



Kit de herramientas para la identificación y cuantificación de emisiones de mercurio

**Informe de referencia
y
pauta para el nivel de inventario 2**

Versión 1.3

Abril de 2015



Kit de herramientas para la identificación y cuantificación de emisiones de mercurio

**Informe de referencia
y
pauta para el nivel de inventario 2**

Versión 1.3

Abril de 2015

Copyright © United Nations Environment Programme, 2015

Cita: PNUMA, 2015. Kit de herramientas para la identificación y cuantificación de fuentes de mercurio, informe de referencia y pautas para el nivel de inventario 2, versión 1.3, abril de 2015. PNUMA Productos Químicos, Ginebra, Suiza.

Este informe de referencia del kit de herramientas representa la cuarta versión de esta publicación. Seguirá elaborándose y actualizándose según corresponda.

Delimitación de responsabilidades

Las designaciones empleadas y la presentación del material de esta publicación no implican la expresión de ningún tipo de opinión por parte del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente respecto de la situación jurídica de país, territorio, ciudad o área alguno o de sus autoridades, fronteras o límites. Es más, las opiniones expresadas no necesariamente representan la decisión o la política establecida del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Del mismo modo, la citación de nombres o procesos comerciales no constituyen un apoyo a ellos. El fin de esta publicación es servir como guía. Si bien se cree que la información proporcionada es exacta, el PNUMA deniega toda responsabilidad por posibles inexactitudes u omisiones y por las consecuencias que de ellas puedan derivarse. Ni el PNUMA ni persona alguna que haya participado en esta publicación será responsable por ningún tipo de lesión, pérdida, daño o perjuicio que pueda ser causado por personas cuyas acciones se hayan basado en su entendimiento de la información contenida en esta publicación.

Reproducción

Esta publicación puede ser reproducida en su totalidad o en parte y de cualquier forma con fines educativos o no lucrativos sin el permiso especial del titular de los derechos de autor, siempre y cuando se cite la fuente. El material de este informe se puede citar o reimprimir libremente. El PNUMA agradece que se le envíe una copia de cualquier publicación que use este informe como fuente. La presente publicación no podrá revenderse ni utilizarse con ningún otro fin comercial sin que medie la autorización por escrito del Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente.

Financiamiento

El trabajo para elaborar el informe de referencia del nivel de inventario 2 y la hoja de cálculo ha sido financiado por el PNUMA y el Gobierno de Dinamarca y revisado con los fondos provenientes del Gobierno de Dinamarca, el Consejo Nórdico de Ministros y el PNUMA.

Elaborado por

División de Tecnología, Industria y Economía del PNUMA,
Chemicals Branch International Environment House
1 11-13, Chemin des Anémones
CH -1219 Châtelaine, Geneva
Suiza
Tel: +41 (0) 22 917 12 34
Fax: +41 (0) 22 797 34 60
Correo electrónico: metals.chemicals@unep.org
Sitio web: <http://unep.org/hazardoussubstances/>

El kit de herramientas se puede encontrar, en inglés, en el sitio web de PNUMA Productos Químicos: <http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/MercuryPublications/GuidanceTrainingMaterialToolkits/MercuryToolkit/tabid/4566/language/en-US/Default.aspx>

Reconocimientos

El kit de herramientas fue elaborado para PNUMA por COWI A/S, Dinamarca, y revisado con los aportes de la Secretaría del Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico (AMAP), Noruega, IVL, Suecia y Artisanal Gold Council.

Índice

Prólogo	1
Resumen ejecutivo	2
1 Antecedentes	4
2 Introducción a los inventarios de mercurio y este kit de herramientas	6
2.1 Propósito de los inventarios de mercurio	6
2.2 Qué es este kit de herramientas	6
2.3 Limitaciones de este kit de herramientas	7
3 Fuentes de emisiones antropogénicas de mercurio	8
3.1 Vías de emisiones al medio ambiente	9
3.2 Ejemplos de emisiones de mercurio a distintas vías	12
3.3 Estimación general mundial de emisiones de mercurio al aire	14
4 Pasos en la creación de un inventario de mercurio en el nivel de inventario 2	17
4.1 Introducción al concepto del nivel de inventario 2	17
4.1.1 Enfoque de ciclo de vida	18
4.2 Paso 1: Matriz de selección; identificación de las principales categorías de fuentes presentes	22
4.3 Paso 2: Identificación de subcategorías de fuentes presentes	23
4.3.1 Extracción y uso de combustibles/fuentes de energía	24
4.3.2 Producción primaria (virgen) de metales	25
4.3.3 Producción de otros minerales y materiales con impurezas de mercurio	26
4.3.4 Uso deliberado de mercurio en procesos industriales	27
4.3.5 Productos de consumo con uso deliberado de mercurio	28
4.3.6 Otros usos deliberados en productos/procesos	29
4.3.7 Producción de metales reciclados (producción de metal "secundaria")	30
4.3.8 Incineración de desechos	31
4.3.9 Eliminación o vertido de desechos y tratamiento de aguas residuales	32
4.3.10 Crematorios y cementerios	33
4.3.11 Identificación de posibles puntos calientes (sitios contaminados)	33
4.4 Paso 3: Recopilación de datos y cuantificación de emisiones de mercurio	35
4.4.1 Principios de cuantificación	35
4.4.2 Uso de las tasas de actividad	38
4.4.3 Elección de factores de entrada de mercurio	40
4.4.4 Selección de factores de distribución de salida	41
4.4.5 Recopilación de datos	43
4.4.6 Equilibrar entradas y salidas de mercurio para control de cuantificaciones	46
4.4.7 Ejemplos de cálculos de emisiones de diversos tipos de fuentes	46

4.5	Paso 4: Presentación del inventario	60
4.5.1	Elementos clave del inventario	60
4.5.2	Hoja de cálculo para calcular las emisiones	61
4.5.3	Sugerencias para informes provisionales	61
5	Descripción detallada de fuentes de emisiones de mercurio y de factores de entrada y salida de mercurio	63
5.1	Extracción y uso de combustibles/fuentes de energía	63
5.1.1	Combustión de carbón en grandes centrales eléctricas	64
5.1.2	Otro uso del carbón	75
5.1.3	Aceites minerales: extracción, refinación y uso	81
5.1.4	Gas natural: extracción, refinación y uso	91
5.1.5	Otros combustibles fósiles: extracción y uso	96
5.1.6	Producción de energía y calor de biomasa	98
5.1.7	Producción de energía geotérmica	102
5.2	Producción primaria (virgen) de metales	104
5.2.1	Extracción y procesamiento inicial de mercurio	104
5.2.2	Extracción de oro y plata con los procesos de amalgamación de mercurio (MAPE)	108
5.2.3	Extracción y procesamiento inicial de zinc	114
5.2.4	Extracción y procesamiento inicial de cobre	132
5.2.5	Extracción y procesamiento inicial de plomo	142
5.2.6	Extracción y procesamiento inicial de oro por métodos distintos a la amalgamación de mercurio	148
5.2.7	Extracción y procesamiento inicial de aluminio	156
5.2.8	Otros metales no ferrosos: extracción y procesamiento	159
5.2.9	Producción primaria de metales ferrosos	160
5.3	Producción de otros minerales y materiales con impurezas de mercurio	163
5.3.1	Producción de cemento	164
5.3.2	Producción de pulpa y papel	179
5.3.3	Producción de cal y conglomerados livianos	184
5.3.4	Otros minerales y materiales	188
5.4	Uso deliberado de mercurio en procesos industriales	189
5.4.1	Producción de cloro-álcali con tecnología de mercurio	189
5.4.2	Producción de CVM (cloruro de vinilo monómero) con catalizador de dicloruro de mercurio (HgCl ₂)	200
5.4.3	Producción de acetaldehído con catalizador de sulfato de mercurio (HgSO ₄)	202
5.4.4	Otra producción de productos químicos y polímeros con compuestos de mercurio como catalizadores	203
5.5	Productos de consumo con uso deliberado de mercurio	204
5.5.1	Termómetros con mercurio	204
5.5.2	Interruptores eléctricos y relés con mercurio	212
5.5.3	Fuentes de luz con mercurio	223
5.5.4	Pilas con mercurio	232
5.5.5	Poliuretano con catalizadores de mercurio	239
5.5.6	Biocidas y pesticidas	245

5.5.7	Pinturas	247
5.5.8	Productos farmacéuticos para uso humano y veterinario	250
5.5.9	Productos cosméticos y otros relacionados	251
5.6	Otros usos deliberados en productos/procesos	255
5.6.1	Empastes de amalgamas dentales de mercurio	255
5.6.2	Manómetros e indicadores	262
5.6.3	Productos químicos y equipos de laboratorio	267
5.6.4	Uso de metal de mercurio en rituales religiosos y medicinas tradicionales	272
5.6.5	Usos de productos diversos, usos de mercurio metálico y otras fuentes	273
5.7	Producción de metales reciclados (producción de metal "secundaria")	275
5.7.1	Producción de mercurio reciclado ("producción secundaria")	275
5.7.2	Producción de metales ferrosos reciclados (hierro y acero)	279
5.7.3	Producción de otros metales reciclados	283
5.8	Incineración de desechos	285
5.8.1	Incineración de desechos municipales o generales	285
5.8.2	Incineración de desechos peligrosos	294
5.8.3	Incineración de desechos médicos	297
5.8.4	Incineración de lodos residuales	302
5.8.5	Quema informal de desechos	305
5.9	Eliminación o vertido de desechos y tratamiento de aguas residuales	307
5.9.1	Vertederos o depósitos controlados	307
5.9.2	Depósito difuso con algún control	312
5.9.3	Eliminación informal local de desechos industriales	312
5.9.4	Vertido informal de desechos generales	312
5.9.5	Sistema/tratamiento de aguas residuales	314
5.10	Crematorios y cementerios	319
5.10.1	Crematorios	319
5.10.2	Cementerios	323
5.11	Posibles puntos calientes (sitios contaminados)	326
6	Referencias	328
7	Glosario, siglas y abreviaturas	342
8	Anexos técnicos	345
8.1	Códigos aduaneros relativos al mercurio del Sistema Armonizado de Designación y Codificación de Mercancías (SA)	345
8.2	Números CAS (Servicio de Resúmenes de Productos Químicos, por sus siglas en inglés) de sustancias con mercurio	352
8.3	Concentraciones de mercurio en esfalerita en concentrados y en minerales para la extracción de zinc	353
8.4	Datos de los países para ciertos cálculos predeterminados	358
8.5	Prueba de los factores predeterminados de entrada de desechos y aguas residuales	364

9	Anexos	366
9.1	Hoja de cálculo para facilitar el cálculo de las emisiones de mercurio en el nivel de inventario 2	366

Prólogo

El Consejo Directivo del PNUMA llegó a la conclusión de que hay evidencia suficiente sobre los significativos impactos adversos mundiales del mercurio como para justificar las acciones internacionales necesarias a fin de proteger la salud humana y el medioambiente del mercurio y sus compuestos. El Consejo Directivo determinó que deben iniciarse acciones nacionales, regionales e internacionales e instó a todos los países a adoptar metas y tomar medidas, según corresponda, para identificar las poblaciones en riesgo y reducir las emisiones generadas por los seres humanos.

