



**Ambiente
Químico
y Salud
en el Trabajo**

Enrique J. Ibarra Fernández de la Vega

AMBIENTE QUÍMICO Y SALUD EN EL TRABAJO

AMBIENTE QUÍMICO Y SALUD EN EL TRABAJO

Enrique J. Ibarra Fernández de la Vega



La Habana, 2007

Ibarra Fernández de la Vega, Enrique J.
Ambiente químico y salud en el trabajo/
Enrique J. Ibarra Fernández de la Vega. La Habana
Editorial Ciencias Médicas, 2007.
V VIII, 532 p.: fig., tab.

Incluye bibliografía.
Anexos: p. 507-531
ISBN 978-959-212-263-5

1. RIESGOS LABORALES 2. VIGILANCIA SANITARIA DE
AMBIENTES 3. SALUD LABORAL 4. CONTAMINACIÓN
QUÍMICA 5. CONTAMINANTES QUÍMICOS.

WA 671

Diseño: Enrique Ibarra Cruaños

© Enrique José Ibarra Fernández de la Vega, 2007
© Sobre la presente edición:
Editorial Ciencias Médicas, 2007

Editorial Ciencias Médicas
Centro Nacional de Información de Ciencias Médicas
Calle I N° 202 esquina a Línea, El Vedado, Ciudad de La Habana, CP 10 400, Cuba.
Teléfono: 832-5338 / 55-3355
ecimed@infomed.sld.cu

CONTENIDO

| | |
|---|----|
| PRESENTACIÓN | 13 |
| RESUMEN | 17 |
| PRIMERA PARTE. GENERALIDADES | 19 |
| 1. FACTORES QUÍMICOS DE RIESGO A LA SALUD EN EL TRABAJO | 21 |
| Bibliografía consultada | 28 |
| 2. SUSTANCIAS NOCIVAS | 30 |
| 2.1 Concepto de sustancia nociva | 30 |
| 2.2 Clasificación de las sustancias nocivas | 30 |
| 2.3 Vías de entrada al organismo | 36 |
| 2.4 Absorción, distribución, acumulación, metabolismo y efectos | 38 |
| 2.5 Vías de eliminación | 43 |
| 2.6 Toxicidad, exposición y riesgo | 43 |
| Bibliografía consultada | 45 |
| 3. LÍMITES DE EXPOSICIÓN OCUPACIONAL A LAS SUSTANCIAS NOCIVAS | 47 |
| 3.1 Concepto de límite de exposición ocupacional | 49 |
| 3.2 Establecimiento de los límites de exposición | 51 |
| 3.3 Criterios empleados para el establecimiento e implementación de los límites de exposición | 56 |
| 3.3.1 Concentraciones máximas admisibles (MAC) | 57 |
| 3.3.2 Valores límite umbrales (TLV) | 57 |
| 3.3.3 Concentraciones máximas permisibles (MAK) | 61 |
| 3.3.4 Niveles límite admisibles (NLA) | 63 |
| 3.4 Límites de exposición ocupacional a sustancias nocivas en Cuba | 65 |
| Bibliografía consultada | 69 |
| 4. MONITOREO AMBIENTAL DE LAS SUSTANCIAS NOCIVAS | 73 |
| 4.1 Muestreo y muestras | 73 |

| | | |
|-------------|---|-----|
| 4.1.1 | Importancia del muestreo y su representatividad | 73 |
| 4.1.2 | Concepto de muestra | 76 |
| 4.1.3 | Distribuciones de frecuencias | 77 |
| 4.1.4 | Técnicas de muestreo | 80 |
| 4.1.5 | Tipos de muestras | 82 |
| 4.1.6 | Estrategia del muestreo | 84 |
| 4.1.7 | Decisión estadística en la evaluación de la exposición | 86 |
| 4.1.7.1 | Valoración del límite promedio admisible | 89 |
| 4.1.7.1.1 | Muestra simple de tiempo total | 89 |
| 4.1.7.1.2 | Muestras continuas de tiempo total | 91 |
| 4.1.7.1.3 | Muestras continuas y discontinuas de tiempo parcial | 92 |
| 4.1.7.1.4 | Muestras puntuales | 93 |
| 4.1.7.2 | Valoración del límite máximo admisible | 96 |
| 4.2 | Toma de muestras de contaminantes ambientales | 98 |
| 4.2.1 | Sistema general de la toma de muestras | 99 |
| 4.2.1.1 | Colectores de muestras | 99 |
| 4.2.1.1.1 | Colectores de aerosoles | 100 |
| 4.2.1.1.2 | Colectores de gases y vapores | 103 |
| 4.2.1.1.2.1 | Colectores activos | 103 |
| 4.2.1.1.2.2 | Colectores pasivos | 113 |
| 4.2.1.1.2.3 | Colectores de muestras íntegras | 119 |
| 4.2.1.2 | Medidores de volumen y gasto de aire | 121 |
| 4.2.1.3 | Sistemas y aparatos de aspiración de aire | 125 |
| 4.2.2 | Calibración y verificación de los medios de medición de volumen y gasto de aire | 129 |
| 4.3 | Análisis de las muestras | 133 |
| 4.3.1 | Requerimientos generales y específicos de los métodos de ensayo del aire del ambiente laboral | 133 |
| 4.3.2 | Métodos de ensayo más empleados en la Química Sanitaria Ocupacional | 145 |
| 4.3.2.1 | Métodos gravimétricos | 145 |
| 4.3.2.2 | Métodos titrimétricos | 146 |
| 4.3.2.3 | Métodos ópticos | 146 |
| 4.3.2.4 | Métodos voltamétricos y polarográficos | 148 |
| 4.3.2.5 | Métodos cromatográficos | 148 |
| 4.3.2.6 | Métodos de radioactivación | 149 |
| 4.3.2.7 | Métodos cinéticos y catalíticos | 149 |
| 4.3.3 | Métodos rápidos | 150 |
| 4.3.3.1 | Método de tubos indicadores | 151 |
| 4.3.3.2 | Método de tiras reactivas | 155 |
| 4.3.3.3 | Método de gotas | 156 |

| | |
|--|------------|
| 4.3.4 Métodos de medición directa | 156 |
| 4.4 Control de la calidad de los ensayos analíticos | 158 |
| Bibliografía consultada | 161 |
| 5. SUSTANCIAS NOCIVAS EN FORMA DE AEROSOL | 168 |
| 5.1 Clasificación de los aerosoles | 169 |
| 5.2 Comportamiento aerodinámico de las partículas en suspensión en el aire | 171 |
| 5.3 Penetración, deposición y acción nociva de las partículas en el aparato respiratorio | 173 |
| 5.4 Caracterización higiénico ambiental de los aerosoles | 181 |
| 5.5 Criterios de normalización higiénico sanitaria de los aerosoles presentes en el ambiente laboral | 195 |
| 5.6 Métodos y medios de medición de las concentraciones de aerosoles en el ambiente ocupacional | 198 |
| 5.7 Análisis químico y mineralógico de los componentes de los aerosoles | 206 |
| Bibliografía consultada | 209 |
| 6. MONITOREO BIOLÓGICO DE LA EXPOSICIÓN A SUSTANCIAS NOCIVAS | 213 |
| 6.1 Concepto de monitoreo biológico | 213 |
| 6.2 Marcadores biológicos. Concepto y clasificación | 215 |
| 6.3 Usos principales del monitoreo biológico | 219 |
| 6.4 Selección y validación de biomarcadores de exposición | 221 |
| 6.4.1 Consideraciones analíticas | 223 |
| 6.4.2 Consideraciones éticas y sociales | 226 |
| 6.5 Valores de referencia en el monitoreo biológico de exposición | 227 |
| 6.5.1 Valores normales o habituales | 228 |
| 6.5.2 Niveles de acción biológica | 233 |
| Bibliografía consultada | 245 |
| 7. CONTROL DE LOS RIESGOS QUÍMICOS OCUPACIONALES | 249 |
| 7.1 Descontaminación del aire del ambiente ocupacional | 249 |
| 7.1.1 Eliminación o reducción de los contaminantes en los sitios en que se originan | 249 |
| 7.1.2 Prevención de la dispersión de los contaminantes | 252 |
| 7.2 Prevención de la exposición de los trabajadores | 255 |
| Bibliografía consultada | 256 |

| | |
|--|-----|
| SEGUNDA PARTE. MÉTODOS DE ENSAYO DEL AIRE DE LA ZONA DE TRABAJO | 259 |
| Consideraciones generales acerca de los métodos de ensayo | 261 |
| Métodos de ensayo específicos | 266 |
| • Aceites minerales de petróleo | 266 |
| • Acetona | 269 |
| a) Método 1 | 269 |
| b) Método 2 | 272 |
| • Ácido acético | 274 |
| • Ácido nítrico | 277 |
| • Ácido sulfúrico | 280 |
| a) Método 1 | 280 |
| b) Método 2 | 283 |
| • Acrilonitrilo | 285 |
| • Alcohol etílico | 289 |
| • Alcohol metílico | 292 |
| • Amoníaco | 295 |
| a) Método 1 | 295 |
| b) Método 2 | 298 |
| c) Método 3 | 302 |
| d) Método 4 | 305 |
| • Anilina | 307 |
| • Antimonio y sus compuestos inorgánicos (excepto estibina) | 310 |
| • Arsénico y sus compuestos (excepto arsina) | 313 |
| • Arsina | 317 |
| • Benceno | 320 |
| • Cadmio y sus compuestos inorgánicos | 324 |
| • Cianuro de hidrógeno | 327 |
| • Cinc y sus compuestos inorgánicos | 331 |
| • Cloro | 334 |
| a) Método 1 | 334 |
| b) Método 2 | 337 |
| • Cloruro de hidrógeno | 340 |
| a) Método 1 | 340 |
| b) Método 2 | 343 |
| c) Método 3 | 345 |
| • Cobalto y sus compuestos inorgánicos | 348 |
| • Cobre y sus compuestos inorgánicos | 351 |
| • Dióxido de azufre | 355 |
| a) Método 1 | 355 |
| b) Método 2 | 359 |

| | |
|---|-----|
| • Dióxido de nitrógeno | 362 |
| • Dióxido de selenio | 366 |
| • Disulfuro de carbono | 369 |
| • Ésteres del ácido acético | 372 |
| • Estireno | 375 |
| • Éter dietílico | 378 |
| • Fenol | 381 |
| • Fluoruro de hidrógeno | 384 |
| • Formaldehído | 388 |
| a) Método 1 | 388 |
| b) Método 2 | 392 |
| c) Método 3 | 395 |
| d) Método 4 | 397 |
| e) Método 5 | 400 |
| • Furfural | 403 |
| • Halotano (2-bromo-2-cloro-1,1,1-trifluoretano) | 406 |
| • Hidróxido de sodio | 408 |
| • Hierro y sus compuestos inorgánicos | 411 |
| • Manganeso y sus compuestos inorgánicos | 414 |
| • Mercurio (vapores) | 417 |
| a) Método 1 | 417 |
| b) Método 2 | 420 |
| c) Método 3 | 423 |
| • Nicotina (1-metil-2-(3-piridil)-pirrolidina) | 425 |
| • Níquel y sus compuestos inorgánicos (excepto carbonilo) | 429 |
| a) Método 1 | 429 |
| b) Método 2 | 433 |
| • Óxido de cromo (III) | 435 |
| • Óxido de etileno | 438 |
| • Óxidos de nitrógeno | 442 |
| • Ozono | 444 |
| • Pentóxido de vanadio | 447 |
| • Plomo y sus compuestos inorgánicos | 450 |
| a) Método 1 | 450 |
| b) Método 2 | 454 |
| c) Método 3 | 457 |
| • Polvos industriales | 460 |
| A. Polvo total en el aire | 460 |
| B. Distribución de número de las partículas de polvo | 462 |
| a) Método 1 | 462 |
| b) Método 2 | 468 |

| | |
|---|-----|
| C. Dióxido de silicio libre en el polvo | 470 |
| D. Fibras de asbesto en el aire | 475 |
| • Sulfuro de hidrógeno | 480 |
| a) Método 1 | 480 |
| b) Método 2 | 483 |
| • Tolueno | 484 |
| • Tricloroetileno | 488 |
| • Trinitrotolueno | 492 |
| • Trióxido de cromo, cromatos y dicromatos | 494 |
| • Trióxido de di-arsénico | 497 |
| • Xileno | 499 |
| | |
| COMPLEMENTO | 505 |
| | |
| Anexo 1. Niveles límite admisibles (NLA) de las sustancias nocivas en el aire de la zona de trabajo establecidos en Cuba | 507 |
| • Gases, vapores y aerosoles no fibrogénicos | 507 |
| • Aerosoles fibrogénicos | 511 |
| • Plaguicidas | 512 |
| | |
| Anexo 2. Tabla para determinar el área (α) en una cola de la distribución normal o gaussiana | 514 |
| | |
| Anexo 3. Tabla para determinar el gasto mínimo de aire en la toma de muestras de aerosoles en función de la velocidad lineal del aire y del diámetro de abertura del colector | 515 |
| | |
| Anexo 4. Tabla para calcular el volumen de aire referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión | 516 |
| | |
| Anexo 5. Tablas para la interconversión de unidades de concentración de gases y vapores en el aire | 519 |
| • Interconversión de mg/m^3 a ppm y viceversa | 519 |
| • Interconversión de diferentes unidades de concentración | 521 |
| | |
| Anexo 6. Masas atómicas relativas de los elementos Químicos | 521 |
| | |
| Anexo 7. Masas y fórmulas moleculares de los compuestos químicos | 522 |

Anexo 8. Tabla de clasificación de los productos químicos
por calidades

531

PRESENTACIÓN

El actual Instituto Nacional de Salud de los Trabajadores (INSAT) del Ministerio de Salud Pública de la República de Cuba, hasta hace relativamente poco tiempo Instituto de Medicina del Trabajo (IMT), tiene hoy casi treinta años de fundado y representa las aspiraciones, en plena marcha de desarrollo, de una política nacional encaminada a proteger y preservar la salud y el bienestar de la población y, en especial, de la trabajadora. El Instituto es, de hecho, el centro nacional de referencia de la especialidad y ostenta desde hace varios años la condición de Centro Colaborador para la Salud Ocupacional de las Organizaciones Mundial y Panamericana de la Salud (OMS y OPS, respectivamente) para la región de América Latina y El Caribe.

En particular, al laboratorio de Química Sanitaria Ocupacional del INSAT le ha tocado jugar un papel importante en todos estos años, a niveles institucional y nacional, en el desarrollo de la especialidad médica de Salud de los Trabajadores, creando consecuentemente las bases fundamentales para sustentar su avance en el país en lo referente a la determinación, evaluación y control de los factores químicos de riesgo en centros laborales.

Es cierto que en los primeros años de creado el centro –y con anterioridad también-, algunos profesionales del laboratorio tuvieron la oportunidad de formarse y adquirir experiencias sólidas de trabajo en instituciones científico técnicas de países del entonces campo socialista europeo, fundamentalmente Bulgaria y la Unión Soviética. Pero también es cierto que, con el apoyo certero de la institución y la entereza y constancia de los profesionales y técnicos del laboratorio, éste ha logrado alcanzar resultados significativos que permiten hoy hablar en Cuba, de una consolidación de la Química Sanitaria Ocupacional como disciplina adscrita a la especialidad de Salud de los Trabajadores, a pesar de las dificultades económicas siempre presentes por nuestra condición de país en desarrollo.

El hecho fundamental de que este libro saliera a la luz, es el resultado de una extensa y rigurosa investigación realizada sobre la temática a su más alto nivel científico y de contemporaneidad, amén de mostrar también la experiencia nuestra acumulada en este campo y los resultados y aportes principales alcanzados. Es además menester con

esta obra, demostrar que es posible y factible desarrollar una política efectiva de evaluación, control y prevención de riesgos químicos ocupacionales sin la necesidad impositiva de desplegar grandes recursos humanos, materiales y financieros, y, por supuesto, sin faltar a la verdad y al rigor científico del conocimiento.

Con anterioridad a la concepción y elaboración de la primera versión de este material, la literatura internacional referente al tema que se analiza y debate era bastante dispersa y no suficientemente bien definida como disciplina. En el plano nacional, tampoco existía libro alguno, folleto u otro tipo de documento que reflejara los conocimientos, al menos indispensables, que facilitarían el proceso de formación y perfeccionamiento de especialistas para la atención a la salud de los trabajadores, tarea de primer orden hoy en nuestra sociedad contemporánea, dado el interés y la voluntad política del Estado y Gobierno cubanos, representados en este caso por el Ministerio de Salud Pública, de aplicar y desarrollar, al más alto nivel científico, la especialidad médica de referencia, en aras de proteger adecuadamente al hombre en su entorno laboral y prevenir el posible deterioro de su salud por los factores de riesgo presentes en los ambientes de trabajo.

Los aportes concretos de nuestros especialistas al conocimiento y aplicación de la disciplina, reflejados en el libro y referidos oportunamente en la bibliografía consultada, muestran la solidez del trabajo realizado y que se realiza en cuanto al llenado de vacíos existentes de conocimientos en la materia, así como la labor que se efectúa para resolver problemas de la práctica higiénico sanitaria diaria, con énfasis en soluciones relativamente sencillas, económicas y de aplicación factible en nuestro medio.

En relación con los métodos de ensayo presentados, independientemente de que se mencionan y acotan bibliográficamente otros procedimientos que hoy pueden considerarse como de referencia a nivel internacional y que incluyen el uso de la más avanzada tecnología (espectrometría de masa, espectroscopía de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado, etc.), la selección de aquéllos se realiza sobre la base tanto de la experiencia acumulada de su eficiencia por parte del laboratorio de Química Sanitaria Ocupacional del INSAT, como de la sencillez y economía que manifiestan en su aplicación higiénico sanitaria ocupacional. Más de 30 de los métodos analíticos compendados constituyen hoy normas cubanas vigentes. Por otra parte, los

métodos relativamente novedosos desarrollados específicamente por el laboratorio, han sido validados experimentalmente, y los resultados de dichos procesos de validación publicados oportunamente en revistas científico técnicas nacionales o internacionales (se acotan las referencias bibliográficas correspondientes).

En resumen, la novedad científica que el libro ofrece en su más reciente versión, a nuestro modesto entender, radica en los elementos principales siguientes:

- Consolidación y síntesis de los conocimientos contemporáneos, rigurosamente fundamentados y discutidos, que requiere hoy todo especialista dedicado a las labores inherentes a la atención y promoción de la salud de los trabajadores, especialmente en lo relativo a la valoración y control de los factores químicos de riesgo en la ocupación.
- Muestra de los resultados y aportes científicos concretos que, sobre la temática, nuestros profesionales y técnicos (incluyendo al autor en particular) ponen a disposición de la sociedad, incorporando entre aquellos las metodologías y procedimientos propuestos para, de manera relativamente sencilla y económica (con recursos mínimos de uso general en cualquier laboratorio químico), solucionar problemas a veces bastante complejos y costosos de la práctica higiénico sanitaria diaria.
- Aplicación de un lenguaje suficientemente sencillo y fluido -y no menos riguroso desde el punto de vista científico- que permita su aceptación no sólo por profesionales químicos, sino también por prácticamente todos los demás especialistas que se desempeñan en garantizar la atención adecuada a la salud de los trabajadores.

Nuestra experiencia, además de útil, necesaria e indispensable para la formación, desarrollo y perfeccionamiento de nuestros especialistas a todo lo largo y ancho del país, puede ser de interés también para instituciones y profesionales de la salud de otros países que, como el nuestro, se preocupan y ocupan de proteger al trabajador en su medio laboral y no cuentan tal vez con los medios técnicos más apropiados y actualizados. De hecho, gran parte de esa experiencia se viene desplegado desde hace algunos años en varios países de América Latina (Venezuela, Colombia y Ecuador, entre otros), en los que se han estado ofreciendo curso de capacitación, entrenamiento y superación con éxitos sustanciales. En Ecuador, por ejemplo, en el año 2000 se editó

una primera versión de este libro con una tirada de 500 ejemplares, con el objetivo concreto en ese momento de que sirviera de material didáctico básico para la Maestría en Seguridad, Salud y Ambiente que se comenzó a impartir en ese país con la participación de un elevado número de profesores cubanos. Ejemplares de la primera versión del libro constan actualmente tanto en la biblioteca del INSAT como en las de los Centros Provinciales de Higiene y Epidemiología del país. Así mismo, los patrocinadores ecuatorianos de la edición del material -el Instituto Ecuatoriano de Seguridad Social y la Universidad de Cuenca- se ocuparon de enviar copias del mismo a organizaciones internacionales tales como la Organización Internacional del Trabajo y las Organizaciones Mundial y Panamericana de la Salud, y a instituciones homólogas de Latinoamérica.

Finalmente, hemos considerado oportuno señalar que la alta tecnología que exigen hoy los métodos y procedimientos más modernos y novedosos aplicados en este campo -exhibidos por instituciones de países del llamado Primer Mundo-, puede ser prohibitiva para algunos, pero la inteligencia y perseverancia no; la primera es inherente a todo ser humano y se cultiva con la adquisición de conocimientos que son patrimonio de la humanidad; la segunda es facultad que tiene quien lo desea, ejercita y demuestra, sobre todo en la práctica social. Es precisamente a este hombre nuevo al que dedicamos todos nuestros esfuerzos.


El autor

RESUMEN

La Química Sanitaria Ocupacional es una disciplina adscrita y aplicada a la especialidad médica de Salud de los Trabajadores, y se ocupa específicamente de la identificación, determinación, evaluación y control de la contaminación laboral por sustancias nocivas y de la exposición correspondiente de los trabajadores sometidos al riesgo.

En la presente obra se exponen los elementos contemporáneos, rigurosamente fundamentados, que se requieren para la valoración y control del riesgo de exposición a los contaminantes químicos presentes en los ambientes de trabajo, así como la experiencia y los aportes acumulados en la temática, en cerca de treinta años, por los especialistas del laboratorio de Química Sanitaria Ocupacional del Instituto Nacional de Salud de los Trabajadores (INSAT) de la República de Cuba.

En la *Primera Parte* del libro se ofrece una panorámica amplia y debate de los elementos teóricos y prácticos actuales que rigen en la disciplina: en el *Capítulo 1* se definen los objetivos generales y específicos y el alcance de la Química Sanitaria Ocupacional, y se describen las tareas principales a acometer, señalándose las dificultades que suelen presentarse en la práctica higiénica cotidiana; en el *Capítulo 2* se refieren la definición y clasificaciones de las sustancias nocivas que pueden contaminar el medio laboral, así también como sus formas de penetración al organismo, absorción, distribución, acumulación, metabolismo, efectos y eliminación; en el *Capítulo 3* se analizan y discuten los conceptos y criterios actuales de límites de exposición ocupacional a las sustancias nocivas; en el *Capítulo 4* se describe y analiza la metodología contemporánea para la realización del muestreo ambiental de los agentes químicos; en el *Capítulo 5* se hace un apartado específico referente a la evaluación de los contaminantes en forma de partículas en suspensión, atendiendo a sus características especiales en el aire y de penetración y deposición en el aparato respiratorio humano; el *Capítulo 6* se relaciona con los llamados biomarcadores de exposición a las sustancias quimiotóxicas, sus usos principales y los valores de referencia utilizados; en el *Capítulo 7*, finalmente, se presentan los métodos generales utilizados en la práctica higiénico sanitaria para la descontaminación química del aire de la zona de trabajo y para prevenir la posible sobreexposición de los trabajadores.

En la *Segunda Parte* del libro se presenta una selección de 76 métodos de ensayo para la determinación de 53 tipos diferentes de los contaminantes químicos más frecuentes en el aire de la zona de trabajo. Estos métodos han sido probados y aplicados unos, y desarrollados y(o) perfeccionados otros -todos suficientemente verificados- por el laboratorio de Química Sanitaria Ocupacional del INSAT. La selección de los métodos se realiza atendiendo a su relativa sencillez, economía y aplicabilidad en prácticamente cualquier laboratorio con recursos mínimos de uso general, sin que por ello dejen de cumplir satisfactoriamente con los requerimientos generales y específicos que exigen las normas y recomendaciones vigentes al respecto en cuanto a veracidad, precisión, sensibilidad, especificidad, etc.

En el *Complemento* se incluye, en anexos, un conjunto coherente de tablas que auxilian tanto al químico como al higienista en la proyección y desarrollo del trabajo de determinación y evaluación de los contaminantes químicos del medio laboral.

De manera general, el libro ofrece la posibilidad de adquirir una idea completa del *status* actual del conocimiento científico técnico acerca de la existencia e influencia de los factores químicos de riesgo profesional en la salud del hombre que se expone, día a día, en funciones de su ocupación. También permite conocer y aplicar la metodología contemporánea para su evaluación y control higiénico sanitarios en los puestos y ambientes de trabajo. El lenguaje propio utilizado en el texto le posibilita, seguramente, el acceso al documento no sólo a químicos, sino también a muchos otros profesionales y técnicos que se desempeñan o desempeñarán en la especialidad y actividades inherentes a la atención a la salud de los trabajadores.

PRIMERA PARTE. GENERALIDADES

1. FACTORES QUÍMICOS DE RIESGO A LA SALUD EN EL TRABAJO

El trabajador contemporáneo se encuentra sometido hoy, por concepto de su actividad laboral diaria, a una amplia variedad de factores y procesos potencialmente lesivos para su salud. Estos factores y procesos de trabajo difieren sustancialmente en cuanto a su naturaleza y magnitud, pudiéndose clasificar de la manera general siguiente:

- Factores y procesos de naturaleza física
- Factores y procesos de naturaleza mecánica
- Factores y procesos de naturaleza química
- Factores y procesos de naturaleza biológica
- Factores y procesos de naturaleza ergonómica
- Factores y procesos de naturaleza psicosocial

Todos estos factores y procesos concomitan e interactúan necesariamente sobre el organismo del trabajador, teniendo en cuenta su permanencia en el entorno laboral durante la jornada diaria y durante toda su vida de trabajo.

En particular, la contaminación del ambiente ocupacional por sustancias químicas se produce en los procesos de trabajo como consecuencia directa o indirecta de la manipulación, empleo, transportación y(o) almacenamiento de materiales y productos que generan o dispersan gases, vapores y(o) partículas sólidas o líquidas en el aire. El contacto del hombre con estas sustancias químicas posibilita su entrada al organismo por diferentes vías, provocándole o no, de acuerdo con la dosis absorbida, enfermedades u otras alteraciones en su estado de salud.

Las enfermedades y demás eventos de salud producidos específicamente por las sustancias químicas en el trabajador, determinaron históricamente la necesidad de estudiar sistemáticamente los agentes etiológicos correspondientes, sus propiedades y mecanismos de acción en el organismo, y el control y la prevención imprescindibles de su presencia en el ambiente laboral. La diversidad de sustancias quimiotoxicas y los diferentes estados de agregación en que se manifiestan en el aire, así como los efectos diversos que

producen en el hombre que trabaja y se expone a los factores de riesgo, han propiciado la aparición y desarrollo de toda una serie de disciplinas que hoy confluyen, se complementan e integran en una especialidad mucho más amplia y abarcadora que se ocupa de la atención no sólo a la salud y seguridad de los trabajadores, sino también al propio ambiente en que éstos se desenvuelven.

El objetivo fundamental de la Química Sanitaria Ocupacional, por su parte, consiste básicamente en determinar, evaluar y controlar, desde el punto de vista higiénico ambiental, la calidad del aire que respira el hombre en su medio laboral. Este conocimiento multifacético se logra adquirir sólo a través del análisis químico cualitativo y cuantitativo del aire, y de la valoración de los niveles de influencia de otros factores microclimáticos, tecnológicos y operacionales sobre la magnitud de la contaminación del medio y de la exposición correspondiente de los trabajadores.

El estudio químico sanitario del ambiente laboral requiere, por tanto, de que se acometa, de manera regular y sistemática, un determinado número de tareas particulares para poder cumplir adecuadamente con los objetivos propuestos. Estas tareas son, a grandes rasgos, las siguientes:

- Montaje, desarrollo, perfeccionamiento y validación de métodos de ensayo suficientemente exactos, precisos, específicos, sencillos, rápidos y económicos para el análisis de las concentraciones de las sustancias nocivas, tanto en el aire de la zona de trabajo, como en determinados medios biológicos.
- Desarrollo, perfeccionamiento y normalización de las técnicas y procedimientos de muestreo ambiental y biológico de las sustancias nocivas, en correspondencia con la filosofía, criterios y valores de los límites de exposición ocupacional a las sustancias nocivas que se establezcan para el control de la exposición de los trabajadores.
- Formación, capacitación, adiestramiento y perfeccionamiento sistemáticos del personal técnico y profesional que se dedica o dedicará a la actividad de identificación, análisis y evaluación de los factores químicos de riesgo profesional.

Generalmente, en el proceso de determinación, evaluación y control de la calidad del aire del ambiente laboral, se debe proce-

der, y de hecho se procede, de acuerdo con una determinada secuencia lógica en las actividades y tareas que conlleva este tipo de labor, en aras de lograr, de la manera más sencilla, rápida y eficiente posibles, los objetivos propuestos. Las etapas consecutivas más importantes a desarrollar que se identifican son las siguientes:

- *Primera etapa:* Identificación, análisis y determinación de las causas y fuentes principales de la contaminación ambiental y de la exposición de los trabajadores. En esta etapa se identifican y evalúan críticamente los diferentes procesos que pudieran propiciar la emisión de sustancias nocivas al aire, y se determinan los posibles agentes tóxicos contenidos en las materias primas, productos elaborados y semielaborados y los subproductos. Se evalúan, además, las posibilidades de que estos agentes puedan realmente constituir un riesgo para la salud de los trabajadores, analizando las propiedades físicas y químicas propias de las sustancias y materiales que se emplean o generan, y las características del proceso en que intervienen. En esta etapa, en muchos casos, es necesario recurrir a la búsqueda de información amplia sobre los procesos industriales y tecnológicos específicos y sobre las características y propiedades toxicológicas de las sustancias químicas que participan en dichos procesos.

La búsqueda de la información necesaria sobre las fuentes de contaminación se realiza, por lo general, sobre la base de tomar en consideración todos y cada uno de los procesos tecnológicos específicos asociados a cada puesto de trabajo, las materias primas de que se abastece, las transformaciones físicas y químicas que sufren los materiales durante el proceso, etc. Con la información resumida se elabora y propone una hipótesis de trabajo sobre los posibles contaminantes y, posteriormente, se procede a su verificación experimental. Para el análisis cualitativo preliminar pueden emplearse métodos rápidos o expresos (tubos indicadores de gases y vapores, papeles indicadores, etc.), que permitan una identificación rápida de los contaminantes presentes en el medio laboral. Estos métodos comúnmente nos permiten conocer también, con determinado grado de aproximación, el orden o nivel cuantitativo de la contaminación del aire.

- *Segunda etapa:* Determinación de las concentraciones de las sustancias nocivas en el aire y del nivel de la exposición de los trabajadores. Al comienzo de esta fase del estudio se deberán seleccionar los métodos apropiados de muestreo y análisis físico-químico de los contaminantes del aire, teniendo en cuenta las características de los procedimientos de que se disponga y las posibilidades objetivas de utilizarlos en la práctica higiénico-sanitaria. A continuación, se seleccionan y distribuyen los puntos de muestreo, tomando en consideración la posición que ocupa cada obrero frente al objeto de trabajo durante la jornada, sus tareas habituales y la duración de cada etapa del proceso.

Simultáneamente con las determinaciones de las concentraciones de los contaminantes en el aire que se realicen, se analizan y valoran también otros parámetros e indicadores microclimáticos (temperatura del aire, presión atmosférica, humedad relativa, movimiento de las corrientes de aire, etc.) y tecnológicos (disposición de los locales e instalaciones, sistemas de ventilación existentes, etc.), con vistas a que se facilite integralmente la comprensión de la situación y características del ambiente laboral en su conjunto y de la exposición de los trabajadores asociados al proceso.

- *Tercera etapa:* Análisis e interpretación de los resultados. Esta fase se inicia con el cálculo de las concentraciones de las sustancias nocivas en el aire y con la estimación de la magnitud de la exposición de los trabajadores en cada puesto laboral. Después, se obtienen las concentraciones medias y las instantáneas o puntuales y se comparan, por separado, con los límites de exposición preestablecidos.

La interpretación integral de los resultados se efectúa incluyendo en la valoración el análisis de la posible influencia de los otros factores microclimáticos y tecnológicos sobre el estado de la contaminación de la zona de trabajo y sobre la exposición individual y colectiva de los trabajadores sometidos al riesgo.

- *Cuarta etapa:* Conclusiones del estudio y establecimiento de las recomendaciones higiénico-sanitarias apropiadas. En esta etapa se define la situación de la calidad del aire, en correspon-

dencia con las normas de referencia, y se procede, si es necesario, a la selección de las medidas y sistemas higiénico sanitarios idóneos para la descontaminación del aire y el control de la exposición de los trabajadores. La eliminación o disminución de las concentraciones de los contaminantes se puede lograr mediante la elección de un sistema de ventilación adecuado, en dependencia de la naturaleza físico química de las sustancias nocivas y de sus niveles ambientales, las características técnicas de los sistemas de control conocidos y disponibles, y las posibilidades económicas y de instalación en los locales de trabajo. La disminución de la exposición a los contaminantes también puede lograrse a través del empleo de medios de protección individual o de cambios en los procesos y(o) procedimientos de trabajo que conlleven menor contacto del hombre con las sustancias nocivas.

- *Quinta etapa:* Verificación de la efectividad del conjunto de medidas adoptadas para la descontaminación del aire y(o) para la reducción de la exposición de los trabajadores. Con posterioridad al cumplimiento de las medidas higiénico sanitarias dictadas, se comprueba en la práctica si, en efecto, las concentraciones de las sustancias nocivas en el aire han sido reducidas hasta niveles del orden de los límites de exposición establecidos o inferiores, y si la exposición individual y colectiva de los obreros ha disminuido significativamente a niveles tales que no constituyan objetivamente un riesgo para la salud humana.

Es bien conocido que la variabilidad de las condiciones microclimáticas en los puestos de trabajo (cambios de temperatura, movimiento del aire, etc.) y la intermitencia de los procesos productivos, provocan fluctuaciones significativas de las concentraciones de las sustancias nocivas en el aire, lo que puede complejizar significativamente la evaluación higiénica de la exposición ocupacional a los contaminantes. El error introducido por falta de representatividad en el muestreo de la zona de trabajo puede ser, y en muchos casos es, superior al error inherente a la toma de la muestra y al del procedimiento analítico, y a ambos inclusive. Para que los resultados posean significación estadística, por tanto, es necesario que se cumplan determinadas medidas que minimicen los errores de representatividad. La elección correcta de los lugares de muestreo y el número y momento de las mediciones a realizar, son ele-

mentos esenciales, entre otros, para el diseño experimental de la ejecución del muestreo.

El procedimiento de la toma de muestras también con frecuencia introduce errores en la estimación. La ineficiencia de los colectores de muestras y las inexactitudes de los medios de medición de volumen o gasto de aire, son las causas principales de estos errores. Además, ocasionalmente la falta de hermeticidad del sistema de toma de muestras puede contribuir también al falseamiento de los resultados.

Los métodos de ensayo para la determinación de las concentraciones de las sustancias nocivas pueden, de igual forma, introducir errores en los resultados. Sus causas principales son la presencia de sustancias interferentes concomitantes en el aire y la utilización de aparatos y(o) reactivos químicos no adecuados o en mal estado.

También, en dependencia del tipo de muestreo empleado, los resultados podrán ser más o menos representativos de la exposición real de los trabajadores a los contaminantes ambientales dados.

Por otra parte, la variabilidad de las condiciones de los puestos de trabajo establece y define la necesidad de analizar no sólo las concentraciones medias de los contaminantes durante toda la jornada laboral, sino también las concentraciones máximas o extremas (picos). La significación higiénico sanitaria de la concentración promedio y de las máximas dependerá en alto grado de la naturaleza físico química de la sustancia nociva y de su forma de acción tóxica en el organismo humano. En presencia de sustancias nocivas cuyas acciones fundamentales se producen por la acumulación en órganos y tejidos, las concentraciones promedio tienen una importancia preponderante respecto a las máximas, y se asocian conceptualmente al término de intoxicación crónica. La acumulación diaria del agente tóxico en el organismo es, en estos casos, directamente proporcional a la concentración promedio en el aire que respira el trabajador durante la jornada total de trabajo.

Cuando la reactividad de la sustancia química es elevada y ésta se elimina relativamente rápido del organismo, las concentraciones

máximas adquieren una importancia mayor, por lo que se asocian al concepto de intoxicación aguda. Es posible que un trabajador expuesto a altas concentraciones de este tipo de contaminantes durante períodos relativamente cortos, contraiga una intoxicación de carácter agudo sin que necesariamente la concentración promedio supere significativamente el límite de exposición correspondiente.

Por supuesto, la relación que puede admitirse entre la concentración pico y la promedio es variable, dependiendo de las características toxicométricas de la sustancia nociva en cuestión (dosis letal media, concentración letal media, etc.).

En el análisis higiénico sanitario integral de la zona de trabajo, no sólo es importante definir la calidad del aire que se respira por concepto de la ocupación, sino que también es imprescindible conocer el estado de salud del trabajador sometido ocupacionalmente al riesgo. El hombre y su medio laboral constituyen una unidad en el proceso de trabajo. La evaluación conjunta de ambos factores proporciona un criterio multilateral mucho más acertado de la situación específica ambiental y permite establecer un determinado nivel de correspondencia entre la causa (contaminación del medio) y el efecto (desviaciones de salud de los trabajadores). Esta situación determinada, sin embargo, no siempre tiene, en la práctica, que reflejar lo esperado en cuanto a correspondencia de acuerdo con las consideraciones teóricas preliminares, pues puede ocurrir que los efectos que se puedan producir en el organismo por determinadas sustancias realmente no se hayan manifestado aún, ya que en estos casos aquéllos comienzan a surgir o manifestarse al cabo de un tiempo de exposición más o menos prolongado. En oportunidades no se establece aparentemente la correspondencia adecuada debido a la existencia de otros factores no tomados en consideración, tales como la sobreexposición accidental y(o) no ocupacional a las sustancias nocivas, no determinada mediante el muestreo del aire de la zona de trabajo, o, por el contrario, una menor exposición del trabajador que conoce y se protege del contaminante. De aquí se resalta la importancia de la valoración correcta -multifacética e integral- de las condiciones higiénico ambientales de los locales de trabajo y de la forma, intensidad y duración de la exposición de los trabajadores.

Es conveniente resaltar, finalmente, y con carácter metodológico, que las investigaciones químico ambientales de la zona de tra-

bajo deben subordinarse siempre a los requerimientos básicos de la Higiene Ocupacional. La metodología que se aplique debe estar encaminada hacia la solución de los problemas inherentes a la Higiene en el Trabajo en relación con la preservación integral de la salud y bienestar del hombre trabajador en su medio laboral.

Bibliografía consultada

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina, Moscú; 1966.
2. Brown RH, Curtis M, Saunders KJ, Vandendriessche S, editors. Clean air at work: new trends in assessment and measurements for the 1990s. Cambridge: The Royal Society of Chemistry; 1992.
3. Consejo de Ayuda Mutua Económica. Problemas de toxicología industrial. Moscú: Proyectos Internacionales de Gknt; 1986.
4. González E, Ugarte MC, Tejedor JN. Toxicocinética aplicada a la higiene industrial. Madrid: Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo; 1988.
5. Hering SV. Air sampling instruments for evaluation of atmospheric contaminants. 7th ed. Cincinnati (OH): American Conference of Governmental Industrial Hygienists; 1989.
6. Kolykovsky P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. V. I. Sofia: Técnica; 1977.
7. Laborda R, Velasco J. Valoración higiénica de contaminantes químicos en el medio laboral. San Sebastián: Asociación para la Prevención de Accidentes; 1996.
8. Muraviova SI, Kaznina NI, Projorova EK. Guía para el control de las sustancias nocivas en el aire. Moscú: Química; 1988.
9. National Institute for Occupational Safety and Health. Exposure measurement action level and occupational environmental variability. Cincinnati (OH): US Department of Health, Education, and Welfare; 1975.
10. National Institute for Occupational Safety and Health. Occupational exposure sampling strategy manual. Cincinnati (OH): US Department of Health, Education, and Welfare; 1977.
11. National Institute for Occupational Safety and Health. Statistical methods for the determination of noncompliance with occupational health standards. Cincinnati (OH): US Department

- of Health, Education, and Welfare; 1975.
12. National Institute for Occupational Safety and Health. The industrial environment - its evaluation and control. Cincinnati (OH): US Department of Health, Education, and Welfare; 1973.
 13. Ness SA. Air monitoring for toxic exposures. An integrated approach. New York: Van Nostrand Reinhold; 1991.
 14. Rodríguez LP, Granda A, Manero R, Pérez D, Fuertes G, Castellanos JA, et al. Manual de medicina del trabajo. Ciudad de La Habana: Pueblo y Educación; 1989.

2. SUSTANCIAS NOCIVAS

2.1 Concepto de sustancia nociva

La mayor parte de las sustancias químicas, aquellas consideradas como agentes tóxicos o nocivos para la salud, son sustancias exógenas conocidas como xenobióticas. De manera general, éstas pueden definirse como toda sustancia química que, introducida en el organismo y absorbida por éste, provoca efectos considerados como nocivos para el sistema biológico. Sin embargo, por ser precisamente este concepto el elemento fundamental que estudia la Toxicología, y en especial la Toxicología Ocupacional, es necesario e imprescindible definir un término más apropiado que no deje lugar a dudas o posibles imprecisiones conceptuales.

Desde el punto de vista contemporáneo más amplio de la Salud de los Trabajadores, y atendiendo a su objeto fundamental que es el hombre y su salud ante la actividad que lo diferencia del resto del mundo animal, el trabajo, debemos entender por sustancia nociva *aquella que al ponerse en contacto con el organismo humano, puede provocar, de acuerdo con la dosis absorbida, enfermedad o alteración del estado normal de salud durante la vida laboral o en un plazo lejano de la presente y futura generación, utilizándose para su diagnóstico métodos actualizados de investigación.*

En términos generales, prácticamente todas las sustancias químicas pueden ser consideradas como nocivas, ya que la nocividad no viene dada solamente por la naturaleza físico química intrínseca de la sustancia, sino también por la posibilidad de que ésta se ponga en contacto con el organismo humano y por la dosis mínima que provoca un efecto adverso específico al ser absorbida por él. Por otro lado está la importancia en el concepto del reconocimiento explícito de lo que se considere efecto adverso o nocivo a la salud, el momento y lugar en que se pueda manifestar y la forma y procedimientos que se utilicen para su identificación y diagnóstico.

2.2 Clasificación de las sustancias nocivas

Existen y se utilizan diversos criterios para clasificar las sustancias nocivas. Sin embargo, uno de los que consideramos más

importantes desde el punto de vista de la especialidad médica, se fundamenta en el grado de acción tóxica o nociva que ejerce cada sustancia en el organismo. Según la clasificación aceptada actualmente en diversos países de Europa del Este y en Cuba, las sustancias nocivas se subdividen en cuatro clases o grupos, que son los siguientes:

- *Clase I:* Sustancias sumamente tóxicas
- *Clase II:* Sustancias muy tóxicas
- *Clase III:* Sustancias moderadamente tóxicas
- *Clase IV:* Sustancias ligeramente tóxicas

Esta clasificación se establece tomando básicamente en consideración cuatro índices toxicométricos fundamentales, que son los siguientes:

- la concentración máxima admisible en el aire (CMA en el aire);
- la dosis letal media oral (DL₅₀ oral);
- la dosis letal media cutánea (DL₅₀ cutánea);
- la concentración letal media en el aire (CL₅₀ en el aire).

La clasificación de las sustancias se realiza entonces de la forma que se describe en la tabla 1.

Tabla 1. Clasificación de las sustancias nocivas atendiendo al grado de acción tóxica que producen en el organismo humano (según la norma cubana NC 19-01-02:85 'SNPHT. Sustancias nocivas. Clasificación y requisitos generales de seguridad')

| Índice toxicométrico | Clase | | | |
|--|-------|-------------|---------------|----------|
| | I | II | III | IV |
| CMA en el aire (mg/m ³) | < 0,1 | 0,1 a 1 | 1,1 a 10 | > 10 |
| DL ₅₀ oral (mg/kg) | < 15 | 15 a 150 | 151 a 5 000 | > 5 000 |
| DL ₅₀ cutánea (mg/kg) | < 100 | 100 a 500 | 501 a 2 500 | > 2 500 |
| CL ₅₀ en el aire (mg/m ³) | < 500 | 500 a 5 000 | 5001 a 50 000 | > 50 000 |

La inclusión de una sustancia dada en una u otra clase de toxicidad, se establece tomando en consideración el índice cuyo valor corresponda con la clasificación de más alta toxicidad.

Deichman y Gerarde, basados también en un criterio similar, realizan la clasificación como se expresa en la tabla 2.

Tabla 2. Clasificación de las sustancias nocivas atendiendo al grado de acción tóxica que producen en el organismo humano (según WB Deichmann y HW Gerarde)

| Índice toxicométrico | Sumamente tóxica | Muy tóxica | Moderadamente tóxica | Ligera o relativamente inofensiva | Casi atóxica |
|---------------------------------------|------------------|------------|----------------------|-----------------------------------|--------------|
| DL ₅₀ oral (mg/kg) | < 1 | 50 | 500 | 5 000 | 15 000 |
| CL ₅₀ (mg/m ³) | < 10 | 100 | 1 000 | 10 000 | 100 000 |
| DL ₅₀ cutánea (mg/kg) | < 5 | 43 | 340 | 2 810 | 22 590 |

Las sustancias quimiotoxicas también pueden clasificarse atendiendo a muchos otros ejes y criterios de clasificación, algunos de los cuales, a nuestro juicio los fundamentales y más en correspondencia con nuestro objeto de estudio, analizaremos a continuación:

- *Atendiendo a la forma de acción biológica más importante en el organismo humano.* Esta clasificación puede realizarse tomando en consideración como elementos principales para determinar la acción tóxica principal, la concentración del agente químico en el aire, el tiempo de exposición a la sustancia, el estado físico del contaminante, su solubilidad (hidro y liposolubilidad), la afinidad del agente nocivo con moléculas orgánicas y la susceptibilidad individual. La clasificación se realiza entonces de la manera siguiente:
 - *Irritantes:* Los que ejercen acción inflamatoria en las mucosas de las vías respiratorias por contacto directo.
 - *Irritantes primarios:* Son los de acción local inmediata después de la inhalación (amoníaco, cloruro de hidrógeno, halógenos, etc.).
 - *Irritantes secundarios:* Los que, además de ejercer acción local, producen acción sistémica (sulfuro de hidrógeno, fosfina, etc.).
 - *Asfixiantes:* Los que impiden el aporte de oxígeno a los tejidos

sin interferir con el mecanismo de la ventilación pulmonar.

- *Asfixiantes simples o mecánicos*: Los que siendo fisiológicamente inertes, impiden el aporte de oxígeno por desplazarlo o reducir su concentración en el aire (acetileno, nitrógeno, metano, etc.).
- *Asfixiantes bioquímicos*: Los que provocan la asfixia por evitar el transporte eficiente de oxígeno en el torrente sanguíneo o por evitar su utilización normal por los tejidos (monóxido de carbono, cianuro de hidrógeno, anilina, etc.).
- *Anestésicos y narcóticos*: Los que actúan como depresores del sistema nervioso central (hidrocarburos alifáticos, alcoholes, éteres, etc.).
- *Tóxicos sistémicos*: Aquellos que se distribuyen por el organismo y actúan en más de un órgano y(o) tejido específico.
 - *Agentes hepatotóxicos* (cloroformo, tetracloruro de carbono, cloroacetaldehído, etc.).
 - *Agentes nefrotóxicos* (hidrocarburos policíclicos, cadmio, cloroformo, etc.).
 - *Agentes neurotóxicos* (disulfuro de carbono, manganeso, mercurio, etc.).
 - *Agentes con acción a nivel sanguíneo o sistema hematopoyético* (benceno, nitritos, anilina, etc.).
 - *Neumoconióticos*: Los que penetran y se depositan en los pulmones, induciendo neumopatías fibróticas o por simple acumulación.
 - *Carcinógenos*: Los que son capaces de inducir proliferación celular desordenada (asbesto, compuestos de cromo (VI), bencidina, etc.).
 - *Teratógenos*: Aquellos que provocan malformaciones en la descendencia (dioxinas, plomo, iperita, etc.).
 - *Mutágenos*: Los que actúan sobre el material genético provocando alteraciones hereditarias (etilenimina, benzo(a)pireno, etc.).
 - *Alergenos*: Aquellos agentes que desencadenan reacciones descontroladas de tipo antígeno-anticuerpo (isocianatos, fibras de algodón, polvos de ciertas maderas, etc.).

Esta forma de clasificación adolece de un grado significativo de indefinición, ya que una misma sustancia puede presentar una combinación más o menos compleja de tipos importantes de acción biológica y situarse, por tanto, en más de un grupo o clase a la vez.

- *Según la naturaleza química de la sustancia nociva, y en función de las determinaciones analíticas correspondientes a realizar por el químico sanitario, la clasificación podemos efectuarla atendiendo a los grupos principales siguientes:*
 - *Sustancias inorgánicas:* Ácidos, bases, sales, etc.
 - *Sustancias orgánicas:* Hidrocarburos, alcoholes, aldehídos, etc.

Esta es una forma bastante general de clasificación y tiene utilidad práctica para el químico sanitario sólo cuando se pretende la identificación de un método de ensayo genérico adecuado para la determinación analítica de la sustancia en cuestión.

- *De acuerdo con el estado de agregación de la sustancia presente en el aire del medio laboral, y en función del tipo específico de muestras ambientales a tomar, las sustancias tóxicas se subdividen en las clases siguientes:*
 - *Sustancias gaseosas:* Aquellas que se encuentran dispersas en el aire en estado gaseoso.
 - *Gases:* Los que en las condiciones ambientales de temperatura y presión su estado de agregación fundamental es el gaseoso (dióxido de azufre, cloruro de hidrógeno, amoníaco, etc.).
 - *Vapores:* Los que, en cambio, su estado principal de agregación no es el gaseoso, sino el líquido o el sólido (benceno, alcohol metílico, yodo, etc.).
 - *Aerosoles:* Son sistemas dispersos de partículas sólidas o líquidas suspendidas en el aire. Éstos se clasifican, a su vez, en dependencia de la naturaleza física de las partículas, de

su grado de dispersión por tamaños y formas y del procedimiento de generación del aerosol, de la forma siguiente:

- *Polvos*: Los que se producen mecánicamente por choque, trituración, desintegración o detonación de diversos materiales y productos durante su producción, empleo, manipulación, transportación o almacenamiento, y cuyas partículas se mantienen suspendidas por períodos más o menos prolongados en el aire (povos minerales que contienen dióxido de silicio libre, asbesto, etc.).
- *Humos*: Los que se generan por procesos tales como combustión incompleta, destilación, calcinación, sublimación, reacciones químicas y condensación al estado sólido del gaseoso. Los llamados "*smokes*", en particular, son aerosoles sólidos de este tipo, pero su fuente de generación es la combustión incompleta de materiales carbonáceos tales como carbón, aceite, tabaco y madera, y sus diámetros de partículas son generalmente del orden de 0,3 a 0,5 mm. Los *humos metálicos* son también aerosoles sólidos formados específicamente por partículas procedentes de la condensación del estado gaseoso a partir de la volatilización o sublimación de metales, y se presentan generalmente en forma de óxidos.
- *Nieblas*: Éstas conforman un grupo importante de aerosoles líquidos, y se generan por condensación directa del estado gaseoso o mecánicamente en procesos de rociado, salpicaduras, atomización, formación de espuma, etc. (nieblas de ácido sulfúrico, de aceites minerales, etc.).
- *Sustancias semivolátiles*: Son sustancias que se encuentran presentes en el aire en más de una forma de agregación, es decir, en forma de aerosoles (sólidos o líquidos) y vapores (algunos pesticidas, etc.).

La volatilidad de una sustancia química, es decir, su capacidad de pasar del estado sólido o líquido al gaseoso, depende específicamente de su presión de vapor a la temperatura ambiental. Los gases tienen presiones de vapor superiores a 760 mmHg, mientras que en las sustancias volátiles, en general, son mayores que 1 mmHg. No obstante, las llamadas

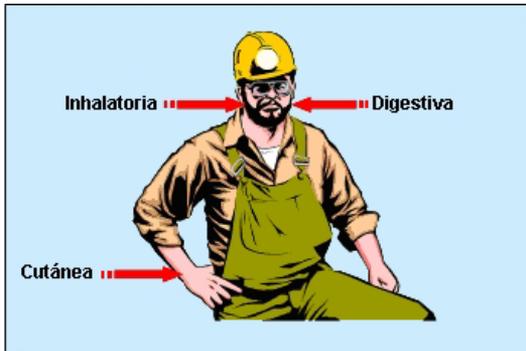
sustancias semivolátiles se caracterizan por presiones de vapor del orden de 10^{-7} a 1 mmHg, y suelen presentarse en el aire tanto en forma gaseosa como de partículas sólidas o líquidas. Presiones de vapor menores que 10^{-7} mmHg indican que las sustancias son no volátiles, es decir, que prácticamente se encuentran dispersas en el aire sólo en forma de partículas.

En la práctica higiénico sanitaria diaria, las diferentes formas de clasificación de las sustancias nocivas son de utilidad para agrupar sustancias homólogas atendiendo a determinadas propiedades comunes. No obstante, en realidad cada sustancia específica se manifiesta como un conjunto de cualidades mucho más complejo que el conjunto de características que representa cada clase dentro de una clasificación particular, por lo que sólo puede concedérsele, lógicamente, un carácter orientador a la misma.

2.3 Vías de entrada al organismo

Las vías de acceso al organismo humano de las sustancias nocivas son diversas, pero las más importantes atendiendo a los intereses de la higiene del trabajo son la respiratoria, la cutánea y la digestiva (figura 1).

Figura 1. Vías principales de entrada al organismo de las sustancias nocivas



La inhalatoria es la vía fundamental desde el punto de vista higiénico ambiental por razones múltiples, sintetizadas éstas de la forma siguiente:

- Por el estado físico de los agentes químicos más comunes dispersos en el aire del ambiente laboral.
- Por el contacto permanente que mantiene el sistema respiratorio con el ambiente exterior, realizando su función vital: la respiración. En el organismo en reposo el flujo ventilatorio pulmonar es de 5 a 6 L/min y puede alcanzar hasta 30 L/min en dependencia de la actividad y el esfuerzo físico.
- Por la extensa área de contacto que representa el aparato respiratorio en su conjunto (alrededor de 90 m²) y específicamente donde se produce el proceso de respiración, es decir, el intercambio de gases entre el torrente sanguíneo y el medio externo; esta última zona es la de mayor efectividad de absorción de las sustancias químicas, siendo la superficie total de la membrana interfásica pulmonar del orden de 70 m² (superficie total de la membrana que cubre los alvéolos pulmonares).
- Por su permeabilidad y riqueza en vascularización, lo que permite generalmente una rápida y eficiente absorción.
- Por la factibilidad de que el contaminante alcance centros vitales del organismo sin pasar obligatoriamente por el sistema hepático.

El tejido cutáneo, por su parte, incluye, además de la piel, el conjunto de membranas mucosas y semimucosas tales como los labios, conjuntiva, canal auditivo externo, mucosa gingival y bucal, etc. La piel, en particular, es una superficie de contacto permeable a un gran número de sustancias químicas, especialmente aquellas que tienen acentuado carácter hidrófilo o liposoluble y que logran difundir al interior del organismo a través de los folículos pilosebáceos. La vía cutánea, representada por un área cercana a 1,80 m² y espesor que fluctúa entre 0,15 mm en los párpados y 1,4 mm en las plantas de los pies; también es importante cuando las sustancias nocivas pueden penetrar a través de la piel dañada o accidentalmente; por ejemplo, en instalaciones hospitalarias la inoculación involuntaria de agentes patógenos tales como los virus de la hepatitis y el SIDA, producto de la manipulación inadecuada de jeringuillas y agujas hipodérmicas contaminadas.

A través del tubo digestivo también pueden penetrar las sustancias nocivas, pero en la generalidad de los casos los coeficientes de absorción correspondientes son mucho menores que en los pulmones o la piel. Además, esta vía de entrada es poco frecuente en el medio laboral y sólo merece importancia realmente cuando no se observan adecuadamente los hábitos higiénicos elementales en el trabajo diario, como por ejemplo, al ingerir alimentos o fumar en las áreas contaminadas.

2.4 Absorción, distribución, acumulación, metabolismo y efectos

Al penetrar las sustancias nocivas al organismo humano, éstas, por lo general, atraviesan las membranas biológicas y alcanzan el torrente sanguíneo (proceso de absorción), distribuyéndose a través de él (proceso de distribución) a los sitios donde van a depositarse (acumulación) o ejercer sus acciones específicas. Los sitios de acción pueden ser muy variados, así como las transformaciones que pueden ocurrir en ellos (procesos metabólicos) y las alteraciones producidas en los órganos o sistemas (efectos).

La absorción de las sustancias nocivas en el organismo depende fundamentalmente de los factores siguientes:

- Factores inherentes a la sustancia tóxica:
 - Solubilidad (lipo o hidrosolubilidad) en los fluidos biológicos. Los compuestos liposolubles atraviesan rápidamente las membranas celulares, mientras que los de baja liposolubilidad lo hacen con bastante dificultad. La presencia en las moléculas de grupos funcionales hidrofílicos tales como $-OH$, $-COOH$, $-NH_2$, $-SO_2H$ y $-SO_2NH_2$, entre otros, propician la formación de puentes de hidrógeno con el agua y, por tanto, acentúan las propiedades hidrofílicas de dichas moléculas, disminuyendo en la misma magnitud su liposolubilidad.
 - Grado de ionización. La mayoría de los compuestos químicos son o se comportan como ácidos o bases débiles y poseen uno o más grupos funcionales capaces de ionizarse. Las membranas biológicas son permeables a las formas no

ionizadas de las moléculas y relativamente impermeables a las ionizadas.

- Tamaño y forma de la molécula. Todo parece indicar que la permeabilidad de las membranas biológicas depende del tamaño molecular. Las moléculas grandes encuentran mayores dificultades para atravesar las membranas, por lo que éstas se convierten en verdaderos tamices moleculares. En cuanto a la forma, las moléculas esféricas son las que presentan mayores facilidades para atravesar las membranas.
- Factores relacionados con la membrana biológica: La membrana celular tiene naturaleza lipídica y contiene grandes cantidades de fosfolípidos, colesterol y lípidos neutros asociados con proteínas. De esta forma, los compuestos liposolubles prácticamente se disuelven en la membrana, atravesándola con facilidad.

Por otro lado, los contaminantes ambientales que logran ser absorbidos, son arrastrados en el torrente sanguíneo y distribuidos por el organismo. El transporte a través de las membranas celulares en los diferentes órganos y tejidos se produce, para la mayor parte de las sustancias, por simple difusión, dependiendo este mecanismo del gradiente de concentración del agente químico y de su liposolubilidad. El transporte también puede efectuarse mediante filtración a través de poros existentes en las membranas, que permiten el paso del agua y aquellos solutos disueltos cuyas moléculas sean lo suficientemente pequeñas como para ser transportadas por este mecanismo. En determinados casos, algunas moléculas relativamente grandes logran atravesar las membranas celulares, aun cuando no sean liposolubles o estén ionizadas, pero en estos casos el mecanismo es diferente; la difusión ocurre por la presencia de un cargador en un lado de la membrana que acompaña a la molécula del otro lado, que logra pasarla, liberándose el cargador y regresando a su lugar de origen. Otros fenómenos especializados que ocurren y propician adicionalmente la difusión de las moléculas son la pinocitosis y la fagocitosis, que desempeñan funciones importantes en la captación de material particulado, por ejemplo, en los pulmones, en el tejido subcutáneo y en el tracto gastrointestinal.

La distribución de los agentes tóxicos por el organismo está condicionada por factores múltiples, siendo los más importantes los siguientes:

- Solubilidad de la sustancia (hidrosolubilidad y liposolubilidad).
- Grado de ionización.
- Afinidad química de la sustancia con las moléculas orgánicas.
- Grado de vascularización de las diferentes áreas del organismo.
- Composición acuosa y lipídica de los órganos y tejidos.
- Capacidad de biotransformación del organismo.
- Estado orgánico (existencia o ausencia de lesiones).

La distribución de las sustancias tóxicas se realiza básicamente hacia tres tipos de compartimientos primarios: plasmático, intersticial e intracelular. La acumulación se produce o bien en el propio sitio de acción o en otros sitios específicos (huesos, tejido graso, etc.), o los agentes son transportados directamente a órganos capaces de biotransformarlos y eliminarlos.

La mayoría de los agentes nocivos presentes en la sangre se transportan unidos a proteínas plasmáticas, particularmente la albúmina, a través de ligandos reversibles, que permiten un equilibrio entre la forma libre y la ligada. La fracción libre es la única activa y es la que se distribuye a los tejidos.

La liposolubilidad es la propiedad de determinados agentes tóxicos que les permite una rápida absorción y distribución en el organismo, confiriéndoles también la capacidad de acumularse en determinados depósitos o compartimientos de tejidos lipídicos. Determinados agentes se acumulan en los huesos, como es el caso del plomo, el estroncio, los fluoruros y el uranio, mientras que otros lo hacen en el hígado y(o) los riñones.

Los procesos de biotransformación de los agentes tóxicos, conocidos habitualmente como metabolismo o procesos metabólicos, pueden ser muy variados, y conducen generalmente a la inactivación de dichos agentes. En algunos otros casos ocurre todo lo contrario, es decir, se producen como resultado de la biotransformación productos aún más tóxicos.

El hígado es el órgano principal implicado en la biotransformación, ocurriendo la mayoría de los procesos de oxidación de los agentes tóxicos por la llamada fracción microsomal en el interior de las células y que está asociada al sistema retículo endoplasmático.

Los tipos principales de reacciones implicadas en el proceso de biotransformación son las de oxidación, reducción, hidrólisis y conjugación. Las enzimas, por su parte, juegan un papel importante en la biotransformación; en determinados casos sus actividades pueden verse aumentadas por la presencia de los agentes químicos (por ejemplo, alcohol etílico, pesticidas organoclorados, etc.) y en otros se inhiben significativamente, como la acetilcolinesterasa en presencia de insecticidas organofosforados y carbamatos.

Los efectos principales producidos por las sustancias nocivas en los procesos de biotransformación se clasifican, de manera general, en locales y sistémicos.

Los efectos irritativos de piel y mucosas son característicos de sustancias tales como el cloro, el amoníaco y el formaldehído, entre otras, y se clasifican dentro del grupo de los efectos locales.

En lo referente a efectos sistémicos, las sustancias pueden interferir en diferentes procesos biológicos, como por ejemplo, el cloropreno, el acetonitrilo, el cianuro de hidrógeno y la fosfina. En unos casos los compuestos actúan sobre un solo órgano, y en otros sobre diversos. Los que actúan sobre el sistema nervioso lo hacen sobre el sistema nervioso periférico, sobre el sistema nervioso central o sobre ambos simultáneamente. El mercurio actúa directamente sobre el sistema nervioso periférico causando degeneración del nervio y su estructura.

Otras sustancias actúan sobre el sistema hepático (los disolventes orgánicos y los compuestos organoclorados), el sistema cardiovascular (el disulfuro de carbono, algunos freones y el nitrato de sodio), el sistema respiratorio (polvos de dióxido de silicio libre, carbón y fibras de asbesto), la vejiga (β -naftilamina), etc.

Algunos compuestos químicos pueden interactuar con los procesos metabólicos y la bioquímica normal del organismo. Los pesticidas organofosforados y los carbamatos, como hemos visto anteriormente, deprimen la actividad enzimática de la acetilcolinesterasa, y el monóxido de carbono y el cloruro de metileno disminuyen la capacidad de conducción sanguínea del oxígeno.

También se han identificado efectos reproductivos por determinadas sustancias, que van desde la producción de infertilidad en hombres y mujeres (pesticidas organoclorados y dibromocloropropano) hasta defectos en el embrión o feto (plomo).

Determinadas sustancias pueden presentar también efectos carcinogénicos. La Agencia Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer clasifica las sustancias químicas en función de la evidencia demostrada de su carcinogenicidad, estando comprendidas en el Grupo 1 las evidentemente cancerígenas, usualmente determinadas mediante estudios epidemiológicos; en el Grupo 2 las probablemente cancerígenas (cuando las evidencias presentadas hasta el momento son limitadas o inadecuadas) y en el Grupo 3 las que no pueden ser catalogadas como cancerígenas porque no hay evidencias o éstas son inadecuadas para hacer una valoración correcta y objetiva.

Algunos contaminantes causan molestias por exposición a altas concentraciones ambientales. Los polvos, por ejemplo, reducen la visibilidad, se depositan en los ojos, los oídos y los pasajes nasales, o causan daños en la piel y mucosas por sus características propias o por los mecanismos de desempolvamiento del aparato respiratorio humano. Estos polvos se conocen generalmente como inertes o molestos, porque supuestamente no presentan efectos tóxicos. No obstante, en realidad no hay polvo que no evoque algún tipo de respuesta pulmonar si ha sido inhalado en cantidades suficientes. Sin embargo, estos polvos pueden seguir siendo considerados como tales para los fines prácticos mientras no se demuestren otros efectos tóxicos de mayor significación.

Existen adicionalmente otras sustancias químicas que aunque no están consideradas directamente como tóxicas, cuando están presentes en el ambiente en grandes proporciones pueden producir asfixia al sustituir al oxígeno del aire que respira el trabajador.

Ejemplos de estos compuestos son el dióxido de carbono y el nitrógeno, entre otros.

2.5 Vías de eliminación

La eliminación del organismo de las sustancias nocivas y(o) sus metabolitos se produce por diferentes vías, entre ellas la renal, la pulmonar, la biliar, el sudor, la saliva, la gastrointestinal, la leche materna, las lágrimas, el pelo y las uñas. En general, son relativamente pocas las sustancias que se eliminan como tales por alguna o algunas de estas vías, ya que con más frecuencia se observan biotransformaciones previas a la eliminación.

La velocidad de eliminación de las sustancias tóxicas o sus derivados metabólicos depende de diferentes factores, entre los que se encuentran la ventilación pulmonar, la capacidad de biotransformación de la sustancia, la afinidad por determinados depósitos (por ejemplo, el tejido graso), o por los constituyentes sanguíneos (proteínas, lípidos, células, etc.), el grado de ionización (dependiente del pH), el funcionamiento del sistema renal y la eliminación biliar y reabsorción en el intestino.

Tanto las formas en que se eliminan las sustancias del organismo como las vías y las velocidades correspondientes, son de gran significación en la selección de los procedimientos idóneos para el monitoreo biológico de la exposición a los contaminantes ambientales, el cual será tratado en detalle en el capítulo VI.

2.6 Toxicidad, exposición y riesgo

La *toxicidad* (nocividad) de una sustancia, aunque importante, no es el único elemento que puede utilizarse para definir y determinar la existencia de un riesgo a la salud asociada a una situación laboral específica. Los factores más importantes que deben ser tomados en consideración para estimar la existencia real y la magnitud del riesgo, son los siguientes:

- Propiedades físicas y químicas específicas de la sustancia nociva.
- Capacidad y probabilidad de que la sustancia pueda producir una respuesta tóxica.

- Capacidad de otras sustancias presentes en el aire de interactuar con ella.
- Condiciones de uso de la sustancia.
- Influencia de las condiciones ambientales microclimáticas y tecnológicas.

Por otra parte, el *riesgo* se define como la probabilidad de que se produzcan alteraciones de salud como consecuencia de la exposición a un agente determinado (*factor de riesgo*).

En líneas generales, la magnitud del riesgo de exposición depende concretamente del agente químico específico y de la situación específica de exposición y de los sujetos expuestos.

Es conveniente señalar que el término *exposición* se reserva para todo lo que se relaciona con la presencia de la(s) sustancia(s) química(s) en el aire del medio laboral y de las mediciones realizadas para su determinación mediante un muestreo apropiado. En muchos casos, y por razones diversas, esta exposición no tiene que correlacionarse directamente con lo que penetra realmente al organismo. Por lo tanto, la *dosis absorbida* se debe referir entonces a la porción de la exposición que logra penetrar al organismo a través de la piel, el aparato respiratorio u otras vías, y es transportada a través del flujo sanguíneo a los órganos receptores.

La diferencia entre la dosis absorbida y el resultado de las mediciones de las concentraciones ambientales del contaminante, determinadas mediante muestreo del aire (exposición), se puede deber a muchos factores, entre ellos los siguientes:

- Grado de actividad del sujeto (régimen de trabajo y descanso).
- Cambios en la temperatura del aire (que afectan el metabolismo corporal).
- Fluctuaciones de las concentraciones ambientales del contaminante.
- Posibilidad del contaminante de ser eliminado con el aire exhalado.
- Acumulación en tejidos corporales.
- Capacidad de la sustancia para transformarse en metabolitos más o menos tóxicos.
- Biovariaciones individuales (sexo, edad, talla, peso, etc.)

En términos generales, es muy importante dejar bien puntualizadas finalmente las diferencias entre los conceptos teóricos y prácticos de *toxicidad*, *exposición* y *riesgo*, por cuanto, como todos sabemos o debemos saber, en la actividad higiénico preventiva en Salud de los Trabajadores el propósito fundamental es, ante todo, identificar y cuantificar el riesgo, y no quedarse solamente en el plano del conocimiento de la toxicidad y de la exposición a los contaminantes.

Bibliografía consultada

1. Calabrese EJ, Kenyon EM. Air toxics risk assessment. Chelsea: Lewis Publishers, 1991.
2. Clayton GD, Clayton FE. Patty's industrial hygiene and toxicology. 3rd ed. rev. New York, Chichester, Brisbane, Toronto: John Wiley & Sons; 1978.
3. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Sustancias nocivas. Clasificación y requisitos generales de seguridad. NC 19-01-02. República de Cuba; 1985.
4. Consejo de Ayuda Mutua Económica. Problemas de toxicología industrial. Moscú: Centro de Proyectos Internacionales de Gknt; 1986.
5. de Toledo PE, de Fernícola NAGG. Nociones generales de toxicología ocupacional. Metepec: Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud; 1989.
6. Deichmann WB, Gerarde HW. Toxicology of drugs and chemicals. New York: Academic Press; 1969.
7. Ecobichon DJ. The basis of toxicity testing. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press; 1997.
8. González E, Ugarte MC, Tejedor JN. Toxicinética aplicada a la higiene industrial. Madrid: Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo; 1988.
9. Greenberg MI, Hamilton RJ, Phillips SD, editors. Occupational, industrial and environmental toxicology. St Louis: Mosby-Year Book; 1997.
10. Hathaway GJ, Proctor NH, Hughes JP. Proctor and Hughes' chemical hazards of the workplace. 4th ed. New York: Van Nostrand Reinhold; 1996.
11. Kasparova AA, Sanotzkii IV. Toxicometría de las sustancias químicas contaminantes del medio ambiente. Moscú: Centro Internacional de Proyectos de Gknt; 1986.

12. Klaassen CD, Amdur MO, Doull J, editors. Cassarett and Doull's toxicology: the basic science of poisons. 5th ed. New York: Mc Graw-Hill; 1996.
13. Laborda R, Velasco J. Valoración higiénica de contaminantes químicos en el medio laboral. San Sebastián: Asociación para la Prevención de Accidentes; 1996.
14. Van Leeuwen CV, Hermens JLM, editors. Risk assessment of chemical: an introduction. Dordrecht: Kluwe Academic Publishers; 1995.

3. LÍMITES DE EXPOSICIÓN OCUPACIONAL A LAS SUSTANCIAS NOCIVAS

El desarrollo vertiginoso de la industria contemporánea requiere de la utilización masiva en los procesos productivos de prácticamente todas las sustancias químicas conocidas y de la incorporación acelerada de otras muchas nuevas, generalmente más complejas y nocivas. Esta situación acrecienta, indiscutiblemente, el peligro potencial de contaminación de los ambientes de trabajo por dichas sustancias, así como el riesgo de exposición e intoxicación entre los trabajadores asociados a los puestos de trabajo de referencia. Es por ello necesario e imprescindible que se puedan adoptar a tiempo las medidas adecuadas para prevenir los posibles daños y otras desviaciones de salud en la población trabajadora sometida al riesgo.

El actualmente llamado *límite de exposición ocupacional (LEO)*, término introducido por vez primera en la Conferencia Internacional del Trabajo en 1977, es un instrumento importantísimo para la reducción de la exposición a sustancias nocivas en centros de trabajo, así como para la prevención de enfermedades profesionales y otras desviaciones de salud entre los trabajadores. No obstante, larga ha sido la trayectoria histórica de los LEO, plagada, además, de múltiples contradicciones y no pocos falsos entendimientos.

El desarrollo objetivo de límites de exposición ocupacional a sustancias químicas comienza virtualmente en la segunda década del siglo XX en algunos países de Europa y en los Estados Unidos de América (EEUU). Sin embargo, no es hasta 1968 en que la Conferencia Americana de Higienistas Industriales de Gobierno (American Conference of Governmental Industrial Hygienists, ACGIH) de los EEUU recomienda formalmente los primeros LEO para un número importante de sustancias químicas, los denominados entonces *valores límite umbrales (del inglés, threshold limit values, TLV)*. Dos años más tarde, en el Acta de Salud y Seguridad del Trabajo de 1970 de los EEUU, se adopta oficialmente, como parte de la política del Estado, un listado contentivo de alrededor de 450 de estos límites de exposición para un número igual de sustancias nocivas. Seguidamente, en 1971, la Administración de Seguridad y Salud en el Trabajo de los EEUU (Occupational Safety

and Health Administration, OSHA), adopta la inmensa mayoría de los TLV recomendados por la ACGIH en 1968, ahora con una nueva terminología, la de *límite de exposición permisible* (del inglés, *permissible exposure level, PEL*), en la Sección 6(a) del Acta de Seguridad y Salud en el Trabajo. Esta decisión fue considerada como necesaria ante la imposibilidad de la OSHA de establecer con la rapidez requerida sus propios límites para un número grande de sustancias. No obstante esta oportunidad por una sola vez de adoptar los TLV como PEL, se esperó que la agencia desarrollase en lo adelante sus límites propios, utilizando para ello la información que debía suministrar el Instituto Nacional de Salud y Seguridad del Trabajo de los EEUU (National Institute for Occupational Safety and Health, NIOSH), autorizado desde 1970 por mandato en el Acta de Seguridad y Salud en el Trabajo y refrendado éste en la Ley Pública 91-596.

Desafortunadamente, entre 1971 y 1991 la OSHA sólo fue capaz de establecer los PEL para 12 sustancias, a pesar de que el NIOSH había dado criterios para el desarrollo de nuevas normas para 129 sustancias químicas. En estos casos la OSHA participa activamente en el proceso de establecimiento de los PEL, dando criterios de factibilidad tecnológica y económica para la implantación de las normas, pero el NIOSH no necesariamente los tiene que tomar en consideración. Esta última institución desarrolla con más frecuencia los llamados *límites de exposición recomendados para contaminantes en el aire*, aunque también lo hace para otros factores ambientales ocupacionales, tales como ruido, calor, radiaciones ultravioletas, etc.

Sin embargo, la ACGIH continuó actualizando los TLV e incluyendo en sus listados límites para cada vez mayor número de sustancias, muchos de cuyos valores han ido reduciéndose con el tiempo. Por su parte, la OSHA se vio comprometida a establecer en 1989, en la Norma de Contaminantes del Aire, el listado completo de los TLV de la ACGIH correspondiente al bienio de 1987-1988, cuya acción resultó en la adición de límites para 164 sustancias y en la reducción de los valores correspondientes a 212 de los PEL ya existentes. Aunque esta norma tuvo un efecto positivo de cobertura para nuevas sustancias y de reducción de los PEL para muchos compuestos químicos, también se pudo constatar que se mantenían determinadas inconsistencias, debidas principalmente al

hecho por todos conocido de que *“los TLV han sido siempre establecidos por un comité pequeño, en reuniones cerradas y basados en criterios que no han sido claramente delineados”*.

A partir del despegue dado por la ACGIH y la OSHA en los primeros años de la década del 70, con sus aciertos y defectos, y hasta el presente, los límites de exposición ocupacional a las sustancias nocivas han continuado desarrollándose y perfeccionándose vertiginosa y contradictoriamente, adoptando diferentes concepciones e interpretaciones no sólo en los EEUU, sino también por organizaciones e instituciones en muchas otras partes del mundo, fundamentalmente en Europa. Las formas principales que han sido adoptadas y que se emplean con mayor o menor éxito en la actualidad serán analizadas con detenimiento más adelante.

3.1 Concepto de límite de exposición ocupacional

El acrónimo de LEO se utiliza en el presente para denominar a un grupo significativo de definiciones relativas a criterios y valores de concentraciones de las sustancias nocivas en el aire del ambiente laboral, por encima de las cuales se estima que a los trabajadores sometidos repetidamente a su acción, por concepto de la actividad laboral que desarrollan, pueden constituir un riesgo para su salud.

El propósito del establecimiento de los LEO es minimizar el riesgo en el ambiente ocupacional. Sin embargo, en la práctica es extremadamente complejo definir de manera universal este concepto, motivado básicamente por dificultades legales y prácticas confrontadas por los diferentes organismos, organizaciones e instituciones en los diferentes países. Por lo general, los LEO se refieren a *concentraciones de las sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo que representan condiciones bajo las cuales se considera que la mayoría de los trabajadores pueden exponerse día a día sin que se lleguen a producir en ellos efectos adversos para su salud*.

Como puede apreciarse, este concepto tan general muestra un conjunto grande de indefiniciones susceptibles de criticar, tales como qué se considera efecto adverso a la salud, qué proporción de los trabajadores puede exponerse sin riesgo para su salud a esas

concentraciones, cómo se pueden exponer y durante qué tiempo, etc.

De manera general también, los LEO en la actualidad presentan una situación compleja en cuanto a los procedimientos para su establecimiento e implantación, resumida sucintamente de la forma siguiente:

- En muchos países los LEO están prescritos en forma de normas gubernamentales y establecidos como reglas y regulaciones.
- Determinadas organizaciones e instituciones en diversos países los establecen y recomiendan sólo como guías o recomendaciones para uso en la práctica higiénico sanitaria ocupacional.

En ambos casos, los LEO se establecen e implantan para ser utilizados en la práctica laboral en el control del peligro potencial que pueda representar para la salud humana la exposición a las sustancias nocivas. No obstante, un hecho que se da con bastante frecuencia y que dificulta seriamente este proceso, es que los LEO, que se proponen por instituciones no gubernamentales, tienen que ser implantados por el Estado, y no siempre ha existido o existe la armonía adecuada a estos fines.

El establecimiento de los LEO no ha sido, y seguramente no podrá ser nunca, un problema sólo de las ciencias biomédicas y de salud. La factibilidad, incluyendo consideraciones sociopolíticas, culturales y económicas, además de tecnológicas, así como elementos relativos a la ética y la moralidad, deben ser también tomados en cuenta, sin que esto signifique o pueda significar, por supuesto, desatender las posibles consecuencias que para la salud pudiera representar la implantación de los LEO correspondientes. Todos concuerdan en la necesidad del conocimiento de las propiedades toxicológicas de las sustancias nocivas en la implementación de los LEO, pero en gran medida se tiende a subestimar aún determinados aspectos éticos del problema, bien por desconocimiento o motivado por otras razones. Un ejemplo concreto de preocupación ética en el establecimiento de LEO lo encontramos reflejado en una de las definiciones actuales de LEO, el denominado *nivel límite admisible (NLA)*, recomendado por un grupo de expertos y establecido en los primeros años de la década de los 80 para los entonces países socialistas miembros del Consejo de Ayuda Mutua

Económica (CAME), donde se especifica que el valor límite de exposición que se establezca “... *no provoque enfermedad o alteración del estado normal de salud ni en el curso de la actividad laboral ni en un plazo lejano de la presente y futura generación*”. Esta definición, obviamente preventiva en todo sentido social y humano, está refrendada actualmente en nuestra legislación en la norma cubana NC 19-01-63, y será desarrollada con amplitud más adelante en este mismo capítulo.

3.2 Establecimiento de los límites de exposición

Los LEO tienen en el presente dos procedimientos fundamentales de desarrollo para su establecimiento, que son los siguientes:

1. Partiendo de niveles altos de exposición donde se observan efectos nocivos conocidos y bien definidos, y disminuyéndolos paulatinamente, incrementando en la misma medida el grado de sensibilidad en la determinación de las perturbaciones clínicas, bioquímicas y(o) farmacológicas. Por esta vía, los resultados que se obtienen se utilizan como una guía predictiva del posible desarrollo de una enfermedad clínica. Este procedimiento de establecimiento de los LEO tiene aceptación en los países nórdicos y otros de Europa Occidental, así como en los EEUU.
2. Partiendo de un nivel conocido por no producir cambios metabólicos significativos o de otro tipo, e ir incrementándolo paulatinamente, utilizando simultáneamente métodos y procedimientos altamente sensibles para poder detectar las posibles desviaciones de salud identificables de la normalidad. De este modo, el LEO se establece justamente en el punto antes de que se demuestre la inducción de alguna desviación del estado normal del organismo. Este procedimiento ha tenido una gran aceptación en la hasta hace poco Unión Soviética -hoy Rusia, principalmente- y en otros países de Europa del Este.

Por otra parte, en determinados países existe realmente más de un listado de valores de LEO. Los valores y los listados varían continuamente, a la par del desarrollo del conocimiento científico en los campos básicamente de la toxicología y la epidemiología; también, posiblemente, de la economía y de los cambios en la si-

tuación tecnológica, económica y social de cada país.

Las diferencias encontradas entre los LEO establecidos en diferentes países y por diversas organizaciones e instituciones, muchas veces numéricamente en más de una cifra, han causado y causan confusión, sobre todo en los no versados en el problema, y no siempre existen para ellas explicaciones adecuadas de carácter científico. Ha sido necesario reconocer, entonces, la existencia de otras razones sociopolíticas, culturales y económicas que puedan explicar en determinada medida las diferencias. Sin embargo, también se han detectado diferencias inexplicables, realmente irracionales, que a la postre tendrán que ser definitivamente dilucidadas por la ciencia.

La información necesaria e imprescindible para el establecimiento de los LEO puede variar ostensiblemente de una sustancia a otra. Es factible generalmente fundamentar los LEO en la información obtenida de la experiencia laboral, en estudios epidemiológicos y en estudios de corte experimental de laboratorio. Dada la premura que muchas veces se presenta para el establecimiento de un LEO, es realmente raro encontrar hoy día alguno de ellos que esté basado firmemente en los tres procedimientos de manera simultánea, independientemente de que se revisen con determinada sistematicidad a lo largo del tiempo.

Los ensayos experimentales para la determinación de los LEO emplean, indefectiblemente, el estudio de las relaciones de *dosis-efecto* y de *dosis-respuesta*. La interacción entre una sustancia química y el organismo puede describirse mediante una determinada relación dosis-efecto, que indica la vinculación entre la dosis y la aparición de un determinado efecto. La interacción puede también describirse por la relación dosis-respuesta, que describe la correspondencia entre la dosis y la frecuencia de aparición de un efecto dado en una población. Teóricamente, la dosis-efecto, con mayor probabilidad en la mayoría de los casos, puede representar también una dosis-respuesta relativa a ligandos biológicos, por lo que, operacionalmente, es conveniente separar ambos conceptos en el establecimiento de los LEO.

El término *dosis* es imprescindible, ante todo, definirlo explícitamente. Por un lado, dosis puede indicar exposición ocupacional

y, por otro, concentración en el sitio de acción a nivel celular. Este término se usa también en otros tipos de indicadores, por ejemplo, en el denominado monitoreo biológico. Aun el tiempo de exposición pudiera utilizarse como indicador de dosis. El prerrequisito de una dosis para que se considere relevante es que exista relación reproducible entre el valor numérico de que se disponga y la probabilidad de que aparezca el efecto en cuestión, tanto en un mismo individuo como entre individuos diferentes.

El efecto operacional de la relación dosis-efecto no es igualmente válido para todo tipo de efectos. Algunos incluyen mecanismos biológicos específicos que implican una ausencia de correlación entre la dosis y la patología inducida, lo que tiene implicaciones importantes para el establecimiento de los LEO en el caso de algunas sustancias.

La función dosis-respuesta se describe idealmente por una distribución normal o gaussiana. Toxicológicamente el LEO, cuando hay conocimiento y acuerdo sobre el efecto a prevenir, representa un valor de dosis en la curva de dosis-respuesta. Aun si se llegara a demostrar la existencia del umbral, éste tendría también que distribuirse idealmente en la población similar a como ocurre en la distribución normal.

Lo más importante a la hora de sugerir cualquier norma relativa a la implementación de los LEO, se resume en dos aspectos fundamentales: el primero, la selección adecuada del efecto crítico o adverso a considerar y, el segundo, la probabilidad aceptable de que este efecto sea encontrado en los individuos expuestos. Para algunas sustancias, los LEO correspondientes han llegado a definirse sobre la base de la simple ausencia de irritación, disconfort o efecto agudo reversible; en otros casos, el factor guía ha sido la prevención de un daño irreversible a largo plazo, siempre tomando en consideración ese llamado *efecto crítico o adverso* de referencia.

En términos generales, se entiende y(o) define usualmente que el valor del LEO es la cifra mayor permitida para una exposición ocupacional de ocho horas diarias durante cinco días a la semana. No obstante, en determinados países es necesario hacer ajustes en esta exposición permisible, ya que, como en Cuba, la semana labo-

ral oficial es de 44 horas y no de 40 como en otros países, fundamentalmente desarrollados.

El LEO puede reflejarse como un *valor promedio ponderado en el tiempo*, significando entonces el mayor valor medio permitido para la jornada habitual de trabajo (de ocho horas, generalmente), o como un *valor techo o pico* que no puede excederse en ningún momento de la jornada laboral. También con frecuencia en los listados de LEO encontramos para determinadas sustancias un *valor promedio para períodos cortos de exposición*, con preferencia de 15 ó 30 minutos, con un número controlado y bajo de excursiones permitidas a estos niveles durante el turno de trabajo.

En cuanto a los límites de exposición de corta duración, hoy en día existen algunas diferencias en los criterios más utilizados para su establecimiento. Entre los efectos de salud más importantes considerados para su determinación, están la irritación primaria, algunos daños tisulares reversibles, efectos de narcosis y la llamada vida media biológica. Existen también diferencias en cómo aplicar estos límites para determinadas sustancias, por ejemplo, cuando se trata de establecer el número máximo permitido de excursiones durante el turno de trabajo y su espaciamiento mínimo en el tiempo.

A pesar de todo el desarrollo alcanzado en materia de límites de exposición ocupacional a las sustancias nocivas, aún en este momento no existe un acuerdo internacional relativo a la aceptación de límites aceptables para sustancias potencialmente nocivas presentes en el aire del ambiente de trabajo, y no se espera que ocurra en un futuro inmediato, atendiendo a las marcadas divergencias en cuanto al concepto de LEO aplicado en diferentes países y por diversas instituciones. Algunas naciones abogan por el uso de límites de exposición basados únicamente en la prevención de efectos adversos a la salud humana, por ejemplo, Alemania. Otros países, entre ellos el Reino Unido, Suecia y Noruega, establecen explícitamente que en las normas se consideren aspectos de factibilidad, no sólo tecnológicas, sino también sociopolíticas, culturales y económicas.

La Oficina de Salud Ocupacional de la Organización Mundial de la Salud (OMS) logró establecer en 1979 un proyecto sobre

“Límites de exposición ocupacional basados en salud recomendados internacionalmente”, en donde el Grupo de Estudio propuso el término de *límite (recomendado) de exposición ocupacional basado en salud (LEOBS)*, que estuvo en concordancia con la Convención Internacional N° 148 adoptada por la Conferencia Internacional del Trabajo. Este término representa *niveles de las sustancia nociva en el aire del ambiente de trabajo a los cuales no existe riesgo significativo de aparición de efectos adversos a la salud, y en el que no son tomados en consideración elementos tecnológicos y(o) económicos*, por lo que dicho término debe distinguirse del llamado *límite de exposición (ocupacional) operacional*.

Dado el hecho de la imposibilidad virtual de establecer LEO para todas las sustancias potencialmente tóxicas, el Grupo de Estudio de la OMS priorizó el trabajo para determinadas sustancias sobre la base de los criterios siguientes:

- Distribución y abundancia del agente nocivo, así como de la frecuencia de exposición (o exposición potencial) al mismo.
- Potencialidad del agente para causar discapacidades funcionales serias.
- Disponibilidad de suficiente evidencia científica basada en estudios epidemiológicos y experimentales.

Tomando en consideración estos aspectos principales, el Grupo de Estudio propuso y llevó a efecto el trabajo con las sustancias nocivas siguientes:

- Metales pesados: cadmio, plomo, manganeso y mercurio.
- Disolventes orgánicos: tolueno, xileno, disulfuro de carbono y tricloroetileno.
- Irritantes respiratorios: cloro, formaldehído, óxidos de nitrógeno y dióxido de azufre.
- Polvos minerales: dióxido de silicio libre y carbón mineral.
- Polvos vegetales.

Por otra parte, el Comité de Expertos de la OMS sobre Métodos Usados en el Establecimiento de Límites Permisibles en Exposición Ocupacional a Sustancias Nocivas, concluyó en que existía la información científica básica y el consenso entre toxicólogos

ocupacionales, médicos e higienistas, necesarios para poder recomendar, evaluar y revisar los límites permisibles de exposición ocupacional, lo cual representaba una etapa cualitativamente superior hacia el desarrollo de recomendaciones relativas a los niveles permisibles; aunque el grupo puntualizó también que continuaban existiendo diferencias en las formas en que los Estados Miembros (de la OMS) traducen los LEOBS en medidas educacionales, técnicas, de consentimiento y ejecutorias dirigidas a la protección de los trabajadores.

El Comité de Expertos propone que el proceso de establecimiento de los LEO se realice en dos etapas. La primera de ellas se refiere a la fase del desarrollo de los LEOBS sobre la base única de la evidencia científica dictaminada por expertos. El juicio científico fundamental está relacionado con la información acerca de las relaciones exposición-efecto y exposición-respuesta, definiéndose aquella por la relación entre la exposición cuantificada y la severidad, también cuantificada, de los efectos de salud en un individuo o colectivo. Como definición de relación exposición-respuesta queda, entonces, la interrelación entre la exposición cuantificada y el porcentaje de individuos que presentan un efecto de severidad específica. La segunda etapa del proceso será la de transpolar los LEOBS, después de la discusión entre los representantes del gobierno, empresarios y trabajadores, a LEO operacionales o normas. Esta metodología previene que a nivel internacional puedan existir mecanismos que propicien la incorporación de factores tecnológicos y económicos en las decisiones relativas al establecimiento de los LEO.

Adicionalmente, el Grupo de Expertos de la OMS recomienda la implementación de dos tipos o categorías de LEO para las sustancias nocivas, uno para exposiciones de corta duración (15 minutos) y el otro para las de larga duración (ocho horas), utilizándose uno de ellos o ambos para cada sustancia en particular, atendiendo a sus características toxicológicas específicas.

3.3 Criterios empleados para el establecimiento e implementación de los límites de exposición

En muchos países, fundamentalmente desarrollados, existen

determinadas comisiones e instituciones nacionales y(o) no gubernamentales encargadas de establecer filosofías y reglamentar políticas de implantación de los límites de exposición, creando sobre esta base los listados de LEO para las sustancias nocivas de aplicación en las naciones correspondientes. Los principales criterios generales y específicos que han sido y son utilizados en la actualidad en diferentes partes del mundo, son los que se describen a continuación:

3.3.1 Concentraciones máximas admisibles (MAC)

Las concentraciones máximas admisibles (maximum allowable concentrations, en inglés) se asocian con valores límites absolutos. De acuerdo con este criterio, no se admiten concentraciones en el aire mayores que estos valores en ningún momento de la jornada laboral. Este criterio fue aprobado y publicado por vez primera por la ACGIH de los EEUU en 1946 con una lista de valores admisibles para 144 sustancias. Posteriormente este mismo criterio, sin modificaciones sustanciales, fue utilizado con reiteración en la Unión Soviética y otros países de Europa del Este hasta hace sólo algunos años. En Cuba se utilizó hasta 1991 refrendado en la norma cubana NC 19-01-03:80.

3.3.2 Valores límite umbrales (TLV)

Los valores límite umbrales (threshold limit values, en inglés), propuestos y recomendados por la propia ACGIH de los EEUU, tienen su nacimiento en la década de 1950 a 1960, y se refieren a *concentraciones de sustancias químicas en el aire que representan condiciones bajo las cuales se estima que aproximadamente todos los trabajadores pueden exponerse repetidamente un día tras otro sin efectos adversos a la salud*. Debido a la amplia variabilidad en la susceptibilidad individual, sin embargo, un porcentaje pequeño de trabajadores puede experimentar disconfort con algunas sustancias a concentraciones del orden o menores que el límite umbral; un porcentaje menor puede afectarse más seriamente por agravamiento de una condición de salud preexistente o por desarrollo de una enfermedad profesional.

Según plantea la propia ACGIH, los TLV se basan en la mejor

información disponible de la experiencia industrial, de estudios experimentales en animales y en el hombre y, cuando es posible, de una combinación de los tres elementos. No obstante, los TLV han sido diana de más de una crítica por lo que se conoce como *efecto de las corporaciones*, que consiste en el establecimiento de determinados límites admisibles sobre la base única de la información, a todas luces deficiente y tendenciosa, suministrada por grandes corporaciones, en muchos casos sin un basamento científico adecuado y sin el criterio de instituciones oficiales relacionadas con la Salud Ocupacional.

Estos límites se destinan al uso en la práctica de la higiene industrial como guías o recomendaciones en el control de riesgos potenciales a la salud, y no para otro uso o condiciones de trabajo diferentes a las de los Estados Unidos de América y donde las sustancias y procesos difieran. Estos límites no son fronteras bien definidas entre concentraciones seguras y peligrosas, ni son un índice relativo de toxicidad. Ellos no deben ser usados por alguien que no esté suficientemente capacitado y entrenado en la disciplina de la higiene industrial.

Para los TLV se emplean tres tipos específicos o categorías, que son los siguientes:

1. *Valor promedio ponderado en el tiempo (del inglés, time-weighted average, TLV-TWA)*: Concentración promedio ponderada en el tiempo para un día normal de trabajo de ocho horas y semana laboral de 40 horas, a la cual aproximadamente todos los trabajadores pueden estar expuestos repetidamente, día tras día, sin efecto adverso.
2. *Valor de exposición de corta duración (del inglés, short term exposure level, TLV-STEL)*: Concentración a que los trabajadores pueden estar expuestos por un período corto sin sufrir de: 1) irritación, 2) daño tisular crónico o irreversible o 3) narcosis en grado suficiente como para que se incremente la posibilidad de daño accidental, impida el autorrescate o reduzca materialmente la eficiencia en el trabajo, y siempre que el TLV-TWA diario no sea excedido. Éste no es un límite de exposición independiente, sino que suplementa al TLV-TWA donde se reconozcan efectos agudos de una sustancia cuyos efectos tóxicos son primariamente de naturaleza crónica. Los TLV-STEL son recomendados donde

han sido reportados efectos tóxicos en exposiciones altas de corta duración en humanos o en animales.

El TLV-STEL se define como una exposición promedio ponderada para períodos de 15 minutos, la cual no debe excederse en ningún momento durante el día de trabajo, aun si la concentración promedio en las ocho horas está dentro del TLV-TWA. Exposiciones por encima del TLV-TWA y hasta el TLV-STEL, no deben ser mayores de 15 minutos ni deben ocurrir por más de cuatro veces en el día. Debe haber, además, un intervalo de al menos 60 minutos entre exposiciones sucesivas a estos niveles. Otros períodos diferentes de 15 minutos podrían recomendarse siempre que estén garantizados mediante estudios confiables de los efectos biológicos observados.

3. *Valor techo o pico (del inglés, ceiling, TLV-C)*: Concentración que no debe excederse en ningún momento de la exposición laboral.

En la práctica higiénica ocupacional, el TLV-C puede implementarse mediante muestreo por períodos de hasta 15 minutos, excepto para sustancias que pueden causar irritación respiratoria inmediata en exposiciones cortas.

Para determinadas sustancias nocivas, tales como los gases irritantes, puede emplearse sólo la categoría del TLV-C; para otras sustancias pueden ser relevantes una o dos categorías, en dependencia de las acciones fisiológicas correspondientes. No obstante, es importante observar que si cualquiera de estos tipos de TLV se excede, es presumible que exista un riesgo potencial por sobreexposición a esa sustancia.

Aunque el TLV-TWA proporciona la vía práctica más adecuada de monitoreo de agentes químicos ambientales, hay ciertas sustancias para las cuales es inapropiado. En este grupo se encuentran sustancias que actúan de forma predominantemente rápida y para las que se emplean entonces los TLV-C.

Mientras que el TLV-C establece una frontera bien definida que las concentraciones en el aire no deben exceder, el TLV-TWA

requiere de un límite explícito a las excursiones permisibles, que para la mayoría de las sustancias no puede ser el TLV-STEL, por no existir suficientes datos toxicológicos disponibles para garantizar el establecimiento del mismo. Sin embargo, en estos casos las excursiones por encima del TLV-TWA deben controlarse aun cuando la concentración promedio durante las ocho horas no supere este valor. Por tanto, como regla empírica se ha establecido que las excursiones por encima del TLV-TWA puedan exceder tres veces este valor por no más de un total de 30 minutos durante el día laboral, y que bajo ninguna circunstancia excedan cinco veces el mismo.

Dada la existencia de un STEL para una determinada sustancia, éste tiene preferencia ante el límite de excursión permisible.

En los listados actuales de los TLV se señalan especialmente aquellas sustancias que pueden penetrar a través de la piel y las que pueden tener un efecto sensibilizante como resultado del contacto dérmico y(o) por inhalación. También se remarcan los compuestos potencialmente carcinogénicos, clasificados según el nivel de información disponible relativo a las investigaciones practicadas en animales y en el hombre.

Para la evaluación de la exposición combinada a dos o más sustancias, el criterio de los TLV postula que si las sustancias actúan de forma similar en el organismo, es decir, sobre el(los) mismo(s) órgano(s) o sistema(s), entonces deberá cumplirse que:

$$\sum_i^n \frac{C_i}{TLV_i} \leq 1 \quad (I)$$

donde:

C_i concentración de la sustancia i en el aire
 TLV_i TLV establecido para la sustancia i

De existir evidencias de que las sustancias que forman parte de la mezcla actúan de forma diferente en el organismo, es decir, sobre órganos y(o) sistemas diferentes, entonces la concentración de

cada una de las sustancias en el aire se compara independientemente con su TLV respectivo.

En los casos de un posible sinergismo o potenciación como resultado de la exposición combinada a dos o más sustancias químicas, la forma de evaluación deberá ser determinada casuísticamente.

Para los gases y vapores considerados como “inertes” y que en realidad son asfixiantes simples, no se establecen los TLV correspondientes, pero sus concentraciones en el aire se controlan entonces no permitiendo que la concentración ambiental de oxígeno sea menor que 18 % en volumen en condiciones normales de presión atmosférica.

Otro elemento particular pero importante que se toma en consideración en el criterio de los TLV, es el relativo a los esquemas inusuales de trabajo, diferentes del convencional de ocho horas diarias y 40 semanal. En estos casos, el TLV de referencia debe disminuir en la misma medida en que la exposición diaria y(o) semanal aumenta, lo que no justifica de manera alguna que se admitan concentraciones exageradamente altas por períodos relativamente cortos, aun cuando la concentración promedio no sobrepase el TLV-TWA correspondiente.

Otras consideraciones especiales, como son las relativas a la evaluación higiénico sanitaria de aerosoles fibrogénicos, entre otras, se relacionan en el listado de los TLV que anualmente emite la ACGIH.

3.3.3 Concentraciones máximas permisibles (MAK)

El MAK (*maximale arbeitsplatzkonzentrations*, en alemán) es el acrónimo de un término propuesto y empleado por la Comisión para la Investigación de Efectos Nocivos de Salud de los Compuestos Químicos en el Ambiente de Trabajo (CIENSCQAT), creada por el Deutsche Forschungsgemeinschaft de la República Federal Alemana en 1955, cuya traducción al español (concentración máxima permisible) es prácticamente igual a la utilizada para el MAC. Por esta razón, utilizaremos en lo adelante la sigla de

MAK para su diferenciación de aquélla.

El MAK se define como *la concentración máxima admisible de un compuesto químico presente en el aire al ambiente de trabajo (en forma de gas, vapor o partículas en suspensión) que, de acuerdo con el conocimiento actual, generalmente no daña la salud del trabajador ni le causa molestia excesiva*. El MAK es un valor integrado como concentración promedio por períodos de hasta un día laboral o turno de trabajo.

La CIENSCQAT emite anualmente, a partir de 1958, un listado oficial de los MAK, cuya versión en inglés (“Maximum allowable concentrations at the workplaces and biological tolerance values for working materials”) ha estado disponible desde 1981. Algunos otros países europeos, tales como Austria y Suiza, han adoptado también, en mayor o menor medida, el listado alemán o utilizan parte de él.

Al igual que en el listado de los TLV de la ACGIH de los EEUU, en el alemán de los MAK se han ido introduciendo notificaciones o señalamientos especiales para determinadas sustancias, además de los valores de los MAK correspondientes, como son el de penetración dérmica (en 1958) y el de sensibilizante potencial (en 1969). Además, en 1983 se adiciona un sistema específico para el control de las exposiciones pico de corta duración, así como los llamados niveles de tolerancia biológica en 1985, que serán discutidos con mayor detenimiento en el capítulo relativo a los marcadores biológicos de exposición.

En Alemania el Comité de Sustancias Peligrosas ha establecido reglas prácticas muy parecidas a las de la ACGIH de los EEUU en lo que respecta al control de la exposición combinada a dos o más compuestos químicos.

Para sustancias que pueden producir efectos en el embarazo - efectos embriotóxicos y(o) fetotóxicos-, en el listado de los MAK se establece una clasificación especial; lo mismo ocurre para las sustancias mutagénicas y las potencialmente carcinogénicas. En especial para estas últimas, más recientemente se han establecido las denominadas *concentraciones guías técnicas (TRK)*, en cuyo

establecimiento se han tomado en consideración, además de los estrictamente científicos y de salud, elementos socioeconómicos y de factibilidad tecnológica.

Simultáneamente con el desarrollo de los MAK, se ha ido implementado también el de los métodos analíticos para el monitoreo ambiental y biológico de los contaminantes químicos del ambiente de trabajo, los cuales han sido publicados en monografías.

Otras indicaciones particulares relativas a la peligrosidad de las sustancias químicas y su control, pueden buscarse en los listados de los MAK.

3.3.4 Niveles límite admisibles (NLA)

La Comisión Permanente para la Colaboración en el Campo de la Salud Pública de los países miembros del ya extinto Consejo de Ayuda Mutua Económica (CAME), recomendó en los primeros años de la década de los 80 la aplicación de este criterio relativamente novedoso de evaluación del riesgo de exposición ocupacional a las sustancias nocivas, basado fundamentalmente en los resultados de las investigaciones que sobre el tema realizaban hasta ese momento las instituciones científicas relacionadas con la actividad de Salud de los Trabajadores en los países miembros del Consejo. De acuerdo con este criterio, la exposición a una sustancia determinada se evalúa y controla en correspondencia con el grado de acumulación que se produce en el organismo como consecuencia de la absorción continuada de la misma.

Según este criterio, se establecen tres conceptos o categorías de los NLA, cuyas definiciones son las siguientes:

1. *Concentración máxima admisible (CMA)*: Concentración de la sustancia nociva en el aire de la zona de trabajo que no puede excederse en ningún momento de la jornada laboral y a la que un trabajador puede exponerse en jornadas de ocho horas diarias durante toda la vida laboral, no provocándole enfermedad o alteración del estado normal de salud, detectables por los métodos más modernos de investigación, ni en el curso de la actividad laboral ni en un plazo lejano de la presente y futura gene-

raciones.

2. *Concentración promedio admisible (CPA)*: Concentración promedio de la sustancia nociva en el aire de la zona de trabajo a la que un trabajador puede exponerse en jornadas de ocho horas diarias durante toda la vida laboral, no provocándole enfermedad o alteración del estado normal de salud, detectables por los métodos más modernos de investigación, ni en el curso de la actividad laboral ni en un plazo lejano de la presente y futura generaciones.
3. *Nivel orientador seguro (NOS)*: Concentración admisible de la sustancia nociva en el aire de la zona de trabajo determinada por medio de cálculos y sobre la base de las propiedades físicas y químicas de la sustancia, por interpolación de las series próximas a la estructura química respectiva o por los índices de toxicidad aguda.

Esta última categoría, realmente novedosa en el contexto internacional, se introduce con el objetivo primordial de poder dar respuesta rápida a las exigencias de la industria moderna disminuyendo el tiempo, cada vez más valioso, entre el descubrimiento y(o) síntesis de nuevos productos y sus aplicaciones prácticas en los procesos de trabajo, sin renunciar de manera alguna, por supuesto, a que se preserve adecuadamente la salud de los trabajadores que puedan estar sometidos al riesgo. Estos límites de seguridad deberán revisarse, como máximo, a los dos años de instaurados o cuando se detecten alteraciones significativas del estado normal de salud de los trabajadores expuestos, tomando además en consideración los datos aportados por investigaciones epidemiológicas que se realicen al efecto y su relación con las condiciones específicas de trabajo.

Para sustancias particulares, los NLA pueden estar representados por una o dos de las categorías antes mencionadas. La CPA se establece sólo para compuestos químicos de altos índices de acumulación en el organismo.

La observancia de la CMA se realiza en la práctica cotidiana mediante análisis de muestras ambientales de corta duración (de períodos de hasta 30 minutos), mientras que para la de la CPA se utilizan muestras continuas o discontinuas tomadas durante un tiempo equivalente a no menos del 75 % de la jornada o turno de

trabajo. La concentración promedio es la que se contrasta con la CPA correspondiente.

Independientemente de que el CAME ya no existe, lo mismo que la comunidad de países socialistas de Europa del Este, varias de estas naciones continúan adoptando la filosofía y política de los NLA, entre ellas la Federación Rusa.

3.4 Límites de exposición ocupacional a sustancias nocivas en Cuba

Como es obvio por todo lo anteriormente mencionado, el desarrollo y establecimiento de los LEO requiere de un despliegue considerablemente grande de recursos humanos, materiales y financieros, además de un alto nivel científico especializado del personal dedicado a la actividad. Por esta razón, los estudios relacionados con el establecimiento de límites de exposición profesional a los contaminantes químicos del aire se realizan habitualmente sólo en países desarrollados. Esto implica, naturalmente, que los modelos que se utilizan en este tipo de experimento estén fundamentados en las condiciones económicas, sociales, tecnológicas y climáticas específicas de los países correspondientes y en las características particulares de las poblaciones trabajadoras respectivas.