En respuesta a la solicitud del Consejo Directivo, el PNUMA estableció un Programa de Mercurio para instar a todos los países a que fijen metas y tomen las medidas necesarias para identificar a las poblaciones expuestas, minimizar las exposiciones mediante esfuerzos de sensibilización y reducir las emisiones antropogénicas de mercurio. Una parte importante del Programa de Mercurio del PNUMA es elaborar materiales de capacitación, documentos de orientación y kits de herramientas sobre una serie de temas pertinentes que pueden resultar útiles a los Gobiernos y otros actores en sus esfuerzos por evaluar y abordar la contaminación por mercurio.

Antes de tomar medidas para abordar la cuestión del mercurio, es conveniente que los Gobiernos considere la posibilidad de desarrollar una base de conocimientos a fin de evaluar los riesgos que representa el mercurio y de tomar medidas adecuadas para reducir esos riesgos. Este kit de herramientas para la identificación y cuantificación de emisiones de mercurio (el "kit de herramientas") tiene por objeto servir de ayuda a los países en la generación de parte de esa base de conocimientos mediante la elaboración de un inventario de mercurio que identifique las fuentes de emisiones de ese metal en su país y las estime o cuantifique.

Resumen ejecutivo

1. El kit de herramientas para la identificación y cuantificación de emisiones de mercurio (el "kit de herramientas") tiene por objeto servir de ayuda a los países en la generación de una base de conocimientos sobre el mercurio mediante la elaboración de un inventario de mercurio que identifique las fuentes de emisiones de ese metal en su país y las estime o cuantifique.
2. Utilizando el inventario y conocimiento adicional, se pueden identificar las medidas de reducción más rentables para la toma de decisiones. A menudo, dichos inventarios también son vitales en la comunicación con los interesados como la industria, el comercio y la población.
3. Los inventarios de referencia y sus actualizaciones subsiguientes también pueden utilizarse para monitorear el progreso hacia las metas determinadas, y así identificar enfoques exitosos que podrían servir de ejemplo en otras áreas, así como áreas donde las medidas aplicadas no resulten adecuadas y requieran más atención e iniciativa.
4. Este kit de herramientas apunta a asistir países que estén desarrollando su inventario de mercurio para estimar emisiones de mercurio, y también para conducirlos en el proceso de cómo mejorar y refinar dichos inventarios. La meta del kit de herramientas es guiar a los realizadores del inventario dentro de un país a través de las distintas técnicas y etapas de desarrollar el inventario, brindando metodología, ejemplos ilustrativos y amplia información sobre las fuentes de emisiones de mercurio. El kit de herramientas apunta a reducir la carga de trabajo de la creación de inventarios de mercurio nacionales o regionales.
5. Este kit de herramientas está diseñado para producir una metodología simple y estandarizada junto con una base de datos para permitir la elaboración de inventarios de mercurio nacionales o regionales congruentes. Comprende un procedimiento recomendado por el PNUMA para la recopilación eficaz de inventarios de fuentes de emisiones de mercurio. Los conjuntos de datos comparables de fuentes de emisiones de mercurio van a contribuir con la cooperación, el diálogo, la definición de metas y la asistencia a nivel internacional. Las bases de datos comparables también ayudan a establecer un panorama mundial de la escala de emisiones como paso para priorizar acciones para controlar o reducir emisiones, y mejoran las posibilidades de agrandar la base de conocimiento internacional sobre usos y emisiones de mercurio.
6. En esta versión actualizada, el kit de herramientas describe dos niveles de detalle y simplificación, denominados "nivel de inventario 1" y "nivel de inventario 2". Este documento describe la metodología del nivel de inventario 2 del kit de herramientas y al mismo tiempo sirve como documento de referencia, con información de antecedentes para el nivel de inventario 1 más simplificado. El kit de herramientas aparte de pautas para el nivel de inventario 1 describe la metodología y los procedimientos para el nivel de inventario 1.
7. La metodología para el nivel de inventario 2 consiste de un procedimiento de cuatro pasos que facilitará el desarrollo de inventarios de fuentes congruentes y comparables.
8. En el primer paso, se utiliza una matriz gruesa de selección para identificar las principales categorías de fuentes de mercurio presentes en un país. Además, se debe identificar y recopilar todo inventario parcial de mercurio o descripción de fuentes de mercurio en el país (o región) existente.
9. En el segundo paso, estas principales categorías de fuentes son clasificadas en subcategorías para identificar las actividades individuales que pueden emitir mercurio. Si solo se desea una identificación cualitativa de tipos de fuente presentes en el país o región en cuestión, se puede omitir el paso tres (cuantificación), y los hallazgos cualitativos pueden ser reportados como una lista comentada de principales categorías y subcategorías de fuentes de mercurio identificadas en el país.

10. En el tercer paso, se desarrolla un inventario cuantitativo. En este paso se puede considerar, si se debe crear de cero un inventario cuantitativo completo, o como paso inicial, un inventario provisional que sería deseable para apoyar la priorización del trabajo posterior e iniciar comunicación con los participantes/revisores del inventario. Puede recomendarse el uso de las herramientas del nivel de inventario 1 para el desarrollo del inventario provisional. Para un inventario cuantitativo detallado, los datos de volumen de actividades ("tasa de actividades") e información específica del proceso se recopilan para ser utilizados para calcular las emisiones de mercurio estimadas de las fuentes de emisiones de mercurio identificadas en el país (o región) en cuestión. Las emisiones se calculan mediante la ecuación, los procedimientos y tipo de datos de fuente descritos en el kit de herramientas. No obstante, dadas las incertidumbres y complejidades involucradas, se anticipa que es posible que varios inventarios tengan solamente información de emisiones cualitativas o usos cuantitativos para algunas fuentes. Esta información en algunos casos podrá ser suficiente para identificar e iniciar actividades de reducción de mercurio en cierto país o región.

11. El cuarto y último paso es la compilación del inventario de mercurio estandarizado utilizando los resultados generados en los pasos 1 al 3. Se brinda un formato de presentación estandarizado para asegurar que todas las fuentes conocidas sean consideradas (incluso aunque no puedan ser cuantificadas), que las lagunas de datos sean aparentes y que los inventarios sean comparables y transparentes.

12. El inventario de mercurio final mostrará que todas las fuentes potenciales fueron consideradas, incluso si la actividad no existe o es insignificante en ese país. Para cada fuente dentro de un país habrá un estimado de emisiones a todos los medios donde los datos sean suficientes y una indicación de magnitud probable si no hay datos completos disponibles. Las lagunas de datos importantes serán listadas. En conjunto, este proceso ayudará en la interpretación de resultados y la priorización de acciones futuras.

1 Antecedentes

Mercurio

13. El mercurio es altamente tóxico, especialmente para el sistema nervioso en desarrollo. Algunas poblaciones son especialmente susceptibles, más notoriamente fetos y niños pequeños. Aún así, el mercurio se sigue utilizando en muchos productos y procesos en todo el mundo; entre ellos, minería de oro en pequeña escala, manómetros y termómetros, interruptores eléctricos, lámparas fluorescentes, amalgamas dentales, producción de pilas y CVM (cloruro de vinilo monómero) y algunos productos farmacéuticos. Las emisiones de mercurio más significativas para el medio ambiente son hacia el aire, pero el mercurio también es emitido por las fuentes directamente al agua y a la tierra. Fuentes importantes de emisiones incluyen: generación de energía alimentada a carbón, incineración de desechos, cemento, producción de cloro-álcali, minería de oro y otros metales, cremación, vertederos y otras fuentes como operaciones secundarias de fundición y producción química inorgánica industrial.

14. Tras las emisiones, el mercurio persiste en el ambiente donde circula entre el aire, el agua, los suelos y biota en diversas formas. Una vez depositado, la forma puede cambiar (por microbios) a metil-mercurio, una forma particularmente peligrosa que se concentra en las cadenas alimentarias, especialmente en la cadena alimentaria acuática. La mayoría de las personas están expuestas al metil-mercurio primariamente a través de la dieta, especialmente pescado, y al mercurio elemental por amalgamas dentales y ocupaciones (como minería de pequeña escala). Otras fuentes de exposición incluyen cremas aclarantes de la piel, mercurio utilizado para rituales y en medicina tradicional, y derrames de mercurio en el hogar.

15. Para ver información más detallada sobre química, toxicología, exposiciones y evaluaciones de riesgo para humanos, impacto al medio ambiente, ciclos en el entorno mundial y prevención posible y tecnologías de control para controlar emisiones y limitar el uso y la exposición del mercurio, consulte el informe de la Evaluación mundial sobre el mercurio (PNUMA, 2000).

Contexto de este kit de herramientas

16. Este kit de herramientas se publicó por primera vez como borrador piloto en noviembre de 2005. Esta Versión 1.2 revisada (enero de 2013) es el resultado de pruebas piloto y recepción de comentarios desde la publicación anterior. Seguirá elaborándose y las versiones revisadas serán publicadas según corresponda. La versión más actualizada del kit de herramientas estará disponible en todo momento en el sitio web de mercurio de PNUMA Productos Químicos en <http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/tabid/434/Default.aspx>.

17. El kit de herramientas revisado incluye un nivel de inventario 1 revisado, una metodología simplificada y más estandarizada de inventario. El kit de herramientas total actualmente consiste en pautas para el nivel de inventario 1, junto con hojas de cálculo de MS Excel para las estimaciones de entrada y emisión de mercurio en el nivel de inventario 1 y nivel de inventario 2, una plantilla de informes de inventario para cada nivel, plantillas para la recopilación de datos para el nivel de inventario 1 y este informe de referencia que da una descripción más detallada de las categorías de fuentes de mercurio y orientación adicional sobre el desarrollo de inventarios, y describe la metodología del nivel de inventario 2.

18. La pauta del nivel de inventario 1 describe un procedimiento paso a paso simplificado. Asimismo describe las limitaciones de la metodología de este nivel de inventario y hace recomendaciones para el caso de situaciones en las que se desee refinar el inventario en el nivel de inventario 2. Por último, esta pauta da consejos para la elaboración del informe de su inventario en el nivel de inventario 1.

19. Esta revisión del kit de herramientas incluye revisiones de factores predeterminados en cierta cantidad de fuentes de emisiones de mercurio potencialmente importantes. Las revisiones realizadas aquí fueron coordinadas en la medida de lo posible con el trabajo de actualización de PNUMA del informe de la Evaluación mundial sobre el mercurio.

20. La versión piloto original de 2005 del kit de herramientas, y el nivel de inventario 2 de la versión revisada continúa con el enfoque y la metodología desarrollada y aplicada en la segunda edición (febrero de 2005) del documento “Kit de herramientas normalizado para la identificación y cuantificación de emisiones de dioxinas y furanos” publicado por PNUMA Productos Químicos. Se aplicaron fragmentos del kit de herramientas de dioxinas y furanos en este kit de herramientas de mercurio donde era pertinente. El kit de herramientas de dioxinas y furanos, cuyo enfoque y metodología pasó fue probado en plan piloto en varios países, ya ha sido sujeto a varias series de comentarios y revisiones por parte de expertos en desarrollo de inventarios.

Desarrollo posterior de este kit de herramientas

21. Como cualquier metodología, el kit de herramientas necesita pruebas directas, validaciones y actualizaciones. El kit de herramientas se considera un instrumental en evolución que será actualizado y revisado, según sea apropiado y posible, para dar cuenta de la información y experiencia emergentes. Además, como el kit de herramientas está predominantemente basado en experiencia e información disponible de países industrializados, para algunas fuentes de emisiones podría no reflejar completamente las condiciones de los países en desarrollo. Es por esto que los comentarios y datos de otras regiones del mundo es muy importante para contar con una mayor base de conocimiento para las distintas fuentes de emisiones de mercurio y mejorar la aplicabilidad del kit de herramientas.

22. PNUMA Productos Químicos invita a todos los usuarios del kit de herramientas a enviar sus comentarios sobre todos los aspectos de este producto. Los usuarios de la versión piloto del kit de herramientas pueden consultar a PNUMA Productos Químicos en caso de problemas de aplicación, interpretación e implementación, o cuando el sistema no parezca aplicarse a la situación hallada en el país.

23. Se alienta a los países a que utilicen el kit de herramientas para enviar sus inventarios a PNUMA Productos Químicos, que los dejará a disposición pública en el sitio web del programa de mercurio en <http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/tabid/434/Default.aspx>. Con el transcurso del tiempo se espera que pueda ofrecer, además de inventarios nacionales de varias regiones, un foro para el intercambio de información sobre la experiencia de los países con el desarrollo de inventarios, estudios de casos, publicaciones nuevas pertinentes, etc.

2 Introducción a los inventarios de mercurio y este kit de herramientas

2.1 Propósito de los inventarios de mercurio

24. Los inventarios de emisiones de sustancias peligrosas prioritarias constituyen una herramienta importante para la toma de decisiones en el proceso de mitigar el impacto ambiental de los contaminantes en cuestión. Una vez que un país decide que la contaminación por mercurio es un posible problema prioritario que necesita mayor evaluación, normalmente necesitará estimar los aportes relativos y absolutos a las emisiones de mercurio de las distintas fuentes presentes en el país. Esta información puede usarse para determinar qué tipos de fuentes de emisiones son significativas y cuáles deben enfrentarse a través de iniciativas de reducción.

25. Los inventarios de mercurio combinados con conocimiento adicional juegan un papel en la identificación de las medidas de reducción más rentables para la toma de decisiones. A menudo, dichos inventarios también son vitales en la comunicación con los interesados como la industria, el comercio y la población.

26. Por otra parte, los inventarios de referencia y actualizaciones subsiguientes se pueden usar para fijar metas y prioridades, y para monitorear el progreso.

2.2 Qué es este kit de herramientas

27. Este kit de herramientas apunta a ayudar países que desean desarrollar un inventario de mercurio para estimar emisiones de mercurio, y también para conducirlos en el proceso de cómo mejorar y refinar dichos inventarios. La meta del kit de herramientas es guiar a los realizadores del inventario dentro de un país a través de las distintas técnicas y etapas de desarrollar el inventario, brindando metodología, ejemplos ilustrativos y amplia información sobre las fuentes de emisiones de mercurio. Así, el kit de herramientas facilita y reduce la carga de trabajo en la creación de inventarios nacionales o regionales.

28. Este kit de herramientas está diseñado para producir una metodología simple junto con una base de datos para permitir la elaboración de inventarios de mercurio nacionales o regionales congruentes. Comprende un procedimiento recomendado por el PNUMA para la recopilación eficaz de inventarios de fuentes de emisiones de mercurio. Los conjuntos de datos comparables de fuentes de emisiones de mercurio contribuyen con la cooperación, el diálogo, la definición de metas y la asistencia a nivel internacional.

29. El nivel de inventario 2 del kit de herramientas fue diseñado para ser adaptable. Es una selección, no un registro exhaustivo, y fue diseñado para asegurar la identificación positiva de la mayor parte de fuentes significativas. Se le dio más relevancia a la velocidad y facilidad de uso para los usuarios de este kit de herramientas que a la meta inalcanzable de un 100 % de precisión.

30. Una hoja de cálculo de Excel aparte está disponible en línea con el fin de facilitar el cálculo de entradas y salidas de las diferentes categorías de fuente. Hay más información de la hoja de cálculo del nivel de inventario 2 en la sección 9.2. La hoja de cálculo está disponible en línea en el sitio web de PNUMA Productos Químicos

<http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/tabid/434/Default.aspx> o se puede obtener escribiendo a PNUMA a la dirección que figura en la cubierta interior de este documento.

31. El kit de herramientas ofrece vínculos a fuentes con más información sobre emisiones de mercurio, con enlaces generales a otras bases de datos internacionales y nacionales, y múltiples referencias a informes individuales y otros documentos que presentan datos y más detalles sobre los tipos de fuentes de emisiones de mercurio individuales.

32. El kit de herramientas destaca las vías del mercurio dentro de la sociedad y hacia el medio ambiente y otros medios receptores. El kit de herramientas apunta a proveer una metodología y factores de distribución de entrada y salida que puedan utilizarse para estimar las emisiones de mercurio a todos los medios (aire, agua, tierra, productos y desechos).
33. EL kit de herramientas fue diseñado para poder aplicarse a todos los países, pero su propósito es especialmente asistir a los países que aún no hayan desarrollado inventarios de mercurio extensos para que puedan comenzar o avanzar en sus inventarios preliminares. Cada país investigará los sectores de forma diferente según los recursos disponibles y la prioridad dada a cada sector.
34. El nivel de inventario 1 del kit de herramientas brinda un procedimiento que permite un enfoque en pasos para 1) identificar las principales categorías de fuentes presentes en el país o región; 2) a continuación identificar subcategorías de fuentes individuales (tipos de fuente) y finalmente -si se desea- 3) desarrollar estimaciones cuantitativas de emisiones de las fuentes identificadas, o una selección priorizada de fuentes. Además, podría resultar apropiado realizar trabajo adicional de fuentes en particular en algún momento futuro cuando haya más información o recursos disponibles. El uso de los factores de emisiones predeterminados junto con los datos medidos a nivel local ayudará a refinar y mejorar el kit de herramientas para su uso en otros países.
35. El apartado del kit de herramientas con pautas para el nivel de inventario 1 describe la metodología más simplificada y los procedimientos para el nivel de inventario 1.