Por otro lado, el alto costo de tales investigaciones imposibilita en la práctica el establecimiento de límites permisibles en países de poco desarrollo, y aun en la mayoría de los de un desarrollo medio. Por tanto, es lógico suponer entonces que la mayor parte de la población laboral del planeta con exposición a sustancias nocivas carezca de regulaciones bien fundamentadas científicamente, al estado actual del desarrollo de la ciencia y la técnica, que permitan su control ambiental por concepto de la ocupación. Por supuesto, la forma más sencilla de resolver la situación en estos países es adoptando límites de exposición foráneos, con el consiguiente riesgo que se corre ante el desconocimiento de si tales límites pueden ser extrapolados convenientemente o no a las condiciones específicas locales.

Hasta el presente, en nuestro país, y a pesar de contarse desde hace más de veinte años con una institución científica dedicada es-

pecíficamente al desarrollo de la salud ocupacional –el Instituto Nacional de Salud de los Trabajadores, INSAT-, no se ha podido acometer la tarea de determinar niveles permisibles para las sustancias nocivas presentes en el aire del medio laboral, ni tan solo para las más comunes. Por tanto, ha sido necesario asumir también la apropiación y adecuación de regulaciones extranjeras para el control de la exposición de los trabajadores a las sustancias químicas. En 1976 se aprueba por vez primera una norma estatal que establece las bases para el control de la exposición a los contaminantes químicos del aire de la zona de trabajo mediante la implementación del criterio de los MAC, y en 1980 se aprueba otra en que se fijan los valores correspondientes para un total de 808 sustancias nocivas diferentes. En estas dos normas se adoptan íntegramente, sin modificaciones, el criterio y los valores de los límites de exposición establecidos en la legislación de la entonces Unión Soviética. Con posterioridad, y como consecuencia del desarrollo alcanzado por la actividad de la Comisión Permanente para la Higiene del Trabajo del CAME, del que Cuba fue miembro hasta su desaparición reciente, surge el nuevo criterio de los NLA y se recomiendan nuevos valores basados en investigaciones más recientes y actualizadas. Nuestro país, por consiguiente, se adscribe a estos acuerdos y recomendaciones e introduce los cambios pertinentes en nuevas versiones de las normas cubanas NC 19-01-02 y NC 19-01-63, donde aparecen los límites admisibles, con determinados cambios en los valores en relación con la versión anterior, para sólo 290 sustancias. Estas dos normas continúan vigentes en la actualidad, y en la segunda se relacionan los valores de los NLA para las sustancias químicas que, en el momento de su implantación, se importaban o producían en el país y para las que podían generarse en los ambientes de trabajo de los centros laborales del territorio nacional (véase el Anexo 1 del Complemento).

En la NC 19-01-63 se establecen, además del listado de los NLA, las siguientes consideraciones:

1. Cuando la exposición diaria a una sustancia dada es mayor que ocho horas, la CPA puede recalcularse utilizando la fórmula siguiente:

$$CPA_x = CPA_8 \frac{h_d}{h_t} \quad (\text{II})$$

donde:

CPA_x CPA que se establece para el nuevo régimen de trabajo y descanso

CPA_8 CPA para la jornada de ocho horas

h_d horas de descanso del nuevo régimen (tiempo entre dos jornadas de trabajo consecutivas)

h_t horas de trabajo de la nueva jornada laboral

2. Cuando para una sustancia dada se encuentran establecidas tanto la CMA como la CPA, deberá cumplirse simultáneamente que:

$$C_i \leq CMA_i \quad (\text{III}) \quad \text{y} \quad \bar{c}_i \leq CPA_i \quad (\text{IV})$$

donde:

C_i concentración de la sustancia i en el aire

\bar{c}_i concentración promedio de la sustancia i en el aire durante la jornada o turno de trabajo

CMA_i CMA correspondiente a la sustancia i

CPA_i CPA correspondiente a la sustancia i

3. En los casos en que exista la presencia simultánea de dos o más contaminantes en el aire, se tomará en consideración si los efectos adversos de salud correspondientes a las sustancias son aditivos -si se producen en el(los) mismo(s) sistema(s) u órgano(s)- o si, por el contrario, difieren significativamente. En el primer caso deberá cumplirse que:

$$\sum_1^n \frac{C_i}{NLA_i} \leq 1 \quad (\text{V})$$

donde:

NLA_i nivel límite admisible correspondiente a la sustancia i

Si los efectos que puedan producir las sustancias se consideran diferentes o, lo que es lo mismo, actúan de forma independiente, deberá cumplirse entonces que:

$$C_1 \leq NLA_1; C_2 \leq NLA_2; \dots; C_n \leq NLA_n \quad (\text{VI})$$

Simultáneamente con las dos normas antes mencionadas, está aprobada e implantada otra del propio Sistema de Normas de Protección e Higiene del Trabajo (SNPHT) que las complementan con la metodología específica para la determinación y evaluación de las concentraciones de los contaminantes en el aire, así como con un total de 29 normas adicionales del Grupo 01 del SNPHT que fijan los métodos de ensayo autorizados para sus determinaciones correspondientes.

El establecimiento a nivel nacional de estas normas, indiscutiblemente, ha permitido lograr un salto cualitativo en la atención que el Estado brinda a la salud de los trabajadores, a la par del desarrollo alcanzado en otras esferas de la salud pública en general y de la ocupacional en particular. No obstante, y a pesar de que la decisión de establecer las normas fue colegiada por especialistas de los organismos rectores de la protección e higiene del trabajo en el país -el Ministerio de Salud Pública, el Ministerio de Trabajo y Seguridad Social, el Ministerio del Interior y la Central de Trabajadores de Cuba-, dichas normas no cuentan con el aval de investigaciones profundas que esclarezcan la medida en que el criterio y los valores de los NLA puedan y(o) deban extrapolarse a las condiciones específicas del país, de su población laboral y de su desarrollo socio económico y tecnológico.

Ocurre también que ya es hora de que se revise integralmente el subsistema de normas relativo a la determinación, evaluación y control de la exposición ocupacional a sustancias nocivas, por cuanto la última aprobada data de 1991 (las normas deben revisarse como máximo a los cinco años de aprobada e implantada) y el SNPHT, como se concibió inicialmente, ha tenido que reformularse a tenor de los cambios producidos en la concepción, estructura y funciones de la actividad normalizativa nacional (desaparición del entonces Comité Estatal de Normalización y creación de la Oficina Nacional de Normalización en los últimos años de la década de

1980). Es momento propicio, pues, para rediseñar el subsistema y lograr la integralidad, coherencia y pertinencia necesarias, dado que existen para ello todas las condiciones subjetivas y objetivas en el país, representadas, en primer lugar, por la voluntad política del Estado de prestar una atención priorizada y diferenciada a la salud de los trabajadores, una estructura sólida del Sistema Nacional de Salud y una legislación sanitaria consecuente. Además, en materia de Salud Ocupacional, Cuba dispone de un programa nacional de atención a la salud de los trabajadores y del INSAT como institución científica con las condiciones de centro nacional de referencia de la especialidad y de Centro Colaborador de las Organizaciones Mundial y Panamericana de la Salud (OMS y OPS, respectivamente). Por estas razones, y a pesar de las limitaciones materiales, económicas y financieras actuales, es posible concebir una política de desarrollo a mediano y largo plazos relacionada con el establecimiento de los LEO de las sustancias nocivas en el país.

Bibliografía consultada

1. American Conference of Governmental Industrial Hygienists. Threshold limit values for chemical substances and physical agents and biological exposure indices. Cincinnati (OH): ACGIH; 2001.
2. Bolt HM. Management of occupational exposure levels in Germany. En: Occupational exposure limits - Health based values or administrative norms? Proceedings of the First International Course on OELs, April 19-23, 1993 in Visby, Sweden. *Arbete Och Hälsa* 1993;15:13-9.
3. Castleman BI, Ziem GE. Corporate influence on threshold limit values. *Am Ind Hyg Assoc J* 1988;13:531-9.
4. Comité de la Calidad del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas. Concentraciones límite admisibles en el aire del ambiente de trabajo. BDS 16608. República Popular de Bulgaria; 1987.
5. Comité Estatal de Normalización de la URSS. SSBT. Requisitos higiénico sanitarios generales del aire de la zona de trabajo. GOST 12.1.005. URSS; 1988.
6. Comité Estatal de Normalización. Sistema de Normas de Protección e Higiene del Trabajo. Aire de la zona de trabajo. Niveles límite admisibles de las sustancias nocivas. NC 19-01-63. República de Cuba; 1991.
7. Comité Estatal de Normalización. Sistema de Normas de Protec-

- ción e Higiene del Trabajo. Aire de la zona de trabajo. Requisitos higiénico sanitarios generales. NC 19-01-03. República de Cuba; 1980.
8. Comité Estatal de Normalización. Sistema de Normas de Protección e Higiene del Trabajo. Sustancias nocivas. Clasificación y requisitos generales de seguridad. NC 19-01-02. República de Cuba; 1985.
 9. Comité Estatal de Normalización. Sistema de Normas de Protección e Higiene del Trabajo. Aire de la zona de trabajo. Determinación y evaluación de las concentraciones de las sustancias nocivas. Requisitos generales. NC 19-01-60. República de Cuba; 1987.
 10. Commission for the Investigation of Health Hazards of Chemical Compounds in Work Area. Occupational toxicants. v. 1 & 2. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft mbH; 1991.
 11. Commission for the Investigation of Health Hazards of Chemical Compounds in Work Area. Occupational toxicants. v. 3. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft mbH; 1992.
 12. Commission for the Investigation of Health Hazards of Chemical Compounds in Work Area. Occupational toxicants. v. 5. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft mbH; 1993.
 13. Consejo de Ayuda Mutua Económica. Problemas de toxicología industrial. Moscú: Proyectos Internacionales de Gknt; 1986.
 14. Deutsche Forschungsgemeinschaft. List of MAC and 8AT values. Maximum allowable concentrations at the workplace and biological tolerance values for working materials. Commission for the Investigation of Health Hazards of Chemical Compounds in Work Area. Report No. 29. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft mbH; 1993.
 15. Grosjean R. European standardization: guidance on the assessment of occupational exposure to chemical agents. *Analyst* 1994;119: 9012.
 16. Gudbergsson H. What are occupational exposure limits and what are they aimed for. En: Occupational exposure limits - Health based values or administrative norms? Proceedings of the First International Course on OELs, April 19-23, 1993 in Visby, Sweden. *Arbete Och Hälsa* 1993;15:1-2.
 17. Heuschler D. Exposure limits: history, philosophy, future developments. *Ann Occup Hyg* 1984;28:79-92.
 18. Hunter WJ, Aresini G, Haigh R, Papadopoulos P, von der Hude W. Occupational exposure limits for chemicals in the European Union. *Occup Environ.Med* 1997;54:217-22.

19. Ibarra EJ. Implantación de límites de exposición ocupacional a sustancias nocivas en Cuba. Situación actual y perspectivas. *Rev Cubana Hig Epidemiol* 1996;34(2):102-7.
20. International Labour Office. *Encyclopaedia of occupational health and safety*. 3rd rev. ed. vol. I. Geneva; 1989. p. 812-9.
21. International Labour Office. *Occupational exposure limits for airborne toxic substances*. Occupational Safety and Health Series No. 37. 3rd ed. Geneva; 1991.
22. Izmerov NF, editor. *Maximum allowable concentrations of harmful substances in the air of working zones (hygienic standards adapted in the USSR)*. Moscow: All-Union Association of Prophylactic Medicine and Ecology "PROME-DEC"; 1992.
23. Kristense P. Epidemiological studies and occupational exposure limits. En: *Occupational exposure limits - Health based values or administrative norms? Proceedings of the First International Course on OELs*, April 19-23, 1993 in Visby, Sweden. *Arbete Och Hälsa* 1993;15:73-81.
24. Mikheev MI. Towards WHO-recommended occupational exposure limits. *Toxicol Lett* 1995; 77:183-7.
25. Niemeier RW. Management of OELs in the US. En: *Occupational exposure limits - Health based values or administrative norms? Proceedings of the First International Course on OELs*, April 19-23, 1993 in Visby, Sweden. *Arbete Och Hälsa* 1993;15:33-40.
26. Norseth T. Occupational exposure limits - an ethical dilemma. En: *Occupational exposure limits - Health based values or administrative norms? Proceedings of the First International Course on OELs*, April 19-23, 1993 in Visby, Sweden. *Arbete Och Hälsa* 1993;15:123-35.
27. Rappaport SM. Threshold limit values, permissible exposure limits, and feasibility: the bases for exposure limits in the United States. *Am J Ind Med* 1993;23(5):683-94.
28. Remaeus B. Occupational exposure limits, socio-economic and technological aspects. En: *Occupational exposure limits - Health based values or administrative norms? Proceedings of the First International Course on OELs*, April 19-23, 1993 in Visby, Sweden. *Arbete Och Hälsa* 1993;15:9-12.
29. Riihimäki V. Occupational exposure and received dose: inherent limitations and OELs. En: *Occupational exposure limits - Health based values or administrative norms? Proceedings of the First International Course on OELs*, April 19-23, 1993 in Visby, Sweden. *Arbete Och Hälsa* 1993;15:59-65.

30. Roach SA, Rappaport SM. But they are not thresholds: a critical analysis of the documentation on threshold limit values. *Am Ind Hyg Assoc J* 1990;17:727-53.
31. Szerczak S, Indulski JA, Kowalski Z. Occupational exposure standards. Historical outline and present state. *Polish J Occup Med Environ Health* 1993;6(1):1-18.
32. WHO Expert Committee with participation of ILO. Methods used in establishing permissible levels in occupational exposure to harmful agents. Technical Report Series No. 601. Geneva: WHO; 1977.
33. WHO Study Group. Recommended health-based limits in occupational exposure to heavy metals. Technical Report Series No. 647. Geneva: WHO; 1980.
34. WHO Study Group. Recommended health-based limits in occupational exposure to selected organic solvents. Technical Report Series No. 664. Geneva: WHO; 1981.
35. WHO Study Group. Recommended health-based limits in occupational exposure to respiratory irritants. Technical Report Series No. 707. Geneva: WHO; 1984.
36. WHO Study Group. Recommended health-based limits in occupational exposure to selected mineral dusts (silica, coal). Technical Report Series No. 734. Geneva: WHO; 1986.
37. WHO Study Group. Recommended health-based limits in occupational exposure to selected vegetable dusts. Technical Report Series No. 684. Geneva: WHO; 1983.
38. Ziem GE, Castleman BI. Threshold limit values: historical perspectives and current practice. *J Occup Med* 1989;31:910.

4. MONITOREO AMBIENTAL DE LAS SUSTANCIAS NOCIVAS

4.1 Muestreo y muestras

4.1.1 Importancia del muestreo y su representatividad

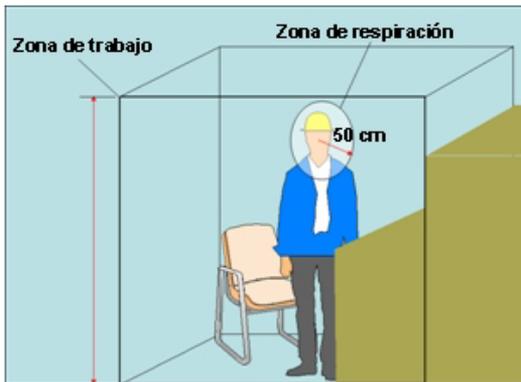
Uno de los objetivos más importantes de la Química Sanitaria Ocupacional consiste en estimar la magnitud de la exposición laboral a las sustancias nocivas con un alto grado de certeza, lo que no constituye en la mayoría de las oportunidades, por cierto, una tarea sencilla. Para poder explicar las bases del por qué de esta afirmación, es imprescindible partir de que, al estimar la exposición a una sustancia nociva dada, se requiere caracterizar realmente el riesgo de aparición de afecciones, fundamentalmente crónicas, entre los trabajadores expuestos, y de que los efectos tóxicos de los contaminantes ambientales sobre el organismo humano suelen comenzar a manifestarse cierto tiempo después de comenzada la primera exposición, que se repite día a día, generalmente en intervalos de ocho horas diarias y 40 ó 44 semanales. Por supuesto, y aunque no es frecuente, sólo en casos accidentales, también pueden presentarse efectos adversos inmediatamente después de exposiciones breves a altas concentraciones del contaminante en el aire. Por consiguiente, tanto las intoxicaciones agudas como las crónicas entre los trabajadores sólo pueden evitarse en la práctica diaria conociendo y controlando adecuadamente el comportamiento regular de la contaminación del aire del ambiente en que respiran dichos trabajadores.

Por otra parte, la contaminación ambiental fluctúa habitualmente en el tiempo y el espacio por diferentes causas, y antes de realizar cualquier medición, es necesario definir, en primer lugar, con qué objeto se va a medir, si es para determinar el grado de contaminación del aire en las áreas de trabajo o si es para estimar la exposición individual y(o) colectiva de los trabajadores. En segundo lugar, debe preestablecerse dónde o a quién y cuándo es necesario practicar las determinaciones correspondientes.

La exposición profesional por inhalación a las sustancias quimiotóxicas se evalúa, de forma general, en la *zona de trabajo*, que

podemos definir como *el espacio que abarca hasta dos metros de altura sobre el nivel del piso o plataforma donde se encuentra el trabajador temporal o permanentemente durante su jornada laboral habitual y en funciones específicas de su ocupación* (figura 2). En particular, las mediciones se realizan en la llamada *zona de respiración*, que también, por definición, la consideraremos como *el espacio comprendido dentro de una semiesfera imaginaria de 50 cm de radio, medido éste a partir de la cara del trabajador*. Los conceptos de zona de trabajo y de zona de respiración suelen verse frecuentemente como algo abstractos y difíciles de materializar en la práctica higiénico sanitaria habitual, por lo que es imprescindible que para que el higienista pueda interpretarlo y utilizarlo adecuadamente, éste conozca a fondo, antes de comenzar a realizar cualquier estudio, la actividad laboral que realiza cada trabajador expuesto y pueda delimitar físicamente las zonas en que se mueve y respira por razones propias del trabajo.

Figura 2. Representación gráfica de las zonas de trabajo y de respiración



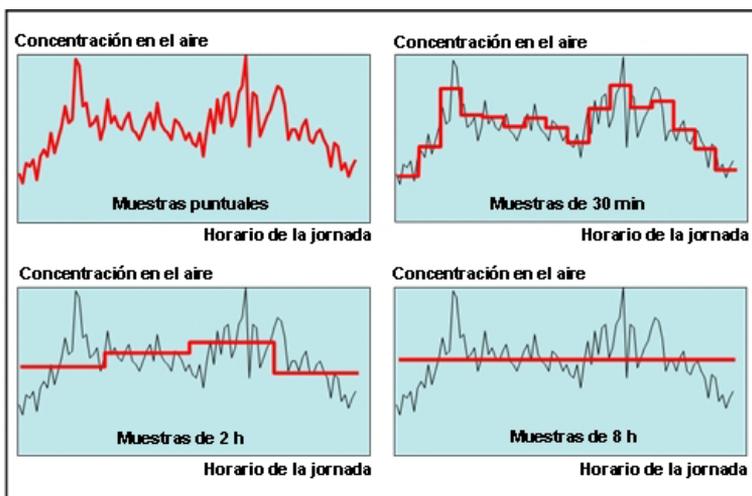
Por otra parte, las fuentes principales de variación de las concentraciones de los contaminantes ambientales laborales son, entre otras, las siguientes:

- Fluctuaciones de las condiciones físico ambientales tales como las producidas por corrientes de aire en locales abiertos, movimientos convectivos del aire debido a diferencias de temperatura, cambios de la presión atmosférica, etc.

- Fluctuaciones de las condiciones de trabajo tales como la generación irregular de contaminantes producida durante el proceso, escapes de las maquinarias, paso de una etapa a otra del proceso tecnológico, apagado o encendido de los sistemas existentes de ventilación o extracción, etc.
- Distancias relativas de las fuentes generadoras de contaminantes, condicionadas por la movilidad de los obreros y sus hábitos de trabajo.

En la figura 3 se representa gráficamente el comportamiento típico de la contaminación por sustancias químicas en un punto específico de un puesto de trabajo a lo largo de la jornada laboral total; para la determinación de las concentraciones del contaminante en el aire se emplearon en este caso diferentes clases de muestras continuas, lo que nos permite observar las variaciones reales que se producen en las concentraciones (determinadas a través de muestras puntuales continuas) y las virtuales percibidas y determinadas mediante la utilización de muestras de corta, mediana y larga duración.

Figura 3. Representación gráfica de la contaminación del aire de la zona de trabajo por una sustancia nociva, determinada mediante diferentes tipos de muestras



Otras fuentes de variaciones importantes que influyen también en la estimación de la exposición profesional por inhalación a las sustancias nocivas, las constituyen los propios métodos de toma de muestras de aire y los de análisis físico químico de los componentes correspondientes. Independientemente de que se establezca mediante un sistema adecuado de control de calidad que un método de ensayo está exento de errores sistemáticos, siempre subsistirán los errores aleatorios inherentes a la técnica.

Todas las fuentes primarias de variaciones afectan los resultados de la estimación de la exposición ocupacional promedio. Es necesario, por tanto, adoptar a tiempo las medidas adecuadas para limitar al máximo las causas que puedan originar desviaciones del valor real de la exposición. En primer lugar, se establece como requisito indispensable que el muestreo se realice bajo condiciones habituales de trabajo y que los obreros cumplan con las normas técnicas y de protección e higiene del trabajo establecidas hasta ese momento para el puesto o local correspondiente. En segundo lugar, es importante también eliminar todas las posibles fuentes de errores sistemáticos en los métodos de ensayo aplicados, incluyendo los inherentes tanto a la toma de las muestras como al desarrollo del procedimiento analítico que se aplique. En tercer lugar, y ante la evidencia de no poderse eliminar totalmente los errores y variaciones, es necesario clasificar las fluctuaciones residuales como aleatorias y proceder a su evaluación estadística. Es de suma importancia identificar los errores aleatorios sólo con los errores y fluctuaciones inevitables desde el punto de vista práctico.

La representatividad del muestreo se tiene necesariamente que fundamentar, sobre la base de lo anteriormente expuesto, en la valoración estadística de un grupo de muestras tomadas y analizadas del ambiente laboral donde sólo sean considerados como posibles los errores casuísticos y no los sistemáticos. El muestreo será tanto más representativo, obviamente, cuanto mayor sea la proximidad entre el valor promedio de la estimación y la concentración o exposición real al contaminante.

4.1.2 Concepto de muestra

En el sentido estadístico estricto, una muestra consiste en una agrupación de elementos pertenecientes a una población dada, ca-

da uno de los cuales se somete a la medición de algunas de sus características o propiedades. Sin embargo, en el sentido físico una muestra consiste de una porción de aire del ambiente laboral en la que se determina la concentración de una o varias sustancias nocivas. Con el objeto de concretar una estrategia correcta de muestreo, es conveniente combinar ambos términos, aunando de esta forma los criterios de muestra estadística y de muestra física. Las características fundamentales de toda muestra representativa son las que permiten estimar el valor de tendencia central y el de la dispersión del universo a que pertenecen con un determinado grado de confiabilidad estadística.

4.1.3 Distribuciones de frecuencias

Antes de que los datos que se obtengan del análisis de las muestras individuales puedan ser procesados estadísticamente, debe tenerse conocimiento de la forma de distribución de frecuencias de los mismos o, al menos, asumir algunas consideraciones previas al respecto. En la práctica diaria es frecuente encontrar la distribución normal o gaussiana como la más adecuada para describir los resultados obtenidos de una muestra. Sin embargo, también se ha demostrado que en el campo del estudio de la contaminación ambiental, los valores reportados de las concentraciones de las sustancias nocivas en el aire se describen mejor mediante la distribución lognormal, es decir, donde los logaritmos de los valores correspondientes se distribuyen de forma normal.

Existen diferencias notables entre la distribución normal y la lognormal: en la normal o de Gauss la distribución se expresa mediante la media aritmética (μ) y la desviación estándar o típica (σ); por otra parte, la lognormal se representa por la media geométrica (μ_g) y la desviación estándar geométrica (σ_g). No obstante, entre ambas distribuciones existe una relación estrecha, puesto que la lognormal se convierte en normal al realizarse la transformación logarítmica de los valores originales. En la figura 4 se muestran una distribución normal y una lognormal con μ y σ iguales, y en la figura 5 se representan diferentes distribuciones lognormales con igual μ .

Figura 4. Distribuciones normal y lognormal con μ y σ iguales

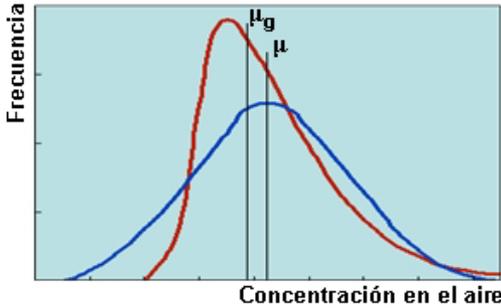
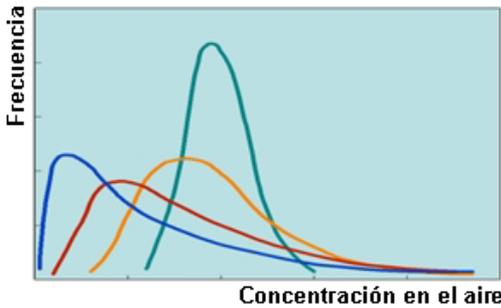


Figura 5. Distribuciones lognormales con la misma μ



Los datos que se distribuyen de acuerdo con la normalidad estadística, toman la forma de una curva de distribución simétrica, mientras que cuando lo hacen según la lognormalidad, la curva es asimétrica y generalmente la pendiente de la derecha es más suave, lo que indica que existe una probabilidad mayor de que se encontremos valores (concentraciones) significativamente altos que en la distribución normal.

Para la distribución de Gauss, la media aritmética (μ) y la desviación estándar (σ) se calculan, respectivamente, mediante las fórmulas siguientes:

$$\mu = \frac{\sum_1^n X_i}{n} \quad (\text{VII})$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_1^n (\mu - X_i)^2}{n(n-1)}} \quad (\text{VIII})$$

donde:

X_i valor obtenido de cada observación
 n número total de observaciones

Por otra parte, para la distribución lognormal la media geométrica (μ_g) y la desviación estándar geométrica (σ_g) se calculan de la forma siguiente:

$$\mu_g = \text{antilog} \frac{\sum_1^n \log X_i}{n} \quad (\text{IX})$$

$$\sigma_g = \text{antilog} \sqrt{\frac{\sum_1^n (\log \mu_g - X_i)^2}{n(n-1)}} \quad (\text{X})$$

Como se había señalado anteriormente, la variabilidad de los resultados obtenidos de las muestras ambientales se debe fundamentalmente a los factores siguientes:

- Errores aleatorios inherentes al método de toma de muestras.
- Errores aleatorios inherentes al procesamiento analítico de las muestras.
- Variaciones de las condiciones técnico ambientales del puesto de trabajo.

Los dos primeros componentes generalmente son conocidos y se distribuyen aproximadamente de forma normal. Sin embargo, las fluctuaciones ambientales en una fábrica u otro centro de trabajo cualquiera, pueden llegar a ser mucho mayores que las variaciones inherentes al método de toma de muestra y al de análisis, y a ambos inclusive (frecuentemente de 10 a 20 veces superiores).

Cuando se toman varias muestras de aire para determinar la concentración o exposición promedio al contaminante, debe ser entonces asumida la distribución lognormal. No obstante, la distribución normal puede ser utilizada en casos especiales, como por ejemplo, cuando se toman muestras continuas durante la jornada total para la que se define el límite admisible correspondiente, ya que en estos casos el intervalo de tiempo de trabajo se representa totalmente en la muestra y sólo prevalecen los errores aleatorios inherentes a los métodos de toma de muestras y análisis.

Por otra parte, se encuentra completamente demostrado que la media aritmética de los datos de las concentraciones en el aire es el mejor indicador de la concentración promedio a la que se expone el trabajador. No obstante, para poder demostrar la no observancia del límite de exposición admisible correspondiente en el puesto de trabajo, es necesario tomar en consideración la variabilidad de los resultados y, por tanto, es imprescindible conocer si éstos se distribuyen de forma normal o lognormal antes de proceder al cálculo de los estadígrafos de posición y dispersión correspondientes. En el caso particular de que el número de datos obtenidos sea pequeño, se prefiere asumir la distribución normal para el cálculo.

La demostración práctica de la forma específica de una distribución de frecuencias se realiza generalmente mediante diversos tipos de pruebas o tests estadísticos, tales como el de χ^2 (Chi Cuadrado), el de Kolmogorov-Smirnov, etc. También puede utilizarse un método gráfico, sencillo y rápido, utilizando papel probabilístico.

4.1.4 Técnicas de muestreo

Los objetivos fundamentales del muestreo del aire de la zona de trabajo para la determinación de las concentraciones de las sustancias nocivas consisten, en primer lugar, en la estimación de la exposición

real (por inhalación) de los trabajadores a los contaminantes durante la jornada laboral diaria, y en segundo lugar, en la determinación de la magnitud de la contaminación de las áreas de trabajo para poder adoptar o verificar la efectividad de medidas y medios que se emplean en la eliminación o disminución de los contaminantes ambientales. La selección correcta de la técnica de muestreo es, por consiguiente, muy importante a la hora en que se fijan los objetivos de la investigación higiénico sanitaria del ambiente laboral.

En general, existen dos tipos básicos de técnicas de muestreo del aire, que son los siguientes:

- *Muestreo personal.* Consiste en la toma de las muestras en la zona de respiración del trabajador mediante la colocación directa en su cuerpo o ropas del aparato de muestreo correspondiente, de forma que la abertura de entrada del aire se encuentre lo más cercana posible a las fosas nasales y la boca. El equipamiento de la toma de muestras acompañará al hombre durante la ejecución de toda su actividad laboral o una parte de ella en el puesto de trabajo.
- *Muestreo estacionario o de área.* Consiste en la toma de muestras en puntos fijos dentro de la zona de trabajo, generalmente en el lugar o lugares de mayor tiempo de permanencia del trabajador durante la jornada laboral y a la altura de la nariz y la boca del hombre en su posición habitual de trabajo.

En la figura 6 se representan gráficamente las diferentes técnicas de muestreo de contaminantes químicos del aire del ambiente laboral.

Para estimar correctamente la exposición real por inhalación de los trabajadores, es necesario aplicar, en la generalidad de los casos, el muestreo personal. El muestreo estacionario sólo puede sustituir al personal en los casos en que el trabajador desarrolle toda su actividad laboral en un área de no más de 2 m de diámetro. Cuando necesita desplazarse más allá de estos límites durante el turno de trabajo, el muestreo estacionario dejará de proporcionar adecuadamente la medida de la exposición ocupacional al contaminante, a no ser que dicho muestreo se realice en las diferentes áreas de labor y se tomen en consideración para el cálculo los tiempos de permanencia en cada una de ellas.

Figura 6. Técnicas de muestreo del aire de la zona de trabajo



Si el objetivo principal del muestreo es conocer el comportamiento de la contaminación en el tiempo y(o) el espacio en un determinado lugar, suele preferirse el muestreo estacionario, fijándose previamente los puntos idóneos para realizar la toma de las muestras.

Las mediciones realizadas tanto en la zona de respiración de cada trabajador como en determinados puntos fijos de la zona de trabajo, permiten valorar de forma integral el estado de la contaminación del aire y de la exposición de los trabajadores y, de esta forma, contribuir al mejoramiento de las condiciones de trabajo mediante la adopción de medidas adecuadas de control higiénico ambiental.

4.1.5 Tipos de muestras

Para garantizar la exactitud y la precisión en el análisis ambiental de la concentración de una sustancia nociva específica, es necesario lograr que se tomen las muestras con un volumen de aire óptimo desde el punto de vista analítico. Dadas las características de la técnica de ensayo, este volumen óptimo (V_{opt}) depende de factores tales como la sensibilidad del método y el nivel aproximado de la concentración en el aire, y se calcula entonces por la fórmula siguiente:

$$V_{opt} = \frac{a \cdot b}{c \cdot C_a} \quad (XI)$$

donde:

- a* sensibilidad del método de ensayo (cantidad mínima cuantificable de la sustancia dada en la porción de ensayo)
- b* volumen o masa total de la muestra
- c* volumen o masa de la porción de ensayo
- C_a concentración esperada (aproximada) de la sustancia nociva en el aire

Como en realidad lo que se quiere estimar es precisamente la concentración en el aire, la fórmula anterior nos obliga previamente a conocer, al menos, el orden o nivel de la contaminación ambiental, por lo que éste debe fijarse *a priori*, en correspondencia con resultados obtenidos en estudios anteriores, o bien presuponerse de acuerdo con la experiencia de situaciones similares precedentes que posea el técnico que realiza el muestreo.

Además del volumen de la muestra de aire, otro elemento importante en el muestreo es el gasto o flujo a través del sistema de toma de muestras. El gasto óptimo depende de un gran número de factores, tales como las características propias del colector y del estado de agregación de la sustancia nociva en el aire, entre otros. El tiempo de duración de la muestra se determina por la relación entre el volumen de aire a analizar y el gasto correspondiente; este tiempo, por tanto, puede fluctuar entre algunos segundos y varias horas, en correspondencia con la sustancia nociva a analizar, su concentración en el aire y las técnicas de toma de muestras y ensayo a emplear.

Las muestras ambientales que se utilizan para el análisis del aire de la zona de trabajo se pueden clasificar en función del tiempo de duración de cada muestra y del intervalo entre dos muestras consecutivas. De acuerdo con este criterio, la clasificación se realiza de la forma siguiente (véase la figura 7):

- *Muestra simple de tiempo total*. Comprende una muestra única tomada durante todo el tiempo del turno de trabajo.
- *Muestras continuas de tiempo total*. Representan dos o más muestras consecutivas tomadas durante la jornada total de trabajo.
- *Muestras continuas de tiempo parcial*. Están formadas por dos o más muestras consecutivas durante una parte de la jornada laboral.

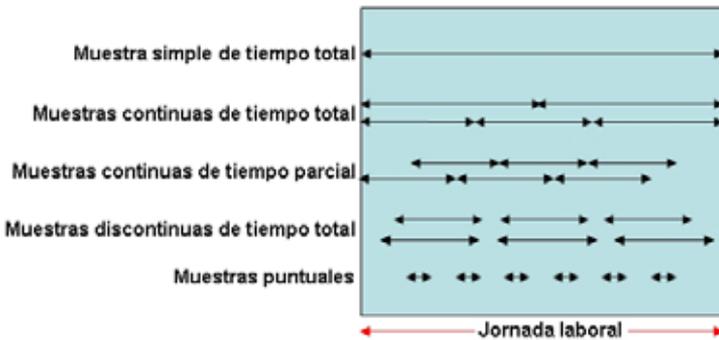
- *Muestras discontinuas de tiempo parcial.* Comprenden dos o más muestras tomadas de forma discontinua durante el turno de trabajo.
- *Muestras puntuales.* Están formadas por muestras que, por su duración tan breve en comparación con la de la jornada total de trabajo, pueden considerarse como instantáneas, y que, además, se toman de forma espaciada a lo largo del turno laboral.

Esta clasificación tiene importancia manifiesta en la toma de decisión estadística de la observancia o no de los límites de exposición admisibles correspondientes. Este aspecto será discutido exhaustivamente en el apartado 4.1.7.

4.1.6 Estrategia del muestreo

Antes de tomarse la decisión de realizar el muestreo, es importante llegar primero al convencimiento de que es necesario e imprescindible que éste se efectúe, puesto que en determinadas ocasiones las concentraciones son tan bajas que no ameritan realmente el despliegue de recursos y personal para el análisis del ambiente. En otras ocasiones, las concentraciones son demasiado altas y el propósito del muestreo se convierte prácticamente en confirmar lo ya conocido, con la consiguiente inversión innecesaria de recursos, personal y tiempo.

Figura 7. Tipos de muestras



Se acepta generalmente como límite inferior de concentración en el aire para que se deba proceder a la realización del muestreo, el conocido como *nivel de acción (NA)*, que corresponde a una concen-

tración de la sustancia nociva equivalente a la mitad del límite de exposición admisible respectivo. Por supuesto, para poder demostrar que las concentraciones en el aire en un puesto de trabajo dado sobrepasan o no el NA, no siempre es suficiente con utilizar un grupo pequeño de muestras en su determinación, sobre todo cuando la variabilidad de las concentraciones puede ser relativamente grande. En estos casos es necesario recurrir a un muestreo aleatorio preliminar, cuya complejidad dependerá del número de trabajadores asociados al puesto de trabajo de referencia, el área que comprende el mismo, la movilidad de los obreros durante la jornada laboral, las variabilidades inter e intradiarias de las concentraciones en al aire, etc.

Otro factor de primer orden a tomar en consideración para trazar la estrategia del muestreo, es el análisis de cuál de los límites de exposición admisibles es necesario controlar, es decir, si se pretende valorar la observancia o no del límite de exposición promedio, del máximo o de ambos inclusive.

Con estos elementos preliminares, se pasa a la fase siguiente de la elaboración metodológica del muestreo, que consiste en la selección correcta de la técnica de la toma de las muestras y del método de ensayo correspondiente. La selección se realiza sobre la base de del conocimiento de las características específicas de los sistemas diferentes de toma de muestras y análisis que se encuentren disponibles al nivel actual de desarrollo de las ciencias en general, y en particular a las posibilidades y recursos reales del laboratorio que va a sustentar la realización del estudio. También es necesario tomar en consideración la sensibilidad analítica requerida y las posibles sustancias interferentes presentes en el aire.

Seleccionadas las técnicas de toma de muestras y ensayo, y en correspondencia con las mismas, se escoge el tipo de muestras adecuado al caso, según se estableció en el apartado anterior.

Idealmente, la forma correcta de realizar el análisis del aire del ambiente laboral consiste en muestrear de manera ininterrumpida durante la jornada total de trabajo y donde cada muestra sea representativa de un período igual o menor que el tiempo para el que se define el límite de exposición admisible correspondiente. De esta forma se puede evaluar el cumplimiento simultáneo de lo establecido para cada límite admisible, tanto el promedio como el máxi-

mo, representando en el conjunto de muestras el turno total de trabajo. Desgraciadamente, en la práctica esta metodología no siempre es posible llevarla a efecto y en muchos casos no es tampoco imprescindible. No obstante, como línea general, no debe admitirse un muestreo que comprenda menos del 75 % del tiempo total de la jornada, a no ser que exista la completa certeza de que las condiciones técnico ambientales del puesto de trabajo no varían significativamente a lo largo del turno y de la semana laboral.

Por otro lado, y afortunadamente, con al menos uno de los cinco tipos de muestras diferentes es posible realizar la evaluación higiénico sanitaria del ambiente laboral, siempre y cuando las concentraciones en el aire no se encuentren demasiado próximas a las concentraciones admisibles de referencia. En estos casos específicos, probablemente haya que recurrir a las fórmulas más complejas de muestreo.

Por supuesto, la importancia del acercamiento al muestreo ideal se presenta más nítida durante el desarrollo de investigaciones relacionadas con el establecimiento o revisión de los límites admisibles de exposición, cuando se valora por primera vez el ambiente laboral sin experiencia previa alguna o cuando se han efectuado cambios sustanciales en la tecnología o en las condiciones ambientales del puesto que hagan suponer que se han producido variaciones significativas en el nivel de la contaminación del aire.

La periodicidad del muestreo es otro elemento esencial en la valoración sanitaria del ambiente de trabajo, y se establece en correspondencia con la magnitud de la contaminación, el grado de toxicidad de cada sustancia nociva presente en el aire y las posibilidades y recursos disponibles. Se recomienda, de ser posible, que las propias empresas realicen sus muestreos al menos una vez al mes cuando las concentraciones de los contaminantes sean mayores que los límites de exposición admisibles establecidos, y una vez cada dos meses cuando sean del orden o menores que los límites admisibles, pero superiores al nivel de acción. Si al menos en dos ocasiones consecutivas los resultados obtenidos reflejan que las concentraciones se hallan por debajo del nivel de acción, puede suspenderse indefinidamente el muestreo, a menos que ocurran cambios significativos que hagan suponer un aumento sustancial de la contaminación que rebase en nivel de acción dado.

4.1.7 Decisión estadística en la evaluación de la exposición

Comúnmente, la valoración del nivel de la contaminación industrial o de la exposición de los trabajadores, obtenida a través del desarrollo de cualquier estrategia de muestreo, resulta sencilla, puesto que las concentraciones habituales o bien sobrepasan significativamente los límites de exposición admisibles correspondientes o bien se encuentran muy por debajo. No obstante, en la práctica diaria se observan también con cierta frecuencia situaciones intermedias donde las concentraciones en el aire oscilan en mayor o menor grado alrededor de los límites admisibles de referencia. Es lógico, por tanto, que sea necesario e imprescindible establecer determinados criterios que permitan tomar decisiones bien fundamentadas en casos semejantes al descrito. Los errores inherentes al método de muestreo y análisis y las variaciones ambientales propias de la zona de trabajo correspondiente deben ser tomados en consideración.

De una forma rigurosamente científica, sólo el análisis estadístico es capaz de proporcionar al higienista la herramienta necesaria para la toma de decisiones en la observancia de los límites de exposición. Generalmente se acepta como límite de confianza estadística para garantizar la exactitud de los resultados obtenidos mediante el muestreo, el de 95 %, aunque puede aceptarse también, con un poco menos de precisión, una confiabilidad del 90 %.

La teoría estadística de prueba de hipótesis para la toma de decisiones esta íntimamente relacionada con el concepto de límites de confianza, y consiste en la estimación del intervalo de confianza que contiene supuestamente al valor real de la exposición. Cuando se determina la concentración promedio en el aire mediante un grupo determinado de muestras, sólo en muy pocos casos puede coincidir aquélla con la exposición promedio real. Las discrepancias que pueden existir entre ambas surgen como consecuencia de los errores aleatorios del método de toma de muestras y análisis y de las fluctuaciones ambientales en la jornada laboral, asumiendo por descontados los errores sistemáticos. Así pues, el resultado del muestreo es sólo un valor aproximado. El método estadístico permite calcular los límites extremos para un determinado nivel de confianza. De cada veinte intervalos de confianza (de 95 %), 19 contienen el valor promedio real entre los límites inferior y superior.

Pueden computarse intervalos de confianza de una y de dos colas, pero para los fines higiénico sanitarios es recomendable emplear el de una cola. El límite inferior será utilizado preferentemente por los órganos estatales de control de la contaminación laboral y de la exposición de los trabajadores, mientras que el superior puede y debe ser tomado en consideración por el organismo, empresa o administración en cuestión para asegurar la protección adecuada de sus trabajadores y el cumplimiento de las normas sanitarias.

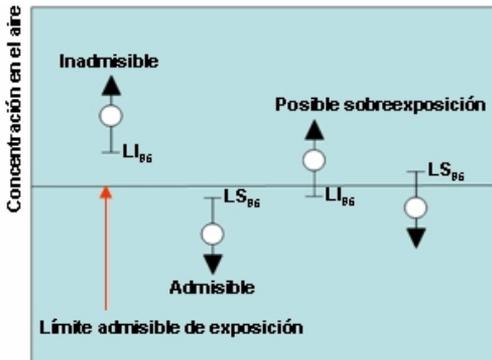
La interpretación práctica del límite inferior de 95 % de una cola (LI_{95}) consiste en que se puede asegurar con una confiabilidad del 95 % que la exposición promedio real es mayor que el LI_{95} correspondiente. De la misma forma, el límite superior (LS_{95}) indica que, con una confiabilidad del 95 %, la exposición verdadera promedio es menor que el LS_{95} .

El criterio de límites de confianza de una cola permite clasificar las exposiciones que se obtengan experimentalmente a través del muestreo en tres categorías diferentes, que son las siguientes:

- Exposición admisible
- Exposición inadmisibles
- Posible sobreexposición

En la figura 8 se muestra una representación gráfica de los tres tipos de exposiciones.

Figura 8. Clasificación gráfica de la exposición



La exposición determinada mediante el muestreo es, entonces, admisible cuando el LS (a un nivel de confianza de 95 %) es menor o igual que el límite de exposición admisible correspondiente. Contrariamente, la exposición es inadmisibles cuando el LI_{95} es mayor que el límite admisible establecido. Cuando no se cumple ninguna de las condiciones anteriores, se considera que existe posibilidad de sobreexposición, pero no hay una decisión estadística categórica que permita afirmarlo.

4.1.7.1 Valoración del límite promedio admisible

La observancia del límite promedio admisible (LPA) (CPA, TWA, etc.) para la jornada total de trabajo se realiza utilizando el valor medio de las mediciones efectuadas durante el período y su evaluación reviste características peculiares, de acuerdo con el tipo específico de muestras que se utilice. A continuación se refieren detalladamente los procedimientos correspondientes a cada caso particular.

4.1.7.1.1 Muestra simple de tiempo total

Cuando se analiza una muestra única durante la jornada total de trabajo, los límites de confianza para un nivel de 95 % (LS_{95} y LI_{95}) se calculan mediante las fórmulas siguientes:

$$LS_{95} = \frac{X}{LPA} + (1,645.CV_t) \quad \text{(XII)}$$

$$LI_{95} = \frac{X}{LPA} - (1,645.CV_t) \quad \text{(XIII)}$$

donde:

X concentración determinada mediante la muestra simple de período total

CV_t coeficiente de variación total del método de toma de muestras y análisis

Si CV_t se desconoce, se puede estimar entonces aproximadamente empleando la fórmula siguiente:

$$CV_t = \sqrt{(CV_m)^2 + (CV_a)^2} \quad (XIV)$$

donde:

CV_m coeficiente de variación de la técnica de toma de muestras

CV_a coeficiente de variación del procedimiento analítico

En la tabla 3 se relacionan los coeficientes de variación aproximados para algunos métodos de toma de muestras y análisis.

Tabla 3. Coeficientes de variación (CV_t) para algunos sistemas típicos de toma de muestras y análisis de contaminantes del aire

| Procedimiento | CV_t |
|--|-----------|
| Tubos indicadores colorimétricos | 0,14 |
| Sistema de toma de muestras con bomba de muestreo personal y rotámetro | 0,05 |
| Tubos de carbón activado (incluyendo el análisis) | 0,10 |
| Análisis de fibras de asbesto (toma de muestra y conteo microscópico de las fibras) | 0,24-0,38 |
| Análisis de polvo respirable, excepto de polvo de carbón (toma de muestra y análisis gravimétrico) | 0,09 |
| Análisis de polvo total (toma de muestra y análisis gravimétrico) | 0,05 |

Obtenidos ya los límites de confianza correspondientes, se procede entonces a clasificar la exposición particular de la manera siguiente:

- Si $\frac{X}{LPA} > 1$ y $LI_{95} \geq 1$, implica que la exposición es totalmente inadmisibles
- Si $\frac{X}{LPA} \leq 1$ y $LS_{95} \leq 1$, implica que la exposición es admisible
- Si $\frac{X}{LPA} > 1$ y $LI_{95} < 1$, indica que, aunque no hay decisión

estadística firme de sobreexposición, hay posibilidades de que la exposición real sea superior a la admisible

- Si $\frac{X}{LPA} \leq 1$ y $LS_{95} > 1$, indica que presumiblemente no hay sobreexposición, pero es necesario prolongar el muestreo antes de tomar la decisión estadística definitiva

4.1.7.1.2 Muestras continuas de tiempo total

Para este tipo de muestras, el cálculo de los límites de confianza se realiza mediante las fórmulas siguientes:

$$LS_{95} = \frac{\bar{X}}{LPA} + \frac{1,645 \cdot CV_t \cdot \sqrt{\sum (X_i^2 - t_i^2)}}{CPA \cdot \sum t_i \cdot \sqrt{1 - CV_t^2}} \quad (XV)$$

$$LI_{95} = \frac{\bar{X}}{LPA} - \frac{1,645 \cdot CV_t \cdot \sqrt{\sum (X_i^2 - t_i^2)}}{CPA \cdot \sum t_i \cdot \sqrt{1 - CV_t^2}} \quad (XVI)$$

donde:

$$\bar{X} = \frac{\sum (X_i \cdot t_i)}{\sum t_i} \quad (XVII)$$

X_i concentración determinada experimentalmente mediante la muestra i

t_i tiempo de duración de la muestra i

En los casos particulares en que la exposición sea considerada como uniforme, es decir, que no varíe significativamente en el tiempo, entonces los límites de confianza pueden calcularse mediante las fórmulas simplificadas siguientes:

$$LS_{95} = \frac{\bar{X}}{LPA} + \frac{1,645.CV_t \sqrt{t_i^2}}{\sum t_i} \quad (\text{XVIII})$$

$$LI_{95} = \frac{\bar{X}}{LPA} - \frac{1,645.CV_t \sqrt{t_i^2}}{\sum t_i} \quad (\text{XIX})$$

La decisión estadística de la inadmisibilidad o no de la exposición ocupacional se obtiene de la forma siguiente:

- Si $\frac{\bar{X}}{LPA} > 1$ y $LI_{95} \geq 1$, indica inadmisibilidad de la exposición
- Si $\frac{\bar{X}}{LPA} \leq 1$ y $LS_{95} \leq 1$, indica admisibilidad de la exposición
- Si $\frac{\bar{X}}{LPA} > 1$ y $LI_{95} < 1$, aunque no hay decisión estadística, es posible que haya sobreexposición
- Si $\frac{\bar{X}}{LPA} < 1$ y $LS_{95} > 1$, es poco probable que haya sobreexposición, pero no hay decisión estadística

4.1.7.1.3 Muestras continuas y discontinuas de tiempo parcial

El cálculo de los límites de confianza en este caso es similar al de las muestras continuas de tiempo total, pudiendo hacerse la simplificación correspondiente si la exposición se llega a considerar como uniforme. Pero, a diferencia del muestreo de tiempo total, la decisión estadística de la aceptabilidad o no de la exposición ocupacional cuando el muestreo representa sólo una parte de la jornada laboral, se realiza entonces tomando en consideración el llamado *límite de tiempo parcial (LTP)*, que se calcula de la forma siguiente:

$$LTP = \frac{\tau}{t} \quad (XX)$$

donde:

- τ tiempo para el que se establece el límite de exposición admisible correspondiente (ocho horas generalmente)
- t tiempo total real del muestreo realizado

Entonces, la decisión estadística se toma de acuerdo con las consideraciones siguientes:

- Si $\frac{\bar{X}}{LPA} > LTP$ y $LI_{95} \geq LTP$, indica inadmisibilidad
- Si $\frac{\bar{X}}{LPA} \leq LTP$ y $LS_{95} \leq LTP$, indica admisibilidad
- Si $\frac{\bar{X}}{LPA} > LTP$ y $LI_{95} < LTP$ ó $\frac{\bar{X}}{LPA} < LTP$ y $LS_{95} > LTP$, entonces se considera como posible sobreexposición, pero no hay decisión estadística

4.1.7.1.4 Muestras puntuales

Para la demostración estadística de la observancia o no del límite promedio admisible mediante muestras de corta duración o puntuales, el cálculo es relativamente más complejo. Si el número de muestras es pequeño (menor que 30), el procedimiento matemático a seguir es el siguiente:

- Se calculan las expresiones $\bar{y}_i = \log \frac{X_i}{LPA}$ (XXI)
- Se obtiene el promedio aritmético \bar{y} mediante la fórmula

$$\bar{y} = \frac{\sum \bar{y}_i}{n} \quad (\text{XXII})$$

donde:

n número de muestras tomadas

- Se calcula la desviación estándar correspondiente (S) por la fórmula

$$S = \sqrt{\frac{\sum (\bar{y}_i - \bar{y})^2}{n - 1}} \quad (\text{XXIII})$$

- En una carta de clasificación (figura 9) se plotea el punto de coordenadas (\bar{y} , S) y se determina directamente, por su posición en el gráfico, si la exposición es admisible o inadmisible o si hay posible sobreexposición.

Observaciones:

- 1) Para que el procedimiento de cálculo anterior sea válido, es necesario que las muestras sean tomadas aleatoriamente en el intervalo de la jornada de trabajo.
- 2) En este procedimiento no pueden ser utilizados los valores iguales a cero.
- 3) Independientemente de que en el procedimiento estadístico se emplea la distribución lognormal, es importante recordar que la mejor estimación de la exposición ocupacional lo constituye el promedio aritmético de los valores de las mediciones realizadas.

Si el número de muestras es mayor que 30, el procedimiento para la toma de decisión estadística se realiza de la forma siguiente:

- Se calculan las expresiones $x_i = \frac{X_i}{LPA}$ (XXIV)
- Se calculan la media aritmética \bar{x}_i y la desviación estándar correspondiente S mediante las fórmulas

$$\bar{x}_i = \frac{\sum x_i}{n} \quad (\text{XXV})$$

$$S = \sqrt{\frac{\sum (\bar{x}_i - x_i)^2}{n-1}} \quad (\text{XXVI})$$

- Los límites de confianza LS_{95} y LI_{95} se calculan entonces por las ecuaciones siguientes:

$$LS_{95} = \bar{x}_i + \frac{1,645 \cdot S}{n} \quad (\text{XXVII})$$

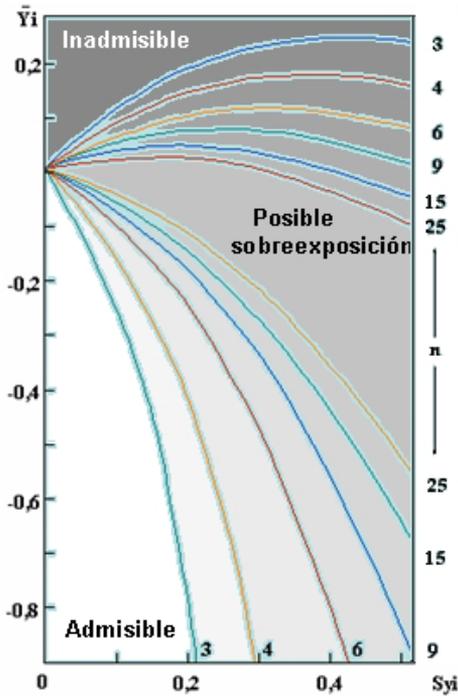
$$LI_{95} = \bar{x}_i - \frac{1,645 \cdot S}{n} \quad (\text{XXVIII})$$

- La decisión de la admisibilidad o no de la exposición se toma en correspondencia con los criterios siguientes:

- Si $\frac{\bar{x}_i}{LPA} > 1$ y $LI_{95} \leq 1$, implica exposición totalmente inadmisibles
- Si $\frac{\bar{x}_i}{LPA} \leq 1$ y $LS_{95} \leq 1$, indica que la exposición es admisible

- Si $\frac{\bar{x}_i}{LPA} > 1$ y $LI_{95} < 1$ ó $\frac{\bar{x}_i}{LPA} < 1$ y $LS_{95} > 1$, se expresa posible sobreexposición

Figura 9. Carta de clasificación gráfica de la exposición determinada mediante muestras puntuales



4.1.7.2 Valoración del límite máximo admisible

La observancia del límite máximo admisible (LMA) (CMA, MAC, C, STEL) se realiza empleando las mediciones hechas durante los períodos en que supuestamente se producen concentraciones extremas (picos) de los contaminantes en el aire. Cada determinación puede consistir de una o más mediciones en el período

para el que se define el límite máximo admisible correspondiente (15 min, 30 min, etc.). Si cada medición o conjunto de mediciones equivale exactamente en extensión a este período, entonces se procede como se indica en los apartados 4.1.7.1.1 y 4.1.7.1.2, respectivamente, sustituyéndose el LPA por el LMA que corresponda.

Ahora bien, si cada medición o conjunto de mediciones equivale a un tiempo menor que el período de referencia, es necesario realizar un cálculo estadístico conservador sobre la base de los períodos no muestreados con concentraciones potencialmente altas. La estimación se realiza entonces de la forma siguiente:

- Se calculan las expresiones $y_i = \frac{X_i}{LMA}$ (XXIX)
- Se obtiene el valor promedio aritmético \bar{y} y la desviación estándar correspondiente S de forma similar a la descrita por las fórmulas XXII y XXIII.
- Se calcula entonces la relación $z = \frac{|\bar{y}|}{S}$ (XXX)

($|\bar{y}|$ es el valor absoluto o modular de \bar{y})

- A continuación se obtiene la probabilidad β de que en el intervalo arbitrario no observado la exposición sea mayor que el LMA, y se utiliza el criterio siguiente:
 - Si $\bar{y} < 0$, entonces $\beta = 1 - \alpha$, donde α se obtiene de la tabla del Anexo 2 del Complemento, a partir del valor de z correspondiente.
 - Si $\bar{y} > 0$, entonces $\beta = \alpha$

La probabilidad de observancia del límite máximo admisible P_c para todos los intervalos no muestreados se calcula por la fórmula siguiente:

$$P_c = (1 - \beta)^k \quad (\text{XXXI})$$

donde k es igual al número de exposiciones de corta duración y máxima concentración durante la jornada laboral total menos el número real de períodos muestreados.

Por último, la clasificación de la exposición se realiza de la manera siguiente:

- Si $P_c > 0,9$ implica que la exposición es admisible
- Si $P_c < 0,1$ indica que la exposición es inadmisibile
- Si $0,1 \leq P_c \leq 0,9$ indica que existe posible sobreexposición

4.2 Toma de muestras de los contaminantes ambientales

Un elemento de vital importancia en la determinación de las concentraciones de las sustancias nocivas en el aire de la zona de trabajo lo es, indiscutiblemente, la toma de muestras. Muestras de aire bien tomadas constituyen, de hecho, la garantía fundamental de la representatividad del análisis. Por consiguiente, para que la valoración se realice correctamente, es necesario que se adopten desde el inicio determinadas medidas de carácter general, las cuales deben garantizar que el procedimiento de toma de muestras pueda ser ejecutado en cualquier tipo de ambiente laboral, por cualquier especialista o funcionario calificado y entrenado al efecto y con resultados suficientemente reproducibles.

Como requisitos generales para los diferentes sistemas de toma de muestras de aire que se empleen en el control de la contaminación del ambiente laboral se encuentran los siguientes:

- Los aparatos que se utilicen deben permitir que la toma de muestras se realice en la zona de trabajo, específicamente en la zona de respiración, y en condiciones habituales de labor.
- Las técnicas a emplear deben garantizar que la toma de muestras pueda ser ejecutada por personas diferentes con niveles medios de instrucción y entrenamiento, de forma que los resultados que se obtengan sean reproducibles, es decir, que no dependan de factores puramente subjetivos tales como la destreza

del técnico, su habilidad, experiencia, etc.

- Los aparatos que se empleen con este fin deben ser lo más sencillos y ligeros posible, con el objeto de que no se le dificulte la maniobrabilidad al trabajador que porta el equipo de muestreo o al técnico que realiza el estudio higiénico ambiental.

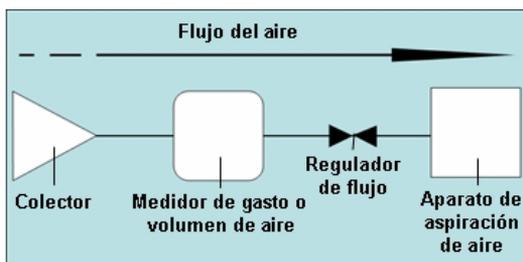
4.2.1 Sistema general de la toma de muestras

En la mayoría de los casos, los sistemas y equipos de toma de muestras para el análisis de contaminantes químicos del ambiente laboral están formados por los elementos siguientes:

- Colector de muestra
- Medidor de volumen o gasto de aire
- Aparato de aspiración de aire

El orden en que deben disponerse estos elementos se expresa gráficamente en la figura 10. Adicionalmente, en la figura 11 se ejemplifica el esquema general con un sistema particular para la toma de muestras de contaminantes gaseosos.

Figura 10. Esquema del sistema general de la toma de muestras de aire



4.2.1.1 Colectores de muestras

Debido básicamente a que las concentraciones de las sustancias nocivas en el aire son habitualmente pequeñas si se toman en consideración las sensibilidades correspondientes de los métodos de análisis convencionales, para la realización de los ensayos analíticos deberán emplearse entonces volúmenes de muestras de aire relativamente grandes. Esto dificultaría, y hasta podría impedir, el

traslado de muestras íntegras al laboratorio para su tratamiento posterior. Esta operación tan engorrosa puede evitarse con el uso de un aparato o sistema colector capaz de separar cuantitativamente la(s) sustancia(s) que se desea(n) analizar del resto de los componentes de la muestra de aire en el propio puesto de trabajo. En este caso el requerimiento principal que se exige en la elección del colector apropiado es que su eficiencia de retención sea no menor que 95 %.

Figura 11. Componentes de un sistema típico de toma de muestras de aire ambiental



Los colectores de muestras ambientales se clasifican de acuerdo con el estado de agregación de la sustancia objeto de análisis y con la forma específica de retención que se pretenda utilizar.

4.2.1.1.1 Colectores de aerosoles

El tipo principal de colector que se emplea para separar partículas sólidas o líquidas del aire es el de filtración mecánica. Los filtros en la actualidad se fabrican de clases diferentes de materiales naturales y artificiales, entre los que se encuentran el papel, el acetato y otros ésteres de celulosa, las fibras de vidrio, el poli(cloruro de vinilo) -PVC-, etc. Cada clase específica de material filtrante presenta sus características propias que los hacen útiles en determinados tipos de análisis. No obstante, todas las variedades

de filtros deben cumplir con ciertos requisitos generales para que puedan ser utilizados con éxito en el análisis del ambiente laboral. Estos requerimientos fundamentales son los siguientes:

- Alta eficiencia de retención de partículas, especialmente las del orden de 0,1 a 1 mm de diámetro.
- Retención cuantitativa de las partículas en el filtro en cantidades de al menos 20 mg.
- Baja resistencia al paso del aire.
- Bajo contenido de residuos inorgánicos en las cenizas, particularmente metálicos.
- Bajo peso de cada filtro.
- Baja higroscopicidad.

Los filtros que más se emplean en la actualidad son los de membrana (ésteres de celulosa), los de fibras de vidrio y los de poli(cloruro de vinilo) (PVC). Todos pueden, en ocasiones, ser utilizados indistintamente, pero presentan sus cualidades peculiares que los diferencian entre sí. En la tabla 4 se relacionan las ventajas y desventajas principales de los filtros de membrana y de PVC.

Tabla 4. Ventajas y desventajas en el uso de filtros de membrana y de poli(cloruro de vinilo) (PVC)

| Tipo de filtro | Ventajas | Desventajas |
|----------------|--|--|
| Membrana | <ul style="list-style-type: none"> • Tamaño definido de poro • Baja higroscopicidad | <ul style="list-style-type: none"> • Poca capacidad de retención • Alta resistencia al paso del aire |
| PVC | <ul style="list-style-type: none"> • Gran capacidad de retención • Baja higroscopicidad • Baja resistencia al paso del aire | <ul style="list-style-type: none"> • Tamaño no definido de poro |

Uno de los tipos de filtros de PVC más utilizados en los países de Europa del Este y en Cuba es el del material sintético conocido como FPP-15-1,7. Las variedades actuales de estos filtros, de acuerdo con sus propiedades y usos, se refieren en la tabla 5.

Para la captación de partículas, los filtros se colocan en portafiltros especiales (figura 12), de forma que el aire esté obligado a pasar a través de ellos. El diámetro de la abertura de entrada del ai-

re en el portafiltros y el gasto utilizado deben garantizar en todo momento que la velocidad de captura en la superficie del filtro sea igual o mayor que la velocidad lineal de la corriente de aire en la entrada del colector. La elección adecuada del diámetro del portafiltros y del gasto mínimo, en dependencia de la velocidad del aire, puede realizarse mediante el empleo de la tabla del Anexo 3 del Complemento.

Tabla 5. Tipos y características analíticas de los filtros de PVC (FPP-15-1,7)

| Tipo de filtro | Características principales | Empleo |
|----------------|---|---------------------------------|
| AFA-V-10 | <ul style="list-style-type: none">• Efectividad de retención de 99,5 %• Gasto máximo admisible de 55 L/min• Masa de 50 mg | Análisis gravimétrico |
| AFA-V-18 | <ul style="list-style-type: none">• Efectividad de retención de 99,5 %• Gasto máximo admisible de 100 L/min• Masa de 100 mg | Análisis gravimétrico |
| AFA-JP-18 | <ul style="list-style-type: none">• Efectividad de retención de 99 a 99,5 %• Gasto máximo admisible de 100 L/min | Análisis químico y radioquímico |
| AFA-RMP-3 | <ul style="list-style-type: none">• Efectividad de retención de 99,5 %• Gasto máximo admisible de 20 L/min | Análisis radiométrico |
| AFA-RMP-10 | <ul style="list-style-type: none">• Efectividad de retención de 99,5 %• Gasto máximo admisible de 50 L/min | Análisis radiométrico |
| AFA-RMP-20 | <ul style="list-style-type: none">• Efectividad de retención de 99,5 %• Gasto máximo admisible de 120 L/min | Análisis radiométrico |
| AFA-RG-3 | <ul style="list-style-type: none">• Efectividad de retención de 95 % | Análisis radiográfico |
| AFA-D-3 | <ul style="list-style-type: none">• Efectividad de retención de 99,5 %• Gasto máximo admisible de 10 L/min | Análisis de dispersión |

Figura 12. Portafiltros



A pesar de que los filtros mecánicos son los más usados para el análisis ambiental de aerosoles, existen además otras técnicas de colección de partículas, como son las de captación inercial y electrostática, entre otras. Estos procedimientos se utilizan con menos frecuencia y algunos de ellos serán discutidos en el capítulo 5.

4.2.1.1.2 Colectores de gases y vapores

Cuando se trata de sustancias nocivas presentes en el aire en estado gaseoso, su separación del resto de los componentes del aire puede efectuarse bien mediante captación activa, forzando mecánicamente el paso del aire a través del colector, o bien por captación pasiva, utilizando para la transferencia de masa los fenómenos de difusión y(o) permeación.

4.2.1.1.2.1 Colectores activos

En los colectores activos, las sustancias gaseosas a analizar se separan cuantitativamente del aire mediante diversos procedimientos físicos y químicos, tales como absorción en medio líquido -por disolución o reacción química- y adsorción sobre la superficie de partículas sólidas, entre otros. En los casos en que se requieran volúmenes de muestras de aire comparativamente pequeños, es posible utilizar también recipientes o contenedores especiales para la toma de muestras íntegras (sin preconcentración de los contaminantes) antes de su traslado al laboratorio.

Los captadores por absorción en medio líquido, conocidos también como frascos absorbedores, impingers o borboteadores, son aparatos, generalmente de vidrio, en los cuales la corriente de aire se hace burbujear en un medio líquido capaz de absorber la sustancia nociva específica (figura 13). La absorción puede producirse por disolución o por reacción química.

La eficiencia de retención de los gases y vapores en los frascos absorbedores depende de varios factores, entre los que se destacan los siguientes:

- Naturaleza físico química del sistema absorbato-absorbente.
- Superficie total y tiempo de contacto entre las fases líquida y gaseosa.
- Geometría particular del frasco absorbedor.
- Temperatura a la que se efectúa la absorción.

Figura 13. Frascos absorbedores



La selección del medio absorbente idóneo se realiza sobre la base de las propiedades particulares tanto del absorbato como de los diferentes tipos de absorbentes conocidos. En la tabla 6 se relacionan algunos ejemplos típicos de sistemas de absorción.

Tabla 6. Sistemas de absorción en medio líquido para algunos gases y vapores

| Gas o vapor | Absorbente | Naturaleza de la absorción |
|------------------------------------|--|----------------------------|
| Formaldehído, cloruro de hidrógeno | Agua | Solubilización |
| Benceno, tolueno, xileno, estireno | Disolución de nitrato de amonio en ácido sulfúrico | Reacción química |
| Benceno, tolueno, xileno | Alcohol metílico | Disolución |
| Anilina | Disolución de ácido clorhídrico | Reacción química |
| Amoníaco | Disolución de ácido sulfúrico | Reacción química |
| Mercurio | Disolución de yodo | Reacción química |
| Mercurio | Disolución de permanganato de potasio en medio sulfúrico | Reacción química |
| Halotano | Alcohol etílico | Disolución |
| Dióxido de azufre | Disolución de tetracloromercurato de sodio | Reacción química |
| Ácido acético | Alcohol isopropílico | Disolución |

La superficie de contacto entre la fase gaseosa y la líquida es un factor importante en la absorción, ya que es precisamente en la interfase donde se produce el fenómeno de la transferencia de masa del contaminante. Para aumentar la superficie total de contacto y, por tanto, la eficiencia de retención, es imprescindible disminuir el diámetro de las burbujas, y esto se logra con la aspiración del aire a través de orificios pequeños. No obstante, es necesario que el número de estos orificios sea elevado para lograr aumentar el volumen de aire circulante a través del medio líquido por unidad de tiempo, que redundará en el incremento rápido de la concentración del absorbato en el absorbente hasta alcanzar niveles superiores a la sensibilidad del método de ensayo correspondiente. Con este fin pueden emplearse frascos absorbedores con placas de vidrio sinterizado de diversos diámetros de poro. Estos poros tampoco pueden ser muy pequeños, pues aumentarían ostensiblemente la resistencia del sistema al paso del aire.

Otro elemento importante para garantizar la efectividad de absorción es el tiempo de contacto entre la masa de aire y el líquido. Mientras mayor sea el tiempo, mayor es la difusión del absorbato hacia la fase líquida, por lo que el gasto de aire a través del frasco absorbedor y la forma específica de este último influirán notable y positivamente en la absorción. Contrariamente, un gasto pequeño de aire puede influir también, pero negativamente, pues prolongaría innecesariamente el proceso de la toma de la muestra.

En general, se acepta como satisfactoria una eficiencia de retención en el frasco absorbedor no menor que 95 %, pero para lograrla, lo más aconsejable es emplear siempre dos o más frascos en serie.

El gasto máximo se determina experimentalmente para cada tipo de absorbedor con cada sistema específico de absorbato y absorbente. El empleo de placas de vidrio sinterizado, de acuerdo con la experiencia, puede posibilitar la retención cuantitativa de diversos contaminantes con gastos de aire del orden de hasta 3 L/min.

Otro principio físico químico que se utiliza con bastante frecuencia en la toma de muestras ambientales de gases y vapores es el de la adsorción, fenómeno que se produce por la retención de las moléculas de los contaminantes gaseosos en la superficie de diver-

En los materiales sólidos o en los intersticios o poros del adsorbente granulado. Estos materiales por lo general deben tener superficies específicas considerablemente grandes para que sus capacidades de adsorción sean significativas. El adsorbente sólido debe presentarse granulado y se coloca en tubos especiales, generalmente de vidrio (figura 14), con el objetivo de que el aire fluya a través de ellos mediante aspiración mecánica y posibilite que las sustancias gaseosas contaminantes se pongan en contacto con la superficie de las partículas sólidas y aquéllas sean retenidas cuantitativamente.

Figura 14. Tubos de captación activa con sorbentes sólidos



En la retención de los gases y vapores por adsorción tiene gran importancia el diámetro de las partículas del adsorbente. La granulometría del material tiene que ser seleccionada cuidadosamente, ya que, aunque la adsorción será tanto mayor cuanto menor sea el tamaño de las partículas (por una mayor superficie de adsorción), los materiales finamente divididos producen alta resistencia al paso del aire.

En estos últimos veinte años ha aumentado considerablemente la utilización de los tubos rellenos con materiales adsorbentes para la toma de muestras de contaminantes gaseosos, dadas la simplicidad y maniobrabilidad de los tubos en condiciones de terreno, comparadas con las de los procedimientos convencionales de absorción en medio líquido. La poca selectividad de los sorbentes sólidos en la captación, que puede ser considerada a veces como una ventaja y en otras como desventaja, se puede conjugar satisfacto-

riamente con las posibilidades de resolución analítica de los métodos contemporáneos de la cromatografía gaseosa y de la iónica.

Los tubos se preparan comúnmente con dos secciones o capas del sorbente sólido, en cantidades y longitudes suficientes que puedan garantizar la retención cuantitativa de los contaminantes. Por principio, toda sustancia nociva gaseosa contenida en la muestra debe haber sido retenida en la primera sección, pero en la práctica puede ocurrir que pase algo a la segunda capa, o bien por saturación de la primera o porque la concentración en el aire en un momento determinado sea tan alta que no haya tiempo suficiente para que las moléculas del contaminante interactúen adecuadamente con el material de adsorción de la primera sección. Ambas capas se separan físicamente mediante un material separador inerte (lana de vidrio, placa de vidrio sinterizado, filtro de fibras de vidrio, malla metálica, etc.).

Se ha demostrado experimentalmente que la retención de los contaminantes es cuantitativa en los tubos siempre que la cantidad que pueda haber pasado a la segunda sección sea igual o menor que el 10 % del total retenido en el captador. Si, en cambio, la cantidad colectada en la segunda capa es mayor que el 25 % del total, con seguridad puede afirmarse que la retención en el tubo ha sido significativamente deficiente.

Entre las principales desventajas de este procedimiento de toma de muestras se cuentan las siguientes:

- Posible interferencia del vapor de agua presente en el aire. Cuando la humedad relativa ambiental es alta (generalmente mayor que 80 %), el vapor de agua puede condensarse en el tubo y ejercer un efecto competitivo con las sustancias nocivas a analizar, por lo que pudiera disminuir significativamente la efectividad de retención de estas últimas.
- Inespecificidad de la adsorción. Esta particularidad es una desventaja cuando no se dispone de los medios necesarios para separar cuantitativamente una sustancia de las restantes adsorbidas en el material de sorción. Contrariamente, si se dispone de los medios apropiados (un cromatógrafo de gases o iónico, por ejemplo), la inespecificidad de la adsorción llegará a ser una ventaja, ya que de esta forma es posible cuantificar la pre-

sencia simultánea de dos o más sustancias nocivas en el aire.

- El proceso inverso a la adsorción, la desorción, que puede producirse simultáneamente con la primera, no siempre es despreciable durante la toma de la muestra. Si el volumen de la muestra de aire a tomar es relativamente grande, puede ocurrir un desplazamiento o migración del contaminante adsorbido hacia el final del tubo y salir una parte por el extremo posterior con el aire residual. De forma similar puede suceder con las muestras conservadas durante largo tiempo antes de procederse al análisis, falseándose consecuentemente los resultados, sobre todo si no se tapan herméticamente los extremos del tubo o cuando el material de las tapas permite la difusión de las sustancias adsorbidas hacia el exterior.

La desorción previa al análisis de los contaminantes colectados en el captador puede realizarse por disolución con un disolvente adecuado, por reacción química con reactivos especiales o por elución térmica. Para la desorción por disolución de los gases y vapores orgánicos se emplea con mucha frecuencia el disulfuro de carbono, puesto que gran parte de las sustancias orgánicas son solubles en él y su poder de desorción es prácticamente cuantitativo. La elución térmica es ampliamente utilizada también, pero tiene el inconveniente de que la temperatura de elución óptima es diferente para cada sustancia, y para determinadas mezclas complejas de gases y vapores no pueden obtenerse fácilmente desorciones satisfactorias de todos sus componentes a la vez.

Los materiales adsorbentes más utilizados en la actualidad son, entre otros, los siguientes:

- Carbón activado
- Silicagel (gel de sílice)
- Materiales poliméricos porosos
- Tamices moleculares
- Alúmina

El carbón activado es un sorbente muy efectivo y se utiliza con más frecuencia en la detección y cuantificación de compuestos orgánicos apolares. Las sustancias polares también pueden ser adsorbidas, pero sus procesos de desorción suelen ser mucho más

complejos. Hasta el presente se han desarrollado técnicas capaces de determinar más de 150 sustancias orgánicas por este método.

Como la presencia de microporos en las partículas de carbón es uno de los elementos esenciales en el proceso de adsorción, los poros de dichos carbones activados se clasifican de acuerdo con el radio promedio (\bar{r}) de la forma siguiente:

- Macroporos ($\bar{r} > 25 \text{ nm}$)
- Mesoporos ($1 \text{ nm} < \bar{r} \leq 25 \text{ nm}$)
- Microporos ($0,4 \text{ nm} < \bar{r} \leq 1 \text{ nm}$)
- Ultramicroporos ($\bar{r} \leq 0,4 \text{ nm}$)

Las mejores variedades de carbón activado utilizadas para la adsorción de mezclas de gases y vapores del aire tienen superficies específicas del orden de $1000 \text{ m}^2/\text{g}$ y diámetros promedio de poro no menor que 2 nm. Los carbones activados de mayor eficiencia conocidos con estos fines son los que se producen a partir de la cáscara del coco, aunque algunos de los derivados del petróleo también tienen amplia aceptación. Otros carbones activados obtenidos de forma sintética, como el Carbosieve B, por ejemplo, son similares por sus características físicas a los carbones naturales, con la ventaja de que con ellos los procesos de desorción son más efectivos. Otros carbones, elaborados especialmente para la determinación de hidrocarburos de 1 a 4 átomos de carbono en el aire atmosférico, se preparan a partir del grafito.

La silicagel, por su parte, es un adsorbente polar efectivo, ya que la superficie de sus partículas está compuesta fundamentalmente por grupos hidroxílicos. La utilización principal de la silicagel es en la adsorción de compuestos orgánicos polares tales como aminas alifáticas y aromáticas, compuestos nitrados, vapores de disolventes orgánicos, mezclas complejas de hidrocarburos, compuestos organometálicos, etc.

Las diferentes clases de silicagel existentes son capaces de separar del aire, al igual que el carbón activado, mezclas de gases y vapores nocivos, pero la gran afinidad de la silicagel por el vapor de agua disminuye significativamente su capacidad de adsorción

de los contaminantes, independientemente de que la superficie específica de la misma sea del orden de 100 a 800 m²/g.

Las silicageles más efectivas son las que presentan macroporos, superficies específicas de 100 a 200 m²/g y densidades de 0,7 a 0,8 g/cm³.

Cuando la adsorción de determinadas sustancias orgánicas no es satisfactoria sobre carbón activado o silicagel, pueden ensayarse diversos tipos de materiales poliméricos porosos tales como variedades de Chromosorb, Polisorb, Porapak, Amberlite, etc. Estos sorbentes son sustancialmente inertes, hidrófobos y con grandes superficies específicas, y su aplicación fundamental radica en la retención de compuestos de altas masas moleculares, no volátiles, como pesticidas, fenoles, aminas y diaminas, hidrocarburos aromáticos, así como de aldehidos, cetonas, alcoholes, dioles, hidrocarburos clorados con diferentes masas moleculares, etc. La principal limitación en el empleo de este tipo de adsorbente sólido es su alto costo relativo.

Los tamices moleculares son unos de los pocos sorbentes sólidos posibles de utilizar cuando las sustancias orgánicas se adsorben irreversiblemente sobre los materiales tradicionales. Compuestos tales como la acroleína, el formaldehído y algunas sustancias organosulfuradas, se pueden colectar con Ceolite 13X. También este tamiz molecular y su variante 5A se utilizan para la toma de muestras de óxidos de nitrógeno, sulfuro de hidrógeno y dióxido de azufre.

La alúmina tiene relativamente poca utilización en la toma de muestras ambientales, pero puede emplearse en el análisis de diversos compuestos orgánicos como son las etanolaminas, benceno e hidrocarburos de 2 a 4 átomos de carbono, pero enfriando el sorbente a temperaturas de hasta -80 °C. La desorción de los hidrocarburos se realiza entonces por calentamiento a 120-150 °C, mientras que las restantes sustancias pueden extraerse con disolventes polares.

También la retención de los gases y vapores puede obtenerse por reacción química con determinados quimiosorbentes granula-

dos o con materiales inertes impregnados con reactivos específicos, capaces de reaccionar cuantitativamente con los contaminantes dados. Las técnicas que emplean quimiosorción son muy ventajosas por su alta especificidad relativa y por la irreversibilidad del proceso de captación.

En la tabla 7 se exponen los diferentes tipos de sorbentes sólidos que más se emplean en la actualidad para la toma de muestras ambientales de los contaminantes gaseosos más comunes.

Tabla 7. Sorbentes sólidos y sus aplicaciones más importantes en la toma de muestras ambientales de contaminantes gaseosos

| Sustancia nociva | Sorbente | | | | | |
|-------------------------------|-----------------|-------------------|-----------|---------|---------------------|-----------------|
| | Carbón activado | Polímeros porosos | Silicagel | Alúmina | Tamices moleculares | Quimiosorbentes |
| Hidrocarburos | | | | | | |
| • saturados | + | + | + | | | |
| • metano | + | + | | + | | |
| • etano | + | | + | | | |
| • insaturados | + | | + | | | |
| • etileno | + | | | | | |
| • acetileno | + | | + | | | |
| • cíclicos | + | + | + | | | |
| • aromáticos | + | + | + | | | |
| • poliaromáticos | + | + | + | | | |
| Aldehídos | + | + | + | | | + |
| • saturados | | + | + | + | + | |
| • insaturados | + | + | + | | | |
| Cetonas | + | + | + | | | |
| Ácidos carboxílicos | + | + | | | | + |
| Éteres | | | | | | |
| • complejos | + | + | + | | | |
| • simples saturados | + | + | | | | |
| • simples insaturados | + | | | | | |
| • simples aromáticos | | + | | | | |
| Óxidos orgánicos | + | + | | | | + |
| Compuestos organohalogenados | | | | | | |
| • halogenuros alquílicos | + | + | + | | | |
| • halogenuros arílicos | + | + | + | | | |
| • pesticidas clorados | | + | + | | | |
| Compuestos organonitrogenados | | | | | | |
| • alquilaminas | | + | + | | | |
| • aminas cíclicas | | + | | | | + |
| • aminas aromáticas | + | + | + | | | + |
| • azocompuestos | | + | | | | |
| • hidracinas | | | + | | | + |

| Sustancia nociva | Sorbente | | | | | |
|-------------------------------|-----------------|-------------------|-----------|---------|---------------------|-----------------|
| | Carbón activado | Polímeros porosos | Silicagel | Alúmina | Tamices moleculares | Quimiosorbentes |
| • nitratos | + | + | | | | |
| • nitrilos | + | + | | | | |
| • nitrocompuestos | | | | | | |
| • alifáticos | + | + | | | | |
| • aromáticos | + | + | + | | | |
| • nitrosaminas | | + | | | | |
| Compuestos organosulfurados | | | | | | |
| • mercaptanos | + | + | | | | |
| • sulfuros de alquilo | + | + | + | | | |
| • sulfonatos de alquilo | | + | | | | |
| • sulfatos de alquilo | | + | | | | |
| Compuestos organofosforados | + | + | | | | |
| • Pesticidas organofosforados | | + | + | | | |
| Compuestos heterocíclicos | | | | | | |
| • nitrogenados | + | + | + | | | |
| • oxigenados | + | + | | | | |
| • nitrosulfurados | | + | | | | |
| Compuestos organometálicos | | | | | | |
| • de plomo | + | | | | | |
| • de estaño | | | + | | | |
| Compuestos inorgánicos | | | | | | |
| • amoníaco | + | | + | | | |
| • monóxido de carbono | | | | | + | |
| • dióxido de carbono | + | | + | | | |
| • disulfuro de carbono | + | + | | | | + |
| • sulfuro de carbonilo | + | | + | | | |
| • clorociano | + | | | | | |
| • cianuro de hidrógeno | + | + | | | | |
| • fluoruro de hidrógeno | + | | | | | + |
| • sulfuro de hidrógeno | + | + | + | | | + |
| • yodo | + | | | | + | |
| • cloro | + | | | | | |
| • bromo | + | | | | | |
| • mercurio | + | | | | | + |
| • óxidos de nitrógeno | + | | | | + | |
| • dióxido de nitrógeno | + | + | + | | | + |
| • óxido de dinitrógeno | + | | + | | + | |
| • fósgeno | + | | | | | |
| • fosfina | | + | + | | | + |
| • fósforo blanco | | + | | | | |
| • dióxido de azufre | | + | + | | + | + |
| • hidracina | | + | | | | |
| • arsina | + | | | | | + |

La desorción previa al análisis de los contaminantes colectados en el captador, como se señaló anteriormente, puede realizarse por disolución con un disolvente apropiado, por reacción química con

reactivos adecuados, por extracción con un aparato Soxhlet, por destilación al vacío, por arrastre con vapor o por elución térmica.

Los tubos con sorbentes sólidos suelen utilizarse para la toma de muestras ambientales de larga duración, acoplados a una bomba personal de aspiración con alimentación autónoma y de bajo caudal o gasto (menor que 200 cm³/min).

Una experiencia interesante con tubos de sorbentes sólidos para la captación de gases y vapores nocivos, ha sido realizada en estos últimos años por el Laboratorio de Química Sanitaria Ocupacional del Instituto Nacional de Salud de los Trabajadores (INSAT) de la República de Cuba, donde se pudo demostrar fehacientemente la posibilidad y factibilidad de desarrollar y producir, en cantidades significativamente grandes, los llamados *tubos de captación activa* con un mínimo de recursos materiales (incluidos equipamiento e instalaciones) y financieros. La utilización de estos tubos conforman un procedimiento relativamente novedoso, por cuanto el mismo difiere sensiblemente del de los tubos de sorbentes sólidos clásicos en que en el primero pueden ser empleados los tubos no sólo para muestras de larga duración, sino también para muestras puntuales (de corta duración), y que están diseñados, además, para que puedan ser acoplados a una bomba manual de aspiración (tipo Dräger) para la toma de muestras puntuales. Los tubos de captación activa poseen, adicionalmente, la ventaja objetiva de que los procedimientos analíticos empleados para la desorción y análisis de los contaminantes respectivos, son métodos muy sencillos, rápidos y económicos, generalmente colorimétricos, lo que permite su realización prácticamente en cualquier laboratorio, sin necesidad de recurrir a técnicas complejas (como pueden ser la cromatografía gaseosa o la iónica, por ejemplo) y sin perder por ello exactitud, precisión y, por tanto, confiabilidad en las determinaciones. Las características principales de los tubos de captación activa desarrollados, validados y producidos por el INSAT, se describen en la tabla 8.

4.2.1.1.2.2 Colectores pasivos

Otro de los procedimientos de toma de muestras de aire, y posiblemente de los más utilizados y prometedores en el momento actual, es aquel que emplea el principio de la difusión gaseosa y(o) permeación en la captación selectiva de las sustancias nocivas en

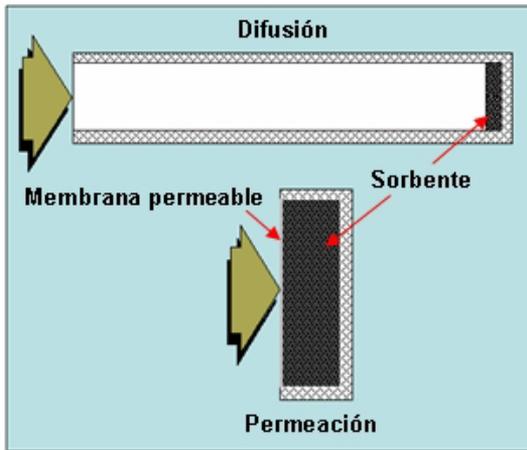
estado gaseoso. Este método, conocido como de captación o dosimetría pasiva, consiste en la obtención de muestras de contaminantes gaseosos sin forzar mecánicamente el paso del aire a través del captador, y tiene su fundamento teórico en los fenómenos de difusión y permeación (figura 15), mediante los cuales las moléculas de un gas o vapor, en constante movimiento en el aire, son capaces de penetrar y difundirse espontáneamente a través de la masa de otro gas hasta repartirse uniformemente en su seno, así como de atravesar una membrana sólida o difusor que le presente una cierta capacidad de penetración o permeabilidad específica.

Tabla 8. Características técnicas principales de los tubos de captación activa desarrollados por el Instituto Nacional de Salud de los Trabajadores de la República de Cuba (*)

| Tipo | Contaminante | Características técnicas |
|---------------------------|----------------------|--|
| TCA-NH ₃ -01 | Amoníaco | <ul style="list-style-type: none"> • Intervalo de medición: 10-100 mg/m³ • Volumen de aire de la muestra: 0,2 L • Método de ensayo: espectrofotométrico • Imprecisión máxima: ± 6,0 % |
| TCA-Hg-01 | Mercurio (vapores) | <ul style="list-style-type: none"> • Intervalo de medición: 0,05-0,5 mg/m³ • Volumen de aire de la muestra: 1 L • Método de ensayo: absorción atómica • Imprecisión máxima: ± 7,3 % |
| TCA-NO ₂ -01 | Dióxido de nitrógeno | <ul style="list-style-type: none"> • Intervalo de medición: 5-50 mg/m³ • Volumen de aire de la muestra: 0,4 L • Método de ensayo: espectrofotométrico • Imprecisión máxima: ± 13,9 % |
| TCA-SO ₂ -01 | Dióxido de azufre | <ul style="list-style-type: none"> • Intervalo de medición: 10-100 mg/m³ • Volumen de aire de la muestra: 0,5 L • Método de ensayo: espectrofotométrico • Imprecisión máxima: ± 8,7 % |
| TCA-HCl-01 | Cloruro de hidrógeno | <ul style="list-style-type: none"> • Intervalo de medición: 2,5-25 mg/m³ • Volumen de aire de la muestra: 1 L • Método de ensayo: espectrofotométrico • Imprecisión máxima: ± 15,9 % |
| TCA-HCOH-01 | Formaldehído | <ul style="list-style-type: none"> • Intervalo de medición: 0,5-5 mg/m³ • Volumen de aire de la muestra: 1 L • Método de ensayo: espectrofotométrico • Imprecisión máxima: ± 10,0 % |
| TCA-CH ₃ OH-01 | Alcohol metílico | <ul style="list-style-type: none"> • Intervalo de medición: 30-800 mg/m³ • Volumen de aire de la muestra: 0,1 L • Método de ensayo: espectrofotométrico • Imprecisión máxima: ± 5,0 % |

(*) Las formas de preparación y utilización de estos tubos de captación activa, incluidos los métodos de ensayo correspondientes, se describen en la segunda parte de este libro, específicamente en los apartados referidos a las determinaciones particulares de las sustancias nocivas de referencia.

Figura 15. Representación del proceso de captación pasiva



En los captadores pasivos las sustancias gaseosas, después de atravesar la capa de difusión o la membrana permeable, se colectan mediante un material sorbente adecuado. La captación puede realizarse por adsorción, absorción o reacción química, y si la retención se produce cuantitativamente a medida que el contaminante va alcanzando la superficie del sorbente, el proceso puede representarse matemáticamente mediante la ecuación siguiente:

$$m = \frac{K.A.C.t}{L} \quad (\text{XXXII})$$

donde:

- m* masa total del contaminante transferida al sorbente
- K* coeficiente de difusión o permeación del sistema
- A* área de la sección transversal de la entrada de los gases al captador
- L* longitud del camino de difusión o espesor de la membrana permeable
- C* concentración del contaminante en el aire exterior
- t* tiempo de exposición del captador a la atmósfera contaminada

Para cada tipo de captador pasivo la relación KA/L es una constante específica (k), que puede determinarse experimentalmente en el laboratorio para cada sustancia. De esta forma la ecuación resultante, después de la sustitución y transposición correspondiente de términos, es la siguiente:

$$C = \frac{k.m}{t} \quad (\text{XXXIII})$$

Mediante esta fórmula simple puede calcularse entonces la concentración de la sustancia nociva en el aire, partiendo de la masa captada del contaminante y del tiempo de exposición del captador a las condiciones ambientales dadas.

Los captadores pasivos, llamados comúnmente dosímetros o monitores pasivos, se clasifican no sólo en dependencia del fenómeno físico químico que origina la transferencia de masa del gas o vapor hacia el sorbente -difusión o permeación-, sino también en función del propio proceso de retención, que puede ser adsorción (sobre un material adsorbente sólido), o absorción en medio líquido (por disolución o reacción química) o sólido (por reacción química o formación de amalgamas, como en el caso de los vapores de mercurio sobre una lámina de plata u oro).

Otra forma de clasificar los dosímetros pasivos es según la manera de realizarse la lectura de la medición, y se subdividen en dosímetros de lectura directa, en los cuales la medición se efectúa de forma inmediata, y los de lectura remota, que se deben enviar al laboratorio después de tomada la muestra para su análisis posterior.

En la figura 16 se muestran diferentes modelos de dosímetros pasivos que se utilizan en la práctica higiénico ambiental.

Las ventajas principales de esta técnica de toma de muestras son las siguientes:

- Simplicidad en el diseño, construcción y empleo de los captadores pasivos.

- No requerimientos de sistemas mecánicos de aspiración del aire con sus correspondientes desventajas y dificultades.
- Bajo costo de los dosímetros.
- No requerimiento de personal adiestrado específicamente para que se dedique a este tipo de toma de muestras en los centros de trabajo.
- Posibilidad de determinación sencilla de la exposición promedio a los contaminantes ambientales durante períodos relativamente prolongados (de hasta ocho horas).
- Suficiencia de la representatividad del muestreo al poder realizarse éste de forma individual sin limitar prácticamente en nada las operaciones que tiene que ejecutar habitualmente el trabajador durante el turno laboral.
- Probabilidad mínima de que se cometan errores de carácter personal en la toma de las muestras.
- No requerimiento de calibración y(o) mantenimiento periódicos de los dosímetros.

Figura 16. Diferentes tipos de dosímetros pasivos



Entre las limitaciones fundamentales de la técnica dosimétrica pasiva se encuentran las siguientes:

- Necesidad de calibración previa de los sistemas de captación para cada sustancia nociva en cámaras especiales de atmósferas controladas.
- Los sistemas dosimétricos pasivos solamente pueden emplearse en la determinación de gases y vapores, no de aerosoles.
- Existen aún algunas dificultades técnicas para la obtención de

muestras de corta duración con determinados tipos de dosímetros, sobre todo por falta de suficiente sensibilidad de los métodos analíticos empleados cuando las concentraciones en el aire son relativamente pequeñas.

- La presencia de vapor de agua en el aire en proporciones altas puede llegar a interferir en determinados tipos de captadores en que se emplean adsorbentes sólidos.

De manera general, los captadores que utilizan adsorbentes sólidos son más versátiles por ser poco selectivos; con ellos puede determinarse de forma simultánea más de una sustancia nociva gaseosa en el aire. Sin embargo, la dificultad principal con este tipo de dosímetro radica en la selección adecuada del adsorbente, puesto que si el proceso contrario a la adsorción, la desorción, es espontánea y significativa a la temperatura ambiental, la efectividad de retención del dosímetro disminuye considerablemente. Además, la alta humedad relativa del aire puede llegar a ser un factor de interferencia importante.

Otra experiencia positiva lograda por el laboratorio de Química Sanitaria Ocupacional del Instituto Nacional de Salud de los Trabajadores de La Habana en los últimos años, en relación particularmente con el desarrollo de medios detectores de contaminantes del medio laboral, ha estado precisamente centrada en la obtención y validación de diversos tipos de dosímetros pasivos sencillos y económicos, a la vez que suficientemente veraces, precisos, sensibles y específicos. Las características fundamentales de algunos de estos dosímetros, los más representativos, se refieren en la tabla 9. Esta experiencia corrobora lo anteriormente planteado, la posibilidad y factibilidad de desarrollar y producir medios de detección y cuantificación de contaminantes químicos ambientales con el despliegue de exiguos recursos de uso general en prácticamente cualquier laboratorio, a la vez que posibilita, a través de este desarrollo, dotar a la inspección sanitaria estatal de los medios idóneos y en las cantidades suficientes para garantizar que los estudios higiénico sanitarios en los centros de trabajo con riesgo de exposición a sustancias químicas se realice con la calidad y sistematicidad requeridas.

Tabla 9. Características técnicas fundamentales de algunos de los dosímetros pasivos desarrollados por el Instituto Nacional de Salud de los Trabajadores de La Habana (*)

| Tipo | Contaminante | Características técnicas |
|------------------------|----------------------|--|
| DP-NH ₃ -01 | Amoníaco | <ul style="list-style-type: none"> Intervalo de medición: 10-125 mg/m³ Método de ensayo: espectrofotométrico Tiempo de muestreo: 15 min-8 h Imprecisión máxima: ± 23,6 % |
| DP-NH ₃ -02 | Amoníaco | <ul style="list-style-type: none"> Intervalo de medición: 10-100 mg/m³ Método de ensayo: colorimétrico visual (lectura directa) Tiempo de muestreo: 15 min-8 h Imprecisión máxima: ± 21,8 % |
| DP-SH ₂ -01 | Sulfuro de hidrógeno | <ul style="list-style-type: none"> Intervalo de medición: 10-100 mg/m³ Método de ensayo: colorimétrico visual (lectura directa) Tiempo de muestreo: 15 min-1,5 h Imprecisión máxima: ± 15,2 % |

(*) Las formas de preparación y utilización de los dosímetros pasivos, incluidos los métodos de ensayo correspondientes, se describen en la segunda parte de este libro, específicamente en los apartados referidos a las determinaciones de las sustancias nocivas de referencia.

4.2.1.1.2.3 Colectores de muestras íntegras

Cuando las concentraciones de los gases y vapores en el aire son relativamente grandes o cuando los métodos de ensayo correspondientes son altamente sensibles, o en ambos casos inclusive, suele preferirse con cierta frecuencia la toma de muestras íntegras de aire (sin preconcentración de los contaminantes) mediante colectores apropiados (figura 17), con el objeto de poder trasladarlas inalteradas al laboratorio para su análisis posterior. Los requerimientos fundamentales a que deben responder tales colectores para que puedan ser empleados con este fin son los siguientes:

- El material de que se fabrica el colector debe ser inerte a la acción de los gases y vapores contenidos en la muestra de aire a analizar.
- La capacidad del colector debe corresponder adecuadamente con el volumen mínimo necesario de muestra de aire, a fin de garantizar que sus concentraciones puedan ser detectadas con una sensibilidad analítica del orden de 0,3 a 0,5 veces el límite de exposición admisible respectivo.
- El colector debe ser manuable, resistente y fácil de transportar

herméticamente cerrado.

Figura 17. Colectores de muestras íntegras de aire



Las técnicas más importantes para tomar las muestras íntegras de aire con colectores rígidos (pipetas de gases, frascos aspiradores, etc.) son las que se relacionan a continuación:

- Evacuación previa del aire contenido en el interior del colector mediante una bomba adecuada de alto vacío. El colector se cierra herméticamente y se abre por uno de sus extremos sólo en el lugar y momento de la toma de la muestra. Se cierra nuevamente, también de forma hermética, y se traslada al laboratorio para el análisis ulterior.
- Entrada del aire al colector mediante desplazamiento de un líquido contenido en él. En esta técnica es muy importante asegurarse de que los gases o vapores a analizar no se disuelvan o reaccionen con el líquido dado.

Las bolsas plásticas flexibles, en particular, necesitan ser insufladas con el aire a analizar, por lo que son más útiles en la toma de muestras de aire exhalado de los trabajadores expuestos a con-

taminantes tales como monóxido de carbono y vapores de disolventes orgánicos, entre otros.

4.2.1.2 Medidores de volumen y gasto de aire

La medición del volumen de aire de la muestra que se analiza tiene tanta importancia como la propia cuantificación analítica de la sustancia nociva retenida en el colector. Con el fin de efectuar la medición se utilizan diversos tipos de instrumentos y aparatos, que se clasifican de acuerdo con la magnitud física que son capaces de medir, esto es, volumen o gasto de aire.

Los aparatos más empleados para medir volúmenes de gases son los siguientes: frascos aspiradores, bombas manuales de aspiración, gasómetros, relojes de gases, espirómetros, etc. (figura 18). El diseño de estos instrumentos es muy variado, así como lo es su complejidad técnica y la exactitud y precisión de las mediciones que con ellos se efectúan.

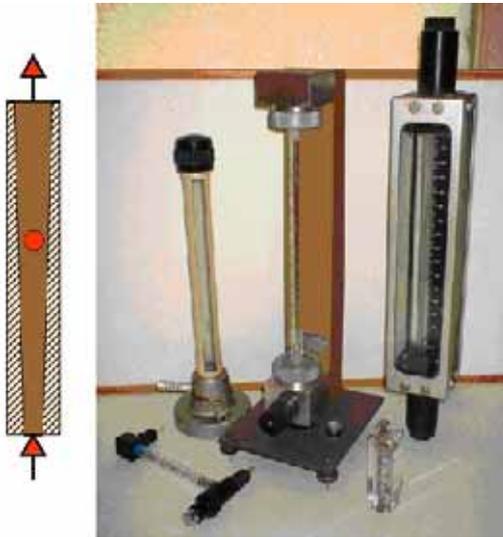
Figura 18. Medidores de volumen de aire



Para la determinación del gasto de aire también se encuentra en el mercado un gran número de aparatos especiales, siendo los más comunes por su utilidad práctica en la Higiene Ocupacional los rotámetros, reómetros y orificios críticos, entre otros.

La medición del gasto con los rotámetros se basa en el principio mediante el cual una pieza pequeña de metal o plástico, conocida como flotador y que va colocada dentro de un tubo de vidrio ligeramente cónico por el que circula el fluido, flota, y la altura a la que lo hace es proporcional al gasto correspondiente (figura 19). Los rotámetros son muy utilizados en la práctica cotidiana, ya que generalmente son manuales y económicos. Sin embargo, presentan el inconveniente fundamental de que pueden perder con relativa facilidad la calibración de fábrica por diversas causas, tales como la corrosión producida por agentes agresivos presentes en el aire o en el colector, las altas humedades relativas del aire, etc. Por ello se requiere verificar los rotámetros periódicamente, limpiarlos y mantenerlos en perfecto estado de funcionamiento.

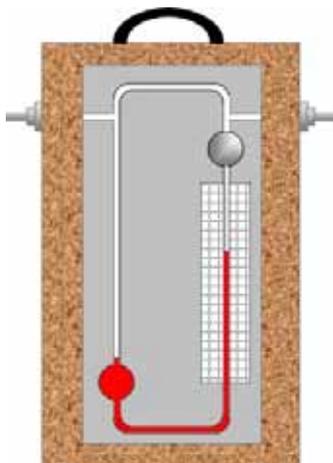
Figura 19. Rotámetros



Los reómetros, por su parte, son aparatos de fácil construcción en cualquier laboratorio (figura 20), y se fundamentan en la proporcionalidad existente entre la altura de una columna de un líquido y el gasto de la corriente de aire que fluye a través del equipo. La elevación del líquido en la columna se produce como consecuencia de la diferencia de presiones que se genera entre los dos extremos de un orificio reducido o estrangulamiento en el sistema

de aspiración. Estos reómetros se fabrican de vidrio y se llenan con un líquido de alto punto de ebullición para evitar pérdidas por evaporación. Posteriormente a su llenado, se procede a la calibración correspondiente en el laboratorio.

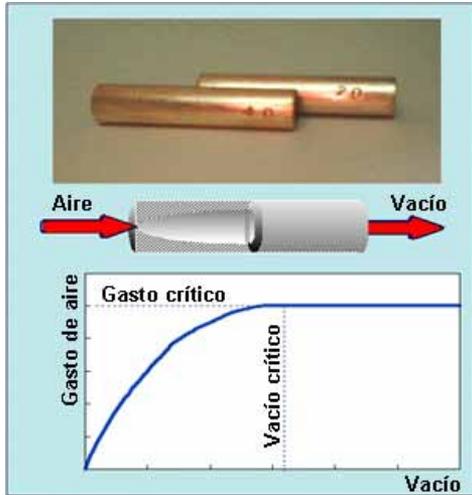
Figura 20. Reómetro



Otro instrumento muy útil en la medición de gasto de aire es el denominado *orificio crítico*. El principio básico de la técnica consiste en el control del flujo del aire que se produce al pasar éste a través de un orificio circular pequeño, producto de la aplicación de un determinado vacío en el sistema. Al incrementarse paulatinamente el vacío, el gasto aumenta hasta alcanzar un valor máximo o crítico. Vacíos mayores que el crítico dejarán de producir un aumento adicional del gasto máximo (figura 21). Esta técnica tiene una ventaja principal con relación a los otros métodos de medición, que es la gran estabilidad del gasto durante todo el tiempo que dura el muestreo, siempre que se asegure, por supuesto, que el vacío empleado sea superior al crítico. De esta forma se garantiza un error mínimo en la estimación del volumen de la muestra de aire analizada al conocerse el gasto crítico y el tiempo de duración del muestreo. Como desventaja se señala la necesidad de verificar sistemáticamente el gasto máximo que admite el orificio crítico, debido principalmente a la posibilidad de que el orificio se ensan-

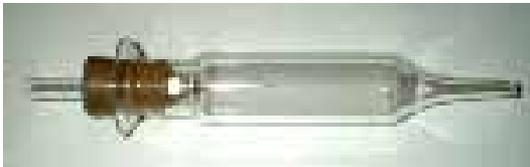
che o estreche como consecuencia de la corrosión o acumulación de suciedad.

Figura 21. Orificios críticos



También en la práctica higiénico ambiental diaria pueden emplearse agujas hipodérmicas en sustitución de los orificios críticos clásicos convencionales. A la aguja se le coloca un adaptador adecuado (figura 22) para utilizarla en el control del gasto de aire en el aparato de toma de muestras. El sistema es muy sencillo y, sobre todo, económico. Su intervalo de aplicación oscila entre 0,5 y 11 L/min, aproximadamente. En la tabla 10 se muestran los gastos y vacíos críticos para diferentes tipos de agujas hipodérmicas.

Figura 22. Aguja hipodérmica utilizada como orificio crítico



4.2.1.3 Sistemas y aparatos de aspiración de aire

Para la aspiración del aire a través del equipo de toma de muestras pueden emplearse diversos tipos de sistemas y aparatos. Su elección adecuada se realiza de acuerdo con las condiciones en que se va a efectuar el muestreo, los volúmenes de muestras de aire a tomar y el gasto correspondiente.