2.3 Limitaciones de este kit de herramientas

36. El kit de herramientas fue diseñado para incluir todos los tipos de fuentes de emisiones de mercurio, pero es posible que existan fuentes no incluidas en el kit. Si un país identificara nuevas fuentes, estas deberían incluirse en el inventario nacional, y los países deberían enviar la información de su existencia, sus características y la posible importancia a PNUMA Productos Químicos para agregarse a la base de datos de mercurio.
37. Los datos que se presentan en este kit de herramientas fueron extraídos principalmente de fuentes de datos con fácil acceso. Pueden existir datos adicionales que complementen o, posiblemente, modifiquen la caracterización de los tipos individuales de fuentes de emisiones. Los datos de países en desarrollo podrían ser un gran aporte al entendimiento mundial de las emisiones de mercurio, porque las condiciones predominantes pueden ser muy diferentes de la situación en países desarrollados, donde se recabaron la mayoría de los datos presentados.
38. Aunque el uso de datos específicos de fuentes siempre es el enfoque preferible y conduce a las mejores estimaciones de emisiones, se hizo un intento al diseñar este kit de herramientas para desarrollar factores de distribución predeterminados que podrían ser de utilidad para aquellos usuarios que tengan dificultades para obtener datos específicos de fuentes. Se debe tener en cuenta que los factores predeterminados que se sugieren en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada, por lo que deben considerarse sujetos a revisiones a medida que crezca la base de datos. Por lo tanto, sería apropiado revisar y confirmar, en la medida de lo posible, los datos específicos de una fuente principal para las condiciones locales/nacionales antes de la toma de decisiones importantes respecto a la implementación de iniciativas de mitigación.
39. Como se describe en la sección 2.1 del informe de la Evaluación mundial sobre el mercurio de PNUMA, la forma (o especies) de emisiones de mercurio es un factor importante para el destino ambiental y transporte, toxicidad y verificabilidad. Apreciamos el valor de recabar e informar emisiones para las diferentes formas de mercurio (especialmente mercurio elemental y oxidado) y sabemos que algunos países (y otras organizaciones) han intentado hacerlo. A la fecha, hemos determinado que brindar pautas para el cálculo e informe de las emisiones de las distintas especies de mercurio está más allá del alcance de este documento preliminar. Por ende, este documento preliminar no presenta pautas para el cálculo e informe de las diferentes formas de emisiones de mercurio. No obstante, versiones futuras de este kit de herramientas podrían incluir dicha información.

3 Fuentes de emisiones antropogénicas de mercurio

40. Las emisiones de mercurio a la biosfera se pueden agrupar en cuatro categorías (PNUMA, 2002):

- Fuentes naturales - emisiones debidas a la movilización natural del mercurio presente naturalmente en la corteza terrestre, como actividad volcánica y erosión de rocas;
- Emisiones antropogénicas (asociadas con actividades humanas) actuales debidas a la movilización de impurezas de mercurio en materias primas como combustibles fósiles –particularmente carbón, y en menor medida gas y petróleo– y otros minerales extraídos, tratados y reciclados;
- Emisiones antropogénicas actuales del mercurio utilizado intencionalmente en productos y procesos, debido a las emisiones durante la fabricación, derrames, desechos o incineración de productos consumidos u otras emisiones;
- Removilización de emisiones antropogénicas de mercurio históricas previamente depositadas en suelos, sedimentos, masas de agua, vertederos y apilamientos de desechos.

41. La figura 3.1 muestra estas categorías de emisiones con los principales tipos de mecanismos de control posibles.

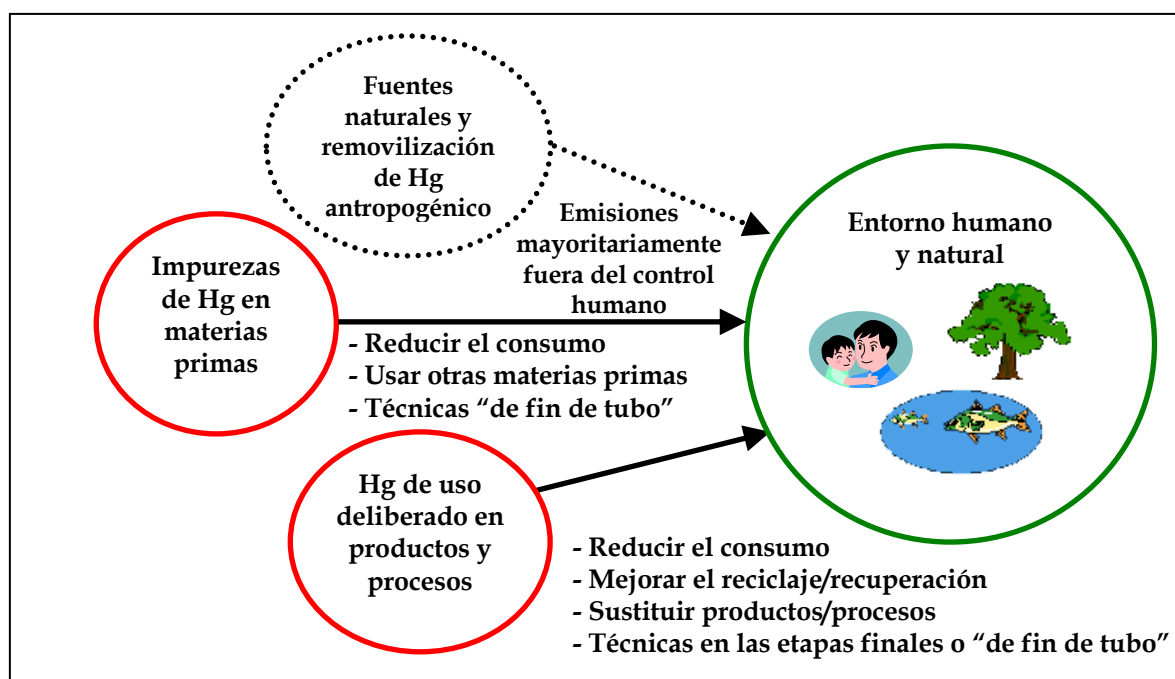


Figura 3-1 Principales fuentes de emisiones de mercurio (Hg) al medio ambiente y principales opciones de control

42. El objeto de este kit de herramientas es brindar pautas a los usuarios para la identificación y cuantificación de emisiones de mercurio generadas por actividades humanas que puedan ser potencialmente reducidas a través de varias acciones regulatorias u otros enfoques. Por lo tanto, el kit de herramientas se concentra en emisiones antropogénicas actuales por movilización de impurezas de mercurio, provenientes del uso deliberado de mercurio en productos y procesos, y de depósitos generados por actividades humanas como vertederos, sitios contaminados y apilamientos de residuos mineros. Estos modos generales de emisiones antropogénicas forman el eje central de la categorización de fuentes de emisiones en el kit de herramientas.

43. Las fuentes de mercurio naturales y la removilización de depósitos atmosféricos previos no se cubren en este kit, ya que las iniciativas de reducción de emisiones no son pertinentes para estas

fuentes. Estas fuentes, sin embargo, contribuyen al impacto adverso del mercurio sobre la salud humana y el medio ambiente, y en algunas áreas pueden obtener especial atención por estos motivos. Para leer más sobre fuentes naturales de mercurio y removilización, consultar el informe de la Evaluación mundial sobre el mercurio (PNUMA, 2002).

3.1 Vías de emisiones al medio ambiente

El mercurio persiste en el medio ambiente

44. Un hecho básico para la comprensión de las vías de mercurio en la sociedad y el medio ambiente es que el mercurio es un elemento y, aunque pueda cambiar a diferentes formas en su ciclo, no puede descomponerse ni degradarse en sustancias inofensivas. Esto significa que una vez que el mercurio entra en circulación en la sociedad/biosfera por medio de actividades humanas, no "desaparece" nuevamente en lapsos comparables a una generación humana y deberá ser controlado (almacenado o desechado) a largo plazo.

Emisiones a lo largo del "ciclo de vida" de un producto o proceso

45. Para ilustrar la naturaleza del flujo de mercurio en la sociedad y las emisiones de mercurio al medio ambiente, se puede recurrir al concepto de ciclo de vida. El concepto de ciclo de vida es un enfoque "de la cuna a la tumba" que reconoce que todas las etapas en la "vida" de un producto o proceso (extracción y procesamiento de materias primas, fabricación, transporte y distribución, usar/reutilizar, reciclar y eliminar desechos) pueden tener un impacto ambiental. El enfoque de ciclo de vida se puede utilizar durante la recopilación de datos y el desarrollo de un inventario, y para calificar la carga ambiental de productos, procesos y servicios.

46. En el diagrama siguiente se desglosa un inventario del ciclo de vida de un producto o proceso en entradas que contienen mercurio y salidas de mercurio en emisiones materiales y ambientales.