Tabla 10. Gastos y vacíos críticos obtenidos experimentalmente con agujas hipodérmicas utilizadas como orificios críticos

| Nº | Aguja hipodérmica | Gasto crítico (L/min) | Vacío crítico (kPa) |
|----|-------------------|--------------------------|------------------------|
| | Longitud (mm) | | |
| 17 | * | 11,16 | 47,46 |
| 17 | 76,2 | 7,39 | 67,73 |
| 18 | * | 5,40 | 42,40 |
| 18 | 38,1 | 4,09 | 67,73 |
| 18 | 50,8 | 3,87 | 60,93 |
| 19 | * | 4,68 | 60,93 |
| 19 | 25,4 | 3,37 | 67,73 |
| 20 | * | 2,34 | 57,60 |
| 20 | 25,4 | 2,17 | 57,60 |
| 21 | * | 1,52 | 60,93 |
| 21 | 25,4 | 1,47 | 67,73 |
| 21 | 38,1 | 1,07 | 60,93 |
| 22 | * | 1,31 | 60,93 |
| 22 | 25,4 | 0,74 | 60,93 |
| 22 | 38,1 | 0,80 | 67,73 |
| 23 | * | 0,85 | 57,60 |
| 23 | 25,4 | 0,67 | 57,60 |
| 23 | 38,1 | 0,45 | 60,93 |
| 26 | * | 0,76 | 57,60 |
| 26 | 12,7 | 0,60 | 57,60 |
| 27 | * | 0,75 | 60,93 |
| 27 | 6,4 | 0,67 | 67,73 |
| 27 | 9,5 | 0,47 | 57,60 |

* Con el vástago de la aguja seccionado por la base

Los aparatos probablemente más sencillos para la aspiración de aire son los frascos aspiradores (figura 23), útiles para muestras relativamente pequeñas (de hasta 20 L aproximadamente) y con gastos menores que 1 L/min. La ventaja principal de estos frascos es su gran exactitud en la medición de los volúmenes de aire de las muestras, y la desventaja su poca maniobrabilidad en condiciones de terreno.

Figura 23. Frasco aspirador



Las bombas manuales de aspiración (figura 24) también son sencillas y económicas, pero su principal dificultad está relacionada con el control del gasto de aire que penetra a la bomba. Con este fin se le puede colocar en la abertura de entrada del aire una aguja hipodérmica que controle el gasto máximo y garantice la retención eficiente de las sustancias nocivas en el colector (figura 25). En general, las bombas manuales de aspiración se utilizan cuando los volúmenes necesarios de aire para las muestras son pequeños, de hasta 2 L aproximadamente. Volúmenes mayores equivalen a un gran esfuerzo del que realiza la toma de muestras al tener que efectuar más de 20 emboladas por cada una de ellas.

Los flujos de gases o líquidos a presión alta se emplean también para producir aspiración mediante un sistema apropiado de eyección (figura 26). Esta técnica es especialmente útil cuando se posee una fuente adecuada de agua o aire a presión y cuando no pueden utilizarse otros aparatos de aspiración por diferentes motivos, por ejemplo, en minas subterráneas donde existe peligro de explosión por escape de gases y no pueden emplearse bombas de aspiración eléctricas.

Figura 24. Bombas manuales de aspiración de aire



Figura 25. Bomba manual de aspiración modificada



Los aparatos que más se emplean en la actualidad para aspirar aire son las bombas eléctricas de vacío (figura 27), y en especial las de baterías recargables (figura 28). Las bombas que requieren energía eléctrica (corriente alterna o directa) tienen la posibilidad de alcanzar gastos de aire relativamente elevados y tiempos de muestreo relativamente prolongados.

Figura 26. Eyectores

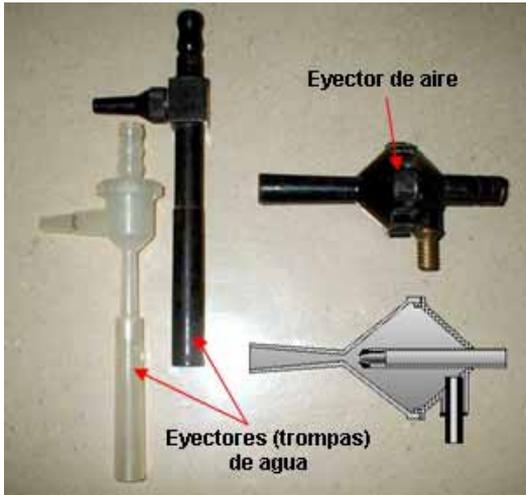


Figura 27. Bombas eléctricas de vacío



Las bombas de aspiración con alimentación autónoma de energía facilitan el muestreo personal, ya que por lo general son compactas y ligeras, y pueden colocarse en la ropa del trabajador y acompañarlo a él durante el desempeño de las operaciones normales del puesto en la jornada total de trabajo. Las fuentes de energía de estas bombas son comúnmente baterías de níquel-cadmio recargables. Su principal inconveniente es que no permiten gastos de ai-

re elevados, generalmente por encima de 5 L/min , y su costo relativamente alto.

Figura 28. Bombas de aspiración con baterías recargables



4.2.2 Calibración y verificación de los medios de medición de volumen y gasto de aire

El objetivo higiénico sanitario de la aplicación de un sistema cualquiera de muestreo del aire es definir cualitativa y cuantitativamente el estado de la contaminación ambiental. Sin embargo, para evaluarlo correctamente es imprescindible que las mediciones de los volúmenes de aire de las muestras analizadas sean suficientemente exactas y precisas, puesto que, en ocasiones, el error inherente a la medición del gasto o volumen de aire es mayor que el error del método analítico o que el del muestreo, o que ambos inclusive. En general, se acepta un error no mayor que el 5 ó 10 % del valor del volumen o gasto de aire que se mide.

Como se ha señalado con anterioridad, no todos los aparatos que se emplean con el fin de medir el volumen total o gasto de aire presentan las mismas características referentes a exactitud y precisión. Por otra parte, aunque algunos de ellos posean calibraciones de fábrica, sufren modificaciones frecuentes durante el empleo continuado. La presencia de vapor de agua u otras sustancias corrosivas en altas concentraciones en el aire que pasa través del instrumento es la causa principal de deterioro y pérdida de la calibración original del aparato.

Atendiendo a las características técnicas relacionadas con la exactitud, los medidores de gasto o volumen de aire se pueden clasificar de la forma siguiente:

- *Medidores de primer orden:* Comprenden los aparatos que determinan volumen o gasto de aire sobre la base de la medición directa de las dimensiones físicas de un espacio cerrado cuyo volumen es perfectamente determinable. Estos instrumentos se consideran generalmente como patrones primarios o de referencia, porque su exactitud es fácilmente verificable y porque no se alteran significativamente con el tiempo y el uso. Se incluyen en este grupo los espirómetros, las botellas de Mariotti (frascos aspiradores) y los contadores de burbujas o burbujímetros, entre otros (figura 29).
- *Medidores de segundo orden:* Incluyen los medidores de volumen o gasto que aunque se calibran previamente contra patrones primarios, son capaces de mantener su exactitud con una manipulación racional y cuidadosa durante su utilización, por lo que pueden ser usados opcionalmente como patrones de primer orden en ausencia de éstos. Instrumentos característicos de este grupo son los relojes de gases y algunos tipos de gasómetros (véase la figura 18).
- *Medidores de tercer orden:* En este grupo se encuentran los aparatos que necesitan ser calibrados previamente contra un patrón de referencia adecuado y después verificados periódicamente contra uno de primero o segundo orden. Se incluyen en este grupo los rotámetros, reómetros, orificios críticos, etc.

La calibración o verificación de un medio de medición de volumen o gasto de aire debe realizarse siempre contra un patrón primario o, en su defecto, contra uno de segundo orden; pero en determinados casos pueden emplearse como referencia instrumentos de tercer orden, siempre que se tenga la completa certeza de su exactitud y precisión.

El esquema general que se aplica para la calibración o verificación de estos aparatos de medición se muestra en la figura 30.

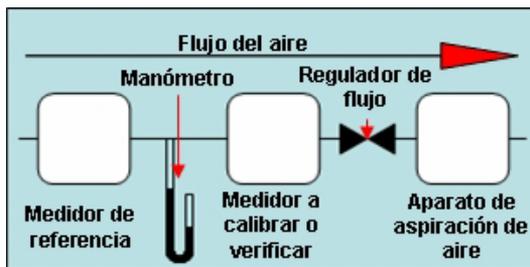
Las condiciones esenciales que se requieren para una calibración o verificación correcta son las siguientes:

- Estricta observancia de las indicaciones de operación del instrumento de referencia recomendadas por el fabricante.
- Limitación al mínimo de la resistencia del sistema al paso del aire. Esta resistencia se refleja en la presión manométrica interna del sistema, que debe ser igual a la externa en condiciones óptimas de calibración o verificación.
- El gasto de aire debe permanecer constante durante todo el tiempo de la operación, asegurándose así también que no se produzcan variaciones significativas de la presión interna del sistema.

Figura 29. Burbujímetro



Figura 30. Esquema del sistema general de calibración y verificación de medidores de volumen y gasto de aire



En las figuras 31 y 32 se ejemplifican dos sistemas de calibración y(o) verificación de aparatos de medición de gasto o volumen de aire.

Figura 31. Calibración de una bomba de muestreo personal



Figura 32. Verificación de una bomba manual de aspiración



4.3 Análisis de las muestras

El complemento necesario e imprescindible de toda toma de muestras de contaminantes químicos ambientales es la determinación analítica correspondiente, mediante la cual se estima cualitativa y cuantitativamente la presencia de los componentes químicos objetos del análisis.

Entre la toma de las muestras y el método de ensayo debe existir una correspondencia estrecha, que se manifieste básicamente a través de requerimientos técnicos específicos.

El desarrollo alcanzado por la Química contemporánea, en particular en el campo del Análisis Cuantitativo, ha permitido a la Química Sanitaria Ocupacional poder contar en la actualidad con un gran número de métodos y procedimientos analíticos diferentes, los cuales pueden ser aplicados directamente en las actividades inherentes a la higiene ocupacional. Técnicas tan disímiles en muchos aspectos como son la titrimetría y la activación neutrónica, por ejemplo, pueden encontrar, y encuentran siempre, aplicación práctica en la determinación de las concentraciones de sustancias nocivas en el aire.

4.3.1 Requerimientos generales y específicos de los métodos de ensayo del aire del ambiente laboral

Como en cualesquiera otras esferas del conocimiento humano, los procedimientos técnicos y metodológicos de investigación en la Química Sanitaria Ocupacional deben ajustarse a determinados requerimientos básicos generales para que puedan resultar de utilidad práctica. Para ello, es necesario que dichos métodos sufran un *proceso de verificación*, entendido éste por un *conjunto de acciones que el laboratorio realiza previamente a la introducción del método en la rutina de trabajo, para comprobar y documentar que es competente para su uso*. La elección correcta de uno u otro método debe realizarse, por una parte, sobre la base de las necesidades específicas, y por otra, de las posibilidades y alternativas que ofrezca cada técnica disponible en relación con los requisitos básicos preestablecidos. No obstante, toda técnica de ensayo que se emplee en este campo, más que de verificación, debe pasar por un

proceso de validación completo antes de ser aceptado, el cual se define como *las mediciones realizadas para comprobar y describir que un método de ensayo opera en todo momento de acuerdo con las expectativas y los requisitos impuestos respecto a su precisión, uso, implantación y fuentes de error.*

Para la validación o verificación de un método de ensayo, deberá establecerse previamente un protocolo o plan de trabajo adecuado. El protocolo habrá de contener una recopilación de todos los requisitos que el método debe cumplir, y se fundamentará en los elementos básicos siguientes:

- Necesidades del cliente
- Expectativas analíticas
- Condiciones del laboratorio que tendrán un impacto directo sobre la validación o verificación

Los elementos necesarios e imprescindibles a los que deben ser sometidos los métodos de ensayo durante el proceso de su validación interna completa, son los siguientes:

- *Veracidad.* En términos generales, se define la *veracidad o exactitud* como el *grado de identidad entre el valor observado o medido y el valor real.* Por otra parte, la *inexactitud* representa la *diferencia numérica absoluta entre la media de un conjunto de valores de mediciones repetidas y el valor verdadero.* Por tanto, la veracidad es una medida de la cercanía del resultado analítico al valor verdadero de la concentración de la sustancia química analizada en la muestra, es decir, que el resultado de un ensayo dado es tanto más exacto o veraz cuanto menor sea la diferencia entre la cantidad o concentración determinada analíticamente y el valor real correspondiente en la muestra analizada. Una veracidad baja en el análisis indica la existencia inexorable de un sesgo.

La veracidad se describe en realidad por un estimado de la inexactitud o sesgo. Sin embargo, generalmente la cantidad o concentración real de la sustancia dada en la muestra objeto de análisis se desconoce, y es necesario hallarla de forma indirecta. La veracidad tiene que estimarse principalmente, y por tan-

to, a través del análisis de la especificidad del método y de la recuperación analítica respectiva. Además, los errores en la calibración pueden influir negativamente en la veracidad.

Para determinar la mayor o menor veracidad de una técnica dada, se suele recurrir a su contrastación con un método bien establecido como de referencia o utilizando muestras patrones de confiabilidad reconocida. En los casos en que no se disponga de una referencia adecuada como las anteriormente señaladas, deberá recurrirse entonces a la contrastación con los resultados que se obtengan con la aplicación simultánea de otro(s) método(s) de ensayo que, aunque no puedan ser considerados como de referencia primaria, difiera(n) significativamente, al menos, en los fundamentos físico químicos correspondientes. El criterio de veracidad o exactitud en estos casos se basa en la igualdad (estadística) de resultados obtenidos mediante el procedimiento dado con relación a los determinados por los restantes métodos de ensayo aplicados. Para tener la completa certeza de que un método analítico particular sea suficientemente veraz, es necesario que se haya demostrado previa y exhaustivamente su especificidad y que se haya contrastado reiteradamente el procedimiento con otras técnicas de referencia sin que los resultados difieran significativamente desde el punto de vista estadístico.

El desarrollo y perfeccionamiento de nuevos métodos analíticos requiere de la comprobación reiterada de las exactitudes correspondientes, independientemente de la utilización de otros indicadores de calidad, por lo que la validación de estas técnicas nuevas debe sustentarse siempre en el empleo de otros procedimientos de referencia que hayan demostrado su prestigio a través de la práctica continuada. En la actualidad puede hablarse categóricamente de métodos de ensayo de referencia. Estos métodos, a través del desarrollo en sus trayectorias históricas, han sufrido toda una serie de pruebas que han permitido demostrar su valor como instrumento de análisis físico químico. Tal es el caso de la determinación espectrofotométrica de arsénico con disolución reactivo de dietilditiocarbamato de plata en piridina y de la técnica, también espectrofotométrica, de análisis de plomo con disolución clorofórmica de ditizona. Hoy, un poco más allá, se habla de *método de referencia* como

aquel que ha sido investigado exhaustivamente mediante un ensayo colaborativo (entre diferentes laboratorios) con resultados satisfactorios.

- *Especificidad.* Se define como *especificidad* de un método de ensayo su *capacidad o habilidad para medir la cantidad o concentración de un compuesto químico en forma exclusiva.* La *inespecificidad*, por su parte, se refiere al *posible efecto interferente que puedan provocar otras sustancias presentes en la muestra, disueltas o en suspensión, sobre la estimación de la concentración o cantidad de la sustancia investigada.* En términos generales, las interferencias pueden ser positivas, cuando el valor estimado de la concentración o cantidad en la muestra es superior al real, o negativas, cuando hay una disminución significativa del valor de la estimación.

Las interferencias en las determinaciones analíticas se deben esencialmente a tres tipos fundamentales de reacciones específicas, que son los siguientes:

- Cuando la sustancia interferente reacciona de la misma forma con el reactivo particular que la sustancia analizada (interferencia positiva).
- Cuando la sustancia interferente reacciona con la sustancia analizada y bloquea su total identificación con el reactivo de referencia (interferencia negativa).
- Cuando la sustancia interferente se combina con el reactivo específico evitando que éste reaccione con la sustancia analizada (interferencia negativa).

Las especificidades de distintos métodos analíticos difieren sensiblemente entre sí. A cada método se asocian determinadas clases de interferencias, que deben ser identificadas y analizadas con rigor para evitar cualquier tipo de sesgo posible en el ensayo.

Las interferencias pueden afectar considerablemente la exactitud de un método analítico. Puede ocurrir, y de hecho ocurre, que un mismo método no pueda ser aplicado en tipos diferentes de muestras o, al menos, de la misma forma, puesto

que si las sustancias concomitantes son diferentes, puede que interfieran de distintas maneras en las determinaciones. Por tanto, cada método analítico debe ser probado exhaustivamente para cada tipo de posible interferencia antes de poder ser considerado aquél como válido. Además, en la metódica correspondiente deben señalarse, con el mayor rigor posible, todas las interferencias que se conozcan y la magnitud del efecto que puede producir cada una.

La especificidad de un método de ensayo puede verse afectada por otras causas diferentes, entre ellas la inespecificidad de los aparatos de medición, la calidad de los reactivos químicos empleados, etc.

Por otra parte, dada la diversidad y complejidad de las muestras ambientales, laborales en particular, es importante conocer las sustancias que acompañan habitualmente a la sustancia objeto de análisis a la hora de elegir el método analítico idóneo desde el punto de vista de la especificidad. No obstante, el método elegido no tiene que ser siempre aplicable cualesquiera sean las condiciones ambientales, sino que, por el contrario, en cada situación concreta un método puede ser aplicado o no, en función de las posibles interferencias y los niveles de sus concentraciones en el aire.

- *Curva patrón.* La *curva patrón* o *escala de referencia* de un método de ensayo es la que refleja la relación entre la cantidad o concentración del analito en una porción de ensayo de la muestra y la respuesta o señal de la medición resultante. La respuesta de la medición debe determinarse utilizando, al menos, seis puntos de medición diferentes. Las determinaciones deben realizarse sobre muestras de referencia o sobre blancos de muestra, a las que se les ha añadido el analito en concentraciones exactamente distribuidas cubriendo completamente el intervalo de trabajo. Los resultados se presentan en forma gráfica y, de ser la regresión lineal, se deberá expresar explícitamente la ecuación correspondiente (estimada mediante el método estadístico de los mínimos cuadrados) y el coeficiente de correlación r (que deberá ser mayor o igual que 0,999). Cuando no es posible lograr la linealidad, la escala de referencia para el intervalo de concentración de interés deberá fundamentar-

se en puntos suficientes para determinar con exactitud la función no lineal resultante, y se calculará entonces el coeficiente de curvatura \underline{n} , que deberá ser mayor que 0,9 y menor que 1,1.

- *Intervalo de concentración o de medición.* Se refiere al *intervalo de concentración del analito en la muestra que cumple con los requisitos de calidad del método, demostrado experimentalmente.* Todo método, en mayor o menor medida, tienen una sensibilidad limitada que restringe el intervalo de concentración para el cual es aplicable. Al límite inferior se le denomina límite de cuantificación, y será discutido en el apartado referido a sensibilidad. El límite superior, por otra parte, es importante sobre todo en métodos que requieren de estandarización. En los métodos espectrofotométricos, por ejemplo, se observa linealidad en un cierto intervalo de trabajo, pero a concentraciones mayores, la curva se inclina indefectiblemente hacia el eje de las concentraciones. En estos casos debe, al menos, definirse el intervalo de linealidad y en qué medida se cumplen a lo largo de él los requisitos de veracidad y precisión.
- *Recuperación.* La *recuperación es la proporción del compuesto analizado en la muestra original que llega al paso final de la medición, tomando en cuenta, por supuesto, la porción de ensayo, y que da lugar a la señal registrada.* Sólo se recupera el 100 % en condiciones ideales, aunque en la práctica algunas veces pueden obtenerse resultados satisfactorios próximos al 100 %.

Las razones por las cuales pueden ocurrir pérdidas son muchas, por ejemplo, durante la extracción incompleta con disolventes, en la volatilización parcial del analito durante la incineración de las muestras, etc.

Normalmente es necesario hacer algún tipo de ajuste o corrección para evitar que la recuperación incompleta altere significativamente los resultados del análisis. El ajuste puede efectuarse con resultados satisfactorios si los patrones de calibración o de referencia se someten a procesos exactamente iguales que los de las muestras, obteniéndose de esta forma una recuperación igual en ambos casos, y por tanto, una compensación. Esta suposición, sin embargo, no necesariamente tiene que ser verídica, sobre todo cuando las muestras y los materiales de referencia no son lo suficientemente iguales o parecidos.

Otro método para corregir la recuperación incompleta consiste en la utilización de patrones internos que se asemejen lo suficiente a los compuestos químicos analizados. Mediante este procedimiento se puede calcular la recuperación de la sustancia objeto del análisis partiendo de la recuperación del patrón interno obtenida después de la adición correspondiente. Esta técnica se emplea frecuentemente en la cromatografía de gases.

El método de adición de estándar también permite corregir la falta de recuperación total. Las muestras se analizan por duplicados con una cantidad conocida de la sustancia a analizar agregada a una de las réplicas. La recuperación se calcula entonces por el aumento de la señal debido a la cantidad añadida del estándar.

Una de las causas más frecuentes de recuperación incompleta está dada en muchas técnicas por el gran número de pasos a desarrollar durante el procedimiento analítico. Otro factor importante puede ser el de las interferencias, por ejemplo, los silicatos, el aluminio y los fosfatos en la determinación de cadmio por espectrofotometría de absorción atómica.

Cuando la recuperación 'excede' el 100 %, la causa principal puede ser la contaminación de las muestras correspondientes y los reactivos empleados de mala calidad. Esto suele ocurrir con cierta frecuencia en el análisis de trazas metálicas.

- *Precisión.* La *precisión* es el grado de concordancia entre mediciones repetidas varias veces en una misma muestra bajo circunstancias específicas, y carece de valor numérico. La precisión de un análisis es, por tanto, la uniformidad de los resultados del análisis repetido, independientemente del valor verdadero de la cantidad o concentración de la sustancia química analizada. Por otra parte, la *imprecisión* se expresa como la *dispersión de los resultados obtenidos en la medición alrededor de su valor central al aplicarse varias veces el ensayo en condiciones idénticas de trabajo.* Esta imprecisión se expresa numéricamente como desviación estándar o típica o como coeficiente de variación, y representa la falta de uniformidad en los resultados del análisis repetido, lo que puede describirse en términos de variación estadística entre réplicas, por ejemplo,

como una o dos desviaciones típicas (se refiere habitualmente como 95 % del área de probabilidad) o como coeficiente de variación. A esta imprecisión suele llamársele, aunque erróneamente, precisión.

En la imprecisión intervienen muchos factores, los cuales pueden contribuir al aumento de los errores casuales en la estimación, como son el número de pasos en el desarrollo analítico, las fluctuaciones de las señales de los instrumentos de medición, etc. El hombre también puede influir notablemente en la imprecisión de los resultados; la pericia y experiencia del analista son fundamentales para garantizar una buena precisión. Generalmente el análisis es tanto más preciso cuanto más cuidadoso y experimentado es el técnico que realiza la determinación.

La pureza de los productos y reactivos químicos, así como la calidad de los instrumentos de medición, pueden aumentar o disminuir la imprecisión. Ésta también depende de la concentración de la sustancia química en la muestra; cuando las concentraciones o cantidades a medir son relativamente bajas, el valor numérico de la imprecisión aumenta, por lo que el método en este intervalo es menos preciso.

Cuando se hace referencia a la precisión, se utilizan con frecuencia los términos repetibilidad y reproducibilidad. La *repetibilidad* expresa generalmente la *precisión en serie*, es decir, cuando las réplicas se procesan simultáneamente en condiciones idénticas de trabajo. En este caso las desviaciones del valor central son mínimas, por lo que la imprecisión se aproxima a la varianza en condiciones óptimas de desarrollo del método. En cambio, el término *reproducibilidad* se acostumbra a utilizar, por ejemplo, cuando se desea determinar la *imprecisión día a día o entre diferentes laboratorios, analistas, etc.* Este tipo de imprecisión se acerca más a la imprecisión efectiva de un análisis, que no siempre se realiza con el máximo de rigor.

A pesar de que los términos repetibilidad y reproducibilidad parecen estar suficientemente bien definidos, en realidad no lo están totalmente, pues subsisten ciertas ambigüedades tales como qué técnico realiza el análisis, si se usa un mismo equipo

o no para todas las determinaciones, etc. Por tanto, es importante a la hora de emplear cada definición en la práctica diaria, evitar cualquier tipo de ambigüedad y especificar correctamente las condiciones en que se va a proceder para su obtención, con el objeto de que los resultados sean reproducibles y tengan validez en el control de la calidad de los análisis correspondientes.

La precisión no se relaciona orgánicamente con la exactitud. Así pues, un método analítico con alta precisión puede ser poco exacto y viceversa. En aquellos casos en que la técnica sea poco precisa, es condición necesaria, al menos, que se repita cada muestra varias veces para asegurarse de que el valor promedio obtenido sea lo más próximo posible al real, garantizando de esta forma la veracidad de los resultados.

- *Sensibilidad.* Se define como la *cantidad o concentración mínima detectable por un método analítico dado*, o también *la medida de la magnitud de respuesta causada por una cierta cantidad o concentración del analito*; en otras palabras, la cantidad o concentración mínima diferenciable de cero.

La *sensibilidad absoluta* se expresa en unidades de masa (ng, µg, mg, etc.) o volumen (µL, mL, etc.), mientras que la *sensibilidad relativa* se caracteriza por su expresión en unidades de concentración (µg/mL, µg/g, µL/mL, %, etc.).

En múltiples ocasiones, la determinación de la cantidad o concentración mínima de la sustancia química en el material de referencia no es tan sencilla como puede parecer a primera vista, puesto que puede estar influida por la presencia de otras sustancias interferentes y(o) por el nivel de ruido (background) que introduce el medio de medición correspondiente. Por esta razón, la sensibilidad puede y debe definirse entonces como la *cantidad o concentración del elemento o compuesto químico que produce una señal equivalente a \underline{n} veces la magnitud de la fluctuación o ruido de fondo*. Esta definición es útil especialmente cuando se trata de métodos instrumentales de análisis físico químico. La magnitud de las fluctuaciones se estima mediante la desviación estándar o típica de muestras repetidas.

Tomando como base este criterio, se establecen entonces los llamados límite de detección y límite de cuantificación.

Se entiende por *límite de detección* la *cantidad o contenido de un analito que corresponde a la señal más baja que, con cierta confianza estadística, puede ser interpretada como un indicador de que el analito está presente en la porción de ensayo, pero no necesariamente permitiendo su cuantificación exacta.*

En cambio, el *límite de cuantificación*, también denominado *límite de determinación*, es la *cantidad o concentración más baja del analito en la porción de ensayo de la muestra que puede ser determinada cuantitativamente con cierta confianza estadística.*

En términos prácticos, tanto el límite de detección como el de cuantificación se suelen estimar a partir de la determinación de la cantidad o concentración del analito en un número de réplicas (no menor que 20) del blanco de muestra. El límite de detección se calcula entonces como tres veces la desviación estándar de la media obtenida de los resultados del blanco de muestra (para una confianza estadística de 99 %), mientras que el de cuantificación se establece como 10 veces dicha desviación típica.

La forma de determinar la masa o concentración mínima está estrechamente vinculada con el método analítico de que se trate. En las técnicas polarográficas, por ejemplo, la sensibilidad se halla mediante la longitud (altura) de la onda polarográfica que corresponde a determinada concentración de la disolución respectiva. En cambio, en los procedimientos fotométricos la sensibilidad se determina en función del "límite de visibilidad", es decir, de la absorción o emisión mínima detectable. Se acepta generalmente, en estos casos, un valor de absorbancia de 0,05 como el más adecuado para determinar numéricamente la sensibilidad, ya que este valor corresponde aproximadamente con el límite de visibilidad del ojo humano para las radiaciones visibles del espectro electromagnético.

Es importante señalar que en algunos métodos específicos el concepto de *sensibilidad* difiere del de *límite de detección*. En la espectrofotometría de absorción atómica, por ejemplo, se acostumbra a definir la *sensibilidad* (o *concentración característica*) como la *cantidad o concentración del elemento dado que produce una señal de absorción de la radiación incidente de un 1% (0,0044 unidades de absorbancia)*. En estos casos el valor numérico de la *sensibilidad* puede alejarse significativamente del límite de detección verdadero.

La *sensibilidad* de un método analítico puede mejorarse en determinados casos y dentro de ciertos límites. Por ejemplo, mediante la preconcentración de las muestras se mejora proporcionalmente la *sensibilidad*. Esto puede verse mejor en las técnicas de análisis del aire cuando las muestras de los contaminantes ambientales se toman por separación directa de los restantes componentes del aire; si se aumenta el volumen de aire de la muestra, incrementa proporcionalmente la cantidad del analito a determinar y el procedimiento entonces es más sensible. Por supuesto, la *sensibilidad* en esta ocasión es la relativa a la concentración mínima detectable en el aire.

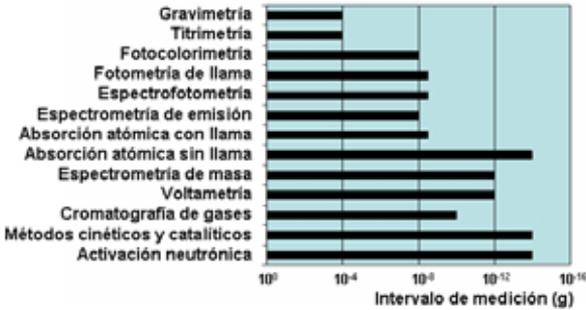
En muchas oportunidades a la hora de elegir un método analítico adecuado entre otros varios, se utiliza el criterio de la *sensibilidad*. Los métodos de ensayo presentan *sensibilidades* muy variadas, y para seleccionar el idóneo es necesario tomar en consideración que la *sensibilidad* correspondiente sea numéricamente menor que la cantidad o concentración mínima que pueda esperarse en las muestras respectivas. En la figura 33 pueden apreciarse las *sensibilidades* absolutas y los intervalos de aplicación de diferentes técnicas analíticas convencionales.

Más recientemente, se viene aceptando como otro indicador de calidad de los métodos de ensayo la llamada *robustez*, que se define como *la influencia en la sensibilidad de un método analítico ante desviaciones menores en las condiciones experimentales del método*. Se estima como robusto el método que no es influido significativamente por tales condiciones

Existen otros indicadores generales que aunque no son imprescindibles, deben tomarse en consideración cuando se selecciona el

método de ensayo idóneo de entre varios. Ellos son, entre otros, el tiempo necesario para el análisis, el costo por muestra singular y en serie y la sencillez o complejidad relativa de la determinación.

Figura 33. Intervalos de medición de diferentes métodos analíticos generales



Los requerimientos metodológicos generales para la selección de los métodos de ensayo del aire de la zona de trabajo se elaboran sobre la base de los parámetros mencionados anteriormente. Cada organización o institución establece entonces los requisitos específicos correspondientes, tomando en cuenta las necesidades y las posibilidades reales de cumplimiento. En general, los requisitos básicos de más amplia aceptación a nivel internacional para las técnicas de análisis químico del aire del ambiente laboral son los siguientes:

- La sensibilidad del método debe garantizar que puedan detectarse con suficiente precisión concentraciones de la sustancia nociva en el aire del orden de, al menos, 0,1-0,5 veces el límite admisible correspondiente de exposición. El intervalo de aplicación debe extenderse, además, hasta no menos de 5-10 veces dicho límite admisible.
- La imprecisión (error total) de la determinación (incluido el error analítico y el de la bomba de muestreo), expresada como coeficiente de variación, SrT, para un nivel de confianza de 95 %, no debe exceder de 10 %. A su vez, la exactitud (estimada por el sesgo más el error total de la determinación) no debe ser mayor que 25 %.
- El método de ensayo debe ser específico en presencia de otras sustancias químicas que acompañen habitualmente al contami-

nante de referencia en los ambientes laborales. El método sólo puede ser aplicado si se tiene la certeza total de la ausencia de las posibles interferencias en el aire o cuando sus concentraciones correspondientes son incapaces de producir efectos interferentes. De todas formas, las posibles interferencias deberán ser especificadas en los documentos normativos referentes a los métodos de ensayo correspondientes, los intervalos de concentración en que interfieren y, de ser factible, sus formas de eliminación.

- Las mediciones analíticas no deben sustentarse bajo ninguna circunstancia en valoraciones subjetivas (apreciativas) del analista ni depender en proporción significativa de su habilidad y destreza en el laboratorio.

Cuando el método de ensayo se selecciona con el objeto de su normalización e implantación en distintos laboratorios con características y recursos diferentes, deben tomarse también en consideración otros requisitos no menos importantes desde ese punto de vista, como son el tiempo de análisis y costo por muestra singular y en serie, la mayor simplicidad posible de la determinación, etc.

4.3.2 Métodos de ensayo más empleados en la Química Sanitaria Ocupacional

En realidad, en la Química Sanitaria Ocupacional, por la diversidad y complejidad de los análisis que se propone efectuar, pueden aplicarse, en principio, todos los métodos conocidos de la Química Analítica contemporánea, desde los más sencillos hasta los que se caracterizan por una complejidad manifiesta. Ya hemos visto anteriormente los elementos necesarios a considerar en la elección correcta del método idóneo en cada situación concreta. A continuación, relacionaremos las técnicas que en la actualidad se emplean con mayor frecuencia en el análisis químico del aire, así como un pequeño bosquejo de sus fundamentos principales y aplicaciones.

4.3.2.1 Métodos gravimétricos

Se basan en el principio de la separación cuantitativa de la sustancia dada o uno de sus derivados, de composición definida en la muestra, y la determinación posterior de su masa por diferencia de

pesadas en una balanza analítica. La separación se realiza mediante precipitación química, deposición electrolítica o desprendimiento gaseoso. En general, las principales desventajas del método son su baja sensibilidad (del orden de las décimas de miligramo) y la dificultad de separar cuantitativamente la sustancia analizada del resto de los componentes en mezclas relativamente complejas. No obstante, esta técnica se aplica aún con éxito en la determinación de las concentraciones de polvo ambiental (polvo total y respirable), en la cuantificación de dióxido de silicio libre, etc.

4.3.2.2 Métodos titrimétricos

Consisten en la medición de la masa de la sustancia buscada en la muestra o el volumen de su disolución al hacer interactuar ésta con una disolución de concentración conocida de un compuesto con el que reacciona cuantitativamente la sustancia. La masa del analito se calcula teniendo cuenta la concentración y volumen de la disolución tipo utilizada para la valoración. El punto final, que representa el fin de la reacción, se pone de manifiesto con el auxilio de reactivos indicadores de cambio de color (almidón, indicadores de pH, etc.) o de medidas físicas tales como determinado potencial de electrodo, etc. Actualmente este método tiene determinada aplicación en el análisis, entre otros, de algunos gases ácidos y aerosoles alcalinos.

4.3.2.3 Métodos ópticos

Estos métodos se basan en el principio de la interacción entre la energía radiante y la sustancia. Los átomos o moléculas absorben o emiten selectivamente radiaciones, cuyas intensidades se miden con instrumentos ópticos adecuados a este fin. En la actualidad en la Química Analítica es prácticamente imposible prescindir de estos métodos, puesto que sus posibilidades son muy amplias. Se clasifican dentro de este grupo, entre otras, las técnicas de ensayo siguientes:

- Colorimetría visual
- Fotocolorimetría de filtros y de red de difracción
- Turbidimetría y nefelometría
- Fotometría de llama
- Espectrofotometría de absorción (infrarroja, visible, ultravioleta)

- ta, de absorción atómica, etc.)
- Espectrofluorimetría
 - Espectrometría de emisión
 - Espectrometría de masa
 - Espectrometría de difracción de rayos X

Todos estos métodos tienen aplicaciones importantes en el campo del análisis químico del ambiente de trabajo. Sus principales ventajas radican en las altas sensibilidades y especificidades relativas de los mismos. Además, muchos de ellos pueden aplicarse utilizando equipos relativamente sencillos y económicos. Del 70 al 80 % aproximadamente de los ensayos de sustancias nocivas en el aire, y tal vez más, se puede realizar con el auxilio de los métodos ópticos.

Una experiencia válida y de muchos años en la aplicación de métodos ópticos en esta disciplina, ha sido realizada y multiplicada por las instituciones dedicadas a la Salud Ocupacional de la hasta hace poco Unión Soviética y del resto de los países europeos del entonces campo socialista. Estos centros desarrollaron y perfeccionaron infinidad de métodos de ensayo para el análisis químico de la zona de trabajo basados fundamentalmente en procedimientos fotométricos de absorción en el intervalo de las radiaciones visibles, los cuales han permitido y permiten que las mediciones puedan, alternativamente, realizarse tanto de forma instrumental - utilizando espectrofotómetros, fotocolorímetros de filtros o de red de difracción, etc.- como visual mediante comparación simple con escalas de referencia apropiadas. Estas técnicas han posibilitado, indiscutiblemente, complementar el desarrollo de la Química Sanitaria Ocupacional, por cuanto permiten que la valoración de la exposición a los contaminantes químicos industriales y, por tanto, la inspección sanitaria correspondiente, puedan realizarse en muchos confines, aun por laboratorios que no cuentan con equipamiento suficientemente de avanzada para tales fines. Esta experiencia ha sido seguida muy de cerca durante más de veinte años por el hoy Instituto Nacional de Salud de los Trabajadores (INSAT) del Ministerio de Salud Pública de la República de Cuba, cuyo laboratorio de Química Sanitaria Ocupacional se ha dedicado sistemáticamente al montaje, desarrollo y perfeccionamiento de muchos de estos métodos, y hoy día cuenta con una variada gama de procedimientos sencillos y económicos que se utilizan a diario por la

inspección sanitaria estatal y que efectúan los laboratorios de la red nacional de centros de Higiene y Epidemiología de todo el país. Estos métodos han sido suficientemente probados por el INSAT y más de treinta de ellos refrendados en normas cubanas del grupo 01 del Sistema de Normas de Protección e Higiene del Trabajo. Una selección de estas técnicas de ensayo se presenta en la Segunda Parte del libro.

4.3.2.4 Métodos voltamétricos y polarográficos

Los métodos voltamétricos son los que se fundamentan en la dependencia entre la corriente eléctrica que pasa a través de una disolución y la diferencia de potenciales que se genera entre dos electrodos introducidos en la misma. En particular, la polarografía se refiere al caso en que uno de los electrodos es de gota de mercurio. Las curvas de corriente-potencial hacen posible la estimación cualitativa y cuantitativa de un gran número de sustancias. En general, estos métodos se aplican en la determinación de diversos elementos metálicos, pero son extensivos también al campo de las sustancias orgánicas. Sus principales ventajas son sus altas sensibilidades analíticas, el bajo costo relativo del procedimiento y la simplicidad de los aparatos que se utilizan con tales fines. El inconveniente fundamental, aunque no limitante, es la necesidad de emplear, en el caso de la polarografía, mercurio metálico, que es una sustancia altamente peligrosa por su volatilidad relativa y nivel de toxicidad.

4.3.2.5 Métodos cromatográficos

La cromatografía se refiere a un grupo amplio de técnicas con las que se logra la separación de las sustancias que componen una mezcla más o menos compleja mediante un proceso de migración diferencial. La muestra se introduce en una fase líquida o gaseosa que se mueve a través de otra estacionaria, sólida o líquida, en la que se produce la separación. La migración diferencial se efectúa como resultado de la mayor o menor interacción entre las moléculas de la sustancia dada y las de la fase estacionaria.

En general, los procedimientos cromatográficos se subdividen en técnicas de cromatografía de papel, de columna, de capa delgada, de gases, de líquido-líquido, de intercambio iónico, etc.

Las principales posibilidades que ofrece el método son las de aislar cuantitativamente la sustancia o sustancias que se analizan y la alta sensibilidad analítica. En realidad, esta alta sensibilidad no se logra propiamente mediante la cromatografía, sino a través de algún otro método o instrumento complementario capaz de detectar y cuantificar cada sustancia después de separada por la técnica cromatográfica. Ejemplos de estos instrumentos accesorios son los espectrómetros de masa y los detectores de ionización de llama, de captura electrónica, de fotoionización y múltiples, entre muchos otros.

La cromatografía de gases y la de líquido-líquido, en particular, son extremadamente versátiles, lo que posibilita su utilización en la determinación de una gran variedad de sustancias que contaminan el ambiente de trabajo. Además, algunas técnicas específicas modernas, como la de "head space" y la de desorción térmica, mejoran sensiblemente las posibilidades, eficiencia y rapidez de estos métodos cromatográficos.

4.3.2.6 Métodos de radioactivación

Mediante esta técnica los átomos de los elementos investigados se activan por la acción de radiaciones o partículas con alta energía cinética, produciendo radioisótopos específicos que, en su desintegración radiactiva, son capaces de ser detectados por el equipo. El método permite la determinación analítica con una gran sensibilidad y selectividad, pero su equipamiento es complejo y costoso.

4.3.2.7 Métodos cinéticos y catalíticos

En este grupo se clasifica un gran número de técnicas que se fundamentan en la dependencia entre la concentración de una sustancia dada y la velocidad de la reacción específica en que participa como catalizador. Estos métodos son muy sensibles y económicos, pero realmente son pocas las técnicas desarrolladas para el análisis ambiental bajo este principio. Un ejemplo característico es la determinación de la concentración de los metabolitos del disulfuro de carbono en orina mediante la conocida reacción de la yodacida.

Los inmensa mayoría de los métodos de ensayo más modernos aplicados en la Química Sanitaria Ocupacional, y que ya hoy en día pueden considerarse como de referencia por haber sido validados y documentados exhaustivamente (muchos de ellos mediante estudios colaborativos) por organizaciones e instituciones de prestigio internacional reconocido (por ejemplo, la Organización Internacional de Estandarización, ISO; la Agencia de Protección del Ambiente, EPA; la Administración de Seguridad y Salud en el Trabajo de los EEUU, OSHA; el Instituto Nacional de Seguridad y Salud en el Trabajo de los EEUU, NIOSH; la Sociedad Americana de Pruebas y Materiales, ASTM, y la Administración de Seguridad y Salud de Minas de los EEUU, MSHA), se basan fundamentalmente en procedimientos ópticos y cromatográficos. No obstante, en la tabla 11 se exponen los métodos de ensayo particulares que con mayor frecuencia se emplean por grupos de sustancias químicas.

Tabla 11. Métodos de ensayo más utilizados en la actualidad, por grupos de sustancias, en la Química Sanitaria Ocupacional

| Sustancias nocivas | Métodos de ensayo |
|--|--|
| Aerosoles fibrogénicos (polvo total y fracción respirable) | • Gravimetría |
| Dióxido de silicio libre | • Espectrofotometría visible |
| Gases y vapores orgánicos | • Espectrofotometría infrarroja |
| Metales (excepto mercurio) | • Difracción de rayos X |
| Arsénico, selenio, telurio y mercurio | • Cromatografía gaseosa |
| Gases inorgánicos | • Espectrofotometría de absorción atómica (con llama y/o atomización electrotérmica) |
| | • Espectrometría de emisión de plasma inductivamente acoplado (ICP) |
| | • Espectrofotometría de absorción atómica por la técnica de generación de hidruros |
| | • Espectrofotometría visible |
| | • Cromatografía iónica |

4.3.3 Métodos rápidos

Los métodos rápidos de análisis, también conocidos como "*expresos*", desempeñan un papel muy importante en la valoración higiénico ambiental de la contaminación del aire por sustancias nocivas, porque permite estimar de una forma rápida la composición cualitativa de la misma y el orden, al menos aproximado, de sus concentraciones ambientales, ahorrando tiempo y recursos. Es-

tos métodos, para que puedan ser considerados como tales, requieren tener como características principales las de reflejar con rapidez los resultados de las mediciones, además de ser sencillos y, sobre todo, económicos.

4.3.3.1 Método de tubos indicadores

El método rápido probablemente más conocido y propagado internacionalmente en la actualidad para el análisis de gases y vapores en el aire es el llamado método de tubos indicadores, que consiste en el empleo de tubos pequeños de vidrio que contienen un material granulado soporte (silicagel, alúmina, etc.) impregnado con reactivos químicos apropiados. Los tubos de vidrio vienen sellados de fábrica por sus extremos. En el instante mismo de emplearse, se rompen las puntas y el tubo se coloca en el conducto de entrada de una bomba de aspiración adecuada (figura 34), con la cual se aspira, de acuerdo con las instrucciones correspondientes, un volumen de aire determinado. La sustancia nociva contenida en el aire que atraviesa el tubo reacciona con los reactivos específicos de impregnación del material soporte, cambiando consecuentemente la coloración del mismo.

Figura 34. Técnica de tubos indicadores



En la mayoría de los tubos indicadores que se producen actualmente, la longitud de la columna coloreada (o decolorada) es

proporcional a la concentración del contaminante en el aire. En ocasiones un mismo tubo puede presentar dos escalas, que proporcionan la posibilidad de medir en dos intervalos diferentes de concentraciones con volúmenes distintos de muestras de aire. Estos volúmenes se fijan en dependencia del número de carreras o emboladas, operaciones que se realizan al comprimir y liberar después el fuelle de la bomba hasta su posición original. Por supuesto, el número de carreras a utilizar depende del intervalo de medición en que se encuentren presumiblemente las concentraciones de la sustancia nociva en el aire investigado.

En otras variedades de tubos indicadores el principio de evaluación es diferente, puesto que el cambio de coloración se produce uniformemente a lo largo del tubo y la comparación se efectúa con manchas de referencia para determinar la concentración ambiental del contaminante (figura 35).

Figura 35. Tipos diferentes de tubos indicadores



En otros tubos la capa cromática de comparación se encuentra incorporada al mismo tubo, y la determinación se realiza igualando el color de la capa indicadora con el de la de referencia. El valor de la concentración en el aire en este caso es proporcional al número de emboladas empleado.

Existe adicionalmente otro tipo de tubo indicador constituido por varios componentes separados que, por sus características específicas, no se conservarían mezclados entre sí por un tiempo prolongado. Es necesario, por tanto, romper el tubo por donde se indica mediante un anillo inmediatamente antes de procederse a la toma de la muestra, y garantizar que se mezcle bien el líquido con el material adsorbente.

Para la aspiración de la muestra de aire se emplean generalmente distintos tipos de bombas manuales (véase la figura 24). Sin embargo, en determinadas clases de tubos indicadores, por la forma particular de su calibración, es obligatorio el uso de una bomba específica; en otras se habilitan dos escalas para las dos bombas manuales de aspiración más comunes, la del tipo Dräger (de fuelle) y la de pistón. En ambos casos el volumen correspondiente a una embolada es de 100 cm^3 .

Recientemente se han comenzado a utilizar también como fuentes de aspiración de aire para los tubos indicadores otros aparatos especiales que permiten tomar las muestras ambientales de forma automática (figura 36). En estos equipos la energía eléctrica se suministra generalmente mediante baterías recargables de níquel-cadmio.

Figura 36. Aparato automático de aspiración de aire con tubos indicadores



Como la medición con un tubo indicador se realiza en un período relativamente breve (entre algunos segundos y 5 minutos aproximadamente), para evaluar la concentración promedio en el aire durante toda la jornada de trabajo se necesitaría utilizar un número grande de tubos y esta operación sería agotadora. Sin embargo, ya en la actualidad se fabrican y comercializan tubos indicadores de larga duración para determinar las concentraciones medias durante períodos de muestreo prolongados. Estos tubos vienen preparados específicamente para acoplarse con aparatos automáticos de aspiración de aire.

Para la utilización adecuada de los tubos indicadores deben tomarse en cuenta determinados requerimientos de carácter general: las mediciones sólo son válidas para intervalos de temperatura entre 15 y 35 °C y de humedad relativa entre 30 y 80 %; fuera de estos límites las mediciones no son suficientemente confiables.

Otro aspecto importante a tomar en consideración en el empleo de los tubos indicadores es la posibilidad de que en el aire se encuentren presentes, además de la sustancia nociva a investigar, otros compuestos que puedan interferir en la medición, por lo que es necesario leer previamente y con detenimiento las instrucciones del fabricante antes de procederse al análisis. Es importante señalar que una de las grandes dificultades que presenta el método de tubos indicadores es su relativamente poca especificidad analítica.

El error inherente al método de medición con tubos indicadores oscila generalmente entre 5 y 25 %. Ésta es también otra de las desventajas principales del procedimiento en relación con otros métodos de ensayo convencionales, además de que las lecturas adolecen frecuentemente del subjetivismo característico de la apreciación del ojo humano y de la no uniformidad de la zona límite de la columna coloreada del tubo indicador y de la no coloreada.

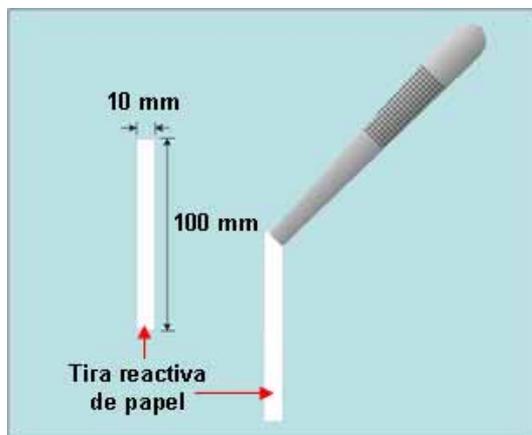
Es importante señalar que aunque en estos momentos existen variedades de tubos indicadores para más de 100 gases y vapores diferentes, el método no ha permitido extender su espectro de aplicación a todos los contaminantes gaseosos del aire por diferentes causas. No obstante, esta técnica ha logrado en años recientes ser extrapolada también a la determinación de las concentraciones de

algunas sustancias presentes en el aire en forma de aerosoles, como son el ácido sulfúrico y el trióxido de cromo, entre otros.

4.3.3.2 Método de tiras reactivas

Uno de los métodos rápidos más sencillos y económicos que existen son los de *tiras reactivas*, conocido también como de papeles indicadores o papeles reactivos (figura 37). La técnica consiste en la impregnación de tiras de papel de filtro con sustancias químicas determinadas, que son capaces de reaccionar con el contaminante ambiental investigado y cambiar la coloración de la tira. La concentración de la sustancia nociva dada en el aire es proporcional al tiempo de cambio (aparición o desaparición) de color.

Figura 37. Técnica de papeles indicadores



El método de los papeles indicadores tiene la gran ventaja de que las tiras pueden prepararse en cualquier laboratorio con recursos mínimos de uso general. No obstante, deben tenerse en cuenta también las dificultades que pueden encontrarse con cada tipo específico de papel indicador (tiempo de conservación, sensibilidad, interferencias, etc.) y el hecho de que los resultados que se obtienen con ellos son sólo aproximados. Para mayores exigencias es necesario recurrir a otros métodos de ensayo más precisos, sensibles, etc. Esta técnica, a pesar de todo, es muy útil para detectar e identificar, por ejemplo, las fuentes generadoras de contaminantes

y para determinar rápidamente la magnitud aproximada de las concentraciones correspondientes en el aire.

4.3.3.3 Método de gotas

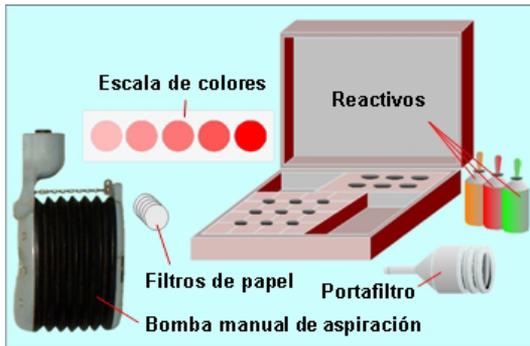
El método de papeles reactivos puede ser extendido también, de cierta manera, a algunos aerosoles. Si se tomase determinado volumen de muestra de aire a través de un filtro de papel, las partículas del aerosol quedarían retenidas en el mismo y podrían ser tratadas directamente con reactivos específicos para lograr primero su disolución y después el desarrollo de color correspondiente. La intensidad de la coloración sería entonces proporcional a la cantidad de sustancia retenida sobre el filtro y se compararía con una escala de manchas de referencia. Precisamente éste es el fundamento básico del *método de gotas*, desarrollado por el Instituto de Higiene y Enfermedades Profesionales de Sofía, Bulgaria, para la determinación rápida de aerosoles tales como metálicos, alcalinos, etc. La técnica, aunque en principio semicuantitativa (puede convertirse en cuantitativa mediante la lectura de las manchas con un densitómetro adecuado), tiene generalmente niveles adecuados de sensibilidad analítica.

El equipamiento necesario para el desarrollo de la técnica de gotas es mínimo y muy sencillo (figura 38). Las muestras de aire se toman con una bomba manual de aspiración, similar a la que se emplea con los tubos indicadores. El volumen necesario de aire para la muestra depende de la sensibilidad del método y de la concentración esperada de la sustancia nociva en el aire. Este procedimiento es muy simple y nos ofrece de forma concreta y rápida una visión aproximada del estado de la contaminación del aire de la zona de trabajo. Su principal limitación radica en que es necesaria cierta destreza del técnico que realiza la determinación para lograr la uniformidad y comparabilidad apropiadas de las manchas

4.3.4 Métodos de medición directa

En el mercado internacional moderno se encuentran a la venta diversos equipos e instrumentos capaces de determinar directamente las concentraciones de diferentes sustancias químicas en el aire. Los principios físico químicos en que se fundamentan estos aparatos son muy variados, así como sus posibilidades técnicas.

Figura 38. Técnica de 'gotas'



Algunos de los equipos permiten estimar instantáneamente el nivel de la contaminación en los puestos de trabajo y son manuales y sencillos (figura 39); otros, en cambio, no son tan sencillos, pero posibilitan la medición continua, a la vez que instantánea, durante todo el turno laboral y a veces hasta más allá de la jornada habitual. También existen otros instrumentos capaces de ser acoplados a sistemas de alarma para prevenir accidentes o riesgos cuando las concentraciones sobrepasan determinados niveles. En fin, las posibilidades que ofrecen estos métodos de medición directa son muchas y muy variadas.

Figura 39. Aparatos de medición directa de contaminantes gaseosos



Sin embargo, antes de su adquisición y aplicación, es necesario prever también, además de sus posibilidades, el costo y la complejidad técnica de su montaje, sin olvidar que la exactitud de las mediciones debe ser verificada periódicamente para evitar errores sistemáticos que pueden ser causados por el deterioro y por fallas técnicas del instrumento.

4.4 Control de la calidad de los ensayos analíticos

Independientemente de que se conozca por experimentos realizados a nivel de laboratorio y de terreno que un método de ensayo es suficientemente veraz y preciso, es también muy importante que se realice con periodicidad un control de la calidad de las determinaciones, puesto que en la práctica cotidiana se observan muchos factores que pueden contribuir a la introducción de errores en las mediciones y al falseamiento correspondiente de los resultados.

Los errores analíticos, en general, se clasifican de la forma siguiente:

- Sistemáticos
- Casuales

Los errores sistemáticos son, fundamentalmente, debidos a deficiencias propias del método de ensayo y sus causas son muy diversas, por lo que para su estudio y reconocimiento deben subdividirse en las clases o grupos siguientes:

- *Errores metódicos.* Se sustentan en las deficiencias que parten del propio principio analítico del método; por ejemplo, la no total insolubilidad de un precipitado en determinado análisis gravimétrico, turbidimétrico o nefelométrico y la inestabilidad de un complejo coloreado en un ensayo fotométrico.
- *Errores operacionales.* Se producen como consecuencia de deficiencias en las diferentes operaciones que componen el ensayo analítico. Las mediciones realizadas con instrumentos inexactos o en mal estado de funcionamiento inducen a errores operacionales típicos, de aquí que sea tan importante verificar sistemáticamente el estado adecuado de los medios de medición.

- *Errores personales.* Son los errores provocados por las inexactitudes e imprecisiones reiteradas del técnico que realiza el procedimiento analítico, y que pueden ser corregidos mediante una adecuada preparación técnica, suficiente entrenamiento y, sobre todo, control continuo y sistemático.

Por otra parte, los errores casuales, que se producen generalmente de forma aleatoria, pueden ser objetivos (imprecisión pequeña pero incontrolada, por ejemplo, de un determinado instrumento de medición) y subjetivos (imprecisión involuntaria del técnico al realizar la estimación visual del punto final de una valoración). Los errores casuales son prácticamente imposibles de eliminar en su totalidad, a diferencia de los sistemáticos que, conociendo sus causas, pueden ser controlados y corregidos.

El control de la calidad de los ensayos analíticos se puede realizar sobre la base de dos indicadores fundamentales, la exactitud y la precisión, que son los que nos permite conocer la magnitud del error cometido y nos orienta en la búsqueda de sus causas y formas de corregirlo.

Las técnicas idóneas a aplicar en el control de la calidad dependen en primera instancia de las características del procedimiento analítico, del tipo de muestras y, sobre todo, del objetivo principal que se desee lograr.

En el análisis de muestras ambientales puede aceptarse como satisfactoria en el control rutinario de la calidad, la valoración de dos o más muestras tomadas simultáneamente en condiciones idénticas. Por supuesto, mediante esta técnica se controla exclusivamente la precisión si las muestras se analizan con el mismo método de ensayo. La exactitud puede ser evaluada si una de las muestras paralelas es sometida a otro procedimiento analítico de referencia y cuya veracidad haya sido previamente demostrada. De manera general, se acepta como válido un error total no mayor que el equivalente al $\pm 25\%$ del valor obtenido con el método de referencia, en el caso del control de la exactitud, o de la media aritmética de los resultados de las muestras paralelas en el control de la precisión.

Si el objetivo principal del control de la calidad es fundamentar la introducción de un método analítico nuevo, es necesario procesar un número grande de muestras aplicando al menos un método de referencia de reputación incuestionable, así como demostrar que las variaciones encontradas no son, al menos, estadísticamente significativas y que el error total de la estimación es igual o menor que el error máximo admisible correspondiente.

Para verificar la calidad de los ensayos analíticos del aire, se prefiere a veces utilizar diferentes procedimientos experimentales de laboratorio con cámaras de exposición apropiadas (figura 40). En dichas cámaras se generan atmósferas contaminadas de concentraciones estables y definidas. Los métodos de generación de estas atmósferas controladas se clasifican en estáticos y dinámicos. En la técnica estática, el contaminante se mezcla previamente con un volumen determinado de aire en el interior de la cámara, generalmente de paredes rígidas. Este método tiene la ventaja de que garantiza una concentración fácilmente estable y determinable, pero puede presentar serios inconvenientes de orden práctico al dificultarse, y limitarse en muchos casos, la toma de muestras de aire de su interior, sobre todo cuando los volúmenes necesarios son grandes y cuando las paredes del recipiente de la cámara de exposición son rígidas.

Figura 40. Cámara dinámica de atmósferas controladas



En las cámaras dinámicas, la generación del contaminante debe ser constante y las muestras de aire pueden tomarse perfectamente. La dificultad principal de este método radica en la necesidad de controlar rigurosamente la generación de la sustancia nociva, su dilución con aire y la correspondiente homogenización de la mezcla.

Como indicador fundamental de la calidad de las cámaras para este tipo de ensayos, se establece la variabilidad en el tiempo de las concentraciones del contaminante en su interior, que no debe exceder en ningún caso de $\pm 10\%$ (estimado como coeficiente de variación) con relación al valor promedio obtenido. Por supuesto, es mucho más fácil controlar la variabilidad de las concentraciones en las cámaras si el contaminante es gaseoso. En cambio, cuando la atmósfera contaminada se produce en forma de aerosol, las exigencias para su control son mucho mayores, ya que las partículas tienden a sedimentar en dependencia de su masa, densidad y dimensiones. En estos casos los requerimientos para la generación y homogenización de las atmósferas contaminadas tienen que ser mucho más rigurosos.

Bibliografía consultada

1. Abell MT, Kennedy ER. A computer program to promote understanding of the monitorion method evaluation guidelines used at NIOSH. *Am Ind Hyg Assoc J* 1997;58(3):236-41.
2. Anderson-Sprecher R, Flatman GT, Borgman L. Environmental sampling: a brief review. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1994;4(2):115-31.
3. Ashley K, Fischbach TJ, Song R. Evaluation of a chemical spot-test kit for the detection of airborne particulate lead in the workplace. *Am Ind Hyg Assoc J.* 1996;57(2):161-5.
4. Babko A, Pilipenko A. *Photometric analysis. General principles and working tools.* Moscow: MIR Publishers; 1971.
5. Bartual DJ. *Sistemas de toma de muestras pasivos.* Documento Técnico N° 29. Madrid: Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo; 1984.
6. Bartley DL. Definition and assessment of sampling and analytical accuracy. *Ann Occup Hyg* 2001;45(5):357-64.

7. Bentley RE. Environmental monitoring programs vs Good Laboratory Practice (GLP) programs: differences and similarities. *Qual Assur* 1995;4(4):283-7.
8. Brown RH, Curtis M, Saunders KJ, Vandendriessche S, editors. *Clean air at work: new trends in assessment for the 1990s*. Cambridge: The Royal Society of Chemistry; 1992.
9. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. *Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire*. Moscú: Medicina; 1966.
10. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. *Control de calidad en laboratorios de toxicología industrial*. Metepec: Organización Panamericana de la Salud; 1986.
11. Coggon D. Assessment of exposure to environmental pollutants. *Occup Environ Med* 1995;52(9):562-4.
12. Comité Estatal de Normalización de la URSS. SSBT. *Aire de la zona de trabajo. Requerimientos de los métodos de medición de las concentraciones de las sustancias nocivas*. GOST 12.1.016. URSS; 1979.
13. Comité Estatal de Normalización de la URSS. SSBT. *Requisitos higiénico sanitarios generales del aire de la zona de trabajo*. GOST 12.1.005. URSS; 1988.
14. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. *Aire de la zona de trabajo. Determinación y evaluación de las concentraciones de las sustancias nocivas. Requisitos generales*. NC 19-01-60. República de Cuba; 1987.
15. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. *Método de determinación de la concentración de las sustancias nocivas mediante tubos indicadores*. NC 19-01-09. República de Cuba; 1981.
16. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. *Sustancias nocivas. Clasificación y requisitos generales de seguridad*. NC 19-01-02. República de Cuba; 1985.
17. Comité Estatal para la Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. *Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Toma de muestras, análisis y evaluación*. BDS 12430. República Popular de Bulgaria; 1974.
18. Consejo de Ayuda Mutua Económica. *Métodos de determinación de sustancias químicas en el aire de la zona de trabajo*. Moscú: CEV; 1986.
19. Empresa "Izotop": *Filtros AFA. Catálogo*. Moscú: Isótopo; 1974.
20. Ewing GW. *Instrumental methods of chemical analysis*. 2ª ed. La Habana: Edición Revolucionaria; 1970.

21. Fischbach T, Song R, Shulman S. Some statistical procedures for analytical method accuracy tests and estimation. *Am Ind Hyg Assoc J* 1996;57(5):440-51.
22. Gandev V, Dobрева M. Manual de documentos normativos de higiene del trabajo. t. II. Sofia: Medicina y Fisicultura; 1983.
23. Grosjean R. European standardization: guidance on the assessment of occupational exposure to chemical agents. CEN TC 137. *Analyst* 1994;119(1):9-12.
24. Hering SV. Air sampling instruments for evaluation of atmospheric contaminants. 7^a ed. Cincinnati (OH): American Conference of Governmental Industrial Hygienists; 1989.
25. Ibarra EJ, Aranda PP, Duarte O, Anceáume T. Determinación de formaldehído en el aire mediante tubos de captación activa. La Habana: Fondo Nacional de Manuscritos Científico Técnicos del Instituto de Documentación e Información Científica y Técnica de la Academia de Ciencias de Cuba; 1994.
26. Ibarra EJ, Aranda PP, Duarte O, Anceáume T. Tubos de captación activa de dióxido de azufre. *Rev Cubana Hig Epidemiol* 1990;28(3-4):271-8.
27. Ibarra EJ, Aranda PP, Duarte O. Determinación de cloruro de hidrógeno en el aire mediante tubos de captación activa. La Habana: Instituto de Medicina del Trabajo; 1991.
28. Ibarra EJ, Aranda PP, Duarte O. Sistema de muestreo personal de amoníaco mediante dosimetría pasiva. *Rev Cubana Hig Epidemiol* 1987;25(3):245-52.
29. Ibarra EJ, Aranda PP, Duarte O. Tubos de captación activa de dióxido de nitrógeno. *Rev Cubana Hig Epidemiol* 1991;29(2):111-9.
30. Ibarra EJ, Aranda PP. Empleo de agujas hipodérmicas como orificios críticos para la medición de gasto de aire en el análisis de sustancias nocivas ambientales. *Rev Cub Hig Epid* 1984;22:204-10.
31. Ibarra EJ, Aranda PP. Tubos de captación activa de amoníaco. *Rev Cubana Hig Epidemiol* 1991;29(1): 49-57.
32. Ibarra EJ, Duarte O, Anceáume T. Desarrollo y validación de laboratorio de un dosímetro pasivo de tira reactiva para sulfuro de hidrógeno. *Rev Cubana Hig Epidemiol* 1993;31(2):72-7.
33. Ibarra EJ, Duarte O. Método de determinación de alcohol metílico en el aire del ambiente ocupacional mediante tubos de captación activa. La Habana: Instituto de Medicina del Trabajo; 1993.
34. Ibarra EJ, González PJ, Aranda PP, Anceáume T. Evaluación del método de papel indicador para la determinación de algunos gases y vapores en el aire. *Rev Cub Hig Epid* 1983;21:170-8.

35. Ibarra EJ, González PJ, Aranda PP. Dosímetros de difusión con sorbente líquido. *Rev Cubana Hig Epidemiol* 1989;27(2):227-35.
36. Ibarra EJ, González PJ, Duarte O, Anceáume T. Desarrollo de un dosímetro pasivo de tira reactiva para amoníaco. La Habana: Instituto de Medicina del Trabajo; 1991.
37. Ibarra EJ, González PJ, Duarte O, Aranda PP, Cruañas E, Cruz-Bustillo J. Muestreo estacionario y personal de sustancias nocivas en el ambiente laboral. *Bol Med Trabajo* 1986;2(2):123-7.
38. Ibarra EJ, González PJ, Duarte O, Aranda PP. Tubos con silicagel impregnada para la toma de muestras de vapores de mercurio. *Rev Cubana Hig Epid.* 1989;27(3):340-8.
39. Ibarra EJ, González PJ, Macías J, Aranda PP, Anceáume T. Estudio de un nuevo dosímetro pasivo para la determinación de disulfuro de carbono en el aire. *Rev Cub Invest Biom* 1986;5(3):343-9.
40. Ibarra EJ, Romero A, González PJ, Aranda PP, Duarte O. Dosímetros pasivos para el análisis ambiental de dióxido de azufre. *Rev Cubana Hig Epidemiol* 1988;26(4):2-12.
41. Ibarra EJ. Bomba de aspiración manual modificada para la toma de muestras de aire en la zona de trabajo. *Rev Cub Hig Epid* 1984;22:138-43.
42. Ibarra EJ. Método práctico de determinación cuantitativa de contaminantes gaseosos en el aire de la zona de trabajo. La Habana: Fondo Nacional de Manuscritos Científico Técnicos del Instituto de Documentación e Información Científica y Técnica de la Academia de Ciencias de Cuba; 1994.
43. Instituto Científico de Higiene y Enfermedades Profesionales. Requerimientos metodológicos para la determinación de gases y vapores tóxicos en el aire del ambiente de trabajo mediante métodos de tubos colorimétricos. Sofia: Academia de Medicina; 1987.
44. International Organization for Standardization. Accuracy (trueness and precision) of measurement methods and results. Part 1: General principles and definitions. *ISO 5725-1*; 1994.
45. International Organization for Standardization. Accuracy (trueness and precision) of measurement methods and results. Part 2: Basic method for the determination of repeatability and reproducibility of a standard measurement method. *ISO 5725-2*; 1994.
46. International Organization for Standardization. Accuracy (trueness and precision) of measurement methods and results. Part 3: Intermediate measures of the precision of a standard measurement method. *ISO 5725-3*; 1994.

47. International Organization for Standardization. Accuracy (trueness and precision) of measurement methods and results. Part 4: Basic methods for the determination of the trueness of a standard measurement method. ISO 5725-4; 1994.
48. International Organization for Standardization. Accuracy (trueness and precision) of measurement methods and results. Part 6: Use in practice of accuracy values. ISO 5725-6; 1994.
49. International Organization for Standardization. General requirements for the competence of calibration and testing laboratories. ISO/IEC FDIS 17025; 1999.
50. Katz M. Measurements of air pollutants. Guide to the selection of methods. Geneva: World Health Organization; 1969.
51. Katz M. Methods of air sampling. 2nd ed. USA: Apha Intersociety Committee, Interdisciplinary Books & Periodicals; 1977.
52. Keltrup A, editor. Analyses of hazardous substances in air. Vol. 1. Winheim: VCH; 1992.
53. Keltrup A, editor. Analyses of hazardous substances in air. Vol. 2. Winheim: VCH; 1993.
54. Kennedy ER, Fischbach TJ, Song R, Eller PM, Shulman SA, Hull RD. Development and evaluation of methods. En: National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. Cincinnati (OH): Department of Health, Education, and Welfare; 1994.
55. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. I. Sofia: Técnica; 1977.
56. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. II. Sofia: Técnica; 1981.
57. Laborda R, Velasco J. Valoración higiénica de contaminantes químicos en el medio laboral. San Sebastián: Asociación para la Prevención de Accidentes; 1996.
58. Lorberau CD, Abell MT. Methods used by the United States National Institute for Occupational Safety and Health to monitor crystalline silica. *Scand J Work Environ Health* 1995; 21(Suppl 2):35-8.
59. Moore G, Steinle S, Lefebre H. Theory and practice in the development of multisorbent passive dosimeter system. *Am Ind Hyg Assoc J* 1984;45(3):145.
60. Moreno RA, Mañas J. Métodos y estrategias para el muestreo de contaminantes químicos. Bogotá: Consejo Colombiano de Seguridad; 1989.

61. Morisi G, Patriarca M, Menditto A. Quality control for trace elements in occupational and environmental medicine. *Abb Ist Super Sanita* 1995;31(2):245-54.
62. Muraviova SI, Kaznina NI, Projorova EK. Manual para el control de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Química; 1988.
63. National Institute for Occupational Safety and Health. Exposure measurement action level and occupational environmental variability. Cincinnati: US Department of Health, Education, and Welfare; 1975.
64. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
65. National Institute for Occupational Safety and Health. Occupational exposure sampling strategy manual. Cincinnati: US Department of Health, Education, and Welfare; 1977.
66. National Institute for Occupational Safety and Health. Statistical methods for the determination of non compliance with occupational health standards. Cincinnati: US Department of Health, Education, and Welfare; 1975.
67. National Institute for Occupational Safety and Health. The industrial environment -its evaluation and control. Cincinnati: US Department of Health, Education, and Welfare, 1973.
68. Nelson GO. Controlled test atmospheres. Principles and techniques. Michigan: Ann Arbor Science Publishers; 1976.
69. Ness SA. Air monitoring for toxic exposures. An integrated approach. New York: Van Nostrand Reinhold; 1991.
70. Oficina Nacional de Normalización. Guía para la validación de métodos químicos de ensayo. Proyecto, 3^a revisión. La Habana: ONN; 2001.
71. Palmes ED, Lindenboon RH. Ohms's Law, Fick's Law, and diffusion samplers for gases. *Anal Chem* 1979;51(14):2400.
72. Pascual C, Torres W. Control de calidad en bioquímica clínica. Ciudad de La Habana: Editorial de Ciencias Médicas; 1989.
73. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.
74. Peregud EA, Byjovskaia MS, Guernet EV. Métodos rápidos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Química; 1970.
75. Royal PD. Components of laboratory accreditation. *Qual Assur* 1995;4(4):274-82.

76. Serrano C. Estrategia del muestreo. Madrid: Servicio Social de Higiene y Seguridad del Trabajo, Ministerio del Trabajo; 1976.
77. Simonov VA, Nejerosheva EV, Zavorovskaia NA. Análisis del medio aéreo en la elaboración de materiales poliméricos. Leningrado: Química; 1988.
78. Stanetsek I, Giese U, Schuster RH. Chromatographic characterization of adsorbents for selective sampling of organic air pollutants. *Am Ind Hyg Assoc J* 1996;57:128-33.
79. Stern AC. Air pollution. Vol. II. 2nd ed. New York: Academic Press; 1968.
80. Thielmann K. Principios de metodología en bioquímica clínica. La Habana: Organismos; 1973.
81. Willard HH, Merritt LL, Dean JA. Instrumental methods of analysis. 4^a ed., La Habana: Ciencia y Técnica; 1970.
82. World Health Organization. Direct reading instruments for airborne contaminants in the work environment. Geneva: WHO; 1986.

5. SUSTANCIAS NOCIVAS EN FORMA DE AEROSOL

Los aerosoles conforman un grupo significativamente grande e importante de sustancias nocivas que pueden contaminar el aire de la zona de trabajo y que, por sus características muy particulares, es necesario diferenciar del resto de los contaminantes ambientales y dedicarle un capítulo aparte.

Por *aerosol* se entiende *toda sustancia particulada, sólida o líquida, suspendida en un medio gaseoso -en este caso aire- por períodos relativamente prolongados.*

Tanto desde el punto de vista físico como químico, los aerosoles suelen presentarse de formas muy variadas en los ambientes de trabajo, a diferencia de los gases y vapores. Estos sistemas dispersos están formados, por lo general, por partículas sólidas y(o) líquidas de composición y granulometría muy diversas. También la dinámica, deposición y acción nociva de las partículas que componen el aerosol y que penetran al organismo mediante la respiración, difieren significativamente, en dependencia básicamente de su naturaleza química, estado de agregación, tamaños, formas y densidad.

La caracterización de los aerosoles ambientales de interés para el higienista, a diferencia de la de los gases y vapores, puede presentarse como un proceso verdaderamente complejo y aún no muy bien comprendido y definido por la ciencia contemporánea. No obstante, esta caracterización es muy importante y necesaria tanto desde el punto de vista higiénico como toxicológico, por cuanto debe permitir relacionar determinados parámetros ambientales, relativamente fáciles de identificar, cuantificar y evaluar, con la magnitud del riesgo potencial de afectación a la salud de los trabajadores expuestos. La caracterización debe posibilitar, por otro lado, la determinación con suficiente exactitud y precisión del estado real de la contaminación del aire por partículas, con el fin de poder seleccionar y adoptar a tiempo las medidas higiénicas y tecnológicas idóneas para eliminar o disminuir significativamente sus concentraciones ambientales y, de esta forma, prevenir cualquier posible afectación a la salud de los trabajadores por este concepto.

Por todo lo anteriormente expuesto, es estrictamente necesario e imprescindible acometer el estudio de los aerosoles con suficiente rigor y seriedad, tanto desde el punto de vista de su comportamiento ambiental como de su forma de penetración, deposición y acción en el organismo humano.

5.1 Clasificación de los aerosoles

La clasificación de los aerosoles puede realizarse, de manera general, tomando en consideración criterios muy diversos. En primera instancia, y adoptando como base el estado de agregación fundamental de las partículas en suspensión, los aerosoles se subdividen en sólidos y líquidos. También la clasificación puede fundamentarse en la naturaleza química de sus componentes y subdividirse, por ejemplo, en aerosoles inorgánicos, orgánicos y mixtos. Sin embargo, si consideramos que el objeto principal que nos motiva en el estudio de los aerosoles es de carácter estrictamente higiénico sanitario, las formas más acertadas de clasificación podrán y deberán ser las siguientes:

- *Clasificación según el origen y la forma de presentación en los ambientes de trabajo.* De acuerdo con este criterio, los tipos de aerosoles más comunes son los siguientes:
 - *Polvos.* Aerosoles de origen tanto inorgánico como orgánico y que están formados por partículas sólidas en suspensión producto de la desintegración mecánica por choque, barrenación, trituración, explosión o pulverización, o por la dispersión de materiales finamente divididos, y que son susceptibles de ser inhaladas por el hombre. Por lo general, y aunque no siempre, las partículas de polvo tienen la misma composición que la del material de procedencia, y las que permanecen en suspensión por períodos relativamente prolongados tienen formas irregulares y diámetros comprendidos entre menos de 0,1 μm y 25 μm .
 - *Humos.* Los humos están formados por partículas sólidas muy finas producto básicamente de procesos tales como combustión o condensación. Este término se aplica generalmente a los aerosoles de metales que han sufrido un proceso previo de vaporización y la condensación posterior y formación de los óxidos correspondientes. Estas partículas

suelen ser muy pequeñas e irregulares, y sus diámetros oscilan entre 0,001 y 1,0 μm . Los llamados '*smokes*', en particular, se forman como resultado de la combustión incompleta de materiales orgánicos y sus partículas son del orden o menores en diámetro que 0,5 μm , y suelen ir acompañados por sustancias gaseosas tales como monóxido y dióxido de carbono.

- *Nieblas*. Aerosoles compuestos de partículas líquidas producidas por diferentes procesos de dispersión mecánica tales como atomización, burbujeo, salpicaduras, formación de espuma, etc. Las partículas formadas son fundamentalmente esféricas.
- *Neblinas*. Aerosoles líquidos que se producen por la condensación del estado gaseoso. Sus partículas son también esféricas, pero de diámetros mucho menores que en el caso de las nieblas.
- *Clasificación según el tipo específico fundamental de acción nociva en el organismo*. Atendiendo a la forma específica de acción fisiológica, los aerosoles pueden clasificarse de la manera siguiente:
 - *Aerosoles de acción química*, que comprenden partículas de materiales solubles en los fluidos biológicos y que ejercen su acción nociva fundamentalmente por reacción química en el organismo. La rapidez en la presentación de las manifestaciones de los efectos tóxicos dependerá de las toxicidades específicas de los componentes de las partículas y de sus solubilidades relativas en los fluidos biológicos.
 - *Aerosoles de acción física*, que incluyen aquellos compuestos insolubles que ocasionan irritación y(u) obstrucción mecánica de los pasajes aéreos del aparato respiratorio humano, los aerosoles "inertes", que provocan sobrecarga pulmonar y una disminución significativa de la capacidad respiratoria, y los aerosoles fibrogénicos, que originan fibrosis pulmonar o neumoconiosis evolutiva.
 - *Aerosoles de acción biológica*. En este grupo se destacan los aerosoles alérgicos de naturaleza muy diversa y que pueden producir asma, fiebre, etc.

5.2 Comportamiento aerodinámico de las partículas en suspensión en el aire

Las partículas suspendidas en el aire están sometidas, ante todo, a la fuerza de la gravedad. La Ley de Stokes establece, por su parte y en primera instancia, el comportamiento de las partículas al caer libremente en un medio gaseoso dado, y que se describe por la ecuación siguiente:

$$V = \frac{1}{18} \cdot \frac{d^2 [Q_1 - Q_2] g}{\eta} \quad (\text{XXIV})$$

donde:

- V velocidad límite de caída de la partícula
- d diámetro de la partícula
- Q_1 densidad de la partícula
- Q_2 densidad del medio gaseoso
- g aceleración de la gravedad
- η viscosidad del medio gaseoso

No obstante, esta ecuación sólo es estrictamente válida para partículas esféricas y de diámetros comprendidos entre 1 y 100 μm . Para las del orden de 1 a 0,1 mm es necesario introducir un término de corrección, y la fórmula resultante, conocida como la de Stokes-Cunningham, es la siguiente:

$$V = \frac{1}{18} \cdot \frac{d^2 [Q_1 - Q_2] g}{\eta} \cdot \left[1 + \frac{A \cdot r}{d} \right] \quad (\text{XXV})$$

donde:

- r recorrido libre medio de las moléculas del fluido (aproximadamente 10^{-6} m para el aire)
- A término introducido para la corrección de la viscosidad del medio gaseoso (1,72)

De acuerdo con esta ecuación, para las partículas de 4 μm y menores las velocidades de sedimentación correspondientes son prácticamente despreciables, por lo que aquéllas son susceptibles de mantenerse en suspensión por períodos prolongados. En cambio, las partículas mayores tienden a sedimentar con mayor rapidez.

En los casos en que las partículas no sean totalmente esféricas, d representa no el diámetro real, sino el diámetro equivalente al de una partícula esférica con igual velocidad terminal de caída (diámetro aerodinámico).

Las partículas suspendidas en un medio gaseoso, y en especial las muy pequeñas, están sometidas, además de a la gravedad, a otras fuerzas provenientes de las colisiones de las moléculas del gas con las partículas. Este fenómeno se conoce como *movimiento browniano*, y es particularmente significativo en las partículas de diámetros menores que 1 μm , las que se encuentran en constante movimiento con un desplazamiento promedio igual a cero.

En general, y en dependencia de la naturaleza de las partículas suspendidas en el aire, pueden ocurrir también interacciones entre ellas que coadyuven, por ejemplo, a un proceso de floculación o coagulación. Este fenómeno, no muy común en partículas de origen mineral, es bastante frecuente para sustancias orgánicas formadoras de los smokes. En estos casos ocurre una aglomeración de partículas al ponerse ellas en contacto íntimo, incrementando el diámetro promedio con una disminución significativa de la densidad y, por supuesto, cambiando las características aerodinámicas fundamentales de las partículas en suspensión.

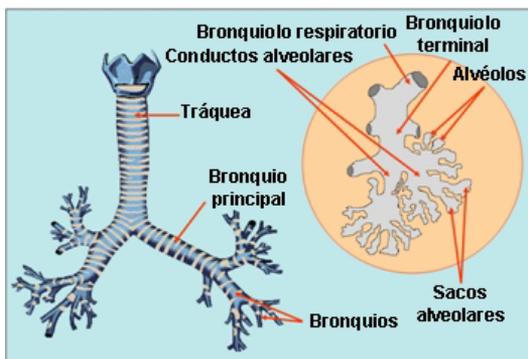
La sedimentación de las partículas no sólo depende de los factores señalados con anterioridad. Tanto la reactividad como la solubilidad de las partículas, unidas a determinadas condiciones ambientales (corrientes de aire, diferencias de presión, etc.), pueden propiciar cambios considerables en la velocidad de sedimentación de los aerosoles. De manera general, la reactividad de un aerosol será tanto mayor cuanto menor sea el diámetro de las partículas, y aquélla, unida a la presencia de otros agentes ambientales, por ejemplo, gases y vapores tóxicos, puede ocasionar cambios impor-

tantes tanto en la granulometría como en la naturaleza nociva de las partículas en suspensión. La solubilidad también es otro elemento de significación, por cuanto las partículas pueden crecer y cambiar sus formas al absorber vapor de agua de la atmósfera.

5.3 Penetración, deposición y acción nociva de las partículas en el aparato respiratorio

Desde el punto de vista funcional, el aparato respiratorio humano está constituido esencialmente por dos zonas fundamentales, que son la de conducción y la de respiración propiamente. La *zona de conducción* está formada por la nariz, la boca, la faringe, la laringe, la tráquea, los bronquios y los bronquiolos, es decir, por todas las vías aéreas por donde se conduce el aire hacia y desde lo profundo del sistema respiratorio. La *zona de respiración o de intercambio de gases*, por su parte, comprende los alvéolos pulmonares, y es donde se encuentran las membranas interfásicas que posibilitan el intercambio gaseoso entre el aire exterior y la sangre (figura 41). Los alvéolos suman en su totalidad un estimado aproximado de 300 millones con un diámetro promedio de 250 μm cada uno. La superficie total de contacto entre el medio exterior y el interior del organismo por esta vía es, por tanto, enorme.

Figura 41. Árbol traqueo bronquial



La zona de conducción del aparato respiratorio se caracteriza porque la superficie de las paredes de sus conductos está dotada en su totalidad de cilios y de células capaces de segregar mucus. Es-

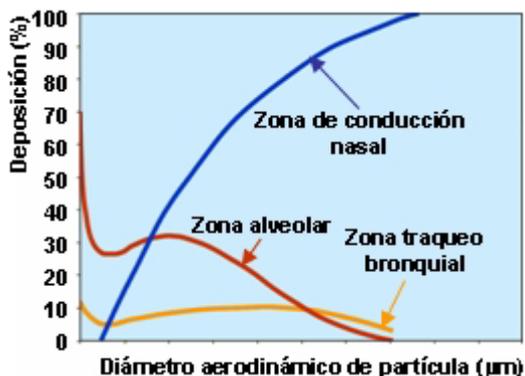
tos cilios poseen movimiento propio y pueden transportar las partículas sólidas que puedan haber quedado retenidas sobre su superficie hacia las zonas superiores, donde son eliminadas o bien a través de la nariz o deglutidas y eliminadas a través del aparato gastrointestinal. Este movimiento ciliado es uno de los mecanismos propios de defensa del organismo ante agentes externos.

Sin embargo, no todas las partículas que penetran en el aparato respiratorio tienen necesariamente que depositarse sobre las paredes a lo largo de la zona conductora. Las partículas mayores pueden retenerse por impacto o sedimentación en la cavidad bucal y en la nariz, y ser eliminadas por ingestión a través del esófago, pero las más pequeñas pasan junto con el aire a la región traqueo bronquial, donde las vías aéreas decrecen progresivamente en diámetro, así como las velocidades respectivas del aire en los conductos correspondientes. En las vías mayores las partículas grandes tienen más probabilidad de depositarse por impacto sobre la superficie mucosa ciliada. De estas partículas, las insolubles e inertes son transportadas por los cilios hacia la laringe y el esófago. El humo del tabaco y otros contaminantes del aire, sin embargo, pueden afectar sensiblemente la transportación mucociliar de las partículas, aumentándola o disminuyéndola, en correspondencia con las circunstancias específicas que puedan concurrir.

Las partículas más pequeñas, sobre todo, tienen grandes posibilidades de penetrar en profundidad y traspasar la región más allá de los bronquiolos terminales, alcanzando la zona alveolar, donde el tejido epitelial ciliado no existe, así como su mecanismo de defensa correspondiente. En esta zona de intercambio gaseoso, no obstante, también existen mecanismos de defensa para la eliminación de partículas depositadas. Una fracción pequeña, depositada por sedimentación y difusión, se elimina lentamente. Estos mecanismos de eliminación a nivel alveolar no son bien comprendidos aún en la actualidad, pero se sabe que algunas partículas son englobadas por células fagocíticas y transportadas a zonas del árbol traqueo bronquial donde existe el epitelio ciliado; otras penetran a través de la pared alveolar al sistema linfático y otras se disuelven lentamente en su propio lugar de deposición. También existe la probabilidad de que una parte significativa de las partículas que alcanzan la zona de intercambio de gases no llegue a depositarse y sea expulsada de nuevo al exterior con el aire exhalado.

La *deposición pulmonar* de las partículas de un aerosol puede entenderse, por definición, como la *cantidad de polvo que se deposita en una región dada del aparato respiratorio durante la inspiración y espiración del aire*. La deposición, en términos generales, pudiera expresarse cuantitativamente como la diferencia entre las concentraciones de polvo en el aire inhalado y en el exhalado. No obstante, como se ha señalado anteriormente, la deposición es diferente en características y magnitud en cada una de las regiones del aparato respiratorio (figura 42).

Figura 42. Deposición de las partículas de polvo en el tracto respiratorio humano



Por otra parte, se conoce como *depuración pulmonar* la *fracción de partículas que se eliminan por el epitelio ciliado, las células fagocíticas, etc.*, en dependencia no sólo del mecanismo de eliminación, sino también del lugar específico de la deposición.

En cambio, la *retención pulmonar* representa la *cantidad total de polvo depositado en la zona de intercambio de gases después que termina la depuración bronquial*, esto es, al menos veinte horas después de la última inspiración del aire contaminado con partículas de polvo.

Los componentes solubles de los aerosoles son absorbidos con mayor o menor intensidad y rapidez en los diferentes sitios del aparato respiratorio en donde se depositan, por lo que el lugar es-

pecífico de la deposición generalmente tiene poca importancia o carece totalmente de ella. Por esta razón, en lo adelante daremos mayor preponderancia al estudio de los aerosoles insolubles en los fluidos biológicos del organismo humano.

La fracción insoluble del aerosol retenida en los depósitos alveolares puede eliminarse o disolverse muy lentamente, pero si la exposición ambiental al polvo es prolongada, éste se acumula paulatina y proporcionalmente a la concentración de número partículas en el aire inspirado, a la frecuencia y volumen respiratorios y al tiempo real de exposición. Un individuo normal durante su jornada habitual de trabajo de ocho horas puede inspirar entre 5 y 20 m³ de aire (10 m³ como promedio).

El tipo y la severidad de las afecciones tisulares causadas por el polvo insoluble dependen en gran medida del sitio de deposición de las partículas y de la naturaleza físico química del polvo y sus componentes específicos.

Para el estudio sistemático de la deposición, retención y depuración de las partículas en el aparato respiratorio, se ha llegado al acuerdo de subdividir éste por regiones funcionales, que son las siguientes:

- Conductos anteriores no ciliados (respiración nasal)
- Pasajes nasales ciliados (respiración nasal)
 - Nasofaringe, faringe y laringe (respiración nasal)
 - Cavidad oral, faringe y laringe (respiración bucal)
- Región traqueobronquial (respiración nasal y bucal)
- Región de intercambio gaseoso (respiración nasal y bucal)

La deposición fraccionada en cada una de estas regiones depende de las propiedades aerodinámicas de las partículas y de las formas y dimensiones de las vías aéreas correspondientes, así como de las características del patrón respiratorio (flujo, frecuencia y volumen respiratorios, entre otras).

Las características aerodinámicas de las partículas determinan la facilidad relativa con que puedan depositarse por los mecanismos físicos de impacto inercial, sedimentación y(o) difusión. Para

las partículas de diámetros aerodinámicos entre 5 y 30 μm , el impacto inercial es el mecanismo principal responsable de la deposición en el tracto respiratorio, ya que la inercia se opone significativamente a los cambios de dirección del flujo de aire y entonces se produce el impacto sobre las paredes de las vías aéreas al ramificarse éstas. La deposición por este mecanismo incrementa también con el incremento de la velocidad del aire, por lo que se puede inferir que el impacto inercial representa el proceso fundamental de depuración que opera en la cámara nasal y en toda la zona superior del aparato respiratorio.

La sedimentación por gravedad es el segundo mecanismo en importancia de la deposición de partículas en el aparato respiratorio, principalmente para las de diámetros aerodinámicos de 0,5 a 5,0 μm que llegan a la región traqueobronquial.

El tercer mecanismo promotor de la deposición de partículas en los pulmones es la difusión causada por el movimiento browniano. Las partículas de diámetros menores que 0,5 μm , y en especial las menores que 0,1 μm , tienden a depositarse por esta vía en las regiones traqueobronquial y alveolar, precisa y específicamente allí donde las velocidades del aire son menores.

En el caso particular de las partículas en forma de fibras, la situación es diferente. Una fibra se caracteriza aerodinámicamente por la relación entre la longitud y el ancho correspondientes. En las fibras de asbesto que se consideran más nocivas, por ejemplo, esta relación es igual a 3:1. Las fibras que se mueven en una corriente de aire tienden a alinearse horizontalmente con la dirección del flujo, y su comportamiento será similar al de una partícula esférica con el mismo diámetro de la sección transversal de la fibra. Para las fibras curvadas (no lineales) la probabilidad de deposición será mayor que para las rectas.

Muchos estudios experimentales se han realizado y realizan actualmente para tratar de establecer modelos teóricos que permitan predecir el comportamiento de las partículas de polvo en el tracto respiratorio humano. Las características de la deposición de las partículas en los diferentes niveles de profundidad del sistema respiratorio pueden resumirse de la forma siguiente:

- Las partículas de diámetros aerodinámicos mayores que 10 μm se retienen esencialmente en la cavidad nasal y, por tanto, tienen pocas posibilidades de penetrar a los pulmones.
- La eficiencia de retención de las partículas de hasta 2 μm de diámetro es del orden del 100 % en las vías aéreas pulmonares profundas, disminuyendo hasta un valor mínimo para las de 0,5 μm , e incrementando de nuevo para las menores con el incremento consecuente de las fuerzas de precipitación por difusión.
- La penetración de las partículas en los espacios aéreos pulmonares aumenta desde un valor prácticamente de cero para las de 10 μm hasta un máximo para las de 1 μm .
- El porcentaje de partículas inhaladas que penetran y se depositan en los espacios aéreos alveolares tiene un valor máximo para las de 1 a 2 μm . Las partículas mayores se depositan en los pulmones en menor proporción, debido a que la mayoría de ellas ya han sido atrapadas en las zonas altas del tracto respiratorio. La deposición pulmonar de las más finas cae de nuevo, debido a que la eficiencia de captación local decrece al ser menor que 2 μm el diámetro de la partícula.
- Por debajo de 0,5 μm de diámetro la probabilidad de deposición de la partícula aumenta en los espacios aéreos pulmonares en proporción directa al incremento de las fuerzas de precipitación por difusión al disminuir el tamaño.
- La cantidad relativa depositada y la distribución de las partículas colectadas en las diferentes zonas del aparato respiratorio cambian con la frecuencia y el volumen respiratorios. La eficiencia de captación de la zona superior del sistema respiratorio aumenta con el aumento del flujo de aire inspirado que acompaña a una mayor frecuencia de respiración. La magnitud de la deposición alveolar se incrementa con una respiración profunda y lenta.

De acuerdo con estos elementos determinados experimentalmente, se han logrado proponer diferentes modelos teóricos de deposición de partículas en función del tamaño en las diferentes regiones del sistema respiratorio, los cuales se sintetizan gráficamente en la figura 42.

Por otra parte, los efectos patógenos de las partículas depositadas en las diferentes zonas dependen de muchos factores, entre

ellos las características físico químicas de las partículas, el lugar de depósito, la acción sinérgica de sus componentes y de los contaminantes asociados, y su reactividad química y biológica. Como se podrá comprender, no existe una reacción unívoca del organismo ante la presencia de partículas en los pulmones. En los aerosoles productores de las llamadas neumoconiosis se observa que la evolución de la afección comienza por la deposición de partículas en sitios bien localizados, que se van alimentando con la exposición continuada y conduciendo a la perturbación de la ventilación aérea en los alvéolos. Éstos se van colmando lentamente, impidiendo la eficacia de toda función depuradora. Por tanto, las partículas retenidas en los depósitos alveolares ya no podrán ser eliminadas. Los tejidos pulmonar y linfático, por su parte, reaccionan entonces dando lugar a una proliferación celular y a la formación de fibras de soporte. La naturaleza e intensidad de esta reacción tisular y el tipo de aerosol son, en consecuencia, los que dictaminarán la gravedad de la neumoconiosis.

El polvo no fibrogénico o "inerte", teóricamente, debe producir sólo un efecto de sobrecarga donde la arquitectura del alvéolo quede intacta. La fibrosis que se produce generalmente es mínima, pero también proporcional a la masa de polvo depositada. El polvo fibrogénico, en cambio, ocasionará una destrucción masiva de las células pulmonares y de los ganglios linfáticos, con un consecuente deterioro de la arquitectura alveolar y la formación de un tejido fibroso. La magnitud de esta fibrosis no es proporcional a la cantidad de polvo depositado, pero trae como consecuencia, primero, la formación de nódulos y, después, la de focos irregulares que obstruyen las cavidades aéreas con deformación del tejido pulmonar.

Independientemente de que desde el punto de vista higiénico la fracción más importante de partículas del aerosol es la que alcanza lo profundo del aparato respiratorio y se retiene en los depósitos alveolares (pudiendo producir las neumoconiosis), las otras fracciones retenidas en las vías aéreas superiores también tienen su importancia relativa desde el punto de vista de salud.

La fracción depositada en la región de la cabeza puede asociarse, por ejemplo, a la incidencia de otras patologías específicas, como cáncer de la cavidad nasal en trabajadores de la madera, ulceración del séptum nasal en trabajadores de la refinación de cromo, etc.

La fracción retenida en la región traqueo bronquial, por su parte, también puede estar asociada a la patogénesis de enfermedades pulmonares obstructivas crónicas (EPOC) y de cáncer bronquial.

Aunque se conoce que diferentes tipos de aerosoles sólidos con concentraciones y grados de dispersión similares tienen formas diferentes de acción nociva a la salud humana, no se conocen aún todos los factores que determinan dicha actividad biológica. No obstante, es indudable que la mayor nocividad la presentan determinados componentes del polvo conocidos como fibrogénicos. Hasta hace relativamente poco tiempo se consideraba que sólo la presencia de dióxido de silicio libre cristalino era condición necesaria e imprescindible en la fibrogenicidad de los distintos tipos de polvos minerales. Sin embargo, ya se conoce un número suficientemente grande de neumoconiosis en que la sílice libre no interviene como agente etiológico, como son los casos de la siderosis, la aluminosis, la baritosis y todos los tipos de silicosis (asbestosis, talcosis, olivinos, etc.). También se ha podido reproducir experimentalmente la fibrosis del sulfuro de plomo, la del sulfuro de cadmio y la de algunas resinas de intercambio iónico.

Tampoco las diferentes variedades minerales del dióxido de silicio libre cristalino presentan las mismas potencialidades en cuanto a fibrogenicidad. Aunque en realidad los datos reportados en la literatura especializada sobre las diferencias de fibrogenicidad de las modificaciones cristalinas de la sílice libre son muy contradictorios, la mayoría de los investigadores coinciden en afirmar que el poder de fibrogenicidad disminuye en el orden siguiente: cristobalita, tridimita y cuarzo.

Entre los silicatos se observan, adicionalmente, diferencias en cuanto a nocividad. De las variedades de asbesto serpentínico, el crisotilo es el que mayor fibrogenicidad presenta, mientras que la crocidolita, del grupo de las anfíbolas, es el de mayor poder carcinogénico.

El poder de generación de fibrosis varía también de acuerdo con la génesis de producción de las partículas, lo cual es lógico, por cuanto en las partículas irregulares a mayor superficie mayor solubilidad y, por tanto, menor fibrogenicidad.

Existen tres hipótesis principales en la actualidad para tratar de explicar la relación entre la fibrogenicidad de los polvos silicógenos y sus propiedades físicas y particularmente cristalinas. Una de ellas refiere que la superficie del material particulado puede estar cubierta por una capa de sílice amorfa, que es la supuesta causante de la fibrogenicidad. De acuerdo con la segunda, la acción nociva (fibrogénica) de la sílice depende de la estructura electrónica de la superficie de las partículas, y la tercera trata de asociar la magnitud de la acción fibrogénica del polvo a la cantidad de grupos silanol en la superficie de las partículas. Sin embargo, aunque ninguna de las tres hipótesis está totalmente verificada, se puede concluir en este momento que la acción fibrogénica de la sílice libre se produce como un fenómeno de superficie y depende de la cantidad de grupos silanol y de la solubilidad (insolubilidad) relativa de las partículas.

Algunos investigadores han tratado de asociar el papel catalizador o inhibidor que juegan diferentes tipos de polvos minerales con la acción fibrogénica de la sílice libre. Está demostrado, por ejemplo, que el carbón de piedra, la hematita y la piedra caliza disminuyen la fibrogenicidad del cuarzo, mientras que el telurio, el cadmio, el plomo, el cobre y el flúor la aumentan.

Como resultado de diversos estudios epidemiológicos en trabajadores expuestos a diferentes tipos de polvos minerales, se ha concebido la idea de establecer coeficientes de fibrogenicidad relativa para distintas variedades de materiales pulverulentos, tomando como referencia el cuarzo con un coeficiente igual a la unidad, y de cero para la piedra caliza. En la tabla 12 se relacionan los coeficientes de fibrogenicidad estimados para diferentes tipos de aerosoles minerales de los más comunes.

5.4 Caracterización higiénico ambiental de los aerosoles

Los materiales y productos pulverulentos pasan al aire o se forman en él y se mantienen en suspensión por períodos que dependen de las propiedades físicas de las partículas (densidad, tamaño y forma) y de las condiciones microclimáticas ambientales (movimiento del aire, temperatura, humedad relativa, etc.). Una

parte de las partículas del aerosol se sedimenta y acumula en el suelo, ventanas, maquinarias y demás objetos y, si se producen condiciones favorables, pueden pasar de nuevo al aire, creándose de esta forma una fuente secundaria de generación de polvo.

Tabla 12. Fibrogenicidades relativas de diversas variedades de aerosoles de origen mineral

| Tipo de aerosol | Coefficiente de fibrogenicidad relativa |
|--|---|
| Cristobalita (kieselgur tostado) | 1,2 |
| Cuarzo, cristobalita y tridimita | 1,0 |
| Minerales asbestosos | 0,7 |
| Minerales del grupo de la mica (≥ 25 % de cuarzo) | 0,7 |
| Minerales del grupo de la mica (6-25 % de cuarzo) | 0,5 |
| Feldespatos (hornblenda, serpentina y silicatos similares, talco, estearita, fluorita, productos vítreos amorfos de sinterización, etc.) (1-5 % de cuarzo) | 0,3 |
| Ácido silícico amorfo (1-5 % de cuarzo) | 0,2 |
| Minerales arcillosos, ácido silícico hidratado amorfo | 0,1 |
| Minerales carbonatados, sulfatados y sulfurados (con excepción de los de calcio) | 0,1 |
| Carbón mineral (antracita, coque, hollín, grafito) | 0,01 |
| Minerales de hierro (óxidos de hierro, hidróxido férrico, limonitas, hematita) | 0,01 |
| Minerales del grupo de las sales alcalinas (calcita, yeso, sal gema, etc.) | 0 |

Como se ha podido apreciar, los aerosoles que se generan en los ambientes de trabajo son sistemas complejos tanto por su composición química como por sus propiedades físicas, por lo que su caracterización adecuada requiere de un número relativamente grande de variables a emplear.

En particular, la caracterización higiénico ambiental del aerosol está dirigida a la identificación y cuantificación de los parámetros fundamentales del sistema disperso que puedan relacionarse directa o indirectamente con la producción de afecciones a la salud en los trabajadores sometidos al riesgo. Su objeto supremo es poder prevenir a tiempo la aparición de dichas afecciones mediante la aplicación de medidas higiénicas y tecnológicas de control de la exposición laboral correspondiente.

Tanto para evaluar la exposición de los trabajadores como para

determinar las medidas técnicas adecuadas de control de la contaminación del aire por partículas, es imprescindible conocer las características físicas y químicas fundamentales de la suspensión, que son las siguientes:

- Concentraciones de masa y(o) de número de partículas en el aire.
- Formas y distribución por tamaños de las partículas.
- Superficie específica, densidad y composición químico mineralógica del aerosol.

De manera general, las *concentraciones de masa* han demostrado ser las mejores estimadoras del riesgo de exposición a los aerosoles ambientales, y la forma más sencilla de medirlas es a través de la determinación de la concentración del *polvo total*, que comprende la *masa total de las partículas suspendidas por unidad de volumen en el aire*, independientemente de sus respectivos tamaños y formas.

Sin embargo, se sabe desde hace mucho tiempo que no todas las partículas en suspensión son propiamente consideradas como inhalables, por lo que el criterio de "polvo total" no puede ser de ninguna manera el más adecuado desde el punto de vista higiénico ambiental para su empleo en la evaluación. Puesto que la dosis inhalada del polvo depende del patrón respiratorio y de la distribución y deposición de las partículas por regiones, el mejor estimado de las concentraciones en el aire ambiental debe derivarse del conocimiento de las concentraciones de masa que representen verdaderamente lo que llega y se deposita en cada sitio particular.

Como en realidad todas las partículas de polvo suspendidas en el aire tienen probabilidades diferentes de penetrar en profundidad al tracto respiratorio humano, el concepto de "polvo total" ha ido siendo desplazado paulatinamente por el de "*polvo inhalable o inspirable*", que representaría realmente la *fracción de las partículas de polvo que penetra al organismo por la nariz y la boca*. Este último concepto fue adoptado por la Conferencia Americana de Higienistas Industriales de Gobierno (American Conference of Governmental Industrial Hygienists, ACGIH) de los Estados Unidos y por la Organización Internacional de Normas (International Standards Organization, ISO). Sin embargo, la dificultad funda-

mental asociada al establecimiento del concepto de fracción inhalable, está dada por la necesidad y limitaciones prácticas en la reproducción de las características técnicas apropiadas en un aparato de toma de muestras de polvo ambiental, capaz de permitir la separación y captación selectiva de dicha fracción, de manera que se asemeje con él adecuadamente lo que realmente ocurre al penetrar las partículas al aparato respiratorio a través de las fosas nasales. Aunque hasta el momento se han desarrollado algunos prototipos de equipos que responden aproximadamente a estos requerimientos, no se ha llegado a un verdadero consenso en cuanto a su utilización definitiva y generalizada, ya que se encuentran dificultades de índole práctica para su introducción, por ejemplo, su alto costo, la imposibilidad de obtener resultados reproducibles a diferentes velocidades de aire y posiciones relativas de los aparatos, etc.

Una de las fracciones del polvo que reviste la mayor importancia desde los puntos de vista higiénico ambiental y toxicológico es la que se ha dado en llamar "*fracción respirable*", y que representa el conjunto de partículas que logra atravesar la zona de conducción y llega y se deposita en la región alveolar del aparato respiratorio. En 1952 el Consejo Británico de Investigaciones Médicas (British Medical Research Council, BMRC) adoptó este concepto, y en la Conferencia Internacional sobre Neumoconiosis, celebrada en Johannesburgo en 1959, se estableció como definición la fracción respirable en términos de velocidad de caída libre de las partículas por la ecuación siguiente:

$$\frac{C}{C_0} = 1 - \frac{f}{f_0} \quad (\text{XXVI})$$

donde:

- C concentración de partículas de velocidad de caída f en la fracción respirable
- C_0 concentración de partículas de velocidad de caída f en la dispersión total
- f velocidad de caída libre de la partícula en el aire
- f_0 constante igual al doble de la velocidad de caída en el aire de

una esfera de densidad unitaria y diámetro de 5 μm

En otras palabras, esta fracción fue definida por una curva de eficiencia de colección que depende de la velocidad de caída de las partículas y que pasa a través de los puntos siguientes: 100 % de efectividad para partículas de 1 μm y menores, 50 % para las de 5 μm y 0 % para las de 7 μm y mayores (los diámetros se refieren específicamente a los diámetros equivalentes o aerodinámicos). Este criterio fue establecido sobre la base de la eficiencia de llamado *elutriador horizontal*, consistente en un instrumento capaz de realizar la preselección y separación de partículas “gruesas” del aire mediante placas paralelas colocadas en posición horizontal y permitir el paso de las más ligeras, que posteriormente serán captadas cuantitativamente en otra parte del aparato mediante un filtro mecánico adecuado.

En 1961 la Comisión de Energía Atómica de los Estados Unidos de América (Atomic Energy Commission, AEC) redefinió, por su parte, el *polvo respirable* como *la fracción del polvo inhalado que penetra a la porción ciliada del aparato respiratorio*. Este criterio se objetivizó matemáticamente de la forma que se describe en la tabla 13.