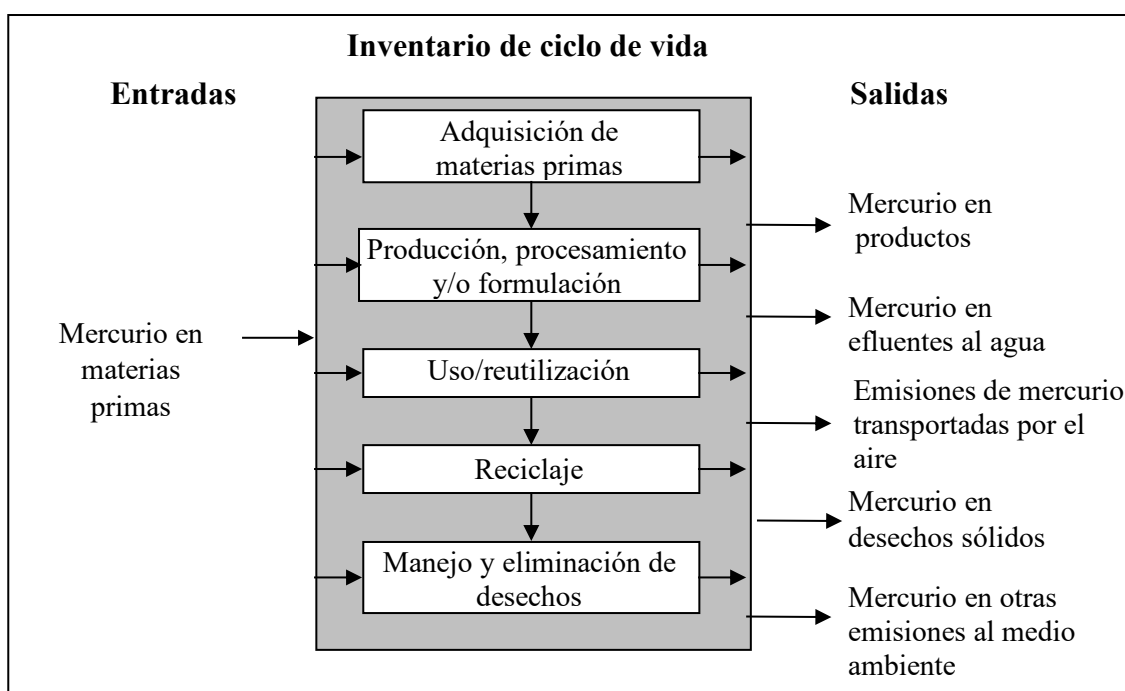


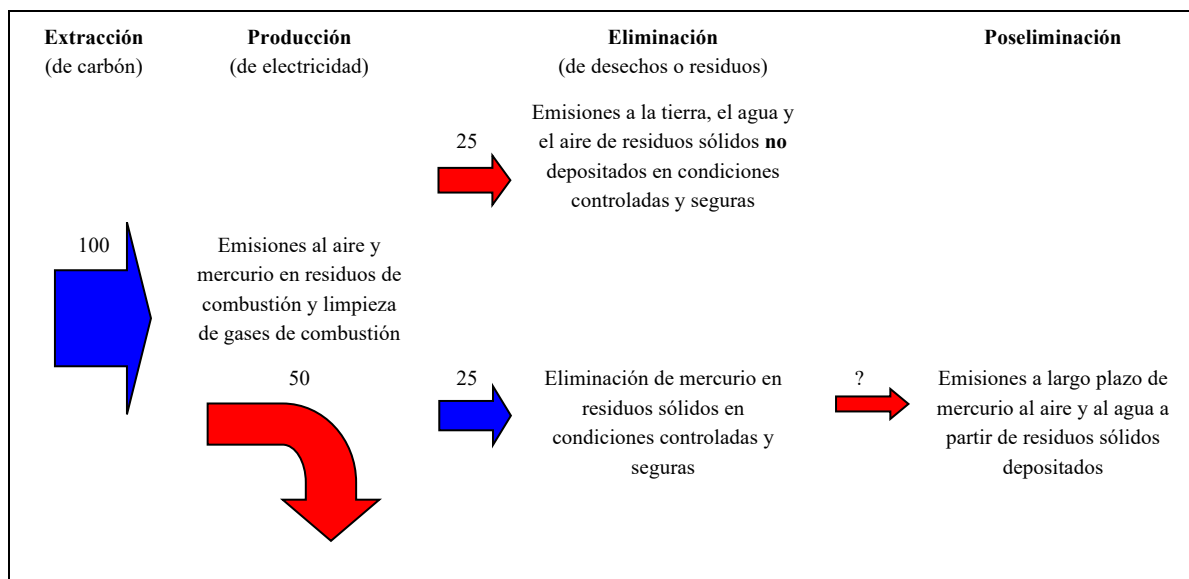
Figura 3-2 Ilustración de un inventario de ciclo de vida desglosado en entradas y salidas de emisiones materiales y ambientales

47. Las emisiones de mercurio pueden ocurrir en todas las etapas del ciclo de vida de un producto o proceso con mercurio añadido. Como el mercurio es un elemento y, por lo tanto, no se forma ni se degrada durante este ciclo de vida (aunque puede cambiar de forma) las entradas totales de mercurio equivaldrán a las salidas totales. Esto significa que las emisiones de mercurio de una actividad humana

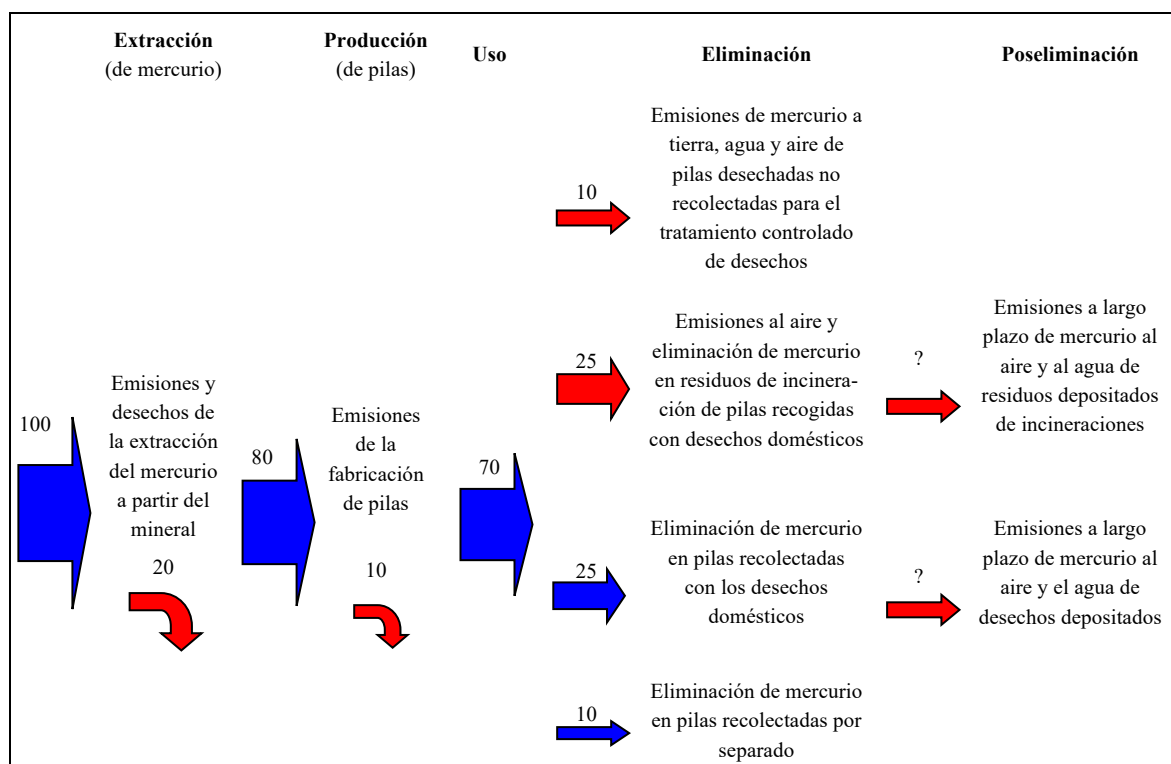
en particular puede verse como la distribución consecutiva de la entrada original de mercurio a varios medios o vías de emisión durante varias etapas del ciclo de vida del producto o proceso en cuestión.

48. Ejemplos del ciclo de vida del mercurio en un proceso y en un producto, y las emisiones de mercurio que ocurren a través de ese ciclo de vida, se ilustran en la Figura 3-3. En la figura se muestran solo las fases del ciclo de vida pertinentes para las emisiones de mercurio.

a) Ciclo de vida del mercurio en la producción de electricidad a partir de la combustión de carbón.



b) Ciclo de vida del mercurio en pilas de óxido de mercurio.



Notas: Los números indican el porcentaje relativo de la entrada original de mercurio (contenido en carbón y mineral, respectivamente) tras las diferentes vías de emisión, en un ejemplo ficticio pero realista. La flecha roja indica dónde ocurren las emisiones directas y la azul indica otros flujos.

Figura 3-3 Ilustración del ciclo de vida del mercurio en a) un proceso (producción de electricidad a partir de la combustión de carbón) y b) un producto (pila de óxido de mercurio) (hipotético, con fines ilustrativos)

49. Para mayor conveniencia, las emisiones de la extracción primaria de mercurio, así como las emisiones de tratamiento de desechos y aguas residuales generales (domésticos) se describen y evalúan aparte en este kit de herramientas, pero los vínculos importantes entre estas fases y las fases de producción y uso entre medio se indican en la descripción de las fuentes de emisiones de mercurio.

3.2 Ejemplos de emisiones de mercurio a distintas vías

Emisiones al medio ambiente

50. Figura 3-4 a continuación presenta ejemplos de emisiones antropogénicas de mercurio a los distintos medios del medio ambiente (aquí utilizamos el término "vías", pero también suelen llamarse compartimentos o rutas).

Ejemplos de emisiones antropogénicas de mercurio al medio ambiente

Destinos de las emisiones al medio ambiente y tipos de emisiones para cada medio receptor del medio ambiente:

- **Aire - la atmósfera:** Fuentes puntuales y difusas desde las que las emisiones se pueden expandir en forma local, regional y hemisféricamente/mundialmente con masas de aire.
 - Emisiones de fuentes puntuales importantes como centrales eléctricas a carbón, extracción de metales, incineración de desechos, instalaciones de cloro-álcali, reciclado/fundición secundarios de chatarra, producción de cemento, y fuentes difusas como viviendas (combustión de combustibles fósiles);
 - Emisiones de minería de oro artesanal;
 - Emisiones a partir de la cremación, principalmente por los empastes dentales que contienen mercurio;
 - Emisiones de pintura que contiene mercurio;
 - Emisiones difusas de desechos no recolectados (lámparas fluorescentes, pilas, termómetros, interruptores de mercurio, piezas dentales con empastes de amalgama, etc.);
 - Evaporación de emisiones previas al suelo y al agua;
 - Evaporación del mercurio desechado en vertederos.
- **Agua – entorno acuático:** Fuentes puntuales y difusas desde las que el mercurio se difunde a entornos marinos (océanos) y a cursos de agua dulce (ríos, lagos, etc.).
 - Emisiones directas de industrias y viviendas a los entornos acuáticos;
 - Emisiones de minería de oro artesanal;
 - Emisiones indirectas a través de los sistemas de tratamiento de aguas residuales;
 - Escorrentía de superficie y lixiviado procedente de suelos y vertederos contaminados con mercurio sin membrana de recolección de lixiviado ni sistema de limpieza de agua de lixiviado;
 - Mercurio previamente aplicado o depositado en la tierra arrastrado por el agua.
- **Tierra/suelo - entorno terrestre:** Superficies de suelos generales y agua subterránea.
 - Emisiones difusas de desechos no recolectados (pilas, termómetros, interruptores de mercurio, piezas dentales con empastes de amalgama, etc.);
 - Emisiones locales industriales: Almacenamiento de materiales y desechos *in situ*, cañerías rotas/en desuso y equipos y materiales de construcción contaminados con mercurio;
 - Dispersión de aguas residuales con contenido de mercurio en tierras cultivadas (utilizadas como fertilizante);

- Aplicación en tierra, semillas o plantas de semillero de pesticidas con compuestos de mercurio;
- Uso de residuos sólidos de incineración de desechos y combustión de carbón para fines de construcción (residuos/cenizas depositadas y volantes);
- Entierro de personas con empastes de amalgamas dentales.