Tabla 13. Caracterización de la fracción respirable del polvo en suspensión en función del diámetro aerodinámico de las partículas (según la AEC de los EEUU)

| Diámetro aerodinámico (mm) | Fracción respirable (%) |
|----------------------------|-------------------------|
| 10 | 0 |
| 5 | 25 |
| 3,5 | 50 |
| 2,5 | 75 |
| 2 | 100 |

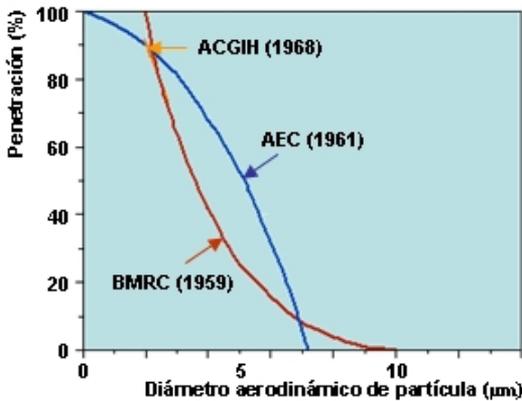
Esta curva se propuso inicialmente sin tomar en consideración ningún aparato de toma de muestras ambientales en particular, pero es, indiscutiblemente, aplicable a diferentes tipos de ciclones inerciales.

En 1968 la ACGIH propuso conceptualizar técnicamente la *fracción respirable* como *la fracción del aerosol que penetra a un colector de partículas después de haber pasado por un preselector cuya*

eficiencia de captación se describe por una función lognormal acumulativa con un diámetro aerodinámico promedio de $(3,5 \pm 0,3) \mu\text{m}$ y desviación estándar de $1,5 (\pm 0,1)$. Las características de este captador son casi idénticas a las del modelo propuesto por la AEC, con la única diferencia de que para las partículas de $2 \mu\text{m}$ el modelo de la ACGIH permite pasar por el preselector el 90 %, mientras que el de la AEC permite el 100 %. No obstante, en la práctica los resultados son tan similares que pueden considerarse como equivalentes.

La representación gráfica de los tres modelos de curvas de penetración de la fracción respirable del polvo a la región alveolar se ofrece en la figura 43.

Figura 43. Curvas normalizadas de penetración de las partículas de la fracción respirable



Más recientemente, la Organización Internacional de Estandarización (International Organization for Standardization, ISO) y la ACGIH lograron conceptualizar también, por separado, otras fracciones diferentes del polvo. La ACGIH, por ejemplo, introdujo la definición de "fracción torácica", que representa el *polvo que penetra en la región traqueobronquial* y que se describe como la *fracción que pasa a través de un preselector cuya eficiencia de captación viene dada por una función lognormal acumulativa con un diámetro aerodinámico medio de $(10 \pm 0,1) \mu\text{m}$ y una desviación estándar geométrica de $1,5 (\pm 0,1)$.*

En la actualidad, la ACGIH ha perfeccionado aún más los conceptos de masa particulada inhalable, torácica y respirable. La *masa particulada inhalable* la define como aquella que está formada por las partículas que se captan de acuerdo con la eficiencia de penetración siguiente:

$$SI(d) = 50 \% \cdot (1 + e^{-0,006d}) \text{ para } 0 < d \leq 100 \mu\text{m} \quad (\text{XXVII})$$

donde:

$SI(d)$ eficiencia de penetración para partículas (inhalables) con un diámetro aerodinámico \underline{d} (en μm)

La *masa particulada torácica* la describe, por su parte, por la ecuación siguiente:

$$ST(d) = SI(d) \cdot [1 - F(x)] \quad (\text{XXVIII})$$

donde:

$ST(d)$ eficiencia de penetración para partículas (torácicas) con un diámetro aerodinámico \underline{d} (en μm)

$F(x)$ función de probabilidad acumulativa de la variable normal estandarizada \underline{x}

A su vez:

$$x = \frac{\log \frac{d}{g}}{\ln(E)} \quad (\text{XXIX})$$

donde:

$$g = 11,64 \mu\text{m}$$

$$E = 1,5$$

Por último, para la ACGIH la *masa particulada respirable* re-

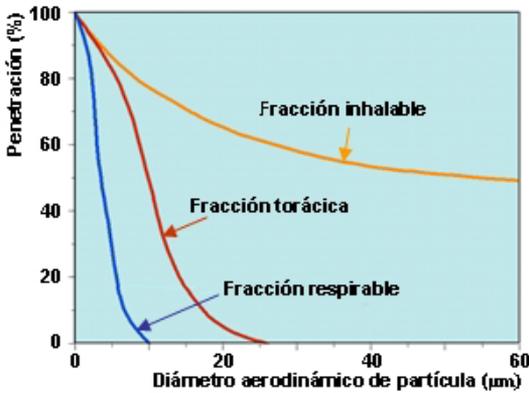
presenta aquellas partículas que son capturadas de acuerdo con la eficiencia de penetración [SR(d)] siguiente:

$$SR(d) = SI(d) [1 - F(x)] \quad (XXX)$$

donde $F(x)$ tiene el mismo significado anterior, pero con $g = 4,25 \mu\text{m}$ y $E = 1,5$

En la figura 44 se representan las curvas de eficiencia de penetración para los selectores de partículas inhalables, torácicas y respirables, respectivamente.

Figura 44. Curvas normalizadas de penetración de partículas de las fracciones inhalable, torácica y respirable (ACGIH 1993)



Continuando con los criterios de la ACGIH, el concepto de masa inhalable es aplicable a aquellos aerosoles sólidos que son peligrosos cuando penetran y se depositan en cualquier sitio del tracto respiratorio, el de masa torácica para los nocivos al depositarse en cualquier lugar de las vías aéreas pulmonares y en la región de intercambio gaseoso, y el de masa respirable para las partículas de polvo peligrosas específicamente cuando se depositan en la región alveolar.

En general, la determinación de las concentraciones de polvo respirable se emplea fundamentalmente en la evaluación higiénico

ambiental de los aerosoles de acción fibrogénica. La determinación de la fracción torácica, por otro lado, puede ser útil en determinados tipos de polvos, tales como los productores de bronquitis y de cáncer bronquial, entre otros que pueden afectar las vías superiores del aparato respiratorio. Finalmente, el polvo inhalable o, en su defecto, el polvo total, se determina para los aerosoles insolubles relativamente inertes, en especial aquellos denominados "molestos".

En contraste con los polvos fibrogénicos que causan cicatrización en el tejido pulmonar cuando se inhalan en cantidades excesivas, los polvos "molestos" o "inertes" tienen una larga historia de mostrar pocos efectos adversos a nivel pulmonar y de no producir enfermedad orgánica de significación o efecto tóxico cuando la exposición se mantiene bajo un control razonable. Aunque estos polvos han sido considerados como biológicamente inertes, este término es inapropiado por el hecho de que no existe polvo alguno que no evoque alguna respuesta celular en el pulmón cuando se inhala en cantidades suficientes. Sin embargo, la reacción tisular pulmonar causada por la inhalación de estos polvos presenta las características siguientes:

- La arquitectura de los espacios aéreos permanece intacta.
- El tejido cicatrizante (colágeno) no se forma de manera significativa.
- La reacción tisular es potencialmente reversible.

No obstante, la existencia de concentraciones excesivas de estos polvos ambientales puede reducir seriamente la visibilidad del trabajador, pueden causarle molestias en los ojos, oídos y pasajes nasales, o causar daños de la piel y membranas mucosas por acción química o mecánica, o por los procedimientos ulteriores que se empleen sobre la piel para su eliminación.

Para el caso particular de los aerosoles que puedan resultar solubles en los fluidos corporales y que posean acción sistémica, también se emplean en la evaluación higiénica las concentraciones de polvo inhalable o de polvo total, identificándose y cuantificándose los componentes tóxicos respectivos, en correspondencia con los métodos y procedimientos descritos en el capítulo 4.

La *concentración de número de partículas* suspendidas en el aire es otro parámetro que, aunque menos representativo de la potencialidad y riesgo de aparición de los efectos tóxicos, puede ayudar en la caracterización de los polvos ambientales. Sin embargo, este indicador, muy utilizado algunos años atrás, ha perdido prácticamente su vigencia y sólo se emplea en la actualidad en el análisis ambiental de fibras naturales y sintéticas por razones que serán expuestas un poco más adelante.

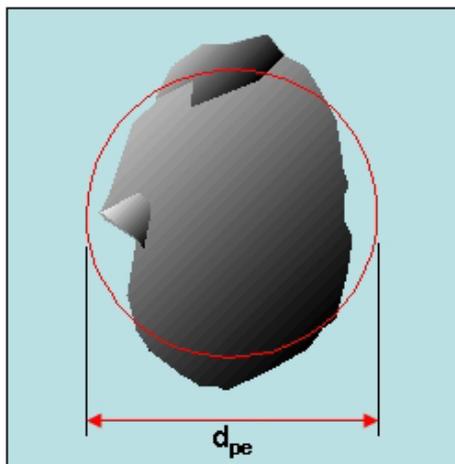
Como se ha señalado con anterioridad, una de las características específicas más importantes de los aerosoles como sistemas dispersos es el tamaño de las partículas que los componen, que puede relacionarse para la caracterización de los mismos con la forma geométrica de las partículas o con su conducta aerodinámica. Para caracterizar el tamaño se utiliza con más frecuencia el volumen de la partícula de polvo, y menos frecuentemente su superficie. Según la forma, las partículas pueden ser isométricas o anisométricas, en relación con las medidas en proporción de sus tres ejes fundamentales. Si las partículas son isométricas, el tamaño se expresa en función del diámetro de una esfera con igual volumen que el de la partícula de referencia. Para la medición correspondiente se pueden emplear métodos microscópicos, con los que se determina visual y aproximadamente el diámetro de un círculo de igual área de proyección que el de la partícula observada con el sistema óptico del microscopio (diámetro de proyección equivalente) (figura 45).

El tamaño de las partículas en forma de fibras se caracteriza básicamente por su longitud y grosor, y en las partículas cristalinas puede determinarse, además, por el volumen del cuerpo geométrico que representa la estructura del cristal correspondiente.

El diámetro aerodinámico de las partículas es, incuestionablemente, el que tiene mayor significación higiénico ambiental. En general, las partículas dispersas en el aire están sometidas a fuerzas contrarias, la de la gravedad y la de la resistencia del aire. Ambas se compensan rápidamente al caer la partícula libremente y ésta adquiere una velocidad uniforme (velocidad terminal), proporcional a la masa específica y al cuadrado del diámetro de la partícula si es esférica (Ley de Stokes). Si las partículas son irregulares, sedimentan más lentamente que lo que se predice en la ecuación de

dicha ley. En estos casos es necesario calcular entonces, previamente, el diámetro aerodinámico o equivalente partiendo de la misma ecuación, la masa específica de las partículas y la velocidad terminal.

Figura 45. Diámetro de proyección equivalente (d_{pe}) de una partícula de polvo vista en el microscopio

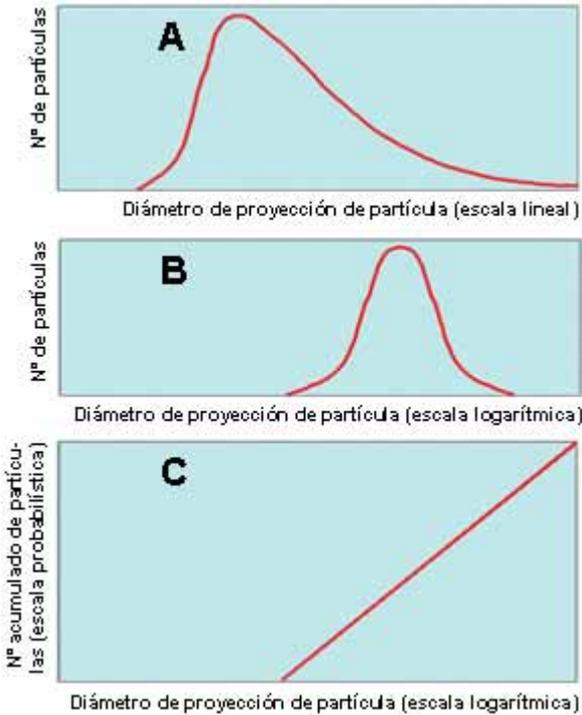


La velocidad de sedimentación de las partículas en forma de fibras y, por tanto, su diámetro aerodinámico, dependen principalmente del grosor de la partícula y muy poco de su longitud. Tal es el caso ya analizado de las fibras de asbesto.

En general, un aerosol se puede y debe caracterizar mediante la distribución correspondiente según el tamaño de las partículas, tanto en forma diferencial como integrada (acumulativa), en dependencia del objetivo específico de la investigación. La distribución puede expresarse también en términos de cantidad (número de partículas), volumen, superficie o masa. La curva diferencial es generalmente asimétrica (distribución lognormal) (figura 46A), pero puede transformarse en simétrica mediante logaritmicación de la variable independiente (diámetro de partícula) (figura 46B). En la práctica diaria se suele utilizar papel log-prob para que la curva quede transformada en una línea recta (figura 46C), donde los estadígrafos principales que definen la distribución, la media geomé-

trica (μ_g) y la desviación estándar geométrica (σ_g), puedan determinarse gráficamente de manera relativamente sencilla.

Figura 46. Representación gráfica de la distribución de número de partículas en suspensión en el aire



Los diámetros de las partículas suspendidas en el aire oscilan generalmente entre menos de 0,1 y 50 μm . Las partículas mayores de 100 μm prácticamente no se encuentran en el ambiente, puesto que sedimentan con mucha rapidez.

La superficie específica es también, en determinadas ocasiones, una propiedad importante a caracterizar en los aerosoles del medio laboral. La superficie total de las partículas por unidad de masa depende, en primera instancia, del grado de fragmentación y fluctúa habitualmente entre 1 y 100 m^2/g . En la fracción fina o respira-

ble de los polvos de desintegración, por ejemplo, la superficie específica varía generalmente entre 6 y 20 m²/g.

Está demostrado que a mayor superficie mayor actividad química y biológica de las partículas. Además, las partículas finamente divididas tienen mayor capacidad de adsorción de otras sustancias, tales como gases y vapores, que el material compacto correspondiente. Las moléculas de otros contaminantes se adhieren a las partículas sólidas como consecuencia de fuerzas eléctricas y de valencia química, y forman una o más capas moleculares sobre la superficie. Esta adsorción puede aumentar considerablemente, como es lógico de suponer, la nocividad del aerosol.

La superficie específica de un aerosol sólido aumenta no sólo al aumentar la fragmentación de las partículas. Las partículas irregulares, y en especial las que presentan una estructura porosa, tienen superficies específicas mucho mayores que las correspondientes a las esféricas de iguales diámetros equivalentes, lo que les confiere una mayor actividad biológica y química al ser superior su capacidad de adsorción de otros contaminantes del aire.

La densidad o masa específica de las partículas puede ser también un elemento de importancia en la caracterización de los aerosoles del ambiente ocupacional. Los polvos de desintegración presentan masas específicas iguales que las del material de que proceden, aunque puede darse el caso de diferencias significativas producidas por fenómenos de oxidación, hidratación o recubrimiento gaseoso de la superficie de las partículas. También la presencia de espacios vacíos en los aglomerados de partículas hace disminuir sensiblemente su densidad. En general, la dinámica de las partículas suspendidas en el aire depende en gran medida de la masa específica correspondiente.

En la mayoría de los casos, los aerosoles industriales están formados por más de una sustancia química. Además, las partículas en suspensión en el aire pueden diferir sensiblemente del material de procedencia en cuanto a la proporción de sus componentes, al no ser aquéllas homogéneas. Por tanto, y de acuerdo con la masa específica en las partículas de composición heterogénea, los componentes particulares se encontrarán en el aire en mayores o menores proporciones.

La composición de los aerosoles tiene una gran significación en cuanto a su grado posible de acción biológica. Los polvos minerales que contienen cuarzo, por ejemplo, pueden ser los causantes de la aparición de enfermedades fibróticas pulmonares entre los trabajadores expuestos.

Por otra parte, desde el punto de vista higiénico y toxicológico, no sólo es importante determinar la composición química del aerosol, sino que también es necesario tomar en consideración la diferencia existente en cuanto a nocividad entre diversas formas de presentación mineralógica de una misma sustancia química. Por ejemplo, el cuarzo es, en esencia, dióxido de silicio libre (cristalino), pero su acción nociva es superior a la del dióxido de silicio libre en estado amorfo. Lo mismo ocurre con las diferentes variedades minerales del asbesto.

De manera general, se considera que los componentes de los aerosoles minerales de origen ocupacional que tienen mayor significación son los que pueden llegar a producir fibrosis pulmonar (excluyendo, por supuesto, otros posibles componentes de acción tóxica sistémica tales como plomo, cadmio, cromo, etc.). Los compuestos más representativos de este grupo de sustancias fibrogénicas son el dióxido de silicio libre (también conocido como sílice libre) y los silicatos, entre ellos el asbesto.

El cuarzo es una variedad mineral cristalina compuesta básicamente por dióxido de silicio libre (SiO_2) y de las que más se encuentran diseminadas en la naturaleza. La cristobalita y la tridimita, otras dos formas cristalinas de la sílice libre, lo están también, pero en mucho menores proporciones, y aparecen además en tipos diferentes de silicatos que han sido tratados previamente a altas temperaturas.

El cuarzo presenta una estructura tetrahédrica mucho más compacta que las de la cristobalita y la tridimita; su masa específica y resistencia química son mayores. Por otro lado, la solubilidad del cuarzo aumenta con el aumento de la superficie específica, sobre todo cuando los diámetros de las partículas son menores que 10 nm y cuando el pH del medio es mayor que 9.

En el grupo de la sílice libre amorfa se encuentran el vidrio de cuarzo, los aerosiles, la silicagel, etc. Estas sustancias se caracterizan por las uniones -Si-O-Si- desigualmente distribuidas y por los enlaces -Si-OH-.

En la clasificación de los silicatos se hallan el olivino, topacio, granate, talco, anfíbolos, serpentinas, feldespato, ceolitas, etc. La unidad estructural de todos estos minerales es similar a la del cuarzo, es decir, el tetraedro del ácido silícico.

Con el nombre genérico de asbesto se identifican los silicatos fibrosos naturales, que se clasifican en dos grupos fundamentales de minerales, los serpentínicos y los anfibólicos. El crisotilo (asbesto blanco) $[Mg_3(Si_2O_5)(OH)_4]$ es el representante principal del grupo de la serpentina por su mayor importancia desde el punto de vista industrial. De los minerales anfibólicos, la crocidolita (asbesto azul), la antofilita y la amosita son los de mayor repercusión económica, aunque la tremolita y la actinolita también son de interés del higienista, puesto que con frecuencia se encuentran como impurezas del talco y otras materias primas minerales. En general, los diversos tipos de minerales asbestosos se diferencian entre sí por su composición química, estructura cristalina, conducta química, física y mecánica, etc., lo que conlleva también a diferencias en las formas de acción biológica. El empleo de algunos tipos de asbesto en la industria, tales como la crocidolita y la amosita, está limitado en determinados países por su alto poder nocivo, específicamente carcinogénico.

5.5 Criterios de normalización higiénico sanitaria de los aerosoles presentes en el ambiente laboral

Como ha sido analizado y discutido ampliamente en el capítulo 3, la determinación de los límites de exposición admisibles de las sustancias nocivas en el aire de la zona de trabajo se basa fundamentalmente en estudios de experimentación de las relaciones dosis-respuesta respectivas. Para ello se encuentra establecida una metodología general bien fundamentada que utiliza modelos experimentales adecuados. Los valores que se obtienen a partir de esta metodología se verifican posteriormente en la práctica epidemiológica y se corrigen si fuese necesario. Además, el procedimiento está sujeto a desarrollo y perfec-

cionamiento incesantes, en correspondencia con los avances que se vayan alcanzando por la ciencia y la técnica contemporáneas.

En cuanto a la normalización higiénico ambiental de los aerosoles industriales, la situación actual es realmente compleja, debido principalmente a las circunstancias siguientes:

- Los polvos minerales son sistemas polidispersos que se tienen que caracterizar no sólo por sus concentraciones en el aire, sino también por otros indicadores (dimensiones y formas de las partículas, superficie específica, densidad, etc.).
- La respuesta biológica a la exposición ambiental, por lo general, se manifiesta clínicamente después de haber transcurrido un período de latencia relativamente prolongado.
- No se conocen aún con suficiente precisión los mecanismos de acción biológica en el hombre de los polvos minerales.

A pesar de todas estas dificultades que han concurrido y concurren aún en el presente, en los últimos años se ha producido un avance significativo en los estudios de normalización higiénico sanitaria de los aerosoles de origen ocupacional. Los principios fundamentales en que se sustenta actualmente esta normalización son los siguientes:

- Los polvos minerales se caracterizan por su efecto acumulativo pronunciado; la cantidad depositada en los pulmones depende de las concentraciones de la fracción respirable del polvo en el aire y de la duración de la exposición.
- El riesgo potencial de daño tisular está dado en función de la cantidad depositada del polvo, su acción nociva específica y el tiempo de permanencia en los depósitos alveolares.
- Para cada tipo de polvo existe un depósito pulmonar límite que no provoca alteraciones patológicas durante toda la vida del hombre. La norma higiénico ambiental correspondiente se debe establecer sobre la base de este depósito límite y se expresa en forma de concentración en el aire. La deposición máxima admisible es, por supuesto, diferente para cada individuo, por lo que para elaborar la norma es necesario tomar en consideración, específicamente, a aquellos sujetos más vulnerables.

Durante las últimas décadas se ha venido utilizando con prioridad la determinación de las concentraciones de masa del polvo en el aire en relación con las de número de partículas, ya que se ha demostrado la dependencia entre las primeras y la prevalencia de enfermedades respiratorias entre los trabajadores expuestos al polvo.

Inicialmente, los límites de exposición admisibles se relacionaban con las concentraciones del polvo total, pero este criterio ha ido cambiando paulatinamente con la introducción de los conceptos de fracción inhalable y de fracción respirable. El criterio de normalización higiénica que emplea la determinación del polvo total ha sido sometido a críticas severas, ya que en él no se toma en consideración la posible polidispersidad de las partículas de polvo de acuerdo al tamaño y la forma, y la correspondiente posibilidad de las partículas de penetrar y depositarse en las diferentes zonas del aparato respiratorio. No obstante, determinados países, entre ellos algunos de Europa del Este y la propia Cuba, por consideraciones eminentemente prácticas a la hora de realizar las mediciones ambientales, continúan empleando este criterio.

También la opinión de la mayoría de los especialistas e instituciones es de que deben emplearse concentraciones promedio en el aire durante toda la jornada de trabajo en lugar de concentraciones puntuales (por períodos breves) en la evaluación higiénico ambiental de los aerosoles industriales.

En 1968 la ACGIH de los Estados Unidos introdujo por primera vez una recomendación de norma higiénica para el polvo respirable. En esta oportunidad se establecieron límites de exposición de la fracción respirable para polvos que contuvieran cuarzo, cristobalita y tridimita. A partir de ese momento comienzan a aparecer otras recomendaciones de normas más elaboradas, que tomaban en consideración también el porcentaje de dióxido de silicio libre en la fracción fina (respirable) del polvo. Más recientemente, la propia ACGIH comenzó a aplicar, además, los conceptos de fracción inhalable y de fracción torácica, útiles específicamente en la evaluación de aerosoles que ejercen su acción nociva fundamental en las vías superiores del aparato respiratorio.

En relación con los polvos de asbesto, coexisten todavía los criterios de determinación de las concentraciones de masa y de las concentraciones de número de fibras para la valoración higiénica del aerosol. Las normas fundamentales en la estimación del riesgo mediante las concentraciones de masa se refieren al polvo total, al inhalable y (o) al respirable. No obstante, el criterio de mayor reconocimiento internacional, y promulgado actualmente por la Asociación Internacional de Asbesto (AIA) y por la Organización Mundial de la Salud (OMS), es el de la determinación de la concentración de número de fibras en el aire, en donde se toman en consideración sólo las partículas de más de 5 μm de longitud y menos de 3 μm de espesor. Este criterio, a todas luces, es el más adecuado, ya que tales partículas son las únicas que aerodinámicamente tienen posibilidades reales de alcanzar las zonas profundas del aparato respiratorio y, por tanto, de producir neumoconiosis.

5.6 Métodos y medios de medición de las concentraciones de aerosoles en el ambiente ocupacional

Para la evaluación higiénico sanitaria de la presencia de aerosoles -especialmente fibrogénicos- en el ambiente de trabajo, es esencial la medición de las concentraciones correspondientes en el aire y la estimación de otros indicadores tales como la densidad y la distribución por tamaños de las partículas en suspensión. Como se había señalado anteriormente, las concentraciones en el aire pueden determinarse, a su vez, en función de la masa de polvo o del número de partículas por unidad de volumen.

Aunque en la actualidad las técnicas de determinación de las concentraciones de número de partículas han quedado relegadas a un segundo plano, con excepción hecha en el análisis de las fibras de asbesto, no es menos cierto que muchas de ellas desempeñaron un papel histórico relevante en la evaluación de la exposición profesional al polvo, y todavía se observa su empleo con cierta frecuencia y por diferentes motivos.

El tyndaloscopio (figura 47) fue uno de los primeros aparatos utilizados para medir, de forma indirecta, la concentración de partículas en el aire mediante el principio del conocido Efecto Tyn-

dall. La intensidad de la luz dispersada por la presencia de partículas en suspensión es directamente proporcional a la concentración de número de partículas suspendidas en el aire ambiental. A este procedimiento se le señalaron en su momento muchas críticas por las limitaciones que presentaba al no poder tomar en consideración la dispersidad en cuanto a las dimensiones de las partículas de que están formados los aerosoles.

Figura 47. Tyndaloscopio



También deben reseñarse otros métodos de medición en que las partículas se concentran y separan del medio aéreo, y se clasifican y cuentan posteriormente mediante diferentes procedimientos microscópicos. En estos métodos se utiliza generalmente el conteo de las partículas de diámetros de proyección equivalentes menores que un valor determinado ($5\ \mu\text{m}$, por ejemplo), es decir, de las que supuestamente tienen mayores probabilidades de penetrar en profundidad al aparato respiratorio humano. La retención de las partículas se logra a través de diferentes procedimientos técnicos, tales como la precipitación inercial, la térmica o la electrostática, o por impacto y retención en un medio líquido adecuado.

El aparato más conocido de precipitación inercial de partículas

fue el llamado conímetro óptico (figura 48). En él las partículas de polvo se proyectan a una alta velocidad sobre una lámina de vidrio cubierta por una capa fina de un líquido adherente y transparente, y después se clasifican y cuentan mediante un sistema óptico de microscopía acoplado al propio conímetro. Este aparato permite determinar con cierta rapidez el número de partículas de polvo por unidad de volumen de aire. Además, el equipo es relativamente sencillo y manuable, pero presenta también un determinado número de inconvenientes que limitan su aplicación, como son la poca representatividad de cada muestra (el volumen analizado de aire es muy pequeño -de 1 a 5 cm³- y la duración de la toma de la muestra es prácticamente instantánea), la posibilidad de errores por fraccionamiento de las partículas grandes al proyectarse éstas violentamente sobre la lámina de vidrio, la lentitud y la tediosidad del conteo microscópico, etc.

Figura 48. Conímetro óptico



El principio de la precipitación térmica, por su parte, consiste en el paso forzado del aire contaminado con partículas sólidas a través de una cavidad en que se encuentra un filamento metálico dispuesto transversalmente al flujo, que se calienta por el paso de corriente eléctrica y produce una desviación de la trayectoria de las partículas en dependencia de su inercia (figura 49). Al desviarse de

su trayectoria rectilínea, las partículas más pequeñas, es decir, las de menor inercia, chocan con las dos láminas que se encuentran colocadas a ambos lados del filamento, y se quedan adheridas sobre sus superficies respectivas cubiertas previamente con un líquido especial. Posteriormente se procede a colocar las láminas bajo un microscopio y a realizar el conteo correspondiente. Las desventajas de este procedimiento son bastante similares a las del método conimétrico descrito anteriormente.

Figura 49. Precipitador térmico



La técnica probablemente más simple para determinar la concentración de número de partículas por unidad de volumen de aire es la de impactación y retención en un medio líquido. El aire se hace pasar a través de un impactador de vidrio (impinger, en inglés) (figura 50) que contiene en su interior un líquido capaz de retener las partículas. Luego de concluir el burbujeo de la muestra de aire a través del impactador, se toma una porción de la suspensión previamente homogenizada, se coloca sobre una lámina portaobjeto y se analiza bajo el microscopio. Las desventajas de este método de conteo son similares a las de las otras técnicas descritas anteriormente de conimetría y precipitación térmica.

Figura 50. Impactador en medio líquido (impinger)



La determinación de las concentraciones de polvo se realiza en la actualidad con más frecuencia mediante la estimación de la masa del polvo recogida sobre un filtro mecánico dado. La estimación se efectúa por la diferencia de pesadas del filtro, antes y después de la toma de la muestra, en una balanza analítica. Ahora bien, si no se le coloca ningún preselector de partículas al portafiltro, se determina entonces el polvo total (figura 51). Este sistema de toma de muestras, aunque sencillo, tiene el inconveniente de no tomar en consideración la mayor o menor polidispersidad de las partículas en cuanto a sus dimensiones para la evaluación higiénica de las concentraciones de polvo en el aire. De cualquier manera, el método sigue siendo empleado todavía, aunque existe ya la tendencia generalizada de determinar, más que el polvo total, la fracción inhalable, insertándole al aparato una caperuza adecuada (preselector) en la entrada del colector para que sólo se permita el paso de la fracción inhalable y su retención sobre el filtro mecánico.

En cuanto a los equipos de medición de las concentraciones de la fracción respirable en el aire, se han diseñado y construido diferentes tipos de ellos capaces de reproducir de cierta manera, más o menos precisa, las funciones que realiza el aparato respiratorio del hombre en ese sentido. Estos aparatos tienen como característica

general la capacidad de separar el polvo en dos fracciones, la "no respirable o gruesa", que representa la porción que se retiene en las vías respiratorias superiores, y la "respirable o fina", representativa de las partículas que penetran y se depositan en la zona alveolar de los pulmones. La fracción no respirable es retenida por un preselector adecuado y la respirable en un filtro mecánico de alta eficiencia de retención colocado a la salida del preselector.

Figura 51. Sistema personal de toma de muestras de polvo total



Los aparatos para la toma de muestras y separación del polvo en dos fracciones o etapas se diseñan sobre la base de determinados modelos de curvas de penetración (figura 43). El primero de estos modelos, propuesto y aprobado en la Conferencia Internacional de Neumoconiosis de Johannesburgo en 1959, ha sido utilizado ampliamente como norma por el Consejo Británico de Investigaciones Médicas (BMRC) para el desarrollo y construcción de equipos de toma de muestras de aerosoles, siendo el más conocido el elutriador horizontal (figura 52). Posteriormente, la Comisión de Energía Atómica de los EEUU adoptó otro modelo teórico de curva de penetración que se asemeja un poco más a la curva de deposición pulmonar de partículas de polvo. Este modelo fue modificado más tarde por la ACGIH, y esta modificación es una de las que más se emplea en el presente a nivel internacional. Son característicos de cumplir el patrón que establece este modelo los selectores

de partículas llamados microciclones (figura 53), en que se utilizan gastos diferentes de aire (desde 1,7 hasta 200 L/min, aproximadamente). Las exigencias impuestas a estos selectores de partículas responden a las características requeridas por el modelo, que son las siguientes: 90 % de penetración para partículas cuyos diámetros sean menores que 2 μm , 50 % para las de 3,5 μm y 0 % para las de diámetros mayores que 10 μm .

Figura 52. Elutriador horizontal (esquema)

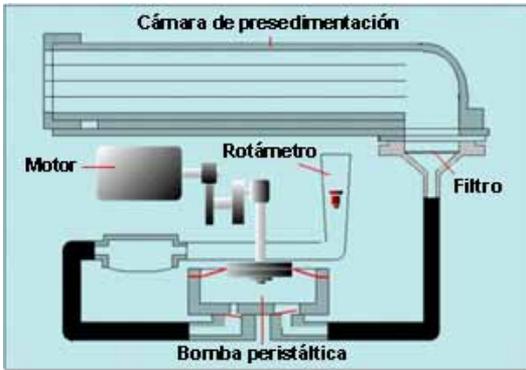


Figura 53. Microciclones



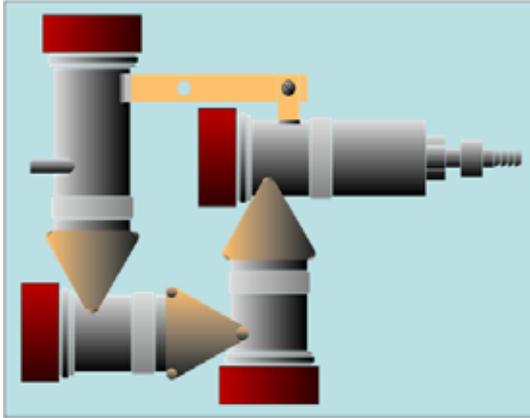
El elutriador horizontal tiene como ventaja fundamental la gran precisión con que se pueden determinar las fracciones gruesa y fina del polvo, por lo que este aparato se prefiere en las investigaciones experimentales en condiciones de laboratorio. Sin embargo, el elutriador horizontal no es suficientemente cómodo para las mediciones en condiciones de terreno, ya que es voluminoso y hay que mantenerlo siempre en posición estrictamente horizontal.

Los ciclones, por su parte, son más útiles en condiciones industriales, pues son poco voluminosos y la posición en que se colocan durante la toma de las muestras es indiferente. Su principal desventaja radica en que estos aparatos no se someten fácilmente al cálculo teórico del rendimiento y su capacidad de separación de las dos fracciones del polvo hay que determinarla por la vía empírica.

Por otra parte, se ha podido demostrar que la fracción respirable determinada mediante muestreo ambiental es de 5 a 10 veces mayor que la que realmente se deposita en los alvéolos pulmonares, ya que entre el 80 y el 90 % de las partículas de 0,1 a 1,0 μm que penetran a los pulmones vuelven a salir con la espiración del aire. Por tanto, es importante no olvidar que las mediciones de dicha fracción de polvo en el aire representan lo que puede penetrar y no lo que verdaderamente se deposita, aunque la relación entre lo que se deposita y lo que penetra es relativamente constante.

Otro aparato que suele utilizarse hoy con bastante éxito para la separación de las partículas de polvo es el llamado impactador de cascada (figura 54), del cual se ha logrado reducir significativamente sus dimensiones como para que pueda ser utilizado en muestreos personales. Este aparato permite la separación del polvo en más de dos fracciones de acuerdo con el tamaño de las partículas, y cada fracción puede ser sometida con posterioridad a diferentes tipos de ensayos físicos y químicos. El equipo es útil, en particular, cuando se emplea el modelo de penetración propuesto por la Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP), que define la deposición en las regiones nasofaríngea, traqueo-bronquial y pulmonar.

Figura 54. Impactador de cascada



Para el muestreo de polvo inspirable se han diseñado y construido diversos selectores de partículas con determinados requerimientos técnicos, pero hasta el momento no se ha podido normalizar ninguno por no existir consenso en cuanto al cumplimiento de los requisitos necesarios. Además, estos aparatos resultan aún bastante complejos y costosos.

También para la determinación de las concentraciones de la fracción torácica del polvo se han propuesto diferentes instrumentos, pero hasta el presente estos sólo han podido ser empleados en muestreos estacionarios (básicamente por su complejidad y volumen), no existiendo, obviamente aún, las condiciones idóneas para su normalización.

5.7 Análisis químico y mineralógico de los componentes de los aerosoles

El análisis químico y mineralógico de los componentes presentes en las muestras ambientales de polvo reviste una significación relevante en la valoración higiénico sanitaria de este tipo de contaminantes de la zona de trabajo, ya que cada clase específica de aerosol se caracteriza por tener una composición físicoquímica particular y definida y cada componente tiene una forma determinada de acción nociva en el organismo humano.

Los componentes principales a determinar en las muestras de polvo son, por lo general, aquellos que pueden provocar fibrosis en el tejido conjuntivo pulmonar, en particular el dióxido de silicio libre y los silicatos insolubles, incluido el asbesto.

Para la determinación de la sílice libre en las muestras ambientales de polvo se pueden emplear métodos químicos de ensayo (gravimétricos, espectrofotométricos, etc.) y otros métodos instrumentales (espectrofotometría infrarroja, difracción de rayos X, microscopía óptica y electrónica, etc.). El análisis se realiza directamente sobre las muestras de las partículas del aerosol tomadas del aire ambiental, especialmente de la fracción fina o respirable. En ocasiones se permite que se analice el polvo total o, en su defecto, el polvo sedimentado sobre los muebles y maquinarias en el propio puesto de trabajo, siempre que se tenga la suficiente certeza de que su composición sea similar a la del polvo en suspensión o cuando sólo se desea realizar una valoración apreciativa preliminar, semicuantitativa, de la magnitud del riesgo de exposición a la contaminación ambiental correspondiente.

Cada método de análisis tiene sus peculiaridades positivas y negativas; hasta el momento no existe un método universal que sea capaz de determinar las concentraciones de la sílice libre en cualquier variedad posible de muestra de aerosol industrial. Los procedimientos químicos, por ejemplo, no son capaces de diferenciar el dióxido de silicio libre cristalino del amorfo ni las diversas variedades cristalinas, pero sus técnicas son relativamente sencillas y no requieren de aparatos e instrumentos especiales. Se destacan en esta clase de ensayos los métodos que incluyen la utilización de ácido fosfórico para la separación de la sílice libre de los silicatos y los que emplean primero ácido fluorbórico para la separación del dióxido de silicio libre y después una mezcla fundente de cloruro de potasio e hidrogenocarbonato de potasio para su disgregación. El análisis puede realizarse en el primer caso gravimétricamente y en el segundo por espectrofotometría visible (por formación de un complejo silicomolibdico coloreado) o por espectrofotometría de absorción atómica.

La espectrofotometría infrarroja es capaz de determinar por separado los contenidos de sílice libre cristalina y amorfa, pero además de ser una técnica compleja, el equipamiento es relativamente costo-

so. Lo mismo ocurre con los métodos de difracción de rayos X. En ambos casos pueden presentarse también dificultades con interferencias de ciertos silicatos presentes en las muestras del aerosol.

Los métodos de microscopía de contraste de fases para la determinación del contenido de sílice libre cristalina en muestras de polvo, aunque adolecen de los defectos característicos de la microscopía óptica en general, son útiles en ocasiones para la evaluación exploratoria (semicuantitativa) de diversos tipos de aerosoles.

Con relación a las fibras naturales y artificiales, entre ellas las de asbesto, se conoce que sus características aerodinámicas y el patrón de deposición pulmonar correspondiente son diferentes a los convencionales, esto es, a los de las partículas esféricas o aproximadamente esféricas. Las fibras de mayor probabilidad de penetración a lo profundo del tracto respiratorio son las que tienen longitudes mayores que 5 μm y grosores menores que 3 μm . Por tanto, la evaluación higiénico ambiental de los polvos fibrosos mediante la determinación clásica de las concentraciones de la fracción respirable (en relación a como se entiende para los restantes polvos minerales cuyas partículas son esféricas o aproximadamente esféricas) ya no tiene la misma connotación. No obstante, actualmente algunos especialistas e instituciones continúan empleando con esta finalidad el método gravimétrico de dos etapas, como alternativa al de microscopía de contraste de fases. En la técnica gravimétrica para el análisis de polvos asbestosos, en particular, debe conocerse de antemano el contenido de asbesto en el propio polvo o determinarse por algún otro método de ensayo específico. Los procedimientos más utilizados con este fin son los de espectrofotometría infrarroja o de difracción de rayos X. Ocasionalmente también se puede analizar el polvo con un método químico para separar el asbesto del resto de los componentes, por ejemplo, con ácido salicílico en el caso de los aerosoles de asbestocemento.

El método más recomendado internacionalmente, y sugerido especialmente por la Asociación Internacional de Asbesto y por la Organización Mundial de la Salud, para determinar las concentraciones de polvos fibrosos suspendidos en el aire, es el de microscopía de contraste de fases. Esta técnica consiste en la toma de las muestras de los aerosoles sobre un filtro de membrana de ésteres

de celulosa de 1,2 μm de diámetro de poro, la obtención de un preparado microscópico con el filtro previamente decolorado con vapores de acetona y la clasificación y conteo de las fibras bajo un microscopio óptico con los aditamentos adecuados de contraste de fases.

Por otro lado, en los casos -bastante frecuentes- de que sobre las partículas de polvo se encuentren adsorbidas sobre sus superficies otras sustancias nocivas, tanto orgánicas como inorgánicas, es necesario, y muchas veces imprescindible, proceder primero a su extracción con determinados disolventes u otros reactivos químicos específicos, para después analizarlas por separado. Ejemplos clásicos de dichas sustancias son, entre otros, gases tales como el dióxido de azufre y los óxidos de nitrógeno en los aerosoles de minas subterráneas después de la detonación con explosivos, los aceites minerales en polvos de minas durante el proceso de barrenación de la roca y los hidrocarburos aromáticos policíclicos en aerosoles producidos en la combustión de materias orgánicas, fundamentalmente fósiles.

Bibliografía consultada

1. American Conference of Governmental Industrial Hygienists. Threshold limit values for chemical and physical agents and biological exposure indices. Cincinnati (OH): ACGIH; 2001.
2. Asbestos and other fibers by PCM. En: National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4ª ed. Cincinnati (OH): US Department of Health and Human Services; 1994. Method 7400, Issue 2.
3. Asbestos by TEM. En: National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4ª ed. Cincinnati (OH): US Department of Health and Human Services; 1994. Method 7402, Issue 2.
4. Asbestos, chrysotile by XRD. En: National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4ª ed. Cincinnati (OH): US Department of Health and Human Services; 1994. Method 9000, Issue 2.
5. Asociación Internacional de Amianto. Método de referencia para la determinación de fibras flotantes de amianto en puestos de trabajo con microscopio óptico (método de filtro de membrana). Mé-

- todo Técnico Recomendado No. 1. Londres: AIA; 1982.
6. Brown RH, Curtis M, Saunders KJ, Vandendriessche S, editors. Clean air at work: new trends in assessment and measurements for the 1990s. Cambridge: The Royal Society of Chemistry; 1992.
 7. Burilkov T, Dobрева M. Polvos minerales en el ambiente de trabajo. Sofía: Medicina y Fisicultura; 1983.
 8. Clayton SD, Clayton FE. Patty's Industrial hygiene and toxicology. 3 ed. rev. New York: John Wiley & Sons; 1978.
 9. Comité de Calidad, Normalización y Metrología. Sustancias nocivas en el aire. Determinación de la distribución de número de partículas de polvo. BDS 5483. República Popular de Bulgaria; 1976.
 10. Comité de Calidad, Normalización y Metrología. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Métodos de determinación de la concentración de polvo. BDS 2200. República Popular de Bulgaria; 1985.
 11. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación total de polvo. NC 19-01-31. República de Cuba; 1982.
 12. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Polvos industriales. Determinación de dióxido de silicio libre. NC 19-01-40. República de Cuba; 1985.
 13. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Polvos industriales. Requisitos generales de seguridad. NC 19-01-36. República de Cuba; 1983.
 14. Commins BT. The significance of asbestos and other mineral fibres in environmental ambient air. Berkshire: Commins Associates; 1985.
 15. Consejo de Ayuda Mutua Económica. Medición y normalización de aerosoles de acción fibrogénica. Moscú: CEV; 1982.
 16. Dobрева M, Burilkov T. Daños a la salud del asbesto y su prevención. Sofía: Profizdat; 1979.
 17. Ducke G. Staub in der Arbeitsunwtt. Berlin: Verlag Tribüne Berlin; 1980.
 18. Fernández GC. El control de partículas en ambientes laborales. Madrid: MAPFRE; 1979.
 19. Gandev V, Dobрева M. Manual de documentos normativos de Higiene del Trabajo. Vol. II. Sofía: Medicina y Fisicultura; 1983.
 20. Hering SV. Air sampling instruments for evaluation of atmospheric contaminants. 7ª ed. Cincinnati (OH): American Conference of Governmental Industrial Hygienists; 1989.
 21. Ibarra EJ, Aranda PP. Determinación espectrofotométrica de di-

- óxido de silicio libre en polvos industriales. *Rev Cub Hig Epid* 1985;23:134-9.
22. Katz M. *Methods of air sampling and analysis*. 2ª ed. Washington: Interdisciplinary Books & Periodicals; 1977.
 23. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. *Análisis químico del ambiente de trabajo*. Vol. I. Sofía: Técnica; 1977.
 24. Laborda R, Velasco J. *Valoración higiénica de contaminantes químicos en el medio laboral*. San Sebastián: Asociación para la Prevención de Accidentes; 1996.
 25. Merchant JA. *Occupational respiratory diseases*. Publication N° 86-102. Cincinnati (OH): National Institute for Occupational Safety and Health; 1986.
 26. National Institute for Occupational Safety and Health. *NIOSH manual of analytical methods*. Vol. 1 and 2. Cincinnati (OH): US Department of Health and Human Services; 1984.
 27. National Institute for Occupational Safety and Health. *The industrial environment -its evaluation and control*. Cincinnati (OH): US Department of Health, Education, and Welfare; 1973.
 28. Ness SA. *Air monitoring for toxic exposures. An integrated approach*. New York: Van Nostrand Reinhold; 1991.
 29. Organización Mundial de la Salud. *Determinación de las concentraciones de fibras suspendidas en el aire. Método basado en la microscopía óptica de contraste de fase*. Ginebra: OMS; 1997.
 30. Organización Mundial de la Salud. *Evaluación de la exposición profesional a partículas atmosféricas*. Publicación en offset No. 80. Ginebra: OMS; 1984.
 31. *Particulates not otherwise regulated, respirable*. En: National Institute for Occupational Safety and Health. *NIOSH manual of analytical methods*. 4ª ed. Cincinnati (OH): US Department of Health and Human Services; 1994. Method 0600, Issue 2.
 32. *Particulates not otherwise regulated, total*. En: National Institute for Occupational Safety and Health. *NIOSH manual of analytical methods*. 4ª ed. Cincinnati (OH): US Department of Health and Human Services; 1994. Method 0500, Issue 2.
 33. Schulz G, Dimsky W, Klitzing PM, Seydel M. *Gesundheitsschutz der Werktätigen in Betrieb. Rechtsvorschriften*. Berlin: Verlag Tribüne Berlin; 1978.
 34. *Silica, amorphous*. En: National Institute for Occupational Safety and Health. *NIOSH manual of analytical methods*. 4ª ed. Cincinnati (OH): US Department of Health and Human Services; 1994. Method 7501, Issue 2.

35. Silica, crystalline by IR. En: National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4^a ed. Cincinnati (OH): US Department of Health and Human Services; 1994. Method 7602, Issue 2.
36. Silica, crystalline by VIS. En: National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4^a ed. Cincinnati (OH): US Department of Health and Human Services; 1994. Method 7601, Issue 2.
37. Silica, crystalline in coal mine dust, by IR. En: National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4^a ed. Cincinnati (OH): US Department of Health and Human Services; 1994. Method 7603, Issue 2.
38. Silica, crystalline, respirable, by XRD. En: National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4^a ed. Cincinnati (OH): US Department of Health and Human Services; 1994. Method 7500, Issue 2.
39. Temas de Higiene del Trabajo. Introducción al estudio de la contaminación por partículas. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires; 1973.

6. MONITOREO BIOLÓGICO DE LA EXPOSICIÓN A SUSTANCIAS NOCIVAS

6.1 Concepto de monitoreo biológico

La exposición ambiental profesional a sustancias nocivas puede condicionar la aparición de determinados cambios significativos en la fisiología normal del organismo cuando no se toman a tiempo las medidas de seguridad adecuadas para un puesto de trabajo dado en el que el riesgo puede estar presente. Tras la absorción por cualquier vía de las sustancias quimiotóxicas, se produce una respuesta concreta del organismo, cuyas características y magnitud dependen del ente nocivo específico y de la dosis absorbida correspondiente. La respuesta biológica se manifiesta y refleja en la alteración de determinados parámetros internos y(o) externos del organismo. Los externos pueden ser los síntomas y signos que refiere el individuo durante el examen clínico y que proporcionan al médico algunos de los elementos necesarios e imprescindibles para establecer el diagnóstico clínico correspondiente de intoxicación. Por otra parte, también en el interior del organismo se operan cambios que no necesariamente tienen que reflejarse en forma de síntomas y signos externos, y, lo que es más importante, pueden comenzar a producirse a partir del mismo momento en que la sustancia nociva dada se pone en contacto con el organismo, mucho antes de que se manifieste evidentemente la intoxicación clínica. Es obvio, entonces, que la detección de los primeros cambios internos puede y debe contribuir tanto a la determinación de la magnitud de la exposición ambiental como a la prevención de la propia enfermedad u otro tipo de alteración irreversible de salud entre los trabajadores. Recordemos que muchas de las intoxicaciones profesionales crónicas por sustancias nocivas, cuando se declaran como tales, son prácticamente irreversibles, por lo que es necesario detectarlas y controlarlas en sus primeros estadios cuando aún los cambios puedan considerarse como reversibles. Es precisamente el llamado en la actualidad *monitoreo biológico de exposición* el que puede contribuir en gran medida a establecer criterios de prevención de enfermedades profesionales producidas por factores químicos del ambiente laboral.

De manera general, el *monitoreo biológico* se define como la

medición o evaluación repetitiva y(o) sistemática de agentes químicos, sus metabolitos o productos de su acción en tejidos, secreciones, excreciones, aire exhalado o cualquier combinación de éstos, para evaluar la exposición o riesgo a la salud, adoptando en la comparación una referencia apropiada. El monitoreo biológico, en particular, debe comprenderse y tratarse diferenciadamente de la *vigilancia de salud*, definida ésta como *los exámenes médico fisiológicos periódicos de trabajadores expuestos a riesgos profesionales con el objetivo de proteger su salud y prevenir enfermedades y otras alteraciones de salud relacionadas con la ocupación.*

Las definiciones de monitoreo biológico y vigilancia de salud son componentes separados de un proceso continuo que va desde la identificación y cuantificación de los agentes nocivos y sus metabolitos en el organismo, hasta la detección de una enfermedad temprana.

Para el caso particular de la detección de efectos biológicos precoces, se ha propuesto la definición de *monitoreo biológico de efectos*, que se refiere específicamente a *la medición de un cambio bioquímico reversible causado por la absorción de una sustancia nociva, cuyo grado no alcance la magnitud de aquellos otros cambios asociados con un efecto patológico irreversible conocido.*

El *monitoreo biológico de exposición*, en consecuencia, debe comprender tanto las mediciones que se realicen para determinar - en conjunción con el monitoreo ambiental- los niveles de la exposición ambiental de los trabajadores a los agentes nocivos, como las relativas a la detección de los primeros cambios bioquímicos reversibles producidos en el organismo de los sujetos expuestos. Recordemos, reiterando lo anteriormente expuesto, que el monitoreo biológico de exposición tiene como propósito supremo contribuir a prevenir efectos de salud inducidos por la exposición a las sustancias químicas, estableciendo de esta manera las bases para la evaluación de la entrada de los agentes tóxicos al organismo y del riesgo relativo.

Ahora bien, es conocido que para una misma dosis externa de un agente nocivo dado, la progresión de la exposición a la enfer-

medad se manifiesta de formas diversas entre individuos diferentes. Existen muchas etapas intermedias que pueden manifestarse diferenciadamente de un individuo a otro. No obstante, refiriéndonos expresamente a la exposición, ésta puede ser evaluada determinando las concentraciones de la sustancia nociva en el aire de la zona de trabajo (monitoreo ambiental) o mediante la estimación de determinados parámetros o indicadores biológicos (monitoreo biológico). Hablando con propiedad, el monitoreo biológico de exposición a sustancias químicas representa la medición de la sustancia, metabolitos y(o) productos de su acción en diversos biomedios, reflejando en ocasiones no sólo la exposición, como ya dijimos, sino también la ocurrencia de efectos biológicos no adversos y reversibles. Por otro lado, la detección de efectos adversos, que indican obviamente que la exposición es o ha sido excesiva, debe incluirse en un programa de detección temprana de daños a la salud, y no propiamente en el de monitoreo biológico de exposición. Por supuesto, la distinción entre efectos adversos y no adversos no siempre es suficientemente clara y explícita, para lo que en un simposio internacional sobre monitoreo biológico, auspiciado por la Agencia de Protección del Medio Ambiente (EPA) de los EEUU de América, la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Comisión de las Comunidades Europeas (CEC), se propuso que se considere *efecto adverso si existe un daño de la capacidad funcional, una disminución de la capacidad para compensar una tensión adicional, una disminución de la habilidad de mantenimiento de la homeostasis y una susceptibilidad incrementada a otras influencias ambientales, o si tales daños se estima que puedan llegar a manifestarse en un futuro cercano.*

El objetivo primordial del monitoreo biológico de exposición es asegurar que la exposición de los trabajadores no constituya un riesgo inaceptable para su salud; esta actividad es, en esencia, eminentemente preventiva.

6.2 Marcadores biológicos. Concepto y clasificación

El término *biomarcador* (o *marcador biológico*) abarca las *mediciones que puedan reflejar la interacción entre el sistema biológico humano y un agente potencialmente nocivo, que puede ser químico, físico o biológico* (nos referiremos en lo adelante, por supuesto, exclusivamente a los agentes químicos). La respuesta que

se mide puede ser, a su vez, funcional y fisiológica, bioquímica a nivel celular o una interacción molecular.

En la evaluación de riesgos, los biomarcadores tienen utilización en la identificación de agentes nocivos ambientales, en la evaluación de la exposición y en la asociación de una respuesta concreta del organismo con la probabilidad de ocurrencia de una enfermedad o alteración del estado normal de salud. Mediante estudios de la interacción entre la exposición química y el organismo, pueden llegar a establecerse determinados criterios de selección de biomarcadores indicativos de exposición, efecto, susceptibilidad y(o) respuesta(s) tóxica(s) frente a los agentes nocivos.

La reacción específica a la exposición a sustancias quimiotóxicas depende básicamente de las características inherentes y adquiridas del sujeto, las propiedades y formas de presentación de las sustancias en el ambiente y las circunstancias en que ocurre el contacto con el organismo. El resultado de esta interacción puede no tener un efecto determinado, puede tener algún efecto adverso reversible y puede presentar toxicidad con morbilidad.

En términos generales, la salud humana se ve afectada por prácticamente todas las actividades que realiza el individuo, el cual está expuesto de forma continua a diversos agentes químicos presentes en el medio ambiente externo, incluyendo el agua, el aire, el suelo y los alimentos, y aunque la diferenciación de la exposición se realiza frecuentemente por conveniencias particulares, las consideraciones más importantes para evaluar el riesgo están dadas por la dosis, duración y frecuencia de la exposición.

La selección de biomarcadores apropiados tiene una importancia crítica, debido a las diversas oportunidades que se presentan para una mayor precisión en la evaluación del riesgo en individuos o grupos de la población, con las consiguientes implicaciones en la mitigación y protección de la salud. No obstante, la selección adecuada dependerá en última instancia del estado de desarrollo del conocimiento científico en cada momento, y estará influida por otros factores sociales, éticos y hasta económicos. Por estas razones, la identificación de biomarcadores factibles de ser aplicados debe ser objeto de la investigación y cooperación interdisciplina-

ria. La definición más precisa del riesgo asociado a la exposición a sustancias químicas permitirá una intervención preventiva efectiva para proteger la salud humana tanto en circunstancias generales como particulares.

Los biomarcadores empleados en la actividad de Salud de los Trabajadores, en particular, pueden clasificarse en tres grupos fundamentales, que son los siguientes:

- *Biomarcadores de exposición:* Sustancia(s) exógena(s), su(s) metabolito(s) o producto(s) de la interacción entre el agente xenobiótico y alguna molécula o célula diana, que se determina(n) en un biomedio o compartimento dado del organismo.
- *Biomarcadores de efecto:* Alteraciones bioquímicas, fisiológicas, conductuales u otras medibles en el organismo y que, dependiendo de la magnitud, pueden reconocerse como asociadas a un establecido o posible deterioro de la salud o enfermedad.
- *Biomarcadores de susceptibilidad:* Indicadores de una habilidad inherente o adquirida del organismo que responde al reto que impone la exposición a una sustancia xenobiótica específica.

También la clasificación de los biomarcadores puede efectuarse, atendiendo a la forma específica en que se realice la medición, en los grupos siguientes:

- *Determinación del agente químico o su(s) metabolitos(s) en un medio biológico o aire exhalado.*
- *Cuantificación de efectos biológicos (no adversos y reversibles) referidos a la dosis interna.*
- *Medición de la cantidad o concentración del agente químico activo que interactúa con las moléculas diana o sustitutas.*

La mayoría de las pruebas disponibles hoy en día para el monitoreo biológico de exposición recaen en la determinación de las sustancias químicas o sus metabolitos en especímenes biológicos, de los cuales los más utilizados son la orina, la sangre y menos frecuentemente el aire exhalado.

De acuerdo con su especificidad, estas pruebas pueden clasifi-

carse en dos subgrupos, que son los siguientes:

- *Pruebas selectivas*, basadas en la medición directa de la sustancia química como tal o su(s) metabolito(s) en un biomedio dado. La sustancia inalterada se determina cuando ésta no se transforma o su transformación es pobre, cuando no se tiene conocimiento de sus posibles metabolitos, cuando el nivel de la exposición ha sido demasiado bajo para una cantidad significativa de metabolito(s) a producir, cuando se requiere un alto grado de especificidad o cuando no se encuentran disponibles métodos suficientemente sensibles para la detección de los metabolitos.
- *Pruebas no selectivas*, utilizadas como indicadores no específicos de exposición a un grupo más o menos grande de sustancias químicas. Tal es el caso, por ejemplo, de las pruebas de actividad mutagénica de la orina. Debido a la inespecificidad de estos procedimientos y a la existencia de una gran variabilidad individual, estas pruebas no pueden utilizarse usualmente para monitorear la exposición sobre una base individual, pero con un adecuado grupo de contraste (grupo control) ellas pueden ser realmente útiles como indicadores cualitativos para identificar grupos en riesgo.

El segundo grupo de biomarcadores incluye aquellos que se basan en la cuantificación de efectos no adversos relacionados con la dosis interna. El término de dosis interna puede representar diferentes conceptos: a) cantidad de la sustancia química absorbida recientemente, b) cantidad almacenada en uno o varios compartimentos del organismo o en todo el cuerpo, o c) cantidad o concentración del agente químico unido a los sitios críticos de acción. Estos marcadores biológicos, por lo general, no son suficientemente específicos y requieren de, al menos, algún conocimiento del mecanismo de acción de la sustancia química. Un ejemplo clásico lo tenemos en la determinación de la actividad colinesterásica en suero para evaluar la exposición a plaguicidas organofosforados y carbamatos.

Las pruebas del tercer grupo o categoría permiten la estimación directa o indirecta de la cantidad o concentración del agente químico que interactúa con los sitios de acción, y representan los indicadores ideales en el monitoreo biológico, ya que posibilitan la

evaluación del riesgo a la salud con mayor exactitud y precisión que con cualquier otro tipo de procedimiento. El ejemplo más significativo lo tenemos en la determinación de carboxihemoglobina en la exposición a monóxido de carbono. Lamentablemente, no siempre el sitio diana (de acción) es suficientemente asequible, lo que hasta el presente ha limitado considerablemente las expectativas del monitoreo biológico, aunque se trabaja por la obtención de una nueva generación de pruebas basadas en técnicas inmunológicas y de cromatografía de gases-espectrometría de masa.

6.3 Usos principales del monitoreo biológico

El proceso de evaluación de los riesgos a la salud humana asociados a la exposición a sustancias químicas es, obviamente, multifacético, e incorpora los componentes fundamentales siguientes:

- *Identificación del riesgo.* Permite confirmar que la sustancia química es capaz, en circunstancias apropiadas, de causar un efecto adverso en humanos.
- *Evaluación de dosis-respuesta.* Posibilita establecer la relación cuantitativa entre dosis y efecto en el organismo.
- *Evaluación de la exposición.* Identifica y define las exposiciones que ocurren o han de ocurrir en poblaciones humanas.

La caracterización del riesgo es la síntesis de la información cualitativa y cuantitativa que describe el riesgo estimado a la salud humana de una exposición ambiental anticipada.

En general, los biomarcadores pueden usarse con múltiples fines y propósitos, siendo los fundamentales los siguientes:

- Para evaluar la exposición (cantidad absorbida o dosis interna) individual y(o) colectiva, lo mismo si ha sido a través de la dieta o procedente de otras fuentes ambientales u ocupacionales.
- Para determinar efectos(s) biológico(s).
- Para estimar susceptibilidad individual.
- Para elucidar las relaciones causa-efecto y dosis-efecto en la evaluación de riesgo a la salud.
- En el diagnóstico preclínico y clínico de intoxicaciones.
- Para identificar grupos en riesgo.

- Con fines de vigilancia epidemiológica en salud ocupacional.
- Para evaluar el cumplimiento o no de medidas higiénico sanitarias establecidas, entre ellas el uso de medios de protección individual y(o) colectiva.

Los biomarcadores de exposición pueden emplearse para confirmar y evaluar la magnitud de la exposición de individuos o poblaciones a una sustancia en particular. Los biomarcadores de efectos, por otra parte, posibilitan documentar adecuadamente las alteraciones preclínicas o efectos adversos a la salud. De esta forma, la unión de biomarcadores de exposición y de efecto contribuye positivamente a la definición de las relaciones dosis-respuesta, mientras que los de susceptibilidad ayudan a dilucidar el grado de respuesta a la exposición mostrada en los sujetos.

Durante muchos años se ha utilizado el monitoreo biológico para evaluar la exposición de los trabajadores y para evaluar y establecer clínicamente la administración de agentes terapéuticos, proporcionando la identificación y el engranaje entre la exposición externa, la dosis interna y los eventos de salud. Sin embargo, existe la necesidad imperiosa de identificar y validar para cada órgano y sistema aquellos parámetros característicos indicativos de disfunción inducida, toxicidad clínica o cambio patológico, así como establecer la especificidad y sensibilidad de cada marcador biológico y su método o procedimiento de medición.

En diagnóstico preclínico y clínico, el monitoreo biológico puede ser utilizado en las actividades específicas siguientes:

- Confirmación de diagnósticos de intoxicación aguda o crónica.
- Evaluación de la efectividad de un tratamiento dado.
- Evaluación del pronóstico de casos individuales.

Para este fin debe estar disponible el conocimiento bien establecido de la relación entre el(los) biomarcador(es) y los eventos de salud producidos.

En la determinación de grupos de la población en riesgo, éstos pueden ser identificados por desviaciones de la normalidad establecidas mediante biomarcadores de exposición y(o) efectos, refle-

jándose las variaciones individuales en términos estadísticos.

También muchos programas de vigilancia epidemiológica en Salud de los Trabajadores contemplan la utilización de biomarcadores adecuados, cuyas metodologías correspondientes representan efectividad y bajo costo, salvando las distancias oportunas en lo que respecta a las diferencias entre el monitoreo biológico y la vigilancia o monitoreo de salud.

Los biomarcadores pueden, adicionalmente, ser muy útiles para evaluar, por ejemplo, el uso adecuado o no de los medios de protección individual y(o) colectiva entre los trabajadores, y complementar las mediciones ambientales de los agentes químicos con las de efectos potenciales a la salud reconocidos y que pueden ser sujetas a controles regulatorios.

6.4 Selección y validación de biomarcadores de exposición

La selección y validación de biomarcadores de exposición, por lo general, resulta un proceso complejo y requiere considerar cuidadosamente la especificidad y la sensibilidad como indicadores fundamentales en la medición de la contribución de la exposición externa a un efecto adverso de salud observado. De manera similar, este proceso tiene que aplicarse también al establecimiento de la exactitud, precisión y aseguramiento de la calidad del procedimiento analítico que se emplee en la determinación del biomarcador seleccionado.

Los factores claves que influyen en la reacción del organismo ante el agente xenobiótico y que deben ser tomados en consideración para la selección de biomarcadores idóneos, son los siguientes:

- Fuente de la exposición: aire, agua, suelo y(o) alimentos.
- Agente nocivo específico: características físico químicas, incluyendo la(s) forma(s) de presentación en el ambiente.
- Características de la exposición: Concentración del contaminante en el medio ambiental, magnitud, duración y frecuencia de la exposición, vías de entrada al organismo (inhalatoria,

dérmica, oral, parenteral, etc.).

- Características del huésped: edad, sexo, raza, estado de salud, susceptibilidad genética y exposiciones previas al mismo contaminante u otros.
- Tipo de respuesta del organismo: inmediata o retardada.

El proceso de selección y validación de biomarcadores idóneos tiene varias etapas en su desarrollo, siendo las más importantes las siguientes:

- a) Identificación y definición del interés primordial de la selección.
- b) Búsqueda y consolidación de la información necesaria que documente adecuadamente la interrelación entre la exposición al agente nocivo, el(los) biomarcador(es) posible(s) y el tipo de efecto biológico de interés.
- c) Selección del(los) biomarcador(es) específico(s) que responda(n) al efecto considerado, tomando en cuenta la sensibilidad y especificidad del(los) mismo(s) en relación a la exposición y la significación con respecto a la respuesta de salud o cambio patológico en el tiempo.
- d) Selección del(los) tipo(s) de muestra(s) (especímenes biológicos) potencialmente disponibles para el análisis, enfatizando la protección de su integridad entre el momento de la colección y el análisis correspondiente y la factibilidad de emplear métodos no invasivos.
- e) Revisión de los procedimientos analíticos disponibles para la cuantificación de los biomarcadores, atendiendo a sus posibilidades y limitaciones en cuanto a exactitud, precisión, sensibilidad, límite de detección y, por qué no, simplicidad y costo económico.
- f) Establecimiento de las bases para el control y aseguramiento de la calidad correspondientes.
- g) Determinación de los valores normales para la población no expuesta, considerando la variabilidad intra e interindividual.
- h) Análisis y evaluación de la información para el establecimiento de las relaciones dosis-efecto y dosis-respuesta y de sus variaciones, con énfasis en individuos susceptibles.
- i) Predicción del riesgo a la salud para la población en general o para un grupo específico.
- j) Revisión de los aspectos éticos y sociales que se consideren

necesarios.

Algunos de los aspectos prácticos más importantes en la selección de biomarcadores idóneos son los se exponen a continuación:

6.4.1 Consideraciones analíticas

Es imprescindible definir y establecer desde el primer momento la exactitud y precisión apropiadas del método de ensayo, así como un programa adecuado de control y aseguramiento de la calidad, además de poder contar con los instrumentos y demás recursos para la realización de las determinaciones.

La colección de las muestras y su manejo y almacenamiento son elementos también importantes, por cuanto se requiere, por un lado, representatividad y precisión de aquéllas en lo relativo a la exposición evaluada, y por otro, estabilidad del analito entre el momento de la toma de la muestra y el de realización del análisis. También cuenta la posibilidad de poder disponer de procedimientos no invasivos; baste recordar que por lo general el monitoreo biológico de exposición se aplica en personas, fundamentalmente trabajadores, supuestamente sanos y en el desempeño de sus funciones habituales, y que sería a todas luces impropio utilizar con estos fines, por ejemplo, muestras de tejido hepático.

Los especímenes más frecuentemente utilizados en el monitoreo biológico de exposición son la orina, la sangre y el aire exhalado. No obstante, también pueden emplearse otros biomedios tales como esputo, saliva, uñas, pelo, heces fecales, etc. Sólo en los casos en que los sujetos se encuentran hospitalizados, y por causas mayores, pudieran emplearse otros tipos de materiales biológicos, como el semen, lavado pulmonar, líquido amniótico, material citológico, biopsias de tejidos, etc.

La orina es fácil de colectar en volúmenes suficientes y el procedimiento no es invasivo. Este medio es particularmente útil para la determinación de sustancias y metabolitos solubles en agua. La concentración urinaria de la sustancia refleja generalmente su nivel plasmático durante el período de acumulación de la orina en la vejiga, pero en ocasiones representa la cantidad almacenada en los

riñones. La principal limitación en el uso de la orina con estos fines radica en la variabilidad en cuanto a la velocidad de eliminación de las sustancias por esta vía. Aunque las muestras recolectadas por un período de 24 horas son las más apropiadas en cuanto a representatividad se refiere, es evidente su poca factibilidad de aplicación en los programas de monitoreo biológico de rutina; en estos casos se prefiere, por ejemplo, la toma de muestras puntuales al finalizar la jornada de trabajo si la sustancia se excreta con rapidez. En casos contrarios, es decir, cuando los compuestos se eliminan con lentitud manifiesta, el factor de variación referido a la dilución de la orina puede minimizarse refiriendo las concentraciones urinarias de la sustancia a una densidad normalizada de la misma o a una concentración dada de creatinina en la orina.

Las otras dos limitaciones importantes en el uso de la orina en funciones del monitoreo biológico de exposición son las posibilidades, reales y frecuentes, de contaminación externa de las muestras y las posibilidades también de que la alteración de al menos uno de los mecanismos que gobiernan excreción renal (filtración glomerular, secreción tubular y reabsorción tubular) pueda influir significativamente en la eliminación de la sustancia por esta vía.

La sangre constituye el vehículo fundamental de transporte y distribución de las sustancias químicas por el organismo, y la mayoría de ellas que presentan acción sistémica pueden determinarse en este fluido biológico. Su utilización fundamental radica en la cuantificación de sustancias inorgánicas y orgánicas que son pobremente biotransformables y su vida media biológica es suficientemente grande. También es útil cuando las sustancias se unen a macromoléculas tales la hemoglobina.

Algunas consideraciones adicionales deben ser tomadas en cuenta para sustancias particulares cuando se emplea la sangre como biomedio: el análisis en estos casos debe realizarse, con determinada preferencia, en sangre total, plasma, suero o eritrocitos, lo que conlleva en muchas oportunidades la selección y utilización de un anticoagulante apropiado. Un fenómeno que suele manifestarse también con cierta frecuencia en las muestras de sangre, y que puede contribuir al falseamiento de los resultados, es la hemólisis de los glóbulos rojos, factor que siempre debe tomarse en consideración como posible.

Las concentraciones sanguíneas de determinadas sustancias, disolventes orgánicos, por ejemplo, reflejan bien una exposición reciente si se toman las muestras durante la exposición, o bien la exposición del día precedente si se toman 16 horas después de finalizada la exposición. Para algunas sustancias orgánicas propensas a acumularse, la concentración en sangre puede representar la carga corporal o concentración en el principal compartimento de almacenaje.

El análisis de aire exhalado está prácticamente limitado a la evaluación de la exposición a compuestos orgánicos volátiles. En estos casos se suele distinguir entre *aire exhalado mezclado* y *aire exhalado final*. El primero se obtiene en la respiración normal y representa una mezcla gaseosa procedente del espacio "muerto" y de la estructura alveolar, y el segundo se toma de la porción final de la espiración y refleja básicamente la concentración en el aire alveolar. El aire exhalado, en general, y a pesar de ser su procedimiento no invasivo, presenta un cierto riesgo de contaminación externa que limita adicionalmente su aplicación. Además, las concentraciones en el aire alveolar pueden fluctuar con mucha rapidez con los cambios de la intensidad de la exposición, lo cual puede representar también otra limitación del método si no se toma en cuenta la criticidad del momento específico en que deben tomarse las muestras.

Varios son los factores que afectan la concentración de una sustancia en el aire alveolar. De una sustancia de baja actividad metabólica y poca solubilidad en la sangre se esperan altas concentraciones relativas en el aire exhalado; un incremento en el ritmo cardíaco causa una disminución de la concentración alveolar, más apreciable en sustancias de mayor solubilidad y mayor actividad metabólica; de forma similar, se encuentra un incremento progresivo en la concentración alveolar con la duración de la exposición cuando las sustancias se metabolizan poco y(o) son poco solubles.

El control y el aseguramiento de la calidad en los ensayos analíticos correspondientes al monitoreo biológico de exposición son considerados también críticos para su aplicación exitosa y efectiva en el campo de la Salud de los Trabajadores. El programa que se establezca con estos fines tiene necesariamente que cubrir el proceso completo, no sólo el procedimiento analítico, ya que es bien

conocido que los errores que suelen introducirse por concepto de la selección y toma de las muestras inapropiadas pueden ser aún mayores que los inherentes al ensayo analítico como tal. La principal dificultad que se encuentra hoy en día en este sentido es la poca disponibilidad de materiales de referencia certificados y de programas adecuados de control externo de la calidad.

No puede obviarse tampoco la importancia de la validación de un marcador biológico dado. Este es un proceso para establecer la relación cuali cuantitativa entre el biomarcador y la exposición a un agente químico, así como entre aquél y la respuesta biológica seleccionada. Las características idóneas que en este sentido debe mostrar el biomarcador son las siguientes:

- a) Que refleje la interacción entre el sistema biológico y el agente nocivo.
- b) Que su sensibilidad y especificidad sean apropiadas a la interacción.
- c) Que los valores sean reproducibles con respecto al tiempo.
- d) Que se tengan definidas su exactitud y precisión y que éstas sean adecuadas al procedimiento.
- e) Que el biomarcador sea común a los individuos de la población o subgrupo de ella y que tenga una variabilidad definida dentro de la población normal no expuesta al agente nocivo.

6.4.2 Consideraciones éticas y sociales

Además de los elementos científicos y económicos relacionados con el monitoreo biológico de exposición, son de suma importancia las consideraciones éticas y sociales que puedan estar relacionadas con el asunto. Las actitudes personales, sus ideales y creencias, varían geográficamente con los orígenes étnicos y las prácticas culturales, por lo que deben establecerse patrones de respeto a la dignidad, derechos y libertad de elección en los individuos, de forma que la participación sea estrictamente voluntaria en los experimentos y basada en una información completa. Por otra parte, los resultados de las investigaciones deben procesarse de manera que su interpretación no deje lugar a dudas en cuanto a quién y cómo pueden aplicarse y manteniendo la protección y confidencialidad debidas. Como las prácticas suelen variar de un país

a otro, es importante definir siempre el papel de los investigadores y funcionarios de salud en relación con su responsabilidad ante los individuos y las administraciones de las empresas correspondientes.

Un problema particular relacionado con el tema puede ocurrir con biomarcadores de susceptibilidad, donde la identificación de individuos susceptibles, independientemente del beneficio que representa para la prevención de eventos de salud inherentes a la exposición a sustancias químicas, pueda resultar en cierta discriminación en lo que a empleo se refiere cuando se conoce que el agente nocivo está presente en el ambiente de trabajo.

6.5 Valores de referencia en el monitoreo biológico de exposición

Está suficientemente demostrado que no se producen efectos nocivos adversos en un sistema biológico dado asociados a agentes químicos a menos que dichos agentes o los productos de su biotransformación alcancen los sitios apropiados en el organismo en concentraciones y durante períodos suficientes para producir una manifestación tóxica determinada. Quiere decir esto que para poder caracterizar totalmente la potencialidad del riesgo en el individuo, es necesario conocer, además del tipo de efecto producido y de la dosis requerida, la duración y frecuencia de la exposición al agente, así como la susceptibilidad del individuo expuesto.

Por otra parte, la dosis interna, definida como la cantidad del agente químico absorbido por el organismo en un período de tiempo dado, refleja de una forma u otra la distribución de la sustancia nociva o sus metabolitos por el organismo. Teóricamente al menos, esta distribución puede ser delineada a través del estudio de biomarcadores aplicados a diferentes niveles biológicos.

De la cantidad total del agente químico absorbido, sólo una parte llegará al órgano o tejido diana, una porción de la cual alcanzará las macromoléculas internas, y una proporción pequeña de ella lo hará al sitio crítico en la macromolécula, con sólo una fracción que actúa como dosis biológicamente efectiva. En el monitoreo biológico ideal, obviamente, el biomarcador más efectivo es el

que mide la dosis interna en el sitio crítico de acción biológica, aunque no siempre éste es suficientemente conocido y(o) accesible a los fines prácticos.

Los resultados de las pruebas de monitoreo biológico tienen que ser, necesariamente, interpretados de acuerdo con el conocimiento actual de las relaciones existentes entre la exposición externa y el riesgo de producir efectos adversos a la salud, y sobre la base en que se hayan establecido los valores de referencia biológica correspondientes.

6.5.1 Valores normales o habituales

Con mucha frecuencia ocurre que la presencia de determinadas sustancias químicas en un material biológico dado no se debe necesaria y exclusivamente a que las personas hayan estado expuestas profesionalmente a los contaminantes correspondientes. En ocasiones, dichos compuestos forman parte del metabolismo fisiológico normal del ser humano (las coproporfirinas, el ácido δ -aminolevulínico y el fenol, por ejemplo), y en otras aparecen de forma habitual como consecuencia de la absorción por razones no ocupacionales tales como la ingestión de alimentos y bebidas, la exposición ambiental extralaboral a los contaminantes, etc.

En los casos en que las sustancias a determinar se encuentren normal o habitualmente en el medio biológico utilizado, es necesario e imprescindible disponer de antemano del conocimiento de sus niveles correspondientes en la población sana no expuesta, ya que, de lo contrario, se carecería de un patrón adecuado de comparación y la valoración higiénico ambiental de la exposición y del riesgo a la salud a través del monitoreo biológico no tendría prácticamente ningún sentido.

La concentración normal o habitual de una sustancia nociva, metabolito o derivado en el biomedio respectivo puede verse afectada por causas muy diversas, adicional e independientemente de la exposición ambiental ocupacional. Factores tales como la edad, sexo, hábitos alimentarios y tóxicos, hora del día y muchos otros en la propia persona, así como entre individuos diferentes, propician la variabilidad más o menos amplia de las concentraciones

biológicas de las sustancias correspondientes en sujetos sanos, pero dentro de ciertos límites razonables. Además, determinadas enfermedades, alteraciones del estado normal de salud y otras circunstancias especiales pueden influir significativamente en las desviaciones de la normalidad. De todo esto puede inferirse lo importante que resulta en la práctica higiénico ambiental la conceptualización de "normalidad" o "habitualidad" y el establecimiento de los niveles de referencia para la población sana sin exposición ocupacional y(o) extralaboral a los contaminantes respectivos.

Los factores principales a tomar en consideración a la hora de establecer los niveles normales o habituales de un indicador biológico de exposición son, entre otros, los siguientes:

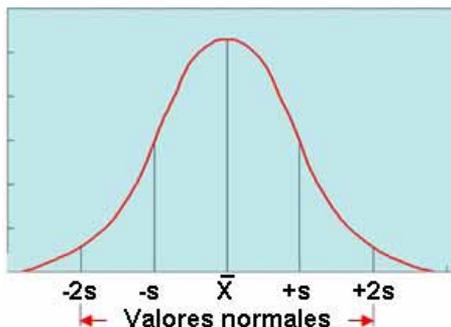
- Factores fisiológicos:
 - Sexo
 - Edad
 - Raza
 - Ciclos circadianos (hora del día, época del año, etc.)
 - Actividad enzimática
 - Embarazo
 - Estado de salud en general (enfermedades, ingestión de medicamentos, etc.)
- Factores ambientales:
 - Área geográfica de residencia y contaminantes ambientales comunitarios
 - Hábitos alimentarios de la población
 - Estilos de vida (actividades extralaborales, higiene personal, hábitos tóxicos, exposición a sustancias químicas en el hogar, etc.)
 - Posible exposición laboral y(o) extralaboral a estas y otras sustancias nocivas
- Factores metodológicos:
 - Métodos y procedimientos de la toma de muestras biológicas y de análisis de las mismas.

Como se aprecia, son muchas las causas que pueden incidir en la variabilidad del contenido de la(s) sustancia(s) a analizar en un medio biológico dado, lo que puede disminuir sensiblemente el significado de una medición aislada o en un solo sujeto. Es necesario, por tanto, acudir al análisis estadístico para poder definir con

más precisión los niveles normales o habituales de los indicadores biológicos, partiendo de la base de la suposición de la existencia de una población sana, más o menos homogénea, y sin exposición significativa conocida, laboral o extralaboral, a los contaminantes respectivos.

El criterio estadístico de "normalidad" o "habitualidad" biológica parte de la selección y definición en términos cuantitativos de los parámetros de referencia que permitan caracterizar el estado de salud "normal" de la población a estudiar y las peculiaridades relacionadas con su entorno. A continuación se procede a la selección de una muestra representativa de esa población "sana" sin exposición conocida a las sustancias nocivas correspondientes, y se practican los ensayos biológicos respectivos a las personas que componen dicha muestra. Excepto en la exposición ocupacional en cuestión, los miembros de la población estudiada deberán ser similares en cuanto a etnias, género, edad, exposiciones ambientales debidas a factores alimentarios, contaminación del aire, hábitos tóxicos, etc., a los de la población expuesta ocupacionalmente. Seguidamente, los resultados de las mediciones se procesan estadísticamente, determinándose los estadígrafos adecuados de posición y dispersión de la distribución. Con este tipo de análisis se utiliza generalmente un nivel de confianza de 95 %, es decir, para que al extrapolarse los resultados de la muestra a la población general, el intervalo de normalidad calculado sea capaz de contener el 95 % de los valores supuestamente existentes en dicha población. Por otra parte, si los valores de las mediciones efectuadas se distribuyen de acuerdo con la ecuación de Gauss de la distribución normal, los estadígrafos que se emplean para la caracterización estadística de la muestra son el valor promedio aritmético (\bar{x}) y la desviación estándar o típica (s) (μ y σ , respectivamente, para la población) (figura 55). El intervalo de valores normales o habituales estará comprendido, entonces, entre $(\mu - 2\sigma)$ y $(\mu + 2\sigma)$. Por supuesto, para los fines del monitoreo biológico, el límite inferior del intervalo de referencia generalmente carece de interés práctico, a no ser cuando la interrelación entre el biomarcador y la exposición externa correspondiente es inversa y no directamente proporcional (es el caso, por ejemplo, de la actividad colinesterásica en sangre total en la exposición a plaguicidas organofosforados y carbamatos).

Figura 55. Intervalo de valores normales en la distribución gaussiana



La correspondencia de los resultados de las mediciones efectuadas a la distribución gaussiana se puede comprobar mediante diversos tipos de pruebas de bondad de ajuste, tales como la de χ^2 (Chi Cuadrado), la de Kolmogorov-Smirnov, etc., o por un método gráfico aproximado con papel probabilístico.

Puede ocurrir que los resultados de las mediciones no respondan adecuadamente a la distribución gaussiana, y entonces es necesario proceder a la búsqueda de otra forma de distribución estadística que se adapte mejor a los resultados concretos obtenidos (la distribución lognormal, por ejemplo).

Es de cierto interés reconocer que, en la práctica diaria, el término de intervalo de referencia se utiliza poco y puede no ser suficientemente comprendido por los higienistas, por lo que se prefiere el empleo sólo del límite (normal o habitual) superior (o inferior), independientemente de que para su determinación es necesario e imprescindible definir previamente el intervalo de referencia.

También ocurre con determinada frecuencia que el límite superior de referencia es igual al límite de detección del método analítico seleccionado.

El empleo exclusivo del límite superior de la normalidad o habitualidad no siempre es factible; en los últimos años se ha ido incrementando paulatinamente la utilización del monitoreo biológico en la identificación de la exposición profesional de grupos de

trabajadores y no de individuos aislados, básicamente a través de biomarcadores no específicos. En estos casos se requiere utilizar técnicas estadísticas particulares que permitan comparar las distribuciones de los resultados obtenidos en los grupos expuesto y de contraste o referencia, por lo que los laboratorios que practican los análisis biológicos correspondientes están en la obligación de suministrar información amplia y apropiada relativa a los intervalos de referencia y formas de distribución de los valores respectivos en sujetos no expuestos.

Es conveniente señalar, adicionalmente, que existen evidencias objetivas de que no para todo tipo de biomarcador la población “normal” no expuesta puede considerarse suficientemente homogénea, lo cual implica que deba procederse a determinar el intervalo de referencia para cada subgrupo de esa población. Ejemplos concretos abundan; los factores de variación más importantes a tomar en consideración son la ubicación geográfica de la población y las exposiciones ambientales concomitantes no ocupacionales, el sexo, la edad y hasta la raza, entre otros muchos. No debe olvidarse tampoco que los intervalos de referencia se establecen aceptando *a priori* que las muestras sean tomadas en circunstancias y momentos específicos para cada biomarcador establecido. En la tabla 15 se exponen los niveles normales o habituales que han sido hallados en Cuba en diferentes momentos para algunos de los marcadores biológicos de exposición más empleados.

Tabla 15. Niveles normales o habituales de diversos biomarcadores de exposición para la población cubana sana no expuesta a las sustancias nocivas de referencia

| Biomarcador de exposición | Niveles normales o habituales |
|---|--|
| Plomo en sangre | (0-31,1) µg/dL [(0-1,5) µmol/L] |
| Plomo en orina | (0-5,2) µg/dL [(0-0,25) µmol/L] |
| Coproporfirinas en orina | (1-17) µg/dL |
| Ácido δ-aminolevulínico en orina | (0,4-6,9) mg/L [(3,1-52,6) µmol/L] |
| Hematíes con punteados basófilos | (0-1)/ 1000 hematíes |
| Actividad acetilcolinesterásica en sangre total (*) | (0,34-0,45) mL [(2833-3750) mUI] (H) (0,32-0,42) mL [(2667-3500) mUI] (M) |
| Actividad acetilcolinesterásica en suero (*) | (0,43-0,61) mL [(3583-5083) mUI] (H) (0,41-0,58) mL [(3417-4833) mUI] (M) |
| Actividad acetilcolinesterásica en eritrocitos (*) | (0,42-0,54) mL [(3500-4500) mUI] (H) (0,39-0,53) mL [(3250-4417) mUI] (M) |

| Biomarcador de exposición | Niveles normales o habituales |
|---------------------------------------|--|
| Mercurio en orina | (0-16) µg/L [(0-0,08) µmol/L] |
| Arsénico en orina | (0-11) µg/L [(0-0,15) µmol/L] |
| Manganeso en orina | (0-10) µg/L [(0-0,18) µmol/L] |
| Fenol en orina | (0-75) mg/L [(0-0,80) µmol/L] |
| Ácido hipúrico en orina | (0-0,51) mol/mol de creatinina (H) (0-0,71) mol/mol de creatinina (M) |
| Ácido tricloroacético en orina | (0-20) mg/L [(0-0,12) mmol/L] |
| Prueba de la yodacida (en orina) (**) | 3,40 - 7,96 (***) |
| Formaldehído en orina | (0-7,28) µg/dL [(0-2,42) µmol/L] |

- (*) Según una técnica titrimétrica en que los valores de las mediciones se expresan en mL consumidos de disolución de hidróxido de sodio 0,01 mol/L
- (**) Prueba para la determinación de metabolitos del disulfuro de carbono
- (***) Coeficiente de exposición

Para una certeza mayor en la determinación de la exposición profesional mediante el uso de este tipo de indicadores biológicos, se deberán considerar como evidentemente fuera de la normalidad o habitualidad los valores no incluidos en el intervalo definido por ($\mu \pm 3\sigma$).

6.5.2 Niveles de acción biológica

El hallazgo de un valor biológico por encima del intervalo de referencia puede ser sólo indicativo de la intensidad de la exposición pasada o presente a una sustancia. Si se conoce que existe una relación cuantitativa entre la exposición externa y la dosis interna, el parámetro biológico podrá ser utilizado como índice de exposición, pero proporciona poca información o ninguna sobre los posibles efectos o riesgo a la salud.

Por otra parte, si se ha identificado una relación cuantitativa entre la dosis interna y los efectos adversos a la salud, el biomarcador puede considerarse como indicador de riesgo a la salud. También es posible establecer un valor biológico admisible de la relación dosis-efecto. No obstante, sólo si la dosis interna se relaciona cuantitativa y simultáneamente con la exposición externa y con los efectos adversos, es cuando el biomarcador es indicativo tanto de la exposición como de los riesgos asociados a la salud. A

veces se desconoce la relación entre la dosis interna y los efectos, pero la primera puede estar relacionada directamente a la exposición externa e indirectamente a los efectos adversos. En estos casos puede estimarse indirectamente un valor biológico admisible a partir del límite de exposición correspondiente en el aire, pero, indiscutiblemente, este procedimiento es mucho menos confiable que la estimación directa basada en la relación entre la dosis interna y los efectos adversos. Si todos los parámetros se relacionan de forma cuantitativa, tanto los límites de exposición ambiental como biológicos pueden determinarse directa y simultáneamente.

Por lo general, los límites biológicos de exposición se han establecido y establecen sobre la base de estudios de la interrelación entre la exposición externa y la dosis interna en voluntarios y trabajadores fabriles, pero realmente existe poca información y documentación acerca de las relaciones dosis interna-efectos adversos, tan necesarias para el establecimiento de verdaderos límites biológicos admisibles de referencia. Esto requiere, por supuesto, de estudios longitudinales acuciosos tanto en animales como en el hombre.

También suele constituirse un problema cuando los resultados de un programa de monitoreo biológico se intentan interpretar sobre bases de la individualidad, ya que el médico tiene que tomar en consideración múltiples factores de confusión individuales (posibles daños de la función hepática o renal, empleo de determinados medicamentos, consumo de bebidas alcohólicas, etc.), además de una posible exposición combinada a mezclas de sustancias químicas diversas. En tales casos hay que tener presente la posibilidad de que los efectos puedan ser considerados como independientes, aditivos, sinérgicos, antagonísticos o potenciadores. Por estas razones, los valores de referencia biológica que se establezcan para la población ocupacionalmente expuesta a una sustancia nociva determinada no pueden, de manera alguna, asegurar que todas las personas sometidas a la exposición estén protegidas adecuadamente de todo tipo de efecto adverso, más aún cuando en individuos especialmente susceptibles puede ocurrir una respuesta biológica a exposiciones menores que los límites de referencia.

En casos especiales en que las variaciones inter individuales son relativamente elevadas para un cierto biomarcador, la referen-

cia debe ser asumida tomando en consideración los valores individuales anteriores a la exposición (valores de base).

Los resultados del monitoreo biológico también pueden analizarse sobre la base de grupo de individuos considerando su distribución, pero necesariamente su interpretación debe ser valorada a tenor de los biomarcadores particulares que se empleen y de las circunstancias específicas de los trabajadores en estudio y del ambiente y actividades en que se desenvuelven.

Como se ha señalado con anterioridad, los marcadores biológicos de exposición tienen una función predominantemente profiláctica y sus valores de referencia –léase *niveles de acción biológica*– deben ser vistos como guías para poder, por una parte, diferenciar la exposición de los trabajadores a las sustancias nocivas de la no exposición y, por otra, diferenciar la exposición admisible de la no admisible, es decir, de la que pueda representar algún riesgo de efecto adverso para su salud.

Los niveles de acción biológica pueden desarrollarse en dos direcciones fundamentales, que son las siguientes:

- De estudios clínicos, epidemiológicos y toxicológicos sobre la relación entre la concentración medida de una sustancia química o metabolito en fluidos biológicos y las consecuencias de salud (niveles de acción biológica basados directamente en salud).
- De la experiencia con las llamadas “*Buenas Prácticas de Trabajo*”.

Los *niveles de acción biológica basados directamente en salud*, que se derivan, idealmente, de estudios de seguimiento de larga duración en trabajadores expuestos ocho horas diarias, cinco días a la semana, durante toda su vida de trabajo, son límites por debajo de los cuales no se observan efectos adversos a la salud. Este concepto fue establecido por vez primera por la Comisión del Senado Alemán para la Investigación de los Efectos Nocivos de los Compuestos Químicos en el Ambiente de Trabajo (Deutsche Forschungsgemeinschaft, DFG). Claramente, tales valores, independientemente de que su definición se identifica plenamente con

los objetivos básicamente preventivos del monitoreo biológico de exposición, no son tan fáciles de obtener con el suficiente nivel de confianza.

Los niveles de acción biológica basados en la experiencia con las Buenas Prácticas de Trabajo, por su parte, se derivan matemáticamente de los límites de exposición ocupacional como las concentraciones de las sustancias químicas de referencia o metabolitos presentes en fluidos biológicos para un trabajador medio después de una exposición promedio ponderada en el tiempo de ocho horas al nivel de concentración en el aire del orden del límite establecido. Esta es la forma en que la Conferencia Americana de Higienistas Industriales de Gobierno (American Conference of Governmental Industrial Hygienists, ACGIH) de los Estados Unidos de América considera más adecuada para el establecimiento y utilización de los niveles de acción biológica en funciones del monitoreo de la exposición ocupacional a los agentes químicos.

En términos generales, los niveles de acción biológica más aceptados y aplicados en la actualidad en la práctica higiénico sanitaria son los que se establecen en listados anuales que editan simultánea e independientemente desde hace ya un número significativo de años la ACGIH y la DFG.

Los *índices biológicos de exposición* (biological exposure indices, BEI) son valores de referencia propuestos por la ACGIH como guías de evaluación del riesgo potencial para la salud en la práctica de la higiene ocupacional. Los BEI representan los niveles del biomarcador que son más probables de observar en especímenes tomados en trabajadores sanos que han estado expuestos a sustancias nocivas en el mismo grado que un trabajador con una exposición por inhalación equivalente al valor límite umbral (threshold limit value, TLV) del compuesto químico en el aire de la zona de trabajo.

Según señala la propia organización, Los BEI no indican una distinción concluyente entre las exposiciones de riesgo y de no riesgo. Debido fundamentalmente a la variabilidad biológica, es posible que los valores individuales para un sujeto determinado excedan el BEI correspondiente sin que exista realmente un incre-

mento del riesgo para la salud. Sin embargo, ante la evidencia de valores mayores que el BEI de referencia, deben investigarse las causas y tomar las medidas oportunas para reducir la exposición, sobre todo si los valores obtenidos en muestras seriadas de un mismo trabajador en momentos diferentes exceden el BEI o si la mayoría de las mediciones obtenidas de los especímenes de un grupo de trabajadores en el mismo puesto laboral son mayores que el BEI correspondiente.

Los BEI se aplican generalmente para exposiciones en regímenes de trabajo de 8 h diarias y 40 ó 44 semanales, pero pueden extrapolarse a otras condiciones siempre que las modificaciones se fundamenten en la farmacocinética y farmacodinámica propias del compuesto químico. Estos índices no deben emplearse directamente o a través de un factor de conversión para la determinación de niveles de seguridad en la exposición ambiental no laboral (exposición a la contaminación del aire atmosférico, agua y alimentos). Tampoco es aconsejable su utilización como medida de efectos adversos a la salud o para el diagnóstico de enfermedades profesionales, aunque en este último caso los BEI pueden resultar de cierta utilidad en la complementación del diagnóstico clínico de la intoxicación ocupacional con el criterio higiénico correspondiente.

La determinación y recomendación para la aplicación de los BEI se realizan tomando en consideración toda la información disponible sobre la absorción, metabolismo y eliminación de las sustancias nocivas y de la correlación existente entre la intensidad de la exposición y los efectos biológicos producidos en los trabajadores. Los BEI se fundamentan directamente en la relación entre la magnitud de la exposición y los niveles del marcador biológico correspondiente o en la relación entre los niveles biológicos y los efectos causados en el organismo. Para ello se efectúan estudios controlados de laboratorio con seres humanos e investigaciones epidemiológicas en los propios puestos de trabajo. Los estudios con animales de experimentación no ofrecen en la generalidad de los casos datos suficientemente fidedignos para establecer los BEI. Sin embargo, éstos están fundamentados indirectamente en la relación dosis-respuesta obtenida a través de estudios con animales para el establecimiento de los TLV en el aire del ambiente laboral.

Los estudios de laboratorio para estimar los BEI se realizan

habitualmente con cámaras de inhalación especiales, donde se crean atmósferas controladas de concentraciones equivalentes a los TLV establecidos para el aire, y son sometidos a ellas grupos de voluntarios, que deben permanecer dentro no menos de 6 h por día durante varios días o semanas.

Otra manera de estimar o, mejor, de corroborar los valores de los BEI, consiste en el estudio directo en los obreros en sus correspondientes puestos de trabajo. Este método no requiere el uso de cámaras de inhalación, pero resulta generalmente más dificultoso y prolongado por la necesidad expresa de tener que controlar rigurosamente toda una serie de variables que pudieran influir desfavorablemente en la determinación.

Por otra parte, el *valor de tolerancia biológica* (Biologische Arbeitsofftoleranzwerte, BAT) de la DFG se define como la cantidad máxima permisible de una sustancia química, su(s) metabolito(s) o desviación del patrón de parámetros biológicos inducidos por estas sustancias en los seres humanos. En correspondencia con los conocimientos actuales, estas condiciones generalmente no provocan deterioro de la salud del trabajador, aun si la exposición es sistemática y de larga duración. Los valores de los BAT están concebidos como valores techo (picos) para sujetos sanos y se establecen como regla para sangre y orina, sin menoscabo de los efectos de los compuestos químicos y de un margen apropiado de seguridad.

Tanto los BEI como los BAT representan filosofías diferentes en el establecimiento de guías para la acción y, por tanto, la interpretación de los resultados del monitoreo biológico en términos de estos límites es diferente. El establecimiento de un BEI equivalente a un TLV para la misma sustancia implica que pudo establecerse correctamente la relación entre el efecto y las concentraciones ambientales, pero no toma en consideración lo que pudo penetrar por otra vía, la dérmica por ejemplo. Otra dificultad adicional está dada en que, por la propia declaración explícita en la definición de que una proporción de los trabajadores expuestos al TLV pueda exceder el BEI correspondiente, no existe indicación de cuánto puede exceder sin que se deba producirse un efecto de salud. Es obvio entonces que, si el BEI está bien fundamentado en la equivalencia con el TLV correspondiente, el 50 % de los trabajadores

sometidos a concentraciones del orden del límite de exposición ambiental excederán el BEI de referencia. Por tanto, el BEI representa el valor promedio, pero generalmente no se suministra ni se dispone de datos suficientes para calcular un límite superior de confianza (de 90 ó 95 %) y establecer un límite de aceptabilidad para un resultado individual.

Los problemas relacionados con los BAT son aquellos que se encuentran cuando las autoridades reguladoras tratan de establecer “*niveles en que no se observan efectos*” o “*niveles en que no se observan efectos adversos*”, para los cuales usualmente no existen suficientes datos de calidad disponibles para su establecimiento con algún grado de confianza, especialmente para exposiciones de larga duración.

El BAT es, en esencia, una definición basada en salud, mientras que el BEI es un equivalente del límite de exposición ambiental.

Independientemente de lo mucho que se ha alcanzado, fundamentalmente en los últimos años, en materia de monitoreo biológico de exposición para la prevención de riesgos profesionales a la salud humana, muchas aún son las incógnitas y problemas asociados. Un ejemplo típico es la imposibilidad hasta el momento de establecer niveles de acción biológica para diferentes compuestos de un mismo elemento químico. Para sustancias que se absorben significativamente a través de la piel sólo es posible hasta el presente deducir los niveles de acción biológica correspondientes de los límites de exposición ocupacional como si la exposición solamente se produjese por vía inhalatoria, asumiendo el criterio bastante pragmático y subjetivo de las llamadas *buenas prácticas de trabajo*.

De manera general, y por todo lo anteriormente expuesto, puede concluirse que el monitoreo biológico de exposición debe considerarse como un complemento del ambiental y realizarse básicamente cuando ofrezca determinadas ventajas sobre el uso aislado de éste. Su utilización puede relacionarse con la comprobación de la efectividad del muestreo del aire y de la aplicación de medidas y medios de protección individual. También puede emplearse en la

determinación del grado de absorción de los contaminantes por las vías dérmica y gastrointestinal o para la detección de exposición extralaboral. La existencia de un nivel de acción para un biomarcador no indica necesariamente que siempre tenga que efectuarse el monitoreo biológico.

Cuando se interpretan los resultados del muestreo mediante indicadores biológicos de exposición hay que tomar en consideración las diferencias inter e intraindividuales que puedan tener lugar en las concentraciones en los biomedios correspondientes, aun en las mismas condiciones de exposición. Las diferencias surgen como consecuencia directa de las variaciones esperables de la ventilación pulmonar, hemodinámica, composición en el organismo, eficiencia de los órganos excretores y actividad enzimática que mediatiza el metabolismo de las sustancias nocivas. Los efectos de estas variaciones pueden reducirse significativamente, no obstante, mediante el muestreo múltiple o de grupo.

El monitoreo biológico puede confirmar los resultados del muestreo ambiental, pero ante discrepancias entre ambos, debe analizarse seriamente la situación de la exposición en su conjunto y encontrarse una explicación adecuada. Desviaciones positivas o negativas del resultado del muestreo biológico con relación al ambiental pueden ser debidas a multitud de factores, entre los que se encuentran los siguientes:

- Factores fisiológicos y de salud del trabajador:
 - Constitución del organismo
 - Ingestión de agua y grasas
 - Actividad de los sistemas enzimáticos
 - Composición de los fluidos biológicos
 - Sexo
 - Edad
 - Raza
 - Embarazo
 - Ingestión de medicamentos
 - Existencia de enfermedades u otras desviaciones de salud no relacionadas con la exposición
- Factores de exposición laboral:
 - Intensidad de la carga de trabajo
 - Fluctuaciones de la intensidad de la exposición

- Absorción cutánea y gastrointestinal
- Temperatura y humedad relativa del aire ambiental
- Coexposición a otros contaminantes
- Factores ambientales no inherentes a la ocupación:
 - Contaminantes comunitarios del aire atmosférico, agua y alimentos
- Factores relacionados con el estilo de vida del trabajador:
 - Actividades extralaborales
 - Higiene personal
 - Hábitos tóxicos (alcohol, tabaco, drogas, estimulantes, etc.)
 - Exposición a productos químicos en el hogar
- Factores metodológicos:
 - Formas incorrectas e inapropiadas de tomar las muestras biológicas
 - Contaminación o deterioro de las muestras analizadas
 - Errores inherentes a los métodos de ensayo aplicados

Las muestras biológicas no pueden tomarse arbitrariamente en cualquier momento. El momento de muestreo que se especifica para cada marcador biológico de exposición debe respetarse cuidadosamente, ya que la distribución y eliminación de las sustancias, su(s) metabolito(s) o los cambios orgánicos inducidos por la exposición son sucesos cinéticos. Por tanto, para que los niveles de acción biológica sean aplicables, es menester que el muestreo biológico se realice estrictamente de la forma en que se indica.

Otro aspecto a destacar en el empleo de los niveles de acción biológica es la necesidad del establecimiento de un programa específico de control y aseguramiento de la calidad de los ensayos, con el objetivo básico de minimizar los errores analíticos y sesgos en los resultados.

Como los indicadores biológicos y los tipos de muestras a utilizar pueden ser muy variados para una misma sustancia nociva, es importante que el profesional que realiza la evaluación higiénico ambiental conozca con profundidad las características y posibilidades de cada procedimiento.

Cuando la concentración de la sustancia a determinar en el biomedio cambia rápidamente o cuando se produce un proceso de

acumulación, el momento específico y la forma de la toma de la muestra pueden llegar a ser críticos. Por consiguiente, deben observarse cuidadosamente las indicaciones particulares al respecto.

En la tabla 16 se exponen los valores de los niveles de acción biológica que se recomiendan internacionalmente con más énfasis para el control de la exposición laboral a diversas sustancias nocivas.

Tabla 16. Niveles de acción biológica recomendados para la evaluación y control de la exposición ocupacional a diversas sustancias nocivas

| Sustancia nociva | Biomarcador | Niveles de acción biológica | | Momento del muestreo |
|---|--|-----------------------------|---------------------|----------------------|
| | | BEI (ACGIH) | BAT (DFG) | |
| Acetona | Acetona en orina | 100 mg/L | | FJ |
| Alcohol metílico | Alcohol metílico en orina | 15 mg/L | 30 mg/L | FJ |
| | p-aminofenol total en orina | 50 mg/g creatinina | | FJ |
| Anilina | Metahemoglobina en sangre | 1,5 % de hemoglobina | | DJ o FJ |
| | Anilina libre en orina | | 1 mg/L | FJ |
| Arsénico y compuestos solubles (incluida la arsina) | Metabolitos del arsénico inorgánico en orina | 50 µg/g creatinina | | FS |
| Benceno | Ácido S-fenilmercaptúrico en orina | 25 µg/g creatinina | | FJ |
| Cadmio y compuestos inorgánicos | Cadmio en orina | 5 µg/g creatinina | 15 µg/L | NC |
| | Cadmio en sangre | 5 µg/L | 1,5 µg/dL | NC |
| Clorobenceno | 4-clorocatecol total en orina | 150 mg/g creatinina | 300 mg/g creatinina | FJ |
| | p-clorofenol total en orina | 25 mg/g creatinina | | FJ |
| Cobalto | Cobalto en orina | 15 µg/L | | FJ o FS |
| | Cobalto en sangre | 1 µg/L | | FJ o FS |
| Cromo (VI) (compuestos solubles en agua) | Cromo total en orina | 10 µg/g creatinina | | DJ |
| | | 30 µg/g creatinina | | FJFS |
| N,N-dimetilacetamida | N-metilacetamida en orina | 30 mg/g creatinina | | FJFS |
| N,N-dimetilformamida | N-metilformamida en orina | 40 mg/g creatinina | | FJ |
| Disulfuro de carbono | Ácido 2-tiotiazolidina-4-carboxílico (TTCA) en orina | 5 mg/g creatinina | 8 mg/L | FJ |

| Sustancia nociva | Biomarcador | Niveles de acción biológica | | Momento del muestreo |
|---|--|--------------------------------|--------------------------------|----------------------|
| | | BEI (ACGIH) | BAT (DFG) | |
| Estireno | Ácido mandélico en orina | 800 mg/g creatinina | 2 g/L | FJ |
| | | 300 mg/g creatinina | | CPJ |
| | Ácido fenilgloxílico en orina | 240 mg/g creatinina | | FJ |
| | | 100 mg/g creatinina | | CPJ |
| | Estireno en sangre venosa | 0,55 mg/L | | FJ |
| 0,02 mg/L | | | CPJ | |
| Etilbenceno | Ácido mandélico en orina | 1,5 g/g creatinina | 1,5 g/g creatinina | FJFS |
| 2-etoxietanol y acetato de 2-etoxietilo | Ácido 2-etoxiacético en orina | 100 mg/g creatinina | 50 mg/L | FJFS |
| Fenol | Fenol total en orina | 250 mg/g creatinina | 300 mg/L | FJ |
| Fluoruros | Fluoruros en orina | 3 mg/g creatinina | 4 mg/g creatinina | CJ |
| | | 10 mg/g creatinina | 7 mg/g | FJ |
| Furfural | Ácido furóico total en orina | 200 mg/g creatinina | | FJ |
| Halotano | Ácido trifluoroacético en sangre | | 0,25 mg/dL | FJFS |
| n-hexano | 2,5-hexanodiona en orina | 5 mg/g creatinina | | FJ |
| Inductores de metahemoglobina | Metahemoglobina en sangre | 1,5 % de hemoglobina | | DJ o FJ |
| | | 70 % del valor individual base | | AD |
| Inhibidores de la acetilcolinesterasa | Actividad acetilcolinesterásica en eritrocitos | | 70 % del valor individual base | JFS |
| | | | | |
| Mercurio inorgánico | Mercurio inorgánico total en orina | 35 µg/g creatinina | 200 µg/L | CJ |
| | Mercurio inorgánico total en sangre | 15 µg/L | 5 µg/dL | FJFS |
| Metilcloroformo | Metilcloroformo en aire exhalado final | 40 ppm | | CUJS |
| | Ácido tricloroacético en orina | 10 mg/L | | FS |
| | Tricloroetanol total en orina | 30 mg/L | | FJFS |
| | Tricloroetanol total en sangre | 1 mg/L | | FJFS |
| | Metilcloroformo en sangre | | 55 µg/dL | FJFS |
| Metiletiletona | Metiletiletona en orina | 2 mg/L | 5 mg/L | FJ |
| Metilisobutilcetona | Metilisobutilcetona en orina | 2 mg/L | 3,5 mg/L | FJ |

| Sustancia nociva | Biomarcador | Niveles de acción biológica | | Momento del muestreo |
|----------------------|--|--------------------------------|--------------------------------|----------------------|
| | | BEI (ACGIH) | BAT (DFG) | |
| Monóxido de carbono | Carboxihemoglobina en sangre | 3,5 % de hemoglobina | 5 % de hemoglobina | FJ |
| | Monóxido de carbono en aire exhalado final | 20 ppm | | FJ |
| Nitrobenceno | p-nitrofenol total en orina | 5 mg/g creatinina | | FJFS |
| | Metahemoglobina en sangre | 1,5 % de hemoglobina | | |
| Plomo | Plomo en sangre | 30 µg/dL | 70 µg/dL / 30 µg/dL | NC |
| | Ácido δ-aminolevulínico en orina | | 15 mg/L / 6 µg/L | |
| Paratión | p-nitrofenol en orina | 0,5 mg/g creatinina | 0,5 mg/L | FJ |
| | Actividad acetilcolinesterásica en eritrocitos | 70 % del valor individual base | 70 % del valor individual base | AD |
| Pentaclorofenol | Pentaclorofenol total en orina | 2 mg/g creatinina | | CUJS |
| | Pentaclorofenol libre en plasma | 5 mg/L | | FJ |
| Pentóxido de vanadio | Vanadio en sangre | 50 µg/g creatinina | | FJFS |
| Percloroetileno | Percloroetileno en aire exhalado final | 5 ppm | | CUJS |
| | Percloroetileno en sangre | 0,5 mg/L | | CUJS |
| Tolueno | Ácido tricloroacético en orina | 3,5 mg/L | | FJFS |
| | Ácido hipúrico en orina | 2,5 g/g creatinina | | FJ |
| | Tolueno en sangre venosa | 1 mg/L | 170 µg/dL | FJ |
| Tricloroetileno | Ácido tricloroacético en orina | 100 mg/g creatinina | 100 mg/L | FS |
| | Ácido tricloroacético y trcloroetanol en orina | 300 mg/g creatinina | | FJFS |
| | Tricloroetanol libre en sangre | 4 mg/L | 5 mg/L | FJFS |
| Xilenos | Ácido metilhipúrico en orina | 1,5 g/g creatinina | 2 g/L | FJ |
| | Xileno en sangre | | 1,5 mg/L | FJ |

- AD A discreción
- CJ Comienzo de la jornada
- CPJ Comienzo de la próxima jornada
- CUJS Comienzo de la última jornada de la semana
- DJ Durante la jornada
- FJ Final de la jornada

FJFS Fin de la jornada final de la semana
FS Final de la semana
NC No crítico

Bibliografía consultada

1. Aitio A. Biological monitoring today and tomorrow. *Sand J Work Environ Health* 1994;20:46-58.
2. American Conference of Governmental Industrial Hygienists. Threshold limit values for chemical and physical agents and biological exposure indices. Cincinnati (OH): ACGIH; 1997.
3. Angerer J, Schaller KH, editors. Analyses of hazardous substances in biological materials. Vol. 1. 2nd ed. Weinheim: VCH; 1992.
4. Angerer J, Schaller KH, editors. Analyses of hazardous substances in biological materials. Vol. 2. Weinheim: VCH; 1988.
5. Angerer J, Schaller KH, editors. Analyses of hazardous substances in biological materials. Vol. 3. Weinheim: VCH; 1991.
6. Anónimo. Reference values for the biological monitoring of trace elements in environmental and occupational health. Report of a panel discussion in Stockholm 25 May 1992. *Scand J Work Environ Health* 1993;19(Suppl 1):85-8.
7. Boogaard PJ, van Sijlter NJ. Suitability of S-phenyl mercapturic acid and trans-trans-muconic acid as biomarkers for exposure to low concentrations of benzene. *Environ Health Perspect*. 1996;104(Suppl 6):1151-7.
8. Brugnone F, Perbellini L, Giuliani C, Cerpelloni M, Soave M. Blood and urine concentrations of chemical pollutants in the general population. *Med Lab* 1994;85(5):370-89.
9. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Control de la calidad en laboratorios de toxicología industrial. Metepec: Organización Panamericana de la Salud; 1986.
10. Charykchiev DD. Diagnóstico de laboratorio de las enfermedades profesionales. Sofia: Medicina y Fisicultura; 1979.
11. Christensen JM. Human exposure to toxic metals: factors influencing interpretation of biomarkers results. *Sci Total Environ* 1995;166:89-135.
12. Díaz H, Ibarra EJ, Delgado O. Niveles habituales de arsénico en orina en la población no expuesta ocupacionalmente en Cuba. *Rev Cient de la Salud* 1989;2(1):19-22.
13. Duca P. Statistical aspects of estimation of reference limits. *Sci Tot Environ* 1992;120:155-71.
14. Elinder CG, Friberg L, Kjellström T, Nordberg G, Oberdoerster G.

- Biological monitoring of metals. Geneva: World Health Organization; 1994.
15. Evelo CTA, Henderson PTh. Biological effect monitoring. En: Proceedings of the 1991 EUROTOX Congress; September 1-4, 1991; Maastricht, The Netherlands; 1991, p. 268-77.
 16. Friberg L, Elinder CG. Biological monitoring of toxic metals. *Scand J Work Environ Health* 1993;19(Suppl 1):7-13.
 17. Gerhardsson L, Kazantzis G, Schütz A. Evaluation of selected publications on reference values for lead in blood. *Scand J Work Environ Health* 1996;22:325-31.
 18. Goldstein BD. The concept of biological markers in the field of risk assessment. *Stem Cells Dayt* 1995;13(Suppl 1):30-2.
 19. Gowans EMS, Petersen PH, Blaabjerg O, Hørder M. Analytical goals for the acceptance of common reference intervals for laboratories throughout a geographical area. *Scand J Clin Lab Invest* 1988;48:757-64.
 20. Henschler D, Lehnert G, editors. Biological exposure values for occupational toxicants and carcinogens: critical data evaluation for BAT and EKA values. Vol. 1. Weinheim: VCH; 1994.
 21. Henschler D, Lehnert G, editors. Biological exposure values for occupational toxicants and carcinogens: critical data evaluation for BAT and EKA values. Vol. 2. Weinheim: VCH; 1995.
 22. Holian A. Air toxics: biomarkers in environmental applications-overview and summary of recommendations. *Environ Health Perspect* 1996;104(Suppl 5):851-5.
 23. Hoet P, Hanfroid V. Biological monitoring: state of the art. *Occup Environ Med* 1997;54:361-6.
 24. Ibarra EJ, Alonso H, Chávez J, Aranda P, Álvarez A, Torrens E. La prueba de la yodacida y su relación con las concentraciones en el aire. *Rev Cub Hig Epid* 1982;20:257-61.
 25. Ibarra EJ, Aranda PP, Pérez ME, Díaz O. Absorción y eliminación de formaldehído en trabajadores expuestos en la industria. Informe final de investigación. La Habana: Instituto de Medicina del Trabajo; 1979.
 26. Ibarra EJ, Castellanos JA, González PJ, Ramírez R, Mayor J. Exposición mercurial femenina en clínicas estomatológicas de Ciudad de La Habana. *Rev Cubana Hig Epidemiol* 1992;30(2):101-8.
 27. Indulski JA, Lutz W. Biomarkers of neurotoxic effects induced by environmental chemicals. *Med Pr* 1996;47(4):383-91.
 28. Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo. Valores límites biológicos para el control de la exposición a metales. NTP-

109. España; 1984.
29. Lauwerys RR, Bernard A, Roels H, Buchet JP. Health risk assessment of long-term exposure to non-genotoxic chemicals: application of biological indices. *Toxicol Lett* 1995;77(1-3):39-44.
 30. Lauwerys RR, Hoet P. Industrial chemical exposure. Guidelines for biological monitoring. 2nd ed. Boca Raton: Lewis Publishers; 1993.
 31. Lehnert G, Schaller KH. Strategy of biological monitoring and setting of biological threshold limits (BAT values) in Germany (see comments). *Isr J Med Sci* 1995;31(9):549-57.
 32. Liroy PJ. Measurement methods for human exposure analysis. *Environ Health Perspect* 1995;103(Suppl 3):35-43.
 33. Lowry LK. Role of biomarkers of exposure in the assessment of health risks. *Toxicol Lett* 1995;77(1-3):31-8.
 34. Mikheev MI. Toward WHO-recommended occupational exposure limits. *Toxicol Lett* 1995;77(1-3):183-7.
 35. Mikheev MI, Lowry LK. WHO global project on biological monitoring of chemical exposure at the workplace. *Int Arch Occup Environ Health* 1996;68(6):387-8.
 36. Morisi G, Patriarca M, Menditto A. Quality control for trace elements in occupational and environmental medicine. *Ann Ist Super Sanita* 1995;31(2):245-54.
 37. Murthy LI, Halperin WE. Medical screening and biological monitoring: a guide to the literature for physicians. *J Occup Environ Med* 1995;37(2):170-84.
 38. Ness SA. Air monitoring for toxic exposures. An integrated approach. New York:: Van Nostrand Reinhold; 1991.
 39. Pirkle JL, Sampson EJ, Needham LL, Patterson DG, Ashley DL. Using biological monitoring to assess human exposure to priority toxicants. *Environ Health Perspect* 1995; 103(Suppl 3):45-8.
 40. Podolak M, Panasiuk L. Biological indicators for the assessment of human exposure to organophosphorous compounds. *Przegl Lek* 1997;54(10):719-22.
 41. Rappaport SM. Biological monitoring and standard setting in the USA: a critical appraisal. *Toxicol-Lett* 1995;77(1-3):171-82.
 42. Rappaport SM, Symansky E, Yager JW, Kupper LL. The relation between environmental monitoring and biological markers in exposure assessment. *Environ Health Perspect* 1995;103(Suppl 3):49-53.
 43. Rappaport SM. Biological monitoring and standard setting in the USA: a critical appraisal. *Toxicol Letters* 1995;77:171-82.

44. Saracci R. Comparing measurements of biomarkers with other measurements of exposure. *IARC Sci Publ* 1997;(142):303-12.
45. Schulte PA. Opportunities for the development and use of biomarkers. *Toxicol Letters* 1995;77:25-9.
46. Symington R, Ibarra EJ, Rojas D, Aranda PP, Pérez ME, Díaz O. Estudio sobre diversos indicadores biológicos de exposición a plomo y sus compuestos inorgánicos. *Rev Cub Hig Epid* 1979;17:283-99.
47. Symington R, Ibarra EJ, Rojas D, Padrón A, Aranda PP, Pérez ME, Díaz O. Determinación de los niveles normales de diversos indicadores biológicos de exposición a plomo en la población no expuesta de las provincias de La Habana y Ciudad de La Habana. *Rev Cub Hig Epid* 1979;17:219-24.
48. Thielmann K. Principios de metodología en bioquímica clínica. La Habana: Organismos; 1973.
49. Torres J, Viviente E. Concepto de normalidad biológica. Valores de referencia y niveles de decisión. *Med Seg Trab* 1986;33:130-3.
50. Vural N, Duydu Y. Biological monitoring of lead in workers exposed to tetraethyllead. *Sci Total Environ* 1995;8(4):318-29.
51. Ward JB, Henderson RE. Identification of needs in biomarker research. *Environ Health Perspect* 1996;104(Suppl 5):895-900.
52. WHO Regional Office for Europe. Guidelines for the use of biological markers in the assessment of human exposure to environmental factors: an integrative approach of epidemiology and toxicology. Papers presented at a WHO workshop. Cracow, Poland, 13-14 September 1993. Consultation. *Toxicology* 1995;101(1-2):1-10.
53. World Health Organization. Assessing human health risks of chemicals: derivation of guidance values for health-based exposure limits. *Environmental Health Criteria* 170. Geneva: WHO; 1994.
54. World Health Organization. Biological monitoring of chemical exposure in the workplace. Vol. 1. Geneva: WHO; 1996.
55. World Health Organization. Biological monitoring of chemical exposure in the workplace. Vol. 2. Geneva: WHO; 1996.
56. World Health Organization. Biomarkers and risk assessment: concepts and principles. *Environmental Health Criteria* 55. Geneva: WHO; 1993.
57. Younes M. The role of biomarkers in derivation of WHO-guidance values for air pollutants. *Toxicol Letters* 1995;77:189-90.

7. CONTROL DE LOS RIESGOS QUÍMICOS OCUPACIONALES

Como ha sido mostrado en los capítulos anteriores, la contaminación del aire por sustancias nocivas en la zona de trabajo puede traer como consecuencia directa el deterioro de la salud de los trabajadores si no se toman a tiempo las medidas de seguridad que eviten, por una parte, la generación y dispersión de los contaminantes en el aire, y por otra, la sobreexposición innecesaria y peligrosa de los trabajadores. Cuando se ha determinado y valorado ya la magnitud de la contaminación ambiental y de la exposición de los obreros, debe procederse entonces, de ser necesario, a la adopción de acciones y medidas que garanticen la disminución de las concentraciones de las sustancias nocivas en el aire por debajo de los límites admisibles de exposición establecidos por las normas sanitarias. En lo adelante mostraremos, de manera sintética y resumida, los métodos y procedimientos generales que más se utilizan en el control de estos factores químicos de riesgo profesional.

7.1 Descontaminación del aire del ambiente ocupacional

Los métodos clásicos generales que se utilizan habitualmente para reducir o eliminar totalmente la contaminación del aire de la zona de trabajo, son los que se describen a continuación:

7.1.1 Eliminación o reducción de los contaminantes en los sitios en que se originan

La eliminación o reducción de la contaminación en los lugares donde se origina, puede realizarse mediante los procedimientos siguientes:

- *Aseguramiento del establecimiento de las instalaciones higiénico sanitarias adecuadas en los proyectos de las obras industriales.* En el período en que se planea y proyecta la construcción de una nueva industria u otro tipo de centro de trabajo es el momento propicio en que se puede prevenir y evitar con mayor efectividad la posible contaminación futura del aire en los puestos de trabajo correspondientes. Por lo tanto, se deberán concebir e incluir en esta etapa en los proyectos las instalacio-

nes necesarias de seguridad para no permitir la diseminación de las sustancias nocivas que se van a utilizar, generar y(o) producir durante el proceso de trabajo. Por ejemplo, si es posible la generación de polvo por una maquinaria o en una actividad determinada, se deberán definir y proyectar los sistemas de extracción de aire apropiados y dejar espacios libres para la instalación de ductos de salida de los mismos.

En muchos tipos de operaciones industriales comunes, como el transporte de materiales pulverulentos, por ejemplo, es algo menos que imposible evitar la generación de polvo si en el propio diseño de los puntos de transferencia de los sistemas de correas transportadoras, en las instalaciones de las maquinarias y en la elección de los métodos de almacenamiento y transporte, no se han tomado las precauciones necesarias para reducir al mínimo los factores que contribuyan a su diseminación. La utilización de canales de deslizamiento en lugar de la caída libre del material reduce considerablemente la producción de polvo. Este tipo de medidas sólo es posible adoptarlo, por lo general, durante el proyecto de la instalación y no en una etapa posterior, ya que su readaptación resultaría posiblemente demasiado compleja y costosa, cuando no algo menos que imposible.

Otro aspecto importante a considerar en el diseño o proyecto de las edificaciones consiste en la construcción de locales de servicios sanitarios (inodoros, duchas, taquillas para el cambio de ropas de los trabajadores, etc.) y, sobre todo, en el aseguramiento del agua de reserva para garantizar el aseo apropiado de los mismos.

- *Sustitución de materiales y productos tóxicos por otros menos nocivos.* Este es uno de los métodos más eficaces para el control de los factores químicos de riesgo profesional, aunque no siempre es posible aplicarlo. Algunos casos típicos donde hasta el momento se ha podido realizar la sustitución son los siguientes:
 - En la fabricación de pinturas, el reemplazo de pigmentos que contienen plomo por litapón, óxido de titanio u otro(s) compuesto(s) menos tóxico(s).
 - En la fabricación de sombreros de fieltro, la sustitución del nitrato de mercurio (I) por peróxido de hidrógeno.

- En la fabricación de pegamentos para caucho, la sustitución de benceno por tolueno.
- En la limpieza de piezas metálicas, la utilización de chorros de municiones de acero o subproductos diversos de materiales de fundición en lugar de arena silícea.
- *Cambios en los procesos tecnológicos.* Mediante cambios en los procedimientos de trabajo puede disminuirse o eliminarse totalmente la contaminación del aire por una o varias sustancias nocivas. Como ejemplos se pueden mencionar la introducción de calefacción eléctrica en los crisoles de fundición y el control termostático en linotipos y otras maquinarias de imprenta para evitar el desprendimiento de aerosoles de plomo en grandes cantidades. Por otra parte, el transporte mecánico elimina la producción de polvo ambiental en el traslado de materiales finamente divididos. En general, la sustitución de métodos manuales por técnicas mecanizadas puede dar como resultado la eliminación o reducción de uno o más factores de riesgo.
- *Orden, limpieza y mantenimiento.* Una de las fórmulas más universales, efectivas y económicas para evitar y prevenir la contaminación del medio laboral es, sin lugar a dudas, el orden, la limpieza y el mantenimiento en los procesos de trabajo.

En particular en los procesos en que se genera polvo, las partículas suspendidas en el aire tienden a sedimentar de forma continua, pero la velocidad de sedimentación fluctúa en dependencia de las características del polvo y de las corrientes de aire circulantes. Estas últimas, junto con las vibraciones de las maquinarias, pueden redispersar el polvo sedimentado y aumentar significativamente la exposición real de los trabajadores. Estos inconvenientes pueden evitarse mediante la limpieza periódica de los pisos, paredes, ventanas y maquinarias con sistemas de aspiración adecuados (nunca por soplado).

Es importante también el mantenimiento sistemático de los equipos de trabajo y maquinarias para prevenir los escapes de contaminantes. La inspección periódica y sistemática de las máquinas evita la aparición de salideros y contribuye significativamente a la prevención del riesgo en los puestos de trabajo.

La disciplina laboral y tecnológica en lo que a orden, limpieza y mantenimiento se refiere es necesario verla como imprescindible no sólo desde el punto de vista de la higiene del trabajo, sino también desde el ángulo de la prevención de accidentes laborales. El desorden es causa común de muchos accidentes de trabajo, además de generador de interrupciones innecesarias y a veces costosas en los procesos productivos, independientemente de otras muchas consecuencias negativas que puede producir conjuntamente con la falta de limpieza y mantenimiento, entre ellas la poca productividad y eficiencia del propio trabajo.

7.1.2 Prevención de la dispersión de los contaminantes

La diseminación de las sustancias quimiotóxicas por toda la zona y áreas de trabajo se puede prevenir mediante alguno o algunos de los procedimientos siguientes:

- *Aislamiento de las fuentes generadoras de contaminantes.* Las operaciones o máquinas que liberan grandes cantidades de contaminantes requieren, en muchas ocasiones, de la atención de unos pocos operarios. Un método práctico y muy satisfactorio para evitar la dispersión de la contaminación en estos casos consiste en aislar estas operaciones o máquinas, con lo cual se limita el riesgo a unos pocos trabajadores que, de ser necesario, se pueden proteger por otros medios adecuados.

El aislamiento no tiene que ser sólo relativo al espacio, sino que también puede realizarse en el tiempo. Así, una operación altamente riesgosa que no se efectúa de manera continua durante las 24 horas del día, puede realizarse en las horas de ausencia del mayor número posible de obreros, por ejemplo, en el horario nocturno.

El método de aislamiento es útil especialmente en los casos en que es imposible emplear otros sistemas de control.

- *Hermetización del proceso o maquinaria.* Este método se relaciona de cierta forma con el de aislamiento; si no es posible aislar el proceso físicamente ni apartar al trabajador en térmi-

nos de distancia o tiempo, se puede en algunos casos encerrar la maquinaria, de manera que los materiales tóxicos no lleguen a ponerse en contacto con el trabajador. Esta técnica se utiliza generalmente en conjunción con la de ventilación local por extracción.

- *Humectación.* El uso de agua u otro líquido adecuado en las operaciones industriales que producen polvo puede dar buenos resultados desde el punto de vista de la prevención del riesgo. El líquido rociado en forma de aerosol finamente disperso es capaz de aglutinar las partículas de polvo suspendidas en el aire y precipitarlas rápidamente. Además, el polvo sedimentado no puede redispersarse después de mojados los pisos, evitando de esta forma la aparición de una fuente secundaria de generación de contaminación.

Sin embargo, la aplicación de este método de humectación está limitada a un número significativamente pequeño de operaciones. Presenta, además, el inconveniente de que el proceso de humedecimiento de los materiales no se hace a veces de forma completa, el líquido se volatiliza rápido y el contaminante vuelve a dispersarse. Es por ello necesario conjugar este procedimiento con el de limpieza sistemática de los locales de trabajo y maquinarias.

- *Sistemas de ventilación forzada*
 - *Ventilación local por extracción.* Por este método se encierra parcialmente la fuente de producción de contaminantes y se evacua el aire contaminado por medio de un sistema mecánico apropiado de extracción.

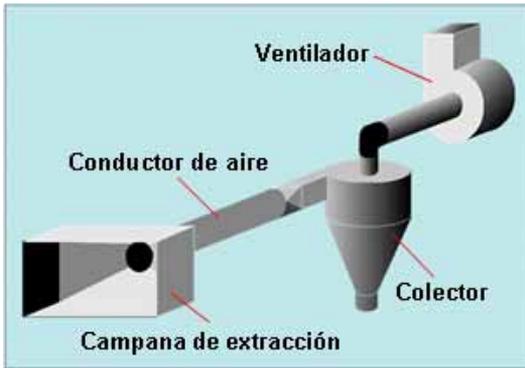
Todo sistema de ventilación local por extracción se compone de cuatro partes fundamentales, que son: la campana de extracción, el conducto de aire, el colector y el ventilador (figura 56).

La ventilación local por extracción debe ser utilizada, generalmente, sólo en los casos siguientes:

- Cuando el contaminante es muy tóxico.

- Cuando se generan grandes cantidades de los contaminantes.
- Cuando el desprendimiento de las sustancias nocivas no es uniforme.

Figura 56. Componentes principales de un sistema de ventilación local por extracción



- *Ventilación general por dilución.* Este procedimiento tiene por objeto diluir el aire contaminado con una cantidad suficiente de aire puro para reducir las concentraciones ambientales del contaminante a cifras prácticamente inofensivas. La dilución del aire se efectúa, no obstante, de forma casi permanente, debido al movimiento constante del aire atmosférico en instalaciones abiertas, pero ni aun en estos casos es siempre suficiente, por lo que se requiere adicionalmente de la ventilación forzada. Estos sistemas de ventilación general por dilución pueden ser, por tanto, naturales (por ventanas, puertas, etc.) o artificiales (con ventiladores, inyectores de aire, etc.).

La ventilación por dilución del contaminante con aire puro es recomendable sólo en los casos siguientes:

- Cuando las cantidades generadas de los contaminantes son relativamente pequeñas.
- Cuando la toxicidad del agente químico no es alta.

- Cuando los agentes están presentes en el aire específicamente en forma gaseosa.
- Cuando los contaminantes son sustancias combustibles y se encuentran en concentraciones relativamente bajas.

7.2 Prevención de la exposición de los trabajadores

Cuando en las áreas de trabajo es imposible disminuir las concentraciones de las sustancias nocivas en el aire hasta niveles inferiores a los admisibles, es necesario, al menos, proteger adecuadamente a los trabajadores expuestos. Para ello se pueden adoptar las medidas siguientes:

- *Modificación de los equipos de trabajo.* Con frecuencia se pueden llevar a efecto algunas modificaciones en los equipos de operación de manera tal que el obrero no quede expuesto directamente a los contaminantes. Así, por ejemplo, en el caso de la manipulación de sustancias radioactivas o de materiales calientes, el empleo de pinzas especiales protegerá adecuadamente a los operarios.
- *Educación sanitaria y entrenamiento del personal.* Es indispensable educar y capacitar al personal que labora con productos químicos para transmitirle debidamente los conocimientos necesarios sobre los riesgos y consecuencias a que está sometido, las medidas de control correspondientes y los motivos por los cuales son necesario utilizarlas. La campaña educativa puede realizarse mediante conferencias, charlas, etc., y debe realizarse de forma sistemática.
- *Equipos de protección individual.* Aún cuando se puedan controlar prácticamente todas las operaciones riesgosas por algunos de los métodos mencionados con anterioridad, es frecuente no poder justificar el costo de la instalación de los medios de control, especialmente si la exposición de los trabajadores es intermitente o limitada a un número pequeño de obreros. Entonces se puede recurrir a equipos de protección individual tales como respiradores o mascarillas para proteger las vías respiratorias, etc. Por supuesto, estos equipos no deben utilizarse como sustitutos de las otras medidas de control, sino como complemento de las mismas.

El mantenimiento correcto de los medios de protección individual no solamente ayuda a reducir la exposición, sino que también reduce su propio costo como consecuencia de la mejor conservación y duración de los mismos.

Es importante decir y recalcar finalmente que cuando se hace necesario utilizar medios de protección individual, es imprescindible también controlar sistemáticamente su uso adecuado entre los trabajadores y el mantenimiento periódico que se les dé, ya que suele ocurrir con cierta frecuencia que, o bien no se estén utilizando adecuadamente, o bien estén defectuosos o vencidos, y, en ambos casos, es totalmente falsa la protección que supuestamente deben suministrar al trabajador.

Bibliografía consultada

1. American Conference of Governmental Industrial Hygienists. Industrial ventilation. 21ª ed. Cincinnati (OH): ACGIH; 1992.
2. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Guía de saneamiento básico industrial. México: Instituto Mexicano del Seguro Social; 1987.
3. Clayton GD, Clayton FE. Patty's industrial hygiene and toxicology. 3ª ed. New York: John Wiley & Sons; 1978.
4. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Niveles límite admisibles de las sustancias nocivas. NC 19-01-63. República de Cuba; 1991.
5. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Medios de protección de los trabajadores. Requisitos generales y clasificación. NC 19-04-01. República de Cuba; 1979.
6. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Organización de la capacitación de los trabajadores sobre protección e higiene del trabajo. Principios generales. NC 19-00-04. República de Cuba; 1981.
7. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Saneamiento básico en entidades laborales. Requisitos generales. NC 19-00-06. República de Cuba; 1987.
8. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Sistemas de ventilación. Requisitos generales de seguridad. NC 19-04-13. República de Cuba; 1982.
9. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Sistemas de ventilación natural. Requisitos generales. NC 19-05-02. República de Cuba; 1986.

10. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Sustancias nocivas. Clasificación y requisitos generales de seguridad. NC 19-01-02. República de Cuba; 1985.
11. Ducke G. Staub inder Arbeitsumwett. Berlin: Verlag Tribüne Berlin; 1980.
12. Gordon GM, Peisajov IL. Captación de polvos y purificación de gases en la metalurgia de metales no ferrosos. Moscú: MIR; 1977.
13. Instituto Nacional de Seguros. Contaminación por sustancias químicas y métodos de evaluación. San José: INS; 1997.
14. Laborda R, Velasco J. Valoración higiénica de contaminantes químicos en el medio laboral. San Sebastián: Asociación para la Prevención de Accidentes; 1996.
15. National Institute for Occupational Safety and Health. The industrial environment - its evaluation and control. Cincinnati (OH): US Department of Health, Education, and Welfare; 1973.
16. Universidad de Buenos Aires. Temas de Higiene del Trabajo. Introducción al estudio de la contaminación por partículas. Buenos Aires: Instituto de Ingeniería Sanitaria y Centro de Investigación de Ingeniería Ambiental; 1973.

**SEGUNDA PARTE. MÉTODOS DE ENSAYO DEL AIRE DE
LA ZONA DE TRABAJO**

CONSIDERACIONES GENERALES ACERCA DE LOS MÉTODOS DE ENSAYO

En la actualidad son muchos y muy diversos los métodos analíticos que se proponen y utilizan para determinar las concentraciones de las sustancias nocivas en el aire del ambiente ocupacional. La bibliografía internacional contemporánea al respecto es verdaderamente extensa. No obstante, no todos los métodos de ensayo que en ella se refieren tienen la misma aceptación, tomando en consideración que la documentación de que se dispone sobre los procesos de verificación o validación a que han sido sometidos, difiere significativamente.

En términos generales, los métodos químicos de ensayo se clasifican atendiendo al nivel de validación sufrida y a la información disponible correspondiente. Una de las clasificaciones más aceptadas en el presente, establece 9 categorías de métodos de ensayo, que son las siguientes:

- *Categoría 1:* Métodos validados externamente mediante ensayos colaborativos.
- *Categoría 2:* Métodos validados externamente, pero que se aplican para una nueva matriz o con un instrumento nuevo.
- *Categoría 3:* Métodos bien establecidos, pero no validados.
- *Categoría 4:* Métodos publicados en la bibliografía científica y con las características de ejecución más importantes establecidas.
- *Categoría 5:* Métodos publicados en la literatura científica sin que se presenten las características de ejecución correspondientes.
- *Categoría 6:* Métodos desarrollados internamente.

Es lógico, por tanto, suponer que la tendencia general sea a emplear sólo métodos comprendidos en la categoría 1. Sin embargo, en la práctica de la Química Sanitaria Ocupacional, para muchas de las técnicas que hoy se consideran internacional y oficial (u oficiosamente a veces) como de referencia, e independientemente de que hayan sufrido procesos de verificación o validación bastante amplios y muestren suficiente documentación técnica al respecto, dichos procesos no han concluido necesariamente con ensayos colaborativos como debieran corresponder.

En el presente, diversas organizaciones e instituciones, tanto internacionales como regionales y nacionales -todas de suficiente prestigio científico reconocido en el campo de la Salud y Seguridad en el Trabajo-, mantienen una actualización constante y sistemática en cuanto a los métodos químicos de ensayo del aire de la zona de trabajo que proponen y recomiendan como de referencia, indicando sus características específicas de ejecución. Estas organizaciones e instituciones, por lo general, presentan la documentación más reciente acerca de los mismos en forma impresa (libros, normas, manuales, etc.) y en formato electrónico (disquetes y CD ROM), pero varias de ellas lo hacen, además, a través de Internet, la red de redes, a fin de que pueda tener una mayor difusión y aceptación internacional, así como de posibilitar su búsqueda y acceso fácil e inmediato a los especialistas interesados. Los principales sitios Web que pueden ser consultados al respecto son los siguientes:

| Organización | Sitio Web |
|--|---|
| Organización Internacional de Estandarización (International Organization for Standardization, ISO) | http://www.iso.ch/ |
| Agencia de Protección Ambiental (Environmental Protection Agency, EPA) | http://www.epa.gov/Standards.html |
| Administración de Seguridad y Salud en el Trabajo de los EEUU (Occupational Safety and Health Administration, OSHA) | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Administración de Seguridad y Salud de Minas de los EEUU (Mine Safety and Health Administration, MSHA) | http://www.msha.gov |
| Asociación Americana de Pruebas y Materiales (American Society of Testing and Materials, ASTM) | http://www.astm.org/cgi-bin/SofCart.exe/STORE/store.htm?E+mystore |
| Buró Técnico Sindical Europeo de Salud y Seguridad (The European Trade Union Technical Bureau for Health and Safety, ETUTBHS) | http://www.etuc.org/tutb/uk/basedonnee.html |
| Instituto Nacional de Seguridad y Salud en el Trabajo de los EEUU (National Institute for Occupational Safety and Health, NIOSH) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |

Por otra parte, independientemente de que todo el que se dedica hoy, de una forma u otra, a la Química Sanitaria Ocupacional, debe conocer y manejar adecuadamente los métodos de ensayo más modernos y confiables, no es menos importante que se relacione también con aquellos otros métodos alternativos que posibiliten que las determinaciones puedan resultarle relativamente sencillas y econó-

micas, sobre todo si dispone sólo de recursos limitados para su ejecución. Muchos de los métodos y procedimientos alternativos que se desarrollan y proponen en la actualidad, muestran ventajas objetivas manifiestas que los hacen particularmente útiles, tomando en consideración que, además de ser suficientemente confiables, no requieren de equipamiento complejo y, por tanto, costoso. Nuestro país, y en particular la organización que se ocupa de la atención a la salud y seguridad de su población trabajadora, no puede darse siempre el lujo hoy de depender exclusivamente de tecnología de avanzada (aunque se proponga y luche por obtenerla y desarrollarla); tiene necesariamente y puede, por su alto potencial científico técnico humano de que dispone, buscar y encontrar vías alternativas más sencillas y económicas para lograr resultados iguales o, al menos, similares. Y esto es válido, seguramente, para otros países e instituciones que, como los nuestros, tienen recursos materiales y financieros limitados y poco acceso a la tecnología de punta que exhiben hoy solamente los países más desarrollados del planeta.

Tomando en consideración lo anteriormente expuesto, en esta Segunda Parte del libro se ofrece una batería de métodos químicos de ensayo para la determinación de las concentraciones de un grupo significativo de sustancias nocivas en el aire del ambiente laboral. La selección se efectúa considerando fundamentalmente, por una parte, los contaminantes químicos más importantes y frecuentes del medio ocupacional actual, y, por otra, los métodos y procedimientos, probados unos y desarrollados y(o) perfeccionados otros, del Instituto Nacional de Salud de los Trabajadores del Ministerio de Salud Pública de la República de Cuba, recomendados fundamentalmente por su relativa sencillez, economía y aplicabilidad en laboratorios con recursos mínimos de uso general. Un grupo importante de las técnicas que aquí se relacionan, son el fruto de la experiencia individual y colectiva de los especialistas del laboratorio de Química Sanitaria Ocupacional del INSAT. Su novedad radica básicamente en la concepción que se tuvo en cuenta para su desarrollo y a partir de los conocimientos y procedimientos más actualizados que, en el campo de la Química Analítica contemporánea, el mundo exhibe hoy. Las técnicas presentadas, todas, han sido suficientemente probadas y cumplen satisfactoriamente con los requerimientos generales de calidad que se establecen en la norma cubana NC 19-01-60:87 "SNPHT. Aire de la zona de traba-

jo. Determinación y evaluación de las concentraciones de las sustancias nocivas. Requisitos generales".

Los elementos esenciales comunes a los métodos de ensayo que se relacionan, son los siguientes:

- 1) Las muestras de aire se toman, a menos que se especifique otra cosa, utilizando los medios adecuados que respondan al sistema general de toma de muestras, consistente en un colector, un medidor de volumen o gasto de aire y un aparato de aspiración adecuado (véase la figura 10 en el Capítulo 4).
- 2) El colector de muestras para aerosoles sólidos (y algunos líquidos) consiste, a menos que se declare otro, de un portafiltro de material plástico o metálico (figura 57), en el que se coloca el filtro que corresponda.
- 3) En la toma de muestras de contaminantes gaseosos se pueden emplear dos tipos fundamentales de frascos absorbentes (figura 58). Cuando el volumen requerido de disolución de absorción es de 5 a 10 mL, se emplearán los del tipo 1, mientras que para volúmenes de hasta 5 mL se utilizarán los del tipo 2.

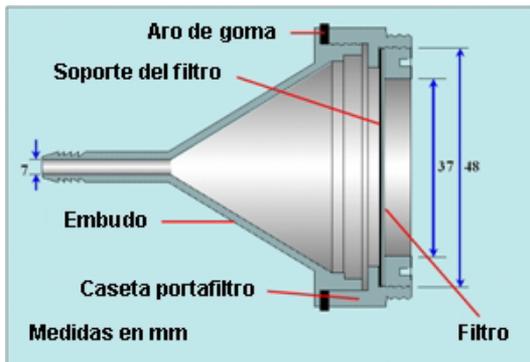
En los casos en que la toma de muestras de gases o vapores se realice con un sorbente sólido, se emplearán entonces tubos de captación activa del tipo descrito en la figura 59.

- 4) El gasto máximo de aire en la toma de muestras se especifica para cada método de ensayo particular. En cambio, el gasto mínimo, importante básicamente cuando se trata de contaminantes en forma de aerosoles y cuando la velocidad lineal del aire respecto al colector es significativamente diferente de cero, es necesario calcularlo en función del diámetro de la sección transversal de la entrada del colector y de la velocidad del aire exterior en el sentido de la aspiración. En el Anexo 3 del Complemento se refiere la metodología apropiada para el cálculo correspondiente.
- 5) El volumen mínimo necesario de aire para cada muestra se especifica en cada método analítico, y ha sido calculado asumiendo que las concentraciones de la sustancia nociva dada en el aire sean del orden del límite de exposición admisible (concentración máxima admisible o, en su defecto, concentración promedio admisible) que se establece en el Anexo 1 del Complemento.

- 6) La concentración de la sustancia nociva en el aire se calcula tomando en consideración el volumen analizado de aire referido previamente a las condiciones normalizadas de temperatura (20 °C) y presión (101,3 kPa). En el Anexo 4 del Complemento se establece un método práctico para los cálculos correspondientes.
- 7) Las concentraciones de las sustancias nocivas en el aire se expresan en mg/m³. No obstante, si se desea, pueden utilizarse otras unidades de medida. En el Anexo 5 del Complemento se ofrecen tablas para la interconversión de las unidades más importantes conocidas.
- 8) Para la realización de los ensayos de laboratorio, se deben emplear productos químicos analíticos de calidad p.a. o equivalente (véase el Anexo 8 del Complemento) y agua para análisis (véase su preparación y características en la norma cubana NC 21-01*).

Adicionalmente, y al final de la descripción de cada método de ensayo que se presenta en esta Segunda Parte del libro, se mencionan los métodos de referencia más importantes y actualizados que refieren diferentes agencias de las señaladas anteriormente (ISO, EPA, ASTM, OSHA y NIOSH, fundamentalmente), destacándose los sitios Web correspondientes en que pueden ser localizados en Internet.

Figura 57. Portafiltro



* Comité Estatal de Normalización. Agua para análisis. NC 21-01. República de Cuba; 1973.

Figura 58. Frascos absorbedores

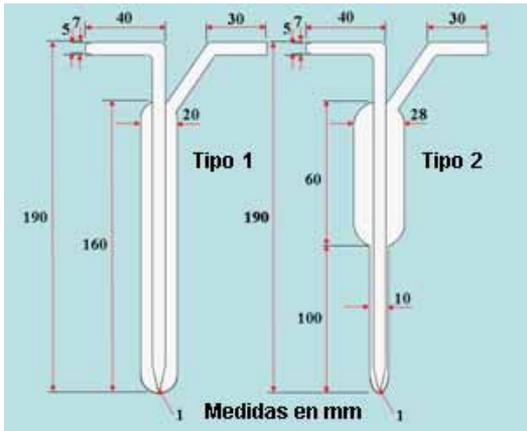
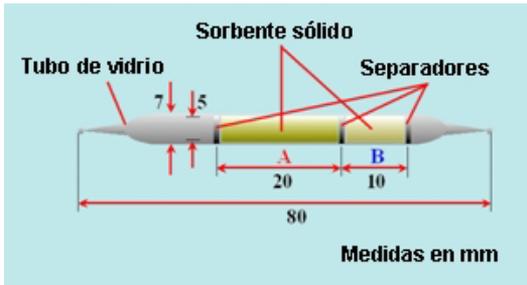


Figura 59. Tubo de captación activa



MÉTODOS DE ENSAYO ESPECÍFICOS

Aceites minerales de petróleo

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de los aceites minerales sobre un filtro de PVC, su disolución con ácido acético glacial y la formación de una emulsión al diluirla con agua. La intensidad de la turbiedad formada es proporcional al contenido del aceite mineral en la muestra y se determina por comparación nefelométrica visual con una escala de referencia.

Sensibilidad: 50 µg de aceite mineral en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Ácido acético glacial*
- *Disolución del aceite mineral.* Se adicionan 10 mL de ácido acético glacial en un matraz de un trazo de 50 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añade 0,05 mL del aceite mineral específico, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con ácido acético glacial. La masa de aceite mineral se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.
- *Disolución de referencia del aceite mineral, 200 µg/mL.* Se prepara en el momento del análisis diluyendo convenientemente la disolución anterior con ácido acético glacial.

Toma de las muestras:

- *Colector:* portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire:* 0,5 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 20 L

Procedimiento analítico: El filtro se extrae cuidadosamente del portafiltro, se coloca en un vaso de precipitados y se lava con dos porciones de 2 mL cada una de ácido acético glacial, transfiriéndose las porciones de lavado a un tubo para ensayo. Para el análisis se toma hasta 2 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 2 mL, se completa con ácido acético glacial.

A la porción de ensayo se le añaden 2 mL de agua, se agita y se deja reposar durante 5 min. La turbiedad de la muestra se compara visualmente con la de la escala de referencia sobre fondo negro.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia del aceite mineral, 200 µg/mL | Ácido acético | Contenido del aceite mineral |
|---------------------------|--|---------------|------------------------------|
| | mL | mL | µg |
| 0 (*) | 0 | 2 | 0 |
| 1 | 0,25 | 1,75 | 50 |
| 2 | 0,5 | 1,5 | 100 |
| 3 | 1 | 1 | 200 |
| 4 | 1,5 | 0,5 | 300 |
| 5 | 2 | 0 | 400 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración del aceite mineral de petróleo en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- a contenido del aceite mineral en el volumen analizado de disolución (µg)
- b volumen total de la disolución de la muestra (mL)
- c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------|------------------|----------------|---|
| Filtro de membrana | EIR | NIOSH 5026 (*) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Filtro de membrana | EIR | OSHA ID 178SG | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Filtro de membrana | EF | OSHA ID 128 | |

EIR Espectrofotometría infrarroja EF Espectrofluorimetría

Bibliografía consultada:

1. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de aceites minerales. NC 19-01-44. República de Cuba; 1984.
2. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
3. Peregud EA, Byjovskaia MS, Guernet EV. Métodos rápidos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Química; 1970.
4. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 5026. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
5. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Acetona

a) Método N° 1

Fundamento del método: El método se basa en la absorción de los vapores de acetona con disolución de hidróxido de potasio y su reacción posterior con disolución de yodo en medio alcalino. La intensidad de la turbiedad formada es proporcional al contenido de acetona en la muestra y se determina por comparación nefelométrica visual con una escala de referencia.

Sensibilidad: 10 µg de acetona en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Disoluciones de hidróxido de potasio*, 1,1 mol/L (60 g/L) (disolución de absorción) y 8,9 mol/L (500 g/L)
- *Disolución de yodo*, 0,05 mol/L
- *Disolución de acetona*. Se adicionan 10 mL de disolución de absorción en un matraz de un trazo de 25 mL y se pesa en

una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añaden dos o tres gotas de acetona, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con disolución de absorción. La masa de acetona se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.

- *Disolución de referencia de acetona*, 100 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo convenientemente la disolución anterior con disolución de absorción.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 10 mL cada uno de disolución de absorción (véase la figura 58).
- *Gasto máximo de aire*: 0,2 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 0,05 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 2 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 2 mL de la del segundo. Si se toma menos de 2 mL, se completa con disolución de absorción.

A las porciones de ensayo se les añaden 3 mL de disolución de hidróxido de potasio 8,9 mol/L y 2 mL de disolución de yodo, se agita y se deja reposar durante 10 min. Las turbiedades de las disoluciones de la muestra se comparan visualmente con las de la escala de referencia sobre fondo negro.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de acetona, 100 µg/mL mL | Disolución de absorción mL | Contenido de acetona µg |
|---------------------------|--|-------------------------------|----------------------------|
| 0 (*) | 0 | 2 | 0 |
| 1 | 0,1 | 1,9 | 10 |
| 2 | 0,2 | 1,8 | 20 |
| 3 | 0,4 | 1,6 | 40 |
| 4 | 0,6 | 1,4 | 60 |
| 5 | 0,8 | 1,2 | 80 |
| 6 | 1 | 1 | 100 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de acetona en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de acetona en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CLAR-DFUV | ASTM D 5197 | http://www.astm.org/cgi-bin/SofCart.exe/STORE/store.htm?E+mystore |
| Tubo con sorbente sólido | CG-EM | EPA 0030 | |
| Tubo con sorbente sólido | CLAR-DFUV | EPA TO-11A | http://www.epa.gov/Standards.html |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-17 | |
| Frasco absorbedor | CLAR-DFUV | EPA TO-5 | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | OSHA 69 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | NIOSH 1300 (4) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |

CLAR-DFUV Cromatografía líquida de alta resolución con detector fotométrico ultravioleta
 CG-EM Cromatografía gaseosa - espectrometría de masa
 CG-DILI Cromatografía gaseosa con detector de ionización de llama
 DT Desorción térmica

Bibliografía consultada:

1. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de acetona. NC 19-01-58. República de Cuba; 1987.
2. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Determinación de la concentración de acetona. BDS 3513. República Popular de Bulgaria; 1978.
3. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 2. Sofia: Técnica; 1981.
4. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 1300. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
5. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

b) Método N° 2

Fundamento del método: El método se basa en la absorción y reacción de los vapores de acetona con disolución de clorhidrato de hidroxilamina. La intensidad de la absorción de radiación ultravioleta del producto formado es proporcional al contenido de acetona en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 10 µg de acetona en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Disolución de clorhidrato de hidroxilamina*, 0,14 mol/L (10 g/L) (disolución de absorción)
- *Disolución de acetona*. Se adicionan 10 mL de disolución de absorción en un matraz de un trazo de 25 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añaden

dos o tres gotas de acetona, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con disolución de absorción. La masa de acetona se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.

- *Disolución de referencia de acetona*, 100 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo convenientemente la disolución anterior con disolución de absorción.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 10 mL cada uno de disolución de absorción (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire*: 0,3 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 0,02 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toma hasta 5 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de absorción.

La medición fotométrica de la intensidad de la absorción de radiación ultravioleta se realiza a 210 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de cuarzo de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de acetona, 100 µg/mL mL | Disolución de absorción mL | Contenido de acetona µg |
|---------------------------|--|-------------------------------|----------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 10 |
| 2 | 0,2 | 4,8 | 20 |
| 3 | 0,4 | 4,6 | 40 |
| 4 | 0,6 | 4,4 | 60 |
| 5 | 0,8 | 4,2 | 80 |
| 6 | 1 | 4 | 100 |

(*) Ensayo en blanco

Con las disoluciones de los tubos de la escala de referencia se procede directamente a la medición fotométrica como se describe para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de acetona en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de acetona en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. Simonov VA, Nejorosheva EV, Zavorovskaia NA. Análisis del aire en la elaboración de materiales poliméricos. Leningrado: Química; 1988.

Ácido acético

Fundamento del método: El método se basa en la absorción de los vapores de ácido acético con agua, su interacción con una mezcla de yoduro y yodato de potasio, donde se desprende yodo, y la reacción posterior de éste con N,N-dimetil-1,4-fenilendiamina. La intensidad de la coloración violeta formada es proporcional al con-

tenido de ácido acético en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de ácido acético en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Otros gases y vapores ácidos y alcalinos

Reactivos químicos:

- *Disolución de yodato de potasio*, 0,05 mol/L (10 g/L)
- *Disolución de yoduro de potasio*, 0,3 mol/L (50 g/L)
- *Disolución de clorhidrato de N,N-dimetil-1,4-fenilendiamina*, 1 mmol/L (0,2 g/L)
- *Disolución de ácido acético*. Se adicionan 10 mL de agua en un matraz de un trazo de 25 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añaden dos o tres gotas de ácido acético glacial, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con agua. La masa de ácido acético se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.
- *Disolución de referencia de ácido acético*, 100 µg/mL. Se prepara diluyendo convenientemente la disolución anterior con agua.
- *Disolución de referencia de ácido acético*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 10 mL cada uno de agua (véase la figura 58).
- *Gasto máximo de aire*: 0,5 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 0,4 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 5 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 5 mL, se completa con agua.

A las porciones de ensayo se les añade 1 mL de disolución de yodato de potasio y 0,5 mL de disolución de yoduro de potasio, se agita

y se deja reposar durante 10 min. Se adiciona después 0,5 mL de disolución de clorhidrato de N,N-dimetil-1,4- fenilendiamina, se agita de nuevo y se deja reposar durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza en un espectrofotómetro de absorción a 550 nm con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de ácido acético, 10 µg/mL mL | Agua mL | Contenido de ácido acético µg |
|---------------------------|---|------------|----------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 2 | 0,2 | 4,8 | 2 |
| 3 | 0,4 | 4,6 | 4 |
| 4 | 0,6 | 4,4 | 6 |
| 5 | 0,8 | 4,2 | 8 |
| 6 | 1 | 4 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de ácido acético en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de ácido acético en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-17 | http://www.epa.gov/Standards.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | NIOSH 1603 (1) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Tubo con sorbente sólido | CI o CG-DILI | OSHA ID 186SG | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |

CG-EM Cromatografía gaseosa - espectrometría de masa
CG-DILI Cromatografía gaseosa con detector de ionización de llama
CI Cromatografía iónica
DT Desorción térmica

Bibliografía consultada:

1. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 1603. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
2. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Ácido nítrico

Fundamento del método: El método se basa en la absorción de los vapores y aerosoles de ácido nítrico con disolución de hidróxido de sodio y su reacción posterior con ácido fenoldisulfónico. La intensidad de la coloración amarilla formada es proporcional al contenido de ácido nítrico en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de ácido nítrico en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Nitratos y nitritos

Reactivos químicos:

- *Disolución de amoníaco*, p.a.
- *Disolución de hidróxido de sodio*, 0,01 mol/L
- *Disolución de ácido fenoldisulfónico*. Se disuelven 12,5 g de fenol con 75 mL de ácido sulfúrico p.a., se enfría, se le añaden 37,5 mL de ácido sulfúrico fumante (con contenido de 15 % de trióxido de azufre) y se calienta en un baño de agua a ebullición durante 2 h. Se enfría y conserva en un frasco oscuro en refrigeración.
- *Disolución de referencia de ácido nítrico*, 100 µg/mL. Se disuelven 16,0 mg de nitrato de potasio con agua hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de ácido nítrico*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 10 mL cada uno de disolución de hidróxido de sodio (véase la figura 58).
- *Gasto máximo de aire*: 1 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 0,8 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 5 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de hidróxido de sodio.

Las porciones de ensayo se colocan en sendos vasos de precipitados y se evaporan a sequedad en un baño de agua a ebullición. Se adiciona entonces 0,5 mL de disolución de ácido fenoldisulfónico, se agita vigorosamente y se deja reposar durante 10 min. A continuación se añaden 2,5 mL de agua y 1,75 mL de disolución de amoníaco, esta última gota a gota y con agitación. Se mide el pH de la disolución con un papel indicador y se adiciona, si el pH no es evidentemente alcalino, algunas gotas adicionales de disolución de amoníaco, ajustando el volumen final a 5 mL con agua. Finalmente se agita y se deja reposar durante 10 min. La medición

fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza en un espectrofotómetro de absorción a 400 nm con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de ácido nítrico, 10 µg/mL mL | Disolución de hidróxido de sodio mL | Contenido de ácido nítrico µg |
|---------------------------|--|-------------------------------------|-------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 2 | 0,2 | 4,8 | 2 |
| 3 | 0,4 | 4,6 | 4 |
| 4 | 0,6 | 4,4 | 6 |
| 5 | 0,8 | 4,2 | 8 |
| 6 | 1 | 4 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los vasos de precipitado de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de ácido nítrico en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de ácido nítrico en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CI | OSHA ID 165SG | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Tubo con sorbente sólido | CI | NIOSH 7903 (2) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |

CI Cromatografía iónica

Bibliografía consultada:

1. Katz M. Methods of air sampling and analysis. Washington: Interdisciplinary Books & Periodicals; 1977.
2. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7903. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
3. Servicio Social de Higiene y Seguridad del Trabajo. Ácido nítrico en aire. ITB/494977. Barcelona: Instituto Territorial del SSHST de Barcelona; 1977.

Ácido sulfúrico

a) Método N° 1

Fundamento del método: El método se basa en la absorción de los aerosoles de ácido sulfúrico con disolución de hidróxido de sodio y la reacción posterior de los iones sulfato con cloruro de bario. La intensidad de la turbiedad formada es proporcional al contenido de ácido sulfúrico en la muestra y se determina por comparación nefelométrica visual con una escala de referencia.

Sensibilidad: 10 µg de ácido sulfúrico en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Sulfatos

Reactivos químicos:

- *Disolución de hidróxido de sodio*, 0,01 mol/L (0,4 g/L)
- *Disolución de ácido clorhídrico*, 1,2 mol/L (10 % v/v)
- *Disolución de cloruro de bario*, 0,5 mol/L (100 g/L)
- *Disolución de referencia de ácido sulfúrico*, 100 µg/mL. Se disuelven 17,8 mg de sulfato de potasio con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 10 mL cada uno de disolución de hidróxido de sodio. Las muestras se analizan en el día o se conservan en refrigeración durante no más de 48 h (véase la figura 58).
- *Gasto máximo de aire*: 1 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 40 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 5 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de hidróxido de sodio.

A las porciones de ensayo se les añaden 0,5 mL de disolución de ácido clorhídrico y 0,5 mL de disolución de cloruro de bario, se agita y se deja reposar durante 10 min. Las turbiedades de las disoluciones de la muestra se comparan visualmente con las de la escala de referencia sobre fondo negro.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de ácido sulfúrico, 100 µg/mL mL | Disolución de hidróxido de sodio mL | Contenido de ácido sulfúrico µg |
|---------------------------|---|-------------------------------------|---------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 10 |
| 2 | 0,2 | 4,8 | 20 |
| 3 | 0,3 | 4,7 | 30 |
| 4 | 0,4 | 4,6 | 40 |
| 5 | 0,5 | 4,5 | 50 |
| 6 | 0,6 | 4,4 | 60 |
| 7 | 0,7 | 4,3 | 70 |
| 8 | 0,8 | 4,2 | 80 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de ácido sulfúrico en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- a_1, a_2 contenidos de ácido sulfúrico en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)
- b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Filtro de poliestireno | CI | OSHA ID 113 | |
| Tubo con sorbente sólido | CI | OSHA ID 165SG | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Tubo con sorbente sólido | CI | NIOSH 7903 (4) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |

CI Cromatografía iónica

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina, Moscú, 1970.

2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de ácido sulfúrico. NC 19-01-26. República de Cuba; 1982.
3. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
4. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7903. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
5. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

b) Método N° 2

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de ácido sulfúrico sobre un filtro de PVC y su reacción posterior con una mezcla de yodato y yoduro de potasio, donde se desprende yodo. La intensidad de la coloración amarilla formada es proporcional al contenido de ácido sulfúrico en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 10 µg de ácido sulfúrico en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Alcohol etílico*, p.a.
- *Disolución de yodato de potasio*, 0,05 mol/L (10 g/L)
- *Disolución de yoduro de potasio*, 0,18 mol/L (30 g/L)
- *Disolución de referencia de ácido sulfúrico*, 1 mg/mL. Se prepara diluyendo 20,4 mL de disolución valorada de ácido sulfúrico 0,05 mol/L con agua hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de ácido sulfúrico*, 100 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector:* portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire:* 15 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 40 L

Procedimiento analítico: El filtro se extrae cuidadosamente del portafiltro y se coloca en un vaso de precipitados, se humedece con algunas gotas de alcohol etílico y se lava tres veces con porciones de 3 mL cada una de agua calentada previamente a ebullición. Las porciones de lavado se transfieren cuantitativamente a un cilindro graduado de 10 mL y se lleva a volumen con agua. Para el análisis se toma hasta 5 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 5 mL, se completa con agua.

A la porción de ensayo se le añaden 1 mL de disolución de yodato de potasio y 0,5 mL de disolución de yoduro de potasio, se agita vigorosamente y se deja reposar durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 400 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de ácido sulfúrico, 100 µg/mL mL | Agua mL | Contenido de ácido sulfúrico µg |
|---------------------------|--|------------|------------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 10 |
| 2 | 0,2 | 4,8 | 20 |
| 3 | 0,4 | 4,6 | 40 |
| 4 | 0,6 | 4,4 | 60 |
| 5 | 0,8 | 4,2 | 80 |
| 6 | 1 | 4 | 100 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de ácido sulfúrico en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- a contenido de ácido sulfúrico en el volumen analizado de disolución (μg)
- b volumen total de la disolución de la muestra (mL)
- c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. Comité Estatal para la Ciencia y el Progreso Técnico de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Métodos de determinación de la concentración de ácido sulfúrico. BDS 8555. República Popular de Bulgaria; 1982.

Acrilonitrilo

Fundamento del método: El método se basa en la absorción de los vapores de acrilonitrilo con disolución de ácido sulfúrico, su hidrólisis en medio alcalino con la consiguiente liberación de amoníaco y la reacción posterior de éste con el reactivo de Nessler. La intensidad de la coloración amarilla formada es proporcional al contenido de acrilonitrilo en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1,6 μg de acrilonitrilo en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Amoníaco, sulfuro de hidrógeno y formaldehído

Reactivos químicos:

- *Disolución de ácido sulfúrico*, 0,2 mol/L (1 % v/v)
- *Disolución de hidróxido de sodio*, 10 mol/L (400 g/L)
- *Disolución reactivo de Nessler*. Se disuelven 17 g de cloruro de mercurio (II) con 300 mL de agua (disolución I). En otro recipiente se disuelven 35 g de yoduro de potasio con 100 mL de agua y se le añade disolución I lentamente hasta la aparición de un precipitado rojo. En este momento se detiene la adición y se le añaden 600 mL de disolución de hidróxido de sodio 5 mol/L (200 g/L) y el resto de la disolución I. Se agita y se deja reposar en la oscuridad durante toda la noche. La disolución transparente se decanta a un frasco oscuro para su conservación. La disolución debe ser incolora o ligeramente amarilla.
- *Disolución de referencia de amoníaco*, 100 µg/mL. Se disuelven 31,4 mg de cloruro de amonio con agua hasta 100 mL. Esta disolución es estable durante dos meses.
- *Disolución de referencia de amoníaco*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.

Nota: Todos los reactivos químicos se preparan con agua libre de amoníaco (para su obtención, véase el método de ensayo N° 1 para amoníaco).

Toma de las muestras:

- *Colector:* dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 5 mL cada uno de disolución de ácido sulfúrico (véase la figura 58).
- *Gasto máximo de aire:* 0,2 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 0,5 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 3 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 3 mL de la del segundo. Si se toma menos de 3 mL, se completa con disolución de ácido sulfúrico.

A las porciones de ensayo se les añade 1 mL de disolución de hidróxido de sodio, se tapa inmediatamente con un tapón horadado

con una varilla de vidrio de 60 cm de longitud y 5 mm de diámetro interno y se coloca en una baño de agua a ebullición durante 10 min. Se enfría, se adiciona 0,5 mL de disolución reactivo de Nessler, se agita y se deja reposar durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 400 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| No. del tubo de referencia | Disolución de referencia de amoníaco, 10 µg/mL mL | Disolución de ácido sulfúrico mL | Contenido de acrilonitrilo µg |
|----------------------------|--|-------------------------------------|----------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 3 | 0 |
| 1 | 0,05 | 2,95 | 1,6 |
| 2 | 0,1 | 2,9 | 3,1 |
| 3 | 0,2 | 2,8 | 6,2 |
| 4 | 0,4 | 2,6 | 12,5 |
| 5 | 0,6 | 2,4 | 18,7 |
| 6 | 0,8 | 2,2 | 25 |
| 7 | 1 | 2 | 31,2 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de acrilonitrilo en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de acrilonitrilo en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

- c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CG-EM | EPA 0030 | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-EM | EPA 0031 | |
| Botella de gases | CG-EM | EPA TO-15A | http://www.epa.gov/Standards.html |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-17 | |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-2 | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | NIOSH 1604 (³) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmampub.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DNF | OSHA 37 | http://www.osha-slc.gov/dts/slitc/methods/toc.html |

CG-EM Cromatografía gaseosa - espectrometría de masa
 CG-DILI Cromatografía gaseosa con detector de ionización de llama
 DT Desorción térmica

Bibliografía consultada:

1. Comité Estatal para la Ciencia y el Progreso Técnico de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Determinación de la concentración de acrilonitrilo. BDS 9329. República Popular de Bulgaria; 1983.
2. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 2. Sofía: Técnica; 1981.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 1604. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

4. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Alcohol etílico

Fundamento del método: El método se basa en la absorción de los vapores de alcohol etílico con agua y su reacción posterior con disolución de dicromato de potasio en medio ácido. La intensidad de la coloración azul verdosa formada es proporcional al contenido de alcohol etílico en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,4 mg de alcohol etílico en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Otras sustancias oxidables en disolución ácida de dicromato de potasio.

Reactivos químicos:

- *Ácido sulfúrico*, p.a.
- *Disolución de dicromato de potasio*, 0,17 mol/L (49 g/L)
- *Disolución de alcohol etílico*. Se adicionan 10 mL de agua en un matraz de un trazo de 25 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añaden dos gotas de alcohol etílico absoluto, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con agua. La masa de alcohol etílico se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.
- *Disolución de referencia de alcohol etílico*, 2 mg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo convenientemente la disolución anterior con agua.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbentes de vidrio en serie con 5 mL cada uno de agua (véase la figura 58).
- *Gasto máximo de aire*: 0,2 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 0,7 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 2 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 2 mL de la del segundo. Si se toma menos de 2 mL, se completa con agua.

A las porciones de ensayo se les añaden 2 mL de ácido sulfúrico y 0,2 mL de disolución de dicromato de potasio, se agita y se deja reposar durante 15 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 590 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de alcohol etílico, 2 mg/mL mL | Agua mL | Contenido de alcohol etílico µg |
|---------------------------|---|---------|---------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 2 | 0 |
| 1 | 0,2 | 1,8 | 400 |
| 2 | 0,4 | 1,6 | 800 |
| 3 | 0,6 | 1,4 | 1200 |
| 4 | 0,8 | 1,2 | 1600 |
| 5 | 1 | 1 | 2000 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de alcohol etílico en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de alcohol etílico en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)

- b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
 c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
 V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | OSHA 07 | http://www.osha-slc.gov/dts/sitc/methods/toc.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | OSHA 100 | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | NIOSH 1400 (3) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |

CG-DILI Cromatografía gaseosa con detector de ionización de llama

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de alcohol etílico. NC 19-01-49. República de Cuba; 1985.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 1400. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
4. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Alcohol metílico

Fundamento del método: El método se basa en la absorción de los vapores de alcohol metílico con agua, su oxidación posterior a formaldehído con disolución de permanganato de potasio en medio ácido y la reacción correspondiente con ácido cromotrópico. La intensidad de la coloración violeta formada es proporcional al contenido de alcohol metílico en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 μg de alcohol metílico en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Fenoles, cresoles, acroleína, formaldehído, hidrocarburos aromáticos y dióxido de nitrógeno.

Reactivos químicos:

- *Ácido sulfúrico*, p.a.
- *Disolución de ácido sulfúrico*, 4,6 mol/L (25 % v/v)
- *Disolución de permanganato de potasio*, 0,01 mol/L (2 g/L)
- *Disolución de sulfito de sodio*, 0,04 mol/L (5 g/L)
- *Disolución de ácido cromotrópico* (sal disódica dihidratada), 0,05 mol/L (20 g/L). Se filtra si es necesario. Se prepara en el momento del análisis.
- *Disolución de alcohol metílico*. Se adicionan 10 mL de agua en un matraz de un trazo de 25 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg . Se añaden una o dos gotas de alcohol metílico, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con agua. La masa de alcohol metílico se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.
- *Disolución de referencia de alcohol metílico*, 10 mg/mL. Se diluye convenientemente la disolución anterior con agua. Se prepara en el momento del análisis.

Toma de las muestras:

- *Colector:* dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 10 mL cada uno de agua (véase la figura 58).

- Gasto máximo de aire: 0,25 L/min
- Volumen mínimo necesario de aire: 0,03 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 2,5 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 2,5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 2,5 mL, se completa con agua.

A las porciones de ensayo se les añaden 0,5 mL de disolución de ácido sulfúrico y 0,2 mL de disolución de permanganato de potasio, se agita y se deja reposar durante 5 min. Se adiciona posteriormente, gota a gota y agitando, disolución de sulfito de sodio hasta la decoloración total de la disolución, se añaden entonces 0,4 mL de disolución de ácido cromotrópico y 1,7 mL de ácido sulfúrico, se agita, se calienta en un baño de agua a ebullición durante 30 min y se deja enfriar a la temperatura ambiental. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 560 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de alcohol metílico, 10 µg/mL mL | Agua mL | Contenido de alcohol metílico µg |
|---------------------------|--|------------|-------------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 2,5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 2,4 | 1 |
| 2 | 0,2 | 2,3 | 2 |
| 3 | 0,4 | 2,1 | 4 |
| 4 | 0,6 | 1,9 | 6 |
| 5 | 0,8 | 1,7 | 8 |
| 6 | 1 | 1,5 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de alcohol metílico en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- a_1, a_2 contenidos de alcohol metílico en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)
- b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|---------------------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | OSHA 91 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | NIOSH 2000 ⁽³⁾ | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |

CG-DILI Cromatografía gaseosa con detector de ionización de llama

Bibliografía consultada:

1. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Determinación de la concentración de alcohol metílico. BDS 3357. República Popular de Bulgaria; 1980.
2. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 2. Sofia: Técnica; 1981.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 2000. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

4. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Amoníaco

a) Método N° 1

Fundamento del método: El método se basa en la absorción del amoníaco con disolución de ácido sulfúrico y su reacción posterior con reactivo de Nessler. La intensidad de la coloración formada es proporcional al contenido de amoníaco en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de amoníaco en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Sulfuro de hidrógeno y aldehídos

Reactivos químicos:

- *Disolución de ácido sulfúrico*, 0,005 mol/L (0,027 % v/v)
- *Disolución reactivo de Nessler*. Se disuelven 17 g de cloruro de mercurio (II) en 300 mL de agua (disolución I). En otro recipiente se disuelven 35 g de yoduro de potasio en 100 mL de agua y se le añade disolución I lentamente hasta la aparición de un precipitado rojo. En este momento se detiene la adición y se le añaden 600 mL de disolución de hidróxido de sodio 5 mol/L (200 g/L) y el resto de la disolución I. Se agita y se deja reposar en la oscuridad durante toda la noche. La disolución transparente se decanta a un frasco oscuro para su conservación. La disolución debe ser incolora o ligeramente amarilla.
- *Disolución de referencia de amoníaco*, 100 µg/mL. Se disuelven 31,4 mg de cloruro de amonio con agua hasta 100 mL. Esta disolución es estable durante dos meses.
- *Disolución de referencia de amoníaco*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior hasta 100 mL con agua.

Nota: Todos los reactivos químicos se preparan con agua libre de amoníaco, que se obtiene mediante adición de 5 mL de disolución de ácido sulfúrico 1,8 mol/L (10 % v/v) por cada litro de agua antes de la destilación correspondiente. Las primeras fracciones del destilado se prueban con disolución reactivo de Nessler hasta que el ensayo resulte negativo.

Toma de las muestras:

- *Colector:* dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 10 mL cada uno de disolución de ácido sulfúrico (véase la figura 58).
- *Gasto máximo de aire:* 0,5 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 0,2 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 5 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de ácido sulfúrico.

A las porciones de ensayo se les añade 0,5 mL de disolución reactivo de Nessler, se agita y se deja reposar durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 400 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de amoníaco, 10 µg/mL mL | Disolución de ácido sulfúrico mL | Contenido de amoníaco µg |
|---------------------------|--|-------------------------------------|-----------------------------|
| 0 (*) | | 5 | 0 |
| 1 | 0 | 4,9 | 1 |
| 2 | 0,1 | 4,8 | 2 |
| 3 | 0,2 | 4,6 | 4 |
| 4 | 0,4 | 4,4 | 6 |
| 5 | 0,6 | 4,2 | 8 |
| 6 | 0,8 | 4 | 10 |
| | 1 | | |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de amoníaco en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- a_1, a_2 contenidos de amoníaco en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)
- b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CI-DCE | OSHA ID 188 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Tubo con sorbente sólido | EAV | NIOSH 6015 (6) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Tubo con sorbente sólido | CI | NIOSH 6016 (7) | |

- CI-DCE Cromatografía iónica con detector de conductividad electrolítica
- CI Cromatografía iónica
- EAV Espectrofotometría de absorción visible

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité de Calidad, Normalización y Metrología del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire. Determinación de la concentración de amoníaco. BDS 8552. República Popular de Bulgaria; 1971.
3. Comité Estatal de Normalización, SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de amoníaco. NC 19-01-45. República de Cuba; 1984.
4. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
5. National Institute for Occupational Safety and Health NIOSH manual of analytical methods. 2nd ed. Vol. 1. Method N° P&CAM 205. Cincinnati: US Department of Health, Education, and Welfare; 1977.
6. National Institute for Occupational Safety and Health NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 6015. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
7. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 6016. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
8. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

b) Método N° 2

Fundamento del método: El método se basa en la retención cuantitativa del amoníaco del aire cuando éste pasa a través de un tubo de captación activa que contiene silicagel impregnada con ácido o-fosfórico. El amoníaco retenido se extrae con disolución de ácido sulfúrico y se hace interactuar con reactivo de Nessler. La intensidad de la coloración amarilla formada es proporcional al contenido de amoníaco en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de amoníaco en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Sulfuro de hidrógeno y aldehídos

Reactivos químicos:

- *Disolución de ácido sulfúrico*, 0,005 mol/L (0,027 % v/v)
- *Disolución reactivo de Nessler*. Se disuelven 17 g de cloruro de mercurio (II) en 300 mL de agua (disolución I). En otro recipiente se disuelven 35 g de yoduro de potasio en 100 mL de agua y se le añade disolución I lentamente hasta la aparición de un precipitado rojo. En este momento se detiene la adición y se le añaden 600 mL de disolución de hidróxido de sodio 5 mol/L (200 g/L) y el resto de la disolución I. Se agita y se deja reposar en la oscuridad durante toda la noche. La disolución transparente se decanta a un frasco oscuro para su conservación. La disolución debe ser incolora o ligeramente amarilla.
- *Disolución de referencia de amoníaco*, 100 µg/mL. Se disuelven 31,4 mg de cloruro de amonio con agua hasta 100 mL. Esta disolución es estable durante dos meses.
- *Disolución de referencia de amoníaco*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior hasta 100 mL con agua.
- *Silicagel impregnada con ácido o-fosfórico*. La impregnación se realiza sumergiendo la silicagel granulada (30-60 mesh) en disolución de ácido o-fosfórico 0,74 mol/L (5 % v/v) en alcohol metílico durante 2 min. Posteriormente se escurre el líquido sobrenadante en un embudo con placa de vidrio filtrante, se seca la silicagel impregnada mediante aplicación de vacío en el propio embudo en una atmósfera libre de toda posible contaminación amoniacal y se conserva después en una desecadora de vidrio.

Nota: Todos los reactivos químicos se preparan con agua libre de amoníaco, que se obtiene mediante adición de 5 mL de disolución de ácido sulfúrico 1,8 mol/L (10 % v/v) por cada litro de agua antes de la destilación correspondiente. Las primeras fracciones del destilado se prueban con disolución reactivo de Nessler hasta que el ensayo resulte negativo.

Toma de las muestras:

- *Colector:* tubo de captación activa con silicagel impregnada con ácido o-fosfórico (véase la figura 59)
- *Aparato de aspiración de aire:* bomba manual de aspiración (tipo Dräger)
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 0,2 L
- *Tiempo máximo de conservación de la muestra:* 10 días

Procedimiento analítico: Las secciones A y B del sorbente del tubo de captación activa se transfieren por separado a dos tubos para ensayo con tapa, se añaden en cada uno 10 mL de disolución de ácido sulfúrico, se agita mecánicamente durante 5 min y se centrifuga a 3 000 r/min durante 10 min. Para el análisis se toma hasta 5 mL de cada una de las disoluciones de la muestra y se completa, si es necesario, hasta 5 mL con disolución de ácido sulfúrico.

A las porciones de ensayo se les añade 0,5 mL de disolución reactivo de Nessler, se agita y se deja reposar durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 400 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de amoníaco, 10 µg/mL mL | Disolución de ácido sulfúrico mL | Contenido de amoníaco µg |
|---------------------------|---|----------------------------------|--------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 2 | 0,2 | 4,8 | 2 |
| 3 | 0,4 | 4,6 | 4 |
| 4 | 0,6 | 4,4 | 6 |
| 5 | 0,8 | 4,2 | 8 |
| 6 | 1 | 4 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos:

La concentración de amoníaco en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de amoníaco en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (μg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Observación: Se procederá al cálculo de la concentración siempre que el contenido de amoníaco hallado en la sección B sea no mayor que el 25 % del total. En el caso contrario no se garantiza que la retención del amoníaco en el tubo de captación activa haya sido suficientemente cuantitativa.

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de amoníaco. NC 19-01-45. República de Cuba; 1984.
2. Ibarra EJ, Aranda PP. Tubos de captación activa de amoníaco. Rev Cubana Hig Epidem 1991;29 (1):49-57.

c) Método N° 3

Fundamento del método: El método se basa en la difusión controlada del amoníaco gaseoso del aire a través de una membrana permeable de un dosímetro pasivo y su retención cuantitativa sobre un filtro de fibras de vidrio impregnado con ácido o-fosfórico. El amoníaco retenido se extrae con disolución de ácido sulfúrico y se hace interactuar con reactivo de Nessler. La intensidad de la coloración amarilla formada es proporcional al contenido de amoníaco en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de amoníaco en el volumen analizado de disolución.

Intervalo de aplicación: 10 - 125 mg/m³

Interferencias conocidas: Sulfuro de hidrógeno y aldehídos

Reactivos químicos:

- *Disolución de ácido sulfúrico*, 0,005 mol/L (0,027 % v/v)
- *Disolución reactivo de Nessler*. Se disuelven 17 g de cloruro de mercurio (II) en 300 mL de agua (disolución I). En otro recipiente se disuelven 35 g de yoduro de potasio en 100 mL de agua y se le añade disolución I lentamente hasta la aparición de un precipitado rojo. En este momento se detiene la adición y se le añaden 600 mL de disolución de hidróxido de sodio 5 mol/L (200 g/L) y el resto de la disolución I. Se agita y se deja reposar en la oscuridad durante toda la noche. La disolución transparente se decanta a un frasco oscuro para su conservación. La disolución debe ser incolora o ligeramente amarilla.
- *Disolución de referencia de amoníaco*, 100 µg/mL. Se disuelven 31,4 mg de cloruro de amonio con agua hasta 100 mL. Esta disolución es estable durante dos meses.
- *Disolución de referencia de amoníaco*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior hasta 100 mL con agua.
- *Filtros impregnados con ácido o-fosfórico*. Los filtros de fibras de vidrio (Millipore tipo AP o similares) se impregnan por in-

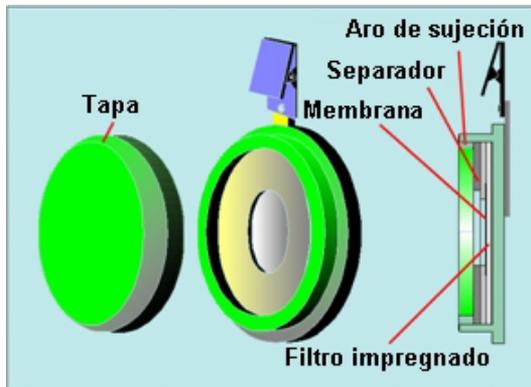
mersión en disolución de ácido o-fosfórico 0,74 mol/L (5 % v/v) en alcohol metílico durante algunos segundos y secado posterior al aire.

Nota: Todos los reactivos químicos se preparan con agua libre de amoníaco, que se obtiene mediante adición de 5 mL de disolución de ácido sulfúrico 1,8 mol/L (10 % v/v) por cada litro de agua antes de la destilación correspondiente. Las primeras fracciones del destilado se prueban con disolución reactivo de Nessler hasta que el ensayo resulte negativo.

Toma de las muestras:

- *Colector:* dosímetro pasivo (figura 60) con una membrana de silicona y un filtro impregnado con ácido o-fosfórico.
- *Tiempo de duración de la toma de muestra:* de 15 min a 8 h
- *Tiempo máximo de conservación de la muestra:* 10 días

Figura 60. Dosímetro pasivo para amoníaco (tipo I)



Procedimiento analítico:

El filtro se extrae del dosímetro y se coloca en un vaso de precipitados. Se añaden 10 mL de disolución de ácido sulfúrico, se agita vigorosamente con un agitador de vidrio y se decanta el líquido a un tubo para centrifugar. Se centrifuga entonces a 2 500 r/min durante 10 min. Para el análisis se toma hasta 5 mL de la disolución de la

muestra y se completa, si es necesario, hasta 5 mL con disolución de ácido sulfúrico.

A la porción de ensayo se le añade 0,5 mL de disolución reactivo de Nessler, se agita y se deja reposar durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza en un espectrofotómetro de absorción a 400 nm con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de amoníaco, 10 µg/mL mL | Disolución de ácido sulfúrico mL | Contenido de amoníaco µg |
|---------------------------|---|----------------------------------|--------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 2 | 0,2 | 4,8 | 2 |
| 3 | 0,4 | 4,6 | 4 |
| 4 | 0,6 | 4,4 | 6 |
| 5 | 0,8 | 4,2 | 8 |
| 6 | 1 | 4 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de amoníaco en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{74,135 \cdot m}{t} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- m contenido de amoníaco en la disolución de la muestra (µg)
- t tiempo de exposición del dosímetro a las condiciones ambientales dadas (min)

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de amoníaco. NC 19-01-45. República de Cuba; 1984.
2. Ibarra EJ, Aranda PP, Duarte O. Sistema de muestreo personal de amoníaco mediante dosimetría pasiva. Rev Cubana Hig Epidem 1987;25(3):245-52.

d) Método N° 4

Fundamento del método: El método se basa en la difusión controlada del amoníaco gaseoso del aire a través de un difusor poroso de un dosímetro pasivo y su reacción colorimétrica posterior sobre una tira de papel impregnada con tiocianato de hierro (III). La concentración de amoníaco en el aire se determina por la longitud decolorada de la tira reactiva y por el tiempo de exposición del dosímetro a las condiciones ambientales dadas.

Intervalo de aplicación: 10 - 100 mg/m³

Interferencias conocidas: Aminas alifáticas y óxido de etileno

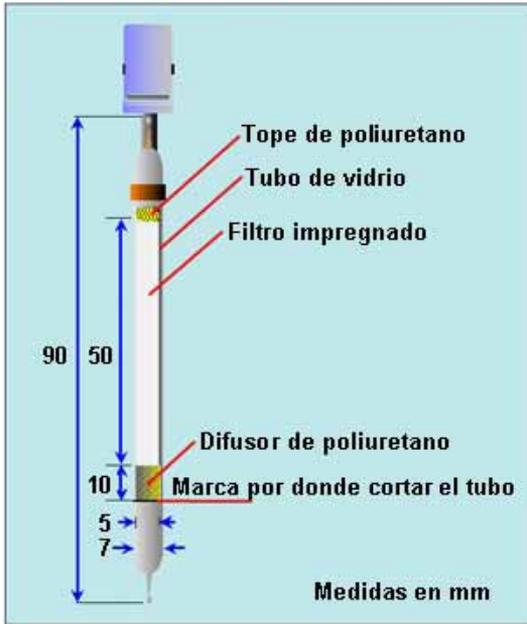
Toma de las muestras:

- *Colector:* dosímetro pasivo (figura 61) con una tira reactiva
- *Tiempo de duración de la toma de muestra:* de 15 min a 4 h

Reactivos químicos:

- *Tiras reactivas.* Las tiras de papel de filtro (Whatman N° 1) se impregnan por inmersión durante algunos segundos en una mezcla de 96 partes de disolución de tiocianato de potasio 4,1 mol/L (400 g/L) y 4 de disolución de sulfato de amonio y hierro (III) dodecahidratado 0,2 mol/L (100 g/L). El papel impregnado se seca al aire en una atmósfera libre de toda posible contaminación amoniaca y con una humedad relativa no mayor que 50 %. Las tiras reactivas se conservan en un frasco con tapa, cerrado herméticamente, y al abrigo de la luz.

Figura 61. Dosímetro pasivo para amoníaco (tipo 2)



Cálculos: La concentración de amoníaco en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{10h + h^2}{0,19 \cdot t} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- h longitud decolorada de la tira reactiva (mm)
- t tiempo de exposición del dosímetro a las condiciones ambientales dadas (min)

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. Ibarra EJ, González PJ, Duarte O, Anceáume T. Desarrollo de un dosímetro pasivo de tira reactiva para amoníaco. La Habana: Instituto de Medicina del Trabajo; 1991.
2. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.

Anilina

Fundamento del método: El método se basa en la absorción de los vapores de anilina con disolución de ácido clorhídrico, su diazotación con nitrito de sodio y la reacción posterior del benceno-diazonio obtenido con ácido 2-naftol-3,6-disulfónico. La intensidad de la coloración amarilla formada es proporcional al contenido de anilina en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de anilina en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Metilanilina, p-fenilendiamina, toluidina y otras aminas primarias aromáticas

Reactivos químicos:

- *Disolución de ácido clorhídrico*, 0,2 mol/L (1,7 % v/v)
- *Disolución de nitrito de sodio*, 0,5 mol/L (35 g/L)
- *Disolución de carbonato de sodio*, 0,9 mol/L (100 g/L)
- *Disolución de ácido 2-naftol-3,6-disulfónico* (sal disódica), 5 mmol/L (1,7 g/L) (disolución A). Se conserva protegida de la luz.
- *Disolución de ácido 2-naftol-3,6 disulfónico en disolución de carbonato de sodio* (disolución B). Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de disolución A con 140 mL de disolución de carbonato de sodio.
- *Disolución de anilina*. Se adicionan 10 mL de disolución de ácido clorhídrico en un matraz de un trazo de 50 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añaden entonces dos gotas de anilina (recién destilada), se pesa de nuevo y se lleva a volumen con disolución de ácido clor-

hídrico. La masa de anilina se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.

- *Disolución de referencia de anilina*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo convenientemente la disolución anterior con disolución de ácido clorhídrico.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 10 mL cada uno de disolución de ácido clorhídrico (véase la figura 58).
- *Gasto máximo de aire*: 1 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 1,3 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 5 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de ácido clorhídrico.

A las porciones de ensayo se les añade 1 mL de disolución de nitrito de sodio, se agita y se deja reposar durante 5 min. Se adicionan entonces 3 mL de disolución B, se agita de nuevo y se deja reposar durante 15 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 420 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de anilina, 10 µg/mL mL | Disolución de ácido clorhídrico mL | Contenido de anilina µg |
|---------------------------|--|------------------------------------|-------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 2 | 0,3 | 4,7 | 3 |
| 3 | 0,5 | 4,5 | 5 |
| 4 | 1 | 4 | 10 |
| 5 | 2 | 3 | 20 |
| 6 | 3 | 2 | 30 |
| 7 | 4 | 1 | 40 |
| 8 | 5 | 0 | 50 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos:

La concentración de anilina en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- a_1, a_2 contenidos de anilina en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)
- b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|---------------------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | OSHA CSI | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | NIOSH 2002 ⁽⁵⁾ | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Filtro impregnado | CG-DILI | NIOSH 2017 ⁽⁶⁾ | |
| Botella de gases | CG-EM | EPA TO-15A | |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-17 | http://www.epa.gov/Standards.html |

CG-DILI Cromatografía gaseosa con detector de ionización de llama
 CG-EM Cromatografía gaseosa - espectrometría de masa
 DT Desorción térmica

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité de Calidad, Normalización y Metrología del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire. Determinación de la concentración de anilina. BDS 2883. República Popular de Bulgaria; 1971.
3. Comité Estatal de Normalización, SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de anilina. NC 19-01-43. República de Cuba; 1984.
4. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol 2. Sofía: Técnica; 1981.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 2002. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
6. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 2017. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

Antimonio y sus compuestos inorgánicos (excepto estibina)

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de antimonio con un filtro de PVC, su disolución con ácido sulfúrico y la reacción posterior con yoduro de potasio en presencia de tiourea. La intensidad de la coloración amarilla formada es proporcional al contenido de antimonio en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 5 µg de antimonio en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Bismuto

Reactivos químicos:

- *Sulfato de potasio* (anhidro)
- *Ácido sulfúrico*, p.a. y disolución, 3,7 mol/L (20 % v/v)
- *Disolución de yoduro de potasio*, 1,8 mol/L (300 g/L)
- *Disolución de tiourea*, 0,13 mol/L (10 g/L)
- *Disolución de referencia de antimonio*, 100 µg/mL. Se disuelven 27,4 mg de tartrato de antimonio y potasio con disolución de ácido sulfúrico hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector*: portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57).
- *Gasto máximo de aire*: 20 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 200 L

Procedimiento analítico: El filtro se extrae del portafiltro y se coloca en un frasco cónico, se le añaden 8 mL de ácido sulfúrico y 2 g de sulfato de potasio y se calienta en una plancha eléctrica hasta la decoloración total de la disolución. Para evitar la evaporación, se coloca un embudo pequeño en la boca del frasco. Posteriormente se enfría a la temperatura ambiental y se transfiere la disolución a un matraz de un trazo de 50 mL con 10 mL de agua. El embudo y el frasco se lavan con porciones pequeñas de agua, que se transfieren cuantitativamente al matraz. Por último, se lleva a volumen con agua. Para el análisis se toman hasta 5 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de ácido sulfúrico.

A la porción de ensayo se le añaden 1 mL de disolución de yoduro de potasio y 1 mL de disolución de tiourea, se agita energicamente y se deja reposar durante 5 min. La medición fotométrica se realiza a 400 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de antimonio, 100 µg/mL mL | Disolución de ácido sulfúrico mL | Contenido de antimonio µg |
|---------------------------|---|----------------------------------|---------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,05 | 4,95 | 5 |
| 2 | 0,1 | 4,9 | 10 |
| 3 | 0,2 | 4,8 | 20 |
| 4 | 0,4 | 4,6 | 40 |
| 5 | 0,6 | 4,4 | 60 |
| 6 | 0,8 | 4,2 | 80 |
| 7 | 1 | 4 | 100 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de antimonio en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- a contenido de antimonio en el volumen analizado de disolución (µg)
- b volumen total de la disolución de la muestra (mL)
- c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------|------------------|---------------|---|
| Filtro de membrana | EAA o EEA | OSHA ID 121 | |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | OSHA ID 125G | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | OSHA ID 206 | |

- EAA Espectrofotometría de absorción atómica
- EEA Espectrofotometría de emisión atómica
- EEA-PIA Espectrofotometría de emisión atómica por plasma inductivamente acoplado

Bibliografía consultada:

1. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
2. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 2nd ed. Vol. 1. Method N° P & CAM 173. Cincinnati: US Department of Health, Education, and Welfare; 1977.

Arsénico y sus compuestos (excepto arsina)

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de arsénico sobre un filtro de PVC, su disolución con una mezcla ácida, la generación de arsina con yoduro de potasio, cloruro de estaño (II) y cinc metálico y la reacción de aquella con disolución de dietilditiocarbamato de plata en piridina. La intensidad de la coloración roja formada es proporcional al contenido de arsénico en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de arsénico en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Antimonio y sulfuro de hidrógeno (esta última interferencia se puede eliminar empleando algodón impregnado con acetato de plomo en el tubo de desprendimiento del aparato generador de arsina).

Reactivos químicos:

- *Ácido sulfúrico*, p.a.
- *Ácido nítrico*, p.a.
- *Ácido oxálico*
- *Cinc granulado* (0,3-1,5 mm de diámetro de grano) (exento de arsénico)
- *Disolución de peróxido de hidrógeno*, p.a.
- *Disoluciones de hidróxido de sodio*, 0,5 y 2,5 mol/L (20 y 100 g/L)
- *Disolución de yoduro de potasio*, 0,9 mol/L (150 g/L)

- *Disolución de cloruro de estaño (II)* (dihidratado), 1,8 mol/L (400 g/L) en ácido clorhídrico p.a.
- *Disolución de dietilditiocarbamato de plata*, 0,02 mol/L (5 g/L) en piridina. Esta disolución es estable durante tres meses en refrigeración y protegida de la luz.
- *Algodón impregnado con acetato de plomo (II)*. El algodón se embebe con disolución de acetato de plomo (II) trihidratado 0,3 mol/L (100 g/L), se escurre y se seca en una estufa eléctrica a 50 °C. El algodón impregnado seco se conserva en un frasco con tapa cerrado herméticamente.
- *Disolución de referencia de arsénico*, 100 µg/mL. Se disuelven 132,0 mg de trióxido de arsénico con 1 mL de disolución de hidróxido de sodio 2,5 mol/L y se diluye hasta 1 L con agua.
- *Disolución de referencia de arsénico*, 5 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 5 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector*: portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57).
- *Gasto máximo de aire*: 10 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 50 L

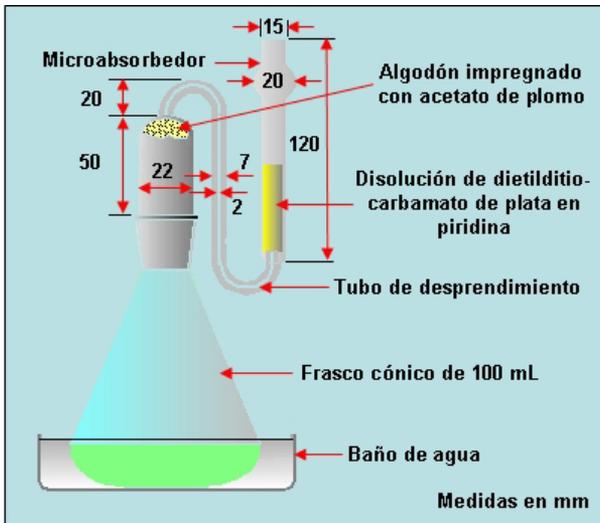
Procedimiento analítico: El filtro se extrae del portafiltro y se coloca en un frasco kjeldahl, se le añaden 15 mL de ácido nítrico y se calienta en un baño de agua a ebullición hasta que cese el desprendimiento de vapores de dióxido de nitrógeno. A continuación se añaden con precaución 5 mL de ácido sulfúrico y 10 mL de disolución de peróxido de hidrógeno, evitando salpicaduras. Si la disolución se oscurece, se interrumpe el calentamiento y se adiciona con cuidado y en pequeñas porciones mezcla de volúmenes iguales de ácido nítrico y disolución de peróxido de hidrógeno hasta la decoloración total. Se continúa el calentamiento hasta la aparición de humos blancos. La disolución se enfría a la temperatura ambiental, se le añaden 5 mL de agua y 0,5 g de ácido oxálico, se calienta de nuevo hasta que comiencen a aparecer los humos blancos, se deja reposar hasta que alcance la temperatura ambiental y se transfiere cuantitativamente el contenido del frasco a un matraz de un trazo de 100 mL, llevándose a volumen con agua.

Si en la muestra se encuentran presentes sólo compuestos solubles de arsénico, el filtro se coloca directamente en un vaso de precipitados, se le adicionan 50 mL de disolución de hidróxido de sodio 0,5 mol/L y se hierve durante 3 min. La disolución se decanta a un matraz de un trazo de 100 mL, el filtro se lava con pequeñas porciones de agua, que se transfieren también al matraz, y se lleva a volumen con agua.

Para el análisis se toman hasta 25 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 25 mL, se completa con agua.

La porción de ensayo se coloca en un frasco cónico del aparato generador de arsina (figura 62), se añaden 5 mL de ácido sulfúrico, 3 mL de disolución de yoduro de potasio y ocho gotas de disolución de cloruro de estaño (II). Se agita suavemente y se deja reposar durante 15 min. Mientras tanto, se prepara el aparato generador de arsina colocando un pedazo de algodón impregnado con acetato de plomo en el tubo de desprendimiento y 4 mL de disolución de dietilditiocarbamato de plata en el microabsorbedor.

Figura 62. Aparato generador de arsina



El frasco cónico se introduce en un baño de agua a la temperatura ambiental, se le añaden 3 g de cinc y se tapa rápidamente con la otra parte del aparato generador de arsina. El equipo se protege de la luz solar directa y se deja que ocurra la reacción durante 1 h. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada en la disolución piridínica se realiza a 533 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del frasco de referencia | Disolución de referencia de arsénico, 5 µg/mL mL | Contenido de arsénico µg |
|-----------------------------|---|-----------------------------|
| 0 (*) | 0 | 0 |
| 1 | 0,2 | 1 |
| 2 | 0,4 | 2 |
| 3 | 0,8 | 4 |
| 4 | 1,2 | 6 |
| 5 | 1,6 | 8 |
| 6 | 2 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los frascos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de arsénico en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- a contenido de arsénico en el volumen analizado de disolución (µg)
- b volumen total de la disolución de la muestra (mL)
- c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------|------------------|--------------------------------|---|
| Filtro de membrana | EEA-PIA | NIOSH 7300 (⁴) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Filtro de membrana | EAALI-GA | NIOSH 7900 (⁵) | |

EEA-PIA Espectrofotometría de emisión atómica por plasma inductivamente acoplado
EAALI-GA Espectrofotometría de absorción atómica con llama y generación de arsina

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de arsénico y sus compuestos. NC 19-01-37. República de Cuba; 1987.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 2nd ed. Vol. 1. Method N° P & CAM 140. Cincinnati: US Department of Health, Education, and Welfare; 1977.
4. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7300. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7900. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
6. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Arsina

Fundamento del método: El método se basa en la absorción y oxidación de la arsina con permanganato de potasio en medio sulfúrico y la reacción posterior con molibdato de amonio para formar un complejo coloreado. La intensidad de la coloración azul formada es

proporcional al contenido de arsina en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,5 µg de arsina en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Fosfina

Reactivos químicos:

- *Disolución de permanganato de potasio*, 0,02 mol/L (3 g/L)
- *Disolución de ácido sulfúrico*, 0,05 mol/L (0,3 % v/v)
- *Mezcla oxidante*. Se prepara en el momento del análisis mezclando volúmenes iguales de las disoluciones de permanganato de potasio y de ácido sulfúrico.
- *Disolución de peróxido de hidrógeno*, 1 mol/L (3 % v/v)
- *Disolución de ácido ascórbico*, 0,06 mol/L (10 g/L). Se prepara en el momento del análisis.
- *Disolución de molibdato de amonio*, Se disuelven 18,8 g de molibdato de amonio en un matraz de un trazo de 250 mL con 125 mL de agua, se le añaden lentamente y con agitación 80 mL de disolución de ácido sulfúrico 5 mol/L (27 % v/v) hasta disolución total y se lleva a volumen con agua.
- *Disolución de referencia de arsina*, 100 µg/mL. Se disuelven 37,6 mg de arseniato de sodio con agua hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de arsina*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbentes de vidrio en serie con 10 mL cada uno de mezcla oxidante (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire*: 1 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 1 L

Procedimiento analítico: Las disoluciones de los dos frascos absorbentes se transfieren cuantitativamente a una cápsula de porcelana y se calienta en un baño de agua a ebullición hasta que el volumen se reduzca aproximadamente a la mitad. El exceso de perman-

ganato de potasio se elimina añadiendo disolución de peróxido de hidrógeno, gota a gota, hasta la decoloración total, evitando un exceso. Entonces la disolución se evapora a sequedad en el baño de agua, se le adicionan 4 mL de agua y se evapora de nuevo a sequedad. El residuo seco se disuelve finalmente con 10 mL de agua. Para el análisis se toma hasta 5 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 5 mL, se completa con agua.

A la porción de ensayo se le añade 0,1 mL de disolución de molibdato de amonio, se agita y se deja reposar durante 10 min, se le adiciona 0,1 mL de disolución de ácido ascórbico, se agita enérgicamente y se deja reposar de nuevo durante 40 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 840 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de arsina, 10 µg/mL mL | Agua mL | Contenido de arsina µg |
|---------------------------|--|------------|---------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,05 | 4,95 | 0,5 |
| 2 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 3 | 0,2 | 4,8 | 2 |
| 4 | 0,4 | 4,6 | 4 |
| 5 | 0,6 | 4,4 | 6 |
| 6 | 0,8 | 4,2 | 8 |
| 7 | 1 | 4 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de arsina en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a contenido de arsina en el volumen analizado de disolución (µg)

- b volumen total de la disolución de la muestra (mL)
 c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)
 V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | EAA-HG | NIOSH 6001 (2) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Tubo con sorbente sólido | EAA-HG | OSHA CSI | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |

EAA-HG Espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito

Bibliografía consultada:

1. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
2. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 6001. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
3. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Benceno

Fundamento del método: El método se basa en la interacción de los vapores de benceno con una disolución de nitrato de amonio en medio sulfúrico, donde se forma dinitrobenceno, que reacciona posteriormente con hidróxido de sodio. El compuesto resultante se extrae con una mezcla de éter dietílico y acetona. La intensidad de la coloración formada en la fase orgánica es proporcional al contenido de benceno en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 2 µg de benceno en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Tolueno, xileno, nitrobenzeno, clorobenzeno y otros hidrocarburos aromáticos. Los acetatos de butilo y de amilo, la acetona y el alcohol butílico varían la tonalidad de la coloración en cantidades mayores que 2 mg en el volumen analizado de disolución.

Reactivos químicos:

- *Ácido sulfúrico*, p.a.
- *Acetona*
- *Éter dietílico*
- *Disolución de absorción*. Se disuelven 10 g de nitrato de amonio (secado a 80 C durante 2 horas) con 100 mL de ácido sulfúrico.
- *Mezcla de éter-acetona*. Se mezclan 30 mL de éter dietílico con 70 mL de acetona. Esta disolución se conserva en un frasco oscuro en refrigeración.
- *Disolución de hidróxido de sodio*, 10 mol/L (400 g/L)
- *Disolución de benceno*. Se adicionan 10 mL de disolución de absorción en un matraz de un trazo de 50 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añade una gota de benceno, se pesa de nuevo, se agita, se deja en reposo durante 5 h y se lleva a volumen con disolución de absorción. La masa de benceno se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.
- *Disolución de referencia de benceno*, 25 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo convenientemente la disolución anterior con disolución de absorción.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbentes de vidrio en serie con 2 mL cada uno de disolución de absorción (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire*: 0,2 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 3 L

Procedimiento analítico: Las disoluciones de los dos frascos absorbentes se transfieren cuantitativamente a un embudo de decantación con 16 mL de agua. Cada frasco se lava con 4 mL de agua y las porciones de lavado se vierten en el embudo. Se deja enfriar, se añaden 10 mL de éter dietílico, se agita durante 3 min y se deja re-

posar hasta la separación total de las fases, eliminándose la inferior (acuosa). La capa etérea se lava con 10 mL de agua por agitación durante 1 min.

Por el extremo superior del embudo de decantación se extraen 3 mL de la fase etérea, se colocan en un tubo para ensayo con 7 mL de acetona y se agita. Se añade entonces 1 mL de disolución de hidróxido de sodio, se agita vigorosamente durante 2 min y se deja reposar durante 20 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 570 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de la forma siguiente: En un embudo de decantación se vierten 12 mL de agua y 2 mL de disolución de referencia de benceno 25 µg/mL. Se adicionan entonces 10 mL de éter dietílico, se agita durante 3 min, se deja reposar hasta la separación de las fases, se decanta la inferior y la superior se lava con 10 mL de agua. Se elimina la capa acuosa y se trasvasa la etérea a un matraz de un trazo de 25 mL, llevando a volumen con acetona. La concentración de benceno en esta disolución (disolución A) es de 2 µg/mL. La escala de referencia se prepara a continuación y de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución A mL | Mezcla de éter-acetona mL | Contenido de benceno µg |
|---------------------------|-----------------|---------------------------|-------------------------|
| 0 (*) | 0 | 10 | 0 |
| 1 | 1 | 9 | 2 |
| 2 | 1,5 | 8,5 | 3 |
| 3 | 2 | 8 | 4 |
| 4 | 2,5 | 7,5 | 5 |
| 5 | 3,5 | 6,5 | 7 |
| 6 | 5 | 5 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de benceno en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- a* contenido de benceno en el volumen analizado de disolución (µg)
- b* volumen total de la disolución de la muestra (mL)
- c* volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)
- V*₀ volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|---------------------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CG-EM | EPA 0030 | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-EM | EPA 0031 | |
| Bolsa plástica | CG-EM | EPA 040 | |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-1 | http://www.epa.gov/Standards.html |
| Botella de gases | CG-DM | EPA TO-14A | |
| Botella de gases | CG-EM | EPA TO-15 | |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-17 | |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-2 | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | NIOSH 1500 ⁽⁴⁾ | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | NIOSH 1501 ⁽⁵⁾ | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Bolsa plástica | CG-DFI | NIOSH 3700 ⁽⁶⁾ | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | OSHA 12 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |

- CG-EM Cromatografía gaseosa - espectrometría de masa
- CG-DM Cromatografía gaseosa (cromatógrafo portátil) con detector múltiple
- CG-DILI Cromatografía gaseosa con detector de ionización de llama
- DT Desorción térmica

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.

2. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Determinación de la concentración de benceno BDS 2411. República Popular de Bulgaria; 1980.
3. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 2. Sofía: Técnica; 1981.
4. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 1500. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 1501. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
6. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 3700. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
7. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Cadmio y sus compuestos inorgánicos

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de cadmio con un filtro de PVC, su disolución con ácido clorhídrico y la reacción posterior de los iones de cadmio con bromobenzotiazol. El complejo formado se extrae con xileno. La intensidad de la coloración formada en la fase orgánica es proporcional al contenido de cadmio en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de cadmio en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Plata, cobre y níquel. La plata se elimina por adición de disolución de tiosulfato de sodio a la porción de ensayo, y el cobre y el níquel añadiendo disolución de sulfonazo III (véase el procedimiento analítico).

Reactivos químicos:

- *Xileno*
- *Disolución de ácido clorhídrico*, 0,06 mol/L (0,5 % v/v)
- *Disolución de tartrato de potasio y sodio* (tetrahidratado), 1,4 mol/L (400 g/L)
- *Disolución de tiosulfato de sodio*, 1,3 mol/L (200 g/L)
- *Disolución de sulfonazo III*, 6,4 mmol/L (5 g/L)
- *Disolución de bromobenzotiazol* [(6-bromobenzo-tiazol-2-azo-1')-2'-naftol), 4 g/L
- *Disolución de hidróxido de sodio*, 2,5 mol/L (100 g/L)
- *Disolución de referencia de cadmio*, 100 µg/mL. Se disuelven 21 mg de nitrato de cadmio tetrahidratado con disolución de ácido clorhídrico hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de cadmio*, 10 µg/mL. Se prepara diluyendo 10 mL de la disolución anterior con disolución de ácido clorhídrico hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector*: portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire*: 20 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 12,5 L

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se coloca en un vaso de precipitados y se lava con dos porciones de 5 mL cada una de disolución de ácido clorhídrico caliente. Las porciones de lavado se transfieren cuantitativamente a un cilindro graduado y se mide el volumen total. Para el análisis de toma hasta 4 mL de la disolución de la muestra y se coloca en un embudo de decantación. Si se toma menos de 4 mL, se completa con disolución de ácido clorhídrico.

A la porción de ensayo se le añaden 0,3 mL de disolución de tartrato de potasio y sodio, 4 mL de xileno, 0,2 mL de disolución de bromobenzotiazol y 1,5 mL de disolución de hidróxido de sodio, se agita durante 2 min y se deja reposar hasta la separación total de las fases. Si la muestra contiene plata, después de la adición de la disolución de tartrato de potasio y sodio se añade 0,2 mL de disolución de hidróxido de sodio y 0,5 mL de disolución de tiosulfato de sodio;

si la posible interferencia es de cobre y(o) níquel, antes de añadir el xileno se adiciona 0,1 mL de disolución de sulfonazo III.

La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada en la fase orgánica se realiza a 600 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del embudo de referencia | Disolución de referencia de cadmio, 10 µg/mL mL | Disolución de ácido clorhídrico mL | Contenido de cadmio µg |
|-----------------------------|---|------------------------------------|------------------------|
| 0 (*) | 0 | 4 | 0 |
| 1 | 0,1 | 3,9 | 1 |
| 2 | 0,2 | 3,8 | 2 |
| 3 | 0,4 | 3,6 | 4 |
| 4 | 0,6 | 3,4 | 6 |
| 5 | 0,8 | 3,2 | 8 |
| 6 | 1 | 3 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los embudos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de cadmio en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a contenido de cadmio en el volumen analizado de disolución (µg)

b volumen total de la disolución de la muestra (mL)

c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------|------------------|--------------------------------|---|
| Filtro de membrana | EAA-LI | NIOSH 7048 (²) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | NIOSH 7300 (³) | |
| Filtro de membrana | EAA | OSHA ID 189 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | OSHA 206 | |

EAA Espectrofotometría de absorción atómica
EAA-LI Espectrofotometría de absorción atómica con llama
EEA-PIA Espectrofotometría de emisión atómica por plasma inductivamente acoplado

Bibliografía consultada:

1. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
2. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7048. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7300. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

Cianuro de hidrógeno

Fundamento del método: El método se basa en la absorción del cianuro de hidrógeno con disolución de hidróxido de sodio y su reacción posterior con ácido pícrico en medio alcalino. La intensidad de la coloración formada es proporcional al contenido de cianuro de hidrógeno en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 2 µg de cianuro de hidrógeno en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Dióxido de azufre y sulfuro de hidrógeno

Reactivos químicos:

- *Disolución de hidróxido de sodio*, 0,05 mol/L (2 g/L)
- *Disolución valorada de nitrato de plata*, 0,1 mol/L
- *Disolución de carbonato de sodio*, 0,47 mol/L (50 g/L)
- *Disolución saturada de ácido pícrico*
- *Disolución de cianuro de hidrógeno*. Se disuelve 0,25 g de cianuro de potasio en un matraz de un trazo de 1 L con agua y se lleva a volumen. La concentración exacta de cianuro de hidrógeno se determina por valoración con disolución de nitrato de plata 0,1 mol/L. Esta disolución es estable durante tres días.