Figura 3-4 *Ejemplos de emisiones antropogénicas de mercurio a los distintos medios del medio ambiente*

Flujos/emisiones de mercurio a otras vías

51. Además de las ya mencionadas vías de emisión (aire, agua, tierra), este kit de herramientas trabaja con las vías de salida "productos", "desechos generales" y "tratamiento de desechos específicos del sector". Esto se hace por motivos prácticos en el trabajo de inventario, aunque los medios receptores finales a largo plazo sean la tierra, el aire y el agua. Se presentan algunos ejemplos de flujo/emisión de mercurio a "productos", "desechos generales" y "tratamiento de desechos específicos del sector" en la Figura 3-5 a continuación.

Ejemplos de flujo/emisión de mercurio a las vías intermedias "productos", "desechos generales" y "tratamiento de desechos específicos del sector"

- **Productos (como vía de salida): Derivados con contenido de mercurio, que vuelven al mercado y no pueden relacionarse directamente con emisiones medioambientales;**
Derivados con contenido de mercurio, ya sea en concentraciones de trazas donde el mercurio es una impureza en materiales recuperados, o como mercurio derivado o compuestos primos de derivados de mercurio procedentes de la extracción primaria de metales (minería)
 - Paneles de yeso producidos con residuos sólidos procedentes de la limpieza de gas de combustión en centrales eléctricas a carbón (con concentraciones de trazas de mercurio);
 - Ácido sulfúrico producido por la desulfurización de gas de combustión (limpieza de gas de combustión) en plantas de metales no ferrosos con concentraciones de trazas de mercurio;
 - Cloro e hidróxido de sodio producidos con tecnología de cloro-álcali basada en mercurio (con concentraciones de trazas de mercurio).
 - Mercurio metálico o cloruro mercurioso como subproducto de la minería de metales no ferrosos (altas concentraciones de mercurio).
- **Desechos generales:** También denominados "desechos municipales" en algunos países. Desechos típicos de los hogares e instituciones -la mayor parte de desechos generales de la población- que reciben un tratamiento general, como incineración o depósito bajo circunstancias controladas.
 - Productos de consumo con contenido deliberado de mercurio, como pilas, termómetros, piezas dentales con empastes de amalgama de mercurio, dispositivos electrónicos con interruptores de mercurio, tubos fluorescentes, etc. que no son recolectados/tratados en sistemas aparte;
 - Desechos de gran volumen normales como papel, plástico, etc., con pequeñas concentraciones de trazas de mercurio.
- **Tratamiento de desechos específicos del sector:** Desechos de industrias y consumidores que se recolecta y trata en sistemas aparte, y en algunos casos se recicla.
 - Desechos industriales peligrosos con elevado contenido de mercurio, usualmente por un uso deliberado de mercurio, que se pueden ser almacenados en contenedores sellados en depósitos especialmente protegidos, o en algunos casos incinerados (por el contenido de otras sustancias que son combustibles);
 - Desechos peligrosos por operaciones secundarias de fundición/reciclado de chatarra;
 - Desechos de consumo peligrosos con contenido de mercurio, principalmente pilas, termómetros, interruptores de mercurio, piezas dentales con empastes de amalgama, etc. recogidos por separado;
 - Gran volumen de piedras/residuos procedentes de la extracción de metales o minerales;

- Residuos sólidos de incineración de desechos (residuos/cenizas depositadas y volantes).

Figura 3-5 Ejemplos de flujos/emisiones de mercurio a las vías intermedias "productos", "desechos generales" y "tratamiento de desechos específicos del sector" de emisiones antropogénicas de mercurio a los distintos medios del medio ambiente.

52. Como se ilustra en la Figura 3-3, la eliminación de desechos es una ruta importante de salida/emisión en el ciclo de vida de los productos y materiales que contienen mercurio. El tratamiento de desechos y aguas residuales son ejemplos de fuentes de emisiones de mercurio, para las que se debe evaluar el origen del mercurio para considerar de forma apropiada las posibilidades de reducción de emisiones rentable. Si bien estos sistemas se implementan para la reducción del impacto ambiental de varios contaminantes, generalmente no brindan la eliminación definitiva de todo el mercurio presente en los desechos. Esto se debe a las características especiales del mercurio en combinación con las tecnologías y procedimientos aplicados (como se describe en las secciones 5.8 a 5.10 sobre los diferentes sistemas de tratamiento de desechos). Para el mercurio, la reducción o eliminación antes de que se transforme en un desecho (en productos y procesos) se considera ampliamente como una opción de reducción de emisiones rentable.

53. Para ver más información sobre vías de salida, consulte la descripción del enfoque del inventario del kit de herramientas en la sección 4.4.4. Para ver ejemplos de la importancia relativa de emisiones de mercurio de diferentes fuentes de varios países, y también entre movilización de impurezas y uso deliberado de mercurio, consulte el capítulo 6 del informe Global Mercury Assessment (PNUMA, 2002).

3.3 Estimación general mundial de emisiones de mercurio al aire

54. El informe Global Mercury Assessment: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport (PNUMA, 2013) afirma que las emisiones atmosféricas mundiales totales de mercurio por actividades humanas en 2010 se estimaron en aproximadamente 1960 (1010 – 4070) toneladas por año. Con base en una base de datos menos exhaustiva, las emisiones antropogénicas al agua cuantificadas de fuentes puntuales se estiman en 185 (42,6 – 582) toneladas por año, y las emisiones de sitios contaminados al agua se estiman en 8,3 – 33,5 toneladas por año. No hay inventarios recientes disponibles para emisiones de mercurio a otros medios del medio ambiente, tierra y desechos.

55. En esta sección se ofrece un breve panorama de las emisiones mundiales extraído de (PNUMA, 2013) para asistir a quienes desarrollan inventarios nacionales para colocar sus resultados en una perspectiva general mundial. Las estimaciones de emisiones antropogénicas de mercurio a la atmósfera por sector se muestran en la Tabla 3-1.

56. Como se muestra, las emisiones de minería de oro artesanal y de pequeña escala son, en el inventario de 2010, la principal fuente de emisiones al aire, con 727 toneladas por año.

57. La quema de carbón sigue siendo una importante fuente de emisiones, responsable de cerca de 475 toneladas anuales de emisiones de mercurio al aire, en comparación con aproximadamente 10 toneladas de la combustión de otros combustibles fósiles. Según el inventario, más del 85 % de estas emisiones provienen de la quema de carbón en generación de energía y usos industriales.

58. Otras fuentes de mercurio al aire importantes son la producción (de gran escala) de metales no ferrosos (como oro, zinc, cobre y plomo), producción de cemento, manipulación de desechos de productos con mercurio añadido y sitios contaminados.

59. Geográficamente, cerca del 40 % de las emisiones antropogénicas de mercurio mundiales a la atmósfera son emitidas en el este y sudeste asiático. Otros importantes aportes provienen de África subsahariana (16 %) y Sudamérica (13 %); estos últimos principalmente debido a la minería de oro artesanal y de pequeña escala.

60. Respecto a las emisiones de fuentes puntuales al agua, los aportes más cuantificados provienen del sector de producción de metales no ferrosos y de la manipulación de productos con mercurio añadido. Las emisiones al agua de minería de oro artesanal y de pequeña escala no están cuantificadas individualmente, pero posiblemente consistan una fuente importante.

Tabla 3-1 *Resumen de emisiones antropogénicas mundiales a la atmósfera en 2010 por sector (PNUMA, 2013).*

Sector	Emisiones (rango), toneladas*	%**
<i>Subproducto o emisiones no intencionales</i>		
Quema de combustibles fósiles		
Quema de carbón (todos los usos)	474 (304 – 678)	24
Quema de petróleo y gas natural	9,9 (4,5 – 16,3)	1
Minería, fundición y producción de metales		
Producción primaria de metales ferrosos	45,5 (20,5 – 241)	2
Producción de metales no ferrosos (Al, Cu, Pb, Zn)	193 (82 – 660)	10
Producción de oro de gran escala	97,3 (9,7 – 247)	5
Producción minera de mercurio	11,7 (6,9 – 17,8)	< 1
Producción de cemento	173 (65,5 – 646)	9
Refinación de petróleo	16 (7,3 – 26,4)	1
Sitios contaminados	82,5 (70 – 95)	4
<i>Usos deliberados</i>		
Minería de oro artesanal y de pequeña escala	727 (410 – 1040)	37
Industria de cloro-álcali	28,4 (10,2 – 54,7)	1
Desechos de productos de consumo	95,6 (23,7 – 330)	5
Cremación (amalgamas dentales)	3,6 (0,9 – 11,9)	< 1
Total global	1960 (1010 – 4070)	100

*Valores redondeados a 3 cifras significativas.

**Redondeado al porcentaje más cercano

4 Pasos en la creación de un inventario de mercurio en el nivel de inventario 2

4.1 Introducción al concepto del nivel de inventario 2

61. Esta sección describe los procedimientos del nivel de inventario 2 del kit de herramientas. Si se está realizando el primer inventario utilizando este kit de herramientas, recomendamos desarrollarlo primero en el nivel de inventario 1 que es más simple y más estandarizado, a menos que se haya decidido realizar un inventario detallado desde el inicio. El apartado del kit de herramientas "Pautas para el nivel de inventario 1" describe los pasos iniciales recomendados para el desarrollo de un primer inventario con este kit, y también aconseja cuándo puede ser beneficioso refinar partes selectas del inventario en el nivel de inventario 2.