Valoración de la disolución de cianuro de hidrógeno: Se toman 50 mL de la disolución de cianuro de hidrógeno, se colocan en un frasco cónico de 150 mL y se valora con disolución de nitrato de plata 0,1 mol/L. Al inicio se forma un precipitado que desaparece rápidamente. El punto final se determina en el momento en que el precipitado deja de disolverse. La concentración de cianuro de hidrógeno en la disolución (C) se calcula entonces por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{54060 \cdot C_1 \cdot V_1}{V_2} \quad (\text{mg/mL})$$

donde:

- C_1 concentración de la disolución de nitrato de plata (mol/L)
- V_1 volumen de la disolución de nitrato de plata empleado en la valoración (mL)
- V_2 volumen analizado de la disolución de cianuro de hidrógeno (mL)

- *Disolución de referencia de cianuro de hidrógeno*, 50 $\mu\text{g/mL}$. Se diluye convenientemente la disolución anterior con disolución de hidróxido de sodio. Se prepara en el momento del análisis.

Toma de las muestras:

- *Colector:* dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 5 mL cada uno de disolución de hidróxido de sodio (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire:* 0,4 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 6,7 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado el volumen total o una alícuota de la disolución del primer frasco absorbedor y el volumen total de la del segundo. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de hidróxido de sodio.

A las porciones de ensayo se les añaden 1 mL de disolución de carbonato de sodio y 2 mL de disolución de ácido pícrico, se agita enérgicamente, se colocan los tubos en un baño de agua a 50-55 °C durante 5 min y se enfría a la temperatura ambiental. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 600 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de cianuro de hidrógeno, 50 µg/mL mL | Disolución de hidróxido de sodio mL | Contenido de cianuro de hidrógeno µg |
|---------------------------|---|-------------------------------------|--------------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,04 | 4,96 | 2 |
| 2 | 0,1 | 4,9 | 5 |
| 3 | 0,2 | 4,8 | 10 |
| 4 | 0,3 | 4,7 | 15 |
| 5 | 0,4 | 4,6 | 20 |
| 6 | 0,6 | 4,4 | 30 |
| 7 | 0,8 | 4,2 | 40 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de cianuro de hidrógeno en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de cianuro de hidrógeno en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|---------------------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | EAV | NIOSH 6010 ⁽⁵⁾ | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmapub.html |
| Frasco absorbedor | EIS | NIOSH 7904 ⁽⁶⁾ | |
| Frasco absorbedor | EIS | OSHA ID 120 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |

EAV Espectrofotometría de absorción visible
 EIS Electrodo de ión selectivo

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de cianuro de hidrógeno. NC 19-01-56. República de Cuba; 1986.
3. Comité Estatal para la Ciencia y el Progreso Técnico. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Determinación de la concentración de cianuro de hidrógeno. BDS 8557. República Popular de Bulgaria; 1981.

4. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 6010. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
6. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7904. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

Cinc y sus compuestos inorgánicos

Fundamento del método: El método se basa en la disolución de los aerosoles de cinc con ácido clorhídrico y su reacción posterior con diantipirilmethylmetano en presencia de tiocianato de amonio. La intensidad de la turbiedad formada es proporcional al contenido de cinc en la muestra y se determina por comparación nefelométrica visual con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de cinc en el volumen analizado de disolución

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Disolución de ácido clorhídrico*, 0,6 mol/L (5 % v/v)
- *Disolución de ácido L-ascórbico*, 0,06 mol/L (10 g/L)
- *Disolución de tiourea*, 0,7 mol/L (50 g/L)
- *Clorhidrato de diantipirilmethylmetano*. Se disuelven 5 g de antipirina en 5 mL de agua, se añade de 1 a 2 mL de ácido clorhídrico p.a. y de 1 a 2 mL de acetaldehído, y se calienta en un baño de agua a ebullición durante 30 min. Se enfría a la temperatura ambiental y se filtra en un embudo con placa de vidrio sinterizado. Los cristales se disuelven posteriormente en una porción pequeña de agua caliente, se recristaliza y los cristales se secan finalmente en una desecadora de vidrio con silicagel.

- *Disolución de clorhidrato de diantipirilmetilmetano.* Se disuelve 0,5 g de clorhidrato de diantipirilmetilmetano en 25 mL de alcohol etílico.
- *Disolución reactivo.* Se disuelven 3,04 g de tiocianato de amonio con 198 mL de agua y se le añaden, lentamente y con agitación, 2 mL de disolución de clorhidrato de diantipirilmetilmetano. Se filtra si es necesario. Esta disolución es estable durante siete días.
- *Disolución de referencia de cinc, 100 µg/mL.* Se disuelven 10 mg de cinc metálico en polvo con disolución de ácido clorhídrico hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de cinc, 10 µg/mL.* Se prepara diluyendo 10 mL de la disolución anterior con disolución de ácido clorhídrico hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector:* portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire:* 20 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 1 L

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se coloca en una cápsula de porcelana y se lava con tres porciones de 3 mL cada una de disolución de ácido clorhídrico. Durante cada lavado se calienta la cápsula en un baño de agua a ebullición durante 10 min. Las porciones de lavado se transfieren cuantitativamente a un cilindro graduado y se completa el volumen hasta 10 mL con disolución de ácido clorhídrico. Para el análisis se toma hasta 2 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 2 mL, se completa con disolución de ácido clorhídrico.

A la porción de ensayo se le añaden 1 mL de disolución de ácido ascórbico, 1 mL de disolución de tiourea y 5 mL de disolución reactivo, se agita y se deja reposar durante 10 min. La turbiedad de la muestra se compara visualmente con la de la escala de referencia sobre fondo negro.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de cinc, 10 µg/mL mL | Disolución de ácido clorhídrico mL | Contenido de cinc µg |
|---------------------------|---|------------------------------------|----------------------|
| 0 (*) | 0 | 2 | 0 |
| 1 | 0,1 | 1,9 | 1 |
| 2 | 0,2 | 1,8 | 2 |
| 3 | 0,4 | 1,6 | 4 |
| 4 | 0,6 | 1,4 | 6 |
| 5 | 0,8 | 1,2 | 8 |
| 6 | 1 | 1 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de cinc en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- a contenido de cinc en el volumen analizado de disolución (µg)
- b volumen total de la disolución de la muestra (mL)
- c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------|------------------|----------------|---|
| Filtro de membrana | EAA-LI | NIOSH 7030 (3) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmampub.html |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | NIOSH 7300 (4) | |
| Filtro de membrana | EAA o EEA | OSHA ID 121 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | OSHA ID 120 | |

- EAA Espectrofotometría de absorción atómica
- EAA-LI Espectrofotometría de absorción atómica con llama
- EEA Espectrofotometría de emisión atómica
- EEA-PIA Espectrofotometría de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado

Bibliografía consultada:

1. Consejo Supremo de Normalización de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire. Determinación de la concentración de cinc. BDS 3497. República Popular de Bulgaria; 1970.
2. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7030. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
4. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7300. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
5. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Cloro

a) Método N° 1

Fundamento del método: El método se basa en la absorción y reducción del cloro a iones cloruro con disolución alcalina de ácido arsenioso. El ion cloruro reacciona posteriormente con nitrato de plata. La intensidad de la turbiedad formada de cloruro de plata es proporcional al contenido de cloro en la muestra y se determina por comparación nefelométrica visual con una escala de referencia.

Sensibilidad: 5 µg de cloro en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Otros halógenos y halogenuros, cianuro y sulfuro de hidrógeno

Reactivos químicos:

- *Disolución de absorción.* Se disuelve 0,1 g de trióxido de diarsénico con 5 mL de disolución de hidróxido de sodio 5 mol/L (200 g/L), se añaden dos gotas de disolución alcohólica de fenoltaleína 0,03 mol/L (10 g/L), se agita, se neutraliza con di-

solución de ácido sulfúrico 4,6 mol/L (25 % v/v) hasta la decoloración de la disolución y se diluye hasta 1 L con disolución de hidrogenocarbonato de sodio 0,6 mol/L (50 g/L).

- *Disolución de ácido nítrico*, 1,4 mol/L (10 % v/v)
- *Disolución de nitrato de plata*, 0,06 mol/L (10 g/L). Se conserva protegida de la luz.
- *Disolución de referencia de cloro*, 100 µg/mL. Se disuelven 21 mg de cloruro de potasio con agua hasta 100 mL. Esta disolución es estable durante seis meses.

Nota: Todos los reactivos químicos se preparan con agua libre de iones cloruro. Su ausencia se determina de la forma siguiente: Se toman 5 mL de agua y se le añaden 0,5 mL de disolución de ácido nítrico y 0,5 mL de disolución de nitrato de plata. Si se produce turbiedad u opalescencia en la disolución, el agua no está apta para el análisis.

Toma de las muestras:

- *Colector:* dos frascos absorbentes de vidrio en serie con 10 mL cada uno de disolución de absorción (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire:* 0,5 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 20 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 5 mL de la disolución del primer frasco absorbente y 5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de absorción.

A las porciones de ensayo se les añaden 1,5 mL de disolución de ácido nítrico y 1 mL de disolución de nitrato de plata, se agita y se deja reposar durante 10 min. Las turbiedades de las disoluciones de la muestra se comparan visualmente con las de la escala de referencia sobre fondo negro.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de cloro, 100 µg/mL mL | Disolución de absorción mL | Contenido de cloro µg |
|---------------------------|---|----------------------------|-----------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,05 | 4,95 | 5 |
| 2 | 0,1 | 4,9 | 10 |
| 3 | 0,15 | 4,85 | 15 |
| 4 | 0,2 | 4,8 | 20 |
| 5 | 0,3 | 4,7 | 30 |
| 6 | 0,4 | 4,6 | 40 |
| 7 | 0,5 | 4,5 | 50 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de cloro en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- a_1, a_2 contenidos de cloro en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)
- b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--|------------------|-------------------|---|
| Filtro impregnado Frasco absorbedor | CI | NIOSH 6011 (3) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| | EIS | OSHA ID 101 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |

CI Cromatografía iónica
EIS Electrodo de ión selectivo

Bibliografía consultada:

1. Comité de Calidad del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas. Cloro en el aire del ambiente de trabajo. Métodos de determinación. BDS 2281. República Popular de Bulgaria; 1986.
2. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 6011. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

b) Método N° 2

Fundamento del método: El método se basa en la absorción y reacción del cloro con disolución de naranja de metilo en medio ácido. La disminución de la intensidad de la coloración de la disolución es proporcional al contenido de cloro en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,5 µg de cloro en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Bromo, óxidos de nitrógeno y ozono

Reactivos químicos:

- *Ácido acético glacial*
- *Yoduro de potasio*
- *Disolución reactivo de almidón*
- *Disolución de ácido clorhídrico, 5 mol/L (42 % v/v)*
- *Disolución de naranja de metilo, 1,5 mmol/L (0,5 g/L).* Esta disolución es estable indefinidamente si se emplea agua previamente hervida.
- *Disolución de naranja de metilo, 0,15 mmol/L.* Se prepara diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL. Esta disolución es estable durante 24 h.
- *Disolución de absorción.* Se diluyen 60 mL de disolución de naranja de metilo 0,15 mmol/L con agua en un matraz de un trazo de 1 L, se añaden 30 gotas de disolución de ácido clor-

hídrico 5 mol/L y se lleva a volumen con agua. Esta disolución es estable durante 24 h.

- *Disolución valorada de tiosulfato de sodio*, 0,1 mol/L
- *Disolución de tiosulfato de sodio*, 0,01 mol/L. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.
- *Disolución de cloro*. Se toman 2 mL de agua de cloro (que contenga aproximadamente 50 mg/mL) y se diluye con agua hasta 1 L. La concentración exacta de cloro se determina por valoración con disolución de tiosulfato de sodio 0,01 mol/L.

Valoración de la disolución de cloro: En un frasco yodimétrico de 250 mL se añaden 1 g de yoduro de potasio, 5 mL de ácido acético glacial y 50 mL de la disolución de cloro, se agita y se valora con disolución de tiosulfato de sodio 0,01 mol/L utilizando disolución reactivo de almidón como indicador. La concentración de cloro en la disolución (C) se calcula entonces por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{(C_t \cdot V_t \cdot 35460)}{V_{cl}} \quad (\text{mg/mL})$$

donde:

- C_t concentración de la disolución de tiosulfato de sodio (mol/L)
- V_t volumen de la disolución de tiosulfato de sodio empleado en la valoración (mL)
- V_{cl} volumen de la disolución de cloro empleado en la valoración (mL)

- *Disolución de referencia de cloro*, 10 $\mu\text{g/mL}$. Se prepara en el momento del análisis diluyendo convenientemente la disolución anterior con agua.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbentes de vidrio en serie con 10 mL cada uno de disolución de absorción (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire*: 0,5 L/min

- *Volumen mínimo necesario de aire:* 1 L (siempre que la coloración de la disolución del primer frasco absorbedor no desaparezca totalmente)

Procedimiento analítico: La medición fotométrica de las intensidades de las coloraciones formadas en las disoluciones de los frascos absorbedores se realiza directamente a 505 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de la forma siguiente: En seis matraces de un trazo de 100 mL se adicionan por separado 6 mL de disolución de naranja de metilo 0,15 mmol/L, 75 mL de agua y tres gotas de disolución de ácido clorhídrico. A cada matraz se le añade 0; 0,5; 1; 1,5; 2 y 2,5 mL, respectivamente, de disolución de referencia de cloro 10 µg/mL, se llevan a volumen con agua y se agitan. Las concentraciones de cloro correspondientes son de 0 (ensayo en blanco); 0,05; 0,1; 0,15; 0,2 y 0,25 µg/mL.

Con los matraces de la escala de referencia se procede como se indica para las disoluciones de los frascos absorbedores.

Cálculos: La concentración de cloro en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 concentraciones de cloro en las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg/mL)

b_1, b_2 volúmenes de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. Katz M. Methods of air sampling and analysis. 2ª ed. USA: APHA Intersociety Committee, Interdisciplinary Books & Periodicals; 1977.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de cloro. NC 19-01-52. República de Cuba; 1986.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 2nd ed. Vol. 1. Method N° P & CAM 209. Cincinnati: US Department of Health, Education, and Welfare; 1977.

Cloruro de hidrógeno

a) Método N° 1

Fundamento del método: El método se basa en la disolución del cloruro de hidrógeno con agua y su reacción posterior con nitrato de plata, donde se forma cloruro de plata. La intensidad de la turbiedad formada es proporcional al contenido de cloruro de hidrógeno en la muestra y se determina por comparación nefelométrica visual con una escala de referencia.

Sensibilidad: 5 µg de cloruro de hidrógeno en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Otros halogenuros de hidrógeno y cianuro de hidrógeno

Reactivos químicos:

- *Disolución de ácido nítrico*, 1,4 mol/L (10 % v/v)
- *Disolución de nitrato de plata*, 0,06 mol/L (10 g/L). Se conserva protegida de la luz.
- *Disolución de referencia de cloruro de hidrógeno*, 100 µg/mL. Se disuelven 20,4 mg de cloruro de potasio ó 16 mg de cloruro de sodio con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector:* dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 10 mL cada uno de agua (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire:* 1 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 4 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 5 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 5 mL, se completa con agua.

A las porciones de ensayo se les añaden 1 mL de disolución de ácido nítrico y 1 mL de disolución de nitrato de plata, se agita y se deja reposar durante 10 min. Las turbiedades de las disoluciones de la muestra se comparan visualmente con las de la escala de referencia sobre fondo negro.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de cloruro de hidrógeno, 100 µg/mL mL | Agua mL | Contenido de cloruro de hidrógeno µg |
|---------------------------|--|---------|--------------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,05 | 4,95 | 5 |
| 2 | 0,1 | 4,9 | 10 |
| 3 | 0,15 | 4,85 | 15 |
| 4 | 0,2 | 4,8 | 20 |
| 5 | 0,3 | 4,7 | 30 |
| 6 | 0,4 | 4,6 | 40 |
| 7 | 0,5 | 4,5 | 50 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de cloruro de hidrógeno en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- a_1, a_2 contenidos de cloruro de hidrógeno en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)
- b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|---------------------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CI | NIOSH 7903 ⁽⁵⁾ | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmampub.html |
| Tubo con sorbente sólido | CI | OSHA ID 174SG | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |

CI Cromatografía iónica

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de cloruro de hidrógeno. NC 19-01-29. República de Cuba; 1982.
3. Comité Estatal para la Ciencia y el Progreso Técnico de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Determinación de la concentración de cloruro de hidrógeno. BDS 9334. República Popular de Bulgaria; 1982.
4. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH

manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7903. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

6. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

b) Método N° 2

Fundamento del método: El método se basa en la disolución del cloruro de hidrógeno con agua y su reacción posterior con tiocianato de mercurio (II) e iones de hierro (III). La intensidad de la coloración naranja formada es proporcional al contenido de cloruro de hidrógeno en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 2,5 µg de cloruro de hidrógeno en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Bromuro y yoduro de hidrógeno

Reactivos químicos:

- *Disolución de tiocianato de mercurio (II)*, 6,3 mmol/L (2 g/L) en alcohol etílico. Se filtra si es necesario. Esta disolución es estable durante dos semanas.
- *Disolución de sulfato de amonio y hierro (III)*. Se disuelven 12,2 g de sulfato de amonio y hierro (III) dodecahidratado con 20 mL de agua y se le adicionan 62 mL de ácido nítrico p.a. La disolución se filtra en un embudo con placa de vidrio sinterizado, el filtrado se transfiere a un matraz de un trazo de 100 mL y se lleva a volumen con agua.
- *Disolución de referencia de cloruro de hidrógeno*, 100 µg/mL. Se disuelven 20,4 mg de cloruro de potasio ó 16 mg de cloruro de sodio con agua hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de cloruro de hidrógeno*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector:* dos frascos absorbentes de vidrio en serie con 10 mL

- cada uno de agua (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire:* 1 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 2 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 5 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 5 mL, se completa con agua.

A las porciones de ensayo se les añaden 0,5 mL de disolución de sulfato de amonio y hierro (III) y 0,4 mL de disolución de tiocianato de mercurio (II), se agita y se deja reposar durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 480 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de cloruro de hidrógeno, 10 µg/mL mL | Agua mL | Contenido de cloruro de hidrógeno µg |
|---------------------------|---|---------|--------------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,25 | 4,75 | 2,5 |
| 2 | 0,5 | 4,5 | 5 |
| 3 | 1 | 4 | 10 |
| 4 | 2 | 3 | 20 |
| 5 | 3 | 2 | 30 |
| 6 | 4 | 1 | 40 |
| 7 | 5 | 0 | 50 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de cloruro de hidrógeno en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- a_1, a_2 contenidos de cloruro de hidrógeno en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)
- b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
2. Simonov VA, Nejerosheva EV, Zavorovskaia NA. Análisis del aire en la elaboración de materiales poliméricos. Leningrado: Química; 1988.

c) Método N° 3

Fundamento del método: El método se basa en la retención cuantitativa del cloruro de hidrógeno del aire cuando éste pasa a través de un tubo de captación activa que contiene silicagel impregnada con carbonato de sodio. El cloruro de hidrógeno retenido se extrae con agua y se hace reaccionar con tiocianato de mercurio (II) y sulfato de amonio y hierro (III). La intensidad de la coloración naranja formada es proporcional al contenido de cloruro de hidrógeno en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 2,5 μg de cloruro de hidrógeno en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Bromuro y yoduro de hidrógeno

Reactivos químicos:

- *Disolución de tiocianato de mercurio (II)*, 6,3 mmol/L (2 g/L) en alcohol etílico. Se filtra si es necesario. Esta disolución es estable durante dos semanas.
- *Disolución de sulfato de amonio y hierro (III)*. Se disuelven 12,2 g de sulfato de amonio y hierro (III) dodecahidratado con 20 mL de agua y se le adicionan 62 mL de ácido nítrico p.a. La disolución se filtra en un embudo con placa de vidrio sinterizado, el filtrado se transfiere a un matraz de un trazo de 100 mL y se lleva a volumen con agua.
- *Disolución de carbonato de sodio*, 0,02 mol/L (2 g/L)
- *Disolución de referencia de cloruro de hidrógeno*, 100 µg/mL. Se disuelven 20,4 mg de cloruro de potasio ó 16 mg de cloruro de sodio con agua hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de cloruro de hidrógeno*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.
- *Silicagel impregnada con carbonato de sodio*. La impregnación se realiza mezclando 50 g de silicagel granulada (30-60 mesh) con 100 mL de disolución de carbonato de sodio 0,24 mol/L (25 g/L). La mezcla se coloca en una estufa eléctrica a 110 °C y se calienta hasta sequedad agitando periódicamente. La silicagel impregnada se conserva en una desecadora de vidrio.

Toma de las muestras:

- *Colector*: tubo de captación activa con silicagel impregnada con carbonato de sodio (véase la figura 59)
- *Aparato de aspiración de aire*: bomba manual de aspiración (tipo Dräger)
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 2 L
- *Tiempo máximo de conservación de la muestra*: 14 días

Procedimiento analítico: Las secciones A y B del sorbente del tubo de captación activa se transfieren por separado a dos tubos para ensayo con tapa, se añaden en cada uno 10 mL de agua, se agita mecánicamente durante 5 min y se deja reposar. Para el análisis se toma hasta 5 mL de cada una de las disoluciones de la muestra y se completa, si es necesario, hasta 5 mL con disolución

de carbonato de sodio.

A las porciones de ensayo se les añaden 0,5 mL de disolución de sulfato de amonio y hierro (III) y 0,4 mL de disolución de tiocianato de mercurio (II), se agita y se deja reposar durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 480 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de cloruro de hidrógeno, 10 µg/mL mL | Agua mL | Contenido de cloruro de hidrógeno µg |
|---------------------------|---|---------|--------------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,25 | 4,75 | 2,5 |
| 2 | 0,5 | 4,5 | 5 |
| 3 | 1 | 4 | 10 |
| 4 | 2 | 3 | 20 |
| 5 | 3 | 2 | 30 |
| 6 | 4 | 1 | 40 |
| 7 | 5 | 0 | 50 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de cloruro de hidrógeno en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de cloruro de hidrógeno en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (µg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (mL)

- c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Observación: Se procederá al cálculo de la concentración siempre que el contenido de cloruro de hidrógeno hallado en la sección B sea no mayor que el 25 % del total. En el caso contrario, no se garantiza que la retención del cloruro de hidrógeno en el tubo de captación activa haya sido suficientemente cuantitativa.

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. Ibarra EJ, Aranda PP, Duarte O. Determinación de cloruro de hidrógeno en el aire mediante tubos de captación activa. La Habana: Instituto de Medicina del Trabajo; 1990.
2. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
3. Simonov VA, Nejorosheva EV, Zavorovskaia NA. Análisis del aire en la elaboración de materiales poliméricos. Leningrado: Química; 1988.

Cobalto y sus compuestos inorgánicos

Fundamento del método: El método se basa en la disolución de los aerosoles de cobalto con ácido clorhídrico y su reacción posterior con Sal de Nitroso-R. La intensidad de la coloración formada es proporcional al contenido de cobalto en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,5 µg de cobalto en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Ácido clorhídrico*, p.a. y disolución, 0,6 mol/L (5 % v/v)

- *Disolución de ácido nítrico*, 7,2 mol/L (50 % v/v)
- *Disolución de Sal de Nitroso-R*, 2,7 mmol/L (1 g/L). Esta disolución es estable durante 24 h.
- *Disoluciones de acetato de sodio*, 6,1 mol/L (500 g/L) y 0,6 mol/L (50 g/L)
- *Disolución de referencia de cobalto*, 100 µg/mL. Se disuelven 47,7 mg de sulfato de cobalto (II) heptahidratado con agua hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de cobalto*, 10 µg/mL. Se prepara diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector*: portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire*: 10 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 8 L

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se coloca en un crisol de porcelana y se incinera primero con un quemador y después en una mufla a 500 °C durante 2 h. El residuo frío se disuelve con 5 mL de ácido clorhídrico y se trasvasa cuantitativamente a un vaso de precipitados. La disolución se calienta a ebullición con agitación, se le añaden en caliente 25 mL de agua y se filtra a través de un embudo con placa de vidrio sinterizado N° 1. El vaso de precipitados se lava con tres porciones de 5 mL cada una de disolución de ácido clorhídrico y los lavados se vierten en el embudo, que se lava a su vez con otras dos o tres porciones de 3 mL de disolución de ácido clorhídrico. La disolución resultante se evapora a sequedad en un baño de agua a ebullición, y sobre el residuo se añaden 5 mL de disolución de acetato de sodio 0,5 mol/L, se agita y se filtra a través de un filtro de papel. El filtro se lava dos o tres veces con porciones pequeñas de disolución de acetato de sodio 0,6 mol/L y el volumen final del filtrado se ajusta a 20 mL con la propia disolución de acetato de sodio. Para el análisis se toma hasta 5 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de acetato de sodio 0,6 mol/L.

A la porción de ensayo se le añaden 1 mL de disolución de Sal de Nitroso-R y 2 mL de disolución de acetato de sodio 6,1 mol/L, se calienta en un baño de agua a ebullición durante 3 min, se enfría

a la temperatura ambiental y se le adicionan 2 mL de disolución de ácido nítrico. Se agita y se deja reposar durante 15 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 425 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de cobalto, 10 µg/mL mL | Disolución de acetato de sodio, 0,6 mol/L mL | Contenido de cobalto µg |
|---------------------------|--|--|-------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,05 | 4,95 | 0,5 |
| 2 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 3 | 0,2 | 4,8 | 2 |
| 4 | 0,4 | 4,6 | 4 |
| 5 | 0,6 | 4,4 | 6 |
| 6 | 0,8 | 4,2 | 8 |
| 7 | 1 | 4 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de cobalto en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a contenido de cobalto en el volumen analizado de disolución (µg)

b volumen total de la disolución de la muestra (mL)

c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio web) |
|--------------------|------------------|---------------------------|---|
| Filtro de membrana | EAA-LI | NIOSH 7027 ⁽²⁾ | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | NIOSH 7300 ⁽³⁾ | |
| Filtro de membrana | EAA o EEA | OSHA ID 121 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | OSHA ID 125G | |

- EAA Espectrofotometría de absorción atómica
EAA-LI Espectrofotometría de absorción atómica con llama
EEA Espectrofotometría de emisión atómica
EEA-PIA Espectrofotometría de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado

Bibliografía consultada:

1. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
2. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7027. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7300. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
4. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Cobre y sus compuestos inorgánicos

Fundamento del método: El método se basa en la disolución de los aerosoles de cobre con ácido nítrico, su reacción posterior con dietilditiocarbamato de sodio y la extracción del complejo formado con cloroformo. La intensidad de la coloración de la fase clorofórmica es proporcional al contenido de cobre en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,5 µg de cobre en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas:No

Reactivos químicos:

- *Cloroformo*
- *Disolución de ácido nítrico*, 0,4 mol/L (3 % v/v)
- Disolución de dietilditiocarbamato de sodio (trihidratado), 0,04 mol/L (10 g/L)
- *Disolución de EDTA* (sal disódica dihidratada del ácido etilendiaminotetraacético), 0,13 mol/L (50 g/L)
- *Disolución tampón*. Se disuelven 100 g de cloruro de amonio en un matraz de un trazo de 500 mL con 200 mL de agua, se añaden 100 mL de disolución de amoníaco 2,7 mol/L (20 % v/v) y se lleva a volumen con agua.
- *Disolución de referencia de cobre*, 100 mg/mL. Se disuelven 39,3 mg de sulfato de cobre (II) pentahidratado con agua hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de cobre*, 10 mg/mL. Se prepara diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector*: portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire*: 10 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 4 L

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se coloca en un crisol de porcelana y se incinera primero con un quemador y después en una mufla a 600 °C durante 2 h. Al residuo frío se le adicionan 5 mL de disolución de ácido nítrico caliente y se calienta a ebullición durante algunos segundos. A continuación se evapora la disolución hasta sequedad en un baño de agua a ebullición, se le añaden 5 mL de agua y se lleva de nuevo a sequedad. El residuo seco se disuelve con 2 mL de agua y se trasvasa a un cilindro graduado de 10 mL. El crisol se lava con dos porciones de 1,5 mL cada una de agua, que se transfieren también al cilindro graduado. El volumen final de la disolución se ajusta a 10 mL con agua. Para el análisis se toma hasta 3 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 3 mL, se completa con agua.

La porción de ensayo se coloca en un embudo de decantación, se le añaden 0,5 mL de disolución tampón, 0,2 mL de disolución de EDTA y 0,1 mL de disolución de dietilditiocarbamato de sodio y se agita. A continuación se adicionan 5 mL de cloroformo, se agita durante 2 min y se deja reposar hasta la separación total de las fases. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada en la fase clorofórmica se realiza a 440 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de cobre, 10 µg/mL mL | Agua mL | Contenido de cobre µg |
|---------------------------|--|---------|-----------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,05 | 4,95 | 0,5 |
| 2 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 3 | 0,2 | 4,8 | 2 |
| 4 | 0,4 | 4,6 | 4 |
| 5 | 0,6 | 4,4 | 6 |
| 6 | 0,8 | 4,2 | 8 |
| 7 | 1 | 4 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de cobre en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a contenido de cobre en el volumen analizado de disolución (µg)

b volumen total de la disolución de la muestra (mL)

c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------|------------------|---------------------------|---|
| Filtro de membrana | EAA-LI | NIOSH 7029 ⁽⁵⁾ | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmampub.html |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | NIOSH 7300 ⁽⁶⁾ | |
| Filtro de membrana | EAA o EEA | OSHA ID 121 | http://www.osha-slc.gov/dts/sitc/methods/toc.html |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | OSHA ID 125G | |

EAA Espectrofotometría de absorción atómica
 EAA-LI Espectrofotometría de absorción atómica con llama
 EEA Espectrofotometría de emisión atómica
 EEA-PIA Espectrofotometría de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de la concentración de aerosoles de cobre. NC 19-01-22. República de Cuba; 1988.
3. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Métodos de determinación de la concentración de aerosoles de cobre. BDS 14950. República Popular de Bulgaria; 1979.
4. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7029. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
6. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7300. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

Dióxido de azufre

a) Método N° 1

Fundamento del método: El método se basa en la absorción y reacción del dióxido de azufre con disolución de tetracloromercurato de sodio para formar diclorosulfito de mercurio, que interactúa posteriormente con pararrosanilina en presencia de formaldehído para producir un compuesto de color púrpura. La intensidad de la coloración formada es proporcional al contenido de dióxido de azufre en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,25 μg de dióxido de azufre en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Dióxido de nitrógeno y ozono (en concentraciones mayores que la correspondiente al dióxido de azufre)

Reactivos químicos:

- *Ácido clorhídrico*, p.a.
- *Disolución de absorción.* Se disuelven 27,2 g de cloruro de mercurio (II) y 11,7 g de cloruro de sodio con agua hasta 1 L. Esta disolución es estable durante varios meses protegida de la luz.
- *Disolución de clorhidrato de pararrosanilina*, 6,2 mmol/L (2 g/L). Se deja reposar durante 48 h protegida de la luz y se filtra si es necesario. Esta disolución es estable durante tres meses protegida de la luz y en refrigeración.
- *Disolución de trabajo de pararrosanilina.* Se adicionan 20 mL de la disolución anterior en un matraz de un trazo de 100 mL, se añaden 6 mL de ácido clorhídrico, se deja reposar durante 5 min y se lleva a volumen con agua. Esta disolución es estable durante dos semanas en refrigeración y protegida de la luz.
- *Disolución reactivo de almidón*
- *Disolución de formaldehído.* Se prepara diluyendo 5 mL de disolución de formaldehído p.a. con agua hasta 1 L. Esta disolución es estable durante una semana.
- *Disolución valorada de yodo*, 0,05 mol/L
- *Disolución valorada de tiosulfato de sodio*, 0,1 mol/L

- *Disolución de sulfito de sodio.* Se disuelve 1,1 g de sulfito de sodio en 500 mL de agua. La concentración exacta de dióxido de azufre en la disolución se determina por valoración con disoluciones de yodo 0,05 mol/L y de tiosulfato de sodio 0,1 mol/L.

Valoración de la disolución de sulfito de sodio: Se vierten 25 mL de la disolución de sulfito de sodio en un frasco yodimétrico de 100 mL y se le añaden 10 mL de disolución de yodo 0,05 mol/L, se deja reposar durante 5 min y se le adiciona a continuación 0,1 mL de ácido clorhídrico. El exceso de yodo se valora con disolución de tiosulfato de sodio 0,1 mol/L usando disolución reactivo de almidón como indicador. La concentración de dióxido de azufre en la disolución (C) se calcula entonces por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{[(2 \cdot V_y \cdot C_y) - (V_t \cdot C_t)] \cdot 3,024}{C_t \cdot V_s} \quad (\text{mg/mL})$$

donde:

V_y volumen de la disolución de yodo empleado en la valoración (mL)

C_y concentración de la disolución de yodo (mol/L)

V_t volumen de la disolución de tiosulfato de sodio empleado en la valoración (mL)

C_t concentración de la disolución de tiosulfato de sodio (mol/L)

V_s volumen de la disolución de sulfito de sodio empleado en la valoración (mL)

- *Disolución de referencia de dióxido de azufre, 100 µg/mL.* Se diluye convenientemente la disolución de sulfito de sodio con disolución de absorción. Se prepara inmediatamente después de realizada la valoración de la disolución de sulfito de sodio. Esta disolución es estable durante 24 h.
- *Disolución de referencia de dióxido de azufre, 1 µg/mL.* Se prepara en el momento del análisis diluyendo 1 mL de la disolución anterior hasta 100 mL con disolución de absorción.

Toma de las muestras:

- *Colector:* dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 10 mL cada uno de disolución de absorción (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire:* 0,4 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 0,05 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 5 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de absorción.

A las porciones de ensayo se les añaden 1 mL de disolución de trabajo de pararrosanilina y 1 mL de disolución de formaldehído, se agita y se deja reposar durante 30 min al abrigo de la luz. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 560 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de dióxido de azufre, 1 µg/mL mL | Disolución de absorción mL | Contenido de cobre µg |
|---------------------------|---|----------------------------|-----------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,25 | 4,75 | 0,25 |
| 2 | 0,5 | 4,5 | 0,5 |
| 3 | 1 | 4 | 1 |
| 4 | 2 | 3 | 2 |
| 5 | 3 | 2 | 3 |
| 6 | 4 | 1 | 4 |
| 7 | 5 | 0 | 5 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de dióxido de azufre en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de dióxido de azufre en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|---------------------------|---|
| Filtro impregnado | CI | NIOSH 6004 ⁽⁵⁾ | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmampub.html |
| Frasco absorbedor | CI | OSHA ID 104 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Tubo con sorbente sólido | CI | OSHA ID 200 | |

CI Cromatografía iónica

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de dióxido de azufre. NC 19-01-34. República de Cuba; 1982.
3. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Determinación de la concentración de dióxido de azufre. BDS 8556. República Popular de Bulgaria; 1981.

4. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 6004. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

b) Método N° 2

Fundamento del método: El método se basa en la retención cuantitativa del dióxido de azufre del aire cuando éste pasa a través de un tubo de captación activa que contiene silicagel impregnada con etanolamina. El dióxido de azufre retenido se extrae con disolución de etanolamina y se hace interactuar con 4-aminoazo-benceno y formaldehído en medio ácido. La intensidad de la coloración roja formada es proporcional al contenido de dióxido de azufre en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,5 µg de dióxido de azufre en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Dióxido de nitrógeno y sulfuro de hidrógeno.

Reactivos químicos:

- *Ácido clorhídrico*, p.a.
- *Disolución de etanolamina*, 0,05 mol/L (0,3 % v/v)
- *Disolución de 4-aminoazobenceno*. Se disuelve 0,02 g de 4-aminoazobenceno en 20 mL de alcohol etílico, se le añaden 20 mL de disolución de ácido clorhídrico 4 mol/L (33 % v/v) y se diluye hasta 100 mL con agua. Esta disolución es estable durante cinco días.
- *Disolución de formaldehído*. Se diluyen 5 mL de disolución de formaldehído p.a. con agua hasta 1 L. Esta disolución es estable durante una semana.
- *Disolución reactivo de almidón*
- *Disolución valorada de yodo*, 0,05 mol/L
- *Disolución valorada de tiosulfato de sodio*, 0,1 mol/L

- *Disolución de sulfito de sodio.* Se disuelve 1,1 g de sulfito de sodio en 500 mL de agua. La concentración exacta de dióxido de azufre en la disolución se determina por valoración con disoluciones de yodo 0,05 mol/L y de tiosulfato de sodio 0,1 mol/L. (Para la valoración de esta disolución, véase el método N° 1)
- *Disolución de referencia de dióxido de azufre, 100 µg/mL.* Se diluye convenientemente la disolución de sulfito de sodio con disolución de etanolamina. Se prepara inmediatamente después de realizada la valoración de la disolución de sulfito de sodio.
- *Disolución de referencia de dióxido de azufre, 2,5 µg/mL.* Se prepara en el momento del análisis diluyendo 2,5 mL de la disolución anterior con disolución de etanolamina hasta 100 mL.
- *Silicagel impregnada con etanolamina.* La impregnación se realiza sumergiendo la silicagel granulada (30-60 mesh) en disolución de etanolamina 0,83 mol/L (5 % v/v) en alcohol metílico. Posteriormente se escurre el líquido sobrenadante en un embudo con placa de vidrio sinterizado, se seca la silicagel impregnada mediante aplicación de vacío en el propio embudo en una atmósfera libre de toda posible contaminación y se conserva después en una desecadora de vidrio.

Toma de las muestras:

- *Colector:* un tubo de captación activa con silicagel impregnada con etanolamina (véase la figura 59)
- *Aparato de aspiración de aire:* Bomba manual de aspiración (tipo Dräger)
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 0,15 L
- *Tiempo máximo de conservación de las muestras:* 72 h

Procedimiento analítico: Las secciones A y B del sorbente del tubo de captación activa se transfieren por separado a dos tubos para ensayo con tapa, se añaden en cada uno 5 mL de disolución de etanolamina, se agita mecánicamente durante 5 min y se deja reposar. Para el análisis se toma hasta 2 mL de cada una de las disoluciones de la muestra y se completa, si es necesario, hasta 5 mL con disolución de etanolamina.

A las porciones de ensayo se les añaden 0,2 mL de disolución de 4-aminoazobenceno y 0,2 mL de disolución de formaldehído, se agi-

ta, se deja reposar durante 20 min, se le adicionan entonces 0,2 mL de ácido clorhídrico y 2,4 mL de agua, se agita de nuevo y se deja reposar durante 1 h. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 520 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de dióxido de azufre, 2,5 µg/mL mL | Disolución de etanolamina mL | Contenido de dióxido de azufre µg |
|---------------------------|---|------------------------------|-----------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 2 | 0 |
| 1 | 0,2 | 1,8 | 0,5 |
| 2 | 0,4 | 1,6 | 1 |
| 3 | 0,8 | 1,2 | 2 |
| 4 | 1,2 | 0,8 | 3 |
| 5 | 1,6 | 0,4 | 4 |
| 6 | 2 | 0 | 5 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de dióxido de azufre en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a_1 \cdot b_1 + a_2 \cdot b_2}{c_1 \cdot c_2} \cdot V_0 \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de dióxido de azufre en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (µg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Observación: Se procederá al cálculo de la concentración siempre que el contenido de dióxido de azufre hallado en la sección B sea no mayor que el 25 % del total. En el caso contrario no se garantiza que la retención del dióxido de azufre en el tubo de captación activa haya sido suficientemente cuantitativa.

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. Bhatt MA, Gupta VK. Monoethanolamine as an absorbing reagent for the spectrophotometric determination of atmospheric sulphur dioxide. *Analyst* 1983;108:374.
2. Ibarra EJ, Aranda PP, Duarte O, Anceáume T. Tubos de captación activa de dióxido de azufre. *Rev Cubana Hig Epidem* 1990;28(3-4):271-8.

Dióxido de nitrógeno

Fundamento del método: El método se basa en la retención cuantitativa del dióxido de nitrógeno del aire cuando éste pasa a través de un tubo de captación activa que contiene silicagel impregnada con trietanolamina. El dióxido de nitrógeno retenido se extrae con disolución de trietanolamina y se hace interactuar con peróxido de hidrógeno, sulfanilamida y N-(1-naftil)etilendiamina. La intensidad de la coloración roja formada es proporcional al contenido de dióxido de nitrógeno en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,5 µg de dióxido de nitrógeno en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Disolución de trietanolamina.* Se diluyen 15 mL de trietanolamina con agua hasta 1 L.
- *Disolución de peróxido de hidrógeno.* Se prepara en el momento del análisis diluyendo 0,2 mL de disolución de peróxido de hidrógeno p.a. hasta 250 mL con agua.
- *Disolución de sulfanilamida.* Se disuelven 10 g de sulfanilamida con 400 mL de agua y 25 mL de ácido o-fosfórico, y se diluye posteriormente hasta 500 mL con agua.
- *Disolución de N-(1-naftil)etilendiamina.* Se disuelve 0,5 g de diclorhidrato de N-(1-naftil)etilendiamina con agua y se diluye hasta 1 L.
- *Disolución de referencia de dióxido de nitrógeno, 100 µg/mL.* Se disuelven 94,5 mg de nitrito de sodio con agua y se diluye hasta 1 L.
- *Disolución de referencia de dióxido de nitrógeno, 10 µg/mL.* Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con disolución de trietanolamina hasta 100 mL.
- *Silicagel impregnada con trietanolamina.* La impregnación se realiza sumergiendo la silicagel granulada (30-60 mesh) en disolución de trietanolamina 0,38 mol/L (5 % v/v) en alcohol metílico durante 2 min. Posteriormente se escurre el líquido sobrenadante en un embudo con placa de vidrio sinterizado, se seca la silicagel impregnada mediante aplicación de vacío en el propio embudo en una atmósfera de libre de toda posible contaminación y se conserva después en una desecadora de vidrio.

Toma de las muestras:

- *Colector:* un tubo de captación activa con silicagel impregnada con trietanolamina (véase la figura 59)
- *Aparato de aspiración de aire:* bomba manual de aspiración (tipo Dräger)
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 0,2 L
- *Tiempo máximo de conservación de la muestra:* 11 días

Procedimiento analítico: Las secciones A y B del sorbente del tubo de captación activa se transfieren por separado a dos tubos para ensayo con tapa, se añaden en cada uno 10 mL de disolución de trietanolamina, se agita mecánicamente durante 5 min y se deja reposar. Para el análisis se toma hasta 5 mL de cada una de las di-

soluciones de la muestra y se completa, si es necesario, hasta 5 mL con disolución de trietanolamina.

A las porciones de ensayo se les añaden 0,5 mL de disolución de peróxido de hidrógeno, 5 mL de disolución de sulfanilamida y 0,7 mL de disolución de N-(1-naftil)etilendiamina, se agita y se deja reposar durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 540 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de dióxido de nitrógeno, 10 µg/mL mL | Disolución de trietanolamina mL | Contenido de dióxido de nitrógeno µg |
|---------------------------|---|---------------------------------|--------------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,05 | 4,95 | 0,5 |
| 2 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 3 | 0,2 | 4,8 | 2 |
| 4 | 0,4 | 4,6 | 4 |
| 5 | 0,6 | 4,4 | 6 |
| 6 | 0,8 | 4,2 | 8 |
| 7 | 1 | 4 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de dióxido de nitrógeno en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a_1 \cdot b_1 + a_2 \cdot b_2}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de dióxido de nitrógeno en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (µg)

- b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (mL)
- c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Observación: Se procederá al cálculo de la concentración siempre que el contenido de dióxido de nitrógeno hallado en la sección B sea no mayor que el 25 % del total. En el caso contrario, no se garantiza que la retención del dióxido de nitrógeno en el tubo de captación activa haya sido suficientemente cuantitativa.

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | EAV | NIOSH 6014 | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Dosímetro pasivo | EAV | NIOSH 6700 (5) | |
| Tubo con sorbente sólido | CI | OSHA ID 182 | http://www.osha-slc.gov/dts/stc/methods/toc.html |

- CI Cromatografía iónica
 EAV Espectrofotometría de absorción visible

Bibliografía consultada:

1. Ibarra EJ, Aranda PP, Duarte O. Tubos de captación activa de dióxido de nitrógeno. Rev Cubana Hig Epidem 1991;29(2): 111-9.
2. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 2nd ed. Vol. 4. Method N° S 360. Cincinnati: US Department of Health, Education, and Welfare; 1978.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 6014. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

4. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 6700. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

Dióxido de selenio

Fundamento del método: El método se basa en la disolución de los aerosoles de dióxido de selenio con ácido nítrico y ácido clorhídrico y su reacción posterior con 3,3'-diaminobencidina. El producto formado se extrae con tolueno. La intensidad de la coloración amarilla formada en la fase orgánica es proporcional al contenido de dióxido de selenio en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,5 µg de dióxido de selenio en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Ácido nítrico*, p.a.
- *Ácido clorhídrico*, p.a.
- *Tolueno*
- *Disolución de amoníaco*, p.a.
- *Disolución de ácido fórmico*, 2,5 mol/L (9,4 % v/v)
- *Disolución de 3,3'-diaminobencidina*, 0,02 mol/L (5 g/L). Se prepara en el momento del análisis.
- *Disolución de referencia de dióxido de selenio*, 100 µg/mL. Se disuelven 10 mg de dióxido de selenio en un matraz de un trazo de 100 mL con agua y se lleva a volumen.
- *Disolución de referencia de dióxido de selenio*, 10 µg/mL. Se prepara diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector:* portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)

- Gasto máximo de aire: 20 L/min
- Volumen mínimo necesario de aire: 10 L

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se coloca en una cápsula de porcelana y se le añaden 10 mL de ácido nítrico y 10 mL de ácido clorhídrico, se tapa con un vidrio de reloj y se evapora lentamente en una plancha eléctrica hasta sequedad. El filtro se lava con porciones pequeñas de agua, que se trasvasan a un cilindro graduado de 10 mL y se lleva a volumen finalmente con agua. Para el análisis se toma el volumen total o una alícuota de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 10 mL, se completa con agua.

La porción de ensayo se coloca en un embudo de decantación y se le añaden 2 mL de disolución de ácido fórmico y 2 mL de disolución de 3,3'-diaminobencidina, se agita y se deja reposar durante 50 min. A continuación se adiciona 0,3 mL de disolución de amoníaco y se extrae con 10 mL de tolueno, agitando durante 2 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada en la fase orgánica se realiza a 410 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de dióxido de selenio, 10 µg/mL mL | Agua mL | Contenido de dióxido de selenio µg |
|---------------------------|---|---------|------------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 10 | 0 |
| 1 | 0,05 | 9,95 | 0,5 |
| 2 | 0,1 | 9,9 | 1 |
| 3 | 0,2 | 9,8 | 2 |
| 4 | 0,4 | 9,6 | 4 |
| 5 | 0,6 | 9,4 | 6 |
| 6 | 0,8 | 9,2 | 8 |
| 7 | 1 | 9 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de dióxido de selenio en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a contenido de dióxido de selenio en el volumen analizado de disolución (µg)

b volumen total de la disolución de la muestra (mL)

c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------|------------------|----------------|---|
| Filtro de membrana | EAA-PIA | NIOSH 7300 (3) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Filtro de membrana | EAA o EEA | OSHA ID 121 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Filtro de membrana | EAA-HG | OSHA CSI | |

| | |
|---------|--|
| EAA | Espectrofotometría de absorción atómica |
| EAA-HG | Espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito |
| EEA | Espectrofotometría de emisión atómica |
| EEA-PIA | Espectrofotometría de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado |

Bibliografía consultada:

1. Comité de Calidad, Normalización y Metrología del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire. Determinación de la concentración de selenio. BDS 8550. República Popular de Bulgaria; 1971.
2. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7300. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
4. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Disulfuro de carbono

Fundamento del método: El método se basa en la absorción y reacción de los vapores de disulfuro de carbono con disolución alcohólica de trietanolamina, dietilamina y acetato de cobre (II). La intensidad de la coloración amarilla formada es proporcional al contenido de disulfuro de carbono en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 μg de disulfuro de carbono en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Sulfuro de hidrógeno (esta interferencia se elimina en la propia toma de muestras con un preabsorbedor con disolución de absorción de sulfuro de hidrógeno).

Reactivos químicos:

- *Disolución de absorción de disulfuro de carbono.* Se disuelve 0,1 g de acetato de cobre (II) con 10 mL de trietanolamina y 5 mL de dietilamina en un matraz de un trazo de 1 L y después se lleva a volumen con alcohol etílico. La disolución se desecha si adquiere una tonalidad amarilla.
- *Disolución de absorción de sulfuro de hidrógeno.* Se disuelven 5 g de carbonato de amonio con 100 mL de agua, se añaden 2 g de arsenito de sodio y se diluye hasta 1 L con agua.
- *Disolución de disulfuro de carbono.* Se adicionan 10 mL de disolución de absorción de disulfuro de carbono en un matraz de un trazo de 25 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añaden dos gotas de disulfuro de carbono, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con disolución de absorción. La masa de disulfuro de carbono se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.
- *Disolución de referencia de disulfuro de carbono,* 10 $\mu\text{g/mL}$. Se prepara en el momento del análisis diluyendo convenientemente la disolución anterior con disolución de absorción de disulfuro de carbono.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbentes de vidrio en serie con 10 mL cada uno de disolución de absorción de disulfuro de carbono (véase la figura 58). Si existe la posibilidad de interferencia del sulfuro de hidrógeno, a los frascos absorbentes de la muestra se les antepone otro con 10 mL de disolución de absorción de sulfuro de hidrógeno.
- *Gasto máximo de aire*: 0,5 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 0,2 L (siempre que la disolución del primer frasco absorbente no adquiera una coloración amarilla demasiado intensa)

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 5 mL de la disolución del primer frasco absorbente y 5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de absorción. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración de la disolución se realiza directamente a 430 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de disulfuro de carbono, 10 µg/mL mL | Disolución de absorción mL | Contenido de disulfuro de carbono µg |
|---------------------------|---|----------------------------|--------------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 2 | 0,2 | 4,8 | 2 |
| 3 | 0,4 | 4,6 | 4 |
| 4 | 0,6 | 4,4 | 6 |
| 5 | 0,8 | 4,2 | 8 |
| 6 | 1 | 4 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de disulfuro de carbono en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de disulfuro de carbono en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CG-EM | EPA 0030 | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-EM | EPA 0031 | http://www.epa.gov/Standards.html |
| Botella de gases | CG-EM | EPA TO-15A | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DFLI | NIOSH 1600 (*) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DFLI | OSHA CSI | http://www.osha-slc.gov/dts/sitc/methods/toc.html |

CG-DFLI Cromatografía gaseosa con detector fotométrico de llama

CG-EM Cromatografía gaseosa - espectrometría de masa

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de bisulfuro de carbono. NC 19-01-35. República de Cuba; 1983.

3. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 2. Sofía: Técnica; 1981.
4. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 1600. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
5. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Ésteres del ácido acético

Fundamento del método: El método se basa en la disolución de los vapores del éster del ácido acético con alcohol isopropílico y su reacción posterior con disolución alcalina de hidroxilamina e iones de hierro (III). La intensidad de la coloración roja formada es proporcional al contenido del éster correspondiente en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 20 µg del éster del ácido acético en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Anhídridos y otros ésteres y derivados clorados de los ácidos orgánicos

Reactivos químicos:

- *Alcohol isopropílico*
- *Disolución de clorhidrato de hidroxilamina*, 1,4 mol/L (100 g/L). Se prepara en el momento del análisis.
- *Disolución de hidróxido de sodio*, 2,5 mol/L (100 g/L)
- *Disolución de cloruro de hierro (III)*. Se disuelven 27 g de cloruro de hierro (III) con 300 mL de disolución de ácido clorhídrico 2,5 mol/L (21 % v/v), se agita y se diluye con agua hasta 500 mL.
- *Disolución del éster del ácido acético*. Se adicionan 20 mL de alcohol isopropílico en un matraz de un trazo de 100 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añaden dos gotas del éster correspondiente, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con alcohol isopropílico. La masa del éster

se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.

- *Disolución de referencia del éster del ácido acético*, 200 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo convenientemente la disolución anterior con alcohol isopropílico.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 5 mL cada uno de alcohol isopropílico (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire*: 1 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire (V_m)*: se calcula por la fórmula siguiente:

$$V_m = \frac{66,67}{CMA_x} \quad (\text{L})$$

donde:

CMA_x concentración máxima admisible del éster correspondiente en el aire de la zona de trabajo (mg/m^3)

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 3 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 3 mL de la del segundo. Si se toma menos de 3 mL, se completa con alcohol isopropílico.

A las porciones de ensayo se les añaden 1 mL de disolución de clorhidrato de hidroxilamina y 1 mL de disolución de hidróxido de sodio, se agita y se deja reposar durante 20 min. A continuación se adicionan 2,5 mL de disolución de cloruro de hierro (III), se agita y se deja reposar de nuevo durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 510 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia del éster del ácido acético, 200 µg/mL mL | Alcohol isopropílico mL | Contenido del éster del ácido acético µg |
|---------------------------|--|-------------------------|--|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 20 |
| 2 | 0,2 | 4,8 | 40 |
| 3 | 0,4 | 4,6 | 80 |
| 4 | 0,6 | 4,4 | 120 |
| 5 | 0,8 | 4,2 | 160 |
| 6 | 1 | 4 | 200 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración del éster del ácido acético en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos del éster del ácido acético en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | NIOSH 2549 (3) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |

CG-EM Cromatografía gaseosa - espectrometría de masa
DT Desorción térmica

Bibliografía consultada:

1. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Determinación de la concentración de los ésteres del ácido acético. BDS 14754. República Popular de Bulgaria; 1979.
2. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 2. Sofía: Técnica; 1981.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 2549. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

Estireno

Fundamento del método: El método se basa en la absorción y reacción de nitración de los vapores de estireno con disolución sulfúrica de nitrato de amonio. La intensidad de la coloración amarilla formada es proporcional al contenido de estireno en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 10 µg de estireno en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Dinilo

Reactivos químicos:

- *Disolución de amoníaco*, p.a.
- *Mezcla nitrante*. Se disuelven 10 g de nitrato de amonio (secado a 80 °C durante 2h) en 100 mL de ácido sulfúrico.
- *Disolución de estireno*. Se adicionan 10 mL de ácido acético glacial en un matraz de un trazo de 25 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añaden dos gotas de estireno, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con ácido acético glacial. La masa de estireno se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.

- *Disolución de referencia de estireno*, 200 µg/mL. Se prepara diluyendo convenientemente la disolución anterior con mezcla nitrante, se agita y se deja reaccionar en reposo durante 30 min.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 2 mL cada uno de mezcla nitrante (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire*: 0,5 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 0,2 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 0,5 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 0,5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 0,5 mL, se completa con mezcla nitrante.

A las porciones de ensayo se les deja reposar durante 30 min. A continuación se les añaden 2 mL de agua y disolución de amoníaco, gota a gota, hasta reacción ligeramente alcalina al papel indicador de pH. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 400 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de estireno, 200 µg/mL mL | Mezcla nitrante mL | Contenido de estireno µg |
|---------------------------|---|-----------------------|-----------------------------|
| 0 (*) | 0 | 0,5 | 0 |
| 1 | 0,05 | 0,45 | 10 |
| 2 | 0,1 | 0,4 | 20 |
| 3 | 0,2 | 0,3 | 40 |
| 4 | 0,3 | 0,2 | 60 |
| 5 | 0,4 | 0,1 | 80 |
| 6 | 0,5 | 0 | 100 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de estireno en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de estireno en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Botella de gases | CG-EM | EPA TO-15A | http://www.epa.gov/Standards.html |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-17 | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | NIOSH 1501 (6) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | OSHA 09 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | OSHA 89 | |

CG-DILI Cromatografía gaseosa con detector de ionización de llama
 CG-EM Cromatografía gaseosa - espectrometría de masa
 DT Desorción térmica

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.

2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de estireno. NC 19-01-51. República de Cuba; 1985.
3. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Método de determinación de la concentración de estireno. BDS 14754. República Popular de Bulgaria; 1979.
4. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 2. Sofía: Técnica; 1981.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 1501. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
6. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Éter dietílico

Fundamento del método: El método se basa en la absorción de los vapores de éter dietílico con ácido sulfúrico y su reacción de oxidación posterior con dicromato de potasio en medio ácido. La intensidad de la coloración verde formada es proporcional al contenido de éter dietílico en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,1 mg de éter dietílico en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Otras sustancias oxidables en disolución ácida fría de dicromato de potasio.

Reactivos químicos:

- *Ácido sulfúrico*, pa.
- *Disolución de dicromato de potasio*, 0,17 mol/L (50 g/L)
- *Disolución de éter dietílico*. Se adicionan 3 mL de ácido sulfúrico en un matraz de un trazo de 25 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añaden tres gotas de éter dietílico, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con ácido sulfúrico. La masa de éter dietílico se calcula por dife-

rencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.

- *Disolución de referencia de éter dietílico*, 1 mg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo convenientemente la disolución anterior con ácido sulfúrico.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 5 mL cada uno de ácido sulfúrico (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire*: 0,2 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 0,2 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 4 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 4 mL de la del segundo. Si se toma menos de 4 mL, se completa con ácido sulfúrico.

A las porciones de ensayo se les añade 0,2 mL de disolución de dicromato de potasio, se agita y se deja reposar durante 15 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 590 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de éter dietílico, 1 mg/mL mL | Ácido sulfúrico mL | Contenido de éter dietílico µg |
|---------------------------|--|--------------------|--------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 4 | 0 |
| 1 | 0,1 | 3,9 | 100 |
| 2 | 0,2 | 3,8 | 200 |
| 3 | 0,3 | 3,7 | 300 |
| 4 | 0,4 | 3,6 | 400 |
| 5 | 0,5 | 3,5 | 500 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de éter dietílico en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de éter dietílico en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | NIOSH 1610 (3) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |

CG-DILI Cromatografía gaseosa con detector de ionización de llama

Bibliografía consultada:

1. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Métodos de determinación de la concentración de éter dietílico. BDS 15166. República Popular de Bulgaria; 1980.
2. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 2. Sofia: Técnica; 1981.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on

diskettes). Method N° 1610. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

4. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Fenol

Fundamento del método: El método se basa en la absorción de los vapores de fenol con disolución de hidróxido de sodio y su reacción posterior con nitrito de sodio para formar nitrosofenol. La intensidad de la coloración amarilla formada es proporcional al contenido de fenol en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 4 µg de fenol en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Cresoles

Reactivos químicos:

- *Disolución de hidróxido de sodio*, 1 mol/L (40 g/L)
- *Disolución de ácido sulfúrico*, 4,6 mol/L (25 % v/v)
- *Disolución de nitrito de sodio*, 0,07 mol/L (5 g/L)
- *Disolución de amoníaco*, 2 mol/L (10 % v/v)
- *Disolución de fenol*. Se adicionan 15 mL de disolución de hidróxido de sodio en un matraz de un trazo de 25 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añade un cristal pequeño de fenol recién destilado, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con disolución de hidróxido de sodio. La masa de fenol se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.
- *Disolución de referencia de fenol*, 20 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo convenientemente la disolución anterior con disolución de hidróxido de sodio.

Toma de las muestras:

- *Colector*: Dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 5 mL cada uno de disolución de hidróxido de sodio (véase la figura 58)

- Gasto máximo de aire: 0,5 L/min
- Volumen mínimo necesario de aire: 2 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 2 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 2 mL de la del segundo. Si se toma menos de 2 mL, se completa con disolución de hidróxido de sodio.

A las porciones de ensayo se les añaden 0,1 mL de disolución de ácido sulfúrico y 1 mL de disolución de nitrito de sodio, se agita y se calienta en un baño de agua a ebullición durante 5 min. Se enfría a la temperatura ambiental y se adicionan 2 mL de disolución de amoníaco, se agita y se deja reposar durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 400 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de fenol, 20 µg/mL mL | Disolución de hidróxido de sodio mL | Contenido de fenol µg |
|---------------------------|--|-------------------------------------|-----------------------|
| 0 (*) | 0 | 2 | 0 |
| 1 | 0,2 | 1,8 | 4 |
| 2 | 0,3 | 1,7 | 6 |
| 3 | 0,4 | 1,6 | 8 |
| 4 | 0,5 | 1,5 | 10 |
| 5 | 0,75 | 1,25 | 15 |
| 6 | 1 | 1 | 20 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de fenol en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a_1 \cdot b_1 + a_2 \cdot b_2}{c_1 + c_2} \cdot V_0 \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de fenol en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Botella de gases | CG-EM | EPA TO-15A | |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-17 | http://www.epa.gov/Standards.html |
| Frasco absorbedor | CLAR | EPA TO-8 | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | NIOSH 2546 (6) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-EM | NIOSH 2549 (6) | |
| Tubo con sorbente sólido | CLAR-DUV | OSHA 32 | http://www.osha-slc.gov/dts/sitc/methods/toc.html |

CG-DILI Cromatografía gaseosa con detector de ionización de llama
 CG-EM Cromatografía gaseosa - espectrometría de masa
 CLAR Cromatografía líquida de alta resolución
 CLAR-DUV Cromatografía líquida de alta resolución con detector ultravioleta
 DT Desorción térmica

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de fenol. NC 19-01-54. República de Cuba; 1986.

3. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Determinación de la concentración del fenol. BDS 8567. República Popular de Bulgaria; 1978.
4. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 2. Sofía: Técnica; 1981.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 2546. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
6. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 2549. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
7. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Fluoruro de hidrógeno

Fundamento del método: El método se basa en la disolución del fluoruro de hidrógeno con agua y su reacción posterior con iones de hierro (III) para formar un compuesto incoloro. El exceso de hierro (III) se determina por reacción con tiocianato de potasio. La disminución de la intensidad de la coloración roja de la disolución resultante es proporcional al contenido de fluoruro de hidrógeno en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de fluoruro de hidrógeno en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Cloruro de hidrógeno

Reactivos químicos:

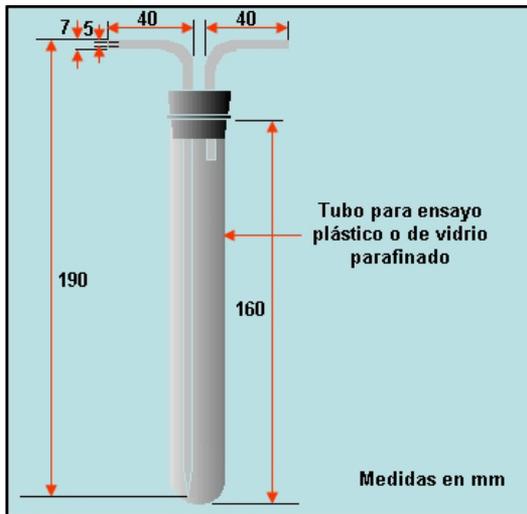
- *Disolución de cloruro de hierro (III)*, 0,025 mol/L (4 g/L) en alcohol etílico
- *Disolución de tiocianato de potasio*, 1 mol/L (100 g/L)

- *Disolución de referencia de fluoruro de hidrógeno*, 100 µg/mL.
Se disuelven 21 mg de fluoruro de sodio (secado previamente a 80 °C durante 2 h) con agua hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de fluoruro de hidrógeno*, 10 µg/mL.
Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbedores de material plástico o de vidrio con paredes previamente parafinadas (figura 63) en serie con 10 mL cada uno de agua.
- *Gasto máximo de aire*: 0,5 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 40 L

Figura 63. Frasco absorbedor para fluoruro de hidrógeno



Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 5 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 5 mL, se completa con agua.

A las porciones de ensayo se les añaden 0,15 mL de disolución de cloruro de hierro (III) y 0,5 mL de disolución de tiocianato de potasio, se agita y se deja reposar durante 20 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración de la disolución se realiza a 515 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de fluoruro de hidrógeno, 10 µg/mL mL | Agua mL | Contenido de fluoruro de hidrógeno µg |
|---------------------------|---|------------|--|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 2 | 0,5 | 4,5 | 5 |
| 3 | 1 | 4 | 10 |
| 4 | 2 | 3 | 20 |
| 5 | 3 | 2 | 30 |
| 6 | 4 | 1 | 40 |
| 7 | 5 | 0 | 50 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de fluoruro de hidrógeno en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de fluoruro de hidrógeno en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

C_1, C_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Filtro impregnado | EIS | NIOSH 7902 (°) | |
| Tubo con sorbente sólido | CI | NIOSH 7903 (°) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/hnampub.html |
| Filtro impregnado | CI-DCE | NIOSH 7906 (°) | |
| Filtro impregnado | EIS | OSHA ID 110 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |

CI Cromatografía iónica
CI-DCE Cromatografía iónica con detector de conductividad electrolítica
EIS Electrodo de ión selectivo

Bibliografía consultada:

1. Comité Estatal para La Ciencia y el Progreso Técnico de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Métodos de determinación de la concentración de fluoruro de hidrógeno y fluoruros. BDS 3899. República Popular de Bulgaria; 1985.
2. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7902. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
4. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7903. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7906. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

Formaldehído

a) Método N° 1

Fundamento del método: El método se basa en la absorción del formaldehído con disolución de ácido sulfúrico y su reacción posterior con ácido cromotrópico en medio sulfúrico fuerte. La intensidad de la coloración violeta formada es proporcional al contenido de formaldehído en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,5 µg de formaldehído en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Fenoles, cresoles, hidrocarburos aromáticos, dióxido de nitrógeno y dióxido de azufre

Reactivos químicos:

- *Ácido sulfúrico*, p.a. y disolución 0,005 mol/L (0,027 % v/v)
- *Disolución de ácido cromotrópico* (sal disódica dihidratada), 0,05 mol/L (20 g/L). Se filtra si es necesario. Esta disolución es estable durante 24 h.
- *Disolución de hidróxido de sodio*, 5 mol/L (200 g/L)
- *Disolución de ácido clorhídrico*, 1,2 mol/L (10 % v/v)
- *Disolución valorada de yodo*, 0,05 mol/L
- *Disolución valorada de tiosulfato de sodio*, 0,1 mol/L
- *Disolución reactivo de almidón*
- *Disolución de formaldehído*. Se diluyen 2,7 mL de disolución de formaldehído p.a. hasta 100 mL con agua. La concentración exacta de esta disolución se determina por valoración con disoluciones de yodo 0,05 mol/L y de tiosulfato de sodio 0,1 mol/L. Esta disolución es estable durante dos meses en refrigeración.

Valoración de la disolución de formaldehído. Se adiciona 1 mL de disolución de formaldehído en un frasco yodimétrico de 200 mL y se le añaden 10 mL de agua y 10 mL de disolución de yodo. A continuación se agrega disolución de hidróxido de sodio, gota a gota, hasta que la disolución adquiera una coloración amarilla clara. Se deja reposar entonces durante 10 min y se añaden 2 mL de

disolución de ácido clorhídrico, se deja reposar de nuevo durante 10 min y se valora el exceso de yodo con disolución de tiosulfato de sodio utilizando disolución reactivo de almidón como indicador. De manera simultánea, se realiza un ensayo en blanco siguiendo el procedimiento anterior, pero usando 1 mL de agua en lugar de la disolución de formaldehído.

La concentración de formaldehído en la disolución (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = (V_b - V) \cdot C_t \cdot 15 \quad (\text{mg/mL})$$

donde:

V_b volumen de disolución de tiosulfato de sodio consumido en la valoración del ensayo en blanco (mL)

V volumen de disolución de tiosulfato de sodio consumido en la valoración de la disolución de formaldehído (mL)

C_t concentración de la disolución de tiosulfato de sodio (mol/L)

- *Disolución de referencia de formaldehído*, 100 $\mu\text{g/mL}$. Se diluye convenientemente la disolución anterior con disolución de ácido sulfúrico. Esta disolución es estable durante dos meses en refrigeración.
- *Disolución de referencia de formaldehído*, 10 $\mu\text{g/mL}$. Se prepara diluyendo 10 mL de la disolución anterior con disolución de ácido sulfúrico hasta 100 mL. Esta disolución es estable durante un mes en refrigeración.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 5 mL cada uno de disolución de ácido sulfúrico (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire*: 0,4 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 1,7 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 3 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 3 mL de la del segundo. Si se toma menos de 3 mL, se completa con disolución de ácido sulfúrico.

A las porciones de ensayo se añaden 0,5 mL de disolución de ácido cromotrópico y 2 mL de ácido sulfúrico, se agita, se calienta en un baño de agua a ebullición durante 30 min y se enfría a la temperatura ambiental. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 570 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de formaldehído, 10 µg/mL mL | Disolución de ácido sulfúrico mL | Contenido de formaldehído µg |
|---------------------------|---|----------------------------------|------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 3 | 0 |
| 1 | 0,05 | 2,95 | 0,5 |
| 2 | 0,1 | 2,9 | 1 |
| 3 | 0,2 | 2,8 | 2 |
| 4 | 0,3 | 2,7 | 3 |
| 5 | 0,4 | 2,6 | 4 |
| 6 | 0,5 | 2,5 | 5 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de formaldehído en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de formaldehído en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|------------------------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CLAR-DUV | EPA TO-11A | |
| Botella de gases | CG-EM | EPA TO-15A | http://www.epa.gov/Standards.html |
| Frasco absorbedor | CLAR-DUV | EPA TO-5 | |
| Tubo con sorbente sólido | CLAR-DUV | NIOSH 2016 (⁷) | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI y CG-EM | NIOSH 2539 (⁸) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | NIOSH 2541 (⁸) | |
| Frasco absorbedor | EAV | NIOSH 3500 (¹⁰) | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DNF | OSHA 52 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |

CG-DILI Cromatografía gaseosa con detector de ionización de llama
 CG-DNF Cromatografía gaseosa con detector de nitrógeno-fósforo
 CG-EM Cromatografía gaseosa - espectrometría de masa
 CLAR-DUV Cromatografía líquida de alta resolución con detector ultravioleta
 EAV Espectrofotometría de absorción visible

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de formaldehído. NC 19-01-46. República de Cuba; 1984.
3. Comité Estatal para la Ciencia el Progreso Técnico de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Determinación de la concentración de formaldehído. BDS 8560. República Popular de Bulgaria; 1983.
4. Ibarra EJ, Aranda PP. Evaluación comparativa en la determinación fotométrica de formaldehído en el aire. Rev Cubana Hig Epidemiol 1992;30(2): 101-8.

5. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 2. Sofía: Técnica; 1981.
6. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 2nd ed. Vol. 1. Method N° P & CAM 125. Cincinnati: US Department of Health, Education, and Welfare; 1977.
7. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 2016. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
8. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 2539. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
9. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 2541. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
10. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 3500. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
11. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

b) Método N° 2

Fundamento del método: El método se basa en la absorción del formaldehído con disolución de ácido sulfúrico y su reacción posterior con sulfito de sodio y pararrosanilina. La intensidad de la coloración roja formada es proporcional al contenido de formaldehído en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,5 µg de formaldehído en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Dióxido de nitrógeno y dióxido de azufre

Reactivos químicos:

- *Disolución de ácido sulfúrico*, 0,005 mol/L (0,027 % v/v)
- *Disolución de pararrosanilina*. Se disuelve 0,16 g de clorhidrato de pararrosanilina con 20 mL de ácido clorhídrico p.a. y se diluye hasta 100 mL con agua. Esta disolución es estable durante varios meses en la oscuridad.
- *Disolución de sulfito de sodio*, 0,8 mmol/L (0,1 g/L). Esta disolución es estable durante 24 h.
- *Disolución de formaldehído* (véase su preparación en el método N° 1)
- *Disolución de referencia de formaldehído*, 100 µg/mL. Se diluye convenientemente la disolución anterior con disolución de ácido sulfúrico. Esta disolución es estable durante dos meses en refrigeración.
- *Disolución de referencia de formaldehído*, 10 µg/mL. Se prepara diluyendo 10 mL de la disolución anterior con disolución de ácido sulfúrico. Esta disolución es estable durante un mes en refrigeración.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 5 mL cada uno de disolución de ácido sulfúrico (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire*: 0,4 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 2 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 2,5 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 2,5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 2,5 mL, se completa con disolución de ácido sulfúrico.

A las porciones de ensayo se les añade 0,25 mL de disolución de pararrosanilina, se agita, se adiciona 0,25 mL de disolución de sulfito de sodio, se agita de nuevo y se deja reposar durante 1 h. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 570 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de formaldehído, 10 µg/mL mL | Disolución de ácido sulfúrico, 005 mol/L mL | Contenido de formaldehído µg |
|---------------------------|---|---|------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 2,5 | 0 |
| 1 | 0,05 | 2,45 | 0,5 |
| 2 | 0,1 | 2,4 | 1 |
| 3 | 0,2 | 2,3 | 2 |
| 4 | 0,4 | 2,1 | 4 |
| 5 | 0,6 | 1,9 | 6 |
| 6 | 0,8 | 1,7 | 8 |
| 7 | 1 | 1,5 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de formaldehído en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de formaldehído en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método Nº 1).

Bibliografía consultada:

1. Ibarra EJ, Aranda PP. Evaluación comparativa en la determinación fotométrica de formaldehído en el aire. Rev Cubana Hig Epidemiol 1992;30(2): 101-8.

2. Miksch RR, Anthon DW, Fanning LZ., Hollowell CD, Reuzan K, Glanville J. Modified pararosaniline method for the determination of formaldehyde in air. *Anal Chem* 1981;53:2118.

c) Método N° 3

Fundamento del método: El método se basa en la absorción y reacción del formaldehído con disolución de acetilacetona y acetato de amonio. La intensidad de la coloración amarilla formada es proporcional al contenido de formaldehído en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de formaldehído en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Dióxido de azufre

Reactivos químicos:

- *Disolución de acetilacetona*, 0,04 mol/L (0,4 % v/v)
- *Disolución de acetato de amonio*, 2,6 mol/L (200 g/L)
- *Disolución de acetilacetona-acetato de amonio*. Se mezclan volúmenes iguales de disolución de acetilacetona y de acetato de amonio. Se prepara en el día de trabajo.
- *Disolución de absorción*. Se mezclan volúmenes iguales de disolución de acetilacetona-acetato de amonio y de agua.
- *Disolución de formaldehído* (véase su preparación en el Método N° 1)
- *Disolución de referencia de formaldehído*, 100 µg/mL. Se diluye convenientemente la disolución anterior con disolución de absorción.
- *Disolución de referencia de formaldehído*, 10 µg/mL. Se prepara diluyendo 10 mL de la disolución anterior con disolución de absorción hasta 100 mL. Esta disolución es estable durante un mes en refrigeración.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbentes de vidrio en serie con 5 mL cada uno de disolución de absorción (véase la figura 58)

- Gasto máximo de aire: 1 L/min
- Volumen mínimo necesario de aire: 2 L

Procedimiento analítico: Los frascos absorbedores se colocan en un baño de agua a ebullición durante 10 min y se enfría después a la temperatura ambiental. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza directamente a 412 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de formaldehído, 10 µg/mL mL | Disolución de absorción mL | Contenido de formaldehído µg |
|---------------------------|---|----------------------------|------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 2,5 | 0 |
| 1 | 0,05 | 2,45 | 0,5 |
| 2 | 0,1 | 2,4 | 1 |
| 3 | 0,2 | 2,3 | 2 |
| 4 | 0,4 | 2,1 | 4 |
| 5 | 0,6 | 1,9 | 6 |
| 6 | 0,8 | 1,7 | 8 |
| 7 | 1 | 1,5 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de formaldehído en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de formaldehído en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)

- b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. Ibarra EJ, Aranda PP. Evaluación comparativa en la determinación fotométrica de formaldehído en el aire. Rev Cubana Hig Epidemiol 1992;30(2): 101-8.
2. Kaisina OV, Krylova NA, Chumicheva OA. Determinación de formaldehído con reactivo de acetilacetona. Gig San 1987;(6):43.

d) Método N° 4

Fundamento del método: El método se basa en la absorción del formaldehído con disolución de ácido sulfúrico y su acción posterior como catalizador en la reacción de diazotación del ácido barbitúrico. El incremento de la intensidad de la coloración amarilla formada por unidad de tiempo es proporcional al contenido de formaldehído en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,05 μg de formaldehído en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Dióxido de azufre

Reactivos químicos:

- *Disoluciones de ácido sulfúrico*, 0,005 mol/L (0,027 % v/v) y 9,2 mol/L (50 % v/v)
- *Disolución de ácido sulfanílico*, 0,06 mol/L (10 g/L) en disolución de ácido sulfúrico 0,25 mol/L (1,4 % v/v)

- *Disolución de nitrito de sodio*, 7,2 mmol/L (0,5 g/L). Se prepara en el momento del análisis.
- *Disolución de ácido barbitúrico*, 3,9 mmol/L (0,5 g/L). Se prepara en el momento del análisis.
- *Disolución de formaldehído* (véase su preparación en el método N° 1)
- *Disolución de referencia de formaldehído*, 100 µg/mL. Se diluye convenientemente la disolución anterior con disolución de ácido sulfúrico. Esta disolución es estable durante dos meses en refrigeración.
- *Disolución de referencia de formaldehído*, 1 µg/mL. Se prepara diluyendo 1 mL de la disolución anterior con disolución de ácido sulfúrico. Esta disolución es estable durante cuatro días a la temperatura ambiental.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 5 mL cada uno de disolución de ácido sulfúrico 0,005 mol/L (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire*: 0,4 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 0,25 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 2 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 2 mL de la del segundo. Si se toma menos de 2 mL, se completa con disolución de ácido sulfúrico 0,005 mol/L.

A las porciones de ensayo se les añaden 2 mL de disolución de ácido sulfanílico, 0,5 mL de disolución de nitrito de sodio y 1 mL de disolución de ácido barbitúrico. Se comienza a medir el tiempo a partir del momento preciso de la última adición, y exactamente a los 10 min se adicionan 2 mL de disolución de ácido sulfúrico 9,2 mol/L, se agita y se deja reposar durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la absorción de radiación ultravioleta de la disolución se realiza a 390 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de cuarzo de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de formaldehído, 1 µg/mL mL | Disolución de ácido sulfúrico, 0,005 mol/L mL | Contenido de formaldehído µg |
|---------------------------|--|---|------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 2 | 0 |
| 1 | 0,05 | 1,95 | 0,05 |
| 2 | 0,1 | 1,9 | 0,1 |
| 3 | 0,15 | 1,85 | 0,15 |
| 4 | 0,2 | 1,8 | 0,2 |
| 5 | 0,25 | 1,75 | 0,25 |
| 6 | 0,3 | 1,7 | 0,3 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de formaldehído en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a_1 \cdot b_1 + a_2 \cdot b_2}{\frac{c_1}{c_2} V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de formaldehído en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método Nº 1).

Bibliografía consultada:

1. Ibarra EJ, Aranda PP. Evaluación comparativa en la determinación fotométrica de formaldehído en el aire. Rev Cubana Hig Epidemiol 1992;30(2): 101-8.

2. Klochkovski SP, Tzinman ID, Kagramanian IP. Determinación de microcantidades de formaldehído en el aire. *Gig San* 1981;(7):47.

e) Método N° 5

Fundamento del método: El método se basa en la retención cuantitativa del formaldehído del aire cuando éste pasa a través de un tubo de captación activa que contiene silicagel. El formaldehído se adsorbe sobre la silicagel y se extrae con disolución de ácido sulfúrico y se hace interactuar con ácido cromotrópico en medio sulfúrico fuerte. La intensidad de la coloración violeta formada es proporcional al contenido de formaldehído en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,5 µg de formaldehído en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Fenoles, cresoles, hidrocarburos aromáticos, dióxido de nitrógeno y dióxido de azufre

Reactivos químicos:

- *Ácido sulfúrico*, p.a. y disolución 0,005 mol/L (0,027 % v/v)
- *Disolución de ácido cromotrópico* (sal disódica dihidratada), 0,05 mol/L (20 g/L). Se filtra si es necesario. Esta disolución es estable durante dos días.
- *Disolución de formaldehído* (véase su preparación en el método N° 1)
- *Disolución de referencia de formaldehído*, 100 µg/mL. Se diluye convenientemente la disolución anterior con disolución de ácido sulfúrico. Esta disolución es estable durante dos meses en refrigeración.
- *Disolución de referencia de formaldehído*, 10 µg/mL. Se prepara diluyendo 10 mL de la disolución anterior con disolución de ácido sulfúrico hasta 100 mL. Esta disolución es estable durante un mes en refrigeración.

Toma de las muestras:

- *Colector:* un tubo de captación activa (véase la figura 59) con silicagel granulada (30-60 mesh) activada a 180 °C durante 2 h.

- *Aparato de aspiración de aire:* bomba manual de aspiración (tipo Dräger)
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 1,7 L

Procedimiento analítico: Las secciones A y B del sorbente del tubo de captación activa se transfieren por separado a dos tubos para ensayo con tapa, se añaden en cada uno 5 mL de disolución de ácido sulfúrico, se agita mecánicamente durante 5 min y se centrifuga a 2500 r/min durante 10 min. Para el análisis se toma hasta 3 mL de cada una de las disoluciones de la muestra y se completa, si es necesario, hasta 3 mL con disolución de ácido sulfúrico.

A las porciones de ensayo se añaden 0,5 mL de disolución de ácido cromotrópico y 2 mL de ácido sulfúrico, se agita, se calienta en un baño de agua a ebullición durante 30 min y se enfría a la temperatura ambiental. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 570 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de formaldehído, 10 µg/mL mL | Disolución de ácido sulfúrico mL | Contenido de formaldehído µg |
|---------------------------|---|----------------------------------|------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 3 | 0 |
| 1 | 0,05 | 2,95 | 0,5 |
| 2 | 0,1 | 2,9 | 1 |
| 3 | 0,2 | 2,8 | 2 |
| 4 | 0,3 | 2,7 | 3 |
| 5 | 0,4 | 2,6 | 4 |
| 6 | 0,5 | 2,5 | 5 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de formaldehído en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de formaldehído en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (μg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Observación: Se procederá al cálculo de la concentración siempre que el contenido de formaldehído hallado en la sección B sea no mayor que el 25 % del total. En el caso contrario, no se garantiza que la retención del formaldehído en el tubo de captación activa haya sido suficientemente cuantitativa.

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de formaldehído. NC 19-01-46. República de Cuba; 1984.
2. Ibarra EJ, Aranda PP. Evaluación comparativa en la determinación fotométrica de formaldehído en el aire. Rev Cubana Hig Epidemiol 1992;30(2): 101-8.
3. Ibarra EJ, Aranda PP, Duarte O, Anceáume T. Determinación de formaldehído en el aire mediante tubos de captación activa. Fondo Nacional de Manuscritos Científico Técnico del Instituto de Documentación e Información Científica y Técnica de la Academia de Ciencias de Cuba; 1994.

Furfural

Fundamento del método: El método se basa en la absorción de los vapores de furfural con disolución alcohólica de ácido acético y su reacción posterior con anilina. La intensidad de la coloración roja formada es proporcional al contenido de furfural en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,5 µg de furfural en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Disolución de absorción.* Se diluyen 50 mL de ácido acético glacial con alcohol etílico hasta 100 mL.
- *Disolución de anilina,* 1,1 mol/L (10 % v/v) en alcohol etílico
- *Disolución de furfural.* Se adicionan 15 mL de alcohol etílico en un matraz de un trazo de 50 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añaden dos gotas de furfural, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con alcohol etílico. La masa de furfural se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.
- *Disolución de referencia de furfural,* 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo convenientemente la disolución anterior con disolución de absorción.

Toma de las muestras:

- *Colector:* dos frascos absorbentes de vidrio en serie con 10 mL cada uno de disolución de absorción (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire:* 0,5 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 0,1 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 5 mL de la disolución del primer frasco absorbente y 5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de absorción.

A las porciones de ensayo se les añade 0,5 mL de disolución de anilina, se agita y se deja reposar durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 530 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de furfural, 10 µg/mL mL | Disolución de absorción mL | Contenido de furfural µg |
|---------------------------|---|----------------------------|--------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,05 | 4,95 | 0,5 |
| 2 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 3 | 0,2 | 4,8 | 2 |
| 4 | 0,4 | 4,6 | 4 |
| 5 | 0,6 | 4,4 | 6 |
| 6 | 0,8 | 4,2 | 8 |
| 7 | 1 | 4 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de furfural en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de furfural en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI y CG-EM | NIOSH 2529 (4) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmapub.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI y CG-EM | NIOSH 2539 (5) | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | OSHA 72 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |

CG-DILI Cromatografía gaseosa con detector de ionización de llama
CG-EM Cromatografía gaseosa - espectrometría de masa

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de furfural. NC 19-01-59. República de Cuba; 1987.
3. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 2. Sofía: Técnica; 1981.
4. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 2529. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 2539. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
6. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Halotano (2-bromo -2-cloro-1,1,1-trifluoretano)

Fundamento del método: El método se basa en la absorción de los vapores de halotano con alcohol etílico y su reacción posterior

con piridina y anilina. La intensidad de la coloración formada es proporcional al contenido de halotano en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 10 μg de halotano en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Ácido acético glacial*
- *Alcohol etílico, p.a.*
- *Anilina, (recién destilada)*
- *Disolución de piridina.* Se mezclan 100 mL de piridina con 28 mL de agua.
- *Disolución de hidróxido de sodio, 0,1 mol/L (4 g/L)*
- *Disolución de halotano.* Se adicionan 10 mL de alcohol etílico en un matraz de un trazo de 25 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añaden dos gotas de halotano, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con alcohol etílico. La masa de halotano se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.
- *Disolución de referencia de halotano, 100 $\mu\text{g}/\text{mL}$* Se prepara en el momento del análisis diluyendo convenientemente la disolución anterior con alcohol etílico.

Toma de las muestras:

- *Colector:* dos frascos absorbentes de vidrio en serie con 5 mL cada uno de alcohol etílico (véase la figura 58). Durante la toma de las muestras, y para evitar la evaporación del alcohol etílico, los frascos absorbentes se colocan en un recipiente adecuado con mezcla frigorífica de sal común y hielo en proporción de 1:3.
- *Gasto máximo de aire:* 0,1 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 0,5 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 1 mL de la disolución del primer frasco absorbente y 1 mL

de la del segundo. Si se toma menos de 1 mL, se completa con alcohol etílico.

A las porciones de ensayo se les añaden 3 mL de disolución de piridina y 0,1 mL de disolución de hidróxido de sodio, se agita y se calienta en un baño de agua a 85-87 °C durante 20 min. Se enfría a la temperatura ambiental, se adicionan 0,4 mL de ácido acético y cuatro gotas de anilina, se agita y se deja reposar durante 15 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 496 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de halotano, 100 µg/mL | Alcohol etílico | Contenido de halotano |
|---------------------------|---|-----------------|-----------------------|
| | mL | mL | µg |
| 0 (*) | 0 | 1 | 0 |
| 1 | 0,1 | 0,9 | 10 |
| 2 | 0,2 | 0,8 | 20 |
| 3 | 0,4 | 0,6 | 40 |
| 4 | 0,6 | 0,4 | 60 |
| 5 | 0,8 | 0,2 | 80 |
| 6 | 1 | 0 | 100 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de halotano en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- a_1, a_2 contenidos de halotano en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)
- b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|---------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | OSHA 29 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | OSHA 103 | |

CG-DILI Cromatografía gaseosa con detector de ionización de llama

Bibliografía consultada:

1. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Método de determinación de halotano (2-bromo-2-cloro-1,1,1-trifluoretano). BDS 15036. República Popular de Bulgaria; 1980.
2. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 2. Sofía: Técnica; 1981.

Hidróxido de sodio

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de hidróxido de sodio sobre un embudo con placa de vidrio sinterizado, su disolución con agua y valoración posterior con disolución de ácido sulfúrico 0,005 mol/L. El volumen consumido de disolución de ácido sulfúrico en la valoración es proporcional al contenido de hidróxido de sodio en la muestra.

Sensibilidad: 0,04 mg de hidróxido de sodio en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Otros aerosoles ácidos y alcalinos

Reactivos químicos:

- *Disolución valorada de ácido sulfúrico*, 0,005 mol/L
- *Disolución indicadora de rojo de metilo*. Se disuelve 0,1 g de rojo de metilo en un matraz de un trazo de 100 mL con 50 mL de alcohol etílico y se lleva a volumen con agua.

Toma de las muestras:

- *Colector:* embudo con placa de vidrio sinterizado N° 1
- *Gasto máximo de aire:* 10 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 427 L

Procedimiento analítico: El embudo con la muestra se lava con porciones pequeñas de agua calentada previamente a ebullición, recogiendo los lavados en un cilindro graduado de 50 mL. El lavado se realiza hasta reacción neutra al papel tornasol. El volumen final de la disolución se completa hasta 40 mL. Para el análisis se toman por separado dos porciones de 15 mL cada una de la disolución de la muestra y se colocan en sendos frascos cónicos. Las valoraciones se realizan con disolución de ácido sulfúrico y con disolución indicadora de rojo de metilo. De forma simultánea, se realiza un ensayo en blanco con 15 mL de agua en lugar de la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de hidróxido de sodio en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{(V_2 - V_1) \cdot b \cdot 400}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- V_1 volumen de disolución de ácido sulfúrico consumido en la valoración de la disolución del ensayo en blanco (mL)
- V_2 volumen de disolución de ácido sulfúrico consumido en la valoración de la muestra (mL)
- b volumen total de la disolución de la muestra (mL)
- c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|------------------|------------------|----------------|---|
| Filtro de teflón | EAA o EEA | OSHA ID 121 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Filtro de teflón | T | NIOSH 7401 (5) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmampub.html |

EAA Espectrofotometría de absorción atómica
 EEA Espectrofotometría de emisión atómica
 T Titrimetría

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de hidróxido de sodio. NC 19-01-53. República de Cuba; 1986.
3. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
4. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 2nd ed. Vol. 4. Method N° S381. Cincinnati: US Department of Health, Education and Welfare; 1978.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7401. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

Hierro y sus compuestos inorgánicos

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de hierro sobre un filtro de PVC, su disolución con ácido sulfúrico y la reacción posterior con ácido 5-sulfosalicílico en medio amoniacal. La intensidad de la coloración amarilla formada es proporcional al contenido de hierro en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 μg de óxido de hierro (III) en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Cobre, níquel, cobalto y manganeso. Esta última posible interferencia se elimina por adición de clorhidrato de hidroxilamina a la porción de ensayo (véase el procedimiento analítico)

Reactivos químicos:

- *Clorhidrato de hidroxilamina*
- *Disolución de amoníaco*, p.a.
- *Disolución de ácido sulfúrico*, 1,8 mol/L (10 % v/v)
- *Disolución de ácido 5-sulfosalicílico* (dihidratado), 0,4 mol/L (100 g/L)
- *Disolución de referencia de óxido de hierro (III)*, 100 $\mu\text{g}/\text{mL}$. Se disuelven 35,2 mg de sulfato de hierro (III) noahidratado con disolución de ácido sulfúrico hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de óxido de hierro (III)*, 10 $\mu\text{g}/\text{mL}$. Se prepara diluyendo 10 mL de la disolución anterior con disolución de ácido sulfúrico hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector:* portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- Gasto máximo de aire: 10 L/min
- Volumen mínimo necesario de aire: 2 L

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se coloca en un vaso de precipitados, se le añaden 10 mL de disolución de ácido

sulfúrico, se agita, se calienta a ebullición y el líquido se trasvasa a un cilindro graduado de 50 mL. El filtro se lava con tres porciones adicionales de 10 mL cada una de disolución de ácido sulfúrico hirviente, se filtra a través de un filtro de papel, se unen las porciones de lavado en el cilindro graduado y se mide el volumen total de la disolución. Para el análisis se toma hasta 5 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de ácido sulfúrico.

A la porción de ensayo se le añade 0,5 mL de disolución de ácido 5-sulfosalicílico, se agita, se le adiciona entonces 1 mL de disolución de amoníaco, se agita de nuevo y se deja reposar durante 10 min. Si existe la posibilidad de interferencia de manganeso, antes de añadir la disolución de amoníaco se adiciona 0,2 g de clorhidrato de hidroxilamina. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 430 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de óxido de hierro (III), 10 µg/mL mL | Disolución de ácido sulfúrico mL | Contenido de óxido de hierro (III) µg |
|---------------------------|--|----------------------------------|---------------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 2 | 0,2 | 4,8 | 2 |
| 3 | 0,4 | 4,6 | 4 |
| 4 | 0,6 | 4,4 | 6 |
| 5 | 0,8 | 4,2 | 8 |
| 6 | 1 | 4 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de hierro -expresada como de óxido de hierro (III)- en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a contenido de óxido de hierro (III) en el volumen analizado de disolución (µg)

b volumen total de la disolución de la muestra (mL)

c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)

*V*₀ volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------|------------------|----------------|---|
| Filtro de membrana | EAA o EEA | OSHA ID 121 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | OSHA ID 125G | |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | NIOSH 7300 (*) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |

EAA Espectrofotometría de absorción atómica

EEA Espectrofotometría de emisión atómica

EEA-PIA Espectrofotometría de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de la concentración de aerosoles de hierro. NC 19-01-23. República de Cuba; 1988.
3. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
4. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7300. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

Manganeso y sus compuestos inorgánicos

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de manganeso sobre un filtro de PVC, su disolución con ácido sulfúrico y ácido oxálico y la reacción posterior con persulfato de amonio en presencia de nitrato de plata. La intensidad de la coloración violeta formada es proporcional al contenido de manganeso en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de manganeso en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Compuestos de cromo y de hierro (estos últimos sólo si sus concentraciones exceden a la de manganeso en la muestra)

Reactivos químicos:

- *Disolución de ácido sulfúrico*, 0,9 mol/L (5 % v/v)
- *Disolución de ácido oxálico* (dihidratado), 0,6 mol/L (80 g/L)
- *Disolución de ácido oxálico en ácido sulfúrico*. Se mezclan volúmenes iguales de disolución de ácido oxálico y de ácido sulfúrico p.a. Se prepara en el momento del análisis.
- *Disolución de nitrato de plata*, 0,06 mol/L (10 g/L)
- *Disolución de persulfato de amonio*, 0,44 mol/L (100 g/L). Se prepara en el momento del análisis.
- *Disolución de referencia de manganeso*, 100 µg/mL. Se disuelven 34,0 mg de sulfato de manganeso (II) dihidratado con disolución de ácido sulfúrico hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de manganeso*, 10 µg/mL. Se prepara diluyendo 10 mL de la disolución anterior con disolución de ácido sulfúrico hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector*: portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire*: 10 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 1,6 L

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se coloca en un crisol de porcelana, se introduce en una mufla fría y se eleva gradualmente la temperatura hasta 700 °C. Se continúa el calentamiento durante 40 min. Las cenizas, después de enfriadas, se tratan con 2 mL de disolución de ácido oxálico en ácido sulfúrico, el crisol se coloca en un baño de arena y se calienta suavemente hasta sequedad. El residuo se disuelve entonces con 20 mL de disolución de ácido sulfúrico y se centrifuga a 2 500 r/min durante 10 min. Para el análisis se toma hasta 5 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de ácido sulfúrico.

A la porción de ensayo se le añaden 0,1 mL de disolución de nitrato de plata y 1 mL de disolución de persulfato de amonio, se agita, se coloca el tubo en un baño de agua a 80 °C durante 5 min y se enfría a la temperatura ambiental. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 525 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de manganeso, 10 µg/mL mL | Disolución de ácido sulfúrico mL | Contenido de manganeso µg |
|---------------------------|--|----------------------------------|---------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 2 | 0,2 | 4,8 | 2 |
| 3 | 0,4 | 4,6 | 4 |
| 4 | 0,6 | 4,4 | 6 |
| 5 | 0,8 | 4,2 | 8 |
| 6 | 1 | 4 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de manganeso en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a contenido de manganeso en el volumen analizado de disolución (µg)

b volumen total de la disolución de la muestra (mL)

c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)

*V*₀ volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------|------------------|----------------|---|
| Filtro de membrana | EAA o EEA | OSHA ID 121 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | OSHA ID 125G | |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | NIOSH 7300 (*) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |

EAA Espectrofotometría de absorción atómica

EEA Espectrofotometría de emisión atómica

EEA-PIA Espectrofotometría de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de manganeso y sus compuestos inorgánicos. NC 19-01-27. República de Cuba; 1982.
3. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
4. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7300. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
5. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Mercurio (vapores)

a) Método N° 1

Fundamento del método: El método se basa en la retención mediante reacción química de los vapores de mercurio con disolución de yodo para formar el ión yodomercurato, que en presencia de cloruro de cobre (II) y sulfito de sodio, da lugar a un precipitado de color rojo ladrillo. La intensidad de la coloración del sedimento formado es proporcional al contenido de mercurio en la muestra y se determina por comparación visual con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,1 µg de mercurio en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Disolución de absorción.* Se disuelven 2,5 g de yodo y 30 g de yoduro de potasio con agua hasta 1 L.
- *Disolución de cloruro de cobre (II)* (dihidratado), 0,41 mol/L (70 g/L)
- *Disolución de sulfito de sodio*, 1,6 mol/L (200 g/L)
- *Disolución combinada.* Se mezcla un volumen de disolución de cloruro de cobre (II) con cinco volúmenes de disolución de sulfito de sodio, se agita hasta la disolución total del precipitado formado y se filtra si es necesario. Se prepara en el momento del análisis.
- *Disolución de referencia de mercurio*, 100 µg/mL. Se disuelven 13,5 mg de cloruro de mercurio (II) con disolución de absorción hasta 100 mL. Esta disolución es estable durante seis meses protegida de la luz.
- *Disolución de referencia de mercurio*, 1 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 1 mL de la disolución anterior con disolución de absorción hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector:* dos frascos absorbentes de vidrio en serie con 2 mL cada uno de disolución de absorción (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire:* 1 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 4 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 1 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 1 mL de la del segundo. Si se toma menos de 1 mL, se completa con disolución de absorción.

Las porciones de ensayo se colocan en sendos tubos para ensayo de fondo plano y se añade en cada uno 1 mL de disolución combinada, se agita y se deja reposar durante 20 min. La coloración del sedimento formado se compara visualmente con la de la escala de referencia sobre fondo blanco.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de mercurio, 1 µg/mL mL | Disolución de absorción mL | Contenido de mercurio µg |
|---------------------------|---|-------------------------------|-----------------------------|
| 0 (*) | 0 | 1 | 0 |
| 1 | 0,1 | 0,9 | 0,1 |
| 2 | 0,2 | 0,8 | 0,2 |
| 3 | 0,4 | 0,6 | 0,4 |
| 4 | 0,6 | 0,4 | 0,6 |
| 5 | 0,8 | 0,2 | 0,8 |
| 6 | 1 | 0 | 1 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de mercurio en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a_1 \cdot b_1 + a_2 \cdot b_2}{V_0} \frac{c_2}{c_1} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de mercurio en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)

- b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|---|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | EAA-TVF | NIOSH 6009 (6) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmapub.html |
| Tubo con sorbente sólido o dosímetro pasivo | EAA-TVF | OSHA ID 140 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |

EAA-TVF Espectrofotometría de absorción atómica con la técnica de "vapor frío"

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de vapores de mercurio. NC 19-01-33. República de Cuba; 1982.
3. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Métodos de determinación de mercurio (vapores de mercurio). BDS 2598. República Popular de Bulgaria; 1979.
4. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 6009. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
6. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

b) Método N° 2

Fundamento del método: El método se basa en la absorción y reacción de los vapores de mercurio con disolución de yodo y su reducción posterior a mercurio metálico con ácido L-ascórbico en medio alcalino. Los vapores de mercurio se liberan de la disolución mediante inyección de aire y pasan entonces a través de una cubeta de vidrio con ventanas de cuarzo de un espectrofotómetro de absorción atómica. La intensidad de la absorción producida a 253,7 nm es proporcional al contenido de mercurio en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,01 µg de mercurio en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Disolución de absorción.* Se disuelven 2,5 g de yodo y 30 g de yoduro de potasio con agua hasta 1 L.
- *Disolución de ácido L-ascórbico,* 0,57 mol/L (100 g/L). Se prepara en el momento del análisis.
- *Disolución de hidróxido de sodio,* 2,5 mol/L (100 g/L)
- *Disolución de referencia de mercurio,* 100 µg/mL. Se disuelven 13,5 mg de cloruro de mercurio (II) con disolución de absorción hasta 100 mL. Esta disolución es estable durante seis meses protegida de la luz.
- *Disolución de referencia de mercurio,* 1 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 1 mL de la disolución anterior con disolución de absorción hasta 100 mL.

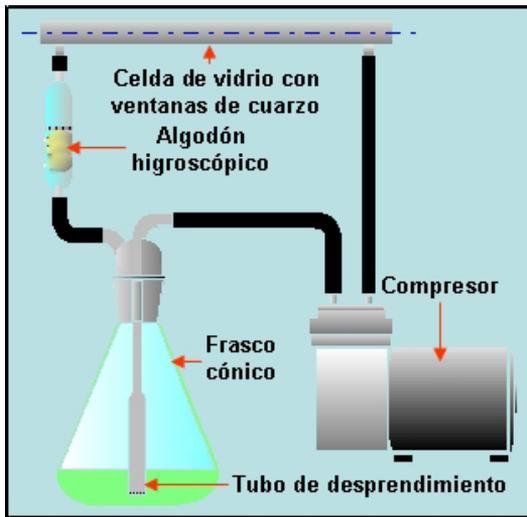
Toma de las muestras:

- *Colector:* dos frascos absorbentes de vidrio en serie con 2 mL cada uno de disolución de absorción (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire:* 1 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 0,4 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 1 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 1 mL de la del segundo, y se colocan en sendos frascos cónicos. Si se toma menos de 1 mL, se completa con disolución de absorción.

Se conecta el espectrofotómetro de absorción atómica con los accesorios correspondientes para la determinación de mercurio (figura 64) y se ajustan los parámetros de operación indicados por el fabricante.

Figura 64. Sistema generador de vapores de mercurio



A las porciones de ensayo se añade agua hasta que el nivel del líquido sobrepase ligeramente el extremo inferior del tubo de desprendimiento. A continuación se adicionan 0,2 mL de disolución de ácido L-ascórbico y 0,2 mL de disolución de hidróxido de sodio, se agita, se conecta inmediatamente el frasco al sistema de desprendimiento de los vapores de mercurio en el espectrofotómetro de absorción atómica y se enciende el compresor, determinándose la absorbancia máxima en el detector a 253,7 nm.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del frasco de referencia | Disolución de referencia de mercurio, 1 µg/mL mL | Disolución de absorción mL | Contenido de mercurio µg |
|-----------------------------|--|----------------------------|--------------------------|
| 0 (*) | 0 | 1 | 0 |
| 1 | 0,05 | 0,95 | 0,05 |
| 2 | 0,1 | 0,9 | 0,1 |
| 3 | 0,2 | 0,8 | 0,2 |
| 4 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| 5 | 0,8 | 0,2 | 0,8 |

(*) Ensayo en blanco

Con los frascos cónicos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de mercurio en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de mercurio en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbentes 1 y 2 (µg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbentes 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbentes 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. Zeliukova IuV, Vitkun RA, Kravchenko TB, Poluektov MS. Determinación por absorción atómica de mercurio en el aire. Gig. San. 1976;(1):66.

c) Método N° 3

Fundamento del método: El método se basa en la retención cuantitativa de los vapores de mercurio del aire cuando éstos pasan a través de un tubo de captación activa que contiene silicagel impregnada con permanganato de potasio y ácido sulfúrico. El mercurio retenido se extrae con una mezcla de ácidos clorhídrico y nítrico y se hace reaccionar con cloruro de estaño (II), donde se vuelve a formar mercurio metálico. Los vapores correspondientes de mercurio se liberan de la disolución mediante inyección de aire y pasan a través de una celda de vidrio con ventanas de cuarzo de un espectrofotómetro de absorción atómica. La intensidad de la absorción producida a 253,7 nm es proporcional al contenido de mercurio en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,01 µg de mercurio en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Ácido clorhídrico*, p.a.
- *Ácido nítrico*, p.a.
- *Disolución de cloruro de estaño (II)* (dihidratado), 0,9 mol/L (200 g/L) en disolución de ácido clorhídrico 6 mol/L (50 % v/v)
- *Disolución de referencia de mercurio*, 100 µg/mL. Se disuelven 13,5 mg de cloruro de mercurio (II) con agua hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de mercurio*, 1 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 1 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.
- *Silicagel impregnada con permanganato de potasio y ácido sulfúrico*. La impregnación se realiza sumergiendo la silicagel granulada (30-60 mesh) en disolución recién preparada de permanganato de potasio 0,38 mol/L (60 g/L) en ácido sulfúrico 1,8 mol/L (10 % v/v) durante 1 min. Posteriormente se escurre el líquido sobrenadante en un embudo con placa de vidrio sinterizado, aplicando vacío, y se seca en una estufa a 70 °C durante 2 h, agitando periódicamente.

Toma de las muestras:

- *Colector:* tubo de captación activa con silicagel impregnada con permanganato de potasio y ácido sulfúrico (véase la figura 59)
- *Aparato de aspiración de aire:* bomba manual de aspiración (tipo Dräger)
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 0,2 L

Procedimiento analítico: Las secciones A y B del sorbente del tubo de captación activa se transfieren por separado a dos frascos cónicos de 100 mL, se añaden en cada uno 2 mL de ácido nítrico y 2 mL de ácido clorhídrico, se cubren con sendos vidrios de reloj y se calientan suavemente a ebullición en una plancha eléctrica hasta que desaparezca la coloración parda. A continuación se enfría a la temperatura ambiental, se transfiere el líquido a un matraz de un trazo de 25 mL y se lleva a volumen con agua. Para el análisis se toma el volumen total o una alícuota de cada una de las disoluciones de la muestra y se colocan en sendos frascos cónicos de 150 mL.

Se conecta el espectrofotómetro de absorción atómica con los accesorios correspondientes para la determinación de mercurio (figura 64) y se ajustan los parámetros de operación indicados por el fabricante.

A las porciones de ensayo se añade agua hasta que el nivel del líquido sobrepase ligeramente el extremo inferior del tubo de desprendimiento. A continuación se adicionan 1 mL de disolución de cloruro de estaño (II), se agita, se conecta inmediatamente el frasco al sistema de desprendimiento de los vapores de mercurio en el espectrofotómetro de absorción atómica y se enciende el compresor, determinándose la absorbancia máxima en el detector a 253,7 nm.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del frasco de referencia | Disolución de referencia de mercurio, 1 µg/mL mL | Contenido de mercurio µg |
|-----------------------------|--|--------------------------|
| 0 (*) | 0 | 0 |
| 1 | 0,05 | 0,05 |
| 2 | 0,1 | 0,1 |
| 3 | 0,2 | 0,2 |
| 4 | 0,3 | 0,4 |
| 5 | 0,4 | 0,6 |
| 6 | 0,5 | 0,8 |

(*) Ensayo en blanco

Con los frascos cónicos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de mercurio en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de mercurio en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (μg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a las secciones A y B de la muestra (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. Ibarra EJ, González PJ, Duarte O, Aranda PP. Tubos con sili-cagel impregnada para la toma de muestras de vapores de mercurio. Rev Cubana Hig Epidem 1989;27(3):340-8.
2. Rathje AO, Marcero DH. Improved hopcalite procedure for the determination of mercury vapor in air by flameless atomic absorption. Am Ind Hyg Assoc J 1974;35(9):571.

Nicotina [1-metil-2-(3-piridil)-pirrolidina]

Fundamento del método: El método se basa en la absorción de los vapores de nicotina con disolución de ácido clorhídrico y su reacción posterior con sulfanilato de amonio y bromuro de cianóge-

no. La intensidad de la coloración amarilla formada es proporcional al contenido de nicotina en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,5 µg de nicotina en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Piridina, anabasina, α y β -picolininas y otras bases orgánicas

Reactivos químicos:

- *Disolución de ácido clorhídrico*, 0,1 mol/L (0,85 % v/v)
- *Disoluciones de hidróxido de sodio*, 0,1 mol/L (4 g/L) y 1 mol/L (40 g/L)
- *Disolución de fenolftaleína*, 0,016 mol/L (5 g/L) en alcohol etílico
- *Disolución de bromuro de cianógeno*. Se adicionan 2 mL de bromo líquido en un frasco cónico con tapa con 50 mL de agua, se tapa, se agita vigorosamente y se deja reposar durante 24 h. El agua de bromo se decanta a otro frasco y se le añade disolución de tiocianato de amonio 1,3 mol/L (100 g/L), gota a gota, hasta coloración amarilla pálida, y luego disolución de tiocianato de amonio 0,13 mol/L (10 g/L) hasta decoloración total de la disolución, evitando un exceso de tiocianato de amonio. Se adiciona entonces carbonato de calcio en polvo en pequeñas porciones hasta que cese el desprendimiento de dióxido de carbono y aparezca un precipitado. La disolución se deja reposar en la oscuridad durante 2 h y después se filtra. Esta disolución es estable durante 24 h.
- *Disolución de sulfanilato de amonio*. Se disuelve 0,1 g de ácido sulfanílico con 150 mL de agua, se añaden 2 mL de disolución de amoníaco 0,7 mol/L (5 % v/v) y se agita. Esta disolución es estable durante tres días.
- *Disolución neutralizada*. Se neutralizan 25 mL de disolución de ácido clorhídrico con disolución de hidróxido de sodio 0,1 mol/L en presencia de una gota de disolución de fenolftaleína hasta la aparición de una coloración rosada. Se procede entonces a la decoloración con una o dos gotas de disolución de ácido clorhídrico.

- *Disolución de nicotina.* Se adicionan 10 mL de disolución de ácido clorhídrico en un matraz de un trazo de 50 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añade 0,05 mL de nicotina, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con disolución de ácido clorhídrico. La masa de nicotina se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.
- *Disolución de referencia de nicotina, 10 µg/mL.* Se prepara en el momento del análisis diluyendo convenientemente la disolución anterior con disolución de ácido clorhídrico.

Toma de las muestras:

- *Colector:* dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 4 mL cada uno de disolución de ácido clorhídrico (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire:* 0,5 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 21 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 3 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 3 mL de la del segundo. Si se toma menos de 3 mL, se completa con disolución de ácido clorhídrico.

A las porciones de ensayo se añade una gota de disolución de fenolfaleína, se neutraliza con disoluciones de hidróxido de sodio 1 y 0,1 mol/L, gota a gota, hasta la aparición de una coloración ligeramente rosada y se completa el volumen hasta 4 mL con disolución neutralizada. A continuación se añaden 1 mL de disolución de sulfanilato de amonio y 1 mL de disolución de bromuro de cianógeno y se agita vigorosamente. Si la disolución tiene coloración rosada, se le añade una o dos gotas de disolución de ácido clorhídrico y se deja reposar durante 30 min en la oscuridad. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 390 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de nicotina, 10 µg/mL mL | Disolución de ácido clorhídrico mL | Contenido de nicotina µg |
|---------------------------|---|------------------------------------|--------------------------|
| 0 (*) | 0 | 3 | 0 |
| 1 | 0,05 | 2,95 | 0,5 |
| 2 | 0,1 | 2,9 | 1 |
| 3 | 0,2 | 2,8 | 2 |
| 4 | 0,4 | 2,6 | 4 |
| 5 | 0,6 | 2,4 | 6 |
| 6 | 0,8 | 2,2 | 8 |
| 7 | 1 | 2 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de nicotina en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de nicotina en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|----------------------------|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CG-DNF | NIOSH 2544 (°) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DNF | NIOSH 2551 (°) | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DNF | OSHA CSI | http://www.osha-slc.gov/dts/slc/methods/toc.html |
| Filtro de fibras de vidrio | CG-DEN | EPA IP-2B | http://www.epa.gov/Standards.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DNF | ASTM D 5075 | http://www.astm.org/cgi-bin/SofCart.exe/STORE/store.htm?E+mystore |

CG-DEN Cromatografía gaseosa con detector específico de nitrógeno

CG-DNF Cromatografía con detector de nitrógeno-fósforo

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 2544. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 2551. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

Níquel y sus compuestos inorgánicos (excepto carbonilo)

a) Método N° 1

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de níquel sobre un filtro de PVC, su disolución con ácido nítrico y la reacción posterior de los iones de níquel con dimetilgloxima en medio alcalino y en presencia de un agente oxidante apropiado. La intensidad de la coloración roja formada es proporcional al contenido de níquel en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de níquel en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Cobre, hierro y cobalto. Estas interferencias se eliminan aislando cuantitativamente el complejo de níquel mediante extracción con cloroformo (véase el procedimiento analítico).

Reactivos químicos:

- *Cloroformo*
- *Disoluciones de ácido nítrico*, 1,4 mol/L (10 % v/v) y 7,2 mol/L (50 % v/v)
- *Disolución de hidróxido de sodio*, 1 mol/L (40 g/L)
- *Disolución de citrato de tri-sodio* (trihidratado), 0,7 mol/L (200 g/L)
- *Disolución de dimetilglioxima*, 0,09 mol/L (10 g/L) en disolución de hidróxido de sodio 1,25 mol/L (50 g/L)
- *Disolución de persulfato de amonio*, 0,13 mol/L (30 g/L). Se prepara en el momento del análisis.
- *Disoluciones de amoníaco*, 0,7 mol/L (5 % v/v) y 6,7 mol/L (50 % v/v)
- *Disolución de referencia de níquel*, 100 µg/mL. Se disuelven 47,8 mg de sulfato de níquel (II) heptahidratado con disolución de ácido nítrico 1,4 mol/L hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de níquel*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con disolución de ácido nítrico 1,4 mol/L hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector:* portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire:* 20 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 8 L

Procedimiento analítico: Si la muestra contiene compuestos insolubles de níquel, el filtro se coloca en un crisol de porcelana y se incinera en una mufla a 600 °C durante 2 h. Se enfría a la temperatura ambiental, se le añaden 5 mL de disolución de ácido nítrico 7,2 mol/L y se calienta a ebullición. El contenido del crisol se lleva a sequedad en un baño de agua a ebullición, el residuo se disuelve

con 10 mL de disolución de ácido nítrico 1,4 mol/L y se filtra si es necesario.

Si la muestra no contiene compuestos insolubles de níquel, el filtro se coloca en un vaso de precipitados y se lava con dos porciones de 5 mL cada una de disolución de ácido nítrico 1,4 mol/L caliente, apretando el filtro con un agitador de vidrio. Los líquidos de lavado se transfieren cuantitativamente a un cilindro graduado, se mide el volumen total y se filtra si es necesario.

Si la muestra contiene cobre, hierro y(o) cobalto, la disolución de la muestra se transfiere a un embudo de decantación, se neutraliza con disolución de amoníaco 6,7 mol/L hasta pH de 3 a 4, se le añaden 2 mL de disolución de citrato de tri-sodio y se neutraliza de nuevo con disolución de amoníaco 6,7 mol/L hasta reacción ligeramente alcalina al papel tornasol. Se adicionan entonces 2 mL de disolución de dimetilglioxima, se agita y se extrae dos veces con porciones de 5 mL cada una de cloroformo. Los extractos cloroformícos se transfieren a otro embudo de decantación, se lavan dos veces con disolución de amoníaco 0,7 mol/L y se extrae el níquel con dos porciones de 5 mL cada una de disolución de ácido nítrico 1,4 mol/L, agitando durante 1 min cada vez.

Para el análisis se toma hasta 5 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de ácido nítrico 1,4 mol/L.

A la porción de ensayo se le añaden 0,4 mL de disolución de citrato de tri-sodio y 0,2 mL de disolución de persulfato de amonio, se agita y se neutraliza con disolución de hidróxido de sodio hasta reacción ligeramente alcalina al papel tornasol. Se adiciona entonces 0,5 mL de disolución de dimetilglioxima, se agita y se deja reposar durante 15 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 460 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de níquel, 10 µg/mL mL | Disolución de ácido nítrico, 1,4 mol/L mL | Contenido de níquel µg |
|---------------------------|---|---|------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 2 | 0,2 | 4,8 | 2 |
| 3 | 0,4 | 4,6 | 4 |
| 4 | 0,6 | 4,4 | 6 |
| 5 | 0,8 | 4,2 | 8 |
| 6 | 1 | 4 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de níquel en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a contenido de níquel en el volumen analizado de disolución (µg)

b volumen total de la disolución de la muestra (mL)

c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------|------------------|----------------|---|
| Filtro de membrana | EEA-PIA | NIOSH 7300 (6) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmampub.html |
| Filtro de membrana | EAA o EEA | OSHA ID 121 | http://www.osha-slc.gov/dts/slc/methods/toc.html |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | OSHA ID 125G | |

EAA Espectrofotometría de absorción atómica

EEA Espectrofotometría de emisión atómica

EEA-PIA Espectrofotometría de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de aerosoles de níquel. NC 19-01-48. República de Cuba; 1984.
3. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Métodos de determinación de la concentración de aerosoles de níquel. BDS 15035. República Popular de Bulgaria; 1980.
4. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7300. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
6. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

b) Método N° 2

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de níquel sobre un filtro de PVC, su disolución con ácido nítrico y la inyección directa de la disolución en el quemador de aire-acetileno de un espectrofotómetro de absorción atómica. La intensidad de la absorción producida a 232,00 nm es proporcional al contenido de níquel en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de níquel en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Disoluciones de ácido nítrico*, 1,4 mol/L (10 % v/v) y 7,2 mol/L (50 % v/v)

- *Disolución de referencia de níquel*, 100 µg/mL. Se disuelven 47,8 mg de sulfato de níquel (II) heptahidratado con disolución de ácido nítrico 1,4 mol/L hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de níquel*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con disolución de ácido nítrico 1,4 mol/L hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector*: portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire*: 20 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 4 L

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se coloca en un crisol de porcelana y éste en una mufla fría y se eleva gradualmente la temperatura hasta 600 °C, manteniéndola después durante 2 h. Se enfría a la temperatura ambiental y se añaden 2 mL de disolución de ácido nítrico 7,2 mol/L, se hierva primero y se lleva después a sequedad en un baño de agua a ebullición. El residuo se disuelve con 10 mL de disolución de ácido nítrico 1,4 mol/L y se centrifuga a 2500 r/min durante 10 min.

Se conecta el espectrofotómetro de absorción atómica y se ajustan los parámetros de operación indicados por el fabricante para la determinación de níquel a 232,00 nm con llama de aire-acetileno. A continuación se inyecta directamente la disolución transparente de la muestra, o una dilución apropiada con disolución de ácido nítrico 1,4 mol/L, al quemador del espectrofotómetro y se determina la absorbancia en el detector.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de níquel, 10 µg/mL mL | Disolución de ácido nítrico, 1,4 mol/L mL | Contenido de níquel µg |
|---------------------------|---|---|------------------------|
| 0 (*) | 0 | 10 | 0 |
| 1 | 0,1 | 9,9 | 1 |
| 2 | 0,2 | 9,8 | 2 |
| 3 | 0,4 | 9,6 | 4 |
| 4 | 0,6 | 9,4 | 6 |
| 5 | 0,8 | 9,2 | 8 |
| 6 | 1 | 9 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de níquel en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a contenido de níquel en el volumen analizado de disolución (μg)

b volumen total de la disolución de la muestra (mL)

c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 2nd ed. Vol. 1. Method N° P & CAM 173. Cincinnati: US Department of Health, Education, and Welfare; 1977.

Óxido de cromo (III)

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de óxido de cromo (III) sobre un filtro de PVC, su disolución y oxidación del cromo (III) a cromo (VI) con permanganato de potasio y ácido sulfúrico, y la reacción posterior del cromo (VI) con difenilcarbocida. La intensidad de la coloración violeta formada es proporcional al contenido de óxido de cromo (III) en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1,5 μg de óxido de cromo (III) en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Hierro, molibdeno, vanadio y sales de mercurio

Reactivos químicos:

- *Disoluciones de ácido sulfúrico*, 0,9 mol/L (5 % v/v) y 2,8 mol/L (15 % v/v)
- *Disolución de permanganato de potasio*, 0,13 mol/L (20 g/L)
- *Disolución de ácido o-fosfórico*, 3,7 mol/L (25 % v/v)
- *Disolución de difenilcarbocida*. Se disuelve 1 g de difenilcarbocida con 20 mL de ácido acético glacial y se diluye hasta 200 mL con alcohol etílico.
- *Disolución de referencia de cromo*, 100 µg/mL. Se disuelven 28,3 mg de dicromato de potasio hasta 100 mL con agua.
- *Disolución de referencia de cromo*, 10 µg/mL. Se prepara diluyendo 10 mL de la disolución anterior con disolución de ácido sulfúrico 0,9 mol/L hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector*: portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire*: 10 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 30 L

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se coloca en un crisol de porcelana y se incinera primero con un quemador y después en una mufla a 600 °C durante 2 h. Se enfría a la temperatura ambiental y se le añaden al residuo 10 mL de disolución de ácido sulfúrico 2,8 mol/L, transfiriéndose el contenido a un frasco cónico. El crisol se lava con una porción adicional de 5 mL de disolución de ácido sulfúrico 2,8 mol/L y se transfiere también al frasco cónico. Se adicionan entonces 0,5 mL de disolución de ácido o-fosfórico y de dos a tres gotas de disolución de permanganato de potasio, la disolución se calienta suavemente a ebullición en una plancha de calentamiento y se continúa añadiendo disolución de permanganato de potasio, gota a gota, hasta que la disolución mantenga la coloración parda de forma estable, lo que debe ocurrir en un período no mayor que 20 min. Se filtra si es necesario, se trasvasa cuantitativamente a un matraz de un trazo de 50 mL y se lleva a volumen con agua.

Para el análisis se toma hasta 5 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de ácido sulfúrico 0,9 mol/L.

A la porción de ensayo se le añaden cinco gotas de disolución de difenilcarbocida, se agita y se deja reposar durante 15 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 540 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de cromo, 10 µg/mL mL | Disolución de ácido sulfúrico, 0,9 mol/L mL | Contenido de cromo µg |
|---------------------------|---|--|-----------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 2 | 0,2 | 4,8 | 2 |
| 3 | 0,4 | 4,6 | 4 |
| 4 | 0,6 | 4,4 | 6 |
| 5 | 0,8 | 4,2 | 8 |
| 6 | 1 | 4 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de óxido de cromo (III) en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b \cdot 1,46}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a contenido de cromo en el volumen analizado de disolución (µg)

b volumen total de la disolución de la muestra (mL)

c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------|------------------|----------------|---|
| Filtro de membrana | EAA-LI | NIOSH 7024 (ĉ) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmampub.html |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | NIOSH 7300 (ĉ) | |
| Filtro de membrana | EAA o EEA | OSHA ID 121 | http://www.osha-slc.gov/dts/sitc/methods/toc.html |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | OSHA ID 125G | |

| | |
|---------|--|
| EAA | Espectrofotometría de absorción atómica |
| EAA-LI | Espectrofotometría de absorción atómica con llama |
| EEA | Espectrofotometría de emisión atómica |
| EEA-PIA | Espectrofotometría de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado |

Bibliografía consultada:

1. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
2. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7024. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7300. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

Óxido de etileno

Fundamento del método: El método se basa en la absorción e hidrólisis del óxido de etileno a etilenglicol con disolución de ácido sulfúrico, la oxidación a formaldehído con ácido peryódico y su reacción posterior con ácido cromotrópico en medio sulfúrico fuerte. La intensidad de la coloración violeta formada es proporcional al contenido de óxido de etileno en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,25 µg de óxido de etileno en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Etilenglicol y formaldehído

Reactivos químicos:

- *Disolución de ácido sulfúrico*, 7,4 mol/L (40 % v/v)
- *Disolución de meta-peryodato de potasio*, 0,065 mol/L (15 g/L) en disolución de ácido sulfúrico 1,8 mol/L (10 % v/v). La disolución se realiza con calentamiento.
- *Disolución de sulfito de sodio*, 4 mol/L (500 g/L). Esta disolución es estable durante 48 h.
- *Disolución de ácido cromotrópico*. Se disuelve 0,15 g de ácido cromotrópico (sal disódica dihidratada) en 5 mL de agua y se le añaden 125 mL de ácido sulfúrico. Esta disolución es estable durante 72 h.
- *Disolución de etilenglicol*. Se adicionan 10 mL de disolución de ácido sulfúrico en un matraz de un trazo de 25 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añaden dos gotas de etilenglicol, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con disolución de ácido sulfúrico. La masa de etilenglicol se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.
- *Disolución de referencia de etilenglicol*, 7 µg/mL Se prepara diluyendo convenientemente la disolución anterior con disolución de ácido sulfúrico. Esta disolución es estable durante diez días.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 5 mL cada uno de disolución de ácido sulfúrico (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire*: 0,4 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 0,9 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toma hasta 3 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 3 mL de la del segundo. Si se toma menos de 3 mL, se completa con disolución de ácido sulfúrico.

A las porciones de ensayo se les añade 0,5 mL de disolución de peryodato de potasio, se agita y se deja reposar durante 30 min. A

continuación se adicionan tres gotas de disolución de sulfito de sodio y 1,5 mL de disolución de ácido cromotrópico, se agita y se calienta en un baño de agua a ebullición durante 30 min. Se enfría a la temperatura ambiental, se le añaden 2 mL de agua y se agita. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 538 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de etilenglicol, 7 µg/mL mL | Disolución de ácido sulfúrico mL | Contenido de óxido de etileno µg |
|---------------------------|---|-------------------------------------|-------------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 3 | 0 |
| 1 | 0,05 | 2,95 | 0,25 |
| 2 | 0,1 | 2,9 | 0,5 |
| 3 | 0,2 | 2,8 | 1 |
| 4 | 0,4 | 2,6 | 2 |
| 5 | 0,8 | 2,2 | 4 |
| 6 | 1,2 | 1,8 | 6 |
| 7 | 1,6 | 1,4 | 8 |
| 8 | 2 | 1 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de óxido de etileno en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de oxido de etileno en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

C_1, C_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CG-DCE | NIOSH 1614 (2) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/hnampub.html |
| Bolsa plástica | CG-DILI | NIOSH 3702 (2) | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DCE | OSHA 50 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-EM | EPA 0030 | http://www.epa.gov/Standards.html |
| Botella de gases | CG-EM | EPA TO-15A | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | ASTM D 4413 | http://www.astm.org/cgi-bin/SofCart.exe/STORE/store.htm?E+mystore |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DCE | ASTM D 5578 | |

CG-DCE Cromatografía gaseosa con detector de captura electrónica
 CG-DILI Cromatografía gaseosa con detector de ionización de llama
 CG-EM Cromatografía gaseosa - espectrometría de masa

Bibliografía consultada:

1. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Determinación de la concentración de óxido de etileno. BDS 14752. República Popular de Bulgaria; 1979.
2. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 1614. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 3702. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
4. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Óxidos de nitrógeno

Fundamento del método: El método se basa en la absorción y reacción de los óxidos de nitrógeno con disolución de ácido sulfanílico y dicloruro de N-(1-naftil)etilendiamina. La intensidad de la coloración rojo violácea formada es proporcional al contenido de los óxidos de nitrógeno en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 μg de dióxido de nitrógeno en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Otros agentes oxidantes

Reactivos químicos:

- *Disolución de diclorhidrato de N-(1-naftil) etilendiamina*, 3,9 mmol/L (1 g/L). Se prepara inmediatamente antes que la disolución de absorción.
- *Disolución de absorción*. Se disuelven 5 g de ácido sulfanílico en una mezcla de 500 mL de agua y 140 mL de ácido acético glacial, se añaden 20 mL de disolución de diclorhidrato de N-(1-naftil) etilendiamina y se diluye hasta 1 L con agua. Esta disolución es estable durante un mes en refrigeración y protegida de la luz, y se desecha si adquiere coloración amarillenta.
- *Disolución de referencia de dióxido de nitrógeno*, 100 $\mu\text{g}/\text{mL}$. Se disuelven 150 mg de nitrito de sodio con agua hasta 1 L. Esta disolución es estable durante un mes protegida de la luz y en refrigeración.
- *Disolución de referencia de dióxido de nitrógeno*, 10 $\mu\text{g}/\text{mL}$. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbentes de vidrio en serie con 10 mL cada uno de disolución de absorción (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire*: 0,2 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 0,25 L (hasta que la disolución del primer frasco absorbente adquiriera coloración rosada)

Procedimiento analítico: Para el análisis se toma el volumen total o una alícuota de la disolución del primer frasco absorbedor y el volumen total de la del segundo. Si se toma menos de 10 mL, se completa con disolución de absorción. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza directamente a 550 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de etilenglicol, 7 µg/mL mL | Disolución de ácido sulfúrico mL | Contenido de óxido de etileno µg |
|---------------------------|---|-------------------------------------|-------------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 10 | 0 |
| 1 | 0,1 | 9,9 | 1 |
| 2 | 0,2 | 9,8 | 2 |
| 3 | 0,4 | 9,6 | 4 |
| 4 | 0,6 | 9,4 | 6 |
| 5 | 0,8 | 9,2 | 8 |
| 6 | 1 | 9 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de óxidos de nitrógeno (expresada como de dióxido de nitrógeno) en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a_1 \cdot b_1 + a_2 \cdot b_2}{V_0} \cdot \frac{c_1}{c_2} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de dióxido de nitrógeno en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

C_1, C_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | EAV | NIOSH 6014 (5) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Tubo con sorbente sólido | CI | OSHA ID 182 | http://www.osha-slc.gov/dts/slc/methods/toc.html |

CI Cromatografía iónica
 EAV Espectrofotometría de absorción visible

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité de la Calidad, la Normalización y la Metrología del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire. Determinación de la concentración de óxidos de nitrógeno. BDS 1690. República Popular de Bulgaria; 1970.
3. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de óxidos de nitrógeno. NC 19-01-32. República de Cuba; 1982.
4. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 6014. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
6. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Ozono

Fundamento del método: El método se basa en la absorción y reacción del ozono con yoduro de potasio para formar yodo libre, que reacciona posteriormente con N,N-dimetil-1,4-fenilendiamina.

La intensidad de la coloración rosado violácea formada es proporcional al contenido de ozono en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,4 µg de ozono en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Otros agentes oxidantes. Estas interferencias se eliminan anteponiendo a los frascos absorbedores de la muestra un tubo de vidrio en "U" con silicagel impregnada con mezcla sulfocrómica.

Reactivos químicos:

- *Disolución de yoduro de potasio*, 0,06 mol/L (10 g/L)
- *Disolución de clorhidrato de N,N-dimetil-1,4-fenilendiamina*, 1 mmol/L (0,2 g/L). Se prepara en el momento del análisis.
- *Disolución valorada de yodo*, 0,05 mol/L
- *Disolución de yodo*, 2,5 mmol/L. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 5 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de yodo*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 0,79 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.
- *Silicagel impregnada con mezcla sulfocrómica*. Se calienta silicagel granulada de 40 a 50 °C y se le añade, gota a gota, disolución de dicromato de potasio 0,14 mol/L (40 g/L) en ácido sulfúrico p.a. Por cada 4,5 g de silicagel se emplean 2 mL de disolución. Se mezcla hasta obtener una masa homogénea y se conserva en un frasco con tapa esmerilada.

Toma de las muestras:

- *Colector:* dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 10 mL cada uno de disolución de yoduro de potasio (véase la figura 58). Si es necesario, se les antepone un tubo de vidrio en "U" con silicagel impregnada con mezcla sulfocrómica.
- *Gasto máximo de aire:* 1 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 8 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 5 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de yoduro de potasio.

A las porciones de ensayo se les añade 0,5 mL de disolución de clorhidrato de N,N-dimetil-1,4-fenilendia-mina, se agita y se deja reposar durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 550 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de yodo, 10 µg/mL mL | Disolución de yoduro de potasio mL | Contenido de ozono µg |
|---------------------------|---|------------------------------------|-----------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,2 | 4,8 | 0,38 |
| 2 | 0,4 | 4,6 | 0,76 |
| 3 | 0,6 | 4,4 | 1,13 |
| 4 | 0,8 | 4,2 | 1,51 |
| 5 | 1 | 4 | 1,89 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de ozono en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de ozono en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--|------------------|---------------|---|
| Tubo indicador | TIC | OSHA CSI | |
| Filtro impregnado y tubo con sorbente sólido | CI | OSHA ID-214 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |

CI Cromatografía iónica

TIC Tubo con indicación de color

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de ozono. NC 19-01-32. República de Cuba; 1982.
3. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Método de determinación de la concentración de ozono. BDS 8435. República Popular de Bulgaria; 1979.
4. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
5. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Pentóxido de vanadio

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de pentóxido de vanadio sobre un filtro de PVC, su disolución con ácido sulfúrico y la reacción posterior con wolfrato de sodio. La intensidad de la coloración amarilla formada es

proporcional al contenido de pentóxido de vanadio en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 5 µg de pentóxido de vanadio en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Disolución de ácido sulfúrico*, 1,8 mol/L (10 % v/v)
- *Disolución de hidróxido de sodio*, 7,5 mol/L (300 g/L)
- *Disolución de ácido acético*, 1,7 mol/L (10 % v/v)
- *Disolución de fenolftaleína*, 0,03 mol/L (10 g/L) en alcohol etílico
- *Disolución de wolframato de sodio* (dihidratado), 0,03 mol/L (10 g/L)
- *Disolución de referencia de pentóxido de vanadio*, 1 mg/mL. Se disuelven 100 mg de pentóxido de vanadio con disolución de ácido sulfúrico hasta 100 mL.
- *Disolución de pentóxido de vanadio*, 100 µg/mL. Se prepara diluyendo 10 mL de la disolución anterior con disolución de ácido sulfúrico hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector:* portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire:* 10 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 112 L

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se coloca en un vaso de precipitados y se le añaden 10 mL de disolución de ácido sulfúrico, se agita con un agitador de vidrio y se deja reposar durante 15 min. La disolución se filtra a través de un embudo con placa de vidrio sinterizado N° 2. Para el análisis se toma hasta 3 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 3 mL, se completa con disolución de ácido sulfúrico.

A la porción de ensayo se le añade una gota de disolución de fenoltaleína y se neutraliza con disolución de hidróxido de sodio hasta reacción débilmente alcalina. Se adicionan entonces una o dos gotas de disolución de ácido acético hasta reacción ligeramente ácida y se completa el volumen de la disolución hasta 5 mL con agua. Se añade a continuación 0,5 mL de disolución de wolframato de sodio, se agita y se deja reposar durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 400 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de pentóxido de vanadio, 100 µg/mL mL | Disolución de ácido sulfúrico mL | Contenido de pentóxido de vanadio µg |
|---------------------------|--|----------------------------------|--------------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 3 | 0 |
| 1 | 0,05 | 2,95 | 5 |
| 2 | 0,1 | 2,9 | 10 |
| 3 | 0,2 | 2,8 | 20 |
| 4 | 0,3 | 2,7 | 30 |
| 5 | 0,4 | 2,6 | 40 |
| 6 | 0,5 | 2,5 | 50 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de pentóxido de vanadio en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- a contenido de pentóxido de vanadio en el volumen analizado de disolución (µg)
- b volumen total de la disolución de la muestra (mL)
- c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--|------------------|----------------|---|
| Filtro de membrana Microciclón con filtro de membrana | EEA-PIA | NIOSH 7300 (2) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Filtro de membrana Microciclón con filtro de membrana | DRX | NIOSH 7504 (3) | |
| Filtro de membrana Microciclón con filtro de membrana | EEA-PIA | OSHA ID 125G | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Filtro de membrana Microciclón con filtro de membrana | DRX | OSHA ID 185 | |

DRX Difracción de rayos X

EEA-PIA Espectrofotometría de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado

Bibliografía consultada:

1. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.
2. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7300. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7504. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

Plomo y sus compuestos inorgánicos

a) Método N° 1

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de plomo sobre un filtro de PVC, su disolución con ácido nítrico y la reacción posterior de los iones de plomo (II) con dicromato de potasio. La intensidad de la turbiedad amarilla formada es proporcional al contenido de plomo en la muestra y se de-

termina por comparación nefelométrica visual con una escala de referencia.

Sensibilidad: 5 µg de plomo en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Compuestos de bario

Reactivos químicos:

- *Ácido sulfúrico*, p.a.
- *Disolución de acetato de sodio*, 0,06 mol/L (5 g/L)
- *Disolución de ácido acético*, 8,7 mol/L (50 % v/v)
- *Disolución de ácido nítrico*, 0,43 mol/L (3 % v/v)
- *Disolución de dicromato de potasio*, 0,34 mol/L (100 g/L)
- *Disolución de referencia de plomo*, 100 µg/mL. Se disuelven 16 mg de nitrato de plomo (II) con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector:* portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire:* 20 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 67 L

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se coloca en un vaso de precipitados y se le añaden 5 mL de disolución de ácido nítrico caliente. Después de 5 min, la disolución se decanta cuantitativamente a una cápsula de porcelana, lavando el filtro con dos porciones de 3 mL cada una de disolución de ácido nítrico y con 3 mL de agua. Las porciones de lavado se transfieren a la cápsula y se evapora a sequedad en un baño de agua a ebullición. El residuo se disuelve con 3 mL de agua próxima a ebullición y se filtra, recogiendo el líquido en un cilindro graduado de 10 mL. Las paredes de la cápsula y el filtro se lavan con dos o tres porciones de agua y se ajusta el volumen total de la disolución a 8 mL. Para el análisis se toma el volumen total o una alícuota de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 8 mL, se completa con agua.

A la porción de ensayo se le añaden 2 mL de disolución de acetato de sodio y 0,1 mL de disolución de ácido acético, se agita, se

adiciona 0,5 mL de disolución de dicromato de potasio, se agita de nuevo y se deja reposar durante 10 min. La turbiedad de la muestra se compara visualmente con la de la escala de referencia sobre fondo negro.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de plomo, 100 µg/mL mL | Agua mL | Contenido de plomo µg |
|---------------------------|--|------------|--------------------------|
| 0 (*) | 0 | 8 | 0 |
| 1 | 0,05 | 7,95 | 5 |
| 2 | 0,1 | 7,9 | 10 |
| 3 | 0,15 | 7,85 | 15 |
| 4 | 0,2 | 7,8 | 20 |
| 5 | 0,3 | 7,7 | 30 |
| 6 | 0,4 | 7,6 | 40 |
| 7 | 0,5 | 7,5 | 50 |
| 8 | 0,6 | 7,4 | 60 |
| 9 | 0,7 | 7,3 | 70 |
| 10 | 0,8 | 7,2 | 80 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de plomo en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

- a contenido de plomo en el volumen analizado de disolución (µg)
- b volumen total de la disolución de la muestra (mL)
- c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)
- V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------|------------------|----------------|---|
| Filtro de membrana | EAA-LI | NIOSH 7082 (6) | |
| Filtro de membrana | EAA-HG | NIOSH 7105 (6) | |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | NIOSH 7300 (7) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmampub.html |
| Filtro de membrana | CV (PM) | NIOSH 7700 (6) | |
| Filtro de membrana | FRX | NIOSH 7702 (6) | |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | OSHA ID 125G | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Filtro de membrana | EEA-PIA | OSHA ID 206 | |

- CV (PM) Colorimetría visual (prueba de mancha)
 EAA-LI Espectrofotometría de absorción atómica con llama
 EAA-HG Espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito
 EEA-PIA Espectrofotometría de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado
 FRX Fluorescencia de rayos X

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de plomo y sus compuestos inorgánicos. NC 19-01-25:82.
3. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Método de determinación de la concentración de aerosoles de plomo. BDS 8435. República Popular de Bulgaria; 1979.
4. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7082. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
6. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on

- diskettes). Method N° 7105. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
7. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7300. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
 8. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7700. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
 9. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7702. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
 10. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

b) Método N° 2

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de plomo sobre un filtro de PVC, su disolución con ácido nítrico y la reacción posterior de los iones de plomo (II) con disolución clorofórmica de ditizona. La intensidad de la coloración roja formada es proporcional al contenido de plomo en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de plomo en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Sales de bismuto, talio y estaño (II)

Reactivos químicos:

- *Cloroformo.* A este producto se le determina su pureza de la forma siguiente: En un tubo para ensayo con 2 mL de cloroformo se añaden dos gotas de disolución de ditizona 0,1 mmol/L y se agita vigorosamente. Si el color azul verdoso característico de la ditizona persiste, el cloroformo está apto para su uso.
- *Disolución de ácido nítrico,* 0,43 mol/L (3 % v/v)

- *Disolución de azul de timol*, 2,1 mmol/L (1 g/L) en alcohol etílico
- *Disolución de clorhidrato de hidroxilamina*, 2,9 mol/L (200 g/L)
- *Disolución de amoníaco*, p.a. A este reactivo se le determina su pureza de la forma siguiente: En un tubo para ensayo con 3 mL de disolución de amoníaco se añaden 2 mL de disolución de ditizona 0,1 mmol/L y se agita vigorosamente durante 30 s. Si la fase clorofórmica aparece incolora, la disolución de amoníaco está apta para su uso.
- *Disolución de citrato de tri-amonio*, 0,8 mol/L (200 g/L). A esta disolución se le eliminan las posibles impurezas de la forma siguiente: A la disolución se le añaden 5 mL de disolución de ditizona 0,1 mmol/L, se agita vigorosamente y se deja reposar. Si la fase clorofórmica adquiere coloración rosada o roja, ésta se desecha y se repite la operación de extracción hasta que la capa de ditizona aparezca verde. La disolución se lava posteriormente con varias porciones de 5 mL cada una de cloroformo hasta que la fase orgánica aparezca totalmente incolora.
- *Disolución de cianuro de potasio*, 0,31 mol/L (20 g/L)
- *Disolución de sulfito de sodio*, 1,3 mol/L (170 g/L). A esta disolución se le eliminan las posibles impurezas de la misma forma que se describe para la disolución de citrato de tri-amonio.
- *Ditizona* (1,5-difeniltiocarbazona). A este producto se le determina su pureza de la forma siguiente: Se disuelve 0,1 g de ditizona en 100 mL de cloroformo, se toma 1 mL de esta disolución, se le añaden 5 mL de disolución de amoníaco y se agita vigorosamente. Si la fase clorofórmica aparece incolora, la ditizona está apta para su uso.
- *Disolución de ditizona*, 3,9 mmol/L (1 g/L) en cloroformo. Esta disolución es estable durante cuatro meses en refrigeración y protegida de la luz.
- *Disolución de ditizona*, 0,1 mmol/L. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 2,5 mL de la disolución anterior hasta 100 mL con cloroformo.
- *Disolución de referencia de plomo*, 100 µg/mL. Se disuelven 16 mg de nitrato de plomo (II) con agua hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de plomo*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector:* portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire:* 20 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 14 L

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se coloca en un vaso de precipitados y se le añaden 5 mL de disolución de ácido nítrico caliente. Después de 5 min la disolución se decanta cuantitativamente a una cápsula de porcelana, lavando el filtro con dos porciones de 3 mL cada una de disolución de ácido nítrico y con 3 mL de agua. Las porciones de lavado se transfieren a la cápsula y se evapora a sequedad en un baño de agua a ebullición. El residuo se disuelve con 3 mL de agua próxima a ebullición y se filtra, recogiendo el líquido en un cilindro graduado de 10 mL. Las paredes de la cápsula y el filtro se lavan con dos o tres porciones de agua y se ajusta el volumen total de la disolución a 8 mL.

Para el análisis se toma el volumen total o una alícuota de la disolución de la muestra y se coloca en un embudo de decantación con 7 mL de agua.

A la porción de ensayo se le añaden dos gotas de disolución de azul de timol y disolución de amoníaco, gota a gota, hasta que la disolución adquiera una tonalidad ligeramente azul. A continuación se adicionan 1 mL de disolución de clorhidrato de hidroxilamina, 3 mL de disolución de citrato de tri-amonio, 3 mL de disolución de cianuro de potasio, 3 mL de disolución de sulfito de sodio y 5 mL de disolución de ditizona 0,1 mmol/L, se agita vigorosamente durante algunos segundos, se adicionan 12 mL de disolución de amoníaco, se agita de nuevo durante 1 min y se deja reposar hasta la separación total de las fases. Se seca entonces el vástago del embudo con un papel de filtro, se le coloca un tapón pequeño de algodón (libre de plomo) y se transfiere la fase clorofórmica a una cubeta de vidrio de 1 cm de paso de luz. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza en un espectrofotómetro de absorción a 510 nm.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del embudo de referencia | Disolución de referencia de plomo, 10 µg/mL mL | Agua mL | Contenido de plomo µg |
|-----------------------------|--|---------|-----------------------|
| 0 (*) | 0 | 15 | 0 |
| 1 | 0,1 | 14,9 | 1 |
| 2 | 0,2 | 14,8 | 2 |
| 3 | 0,3 | 14,7 | 3 |
| 4 | 0,4 | 14,6 | 4 |
| 5 | 0,5 | 14,5 | 5 |

(*) Ensayo en blanco

Con los embudos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de plomo en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a contenido de plomo en el volumen analizado de disolución (µg)

b volumen total de la disolución de la muestra (mL)

c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)

*V*₀ volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. Keenan RG et al. The USPHS method for determining lead in air and biological materials. Am Ind Hyg Assoc J 1963;24:481.
2. Ministerio de Salud Pública. Normas de laboratorio de Medicina del Trabajo. La Habana: Instituto Nacional de Higiene, Epidemiología Y Microbiología; 1971.

c) Método N° 3

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de plomo sobre un filtro de PVC, su disolución con ácido nítrico y la inyección directa de la disolución en el quemador de aire-acetileno de un espectrofotómetro de absorción atómica. La

intensidad de la absorción producida a 283,3 nm es proporcional al contenido de plomo en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de plomo en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Disolución de ácido nítrico*, 0,43 mol/L (3 % v/v)
- *Disolución de referencia de plomo*, 100 µg/mL. Se disuelven 16 mg de nitrato de plomo (II) con agua hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de plomo*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector:* portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire:* 20 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 14 L

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se coloca en un vaso de precipitados y se le añaden 5 mL de disolución de ácido nítrico caliente. Después de 5 min la disolución se decanta cuantitativamente a una cápsula de porcelana, lavando el filtro con dos porciones de 3 mL cada una de disolución de ácido nítrico y con 3 mL de agua. Las porciones de lavado se transfieren a la cápsula y se evapora a sequedad en un baño de agua a ebullición. El residuo se disuelve con 3 mL de agua próxima a ebullición y se filtra, recogiendo el líquido en un cilindro graduado de 10 mL. Las paredes de la cápsula y el filtro se lavan con dos o tres porciones de agua y se ajusta el volumen total de la disolución a 8 mL.

Se conecta el espectrofotómetro de absorción atómica y se ajustan los parámetros de operación indicados por el fabricante para la determinación de plomo a 283,3 nm con llama de aire-acetileno. A continuación se inyecta directamente la disolución transparente de la muestra, o una dilución apropiada con agua, al quemador y se determina la absorbancia en el detector.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de plomo, 10 µg/mL mL | Agua mL | Contenido de plomo µg |
|---------------------------|---|------------|--------------------------|
| 0 (*) | 0 | 8 | 0 |
| 1 | 1 | 7 | 10 |
| 2 | 2 | 6 | 20 |
| 3 | 4 | 4 | 40 |
| 4 | 6 | 2 | 60 |
| 5 | 8 | 0 | 80 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de plomo en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a contenido de plomo en el volumen analizado de disolución (µg)

b volumen total de la disolución de la muestra (mL)

c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 2nd ed. Vol. 3. Method N° S 341. Cincinnati: US Department of Health, Education, and Welfare; 1977.

Polvos industriales

A. Polvo total en el aire

Fundamento del método: El método se basa en la colección de las partículas de polvo suspendidas en el aire sobre un filtro de PVC y su determinación gravimétrica posterior.

Sensibilidad: 0,1 mg de polvo en el volumen analizado de aire.

Interferencias conocidas: No

Toma de las muestras:

- *Colector:* Portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57). El filtro se prepara previamente de la forma siguiente: Se corta un pedazo de papel de plomo, aluminio o estaño de (120x70) mm y se limpia primero con una mota de algodón impregnada con éter dietílico y después con otra seca. El papel se numera, se le coloca dentro el filtro y se le doblan los extremos libres. El papel con el filtro se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg y se anota la masa correspondiente. El filtro se extrae entonces del papel y se coloca en el portafiltro.

Nota: La preparación de los filtros se realiza en un local cerrado libre de polvo y con humedad relativa del aire no mayor que 70 %.

- *Gasto máximo de aire:* 20 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire (V_m):* se calcula por la fórmula siguiente:

$$V_m = \frac{200}{CPA} \quad (\text{L})$$

donde:

CPA concentración promedio admisible del polvo específico en el aire de la zona de trabajo (mg/m^3)

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se extrae cuidadosamente del portafiltro, se coloca en el papel correspondiente y se deja estar, abierto, durante 15 min en el local cerrado libre de

polvo y con la humedad relativa del aire menor que 70 %. Si la humedad relativa del aire en el lugar de la toma de la muestra fue mayor que 70 %, el filtro se coloca previamente en una desecadora de vidrio con ácido sulfúrico durante 2 h, y después se expone a las condiciones microclimáticas del local cerrado durante 15 min.

El papel con el filtro se pesa de nuevo en la balanza analítica y se anota la masa correspondiente.

Cálculos: La concentración de polvo total en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{(m_2 - m_1) \cdot 1000}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

m_1 masa del filtro con el papel antes de la toma de la muestra (mg)

m_2 masa del filtro con el papel después de la toma de la muestra (mg)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|---------------|------------------|----------------|---|
| Filtro de PVC | G | NIOSH 0500 (†) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Filtro de PVC | G | OSHA CSI | http://www.osha-slc.gov/dts/stc/methods/toc.html |

G Gravimetría

Bibliografía consultada:

1. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación total de polvo. NC 19-01-31. República de Cuba; 1982.
2. Comité Estatal para la Ciencia y el Progreso Técnico de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Mé-

- todos de determinación de la concentración de polvo. BDS 2200. República Popular de Bulgaria; 1985.
3. Ibarra EJ, Quintana P, Aranda PP. Interferencia de la humedad y su eliminación en el análisis gravimétrico de polvo ambiental. Boletín de Medicina del Trabajo 1986;2(2):123-7.
 4. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 0500. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
 5. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

B. Distribución de número de las partículas de polvo en suspensión

a) Método N° 1

Fundamento del método: El método se basa en la colección de las partículas de polvo suspendidas en el aire sobre un filtro de PVC, la disolución del filtro con xileno, la obtención de un preparado homogéneo del polvo y la clasificación y conteo microscópicos posteriores de las partículas según los diámetros de proyección correspondientes. La distribución se caracteriza finalmente mediante el diámetro promedio geométrico y la desviación estándar geométrica respectiva.

Campo de aplicación: El método se aplica para partículas de polvo de formas aproximadamente esféricas y de diámetros de proyección no menores que 1 μm . No se aplica para polvos de minas, textiles, tabaco, carbón, mica y talco.

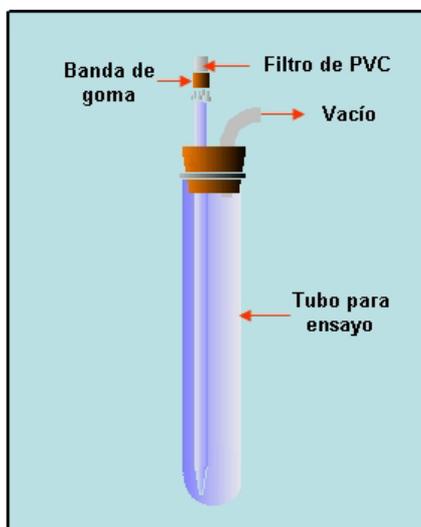
Reactivos químicos:

- *Xileno*

Toma de las muestras: Para la determinación de la distribución de número de las partículas de polvo se emplean las mismas muestras que fueron tomadas previamente para la determinación de polvo total.

Procedimiento analítico: Al filtro con la muestra se le recorta la zona periférica que no estuvo expuesta al polvo. Posteriormente, y en dependencia de la masa de polvo colectada en el filtro, se recorta un sector que contenga aproximadamente 5 mg de polvo y se coloca en un tubo de preparación de muestras (figura 65). Se adiciona también en el tubo un sector complementario de un filtro limpio, de forma que ambos sectores equivalgan a un filtro completo (sin la periferia). Se añaden entonces 5 mL de xileno con agitación constante hasta obtener una masa homogénea. La agitación se continúa después por inyección de aire limpio a través de la suspensión durante un período de 15 a 20 min. Inmediatamente después de cesar el paso del aire y antes de que se produzca la sedimentación de las partículas, se toma con una pipeta 0,5 mL de la suspensión y se realizan tres preparaciones microscópicas colocando una gota en el centro de cada lámina portaobjeto. Las preparaciones se dejan reposar para su secado a la temperatura ambiental y protegidas de toda posible contaminación externa. Las preparaciones microscópicas se confeccionan dentro de las 48 h posteriores a la toma de la muestra.

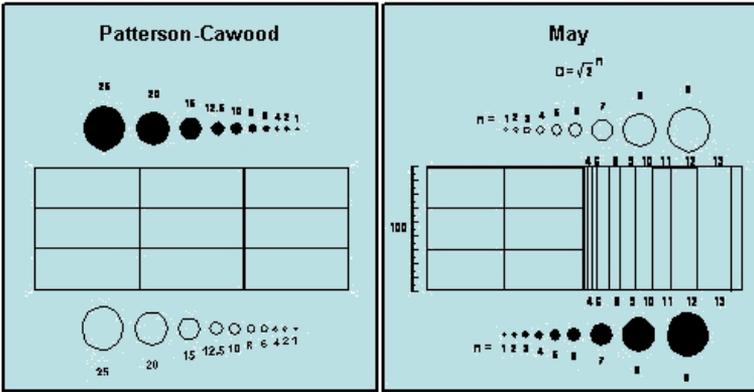
Figura 65. Tubo de preparación de muestras homogéneas de polvo en suspensión



Antes de comenzar el trabajo con el microscopio, en el plano focal del ocular se coloca un retículo micrométrico de Patterson-

Cawood o de May (figura 66), y en la platina un micrómetro lineal de objetivo, de forma que la escala del mismo se encuentre en posición horizontal. Se enfoca entonces el microscopio con luz transmitida utilizando primero el objetivo de menor graduación y se acondiciona finalmente el sistema óptico para obtener un aumento total de 400 a 500 diámetros.

Figura 66. Retículos micrométricos de ocular



La calibración del retículo de ocular se realiza haciendo coincidir alguno de los círculos negros con un número exacto de divisiones del micrómetro lineal de objetivo (figura 67). De esta forma se determina el diámetro del círculo de referencia correspondiente, ya que cada división de la escala equivale exactamente a 10 μ m. Los diámetros de los círculos restantes se calculan, de acuerdo con el tipo específico de retículo de ocular, de la forma siguiente:

$$\frac{d_n}{n} = \frac{d_N}{N} \quad (\text{para el retículo de Patterson-Cawood})$$

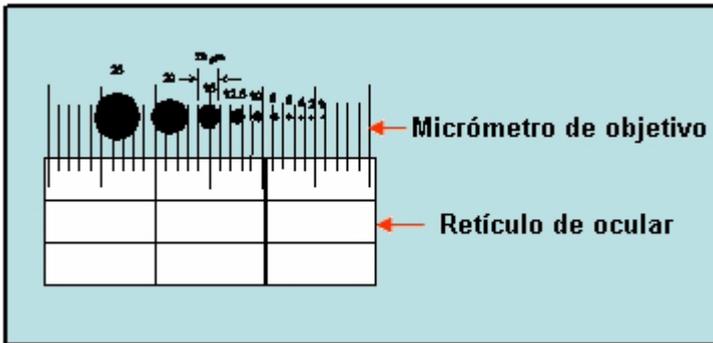
ó

$$\frac{d_n}{(2^{n-1})^{\frac{1}{2}}} = \frac{d_N}{(2^{N-1})^{\frac{1}{2}}} \quad (\text{para el retículo de May})$$

donde:

- d_n diámetro del círculo n (μm)
 n número del círculo correspondiente en el retículo de ocular
 d_N diámetro del círculo de referencia N (μm)
 N número del círculo de referencia en el retículo de ocular

Figura 67. Forma de calibración del retículo de ocular con el micrómetro de objetivo



Antes de procederse a la medición y clasificación de las partículas, se verifica el cumplimiento de los requisitos siguientes en las preparaciones microscópicas:

- Transparencia total, homogeneidad y ausencia de color, burbujas de aire y otras posibles oclusiones extrañas.
- Distribución uniforme de las partículas en toda la superficie de la preparación, sin aglomeraciones locales, espacios vacíos o separaciones del polvo por fracciones o tipos de partículas.
- Bordes de la película de la preparación bien definidos y sin partículas de polvo fuera de los límites de los mismos. Si al menos uno de los requerimientos anteriores no se cumple satisfactoriamente, se confeccionará entonces una preparación microscópica nueva.

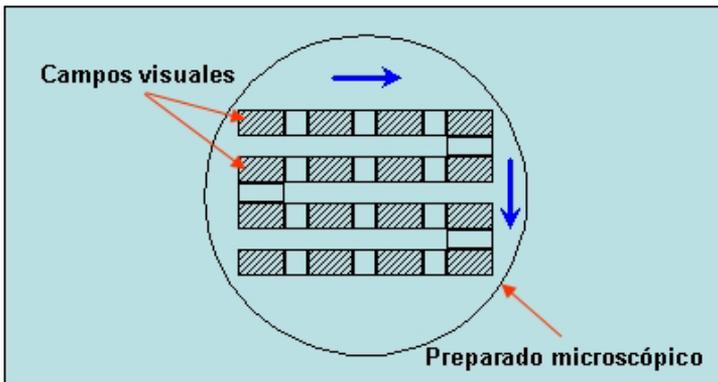
La medición de las partículas en la preparación se efectúa siempre con el mismo microscopio y con el sistema óptico con que fue calibrado el micrómetro de ocular. Los intervalos de diámetros de proyección para la clasificación de las partículas se determinan

por las diferencias de diámetro de dos círculos consecutivos del retículo de ocular.

La determinación microscópica se realiza midiendo comparativamente los diámetros de proyección de todas las partículas de polvo comprendidas dentro del rectángulo mayor del retículo de ocular, tomando como referencias los diámetros de los círculos correspondientes. El conteo y la clasificación de las partículas se efectúan, para mayor facilidad, con un contador de células, previa identificación de las teclas para los diferentes intervalos de diámetro de proyección.

Para continuar el conteo de un campo visual a otro, la lámina portaobjeto se desplaza de lugar con los tornillos respectivos del microscopio, de forma que la determinación se realice representativamente en toda la superficie de la preparación sin repetición ni superposición de los campos (figura 68). Para el análisis es necesario contar en total no menos de 1 000 partículas en las tres preparaciones de la muestra.

Figura 68. Secuencia de selección de campos visuales durante el conteo microscópico de las partículas de polvo



Cálculos: El diámetro promedio geométrico (d_g) y la desviación estándar geométrica (s_g) respectiva en la distribución de las partículas se calculan por las fórmulas siguientes:

$$d_g = \text{anti log} \frac{\sum (f_i \cdot \log d_i)}{100} \quad (\mu\text{m})$$

$$s_g = \text{anti log} \left\{ \frac{\sum [f_i (\log d_g - \log d_i)^2]}{100} \right\}^{1/2}$$

donde:

d_i diámetro de proyección de partícula en el intervalo i (valor promedio aritmético de los límites superior e inferior del intervalo) (μm)

f_i fracción de número de partículas en el intervalo i

Método(s) de ensayo de referencia: Los métodos modernos para determinar las concentraciones de polvo en el aire de la zona de trabajo, no requieren análisis de la distribución de número de las partículas en suspensión. En su lugar, en la toma de muestras ambientales se utilizan preselectores específicos que separan las partículas "no respirables" de las "respirables" (véase el Capítulo V). Los métodos de referencia contemporáneos que se emplean con más frecuencia para determinar las concentraciones de polvo respirable son los siguientes:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|-------------------------------|------------------|----------------|---|
| Microciclón con filtro de PVC | G | NIOSH 0600 (6) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Microciclón con filtro de PVC | G | OSHA CSI | http://www.osha-slc.gov/dts/slc/methods/toc.html |
| Filtro de teflón | G | EPA IP-10A | http://www.epa.gov/Standards.html |

G Gravimetría

Bibliografía consultada:

1. American Conference Of Governmental Industrial Hygienists. Air sampling instruments for evaluation of atmospheric contaminants. 3rd ed. Cincinnati (OH): ACGIH; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire. Determinación de la

- distribución de número de la dispersión del polvo. BDS 5483. República Popular de Bulgaria; 1976.
3. Culling CFA. Modern microscopy. Elementary theory and practice. England: Butterworths; 1974.
 4. Jacobs MB. The analytical toxicology of industrial inorganic poisons. New York: Intersciences Publishers; 1967.
 5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 0600. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

b) Método N° 2

Fundamento del método: El método se basa en la colección de las partículas de polvo suspendidas en el aire sobre un filtro de membrana de ésteres de celulosa, la disolución del filtro con vapores de acetona, la obtención de un preparado homogéneo del polvo y la clasificación y conteo microscópico posterior de las partículas según los diámetros de proyección correspondientes. La distribución se caracteriza finalmente mediante el diámetro promedio geométrico y la desviación estándar geométrica respectiva.

Campo de aplicación: El método se aplica para partículas de polvo de formas aproximadamente esféricas y de diámetros de proyección no menores que 1 μm .

Reactivos químicos:

- *Acetona*

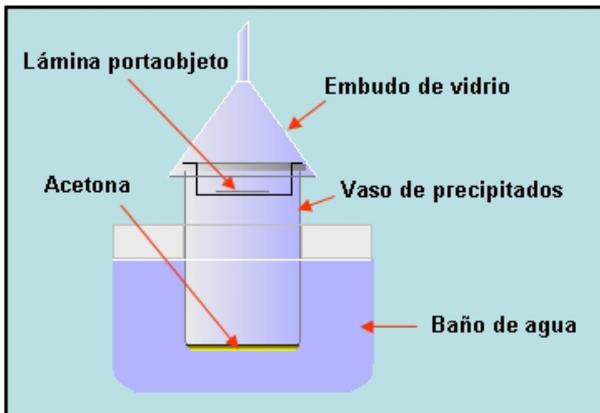
Toma de las muestras:

- *Colector:* portafiltro con un filtro de membrana de ésteres de celulosa de diámetro de poro de 0,8 a 1,25 μm (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire:* 2 L/min
- *Volumen necesario de aire (V_n):* se determina de acuerdo con la tabla siguiente:

| Concentración de polvo total en el aire (mg/m ³) | V _n (L) |
|--|--------------------|
| > 100 | < 3 |
| 60-100 | 3-4 |
| 30-60 | 4-12 |
| 25-30 | 12-14 |
| 20-25 | 14-18 |
| 15-20 | 18-22 |
| 5-15 | 22-36 |
| ≤ 5 | ≥ 36 |

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se extrae cuidadosamente del portafiltro y se le recorta la zona periférica no expuesta al polvo. Se corta posteriormente un sector equivalente a 1/6 aproximadamente del filtro y se coloca sobre una lámina portaobjeto con la superficie que contiene el polvo hacia arriba. La lámina se sitúa entonces en una cámara saturada con vapores de acetona (figura 69) hasta que el filtro se decolore totalmente. La lámina se extrae de la cámara y se deja secar a la temperatura ambiental de 30 a 40 min en una atmósfera libre de polvo.

Figura 69. Cámara de saturación de vapores de acetona



La preparación del microscopio y la medición, conteo y clasificación de las partículas del polvo en la preparación se realizan de la misma forma que se describe en el método de ensayo anterior, al igual que los cálculos del diámetro promedio geométrico y de la desviación estándar geométrica de la distribución de las partículas.

Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. American Conference Of Governmental Industrial Hygienists. Air sampling instruments for evaluation of atmospheric contaminants. 3ª ed. Cincinnati (OH): ACGIH; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire. Determinación de la distribución de número de la dispersión del polvo. BDS 5483. República Popular de Bulgaria; 1976.
3. Culling CFA. Modern microscopy. Elementary theory and practice. England: Butterworths; 1974.
4. Jacobs MB. The analytical toxicology of industrial inorganic poisons. New York: Intersciences Publishers; 1967.

C. Dióxido de silicio libre en el polvo

Fundamento del método: El método se basa en la colección de las partículas de polvo en suspensión sobre un filtro de PVC, su mineralización y la separación selectiva del dióxido de silicio libre de otros silicatos insolubles del polvo con ácido fluorbórico. El dióxido de silicio libre se disgrega posteriormente con una mezcla fundente de cloruro de potasio e hidrogenocarbonato de potasio, y el silicato soluble resultante se hace reaccionar a continuación con heptamolibdato de amonio. La intensidad de la coloración azul formada es proporcional al contenido de dióxido de silicio libre en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de dióxido de silicio libre en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Óxido de aluminio

Reactivos químicos:

- *Disolución de ácido clorhídrico*, 6 mol/L (50 % v/v)
- *Disolución de ácido nítrico*, 7,2 mol/L (50 % v/v)

- *Disolución ácida.* Se mezclan volúmenes iguales de las disoluciones de ácido clorhídrico y de ácido nítrico.
- *Disolución de ácido fluorbórico.* Se disuelven 32 g de ácido bórico con 75 mL de disolución de ácido fluorhídrico p.a. en un vaso de precipitados plástico. Esta disolución es estable durante un mes en un recipiente plástico con tapa.
- *Mezcla fundente.* Se mezclan íntimamente partes iguales de cloruro de potasio e hidrogenocarbonato de potasio (libre de dióxido de silicio), triturados previamente en un mortero de ágata hasta la obtención de polvos finos. Se conserva en un frasco cerrado herméticamente.
- *Disolución de mezcla fundente.* Se disuelven 10 g de mezcla fundente con agua hasta 1 L.
- *Disoluciones de ácido sulfúrico,* 0,5 mol/L (2,7 % v/v) y 5 mol/L (27,2 % v/v)
- *Disolución de heptamolibdato de amonio.* Se disuelven 7,5 g de molibdato de amonio tetrahidratado en un matraz de un trazo de 100 mL con 32 mL de disolución de ácido sulfúrico 5 mol/L y se lleva a volumen con agua. Se prepara en el momento del análisis.
- *Disolución de ácido L-tartárico,* 0,33 mol/L (50 g/L). Se prepara en el momento del análisis.
- *Disolución de ácido L-ascórbico,* 0,06 mol/L (10 g/L). Se prepara en el momento del análisis.
- *Disolución de referencia de dióxido de silicio libre,* 200 µg/mL. Se mezclan íntimamente en un crisol de platino o níquel 10 mg de dióxido de silicio triturado hasta polvo fino en un mortero de ágata, con 0,5 g de mezcla fundente y se calienta a fusión con un quemador Mecker durante 2 min. Se enfría a la temperatura ambiental y se disuelve el fundido con pequeñas porciones de agua próxima a ebullición, que se transfieren cuantitativamente a un matraz de un trazo de 50 mL y se lleva a volumen con agua. Esta disolución es estable durante seis meses.
- *Disolución de referencia de dióxido de silicio libre,* 10 µg/mL. Se prepara diluyendo 5 mL de la disolución anterior con disolución de mezcla fundente hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector:* portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57). Para la preparación del filtro, véase el método de ensayo para la determinación de polvo total en el aire.

- *Gasto máximo de aire*: 55 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire* (V_m): se calcula por la fórmula siguiente:

$$V_m = \frac{50000}{C} \quad (\text{L})$$

donde:

C concentración (aproximada) de polvo total en el aire (mg/m^3)

Procedimiento analítico: La masa de polvo colectada sobre el filtro (m_1) se determina por diferencia de pesadas (véase el método de determinación de polvo total en el aire). El filtro con la muestra se coloca en un crisol pesado previamente en una balanza analítica con una precisión de 0,1mg, y se incinera primero en una plancha de calentamiento y después en una mufla a 600 °C hasta la mineralización total. Se enfría a la temperatura ambiental y se pesa de nuevo. La masa del polvo mineralizado (m_2) se calcula entonces por diferencia de pesadas.

Para el análisis se toma una porción de 2 a 10 mg del polvo mineralizado (m_3) y se coloca en un tubo para centrifugar plástico. Se añaden entonces 5 mL de disolución ácida caliente, se agita, se enfría, se centrifuga a 5 000 r/min durante 10 min y se decanta cuidadosamente el líquido sobrenadante. Si el precipitado no está completamente blanco, el lavado se repite con otra porción de 5 mL de disolución ácida. A continuación, y de la misma forma, se lava el precipitado con agua.

Al tubo que contiene el precipitado se le adicionan 5 mL de disolución de ácido fluorbórico y se calienta en un baño de agua a 70 °C durante 1 h. Se enfría, se centrifuga a 5 000 r/min durante 10 min y se desecha el líquido sobrenadante. El precipitado se transfiere cuantitativamente, mediante lavados con porciones pequeñas de agua caliente, a un filtro de membrana de diámetro de poro menor que 1 μm o, en su lugar, de papel cuantitativo.

El filtro con el precipitado se dobla cuidadosamente y se coloca en un crisol de platino o níquel, se seca flameando suavemente con un quemador, se incinera a 600 °C en la mufla hasta la mineraliza-

ción total y se deja enfriar a la temperatura ambiental. Sobre el residuo se añade entonces 0,5 g de mezcla fundente y se homogeniza con una varilla de platino o níquel. El crisol se coloca sobre un triángulo de porcelana y se calienta al rojo con el quemador, primero las paredes y después el fondo para evitar salpicaduras. Cuando la mezcla se funde completamente, se continúa calentando durante 2 min adicionales, medidos con exactitud, y después se deja enfriar.

El fundido se disuelve con porciones pequeñas de agua caliente, que se transfieren cuantitativamente a través de un filtro de papel a un matraz de un trazo de 50 mL, llevándose finalmente a volumen con agua. Para el análisis se toma hasta 4 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 4 mL, se completa con disolución de mezcla fundente.

A la porción de ensayo se le añaden 0,2 mL de disolución de ácido sulfúrico 0,5 mol/L y 0,1 mL de disolución de heptamolibdato de amonio, se agita vigorosamente y se deja reposar durante 5 min. Se adicionan entonces 1 mL de disolución de ácido L-tartárico y 0,1 mL de disolución de ácido L-ascórbico, se agita y se deja reposar de nuevo durante 20 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 815 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de dióxido de silicio libre, 10 µg/mL mL | Disolución de mezcla fundente mL | Contenido de dióxido de silicio µg |
|---------------------------|---|----------------------------------|------------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 4 | 0 |
| 1 | 0,1 | 3,9 | 1 |
| 2 | 0,2 | 3,8 | 2 |
| 3 | 0,4 | 3,6 | 4 |
| 4 | 0,6 | 3,4 | 6 |
| 5 | 0,8 | 3,2 | 8 |
| 6 | 1 | 3 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de dióxido de silicio libre el polvo (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b \cdot m_2}{c \cdot m_1 \cdot m_3} \cdot 10 \quad (\%)$$

donde:

- a contenido de dióxido de silicio libre en el volumen analizado de disolución (μg)
- b volumen total de la disolución de la muestra (mL)
- c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)
- m_1 masa del polvo colectada sobre el filtro (mg)
- m_2 masa del polvo después de la incineración de la muestra (mg)
- m_3 masa del polvo mineralizado tomada para el análisis (mg)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|-------------------------------|------------------|----------------|---|
| Microciclón con filtro de PVC | DRX | NIOSH 7500 (6) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Microciclón con filtro de PVC | DRX | NIOSH 7501 (7) | |
| Microciclón con filtro de PVC | EAV | NIOSH 7601 (8) | http://www.osha-slc.gov/dts/slc/methods/toc.html |
| Microciclón con filtro de PVC | EIR | NIOSH 7603 (8) | |
| Filtro de PVC | G | OSHA CSI | |
| Filtro de PVC | DRX o G | OSHA ID 142 | |

- DRX Difracción de rayos X
- EAV Espectrofotometría de absorción visible
- EIR Espectrofotometría infrarroja
- G Gravimetría

Bibliografía consultada:

1. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Polvos industriales. Determinación de dióxido de silicio libre. NC 19-01-40. República de Cuba; 1985.

2. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire. Determinación de la concentración de dióxido de silicio libre cristalino. BDS 2280. República Popular de Bulgaria; 1972.
3. Dobrev M. Chemical micromethod for quantitative determination of free crystalline silica in finely-dispersed industrial dusts. *Ann Occup Hyg* 1975;18:121.
4. Ibarra EJ, González PJ, Aranda PP, Anceáume T. Determinación espectrofotométrica de dióxido de silicio libre en polvos industriales. *Rev Cub Hig Epid* 1985;23:134-9.
5. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
6. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7500. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
7. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7501. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
8. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7601. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
9. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7603. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

D. Fibras de asbesto en el aire

Fundamento del método: El método se basa en la colección de las fibras de asbesto suspendidas en el aire sobre un filtro de membrana de ésteres de celulosa, la obtención de una preparación microscópica con decoloración del filtro con vapores de acetona, y la clasificación y conteo microscópicos por contraste de fases de las fibras de asbesto de longitud mayor que 5 μm , diámetro menor que 3 μm y relación entre la longitud y el diámetro mayor que 3.

Sensibilidad: 0,1 fibra/cm³

Reactivos químicos:

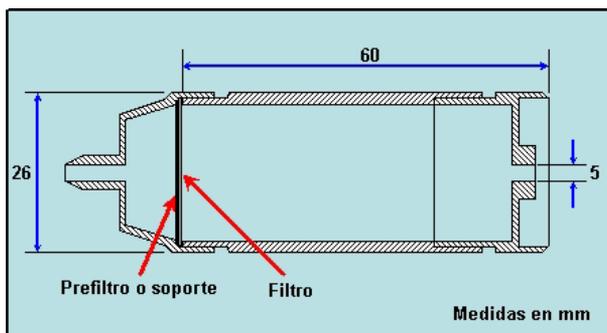
- *Acetona*
- *Triacetina* (triacetato de glicerina)

Toma de las muestras:

- *Colector:* portafiltro (figura 70) con un filtro de membrana de ésteres de celulosa de 1,2 µm de diámetro de poro
- *Gasto máximo de aire:* 1 L/min
- *Volumen necesario de aire* (V_n): se determina de acuerdo con la tabla siguiente:

| Concentración esperada de fibras de asbesto en el aire (fibras/cm ³) | V_n (L) |
|--|-----------|
| 0,5 | 180 |
| 1 | 90 |
| 2 | 45 |
| 5 | 20 |
| 10 | 10 |
| 20 | 4 |

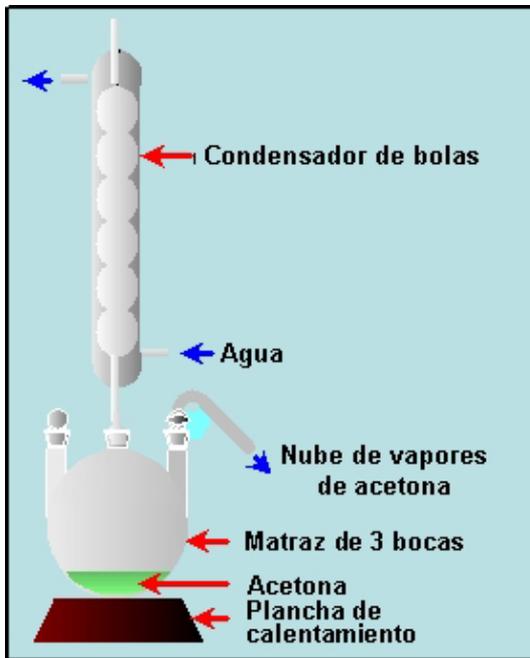
Figura 70. Portafiltro para fibras de asbesto



Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se extrae cuidadosamente del portafiltro, se le corta un sector equivalente a ¼ ó ⅓ de la superficie total y se coloca sobre una lámina portaobjeto con la superficie que contiene el polvo hacia arriba. A continuación la lámina con la muestra se coloca en la corriente de vapores de ace-

tona producida por un generador apropiado (figura 71), de forma que no le caigan gotas a la preparación. La exposición a los vapores de acetona se realiza durante algunos segundos hasta que el preparado se encuentre completamente transparente. Se deja secar entonces al aire, se le añade de una a tres gotas de triacetina en el centro de la preparación y se le coloca un cubreobjeto limpio sin hacer presión manual y evitando que se formen oclusiones de burbujas de aire.

Figura 71. Generador de vapores de acetona



La clasificación y el conteo de las fibras de asbesto se realizan con un microscopio binocular con un aumento total de 500x y aditamento de contraste de fases. En uno de los oculares se coloca un retículo de Walton-Beckett (figura 72) y se calibra en el sistema óptico del microscopio por comparación con un micrómetro lineal de objetivo.

$$C = \frac{A \cdot N}{a \cdot n \cdot V_0} \quad (\text{fibras/cm}^3)$$

donde:

- N número total de fibras contadas en la preparación
 n número total de campos visuales contados
 A área efectiva del filtro (mm^2)
 a área del círculo del retículo de ocular (mm^2)
 V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (cm^3)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------|------------------|------------------|---|
| Filtro de membrana | MCF | NIOSH 7400 (2) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Filtro de membrana | MTE | NIOSH 7402 (2) | |
| Filtro de membrana | MCF | OSHA ID 160 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Filtro de membrana | MCF | EPA 560/5-85-024 | http://www.epa.gov/Standards.html |
| Filtro de membrana | MTE | ASTM D 5755 | http://www.astm.org/cgi-bin/SofCart.exe/STORE/store.htm?E+mystore |
| Filtro de membrana | MTE | ASTM D 5756 | |

- MCF Microscopía de contraste de fases
MTE Microscopía de transmisión electrónica

Bibliografía consultada:

1. Asociación Internacional de Amianto. Método de referencia para la determinación de fibras flotantes de amianto en puestos de trabajo con microscopio óptico (método de filtro de membrana). Método Técnico Recomendado N° 1. Londres: AIA; 1982.
2. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on

- diskettes). Method N° 7400. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7402. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
 4. Organización Mundial de la Salud. Determinación de las concentraciones de fibras suspendidas en el aire. Método basado en la microscopía óptica de contraste de fase. Ginebra: OMS; 1997.

Sulfuro de hidrógeno

a) Método N° 1

Fundamento del método: El método se basa en la absorción y reacción del sulfuro de hidrógeno con disolución de meta-arsenito de sodio en presencia de nitrato de plata. La intensidad de la turbiedad formada es proporcional al contenido de sulfuro de hidrógeno en la muestra y se determina por comparación nefelométrica visual con una escala de referencia.

Sensibilidad: 2 µg de sulfuro de hidrógeno en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: No

Reactivos químicos:

- *Disolución de absorción.* Se disuelven 5 g de carbonato de amonio con 100 mL de agua, se añaden 2 g de meta-arsenito de sodio y se diluye hasta 1 L con agua.
- *Disolución de nitrato de plata,* 0,06 mol/L (10 g/L) en disolución de ácido sulfúrico 1,8 mol/L (10 % v/v). Se filtra si es necesario y se conserva protegida de la luz.
- *Disolución valorada de tiosulfato de sodio,* 0,1 mol/L
- *Disolución de referencia de sulfuro de hidrógeno,* 100 µg/mL. Se diluyen 3 mL de la disolución anterior hasta 100 mL con disolución de absorción. Esta disolución es estable durante diez días protegida de la luz.

- *Disolución de referencia de sulfuro de hidrógeno*, 10 µg/mL. Se prepara diluyendo 10 mL de la disolución anterior con disolución de absorción. Esta disolución es estable durante dos días.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 10 mL cada uno de disolución de absorción (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire*: 0,5 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 0,4 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 5 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 5 mL de la del segundo. Si se toma menos de 5 mL, se completa con disolución de absorción.

A las porciones de ensayo se les añade 1 mL de disolución de nitrato de plata, se agita y se deja reposar durante 5 min. Las turbiedades de las disoluciones de la muestra se comparan visualmente con las de la escala de referencia sobre fondo negro.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de sulfuro de hidrógeno, 10 µg/mL mL | Disolución de absorción mL | Contenido de sulfuro de hidrógeno µg |
|---------------------------|--|-------------------------------|---|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,2 | 4,8 | 2 |
| 2 | 0,4 | 4,6 | 4 |
| 3 | 0,6 | 4,4 | 6 |
| 4 | 0,8 | 4,2 | 8 |
| 5 | 1 | 4 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de sulfuro de hidrógeno en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de sulfuro de hidrógeno en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|---|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido Filtro de fibras de vidrio impregnado | CI | NIOSH 6013 (6) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmampub.html |
| | PPD | OSHA ID 141 | http://www.osha-slc.gov/dts/slc/methods/toc.html |

CI Cromatografía iónica
PPD Polarografía de pulso diferencial

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Mocú: Medicina; 1966.
2. Comité de Calidad, Normalización y Metrología del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire. Determinación de la concentración de sulfuro de hidrógeno. BDS 2154. República Popular de Bulgaria; 1970.
3. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de sulfuro de hidrógeno. NC 19-01-30. República de Cuba; 1982.

4. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 6013. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
6. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

b) Método N° 2

Fundamento del método: El método se basa en la difusión controlada del sulfuro de hidrógeno del aire a través del difusor poroso de un dosímetro pasivo y su reacción colorimétrica posterior sobre una tira de papel impregnada con acetato de plomo. La concentración de sulfuro de hidrógeno en el aire se determina por la longitud coloreada de la tira reactiva y por el tiempo de exposición del dosímetro a las condiciones ambientales dadas.

Intervalo de aplicación: 10 - 100 mg/m³

Interferencias conocidas: Mercaptanos

Toma de las muestras:

- *Colector:* dosímetro pasivo (figura 73) con una tira reactiva
- *Tiempo de duración de la toma de la muestra:* de 15 a 90 min

Reactivos químicos:

- *Tiras reactivas.* Las tiras de papel de filtro (Whatman N° 1) se impregnan por inmersión durante algunos segundos en disolución de acetato de plomo (II) trihidratado 13,2 mmol/L (5 g/L). El papel impregnado se seca al aire en una atmósfera libre de toda posible contaminación sulfurosa. Las tiras reactivas se conservan en un frasco con tapa cerrado herméticamente.

Cálculos: La concentración de sulfuro de hidrógeno en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

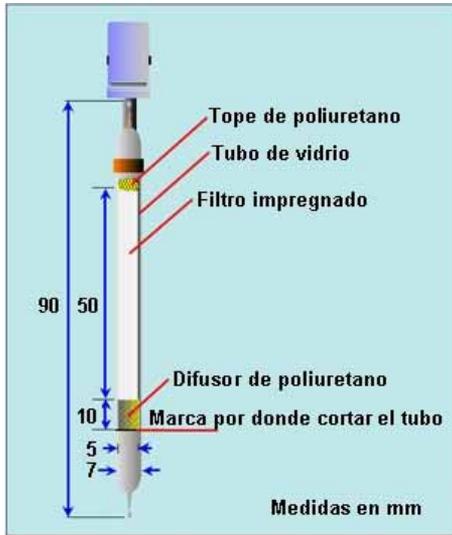
$$C = \frac{(15h + h)^2}{0,76 \cdot t} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

h longitud coloreada de la tira reactiva (mm)

t tiempo de exposición del dosímetro a las condiciones ambientales dadas (min)

Figura 73. Dosímetro pasivo para sulfuro de hidrógeno



Método(s) de ensayo de referencia: (Véase al final del método N° 1).

Bibliografía consultada:

1. Ibarra EJ, Duarte O, Anceáume T. Desarrollo y validación de laboratorio de un dosímetro pasivo de tira reactiva para sulfuro de hidrógeno. La Habana: Instituto de Medicina del Trabajo; 1991.
2. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.

Tolueno

Fundamento del método: El método se basa en la absorción y reacción de nitración de los vapores de tolueno con una mezcla nitrante y la interacción posterior del compuesto formado con hidróxido de sodio en disolución de alcohol etílico y éter dietílico. La intensidad de la coloración púrpura formada es proporcional al contenido de tolueno en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 5 µg de tolueno en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Etilbenceno e isopropilbenceno

Reactivos químicos:

- *Alcohol etílico absoluto*
- *Éter dietílico*
- *Disolución de absorción.* Se disuelven 10 g de nitrato de amonio (secado a 80 °C durante 2 h) con 100 mL de ácido sulfúrico.
- *Disolución de hidróxido de sodio,* 1,25 mol/L (50 g/L) en alcohol etílico absoluto
- *Disolución de tolueno.* Se adicionan 10 mL de disolución de absorción en un matraz de un trazo de 25 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añaden dos gotas de tolueno, se pesa de nuevo, se agita y se introduce el matraz en un baño de agua a ebullición durante 30 min. Se enfría a la temperatura ambiental y se lleva a volumen con disolución de absorción. La masa de tolueno se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.
- *Disolución de referencia de tolueno,* 125 µg/mL. Se prepara diluyendo convenientemente la disolución anterior con disolución de absorción.

Toma de las muestras:

- *Colector:* dos frascos absorbentes de vidrio en serie con 2 mL cada uno de disolución de absorción (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire:* 0,2 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 0,1 L

Procedimiento analítico: Los frascos absorbedores con las disoluciones de la muestra se introducen en un baño de agua a ebullición durante 30 min, se enfría a la temperatura ambiental y las disoluciones se transfieren a un mismo embudo de decantación con 12 mL de agua. Se enfría y se añaden 10 mL de éter dietílico, se agita durante 3 min, se deja reposar hasta la separación total de las fases y se elimina la inferior (acuosa). La fase etérea se lava con 10 mL adicionales de agua. Para el análisis se toman hasta 3 mL de la disolución etérea de la muestra. Si se toma menos de 3 mL, se completa con éter dietílico.

A la porción de ensayo se le añaden 7 mL de alcohol etílico y 0,5 mL de disolución de hidróxido de sodio, se agita y se deja reposar durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 510 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de la forma siguiente: En un embudo de decantación se vierten 12 mL de agua y 2 mL de disolución de referencia de tolueno, se enfría a la temperatura ambiental, se añaden 10 mL de éter dietílico, se agita durante 3 min, se deja reposar hasta la separación de las fases y se elimina la inferior (acuosa), La fase etérea se lava con 10 mL de agua y se trasvasa posteriormente a un matraz de un trazo de 25 mL, llevándose a volumen con éter dietílico. La concentración de tolueno en esta disolución (disolución A) es de 10 µg/mL. La escala de referencia se prepara entonces de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución A mL | Éter dietílico mL | Contenido de tolueno µg |
|---------------------------|-----------------|-------------------|-------------------------|
| 0 (*) | 0 | 3 | 0 |
| 1 | 0,5 | 2,5 | 5 |
| 2 | 1 | 2 | 10 |
| 3 | 1,5 | 1,5 | 15 |
| 4 | 2 | 1 | 20 |
| 5 | 2,5 | 0,5 | 25 |
| 6 | 3 | 0 | 30 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de tolueno en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de tolueno en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|---|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | NIOSH 1500 (5) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmam/pub.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | NIOSH 1501 (6) | |
| Dosímetro pasivo | CG-DILI | NIOSH 4000 (7) | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | OSHA 07 | http://www.osha-slc.gov/dts/slc/methods/toc.html |
| Tubo con sorbente sólido o dosímetro pasivo | CG-DILI | OSHA 111 | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | OSHA CSI | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-EM | EPA 0030 | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-EM | EPA 0031 | |
| Bolsa de gases | CG-EM | EPA 0040 | |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-1 | http://www.epa.gov/Standards.html |
| Botella de gases | CG-DM | EPA TO-14A | |
| Botella de gases | CG-EM | EPA TO-15A | |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-17 | |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-2 | |

CG-DILI Cromatografía de gases con detector de ionización de llama
 CG-EM Cromatografía de gases - espectrometría de emisión
 DT Desorción térmica

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de tolueno. NC 19-01-47. República de Cuba; 1984.
3. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Métodos de determinación de la concentración de tolueno. BDS 2154. República Popular de Bulgaria; 1970.
4. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 2. Sofía: Técnica; 1981.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 1500. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
6. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 1501. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
7. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 4000. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
8. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.

Tricloroetileno

Fundamento del método: El método se basa en la absorción y reacción de los vapores de tricloroetileno con piridina y la interacción posterior del producto formado con anilina. La intensidad de la coloración formada es proporcional al contenido de tricloroetileno en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,5 µg de tricloroetileno en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Derivados halogenados del metano y del etano, cloro y bromo. Las interferencias de cloro y bromo se eliminan anteponiendo a los frascos absorbedores un tubo de vidrio con algodón impregnado con yoduro de potasio.

Reactivos químicos:

- *Piridina*
- *Anilina* (recién destilada)
- *Ácido acético glacial*
- *Disolución de hidróxido de sodio*, 1 mol/L (40 g/L)
- *Algodón impregnado con yoduro de potasio*. Se lava algodón con alcohol etílico a ebullición y se seca a 85-90 °C. Se colocan entonces 10 g del algodón en un vaso de precipitados con 100 mL de disolución de yoduro de potasio 2,4 mol/L (400 g/L) durante 20 min, se escurre el algodón entre papeles de filtro, se seca a 85-90 °C y se guarda en la oscuridad. Se desecha si adquiere coloración amarilla.
- *Disolución de tricloroetileno*. Se adicionan 10 mL de piridina en un matraz de un trazo de 25 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añaden dos gotas de tricloroetileno, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con piridina. La masa de tricloroetileno se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente.
- *Disolución de referencia de tricloroetileno*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo convenientemente la disolución anterior con piridina.

Toma de las muestras:

- *Colector*: dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 5 mL cada uno de piridina (véase la figura 58). Si es necesario, se les antepone un tubo de vidrio de 6-7 mm de diámetro interno con 0,5 g de algodón impregnado con yoduro de potasio. Si durante la toma de la muestra la coloración amarilla del algodón alcanza a más de la mitad del tubo, éste se cambia por otro nuevo.
- *Gasto máximo de aire*: 0,3 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 0,03 L

Procedimiento analítico: Para el análisis se toman por separado hasta 2 mL de la disolución del primer frasco absorbedor y 2 mL de la del segundo. Si se toma menos de 2 mL, se completa con piridina.

A las porciones de ensayo se les añade 0,5 mL de disolución de hidróxido de sodio, se calienta en un baño de agua a ebullición durante 2 min, se enfría a la temperatura ambiental, se adicionan 0,5 mL de ácido acético glacial y 0,1 mL de anilina y se diluye con agua hasta un volumen final de 4 mL. Se deja reposar entonces durante 15 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración se realiza a 490 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de tricloroetileno, 10 µg/mL mL | Piridina mL | Contenido de tricloroetileno µg |
|---------------------------|---|----------------|------------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 2 | 0 |
| 1 | 0,05 | 1,95 | 0,5 |
| 2 | 0,1 | 1,9 | 1 |
| 3 | 0,2 | 1,8 | 2 |
| 4 | 0,4 | 1,6 | 4 |
| 5 | 0,6 | 1,4 | 6 |
| 6 | 0,8 | 1,2 | 8 |
| 7 | 1 | 1 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para las porciones de ensayo.

Cálculos: La concentración de tricloroetileno en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de tricloroetileno en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (µg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

C_1, C_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|---|------------------|----------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | NIOSH 1022 (°) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmapub.html |
| Bolsa de gases | CG-DFI | NIOSH 3701 (°) | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | OSHA 07 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Tubo con sorbente sólido o dosímetro pasivo | CG-DILI | OSHA 1001 | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-EM | EPA 0030 | |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-1 | http://www.epa.gov/Standards.html |
| Botella de gases | CG-DM | EPA TO-14A | |
| Botella de gases | CG-EM | EPA TO-15A | |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-17 | |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-2 | |

CG-DFI Cromatografía gaseosa con detector de fotoionización
 CG-DILI Cromatografía gaseosa con detector de ionización de llama
 CG-DM Cromatografía gaseosa con detector múltiple
 CG-EM Cromatografía gaseosa - espectrometría de emisión
 DT Desorción térmica

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 2. Sofía: Técnica; 1981.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on

diskettes). Method N° 1022. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

4. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 3701. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

Trinitrotolueno

Fundamento del método: El método se basa en colección de los aerosoles de trinitrotolueno sobre un filtro de PVC, su disolución con alcohol etílico y la reacción posterior con hidróxido de sodio. La intensidad de la coloración violeta formada es proporcional al contenido de trinitrotolueno en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de trinitrotolueno en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Otros compuestos polinitrados

Reactivos químicos:

- *Alcohol etílico*, p.a.
- *Disolución de hidróxido de sodio*, 1,25 mol/L (50 g/L)
- *Disolución de referencia de trinitrotolueno*, 100 µg/mL. Se disuelven 10 mg de trinitrotolueno con alcohol etílico hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de trinitrotolueno*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con alcohol etílico hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector:* portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire:* 10 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 2 L

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se coloca en un vaso de precipitados y se lava con porciones pequeñas de alcohol etílico, que se trasvasan a un cilindro graduado de 10 mL. El volumen se completa hasta 10 mL con alcohol etílico. Para el análisis

se toma hasta 5 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 5 mL, se completa con alcohol etílico.

A la porción de ensayo se le añade 0,2 mL de disolución de hidróxido de sodio, se agita y se deja reposar durante 10 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 540 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de trinitrotolueno, 10 µg/mL mL | Alcohol etílico mL | Contenido de trinitrotolueno µg |
|---------------------------|--|--------------------|---------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 2 | 0,3 | 4,7 | 3 |
| 3 | 0,5 | 4,5 | 5 |
| 4 | 0,7 | 4,3 | 7 |
| 5 | 1 | 4 | 10 |
| 6 | 1,5 | 3,5 | 15 |
| 7 | 2 | 3 | 20 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de trinitrotolueno en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a contenido de trinitrotolueno en el volumen analizado de disolución (µg)

b volumen total de la disolución de la muestra (mL)

c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|--------------------------|------------------|---------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CG-AET | OSHA 44 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |

CG-AET Cromatografía gaseosa con analizador de energía térmica

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Comité Estatal de Normalización del Consejo de Ministros de Bulgaria. Sustancias nocivas en el aire del ambiente de trabajo. Determinación de la concentración de trinitrotolueno. BDS 4317. República Popular de Bulgaria; 1982.
3. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 2. Sofía: Técnica; 1981.

Trióxido de cromo, cromatos y dicromatos

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de trióxido de cromo, cromatos y dicromatos sobre un filtro de PVC, su disolución con agua y la reacción posterior del cromo (VI) con difenilcarbácida. La intensidad de la coloración violeta formada es proporcional al contenido de trióxido de cromo en la muestra y se determina por comparación nefelométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de trióxido de cromo en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Compuestos solubles de hierro, de cobre, de níquel y de vanadio

Reactivos químicos:

- *Disolución de difenilcarbácida.* Se disuelve 1 g de difenilcarbácida con 20 mL de ácido acético glacial y se diluye con alcohol etílico hasta 200 mL.

- *Disolución de referencia de trióxido de cromo*, 100 µg/mL. Se disuelven 14,7 mg de dicromato de potasio con agua y se diluye hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de trióxido de cromo*, 10 µg/mL. Se prepara diluyendo 10 mL de la disolución anterior con agua hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector*: portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire*: 10 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire*: 40 L

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se coloca en un vaso de precipitados y se lava con tres porciones de 3 mL cada una de agua próxima a ebullición. Las porciones de lavado se transfieren cuantitativamente a un tubo para ensayo y se completa el volumen hasta 10 mL con agua. Para el análisis se toma hasta 5 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 5 mL, se completa con agua.

A la porción de ensayo se le añaden tres gotas de disolución de difenilcarbocida, se agita y se deja reposar durante 15 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 540 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de trióxido de cromo, 10 µg/mL mL | Agua mL | Contenido de trióxido de cromo µg |
|---------------------------|--|---------|-----------------------------------|
| 0 (*) | 0 | 5 | 0 |
| 1 | 0,1 | 4,9 | 1 |
| 2 | 0,2 | 4,8 | 2 |
| 3 | 0,4 | 4,6 | 4 |
| 4 | 0,6 | 4,4 | 6 |
| 5 | 0,8 | 4,2 | 8 |
| 6 | 1 | 4 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de trióxido de cromo, cromatos o dicromatos (expresada como de trióxido de cromo) en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a contenido de trióxido de cromo en el volumen analizado de disolución (μg)

b volumen total de la disolución de la muestra (mL)

c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|---------------|------------------|---------------------------|---|
| Filtro de PVC | EAV | NIOSH 7600 ⁽⁶⁾ | http://www.cdc.gov/niosh/hmam/nnapub.html |
| Filtro de PVC | CI-DCE | NIOSH 7604 ⁽⁶⁾ | |
| Filtro de PVC | PPD | OSHA ID 103 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Filtro de PVC | CI | OSHA ID 215 | |

| | |
|--------|--|
| CI | Cromatografía iónica |
| CI-DCE | Cromatografía iónica con detector de conductividad electrolítica |
| EAV | Espectrofotometría de absorción visible |
| PPD | Polarografía de pulso diferencial |

Bibliografía consultada:

1. Comité Estatal de Normalización SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Determinación de trióxido de cromo, cromatos y dicromatos. NC 19-01-55. República de Cuba; 1986.
2. Katz M. Methods of air sampling and analysis. 2ª ed. Washington: APHA Intersociety Committee; 1977.
3. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.

4. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 2nd ed. Vol. 3. Method N° S309. Cincinnati: US Department of Health, Education, and Welfare; 1977.
5. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7600. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
6. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7604. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

Trióxido de di-arsénico

Fundamento del método: El método se basa en la colección de los aerosoles de trióxido de di-arsénico sobre un filtro de PVC, su disolución y oxidación con ácido nítrico y la posterior interacción del arsénico (V) con heptamolibdato de amonio y ácido L-ascórbico. La intensidad de la coloración azul formada es proporcional al contenido de trióxido de di-arsénico en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 0,5 µg de trióxido de di-arsénico en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Compuestos de arsénico (V), fosfatos y algunos silicatos

Reactivos químicos:

- *Disolución de ácido nítrico*, 4,8 mol/L (33 % v/v)
- *Disolución de ácido sulfúrico*, 0,05 mol/L (0,27 % v/v)
- *Disolución de ácido L-ascórbico*, 0,3 mol/L (50 g/L)
- *Disolución de heptamolibdato de amonio*. Se disuelven 340 mg de heptamolibdato de amonio tetrahidratado con 45 mL de agua calentada previamente de 50 a 60 °C. En otro recipiente se añaden 50 mL de agua y 4,5 mL de ácido sulfúrico p.a., y se adiciona a la disolución de heptamolibdato de amonio. Se filtra si es necesario.
- *Disolución de referencia de trióxido de di-arsénico*, 100 µg/mL. Se disuelven 31,5 mg de arseniato de sodio con disolución de ácido sulfúrico hasta 100 mL.
- *Disolución de referencia de trióxido de di-arsénico*, 10 µg/mL. Se prepara en el momento del análisis diluyendo 10 mL de la disolución anterior con disolución de ácido sulfúrico hasta 100 mL.

Toma de las muestras:

- *Colector:* portafiltro con un filtro de PVC (véase la figura 57)
- *Gasto máximo de aire:* 10 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 5 L

Procedimiento analítico: El filtro con la muestra se coloca en un vaso de precipitados y se le añaden 15 mL de disolución de ácido nítrico, se calienta a ebullición durante 3 min y se filtra a través de un papel de filtro cuantitativo. El filtrado se recoge en una cápsula de porcelana y el filtro se lava con dos porciones adicionales de 5 mL cada una de disolución de ácido nítrico y con 5 mL de agua, recojiéndose los lavados en la cápsula, que se coloca en un baño de agua a ebullición y se evapora a sequedad. El residuo se disuelve posteriormente con 5 mL de disolución de ácido nítrico. Para el análisis se toma hasta 2 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 2 mL, se completa con disolución de ácido sulfúrico.

A la porción de ensayo se le añaden 2 mL de disolución de heptamolibdato de amonio y 0,2 mL de disolución de ácido L-ascórbico, se agita, se coloca el tubo en un baño de agua a ebullición durante 2 min y se enfría a la temperatura ambiental. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 840 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de trióxido de di-arsénico, 10 µg/mL | Disolución de ácido sulfúrico | Contenido de trióxido de di-arsénico |
|---------------------------|---|-------------------------------|--------------------------------------|
| | mL | mL | µg |
| 0 (*) | 0 | 2 | 0 |
| 1 | 0,05 | 1,95 | 0,5 |
| 2 | 0,1 | 1,9 | 1 |
| 3 | 0,2 | 1,8 | 2 |
| 4 | 0,4 | 1,6 | 4 |
| 5 | 0,6 | 1,4 | 6 |
| 6 | 0,8 | 1,2 | 8 |
| 7 | 1 | 1 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de trióxido de di-arsénico en el aire (C) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{a \cdot b}{c \cdot V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a contenido de trióxido de di-arsénico en el volumen analizado de disolución (μg)

b volumen total de la disolución de la muestra (mL)

c volumen analizado de la disolución de la muestra (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|-------------------------------|------------------|----------------|---|
| Filtro de membrana impregnado | EAA-HG | NIOSH 7901 (5) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |

EAA-HG Espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito

Bibliografía consultada:

1. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 1. Sofía: Técnica; 1977.
2. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 7901. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.

Xileno

Fundamento del método: El método se basa en la disolución y reacción de nitración de los vapores de xileno con una mezcla nitrante y la interacción posterior del compuesto formado con hidróxido de sodio en una disolución de tolueno y acetona. La in-

tensidad de la coloración violeta formada es proporcional al contenido de xileno en la muestra y se determina por comparación fotométrica con una escala de referencia.

Sensibilidad: 1 µg de xileno en el volumen analizado de disolución.

Interferencias conocidas: Otros hidrocarburos aromáticos y sus derivados halogenados y nitrados

Reactivos químicos:

- *Tolueno*
- *Disolución de absorción.* Se disuelven 10 g de nitrato de amonio (secado a 80 °C durante 2 h) con 100 mL de ácido sulfúrico
- *Disolución de carbonato de sodio,* 0,19 mol/L (20 g/L), coloreada con una gota de disolución de fenoltaleína 0,03 mol/L (10 g/L) en alcohol etílico
- *Disolución de acetona.* Se mezclan 20 mL de agua con 100 mL de acetona
- *Disolución de hidróxido de sodio,* 0,1 mol/L (4 g/L)
- *Disolución de xileno.* Se adicionan 10 mL de disolución de absorción en un matraz de un trazo de 25 mL y se pesa en una balanza analítica con una precisión de 0,1 mg. Se añade 0,05 mL de xileno, se pesa de nuevo y se lleva a volumen con disolución de absorción. La masa de xileno se calcula por diferencia de pesadas y se determina entonces la concentración correspondiente. La disolución se calienta en un baño de agua a ebullición durante 20 min y se deja enfriar a la temperatura ambiental.
- *Disolución de referencia de xileno,* 20 µg/mL. En un embudo de decantación con 12 mL de agua se adiciona 1 mL de disolución de xileno y se agita. Se añade entonces tolueno en proporción de 1 mL por cada 20 mg de xileno adicionados. Se agita enérgicamente durante 2 min, se deja reposar hasta la separación total de las fases y se desecha la inferior (acuosa). La capa de tolueno se lava entonces con 5 mL de disolución de carbonato de sodio. Si la fase acuosa se decolora, se desecha y se repite el lavado con disolución de carbonato de sodio hasta que no desaparezca la coloración de la capa acuosa. Se deja reposar hasta la separación de las fases y se extrae la superior, que se coloca en un frasco de vidrio con tapa. Esta disolución es estable durante un mes en la oscuridad.

Toma de las muestras:

- *Colector:* dos frascos absorbedores de vidrio en serie con 2 mL cada uno de disolución de absorción (véase la figura 58)
- *Gasto máximo de aire:* 0,5 L/min
- *Volumen mínimo necesario de aire:* 0,01 L

Procedimiento analítico: Los frascos absorbedores con la muestra se colocan en un baño de agua a ebullición durante 20 min. Las disoluciones de los frascos absorbedores se transfieren cuantitativamente a un mismo embudo de decantación con 10 mL de agua. Los frascos se lavan con dos porciones de 5 mL cada una de agua, que se transfieren también al embudo de decantación. Se adicionan entonces 2 mL de tolueno y se agita enérgicamente durante 2 min, se deja reposar hasta la separación total de las fases y se elimina la inferior (acuosa). La capa de tolueno se lava con porciones de 5 mL cada una de disolución de carbonato de sodio hasta que persista la coloración de la capa acuosa, que finalmente se elimina. La capa de tolueno se extrae y se coloca en un frasco de vidrio con tapa. Para el análisis se toma hasta 1 mL de la disolución de la muestra. Si se toma menos de 1 mL, se completa con tolueno.

A la porción de ensayo se le añaden 9 mL de disolución de acetona y 1 mL de disolución de hidróxido de sodio, se agita y se deja reposar durante 3 min. La medición fotométrica de la intensidad de la coloración formada se realiza a 570 nm en un espectrofotómetro de absorción con cubetas de vidrio de 1 cm de paso de luz.

Escala de referencia: Se prepara de acuerdo con la tabla siguiente:

| Nº del tubo de referencia | Disolución de referencia de xileno, 20 µg/mL mL | Tolueno mL | Contenido de xileno µg |
|---------------------------|---|------------|------------------------|
| 0 (*) | 0 | 1 | 0 |
| 1 | 0,05 | 0,95 | 1 |
| 2 | 0,1 | 0,9 | 2 |
| 3 | 0,2 | 0,8 | 4 |
| 4 | 0,3 | 0,7 | 6 |
| 5 | 0,4 | 0,6 | 8 |
| 6 | 0,5 | 0,5 | 10 |

(*) Ensayo en blanco

Con los tubos de la escala de referencia se procede como se indica para la porción de ensayo.

Cálculos: La concentración de *o*, *m* y *p*-xileno (expresada como de xileno) en el aire (*C*) se calcula por la fórmula siguiente:

$$C = \frac{\frac{a_1 \cdot b_1}{c_1} + \frac{a_2 \cdot b_2}{c_2}}{V_0} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

a_1, a_2 contenidos de xileno en los volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (μg)

b_1, b_2 volúmenes totales de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

c_1, c_2 volúmenes analizados de las disoluciones correspondientes a los frascos absorbedores 1 y 2 (mL)

V_0 volumen de aire analizado referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión (L)

Método(s) de ensayo de referencia:

| Colector | Método analítico | Referencia(s) | Localización (sitio Web) |
|---|------------------|-----------------------------|---|
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | NIOSH 1501 (³) | http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nnampub.html |
| Tubo con sorbente sólido | CG-DILI | OSHA 07 | http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/toc.html |
| Tubo con sorbente sólido o dosímetro pasivo | CG-DILI | OSHA 1002 | |
| Tubo con sorbente sólido | CG-EM | EPA 0030 | http://www.epa.gov/Standards.html |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-1 | |
| Botella de gases | CG-DM | EPA TO-14A | |
| Botella de gases | CG-EM | EPA TO-15A | |
| Tubo con sorbente sólido | DT/CG-EM | EPA TO-17 | |

CG-DILI Cromatografía gaseosa con detector de ionización de llama
 CG-DM Cromatografía gaseosa con detector múltiple
 CG-EM Cromatografía gaseosa - espectrometría de emisión
 DT Desorción térmica

Bibliografía consultada:

1. Byjovskaia MS, Guinzburg SL, Jalizova OD. Métodos de determinación de sustancias nocivas en el aire. Moscú: Medicina; 1966.
2. Kolykovski P, Bobev G, Koen E. Análisis químico del ambiente de trabajo. Vol. 2. Sofía: Técnica; 1981.
3. National Institute for Occupational Safety and Health. NIOSH manual of analytical methods. 4th ed. (electronic version on diskettes). Method N° 1501. Ontario: Canadian Centre for Occupational Health and Safety /NIOSH; 1997.
4. Peregud EA, Guernet EV. Análisis químico del aire de empresas industriales. Leningrado: Química; 1970.