62. La metodología del kit de herramientas para el nivel de inventario 2 consiste de un procedimiento estandarizado de cuatro pasos para el desarrollo de inventarios de fuentes congruentes y comparables, como se expone en la Figura 4-1 a continuación.

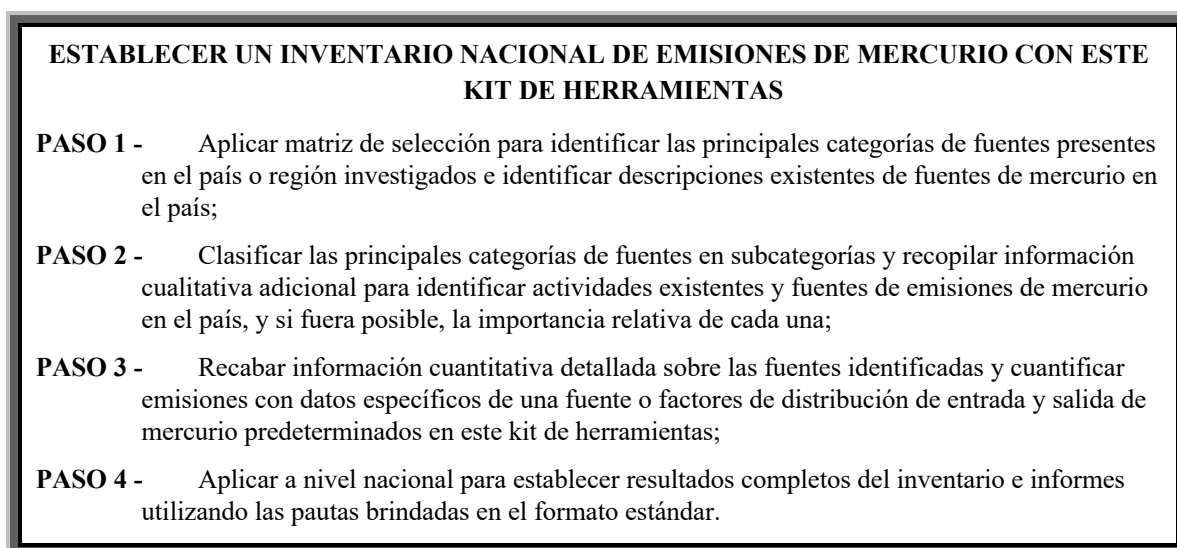


Figura 4-1 *Enfoque de cuatro pasos recomendado para establecer un inventario nacional de emisiones de mercurio con este kit de herramientas.*

63. En el primer paso, se utiliza una matriz gruesa de selección para identificar las principales categorías de fuentes de mercurio presentes en un país. Además, se debe identificar y recopilar todo inventario parcial de mercurio o descripción de fuentes de mercurio en el país (o región) existente. Si el nivel de inventario 1 ya fue completado, este paso en el nivel de inventario 2 no necesita repetirse.

64. En el segundo paso, estas principales categorías de fuentes son clasificadas en subcategorías para identificar las actividades individuales que pueden emitir mercurio. Si solo se desea una identificación cualitativa de tipos de fuente presentes en el país o región en cuestión, se puede omitir el paso tres (cuantificación), y los hallazgos cualitativos pueden ser reportados como una lista comentada de principales categorías y subcategorías de fuentes de mercurio identificadas en el país. No obstante, para una mejor base para la evaluación preliminar y priorización de acciones posteriores para abordar las emisiones de mercurio, se recomienda ampliamente incluir, como mínimo, información que indique la magnitud relativa de la subcategoría como fuente de emisiones de mercurio, como se describe en el paso 3 a continuación. Si el nivel de inventario 1 ya fue completado, el paso 2 en este nivel de inventario 2 no necesita hacerse.

65. En el tercer paso, se desarrolla un inventario cuantitativo. En este paso se puede considerar si se debe crear de cero un inventario cuantitativo completo o si, como paso inicial, se desea un inventario provisional para apoyar la priorización del trabajo posterior e iniciar la comunicación con

los participantes/revisores del inventario. Un inventario provisional puede presentar las subcategorías de fuentes identificadas junto con la indicación de su importancia relativa. Se puede formar una impresión preliminar de la importancia relativa -magnitud de las emisiones de mercurio- de las subcategorías de fuentes identificadas mediante la compilación y aplicación de datos de volumen de actividad (ver a continuación) y/u otra información relevante tal como la cantidad y tamaño aproximados de las instalaciones en una industria en particular, cifra aproximada de personas involucradas en una actividad en particular, tal como minería de oro o similar. Obtener algo de información sobre los principales usos deliberados de mercurio en el país sería particularmente útil como una entrada importante al inventario provisional. Se puede realizar un informe provisional con un esquema como se describe en la sección 4.5.3.

66. Para un inventario cuantitativo completo, los datos de volumen de actividades ("tasa de actividades") e información específica del proceso se recopilan para ser utilizados para calcular las emisiones de mercurio estimadas de las fuentes de emisiones de mercurio identificadas en el país (o región) en cuestión. Las emisiones se calculan mediante la ecuación, los procedimientos dados en la sección 4.4 y tipo de datos de fuente descritos en el capítulo 5.

67. El cuarto y último paso es la compilación del inventario de mercurio estandarizado utilizando los resultados generados en los pasos 1 al 3. Se brinda un formato de presentación estandarizado en la sección 4.5.2 para asegurar que todas las fuentes conocidas sean consideradas (incluso aunque no puedan ser cuantificadas), que las lagunas de datos sean identificadas y que los inventarios sean comparables y transparentes.

68. A continuación, para una mejor ilustración de los detalles de los procesos descritos, se presenta un diagrama de flujo en la Figura 4-2.

4.1.1 Enfoque de ciclo de vida

69. Como se ilustró en la Figura 3-2 previa, las emisiones de mercurio pueden ocurrir en todas las etapas del ciclo de vida de un producto o proceso con mercurio añadido. Como el mercurio es un elemento y, por lo tanto, no se forma ni se degrada durante este ciclo de vida (aunque puede cambiar de forma), las emisiones de mercurio de una actividad humana en particular puede verse como la distribución consecutiva de una entrada original de mercurio a varios medios o vías de emisión durante varias etapas del ciclo de vida del producto o proceso en cuestión. Por lo tanto, este kit de herramientas trabaja con los parámetros "**entrada de mercurio**" y "**distribución de salida**" para cada actividad de la cadena de ciclo de vida.

70. El enfoque de inventario en este kit de herramientas se organiza según los productos y procesos pertinentes. Para cada producto o servicio, se describen y evalúan las emisiones para las fases del ciclo de vida donde las emisiones de mercurio puedan ocurrir (incluso si las fases del ciclo de vida se pueden considerar fuentes de emisiones individuales en términos de espacio y tiempo). Este enfoque se sigue en la mayoría de los inventarios nacionales más avanzados existentes de flujos y emisiones de mercurio, a menudo en la forma de las llamadas evaluaciones de flujo de sustancia (o análisis).

71. Ejemplos del ciclo de vida del mercurio en un proceso y en un producto que contenga mercurio, y las emisiones de mercurio que ocurren a través de su ciclo de vida, se ilustran en la Figura 3-3 previa. En la figura se muestran solo las fases del ciclo de vida pertinentes a las emisiones de mercurio.

72. Como puede verse en los ejemplos de esta figura, no todas las fases del ciclo de vida tienen un potencial equivalente de emisiones de mercurio. La etapa del ciclo de vida en que ocurren las emisiones significativas depende mucho del carácter de los materiales, procesos y productos involucrados. Este kit de herramientas se centra en las emisiones principales que puedan tener lugar a lo largo del ciclo de vida (ver secciones 4.2 y 4.3) y describe en más detalle, en el capítulo 5, dónde

pueden ocurrir las emisiones de mercurio significativas durante el ciclo de vida de las distintas fuentes de mercurio, junto con datos disponibles de cuánto de la entrada de mercurio se emite en cada fase.

73. Para mayor conveniencia, las emisiones de la extracción primaria de mercurio, así como las emisiones de tratamiento de desechos y aguas residuales generales (domésticos) se describen y evalúan aparte en este kit de herramientas, pero los vínculos importantes entre estas fases y las fases de producción y uso entre medio se indican en la descripción de las fuentes de emisiones de mercurio.

Entradas de mercurio

74. El ciclo de vida de los productos o procesos con mercurio añadido a menudo no se describe totalmente en la bibliografía disponible, ya que los datos cuantitativos pueden ser escasos o deficientes para algunas fases del ciclo de vida. Por lo tanto, las entradas de mercurio a menudo son derivadas de los tipos de datos más fácilmente accesibles (como puede verse en las descripciones de fuentes de mercurio en el capítulo 5). Por ejemplo, para la producción de pilas las entradas de mercurio pueden ser derivadas de concentraciones de mercurio relativamente bien documentadas en las pilas producidas, en combinación con los datos en el tonelaje de las pilas producidas y no de las entradas reales de la fabricación de pilas.

75. Se presentan ejemplos de entradas de mercurio para cada tipo de fuente de emisión -con los datos que fueron obtenidos en el proceso de desarrollo de este kit de herramientas- en las secciones de descripción de fuentes del capítulo 5.