COMPLEMENTO

Anexo 1. Niveles límite admisibles (NLA) de las sustancias nocivas en el aire de la zona de trabajo establecidos en Cuba ¹

- Gases, vapores y aerosoles no fibrogénicos

| Nº | Sustancia nociva | NLA (mg/m ³) | |
|----|---|--------------------------|---------|
| | | CPA | CMA |
| 1 | Aceites minerales de petróleo | | 5 |
| 2 | Acetaldehído | 50 | 100 |
| 3 | Acético, ácido | 5 | 10 |
| 4 | Acético, anhídrido | | 20 |
| 5 | Acetilsalicílico, ácido | | 0,5 |
| 6 | Acetofenona | | 5 |
| 7 | Acetona | 1000 | 2000 |
| 8 | Acetonitrilo | | 10 |
| 9 | Acrílico, ácido | | 5 |
| 10 | Acrlonitrilo | 5 | 10 |
| 11 | Acroleína | | 0,5 |
| 12 | Alcanfor | | 3 |
| 13 | Alílico, alcohol | 5 | 10 |
| 14 | Alilo, cloruro | 3 | 6 |
| 15 | Aluminio (metal y óxido) (como Al) | 5 | 10 |
| 16 | Amílico, alcohol | | 100 |
| 17 | n-amilo, acetato | 100 | 500 |
| 18 | Amoníaco | | 20 |
| 19 | Anilina | | 3 |
| 20 | Antimonio y sus compuestos (como Sb) | 0,2 | 0,5 |
| 21 | Arsénico y sus compuestos (como As) | 0,3 | 0,6 |
| 22 | Azufre | | 6 |
| 23 | Azufre, dióxido | 10 | 20 |
| 24 | Bario y sus compuestos (como Ba) | | 0,5 |
| 25 | Benceno | | 5 |
| 26 | Bencilo, cloruro | | 0,5 |
| 27 | Benzaldehído | | 5 |
| 28 | 3,4-benzopireno | | 0,00015 |
| 29 | p-benzoquinona | | 0,05 |
| 30 | Bórico, ácido | | 10 |
| 31 | Boro, trifluoruro | | 1 |
| 32 | Bromo | | 0,5 |
| 33 | Bromobenceno | | 3 |
| 34 | Bromoformo | | 5 |
| 35 | Butílico, alcohol | 200 | 400 |
| 36 | Butilo, acetato | 400 | 1000 |
| 37 | Cadmio (cianuro, óxido y sulfato) (como Cd) | 0,03 | 0,1 |
| 38 | Calcio (óxido e hidróxido) (como Ca) | | 5 |
| 39 | Capróico, ácido | | 5 |
| 40 | Caprolactama | | 10 |
| 41 | Carbono, dióxido | | 9000 |
| 42 | Carbono, disulfuro | | 10 |
| 43 | Carbono, monóxido | 20 | 100 |

¹ Comité Estatal de Normalización. SNPHT. Aire de la zona de trabajo. Niveles límite admisibles de las sustancias nocivas. NC 19-01-63. Cuba. 1991.

| Nº | Sustancia nociva | NLA (mg/m ³) | |
|----|---|--------------------------|------|
| | | CPA | CMA |
| 44 | Carbono, tetracloruro Cellosolve (Véase 90) | | 20 |
| 45 | Cianuros (como HCN) | 0,3 | 0,6 |
| 46 | Ciclohexano | 80 | 160 |
| 47 | Ciclohexanona | 20 | 40 |
| 48 | Ciclohexilamina | | 40 |
| 49 | Cinc, óxido (como Zn) | 5 | 10 |
| 50 | Cloro | | 1 |
| 51 | m-cloroanilina | | 0,05 |
| 52 | p-cloroanilina | | 0,3 |
| 53 | Clorobenceno | 50 | 150 |
| 54 | p-clorofenol | | 1 |
| 55 | Cloroformo | 25 | 50 |
| 56 | Clorhídrico, ácido Clorobutadieno (Véase 57) | | 5 |
| 57 | Cloropreno | 10 | 30 |
| 58 | Cobalto, óxido (como Co) | | 0,5 |
| 59 | Cobre y sus compuestos (como Cu) | 0,5 | 1 |
| 60 | Cobre, óxidos (humos) (como Cu) | 0,2 | 0,4 |
| 61 | Cresoles | 20 | 40 |
| 62 | Cromo, óxido (como Cr ₂ O ₃) | 0,5 | 1 |
| 63 | Cromo, trióxido, cromatos y dicromatos (como CrO ₃) | 0,05 | 0,1 |
| 64 | Crotonaldehído | 0,5 | |
| 65 | Diacetónico, alcohol | | 100 |
| 66 | Dialquilo, ftalatos | | 1 |
| 67 | Dibutilo, ftalato | | 0,5 |
| 68 | Diciclopentadieno | | 1 |
| 69 | 3,4-dicloroanilina | | 0,5 |
| 70 | Diclorobenceno | 150 | 300 |
| 71 | 2,3-diclorobutadieno-1,3 | | 0,1 |
| 72 | Dicloroetano | | 10 |
| 73 | 1,2-dicloroetileno | | 50 |
| 74 | Dietilamina | 30 | 60 |
| 75 | Dietiletanolamina | | 5 |
| 76 | Dietílico, éter | 300 | 1500 |
| 77 | Dimetilamina | 1 | 2 |
| 78 | Dimetilformamida | | 10 |
| 79 | Dinitrobenceno | 1 | 5 |
| 80 | 2,4-dinitrofenol | | 0,05 |
| 81 | Dioxano | 10 | 20 |
| 82 | Epiclorhidrina | 5 | 10 |
| 83 | Estaño, compuestos inorgánicos) (como Sn) | 1 | 5 |
| 84 | Estaño, compuestos orgánicos (como Sn) | 0,1 | 0,2 |
| 85 | Estireno | 200 | 400 |
| 86 | Etanolamina | 5 | 15 |
| 87 | Etilendiamina | | 2 |
| 88 | Etilenglicol (aerosoles) | 10 | 20 |
| 89 | Etilenglicol (vapores) | | 125 |
| 90 | Etilenglicol, eter monoetilico | | 700 |
| 91 | Etileno, óxido | | 1 |
| 92 | Etílico, alcohol | 1000 | 3000 |
| 93 | Etilo, acetato | 200 | 400 |
| 94 | Etilo, cloruro | 1000 | 2500 |
| 95 | p-fenetidina | | 0,2 |
| 96 | p-fenilendiamina | 0,1 | 0,4 |

| Nº | Sustancia nociva | NLA (mg/m ³) | |
|-----|--|--------------------------|------|
| | | CPA | CMA |
| 97 | Fenol | 5 | 10 |
| 98 | Fenoxiacético, ácido | | 1 |
| 99 | Fluorhídrico, ácido | | 0,1 |
| 100 | Fluoruros, sales insolubles (como HF) | | 0,5 |
| 101 | Fluoruros, sales solubles (como HF) | | 0,2 |
| 102 | Formaldehído | 0,5 | 1 |
| 103 | Formamida | | 3 |
| 104 | Fórmico, ácido | | 2 |
| 105 | Fosfórico, ácido | | 1 |
| 106 | Fósforo, pentacloruro | | 0,2 |
| 107 | Fósforo, tricloruro | 1 | 2 |
| 108 | Fosgeno | 0,4 | 0,8 |
| 109 | Ftálico, anhídrido | 5 | 15 |
| 110 | Furano | | 0,5 |
| 111 | Furfural | 10 | 20 |
| 112 | Gasolinas | | 100 |
| 113 | Hexametilendiamina | | 1 |
| 114 | Hexano | 180 | 400 |
| 115 | Hidracina, hidrato | | 0,1 |
| 116 | Hidrocarburos alifáticos saturados (C ₁ -C ₁₀) (como C) | | 300 |
| | Hidrógeno, cloruro (Véase 56) | | |
| | Hidrógeno, fluoruro (Véase 100) | | |
| 117 | Hidrógeno, sulfuro | 10 | 20 |
| 118 | Hidroquinona | | 2 |
| 119 | Hierro, óxido (como Fe ₂ O ₃) | 5 | 10 |
| 120 | Isoamílico, alcohol | 100 | 300 |
| 121 | Isobutílico, alcohol | | 10 |
| 122 | Isopropilamina | | 1 |
| 123 | Isopropílico, alcohol | 200 | 600 |
| 124 | Maléico, ácido | | 1 |
| 125 | Manganeso y sus compuestos (como Mn) | | |
| | • polvos | | 5 |
| | • humos | 1 | 3 |
| | • tetróxido | | 1 |
| 126 | Mercurio, compuestos alquílicos (como Hg) | 0,005 | 0,01 |
| 127 | Mercurio y sus compuestos inorgánicos (como Hg) | 0,05 | 0,1 |
| 128 | Metacrílico, ácido | | 10 |
| 129 | Metilamina | | 10 |
| 130 | Metileno, cloruro | 50 | 250 |
| 131 | Metiletilcetona | 300 | 600 |
| 132 | Metílico, alcohol | 100 | 300 |
| 133 | Metilisobutilcetona | | 200 |
| 134 | Metilmorfolina | | 5 |
| 135 | Metilo, acetato | 200 | 600 |
| 136 | Metilo, cloruro | 100 | 200 |
| 137 | Morfolina | 70 | 100 |
| 138 | Naftaleno | 20 | 50 |
| 139 | α-naftol | | 0,1 |
| 140 | β-naftoquinona | | 0,1 |
| 141 | Nicotínico, ácido | | 1 |
| 142 | Níquel, carbonilo (como Ni) | 0,01 | 0,03 |
| 143 | Níquel, metal, óxidos, sulfuros y mezclas de estos compuestos (como Ni) | 0,25 | 0,5 |
| 144 | Nítrico, ácido | | 5 |
| 145 | p-nitroanilina | | 0,1 |

| Nº | Sustancia nociva | NLA (mg/m ³) | |
|-----|---|--------------------------|-------|
| | | CPA | CMA |
| 146 | Nitrometano | | 30 |
| 147 | Nitrógeno, óxidos (como NO ₂) | 5 | 10 |
| 148 | Nitroglicerina | 0,5 | 1 |
| 149 | n-octílico, alcohol | | 10 |
| 150 | Ozono | 0,1 | 0,2 |
| 151 | Parafinas (humos) | 2 | 6 |
| 152 | Paraldehído | | 5 |
| 153 | Perclórico, ácido | | 2 |
| 154 | Piridina | 5 | 10 |
| 155 | Plomo y sus compuestos inorgánicos (como Pb) | 0,05 | 0,15 |
| 156 | Plomo, tetraetilo | | 0,005 |
| 157 | Polivinilo, cloruro | | 6 |
| 158 | Potasio, amilxantato | | 1 |
| 159 | Potasio, hidróxido | | 0,5 |
| 160 | n-propílico, alcohol | | 200 |
| 161 | Queroseno | | 300 |
| 162 | Resinas epoxitrifénlicas (como epiclorhidrina) | 1 | 2 |
| 163 | Salicílico, ácido | | 6 |
| 164 | Sodio, hidróxido | | 0,5 |
| 165 | Sodio, nitrito | | 1 |
| 166 | Sodio, pentaclorofenato | | 0,1 |
| 167 | Sulfúrico, ácido | | 1 |
| 168 | Tabaco | | 3 |
| 169 | Talio y sus compuestos (como TI) | 0,01 | 0,05 |
| 170 | Tetrabromometano | | 1 |
| 171 | Tetracloroetano | | 5 |
| 172 | Tetracloroetileno | 10 | 50 |
| 173 | Tetrahidrofurano | 100 | 200 |
| | Tiofeno (Véase 174) | | |
| 174 | Tiofurano | | 20 |
| 175 | Tioglicólico, ácido | | 0,1 |
| 176 | Tolueno | 100 | 500 |
| 177 | Toluidina | 10 | 20 |
| 178 | Torio | | 0,05 |
| 179 | Tricloroacético, ácido | | 5 |
| 180 | Tricloroetileno | 20 | 100 |
| 181 | Tricresilo, fosfato | 0,1 | 0,3 |
| 182 | Trietilamina | 20 | 50 |
| 183 | Trifluoroacético, ácido | | 2 |
| 184 | Trimetilamina | | 10 |
| 185 | Trinitrotolueno | 1 | 2 |
| 186 | Valérico, ácido | | 5 |
| 187 | Vanadio, óxidos (como V ₂ O ₅) | | |
| | • humos | 0,1 | 0,3 |
| | • polvos | 0,5 | 1 |
| 188 | Vinilo, cloruro | | 10 |
| 189 | Xilenos | 200 | 600 |
| 190 | Xilidina | 5 | 20 |
| 191 | Yodo | | 1 |
| 192 | Zirconio y sus compuestos (como Zr) | 5 | 10 |

• **Aerosoles fibrogénicos**

| Nº | Sustancia nociva | CPA | |
|-----|--|-------------------|------------------------|
| | | mg/m ³ | fibras/cm ³ |
| 193 | Aluminio y sus aleaciones | 2 | |
| 194 | Apatita | 6 | |
| 195 | Arcilla | 6 | |
| 196 | Asbesto | | |
| | • crisotilo, amosita y otros (excepto crocidolita) | | 1 |
| | • crocidolita | | 0,2 |
| 197 | Barita | 6 | |
| 198 | Boro, carburo y nitruro | 6 | |
| 199 | Cal | 6 | |
| 200 | Carbón | | |
| | • coque, pizarra, grafito | 6 | |
| | • carbón de piedra con contenido de SiO ₂ < 2 % | 10 | |
| 201 | Cemento | 6 | |
| 202 | Cobre y níquel, minerales | 4 | |
| 203 | Cobre y silicio, aleaciones | 4 | |
| 204 | Diatomita | 1 | |
| 205 | Dolomita | 6 | |
| 206 | Ferrocromo (aleaciones de Cr con 65 % de Fe) | 2 | |
| 207 | Fibras minerales (excepto asbesto y vidrio) | 4 | |
| 208 | Fosforita | 6 | |
| 209 | Hierro y níquel, aglomerados | 4 | |
| | Hierro, óxido (Véase 116) | | |
| 210 | Hierro, óxidos con impurezas de F ⁻ o con 3-6 % de Mn | 4 | |
| 211 | Hierro, óxidos con impurezas de Mn ≤ 3 % | 6 | |
| 212 | Humos de soldadura (*) | | |
| 213 | Magnesita | 10 | |
| 214 | Negro de humo con contenido de 3,4-benzopireno < 35 mg/kg | 4 | |
| 215 | Polvos de origen mineral (**) | 4 | |
| 216 | Polvos de origen vegetal (contenido de SiO ₂ desconocido) | 2 | |
| 217 | Polvos de origen animal y vegetal | | |
| | • con contenido de SiO ₂ > 10 % | 4 | |
| | • con contenido de SiO ₂ entre 2 y 10 % | 6 | |
| | • con contenido de SiO ₂ < 2 % | 10 | |
| 218 | Silicio, carburo | 6 | |
| 219 | Talco | 4 | |
| 220 | Titanio y su dióxido | 10 | |

(*) La composición de los humos de soldadura varía en dependencia de las aleaciones y la tecnología utilizadas. En el caso en que se conozcan las sustancias nocivas que intervienen en el proceso, ellas se determinarán por separado y sus concentraciones se compararán con los NLA correspondientes. En cambio, cuando se desconozcan los componentes que se generan durante el proceso, se determinará, como método práctico, la concentración de polvo total en el aire; la CPA en este caso será de 5 mg/m³.

(**) Las CPA para los aerosoles fibrogénicos que no aparecen relacionados de otra forma en la tabla, se calcularán de acuerdo con su contenido de SiO₂ correspondiente mediante la ecuación siguiente:

$$C = \frac{30}{\% SiO_2 + 3} \quad (\text{mg/m}^3)$$

donde:

% SiO₂ contenido de dióxido de silicio libre (en %) en el polvo en suspensión

• **Plaguicidas**

| Nº | Ingrediente activo | Sinónimos | CMA (mg/m ³) |
|-----|--|---|-----------------------------|
| 221 | Aceite mineral | Citol, Preparado 30, Spindle | 5 |
| 222 | Acrilonitrilo + tetracloruro de carbono | Acrylon, Carbacryl y Acrorgan (Véanse 10 y 44) | 0,01 |
| 223 | Aldrín | Aldrex | 2 |
| 224 | Atracina | Jungazin P.K., Gezaprin, Zeazzin, Oleogezaprim | 0,01 |
| 225 | Benomil | Uzgen, Fundasol, Benlate | 0,1 |
| 226 | Captafol | Santar SM, Difolatan, Foleid | 5 |
| 227 | Captán | Orthocide, Merpan, Melipur, Vancid | 1 |
| 228 | Carbaril | Sevin, Dicarbam, Arilat, Mugan | 0,1 |
| 229 | Carbofurano | Furadan, Curater | 0,5 |
| 230 | Cianamida cálcica | | 0,01 |
| 231 | Clordano | Cloroindano | 0,5 |
| 232 | 2,4-D (éster butílico) | Butapon | 0,1 |
| 233 | DDT | Pol-asotox | 2 |
| 234 | Desmetrina | Semerón, Topusin | 0,2 |
| 235 | Diacinón | Basudin | 5 |
| 236 | Dicloral urea | | 0,2 |
| 237 | Diclorvos | Clorvinfos, DDVF, DDVP, Diclorfos, Nuvan, Mafu | 0,01 |
| 238 | Dieldrín | | 5 |
| 239 | Difenamida | Enide, Dimid, Zarur, Rideon | 0,5 |
| 240 | Dimetoato | Rogor, Bi-58, Fosfamida, Sistemín, Fitios, Fosfotox | 0,2 |
| 241 | Dinobutón | Dinofen, Acrex, Isofen | 0,2 |
| 242 | Dinocap | Karatane, Crotonat, Crotonan | 0,2 |
| 243 | Diquat | Reglone | 0,1 |
| 244 | Disulfoton | Disyston, Dithyosystox | 10 |
| 245 | Diurón | Carmex, 3,4-DDM, Gerbatox | 0,1 |
| 246 | Endosulfán | Thiodan | 0,1 |
| 247 | Endrín | Mendrin | 0,3 |
| 248 | Etafos | | 0,3 |
| 249 | Fenclorfos | Ronnel, Trolene, Etrolene, Triclormetafos-3, Blitex | 0,1 |
| 250 | Fenitrotión | Clorlthion, Metation, Sumithion, Metilnitrofos, Nuvanól, Fenitrottil, Folithion | 0,1 |
| 251 | Fensulfotión | Terracur, Terracur P | 0,3 |
| 252 | Fentión | Lebaycid, Baytex, Sulfidofos | 10 |
| 253 | Ferbam | | 5 |
| 254 | Fluometurón | Cotoran, Paxtoran | 0,5 |
| 255 | Formotión | Antio | 0,1 |
| 256 | Fosfuro de hidrógeno (como H ₃ P) | Fostoxin, Delicia, Gastoxin, Delicia, Zinkphosphid | 0,3 |
| 257 | Fosmet | Ftalofos, Imidan, Prolate | 0,1 |
| 258 | Foxim | Valexon, Volaton | 1,5 |
| 259 | Glifosfato | Gialca, Roundup, Raudan, Nitrosorg | 0,01 |
| 260 | Heptacloro | | 0,05 |
| 261 | Lindano | Hexaclorano-gamma, HCN-gamma | 0,5 |
| 262 | Malatión | Carbofos, Fosfotión | |

| Nº | Ingrediente activo | Sinónimos | CMA (mg/m ³) |
|-----|--|--|-----------------------------|
| 263 | Maneb | Dithane M-22 | 0,5 |
| 264 | Matalicloruro | | 0,3 |
| 265 | Metilbromuro | Bromuro de metilo, bromometano, bromometilo | 1 |
| 266 | Metilparatión | Wofatox, Metafos, Folidol-M, Metilfolidol | 0,1 |
| 267 | Metiram | Poliram, Policarbazina | 0,1 |
| 268 | Metoxiclor | | 10 |
| 269 | Mevinfos | Fosdrin | 0,1 |
| 270 | Monocrotofos | Nuvacron | 0,25 |
| 271 | Naftenato cúprico | Cupronaft | 2 |
| 272 | Nitrofen | Trixilin, Nitrocloro | 1 |
| 273 | Paraquat | Gramoxone, Parazet | 0,1 |
| 274 | Pentaclorofenol + dieldrín (como dieldrín) | Xilamon Combi-clear | 0,01 |
| 275 | Prometrina | Progelan, Gezagard Selektin | 5 |
| 276 | Propaclor | Ramrod, Satecid, Atzilid, Nititzil | 0,5 |
| 277 | Propanil | Surcopur, DCPA, Stam-F-34, DP-3, Propamida | 1 |
| 278 | Propoxur | Baygon | 0,5 |
| 279 | Simacina | Zeanur, Gesatop, Zimacina | 2 |
| 280 | Sodio-metam | Carbam, Vapam, SMDC, Carbation | 0,1 |
| 281 | 2,4,5-T | Brozatox-245 | 10 |
| 282 | 2,3,6-TBA | Polidin | 0,5 |
| 283 | Temefos | Abate, Abathion | 0,5 |
| 284 | Tiofanato-metilo | Topsin metil | 1,5 |
| 285 | Tiram | TMTD, Tiuram-D, Fentiuram, Arosan | 0,5 |
| 286 | Triazofós | Hostathion | 0,2 |
| 287 | Triclorfón | Ritzifon, Polfosclor, Clorofos, Diptex, Flibol, Bovinox, Dilon | 0,5 |
| 288 | Trifluralina | Nitran K, Treflan, Olitref, Nitrofon | 3 |
| 289 | Warfarina | Zoocumarina, Tropirrat, Antirrat | 0,1 |
| 290 | Zineb | Perozin, Novozir, Tietzin, Ditex | 0,5 |

Anexo 2. Tabla para determinar el área (α) en una cola de la distribución normal o gaussiana ²

| Z | 0,00 | 0,01 | 0,02 | 0,03 | 0,04 | 0,05 | 0,06 | 0,07 | 0,08 | 0,09 |
|------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 0,0 | 0,5000 | ,5040 | ,5080 | ,5120 | ,5160 | ,5199 | ,5239 | ,5279 | ,5319 | ,5359 |
| 0,1 | ,5398 | ,5438 | ,5478 | ,5517 | ,5557 | ,5596 | ,5636 | ,5675 | ,5714 | ,5753 |
| 0,2 | ,5793 | ,5832 | ,5871 | ,5910 | ,5948 | ,5987 | ,6026 | ,6064 | ,6103 | ,6141 |
| 0,3 | ,6179 | ,6217 | ,6255 | ,6293 | ,6331 | ,6368 | ,6406 | ,6443 | ,6480 | ,6517 |
| 0,4 | ,6554 | ,6591 | ,6628 | ,6664 | ,6700 | ,6736 | ,6772 | ,6808 | ,6844 | ,6879 |
| 0,5 | ,6915 | ,6950 | ,6985 | ,7019 | ,7054 | ,7088 | ,7123 | ,7157 | ,7190 | ,7224 |
| 0,6 | ,7257 | ,7291 | ,7324 | ,7357 | ,7389 | ,7422 | ,7454 | ,7486 | ,7517 | ,7549 |
| 0,7 | ,7580 | ,7611 | ,7642 | ,7673 | ,7704 | ,7734 | ,7764 | ,7794 | ,7823 | ,7852 |
| 0,8 | ,7881 | ,7910 | ,7939 | ,7967 | ,7995 | ,8023 | ,8051 | ,8078 | ,8106 | ,8133 |
| 0,9 | ,8159 | ,8186 | ,8212 | ,8238 | ,8264 | ,8289 | ,8315 | ,8340 | ,8365 | ,8389 |
| 1,0 | ,8413 | ,8438 | ,8461 | ,8485 | ,8508 | ,8531 | ,8554 | ,8577 | ,8599 | ,8621 |
| 1,1 | ,8643 | ,8665 | ,8686 | ,8708 | ,8729 | ,8749 | ,8770 | ,8790 | ,8810 | ,8830 |
| 1,2 | ,8849 | ,8869 | ,8888 | ,8907 | ,8925 | ,8944 | ,8962 | ,8980 | ,8997 | ,9015 |
| 1,3 | ,9032 | ,9049 | ,9066 | ,9082 | ,9099 | ,9115 | ,9131 | ,9147 | ,9162 | ,9177 |
| 1,4 | ,9192 | ,9207 | ,9222 | ,9236 | ,9251 | ,9265 | ,9279 | ,9292 | ,9306 | ,9319 |
| 1,5 | ,9332 | ,9345 | ,9357 | ,9370 | ,9382 | ,9394 | ,9406 | ,9418 | ,9429 | ,9441 |
| 1,6 | ,9452 | ,9463 | ,9474 | ,9484 | ,9495 | ,9505 | ,9515 | ,9525 | ,9535 | ,9545 |
| 1,7 | ,9554 | ,9564 | ,9573 | ,9582 | ,9591 | ,9599 | ,9608 | ,9616 | ,9625 | ,9633 |
| 1,8 | ,9641 | ,9649 | ,9656 | ,9664 | ,9671 | ,9678 | ,9686 | ,9693 | ,9699 | ,9706 |
| 1,9 | ,9713 | ,9719 | ,9726 | ,9732 | ,9738 | ,9744 | ,9750 | ,9756 | ,9761 | ,9767 |
| 2,0 | ,9772 | ,9778 | ,9783 | ,9788 | ,9793 | ,9798 | ,9803 | ,9808 | ,9812 | ,9817 |
| 2,1 | ,9821 | ,9826 | ,9830 | ,9834 | ,9838 | ,9842 | ,9846 | ,9850 | ,9854 | ,9857 |
| 2,2 | ,9861 | ,9864 | ,9868 | ,9871 | ,9875 | ,9878 | ,9881 | ,9884 | ,9887 | ,9890 |
| 2,3 | ,9893 | ,9896 | ,9898 | ,9901 | ,9904 | ,9906 | ,9909 | ,9911 | ,9913 | ,9916 |
| 2,4 | ,9918 | ,9920 | ,9922 | ,9925 | ,9927 | ,9929 | ,9931 | ,9932 | ,9934 | ,9936 |
| 2,5 | ,9938 | ,9940 | ,9941 | ,9943 | ,9945 | ,9946 | ,9948 | ,9949 | ,9951 | ,9952 |
| 2,6 | ,9953 | ,9955 | ,9956 | ,9957 | ,9959 | ,9960 | ,9961 | ,9962 | ,9963 | ,9964 |
| 2,7 | ,9965 | ,9966 | ,9967 | ,9968 | ,9969 | ,9970 | ,9971 | ,9972 | ,9973 | ,9974 |
| 2,8 | ,9974 | ,9975 | ,9976 | ,9977 | ,9977 | ,9978 | ,9979 | ,9979 | ,9980 | ,9981 |
| 2,9 | ,9981 | ,9982 | ,9982 | ,9983 | ,9984 | ,9984 | ,9985 | ,9985 | ,9986 | ,9986 |
| 3,0 | ,9987 | ,9987 | ,9987 | ,9988 | ,9988 | ,9989 | ,9989 | ,9989 | ,9990 | ,9990 |
| 3,1 | ,9990 | ,9991 | ,9991 | ,9991 | ,9992 | ,9992 | ,9992 | ,9992 | ,9993 | ,9993 |
| 3,2 | ,9993 | ,9993 | ,9994 | ,9994 | ,9994 | ,9994 | ,9994 | ,9995 | ,9995 | ,9995 |
| 3,3 | ,9995 | ,9995 | ,9995 | ,9996 | ,9996 | ,9996 | ,9996 | ,9996 | ,9996 | ,9997 |
| 3,4 | ,9997 | ,9997 | ,9997 | ,9997 | ,9997 | ,9997 | ,9997 | ,9997 | ,9997 | ,9998 |

² Tomado de: National Institute for Occupational Safety and Health. Occupational exposure sampling strategy manual. Cincinnati (OH): US Department of Health, Education, and Welfare; 1977.

Anexo 3. Tabla para determinar el gasto mínimo de aire en la toma de muestras de aerosoles en función de la velocidad lineal del aire y del diámetro de abertura del colector

Manejo de la tabla:

El gasto mínimo de aire en la toma de muestras ambientales de aerosoles (G) se calcula por la fórmula siguiente:

$$G = 0,047 \cdot v \cdot d^2 \quad (\text{L/min})$$

donde:

- v velocidad lineal del aire en la entrada del colector (m/s)
 d diámetro de la abertura de entrada del colector (mm)

| v (m/s) | | G (L/min) | | | | |
|-----------|------|-------------|-------|-------|-------|--|
| 0,05 | 0,2 | 0,9 | 2,1 | 3,2 | 11,5 | |
| 0,1 | 0,5 | 1,9 | 4,2 | 6,4 | 23,0 | |
| 0,2 | 0,9 | 3,8 | 8,5 | 12,9 | 46,1 | |
| 0,3 | 1,4 | 5,6 | 12,7 | 19,3 | 69,1 | |
| 0,4 | 1,9 | 7,5 | 16,9 | 25,7 | 92,1 | |
| 0,5 | 2,4 | 9,4 | 21,2 | 32,2 | 115,2 | |
| 0,6 | 2,8 | 11,3 | 25,4 | 38,6 | 138,2 | |
| 0,7 | 3,3 | 13,2 | 29,6 | 45,0 | 161,2 | |
| 0,8 | 3,8 | 15,0 | 33,8 | 51,5 | 184,2 | |
| 0,9 | 4,2 | 16,9 | 38,1 | 57,9 | 207,3 | |
| 1,0 | 4,7 | 18,8 | 42,3 | 64,3 | 230,3 | |
| 1,2 | 5,6 | 22,6 | 50,8 | 77,2 | 276,4 | |
| 1,4 | 6,6 | 26,3 | 59,2 | 90,1 | 322,4 | |
| 1,6 | 7,5 | 30,1 | 67,7 | 102,9 | 368,5 | |
| 1,8 | 8,5 | 33,8 | 76,1 | 115,8 | 414,5 | |
| 2,0 | 9,4 | 37,6 | 84,6 | 128,7 | 460,6 | |
| 2,2 | 10,3 | 41,4 | 93,1 | 141,6 | 506,7 | |
| 2,4 | 11,3 | 45,1 | 101,5 | 154,4 | 552,7 | |
| 2,6 | 12,2 | 48,9 | 110,0 | 167,3 | 598,8 | |
| 2,8 | 13,2 | 52,6 | 118,4 | 180,2 | 644,8 | |
| 3,0 | 14,1 | 56,4 | 126,9 | 193,0 | 690,9 | |
| d (mm) | 10 | 20 | 30 | 37 | 70 | |

Observación: Los filtros de PVC tipo FPP-1,7 no pueden emplearse con gastos de aire mayores que 7 L/(min.cm²), o lo que es lo mismo, cuando la velocidad del aire en la entrada del colector es mayor que 1,17 m/s.

Anexo 4. Tabla para calcular el volumen de aire referido a las condiciones normalizadas de temperatura y presión

Manejo de la tabla:

El volumen de aire referido a las condiciones normalizadas de temperatura (20 °C) y presión (101,3 kPa; 760 mmHg; 1 atm), V_0 , se calcula por la fórmula siguiente:

$$V_0 = \frac{293,2 \cdot p \cdot V}{(273,2 + t) \cdot 760} = K_{ip} \quad (L)$$

donde:

- V volumen de aire analizado a las condiciones dadas de temperatura y presión (L)
- t temperatura del aire (°C)
- p presión atmosférica (mmHg) (*)
- K_{ip} factor matemático para referir el volumen de aire analizado a las condiciones normalizadas de temperatura y presión

El factor K_{ip} se halla en la tabla estableciendo en las coordenadas las condiciones de temperatura t y presión p en las que se realizó la medición del volumen de aire. El empleo de la tabla se esquematiza entonces de la forma siguiente:

| p (mmHg) | t (°C) | | | | | | |
|----------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----|-----------------|-----|-----------------|
| | t ₁ | t ₂ | t ₃ | ... | t _i | ... | t _m |
| p₁ | K ₁₁ | K ₂₁ | K ₃₁ | ... | K _{i1} | ... | K _{m1} |
| p₂ | K ₁₂ | K ₂₂ | K ₃₂ | ... | K _{i2} | ... | K _{m2} |
| p₃ | K ₁₃ | K ₂₃ | K ₃₃ | ... | K _{i3} | ... | K _{m3} |
| . | | | | | | | |
| . | | | | | | | |
| p_n | K _{1j} | K _{2j} | K _{3j} | ... | K _{ij} | ... | K _{mj} |

(*) Según establece actualmente el Sistema Internacional de Unidades, la presión atmosférica debe expresarse en kPa, pero para mayor comodidad en la medición y en el cálculo de V_0 , se ha seleccionado el mmHg como unidad de medida.

| p (mmHg) | t (°C) | | | | | | | | | | | |
|-------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 |
| 740 | 1,0080 | 1,0045 | 1,0009 | 0,9974 | 0,9940 | 0,9906 | 0,9871 | 0,9837 | 0,9804 | 0,9769 | 0,9736 | 0,9704 |
| 741 | 1,0094 | 1,0058 | 1,0023 | 0,9988 | 0,9953 | 0,9919 | 0,9884 | 0,9850 | 0,9817 | 0,9783 | 0,9749 | 0,9717 |
| 742 | 1,0108 | 1,0072 | 1,0036 | 1,0001 | 0,9967 | 0,9932 | 0,9898 | 0,9863 | 0,9830 | 0,9796 | 0,9762 | 0,9730 |
| 743 | 1,0121 | 1,0085 | 1,0050 | 1,0015 | 0,9980 | 0,9946 | 0,9911 | 0,9877 | 0,9843 | 0,9809 | 0,9776 | 0,9743 |
| 744 | 1,0135 | 1,0099 | 1,0063 | 1,0028 | 0,9993 | 0,9959 | 0,9924 | 0,9890 | 0,9857 | 0,9822 | 0,9789 | 0,9756 |
| 745 | 1,0148 | 1,0113 | 1,0077 | 1,0042 | 1,0007 | 0,9973 | 0,9938 | 0,9903 | 0,9870 | 0,9835 | 0,9802 | 0,9769 |
| 746 | 1,0162 | 1,0126 | 1,0090 | 1,0055 | 1,0020 | 0,9986 | 0,9951 | 0,9917 | 0,9883 | 0,9849 | 0,9815 | 0,9782 |
| 747 | 1,0176 | 1,0140 | 1,0104 | 1,0069 | 1,0034 | 0,9999 | 0,9964 | 0,9930 | 0,9896 | 0,9862 | 0,9828 | 0,9795 |
| 748 | 1,0189 | 1,0153 | 1,0117 | 1,0082 | 1,0047 | 1,0013 | 0,9978 | 0,9943 | 0,9910 | 0,9875 | 0,9841 | 0,9809 |
| 749 | 1,0203 | 1,0167 | 1,0131 | 1,0096 | 1,0061 | 1,0026 | 0,9991 | 0,9956 | 0,9923 | 0,9889 | 0,9855 | 0,9822 |
| 750 | 1,0217 | 1,0181 | 1,0145 | 1,0109 | 1,0074 | 1,0049 | 1,0014 | 0,9979 | 0,9946 | 0,9915 | 0,9885 | 0,9855 |
| 751 | 1,0230 | 1,0194 | 1,0158 | 1,0123 | 1,0087 | 1,0053 | 1,0018 | 0,9983 | 0,9949 | 0,9915 | 0,9881 | 0,9848 |
| 752 | 1,0244 | 1,0208 | 1,0172 | 1,0136 | 1,0101 | 1,0066 | 1,0031 | 0,9996 | 0,9962 | 0,9928 | 0,9894 | 0,9861 |
| 753 | 1,0257 | 1,0221 | 1,0185 | 1,0150 | 1,0114 | 1,0080 | 1,0044 | 1,0010 | 0,9976 | 0,9941 | 0,9907 | 0,9874 |
| 754 | 1,0271 | 1,0235 | 1,0199 | 1,0163 | 1,0128 | 1,0093 | 1,0058 | 1,0023 | 0,9989 | 0,9954 | 0,9920 | 0,9887 |
| 755 | 1,0285 | 1,0248 | 1,0212 | 1,0177 | 1,0141 | 1,0106 | 1,0071 | 1,0036 | 1,0002 | 0,9968 | 0,9934 | 0,9900 |
| 756 | 1,0298 | 1,0262 | 1,0226 | 1,0190 | 1,0155 | 1,0120 | 1,0084 | 1,0050 | 1,0015 | 0,9981 | 0,9947 | 0,9913 |
| 757 | 1,0312 | 1,0276 | 1,0239 | 1,0204 | 1,0168 | 1,0133 | 1,0098 | 1,0063 | 1,0029 | 0,9994 | 0,9960 | 0,9927 |
| 758 | 1,0325 | 1,0289 | 1,0253 | 1,0217 | 1,0181 | 1,0147 | 1,0111 | 1,0076 | 1,0042 | 1,0007 | 0,9973 | 0,9940 |
| 759 | 1,0339 | 1,0303 | 1,0266 | 1,0231 | 1,0195 | 1,0160 | 1,0124 | 1,0089 | 1,0055 | 1,0020 | 0,9986 | 0,9953 |
| 760 | 1,0353 | 1,0316 | 1,0280 | 1,0244 | 1,0208 | 1,0173 | 1,0138 | 1,0103 | 1,0068 | 1,0034 | 1,0000 | 0,9966 |
| 761 | 1,0366 | 1,0329 | 1,0293 | 1,0258 | 1,0222 | 1,0187 | 1,0151 | 1,0116 | 1,0082 | 1,0047 | 1,0012 | 0,9979 |
| 762 | 1,0380 | 1,0343 | 1,0307 | 1,0271 | 1,0235 | 1,0200 | 1,0164 | 1,0129 | 1,0095 | 1,0060 | 1,0026 | 0,9992 |
| 763 | 1,0394 | 1,0357 | 1,0320 | 1,0284 | 1,0249 | 1,0214 | 1,0178 | 1,0143 | 1,0108 | 1,0073 | 1,0039 | 1,0005 |
| 764 | 1,0407 | 1,0371 | 1,0334 | 1,0298 | 1,0262 | 1,0227 | 1,0191 | 1,0156 | 1,0121 | 1,0086 | 1,0052 | 1,0018 |
| 765 | 1,0421 | 1,0384 | 1,0347 | 1,0311 | 1,0275 | 1,0240 | 1,0204 | 1,0169 | 1,0135 | 1,0100 | 1,0065 | 1,0031 |
| 766 | 1,0434 | 1,0398 | 1,0361 | 1,0325 | 1,0289 | 1,0254 | 1,0218 | 1,0182 | 1,0148 | 1,0113 | 1,0078 | 1,0045 |
| 767 | 1,0448 | 1,0411 | 1,0374 | 1,0338 | 1,0302 | 1,0267 | 1,0231 | 1,0196 | 1,0161 | 1,0126 | 1,0091 | 1,0058 |
| 768 | 1,0462 | 1,0425 | 1,0388 | 1,0352 | 1,0316 | 1,0280 | 1,0244 | 1,0209 | 1,0174 | 1,0139 | 1,0105 | 1,0071 |
| 769 | 1,0475 | 1,0438 | 1,0401 | 1,0365 | 1,0329 | 1,0294 | 1,0258 | 1,0222 | 1,0188 | 1,0152 | 1,0118 | 1,0084 |
| 770 | 1,0489 | 1,0452 | 1,0415 | 1,0379 | 1,0343 | 1,0307 | 1,0271 | 1,0236 | 1,0201 | 1,0166 | 1,0131 | 1,0097 |
| 771 | 1,0503 | 1,0466 | 1,0429 | 1,0392 | 1,0356 | 1,0321 | 1,0284 | 1,0249 | 1,0214 | 1,0179 | 1,0144 | 1,0110 |
| 772 | 1,0516 | 1,0479 | 1,0442 | 1,0406 | 1,0370 | 1,0334 | 1,0298 | 1,0262 | 1,0227 | 1,0192 | 1,0157 | 1,0123 |
| 773 | 1,0530 | 1,0493 | 1,0456 | 1,0419 | 1,0383 | 1,0347 | 1,0311 | 1,0275 | 1,0241 | 1,0205 | 1,0170 | 1,0136 |
| 774 | 1,0543 | 1,0506 | 1,0469 | 1,0433 | 1,0396 | 1,0361 | 1,0324 | 1,0289 | 1,0254 | 1,0218 | 1,0184 | 1,0149 |
| 775 | 1,0557 | 1,0520 | 1,0483 | 1,0446 | 1,0410 | 1,0374 | 1,0338 | 1,0302 | 1,0267 | 1,0232 | 1,0197 | 1,0163 |
| 776 | 1,0571 | 1,0533 | 1,0496 | 1,0460 | 1,0423 | 1,0388 | 1,0351 | 1,0315 | 1,0280 | 1,0245 | 1,0210 | 1,0176 |
| 777 | 1,0584 | 1,0547 | 1,0510 | 1,0473 | 1,0437 | 1,0401 | 1,0364 | 1,0329 | 1,0294 | 1,0258 | 1,0223 | 1,0189 |
| 778 | 1,0598 | 1,0561 | 1,0523 | 1,0487 | 1,0450 | 1,0414 | 1,0378 | 1,0342 | 1,0307 | 1,0271 | 1,0236 | 1,0202 |
| 779 | 1,0612 | 1,0574 | 1,0537 | 1,0500 | 1,0464 | 1,0428 | 1,0391 | 1,0355 | 1,0320 | 1,0284 | 1,0249 | 1,0215 |

| p (mmHg) | t (°C) | | | | | | | | | | | |
|-------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | 28 | 29 | 30 | 31 | 32 | 33 |
| 740 | 0,9670 | 0,9638 | 0,9605 | 0,9573 | 0,9542 | 0,9510 | 0,9478 | 0,9447 | 0,9415 | 0,9385 | 0,9354 | 0,9323 |
| 741 | 0,9683 | 0,9651 | 0,9618 | 0,9586 | 0,9554 | 0,9523 | 0,9491 | 0,9460 | 0,9428 | 0,9397 | 0,9366 | 0,9336 |
| 742 | 0,9696 | 0,9664 | 0,9631 | 0,9599 | 0,9567 | 0,9535 | 0,9504 | 0,9472 | 0,9440 | 0,9410 | 0,9379 | 0,9348 |
| 743 | 0,9710 | 0,9677 | 0,9644 | 0,9612 | 0,9580 | 0,9548 | 0,9516 | 0,9485 | 0,9453 | 0,9423 | 0,9392 | 0,9361 |
| 744 | 0,9723 | 0,9690 | 0,9657 | 0,9625 | 0,9593 | 0,9561 | 0,9529 | 0,9498 | 0,9466 | 0,9435 | 0,9404 | 0,9374 |
| 745 | 0,9736 | 0,9703 | 0,9670 | 0,9638 | 0,9606 | 0,9574 | 0,9542 | 0,9511 | 0,9479 | 0,9448 | 0,9417 | 0,9386 |
| 746 | 0,9749 | 0,9716 | 0,9683 | 0,9651 | 0,9619 | 0,9587 | 0,9555 | 0,9523 | 0,9491 | 0,9461 | 0,9429 | 0,9399 |
| 747 | 0,9762 | 0,9729 | 0,9696 | 0,9664 | 0,9632 | 0,9600 | 0,9568 | 0,9536 | 0,9504 | 0,9473 | 0,9442 | 0,9411 |
| 748 | 0,9775 | 0,9742 | 0,9709 | 0,9677 | 0,9645 | 0,9613 | 0,9580 | 0,9549 | 0,9517 | 0,9486 | 0,9455 | 0,9424 |
| 749 | 0,9788 | 0,9755 | 0,9722 | 0,9690 | 0,9658 | 0,9625 | 0,9593 | 0,9562 | 0,9530 | 0,9499 | 0,9467 | 0,9437 |
| 750 | 0,9801 | 0,9768 | 0,9735 | 0,9703 | 0,9671 | 0,9638 | 0,9606 | 0,9572 | 0,9542 | 0,9512 | 0,9480 | 0,9449 |
| 751 | 0,9814 | 0,9781 | 0,9748 | 0,9716 | 0,9683 | 0,9651 | 0,9619 | 0,9587 | 0,9555 | 0,9524 | 0,9493 | 0,9462 |
| 752 | 0,9827 | 0,9794 | 0,9761 | 0,9729 | 0,9696 | 0,9664 | 0,9632 | 0,9600 | 0,9568 | 0,9537 | 0,9505 | 0,9474 |
| 753 | 0,9840 | 0,9807 | 0,9774 | 0,9742 | 0,9709 | 0,9677 | 0,9644 | 0,9613 | 0,9580 | 0,9550 | 0,9518 | 0,9487 |
| 754 | 0,9853 | 0,9820 | 0,9787 | 0,9754 | 0,9722 | 0,9690 | 0,9657 | 0,9626 | 0,9593 | 0,9562 | 0,9531 | 0,9500 |
| 755 | 0,9866 | 0,9833 | 0,9800 | 0,9767 | 0,9735 | 0,9703 | 0,9670 | 0,9638 | 0,9606 | 0,9575 | 0,9543 | 0,9512 |
| 756 | 0,9879 | 0,9846 | 0,9813 | 0,9780 | 0,9748 | 0,9715 | 0,9683 | 0,9651 | 0,9619 | 0,9588 | 0,9556 | 0,9525 |
| 757 | 0,9892 | 0,9859 | 0,9826 | 0,9793 | 0,9761 | 0,9728 | 0,9696 | 0,9664 | 0,9631 | 0,9600 | 0,9568 | 0,9537 |
| 758 | 0,9906 | 0,9872 | 0,9839 | 0,9806 | 0,9774 | 0,9741 | 0,9708 | 0,9677 | 0,9644 | 0,9613 | 0,9581 | 0,9550 |
| 759 | 0,9919 | 0,9885 | 0,9852 | 0,9819 | 0,9787 | 0,9754 | 0,9721 | 0,9689 | 0,9657 | 0,9626 | 0,9594 | 0,9563 |

Ambiente químico y salud en el trabajo

| p (mmHg) | t (°C) | | | | | | | | | | | |
|-------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | 28 | 29 | 30 | 31 | 32 | 33 |
| 760 | 0,9932 | 0,9898 | 0,9865 | 0,9832 | 0,9799 | 0,9767 | 0,9734 | 0,9702 | 0,9669 | 0,9638 | 0,9606 | 0,9575 |
| 761 | 0,9945 | 0,9911 | 0,9878 | 0,9845 | 0,9812 | 0,9780 | 0,9747 | 0,9715 | 0,9682 | 0,9651 | 0,9619 | 0,9588 |
| 762 | 0,9958 | 0,9924 | 0,9891 | 0,9858 | 0,9825 | 0,9792 | 0,9760 | 0,9728 | 0,9695 | 0,9664 | 0,9632 | 0,9600 |
| 763 | 0,9971 | 0,9937 | 0,9904 | 0,9871 | 0,9838 | 0,9805 | 0,9773 | 0,9740 | 0,9708 | 0,9676 | 0,9644 | 0,9613 |
| 764 | 0,9984 | 0,9950 | 0,9917 | 0,9884 | 0,9851 | 0,9818 | 0,9785 | 0,9753 | 0,9720 | 0,9689 | 0,9657 | 0,9626 |
| 765 | 0,9997 | 0,9963 | 0,9930 | 0,9897 | 0,9864 | 0,9831 | 0,9798 | 0,9766 | 0,9733 | 0,9702 | 0,9670 | 0,9638 |
| 766 | 1,0010 | 0,9976 | 0,9943 | 0,9910 | 0,9877 | 0,9844 | 0,9811 | 0,9779 | 0,9746 | 0,9714 | 0,9682 | 0,9651 |
| 767 | 1,0023 | 0,9989 | 0,9956 | 0,9923 | 0,9890 | 0,9857 | 0,9824 | 0,9792 | 0,9759 | 0,9727 | 0,9695 | 0,9663 |
| 768 | 1,0036 | 1,0002 | 0,9969 | 0,9936 | 0,9903 | 0,9870 | 0,9837 | 0,9804 | 0,9771 | 0,9740 | 0,9708 | 0,9676 |
| 769 | 1,0049 | 1,0015 | 0,9982 | 0,9949 | 0,9915 | 0,9882 | 0,9849 | 0,9817 | 0,9784 | 0,9752 | 0,9720 | 0,9689 |
| 770 | 1,0062 | 1,0028 | 0,9995 | 0,9961 | 0,9928 | 0,9895 | 0,9862 | 0,9830 | 0,9797 | 0,9765 | 0,9733 | 0,9701 |
| 771 | 1,0075 | 1,0042 | 1,0008 | 0,9974 | 0,9941 | 0,9908 | 0,9875 | 0,9843 | 0,9809 | 0,9778 | 0,9745 | 0,9714 |
| 772 | 1,0088 | 1,0055 | 1,0021 | 0,9987 | 0,9954 | 0,9921 | 0,9888 | 0,9855 | 0,9822 | 0,9791 | 0,9758 | 0,9726 |
| 773 | 1,0102 | 1,0068 | 1,0034 | 1,0000 | 0,9967 | 0,9934 | 0,9901 | 0,9868 | 0,9835 | 0,9803 | 0,9771 | 0,9739 |
| 774 | 1,0115 | 1,0081 | 1,0047 | 1,0013 | 0,9980 | 0,9947 | 0,9913 | 0,9881 | 0,9848 | 0,9816 | 0,9783 | 0,9752 |
| 775 | 1,0128 | 1,0094 | 1,0060 | 1,0026 | 0,9993 | 0,9960 | 0,9926 | 0,9894 | 0,9860 | 0,9829 | 0,9796 | 0,9764 |
| 776 | 1,0141 | 1,0107 | 1,0072 | 1,0039 | 1,0006 | 0,9972 | 0,9939 | 0,9906 | 0,9873 | 0,9841 | 0,9809 | 0,9777 |
| 777 | 1,0154 | 1,0120 | 1,0085 | 1,0052 | 1,0019 | 0,9985 | 0,9952 | 0,9919 | 0,9886 | 0,9854 | 0,9821 | 0,9789 |
| 778 | 1,0167 | 1,0133 | 1,0098 | 1,0065 | 1,0032 | 0,9998 | 0,9965 | 0,9932 | 0,9898 | 0,9867 | 0,9834 | 0,9802 |
| 779 | 1,0180 | 1,0146 | 1,0111 | 1,0078 | 1,0044 | 1,0011 | 0,9977 | 0,9945 | 0,9911 | 0,9879 | 0,9847 | 0,9815 |

| p (mmHg) | t (°C) | | | | | | |
|-------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | 34 | 35 | 36 | 37 | 38 | 39 | 40 |
| 740 | 0,9293 | 0,9262 | 0,9233 | 0,9203 | 0,9173 | 0,9144 | 0,9115 |
| 741 | 0,9305 | 0,9275 | 0,9245 | 0,9215 | 0,9185 | 0,9157 | 0,9127 |
| 742 | 0,9318 | 0,9288 | 0,9258 | 0,9228 | 0,9198 | 0,9169 | 0,9139 |
| 743 | 0,9331 | 0,9300 | 0,9270 | 0,9240 | 0,9210 | 0,9181 | 0,9152 |
| 744 | 0,9343 | 0,9313 | 0,9283 | 0,9252 | 0,9223 | 0,9194 | 0,9164 |
| 745 | 0,9356 | 0,9325 | 0,9295 | 0,9265 | 0,9235 | 0,9206 | 0,9176 |
| 746 | 0,9368 | 0,9338 | 0,9308 | 0,9277 | 0,9247 | 0,9218 | 0,9188 |
| 747 | 0,9381 | 0,9350 | 0,9320 | 0,9290 | 0,9260 | 0,9231 | 0,9201 |
| 748 | 0,9393 | 0,9363 | 0,9333 | 0,9302 | 0,9272 | 0,9243 | 0,9213 |
| 749 | 0,9406 | 0,9375 | 0,9345 | 0,9315 | 0,9285 | 0,9255 | 0,9225 |
| 750 | 0,9419 | 0,9388 | 0,9358 | 0,9327 | 0,9297 | 0,9268 | 0,9238 |
| 751 | 0,9431 | 0,9400 | 0,9370 | 0,9339 | 0,9309 | 0,9280 | 0,9250 |
| 752 | 0,9444 | 0,9413 | 0,9383 | 0,9352 | 0,9322 | 0,9292 | 0,9262 |
| 753 | 0,9456 | 0,9425 | 0,9395 | 0,9364 | 0,9334 | 0,9305 | 0,9275 |
| 754 | 0,9469 | 0,9438 | 0,9408 | 0,9377 | 0,9347 | 0,9317 | 0,9287 |
| 755 | 0,9481 | 0,9450 | 0,9420 | 0,9389 | 0,9359 | 0,9330 | 0,9299 |
| 756 | 0,9494 | 0,9463 | 0,9433 | 0,9402 | 0,9371 | 0,9342 | 0,9312 |
| 757 | 0,9506 | 0,9475 | 0,9445 | 0,9414 | 0,9384 | 0,9354 | 0,9324 |
| 758 | 0,9519 | 0,9488 | 0,9458 | 0,9426 | 0,9396 | 0,9367 | 0,9336 |
| 759 | 0,9532 | 0,9500 | 0,9470 | 0,9439 | 0,9409 | 0,9379 | 0,9349 |
| 760 | 0,9544 | 0,9513 | 0,9483 | 0,9451 | 0,9421 | 0,9391 | 0,9361 |
| 761 | 0,9557 | 0,9525 | 0,9495 | 0,9464 | 0,9433 | 0,9404 | 0,9373 |
| 762 | 0,9569 | 0,9538 | 0,9507 | 0,9476 | 0,9446 | 0,9416 | 0,9386 |
| 763 | 0,9582 | 0,9550 | 0,9520 | 0,9489 | 0,9458 | 0,9428 | 0,9398 |
| 764 | 0,9594 | 0,9563 | 0,9532 | 0,9501 | 0,9471 | 0,9441 | 0,9410 |
| 765 | 0,9607 | 0,9576 | 0,9545 | 0,9514 | 0,9483 | 0,9453 | 0,9423 |
| 766 | 0,9619 | 0,9588 | 0,9557 | 0,9526 | 0,9495 | 0,9465 | 0,9435 |
| 767 | 0,9632 | 0,9601 | 0,9570 | 0,9538 | 0,9508 | 0,9478 | 0,9447 |
| 768 | 0,9645 | 0,9613 | 0,9582 | 0,9551 | 0,9520 | 0,9490 | 0,9459 |
| 769 | 0,9657 | 0,9626 | 0,9595 | 0,9563 | 0,9533 | 0,9503 | 0,9472 |
| 770 | 0,9670 | 0,9638 | 0,9607 | 0,9576 | 0,9545 | 0,9515 | 0,9484 |
| 771 | 0,9682 | 0,9651 | 0,9620 | 0,9588 | 0,9557 | 0,9527 | 0,9496 |
| 772 | 0,9695 | 0,9663 | 0,9632 | 0,9601 | 0,9570 | 0,9540 | 0,9509 |
| 773 | 0,9707 | 0,9676 | 0,9645 | 0,9613 | 0,9582 | 0,9552 | 0,9521 |
| 774 | 0,9720 | 0,9688 | 0,9657 | 0,9625 | 0,9595 | 0,9564 | 0,9533 |
| 775 | 0,9732 | 0,9701 | 0,9670 | 0,9638 | 0,9607 | 0,9577 | 0,9546 |
| 776 | 0,9745 | 0,9713 | 0,9682 | 0,9650 | 0,9619 | 0,9589 | 0,9558 |
| 777 | 0,9758 | 0,9726 | 0,9695 | 0,9663 | 0,9632 | 0,9601 | 0,9570 |
| 778 | 0,9770 | 0,9738 | 0,9707 | 0,9675 | 0,9644 | 0,9614 | 0,9583 |
| 779 | 0,9783 | 0,9751 | 0,9720 | 0,9688 | 0,9656 | 0,9626 | 0,9595 |

Anexo 5. Tablas para la interconversión de unidades de concentración de gases y vapores en el aire

- Interconversión de mg/m^3 a ppm y viceversa

Manejo de la tabla:

La interconversión de unidades de concentración de gases y vapores en el aire de mg/m^3 a ppm y viceversa se realiza mediante las fórmulas siguientes:

$$C_{\text{mg}/\text{m}^3} = C_{\text{ppm}} \cdot \frac{MM}{K} = C_{\text{ppm}} \cdot K_1$$

$$C_{\text{ppm}} = C_{\text{mg}/\text{m}^3} \cdot \frac{K}{MM} = C_{\text{mg}/\text{m}^3} \cdot K_2$$

donde:

- C_{mg/m^3} concentración expresada en mg/m^3
 C_{ppm} concentración expresada en ppm (partes por millón)
 MM masa molecular de la sustancia
 K factor matemático
 K_1, K_2 factores para la interconversión de unidades tomando como referencia las condiciones normalizadas de temperatura (20 °C) y presión (101,3 kPa)

Los factores K_1 y K_2 se determinan en la tabla en función de la masa molecular correspondiente de la sustancia.

| MM | K_1 | K_2 | MM | K_1 | K_2 | MM | K_1 | K_2 |
|----|---------|--------|----|--------|--------|----|--------|--------|
| 1 | 24,0692 | 0,0415 | 23 | 1,0465 | 0,9555 | 45 | 0,5349 | 1,8695 |
| 2 | 12,0346 | 0,0831 | 24 | 1,0029 | 0,9971 | 46 | 0,5232 | 1,9111 |
| 3 | 8,0231 | 0,1246 | 25 | 0,9628 | 1,0386 | 47 | 0,5121 | 1,9526 |
| 4 | 6,0173 | 0,1662 | 26 | 0,9257 | 1,0802 | 48 | 0,5014 | 1,9942 |
| 5 | 4,8138 | 0,2077 | 27 | 0,8915 | 1,1217 | 49 | 0,4912 | 2,0357 |
| 6 | 4,0115 | 0,2493 | 28 | 0,8596 | 1,1633 | 50 | 0,4814 | 2,0773 |
| 7 | 3,4385 | 0,2908 | 29 | 0,8300 | 1,2048 | 51 | 0,4719 | 2,1188 |
| 8 | 3,0086 | 0,3324 | 30 | 0,8023 | 1,2464 | 52 | 0,4629 | 2,1604 |
| 9 | 2,6744 | 0,3739 | 31 | 0,7764 | 1,2879 | 53 | 0,4541 | 2,2019 |
| 10 | 2,4069 | 0,4155 | 32 | 0,7522 | 1,3295 | 54 | 0,4457 | 2,2435 |
| 11 | 2,1881 | 0,4570 | 33 | 0,7294 | 1,3710 | 55 | 0,4376 | 2,2850 |
| 12 | 2,0058 | 0,4985 | 34 | 0,7079 | 1,4125 | 56 | 0,4298 | 2,3265 |
| 13 | 1,8515 | 0,5401 | 35 | 0,6877 | 1,4541 | 57 | 0,4223 | 2,3681 |
| 14 | 1,7192 | 0,5816 | 36 | 0,6686 | 1,4956 | 58 | 0,4150 | 2,4096 |
| 15 | 1,6046 | 0,6232 | 37 | 0,6505 | 1,5372 | 59 | 0,4080 | 2,4512 |
| 16 | 1,5043 | 0,6674 | 38 | 0,6334 | 1,5787 | 60 | 0,4012 | 2,4927 |
| 17 | 1,4158 | 0,7063 | 39 | 0,6172 | 1,6203 | 61 | 0,3946 | 2,5343 |
| 18 | 1,3372 | 0,7478 | 40 | 0,6017 | 1,6618 | 62 | 0,3882 | 2,5758 |
| 19 | 1,2663 | 0,7894 | 41 | 0,5871 | 1,7034 | 63 | 0,3821 | 2,6174 |
| 20 | 1,2035 | 0,8309 | 42 | 0,5731 | 1,7449 | 64 | 0,3761 | 2,6589 |
| 21 | 1,1462 | 0,8725 | 43 | 0,5597 | 1,7865 | 65 | 0,3703 | 2,7005 |
| 22 | 1,0941 | 0,9140 | 44 | 0,5470 | 1,8280 | 66 | 0,3647 | 2,7420 |

| MM | K ₁ | K ₂ | MM | K ₁ | K ₂ | MM | K ₁ | K ₂ |
|-----|----------------|----------------|-----|----------------|----------------|-----|----------------|----------------|
| 67 | 0,3592 | 2,7835 | 123 | 0,1957 | 5,1101 | 179 | 0,1345 | 7,4369 |
| 68 | 0,3540 | 2,8251 | 124 | 0,1941 | 5,1516 | 180 | 0,1337 | 7,4785 |
| 69 | 0,3488 | 2,8666 | 125 | 0,1926 | 5,1932 | 181 | 0,1330 | 7,5200 |
| 70 | 0,3438 | 2,9082 | 126 | 0,1910 | 5,2346 | 182 | 0,1322 | 7,5615 |
| 71 | 0,3390 | 2,9497 | 127 | 0,1895 | 5,2765 | 183 | 0,1315 | 7,6031 |
| 72 | 0,3343 | 2,9913 | 128 | 0,1880 | 5,3180 | 184 | 0,1308 | 7,6446 |
| 73 | 0,3297 | 3,0328 | 129 | 0,1866 | 5,3596 | 185 | 0,1301 | 7,6862 |
| 74 | 0,3253 | 3,0744 | 130 | 0,1851 | 5,4011 | 186 | 0,1294 | 7,7277 |
| 75 | 0,3209 | 3,1159 | 131 | 0,1837 | 5,4427 | 187 | 0,1287 | 7,7693 |
| 76 | 0,3167 | 3,1575 | 132 | 0,1823 | 5,4842 | 188 | 0,1280 | 7,8108 |
| 77 | 0,3126 | 3,1990 | 133 | 0,1810 | 5,5257 | 189 | 0,1274 | 7,8524 |
| 78 | 0,3086 | 3,2405 | 134 | 0,1796 | 5,5673 | 190 | 0,1267 | 7,8939 |
| 79 | 0,3047 | 3,2821 | 135 | 0,1783 | 5,6088 | 191 | 0,1260 | 7,9355 |
| 80 | 0,3009 | 2,3236 | 136 | 0,1770 | 5,6504 | 192 | 0,1254 | 7,9770 |
| 81 | 0,2972 | 3,3652 | 137 | 0,1757 | 5,6919 | 193 | 0,1247 | 8,0186 |
| 82 | 0,2935 | 3,4067 | 138 | 0,1744 | 5,7335 | 194 | 0,1241 | 8,0601 |
| 83 | 0,2900 | 3,4483 | 139 | 0,1732 | 5,7750 | 195 | 0,1234 | 8,1017 |
| 84 | 0,2865 | 3,4898 | 140 | 0,1719 | 5,8166 | 196 | 0,1228 | 8,1432 |
| 85 | 0,2832 | 3,5314 | 141 | 0,1707 | 5,8581 | 197 | 0,1222 | 8,1847 |
| 86 | 0,2799 | 3,5729 | 142 | 0,1695 | 5,8997 | 198 | 0,1216 | 8,2263 |
| 87 | 0,2767 | 3,6145 | 143 | 0,1683 | 5,9412 | 199 | 0,1210 | 8,2678 |
| 88 | 0,2735 | 3,6560 | 144 | 0,1671 | 5,9828 | 200 | 0,1203 | 8,3094 |
| 89 | 0,2704 | 3,6975 | 145 | 0,1660 | 6,0243 | 201 | 0,1197 | 8,3509 |
| 90 | 0,2674 | 3,7391 | 146 | 0,1649 | 6,0659 | 202 | 0,1192 | 8,3925 |
| 91 | 0,2645 | 3,7806 | 147 | 0,1637 | 6,1074 | 203 | 0,1186 | 8,4340 |
| 92 | 0,2316 | 3,8222 | 148 | 0,1626 | 6,1489 | 204 | 0,1180 | 8,4756 |
| 93 | 0,2588 | 3,8637 | 149 | 0,1615 | 6,1905 | 205 | 0,1174 | 8,5171 |
| 94 | 0,2561 | 3,9053 | 150 | 0,1605 | 6,2320 | 206 | 0,1168 | 8,5587 |
| 95 | 0,2534 | 3,9468 | 151 | 0,1594 | 6,2736 | 207 | 0,1163 | 8,6002 |
| 96 | 0,2507 | 3,9884 | 152 | 0,1583 | 6,3151 | 208 | 0,1157 | 8,6418 |
| 97 | 0,2481 | 4,0299 | 153 | 0,1573 | 6,3567 | 209 | 0,1152 | 8,6833 |
| 98 | 0,2456 | 4,0715 | 154 | 0,1563 | 6,3982 | 210 | 0,1146 | 8,7249 |
| 99 | 0,2431 | 4,1130 | 155 | 0,1553 | 6,4398 | 211 | 0,1141 | 8,7664 |
| 100 | 0,2407 | 4,1545 | 156 | 0,1543 | 6,4813 | 212 | 0,1135 | 8,8080 |
| 101 | 0,2383 | 4,1961 | 157 | 0,1533 | 6,5229 | 213 | 0,1130 | 8,8495 |
| 102 | 0,2360 | 4,2376 | 158 | 0,1523 | 6,5644 | 214 | 0,1125 | 8,8910 |
| 103 | 0,2337 | 4,2792 | 159 | 0,1514 | 6,6060 | 215 | 0,1119 | 8,9326 |
| 104 | 0,2314 | 4,3207 | 160 | 0,1504 | 6,6475 | 216 | 0,1114 | 8,9741 |
| 105 | 0,2292 | 4,3623 | 161 | 0,1495 | 6,6891 | 217 | 0,1109 | 9,0157 |
| 106 | 0,2271 | 4,4038 | 162 | 0,1486 | 6,7306 | 218 | 0,1104 | 9,0572 |
| 107 | 0,2249 | 4,4454 | 163 | 0,1477 | 6,7722 | 219 | 0,1099 | 9,0988 |
| 108 | 0,2229 | 4,4869 | 164 | 0,1468 | 6,8137 | 220 | 0,1094 | 9,1403 |
| 109 | 0,2208 | 4,5285 | 165 | 0,1459 | 6,8552 | 221 | 0,1089 | 9,1819 |
| 110 | 0,2188 | 4,5700 | 166 | 0,1450 | 6,8968 | 222 | 0,1084 | 9,2234 |
| 111 | 0,2168 | 4,6115 | 167 | 0,1441 | 6,9383 | 223 | 0,1079 | 9,2650 |
| 112 | 0,2149 | 4,6531 | 168 | 0,1433 | 6,9799 | 224 | 0,1075 | 9,3065 |
| 113 | 0,2130 | 4,6946 | 169 | 0,1424 | 7,0214 | 225 | 0,1070 | 9,3481 |
| 114 | 0,2111 | 4,7362 | 170 | 0,1416 | 7,0630 | 226 | 0,1065 | 9,3896 |
| 115 | 0,2093 | 4,7777 | 171 | 0,1408 | 7,1045 | 227 | 0,1060 | 9,4312 |
| 116 | 0,2075 | 4,8193 | 172 | 0,1399 | 7,1461 | 228 | 0,1056 | 9,4727 |
| 117 | 0,2057 | 4,8608 | 173 | 0,1391 | 7,1876 | 229 | 0,1051 | 9,5143 |
| 118 | 0,2040 | 4,9024 | 174 | 0,1383 | 7,2292 | 230 | 0,1046 | 9,5558 |
| 119 | 0,2023 | 4,9439 | 175 | 0,1375 | 7,2707 | 231 | 0,1042 | 9,5973 |
| 120 | 0,2006 | 4,9854 | 176 | 0,1368 | 7,3123 | 232 | 0,1037 | 9,6389 |
| 121 | 0,1989 | 5,0270 | 177 | 0,1360 | 7,3538 | 233 | 0,1033 | 9,6804 |
| 122 | 0,1973 | 5,0686 | 178 | 0,1352 | 7,3954 | 234 | 0,1029 | 9,7220 |

| MM | K ₁ | K ₂ | MM | K ₁ | K ₂ | MM | K ₁ | K ₂ |
|-----|----------------|----------------|-----|----------------|----------------|-----|----------------|----------------|
| 235 | 0,1024 | 9,7635 | 241 | 0,0999 | 10,0128 | 247 | 0,0974 | 10,2621 |
| 236 | 0,1020 | 9,8051 | 242 | 0,0995 | 10,0544 | 248 | 0,0971 | 10,3036 |
| 237 | 0,1016 | 9,8466 | 243 | 0,0991 | 10,0959 | 249 | 0,0967 | 10,3452 |
| 238 | 0,1011 | 9,8882 | 244 | 0,0986 | 10,1375 | 250 | 0,0963 | 10,3867 |
| 239 | 0,1007 | 9,9297 | 245 | 0,0982 | 10,1790 | | | |
| 240 | 0,1003 | 9,9713 | 246 | 0,0978 | 10,2205 | | | |

• Interconversión de diferentes unidades de concentración ³

| | | | | | |
|------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| 1 mg/m ³ (µg/L) = | 1 | 10 ³ | 10 ⁻³ | $\frac{24,07}{MM}$ | $\frac{24,07 \cdot 10^{-4}}{MM}$ |
| 1 µg/m ³ = | 10 ⁻³ | 1 | 10 ⁻⁶ | $\frac{24,07 \cdot 10^{-3}}{MM}$ | $\frac{24,07 \cdot 10^{-7}}{MM}$ |
| 1 mg/L (µg/mL) = | 10 ³ | 10 ⁶ | 1 | $\frac{24,07 \cdot 10^3}{MM}$ | $\frac{24,07 \cdot 10^{-1}}{MM}$ |
| 1 ppm (mL/m ³) = | $\frac{MM}{24,07}$ | $\frac{MM \cdot 10^3}{24,07}$ | $\frac{MM \cdot 10^{-3}}{24,07}$ | 1 | 10 ⁻⁴ |
| 1 % en volumen = | $\frac{MM \cdot 10^4}{24,07}$ | $\frac{MM \cdot 10^7}{24,07}$ | $\frac{MM \cdot 10}{24,07}$ | 10 ⁴ | 1 |
| | mg/m ³ (µg/L) | µg/m ³ | mg/L (µg/mL) | ppm (mL/m ³) | % en volumen |

MM masa molecular

Anexo 6. Masas atómicas relativas de los elementos químicos ⁴

| Elemento | Símbolo | Masa atómica | Elemento | Símbolo | Masa atómica |
|------------|---------|--------------|-----------|---------|--------------|
| Actinio | Ac | (227) | Carbono | C | 12,01115 |
| Aluminio | Al | 26,9815 | Cerio | Ce | 140,12 |
| Americio | Am | (243) | Cesio | Cs | 132,905 |
| Antimonio | Sb | 121,75 | Cloro | Cl | 35,453 |
| Argón | A | 39,948 | Cobalto | Co | 58,9332 |
| Arsénico | As | 74,9216 | Cobre | Co | 63,54 |
| Astato | At | (210) | Cromo | Cr | 51,996 |
| Azufre | S | 32,064 | Curio | Cm | (247) |
| Bario | Ba | 137,34 | Disproσιο | Dy | 162,50 |
| Berilio | Be | 9,0122 | Einstenio | Es | (254) |
| Berkelio | Bk | (249) | Erbio | Er | 167,26 |
| Bismuto | Bi | 208,980 | Escandio | Sc | 44,956 |
| Boro | B | 10,811 | Estaño | Sn | 118,69 |
| Bromo | Br | 79,909 | Estroncio | Sr | 87,62 |
| Cadmio | Cd | 112,40 | Europio | Eu | 151,96 |
| Calcio | Ca | 40,08 | Fermio | Fm | (253) |
| Californio | Cf | (251) | Flúor | F | 18,9984 |

³ Referido a las condiciones normalizadas de temperatura (20 °C) y presión (101,3 kPa)

⁴ Tomando como referencia la masa del núcleo C₆¹² = 12

| Elemento | Símbolo | Masa atómica | Elemento | Símbolo | Masa atómica |
|------------|---------|--------------|-------------|---------|--------------|
| Fósforo | P | 30,9738 | Plomo | Pb | 207,19 |
| Francio | Fr | (223) | Plutonio | Pu | (242) |
| Gadolinio | Gd | 157,25 | Polonio | Po | (210) |
| Galio | Ga | 69,72 | Potasio | K | 39,102 |
| Germanio | Ge | 72,59 | Praseodimio | Pr | 140,907 |
| Hafnio | Hf | 178,49 | Prometio | Pm | (147) |
| Helio | He | 4,0026 | Protactinio | Pa | (231) |
| Hidrógeno | H | 1,00797 | Radio | Ra | (226) |
| Hierro | Fe | 55,847 | Radón | Rn | (222) |
| Holmio | Ho | 164,930 | Renio | Re | 186,2 |
| Indio | In | 114,82 | Rodio | Rh | 102,905 |
| Iridio | Ir | 192,2 | Rubidio | Rb | 87,47 |
| Kriptón | Kr | 83,80 | Rutenio | Ru | 101,07 |
| Lantano | La | 138,91 | Samario | Sm | 150,35 |
| Litio | Li | 6,939 | Selenio | Se | 78,96 |
| Lutecio | Lu | 174,97 | Silicio | Si | 28,086 |
| Magnesio | Mg | 24,312 | Sodio | Na | 22,9898 |
| Manganeso | Mn | 54,938 | Talio | Tl | 204,37 |
| Mendelevio | Md | (256) | Tántalo | Ta | 180,948 |
| Mercurio | Hg | 200,59 | Tecnesio | Tc | (99) |
| Molibdeno | Mo | 95,94 | Telurio | Te | 127,60 |
| Neodimio | Nd | 144,24 | Terbio | Tb | 158,924 |
| Neón | Ne | 20,153 | Titanio | Ti | 47,90 |
| Neptunio | Np | (237) | Torio | Th | 232,038 |
| Niobio | Nb | 92,906 | Tulio | Tm | 168,934 |
| Níquel | Ni | 58,71 | Uranio | U | 238,03 |
| Nitrógeno | N | 14,0067 | Vanadio | V | 50,942 |
| Nobelio | No | (253) | Walframio | W | 183,85 |
| Oro | Au | 196,967 | Xenón | Xe | 131,30 |
| Osmio | Os | 190,2 | Yodio | I | 126,9044 |
| Oxígeno | O | 15,9994 | Yterbio | Yb | 173,04 |
| Paladio | Pd | 106,4 | Ytrio | Y | 88,905 |
| Plata | Ag | 107,870 | Zinc | Zn | 65,37 |
| Platino | Pt | 195,09 | Zirconio | Zr | 91,22 |

Anexo 7. Masas y fórmulas moleculares de los compuestos químicos

| Compuesto químico | Masa molecular | Fórmula molecular |
|-------------------------|----------------|--|
| Acetaldehído | 44,05 | C ₂ H ₄ O |
| Acetamida | 59,07 | C ₂ H ₅ NO |
| Acetanilida | 135,17 | C ₈ H ₉ NO |
| Acético, ácido | 60,05 | C ₂ H ₄ O ₂ |
| Acético, anhídrido | 102,09 | (CH ₃ CO) ₂ O |
| Acetilsalicílico, ácido | 180,16 | C ₉ H ₈ O ₄ |
| Acetilacetona | 100,12 | C ₅ H ₈ O ₂ |
| Acetilcolina, cloruro | 181,66 | C ₇ H ₁₆ ClNO ₂ |
| Acetileno | 26,04 | C ₂ H ₂ |

| Compuesto químico | Masa molecular | Fórmula molecular |
|---|----------------|--|
| Acetilo, cloruro | 78,50 | C_2H_3ClO |
| Acetofenona | 120,15 | C_8H_8O |
| Acetona | 58,08 | C_3H_6O |
| Acetonitrilo | 41,05 | C_2H_3N |
| Acridina | 181,24 | $C_{13}H_{11}N$ |
| Acridina, Naranja | 438,10 | $C_{17}H_{20}Cl_3N_3Zn$ |
| Acrílico, ácido | 72,06 | $C_3H_4O_2$ |
| Acrlonitrilo | 53,06 | C_3H_3N |
| Acroleína | 56,06 | C_3H_4O |
| Alcanfor | 152,24 | $C_{10}H_{16}O$ |
| Alílico, alcohol | 58,08 | C_3H_6O |
| Alilo, cloruro | 76,53 | C_3H_5Cl |
| Alizarina | 240,22 | $C_{14}H_8O_4$ |
| Aluminio, cloruro | 133,34 | $AlCl_3$ |
| Aluminio, hidróxido | 78,00 | $Al(OH)_3$ |
| Aluminio, óxido | 101,96 | Al_2O_3 |
| Aluminio y amonio, sulfato, dodecahidrato | 453,33 | $NH_4Al(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$ |
| Aluminio y potasio, sulfato, dodecahidrato | 474,39 | $KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$ |
| Amílico, alcohol | 88,15 | $C_5H_{12}O$ |
| Amilo, acetato | 130,19 | $C_7H_{14}O_2$ |
| 4-aminoantipirina | 203,25 | $C_{11}H_{13}N_3O$ |
| 4-aminoazobenceno | 197,24 | $C_{12}H_{11}N_3$ |
| 4-aminobenzóico, ácido | 137,14 | $C_7H_7NO_2$ |
| 4-aminohipúrico, ácido | 194,19 | $C_9H_{10}N_2O_3$ |
| 5-aminolevullínico, ácido, clorhidrato | 167,61 | $C_5H_{10}ClNO_3$ |
| Amoniaco | 17,03 | NH_3 |
| Amonio, acetato | 77,08 | CH_3COONH_4 |
| tri-amonio, citrato | 243,22 | $(NH_4)_3C_6H_5O_7$ |
| Amonio, cloruro | 53,49 | NH_4Cl |
| Amonio, dicromato | 252,07 | $(NH_4)_2Cr_2O_7$ |
| Amonio, dihidrogenofosfato | 115,03 | $(NH_4)H_2PO_4$ |
| Amonio, heptamolibdato, tetrahidrato | 1235,86 | $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$ |
| Amonio, hidrogenocarbonato | 79,06 | NH_4CO_3 |
| di-amonio, hidrogenofosfato | 132,06 | $(NH_4)_2HPO_4$ |
| Amonio, metavanadato | 116,98 | NH_4VO_3 |
| Amonio, nitrato | 80,04 | NH_4NO_3 |
| Amonio, persulfato | 228,20 | $(NH_4)_2S_2O_8$ |
| Amonio, sulfato | 132,14 | $(NH_4)_2SO_4$ |
| Amonio, tiocianato | 76,12 | NH_4SCN |
| Amonio y hierro (II), sulfato, hexahidrato | 392,14 | $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ |
| Amonio y hierro (III), sulfato, dodecahidrato | 482,19 | $NH_4Fe(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$ |
| Amonio y hierro (III), sulfato, 24-hidrato | 964,37 | $Fe_2(SO_4)_3 \cdot (NH_4)_2SO_4 \cdot 24H_2O$ |
| Anilina | 93,13 | $C_6H_5NH_2$ |
| Antimonio y potasio, tartrato | 333,93 | $C_4H_4KO_7Sb \cdot 1/2H_2O$ |
| Arsenazo I | 668,33 | $C_{16}H_{10}AsN_2Na_3O_{11}S_2 \cdot 3H_2O$ |
| Arsenazo III | 892,40 | $C_{22}H_{16}As_2N_4Na_2O_{14}S_2 \cdot 4H_2O$ |
| di-arsénico, trióxido | 197,84 | As_2O_3 |
| Arsina | 82,95 | AsH_3 |
| L(+)-ascórbico, ácido | 176,13 | $C_6H_8O_6$ |
| Aurintricarboxílico, ácido, sal amónica | 473,44 | $C_{22}H_{23}N_3O_9$ |
| Azufre, dióxido | 64,06 | SO_2 |
| Barbitúrico, ácido | 128,09 | $C_4H_4N_2O_3$ |
| Bario, acetato | 255,43 | $Ba(CH_3COO)_2$ |
| Bario, carbonato | 197,35 | $BaCO_3$ |

| Compuesto químico | Masa molecular | Fórmula molecular |
|--------------------------------|----------------|---|
| Bario, cloruro | 208,25 | BaCl ₂ |
| Bario, cloruro, dihidrato | 244,28 | BaCl ₂ ·2H ₂ O |
| Bario, hidróxido, octahidrato | 315,48 | Ba(OH) ₂ ·8H ₂ O |
| Bario, nitrato | 261,32 | Ba(NO ₃) ₂ |
| Bario, sulfato | 233,40 | BaSO ₄ |
| Batofenantrolina | 332,41 | C ₂₄ H ₁₆ N ₂ |
| Benceno | 78,11 | C ₆ H ₆ |
| Bencenosulfónico, ácido | 158,18 | C ₆ H ₆ O ₃ S |
| Bencenosulfonilo, cloruro | 176,62 | C ₆ H ₅ SO ₂ Cl |
| Bencilamina | 107,16 | C ₇ H ₉ N |
| Bencilamina, clorhidrato | 143,62 | C ₇ H ₁₀ ClN |
| Bencilo, cloruro | 126,59 | C ₆ H ₅ CH ₂ Cl |
| Benzaldehído | 106,13 | C ₇ H ₆ O |
| Benzóico, ácido | 122,12 | C ₇ H ₆ O ₂ |
| Benzoilo, cloruro | 140,57 | C ₆ H ₅ COCl |
| 3,4-benzopireno | 252,32 | C ₂₀ H ₁₂ |
| p-benzoquinona | 108,10 | C ₆ H ₄ O ₂ |
| Bismuto, nitrato, pentahidrato | 485,07 | Bi(NO ₃) ₃ ·5H ₂ O |
| Bórico, ácido | 61,83 | H ₃ BO ₃ |
| Boro, trifluoruro | 67,81 | BF ₃ |
| Bromo | 159,82 | Br ₂ |
| Bromobenceno | 157,02 | C ₆ H ₅ Br |
| Bromoformo | 252,75 | CHBr ₃ |
| Butano | 58,12 | C ₄ H ₁₀ |
| Butílico, alcohol | 74,12 | C ₄ H ₉ OH |
| Butilo, acetato | 116,16 | C ₆ H ₁₂ O ₂ |
| Cadmio, acetato, dihidrato | 266,52 | (CH ₃ COO) ₂ Cd·2H ₂ O |
| Cadmio, nitrato, tetrahidrato | 308,47 | Cd(NO ₃) ₂ ·4H ₂ O |
| Cadmio, sulfato, hidrato | 769,51 | 3CdSO ₄ ·8H ₂ O |
| Calcio, carbonato | 100,09 | CaCO ₃ |
| Calcio, cloruro | 110,99 | CaCl ₂ |
| Calcio, cloruro, dihidrato | 147,02 | CaCl ₂ ·2H ₂ O |
| Calcio, cloruro, tetrahidrato | 183,05 | CaCl ₂ ·H ₂ O |
| Calcio, cloruro, hexahidrato | 219,09 | CaCl ₂ ·6H ₂ O |
| Calcio, hidróxido | 74,09 | Ca(OH) ₂ |
| Calcio, nitrato, tetrahidrato | 236,16 | Ca(NO ₃) ₂ ·4H ₂ O |
| Calcio, óxido | 56,08 | CaO |
| Calcio, sulfato, dihidrato | 172,17 | CaSO ₄ ·2H ₂ O |
| Capróico, ácido | 116,16 | C ₆ H ₁₂ O ₂ |
| Caprolactama | 113,16 | C ₆ H ₁₁ NO |
| Carbono, dióxido | 44,01 | CO ₂ |
| Carbono, monóxido | 28,01 | CO |
| Carbono, disulfuro | 76,14 | CS ₂ |
| Carbono, tetracloruro | 153,82 | CCl ₄ |
| Cianógeno, bromuro | 105,93 | CNBr |
| Ciclohexano | 84,16 | C ₆ H ₁₂ |
| Ciclohexanona | 98,15 | C ₆ H ₁₀ O |
| Ciclohexilamina | 99,18 | C ₆ H ₁₁ NH ₂ |
| Cinc, acetato, dihidrato | 219,49 | (CH ₃ COO) ₂ Zn·2H ₂ O |
| Cinc, cloruro | 136,28 | ZnCl ₂ |
| Cinc, óxido | 81,37 | ZnO |
| Cinc, sulfato, monohidrato | 179,45 | ZnSO ₄ ·H ₂ O |
| Cinc, sulfato, heptahidrato | 287,54 | ZnSO ₄ ·7H ₂ O |
| Cítrico, ácido | 192,13 | C ₆ H ₈ O ₇ |

| Compuesto químico | Masa molecular | Fórmula molecular |
|---|----------------|-----------------------------------|
| Cítrico, ácido, monohidrato | 210,14 | $C_6H_8O_7 \cdot H_2O$ |
| Cloramina T, trihidrato | 281,69 | $C_7H_7ClNNaO_2S \cdot 3H_2O$ |
| Cloranílico, ácido | 208,99 | $C_6H_2Cl_2O_4$ |
| Clórico, ácido | 84,46 | $ClHO_3$ |
| Cloro | 70,91 | Cl_2 |
| Cloroacético, ácido | 94,50 | $C_2H_3ClO_2$ |
| Cloroanilina | 127,57 | C_6H_6ClN |
| Clorobenceno | 112,56 | C_6H_5Cl |
| Clorofenol | 128,56 | C_6H_5ClO |
| Cloroformo | 119,38 | $CHCl_3$ |
| Cloropreno | 88,54 | C_4H_5Cl |
| Clorosulfónico, ácido | 116,52 | $ClSO_3H$ |
| Cobalto (II), acetato, tetrahidrato | 249,08 | $(CH_3COO)_2Co \cdot 4H_2O$ |
| Cobalto (II), cloruro, hexahidrato | 237,93 | $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ |
| Cobalto (II), nitrato, hexahidrato | 291,04 | $Co(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ |
| Cobalto, óxido | 240,80 | Co_3O_4 |
| Cobalto (II), sulfato, heptahidrato | 281,10 | $CoSO_4 \cdot 7H_2O$ |
| Cobre (II), acetato, monohidrato | 199,65 | $(CH_3COO)_2Cu \cdot H_2O$ |
| Cobre (I), cloruro | 99,00 | $CuCl$ |
| Cobre(II), cloruro, dihidrato | 170,48 | $CuCl_2 \cdot 2H_2O$ |
| Cobre (II), sulfato | 159,60 | $CuSO_4$ |
| Cobre (II), sulfato, pentahidrato | 249,68 | $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ |
| Cobre (I), yoduro | 190,45 | CuI |
| Creatinina | 113,12 | $C_4H_7N_3O$ |
| Cresol | 108,14 | C_7H_8O |
| Cromo (III), cloruro | 158,36 | $CrCl_3$ |
| Cromo (III), cloruro, heptahidrato | 266,45 | $CrCl_3 \cdot 7H_2O$ |
| Cromo (III), óxido | 151,99 | Cr_2O_3 |
| Cromo, trióxido | 99,99 | CrO_3 |
| Cromotrópico, ácido, sal disódica, dihidrato | 400,30 | $C_{10}H_8Na_2O_8S_2 \cdot 2H_2O$ |
| Crotonaldehído | 70,09 | C_4H_6O |
| 3,3'-diaminobencidina | 214,27 | $(H_2N)_2C_{12}H_{16}(NH_2)_2$ |
| Diantipirilmetilmetano | 402,50 | $C_{24}H_{26}O_2N_4$ |
| Dibutilo, ftalato | 278,35 | $C_{16}H_{22}O_4$ |
| Dicloroanilina | 162,02 | $C_6H_5Cl_2N$ |
| Diclorobenceno | 147,00 | $C_6H_4Cl_2$ |
| Dicloroetano | 98,97 | $C_2H_4Cl_2$ |
| Dicloroetileno | 96,94 | $C_2H_2Cl_2$ |
| Diclorometano | 84,93 | CH_2Cl_2 |
| Dietanolamina | 105,14 | $C_4H_{11}NO_2$ |
| Dietilamina | 73,14 | $C_4H_{11}N$ |
| N,N-dietiletanolamina | 117,19 | $C_6H_{15}NO$ |
| Dietílico, éter | 74,12 | $(C_2H_5)_2O$ |
| Dietilmercurio | 258,71 | $C_4H_{10}Hg$ |
| Dietilo, oxalato | 146,14 | $C_6H_{10}O_4$ |
| 1,5-difeniltiocarbazona (ditizona) | 256,33 | $C_{13}H_{12}N_4S$ |
| Dimetilamina | 45,09 | C_2H_7N |
| 2,5-dimetilbencenosulfónico, ácido, dihidrato | 222,26 | $C_8H_{10}O_3S \cdot 2H_2O$ |
| N,N-dimetil-1,4-fenilendiamina | 136,20 | $C_8H_{12}N_2$ |
| N,N-dimetil-1,4-fenilendiamina, clorhidrato | 209,12 | $C_8H_{14}Cl_2N_2$ |
| N,N-dimetilformamida | 73,10 | C_3H_7NO |
| Dimetilgloxima | 116,12 | $C_4H_8N_2O_2$ |
| Dinitrobenzeno | 168,11 | $C_6H_4N_2O_4$ |
| 2,4-dinitrofenilhidracina | 198,14 | $C_6H_8N_4O_4$ |

| Compuesto químico | Masa molecular | Fórmula molecular |
|--|----------------|--|
| Dinitrofenol | 184,10 | C ₆ H ₄ N ₂ O ₅ |
| Dinitrógeno, óxido | 44,01 | N ₂ O |
| Dioxano | 88,11 | C ₄ H ₈ O ₂ |
| Epiclorhidrina | 92,53 | C ₃ H ₅ ClO |
| Estaño (II), cloruro, dihidrato | 225,63 | SnCl ₂ ·2H ₂ O |
| Estireno | 104,15 | C ₈ H ₈ |
| Etano | 30,07 | C ₂ H ₆ |
| Etanolamina | 61,08 | C ₂ H ₇ NO |
| Etilendiamina | 60,10 | C ₂ H ₆ N ₂ |
| Etilendiaminotetraacético, ácido, sal di-sódica, dihidrato | 372,24 | C ₁₀ H ₁₄ N ₂ Na ₂ O ₈ ·2H ₂ O |
| Etilenglicol | 62,07 | C ₂ H ₆ O ₂ |
| Etilenglicol, éter monoetilico | 90,12 | C ₄ H ₁₀ O ₂ |
| Etileno | 28,05 | C ₂ H ₄ |
| Etileno, óxido | 44,05 | C ₂ H ₄ O |
| Etílico, alcohol | 46,07 | C ₂ H ₅ OH |
| Etilo, acetato | 88,10 | C ₄ H ₈ O ₂ |
| Etilo, cloruro | 64,52 | C ₂ H ₅ Cl |
| Etilmetilcetona | 72,11 | CH ₃ COCH ₂ CH ₃ |
| Fenetidina | 137,18 | C ₈ H ₁₁ NO |
| Fenilendiamina | 108,14 | C ₆ H ₈ N ₂ |
| Fenilhidracina | 108,14 | C ₆ H ₈ N ₂ |
| Fenilhidracina, cloruro | 144,61 | C ₆ H ₉ ClN ₂ |
| Fenol | 94,11 | C ₆ H ₅ OH |
| Feno, Rojo | 354,38 | C ₁₉ H ₁₄ O ₅ S |
| Fenolftaleína | 318,33 | C ₂₀ H ₁₄ O ₄ |
| Fenoxiacético, ácido | 152,15 | C ₈ H ₈ O ₃ |
| Fluorbórico, ácido | 87,81 | HF ₄ |
| Fluoresceína | 332,32 | C ₂₀ H ₁₂ O ₅ |
| Fluoresceína, sal sódica | 376,28 | C ₂₀ H ₁₀ Na ₂ O ₅ |
| Fluoroacético, ácido | 78,04 | C ₂ H ₃ F ₂ O ₂ |
| Formaldehído | 30,03 | HCOH |
| Formamida | 45,04 | HCONH ₂ |
| Fórmico, ácido | 46,03 | CH ₂ O ₂ |
| orto-fosfórico, ácido | 98,00 | H ₃ PO ₄ |
| Fósforo, pentacloruro | 208,24 | PCl ₅ |
| Fósforo, tricloruro | 137,33 | PCl ₃ |
| Fosgeno | 98,92 | COCl ₂ |
| Ftálico, ácido | 166,13 | C ₈ H ₆ O ₄ |
| Ftálico, anhídrido | 148,12 | C ₈ H ₄ O ₃ |
| Furano | 68,08 | C ₄ H ₄ O |
| Furfural | 96,09 | C ₅ H ₄ O ₂ |
| Furfurílico, alcohol | 98,10 | C ₅ H ₆ O ₂ |
| Glicerina | 92,10 | C ₃ H ₈ O ₃ |
| Halotano (2-bromo-2-cloro-1,1,1-trifluoretano) | 197,39 | C ₂ HBrClF ₃ |
| Heptano | 100,21 | C ₇ H ₁₆ |
| Hexametildiamina | 116,21 | C ₆ H ₁₆ N ₂ |
| Hexano | 86,18 | C ₆ H ₁₄ |
| Hidracina, dicloruro | 104,97 | N ₂ H ₄ ·2HCl |
| Hidracina, hidrato | 50,06 | N ₂ H ₅ OH |
| Hidracina, sulfato | 130,12 | N ₂ H ₆ SO ₄ |

| Compuesto químico | Masa molecular | Fórmula molecular |
|---------------------------------------|----------------|--|
| Hidrógeno | 2,02 | H ₂ |
| Hidrógeno, bromuro | 80,91 | HBr |
| Hidrógeno, cianuro | 27,03 | HCN |
| Hidrógeno, cloruro | 36,46 | HCl |
| Hidrógeno, fluoruro | 20,01 | HF |
| Hidrógeno, peróxido | 34,01 | H ₂ O ₂ |
| Hidrógeno, sulfuro | 34,08 | H ₂ S |
| Hidrógeno, yoduro | 127,91 | HI |
| Hidroquinona | 110,11 | C ₆ H ₆ O ₂ |
| Hidroxilamina, clorhidrato | 69,49 | HONH ₃ Cl |
| 8-hidroxiquinoleína | 145,16 | C ₉ H ₇ NO |
| Hierro (II), cloruro, tetrahidrato | 198,81 | FeCl ₂ ·4H ₂ O |
| Hierro (II), sulfato, heptahidrato | 278,02 | FeSO ₄ ·7H ₂ O |
| Hierro (III), cloruro | 162,21 | FeCl ₃ |
| Hierro (III), cloruro, hexahidrato | 270,30 | FeCl ₃ ·6H ₂ O |
| Hierro (III), nitrato, nonahidrato | 404,00 | Fe(NO ₃) ₃ ·9H ₂ O |
| Hierro (III), óxido | 159,69 | Fe ₂ O ₃ |
| Hierro (III), sulfato, nonahidrato | 562,02 | Fe ₂ (SO ₄) ₃ ·9H ₂ O |
| Hipúrico, ácido | 179,18 | C ₉ H ₉ NO ₃ |
| Isobutilmetilcetona | 100,16 | C ₆ H ₁₂ O |
| Isopropilamina | 59,11 | C ₃ H ₉ N |
| Láctico, ácido | 90,08 | C ₃ H ₆ O ₃ |
| Lantano (III), cloruro, hidrato | 245,20 | LaCl ₃ ·xH ₂ O |
| Litio, borohidruro | 21,78 | Li(BH ₄) |
| Litio, carbonato | 73,89 | Li ₂ CO ₃ |
| Litio, cloruro | 42,39 | LiCl |
| Litio, hidróxido | 23,95 | LiOH |
| Magnesio, cloruro, hexahidrato | 203,30 | MgCl ₂ ·6H ₂ O |
| Magnesio, nitrato, hexahidrato | 256,41 | Mg(NO ₃) ₂ ·6H ₂ O |
| Magnesio, perclorato, hidrato | 223,21 | Mg(ClO ₄) ₂ ·xH ₂ O |
| Magnesio, sulfato, heptahidrato | 246,48 | MgSO ₄ ·7H ₂ O |
| Maléico, ácido | 116,07 | C ₄ H ₄ O ₄ |
| Manganeso (II), cloruro, dihidrato | 161,88 | MnCl ₂ ·2H ₂ O |
| Manganeso (II), cloruro, tetrahidrato | 197,91 | MnCl ₂ ·4H ₂ O |
| Manganeso (II), sulfato, monohidrato | 169,02 | MnSO ₄ ·H ₂ O |
| Manganeso (II), sulfato, dihidrato | 187,04 | MnSO ₄ ·2H ₂ O |
| Manganeso (II), sulfato, tetrahidrato | 223,06 | MnSO ₄ ·4H ₂ O |
| Manganeso (IV), óxido | 86,94 | MnO ₂ |
| Mercurio (I), cloruro | 472,09 | Hg ₂ Cl ₂ |
| Mercurio (II), cloruro | 271,50 | HgCl ₂ |
| Mercurio (II), nitrato, monohidrato | 342,62 | Hg(NO ₃) ₂ ·H ₂ O |
| Metacrílico, ácido | 86,09 | C ₄ H ₆ O ₂ |
| Metano | 16,04 | CH ₄ |
| Metilamina | 31,06 | CH ₅ N |
| Metileno, Azul | 355,89 | C ₁₆ H ₁₈ ClN ₃ S ₂ ·2H ₂ O |
| Metileno, cloruro | 84,93 | CH ₂ Cl ₂ |
| Metílico, alcohol | 32,04 | CH ₃ OH |
| Metilmercurio, cloruro | 251,08 | CH ₃ ClHg |
| Metilmorfolina | 101,15 | C ₅ H ₁₁ NO |
| Metilo, acetato | 74,08 | CH ₃ COOCH ₃ |
| Metilo, cloruro | 50,49 | CH ₃ Cl |
| Metilo, metacrilato | 100,12 | C ₅ H ₈ O ₂ |

| Compuesto químico | Masa molecular | Fórmula molecular |
|---|----------------|-----------------------------|
| Metilo, Naranja | 327,34 | $C_{14}H_{14}N_3NaO_3S$ |
| Metilo, Rojo | 269,31 | $C_{15}H_{15}N_3O_2$ |
| Morfolina | 87,12 | C_4H_9NO |
| Naftaleno | 128,16 | $C_{10}H_8$ |
| N-(1-naftil)etilendiamina, diclorhidrato | 259,18 | $C_{12}H_{16}Cl_2N_2$ |
| Naftol | 144,17 | $C_{10}H_8O$ |
| 2-naftol-3,6-disulfónico, ácido, sal disódica | 348,26 | $HOC_{10}H_6(SO_3Na)_2$ |
| β -naftoquinona | 158,16 | $C_{10}H_6O_2$ |
| Nicotina | 162,24 | $C_{10}H_{14}N_2$ |
| Nicotínico, ácido | 123,11 | $C_6H_5NO_2$ |
| Níquel (II), cloruro | 129,62 | $NiCl_2$ |
| Níquel (II), cloruro, hexahidrato | 237,71 | $NiCl_2 \cdot 6H_2O$ |
| Níquel, (II) nitrato, hexahidrato | 290,81 | $Ni(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ |
| Níquel (II), sulfato, hexahidrato | 262,86 | $NiSO_4 \cdot 6H_2O$ |
| Níquel (II), sulfato, heptahidrato | 280,87 | $NiSO_4 \cdot 7H_2O$ |
| Níquel, tetracarbonilo | 170,75 | $Ni(CO)_4$ |
| Nítrico, ácido | 63,01 | HNO_3 |
| Nitroanilina | 138,12 | $C_6H_5N_2O_2$ |
| Nitrobenzeno | 123,11 | $C_6H_5NO_2$ |
| Nitrógeno | 28,01 | N_2 |
| Nitrógeno, dióxido | 46,01 | NO_2 |
| Nitrógeno, monóxido | 30,01 | NO |
| Nitroglicerina | 227,09 | $C_3H_5O_9N_3$ |
| Nitrometano | 61,04 | CH_3NO_2 |
| Nitroso-R, Sal | 377,26 | $HOC_{10}H_4NO(SO_3Na)_2$ |
| Octílico, alcohol | 130,23 | $C_8H_{18}O$ |
| Oxálico, ácido, dihidrato | 126,07 | $C_2H_2O_4 \cdot 2H_2O$ |
| Oxígeno | 32,00 | O_2 |
| Ozono | 48,00 | O_3 |
| Paladio (II), cloruro | 117,31 | $PdCl_2$ |
| Paraldehído | 132,16 | $C_6H_{12}O_3$ |
| Pararosanilina, clorhidrato | 323,83 | $C_{19}H_{18}N_3Cl$ |
| Pentano | 72,15 | C_5H_{12} |
| Perclórico, ácido | 100,46 | $HClO_4$ |
| Peryódico, ácido | 227,94 | H_5IO_6 |
| Pícrico, ácido | 229,11 | $C_6H_6N_3O_7$ |
| Piperidina | 85,15 | $C_5H_{11}N$ |
| Piridina | 79,10 | C_5H_5N |
| Pirúvico, ácido | 88,06 | $C_3H_4O_3$ |
| Plata, dietilditiocarbamato | 256,14 | $C_5H_{10}AgNS_2$ |
| Plata, nitrato | 169,87 | $AgNO_3$ |
| Plomo (II), acetato, trihidrato | 379,34 | $(CH_3COO)_2Pb \cdot 3H_2O$ |
| Plomo (II), nitrato | 331,21 | $Pb(NO_3)_2$ |
| Plomo, tetraetil | 323,44 | $Pb(C_2H_5)_2$ |
| Potasio, acetato | 98,15 | CH_3COOK |
| Potasio, bromato | 167,01 | $KBrO_3$ |
| Potasio, bromuro | 119,01 | KBr |
| Potasio, carbonato | 138,21 | K_2CO_3 |
| Potasio, cianuro | 65,12 | KCN |
| Potasio, clorato | 122,55 | $KClO_3$ |
| Potasio, cloruro | 74,56 | KCl |
| Potasio, cromato | 194,21 | K_2CrO_4 |

| Compuesto químico | Masa molecular | Fórmula molecular |
|--|----------------|-------------------------------|
| Potasio, dicromato | 294,19 | $K_2Cr_2O_7$ |
| Potasio, dihidrogenofosfato | 136,09 | KH_2PO_4 |
| tri-potasio, fosfato, heptahidrato | 338,38 | $K_3PO_4 \cdot 7H_2O$ |
| Potasio, ferrocianuro, trihidrato | 422,41 | $K_4[Fe(CN)_6] \cdot 3H_2O$ |
| Potasio, ferricianuro | 329,26 | $K_3[Fe(CN)_6]$ |
| Potasio, hidrogenocarbonato | 100,12 | $KHCO_3$ |
| di-potasio, hidrogenofosfato | 174,18 | K_2HPO_4 |
| di-potasio, hidrogenofosfato, trihidrato | 228,23 | $K_2HPO_4 \cdot 3H_2O$ |
| Potasio, hidrogenoftalato | 204,23 | $C_8H_5KO_4$ |
| Potasio, hidrogenosulfato | 136,17 | $KHSO_4$ |
| Potasio, hidróxido | 56,11 | KOH |
| Potasio, nitrato | 101,11 | KNO_3 |
| Potasio, nitrito | 85,11 | KNO_2 |
| Potasio, perclorato | 138,55 | $KClO_4$ |
| Potasio, permanganato | 158,04 | $KMnO_4$ |
| Potasio, persulfato | 270,33 | $K_2S_2O_8$ |
| Potasio, meta-peryodato | 230,00 | KIO_4 |
| Potasio, sulfato | 174,27 | K_2SO_4 |
| Potasio, tiocianato | 97,18 | $KSCN$ |
| Potasio, yodato | 214,00 | KIO_3 |
| Potasio, yoduro | 166,01 | KI |
| Potasio y sodio, tartrato, tetrahidrato | 282,23 | $C_4H_4KNaO_6 \cdot 4H_2O$ |
| Propano | 44,10 | C_3H_8 |
| Propílico, alcohol | 60,10 | C_3H_7OH |
| Quinidrona | 218,21 | $C_6H_4O_2 \cdot C_6H_6O_2$ |
| Salicílico, ácido | 138,12 | $C_7H_6O_3$ |
| Selenio, dióxido | 110,96 | SeO_2 |
| Silicio, carburo | 40,10 | SiC |
| Silicio, dióxido | 60,08 | SiO_2 |
| Sodio, acetato | 82,03 | CH_3COONa |
| Sodio, acetato, trihidrato | 136,08 | $CH_3COONa \cdot 3H_2O$ |
| Sodio, meta-arsenito | 129,91 | $NaAsO_2$ |
| Sodio, azida | 65,01 | NaN_3 |
| Sodio, arseniato | 312,01 | $Na_2HASO_4 \cdot 7H_2O$ |
| Sodio, bismutato | 279,97 | $NaBiO_3$ |
| Sodio, borohidruro | 37,83 | $NaBH_4$ |
| Sodio, bromuro | 102,90 | $NaBr$ |
| Sodio, carbonato | 105,99 | Na_2CO_3 |
| Sodio, carbonato, monohidrato | 124,00 | $Na_2CO_3 \cdot H_2O$ |
| Sodio, carbonato, decahidrato | 286,14 | $Na_2CO_3 \cdot 10H_2O$ |
| Sodio, cianuro | 49,01 | $NaCN$ |
| tri-sodio, citrato, trihidrato | 294,10 | $C_6H_5Na_3O_7 \cdot 2H_2O$ |
| Sodio, clorato | 106,44 | $NaClO_3$ |
| Sodio, cloruro | 58,44 | $NaCl$ |
| Sodio, dietilditiocarbamato, trihidrato | 225,31 | $C_5H_{10}NNaS_2 \cdot 3H_2O$ |
| Sodio, dihidrogenofosfato | 120,00 | NaH_2PO_4 |
| Sodio, dihidrogenofosfato, monohidrato | 137,99 | $NaH_2PO_4 \cdot H_2O$ |
| Sodio, dihidrogenofosfato, dihidrato | 156,01 | $NaH_2PO_4 \cdot 2H_2O$ |
| Sodio, fluoruro | 41,99 | NaF |
| tri-sodio, fosfato, dodecahidrato | 380,12 | $Na_3PO_4 \cdot 12H_2O$ |
| Sodio, hidrogenocarbonato | 84,01 | $NaHCO_3$ |
| di-sodio, hidrogenofosfato | 141,96 | Na_2HPO_4 |
| di-sodio, hidrogenofosfato, dihidrato | 177,99 | $Na_2HPO_4 \cdot 2H_2O$ |

| Compuesto químico | Masa molecular | Fórmula molecular |
|---|----------------|---|
| di-sodio, hidrogenofosfato, heptahidrato | 268,07 | Na ₂ HPO ₄ .7H ₂ O |
| di-sodio, hidrogenofosfato, dodecahidrato | 358,14 | Na ₂ HPO ₄ .12H ₂ O |
| Sodio, hidrogenosulfato, monohidrato | 138,07 | NaHSO ₄ .H ₂ O |
| Sodio, hidróxido | 40,00 | NaOH |
| Sodio, nitrato | 84,99 | NaNO ₃ |
| Sodio, nitrito | 69,00 | NaNO ₂ |
| Sodio, nitroprusiato, dihidrato | 297,95 | Na ₂ [Fe(CN) ₅ NO].2H ₂ O |
| Sodio, oxalato | 134,00 | C ₂ Na ₂ O ₄ |
| Sodio, pentaclorofenolato | 288,34 | C ₆ Cl ₅ O _{na} |
| Sodio, sulfato | 142,09 | Na ₂ SO ₄ |
| Sodio, sulfato, decahidrato | 322,19 | Na ₂ SO ₄ .10H ₂ O |
| Sodio, sulfito | 126,04 | Na ₂ SO ₃ |
| Sodio, sulfuro, hidrato | 78,04 | Na ₂ S.xH ₂ O |
| di-sodio, tetraborato | 201,22 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| di-sodio, tetraborato, decahidrato | 381,37 | Na ₂ B ₄ O ₇ .10H ₂ O |
| Sodio, tiocianato | 81,07 | NaSCN |
| Sodio, tiosulfato | 158,11 | Na ₂ S ₂ O ₃ |
| Sodio, tiosulfato, pentahidrato | 248,18 | Na ₂ S ₂ O ₃ .5H ₂ O |
| Sodio, wolframato, dihidrato | 329,86 | Na ₂ WO ₄ .2H ₂ O |
| Sodio, yodato | 197,89 | NaIO ₃ |
| Sodio, yoduro | 149,89 | NaI |
| Succínico, ácido | 118,09 | C ₄ H ₆ O ₄ |
| Sulfámico, ácido | 97,09 | H ₂ NSO ₃ H |
| Sulfanilamida | 172,21 | C ₆ H ₇ N ₂ O ₂ S |
| Sulfanílico, ácido | 173,19 | C ₆ H ₇ N ₂ S |
| 5-sulfosalicílico, ácido, dihidrato | 254,22 | C ₇ H ₆ O ₆ S.2H ₂ O |
| Sulfúrico, ácido | 98,08 | H ₂ SO ₄ |
| Sulfuroso, ácido | 82,08 | H ₂ SO ₃ |
| Sulfonazo III | 776,58 | C ₂₂ H ₁₂ N ₄ Na ₄ O ₁₄ S ₄ |
| L(+)-Tartárico, ácido | 150,09 | C ₄ H ₆ O ₆ |
| Tetrabromometano | 331,65 | CBR ₄ |
| Tetracloroetano | 167,85 | C ₂ H ₂ Cl ₄ |
| Tetracloroetileno | 165,83 | C ₂ Cl ₄ |
| Tetrahidrofurano | 72,11 | C ₄ H ₈ O |
| Timol | 150,22 | C ₁₀ H ₁₄ O |
| Timol, Azul | 466,60 | C ₂₇ H ₃₀ O ₅ S |
| Timolftaleína | 430,55 | C ₂₈ H ₃₀ O ₄ |
| Tioacético, ácido | 76,12 | C ₂ H ₄ O ₂ S |
| Tiofurano | 84,14 | C ₄ H ₄ S |
| Tioglicólico, ácido | 92,12 | C ₂ H ₄ O ₂ S |
| Tiourea | 76,11 | H ₂ NCSNH ₂ |
| Titanio, dióxido | 79,90 | TiO ₂ |
| Tolueno | 92,14 | C ₇ H ₈ |
| o-toluidina | 107,16 | C ₇ H ₉ N |
| Triacetina | 218,21 | C ₉ H ₁₄ O ₆ |
| Tricloroacético, ácido | 163,39 | C ₂ HCl ₂ O ₂ |
| Tricloroetileno | 131,39 | C ₂ HCl ₃ |
| Tricresilo, fosfato | 368,37 | C ₂₁ H ₂₁ O ₄ P |
| Trietanolamina | 149,19 | C ₆ H ₁₅ NO ₃ |
| Trietilamina | 101,19 | C ₆ H ₁₅ N |
| Trifluoroacético, ácido | 114,02 | C ₂ HF ₃ O ₂ |
| Trimetilamina | 59,11 | (CH ₃) ₃ N |
| Trinitrotolueno | 227,13 | C ₇ H ₅ N ₃ O ₆ |
| Tungstico, ácido | 249,86 | H ₂ WO ₄ |

| Compuesto químico | Masa molecular | Fórmula molecular |
|--------------------|----------------|--|
| Urea | 60,06 | H ₂ NCONH ₂ |
| Valérico, ácido | 102,13 | CH ₃ (CH ₂) ₃ COOH |
| Vanadio, pentóxido | 181,88 | V ₂ O ₅ |
| Vinilo, cloruro | 62,50 | C ₂ H ₃ Cl |
| Xileno | 106,17 | C ₈ H ₁₀ |
| Xilidina | 121,18 | C ₈ H ₁₁ N |
| Yódico, ácido | 175,91 | HI ₃ |
| Yodo | 253,81 | I ₂ |

Anexo 8. Tabla de clasificación de los productos químicos por calidades ⁵

| Grupo | Designación cubana | | Latín | | Correspondencia | |
|-------|----------------------|-------------|---------------------|-------------|--|------------------------|
| | Grado de calidad | Abreviatura | Denominación | Abreviatura | Denominación | Abreviatura |
| I | Purísimos Especiales | pur. esp. | Purissimum Speciale | puriss. sp. | - | - |
| | Purísimos | pur. | Purissimum | puriss. | - | - |
| | Para análisis | p.a. | pro analisi | p.a. | Clase A Grado analítico Reactivo analítico Puro para análisis | G.A. R.A. P.P.A. |
| II | Puros | p. | Purum | pur. | Técnicamente puro Purificado Grado reactivo | T.P. G.R. |
| III | Técnicos | tec. | Technicum | tech. | Industrial Comercial | - |
| IV | Crudos | crd. | Crudum | crud. | No refinados Brutos | - |

⁵ Comité Estatal de Normalización. Productos químicos. Clasificación por calidades y definiciones. NC 20-03. República de Cuba; 1973.