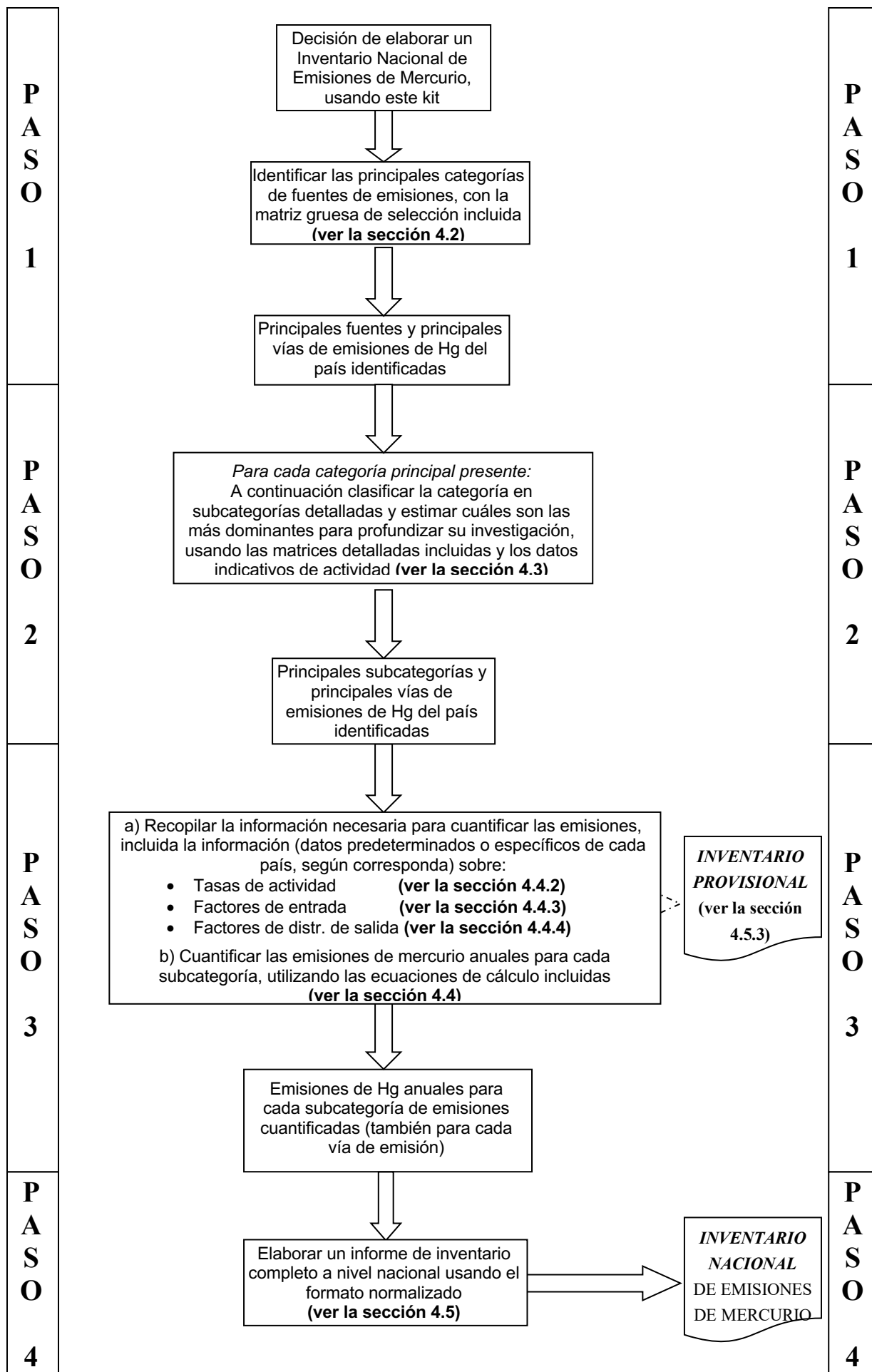


Figura 4-2 Diagrama de flujo que detalla el enfoque de cuatro pasos para establecer un inventario nacional de emisiones de mercurio con este kit de herramientas.

76. En las secciones de descripción de fuentes del capítulo 5 de este kit de herramientas se presentan factores de entrada predeterminados para algunas fuentes seleccionadas.

77. Se debe tener en cuenta que, en un mundo ideal, las estimaciones de emisiones de mercurio de las diversas fuentes de emisiones deberían basarse en datos reales, específicos del producto, instalación industrial o actividad en consideración. No obstante, en la realidad hallamos que este rara vez es el caso, y que a menudo generar dicha información consume tiempo y costos. Aunque el uso de datos específicos de fuentes siempre es el enfoque preferible y conduce a las mejores estimaciones de emisiones, se hizo un intento al diseñar este kit de herramientas para desarrollar factores de distribución predeterminados preliminares que podrían ser de utilidad para aquellos usuarios que tengan dificultades para obtener datos específicos de fuentes.

78. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base. Además, los factores predeterminados que se presentan son criterios expertos basados solamente en datos sintetizados y, de momento, ningún enfoque cuantitativo sistemático (es decir, la concentración de consumo ponderado y derivación de factores de distribución) ha estado involucrado en el desarrollo de los factores.

79. Debido a las incertidumbres en el uso de datos no específicos, convendría calcular e informar intervalos para las entradas y salidas de mercurio al utilizar los factores predeterminados. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

Factores de distribución de salida

80. Para cada tipo de fuente de emisión de mercurio, las salidas son presentadas -con los datos que fueron obtenidos- en las secciones de descripción de fuentes del capítulo 5 como el porcentaje relativo de las **entradas** que siguen cada vía de salida específica (o vía de emisión) designadas aquí como factores de distribución de salidas. Las vías de salida incluyen:

- Emisiones directas a la atmósfera (aire);
- Emisiones directas a entornos acuáticos (agua);
- Emisiones directas a la tierra (entornos terrestres, aguas subterráneas incluidas);
- Flujos de mercurio como impureza en productos comercializados (por ej., paneles de yeso producidos con residuos sólidos procedentes de la limpieza de gas de combustión en centrales eléctricas a carbón);
- Flujos de mercurio al sistema público de tratamiento de aguas residuales;
- Flujos de mercurio al sistema general de tratamiento de desechos;
- Flujos de mercurio a sistemas de tratamiento o eliminación de desechos específicos del sector.

Los principios aplicados en esta "vía de salida" varían entre los sectores; por ejemplo, puede implicar una recolección especial por separado y reciclado, depósito seguro especial para desechos con alta concentración de mercurio, o el uso de residuos de baja concentración en construcción de carreteras u otras actividades similares. Para distinguir dichas actividades de eliminación de las "emisiones directas a la tierra" sin control, estas deberían caracterizarse por un elemento de evaluación mediante análisis de riesgo o aceptación informada de las autoridades. El conocimiento del tratamiento o eliminación que ocurre en realidad siempre debería tenerse en cuenta en los informes del inventario desarrollado.

81. Se debe tener en cuenta que el depósito o incineración de desechos sin control, informal o ilegal en plantas de fabricación u otros lugares, sin retención de mercurio evaluada, se considera en este kit de herramientas como emisiones directas a la tierra, atmósfera y agua, según sea pertinente. Nótese también que en las secciones de descripción de fuentes (Capítulo 5) no se hace distinción entre emisiones directas al agua y emisiones al sistema de aguas residuales. Esto se debe a que la distribución entre estas dos vías es tan variable entre países y condiciones locales que se dificulta indicar una idea general al respecto en una perspectiva mundial.

82. Los productos y materiales comercializables con contenido deliberado de mercurio no se consideran una vía de emisión en el contexto del kit de herramientas. Las cantidades comercializadas de mercurio en dichos productos y materiales, no obstante, se tratan ampliamente en las secciones de descripción de fuentes (Capítulo 5) y también se deben cuantificar en el inventario para estimar las emisiones de mercurio al medio ambiente. Ejemplos de dichos productos y materiales son termómetros y pilas con mercurio, y mercurio metálico.

83. En las secciones de descripción de fuentes del capítulo 5 de este kit de herramientas se presentan factores de distribución de salida predeterminados para algunas fuentes seleccionadas. Consulte la sección anterior sobre entradas de mercurio para ver algunos comentarios en el uso de estos factores predeterminados.

4.2 Paso 1: Matriz de selección; identificación de las principales categorías de fuentes presentes

84. El primer paso en el desarrollo de un inventario estandarizado de fuentes de mercurio es la identificación de las principales categorías de fuentes presentes en el país (o región) que se investiga, y las principales rutas de emisiones para cada categoría. Si el nivel de inventario 1 ya fue completado, este paso en el nivel de inventario 2 no necesita repetirse. La matriz gruesa de selección que se presenta en la Tabla 4-1 a continuación facilita la evaluación preliminar de actividades (industrias, usos del producto, actividades domésticas, etc.) que potencialmente emiten mercurio a una o más de las vías de salida que fueron definidas anteriormente. Para cada categoría de fuente principal, se debe confirmar la presencia o ausencia de la actividad en el país o región.

85. Como elemento adicional en este trabajo inicial -y para uso posterior- se debe identificar todo inventario parcial o descripción de fuentes de mercurio en el país existente.

Tabla 4-1 *Matriz de selección – Principales categorías de fuentes y vías de emisión*

Capítulo	Categoría de fuente principal:	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos / residuos
5.1	Extracción y uso de combustibles/fuentes de energía	X	X	x	x	X
5.2	Producción primaria (virgen) de metales	X	X	X	X	X
5.3	Producción de otros minerales y materiales con impurezas de mercurio	X	x	x	x	x
5.4	Uso deliberado de mercurio en procesos industriales	X	X	X	X	X
5.5	Productos de consumo con uso deliberado de mercurio	X	X	X	X	X
5.6	Otros usos deliberados en productos/procesos	X	X	X	X	X
5.7	Producción de metales reciclados (producción de metal "secundaria")	X	X	X	X	X
5.8	Incineración de residuos	X	X	X	x	X

Capítulo	Categoría de fuente principal:	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos / residuos
5.9	Depósito/vertido de desechos y tratamiento de aguas residuales	X	X	X		X
5.10	Crematorios y cementerios	X		X		x
5.11	Identificación de posibles puntos calientes	Probablemente solo registro, a ser seguido por evaluación específica del sitio				

Notas: X - Vía de emisión que se prevé sea predominante para la categoría de fuente principal individual;
x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

86. Estas principales categorías de fuentes de mercurio son lo suficientemente amplias como para abarcar la gran variedad de industrias, procesos y/o actividades conocidas por posiblemente causar emisiones de mercurio. Cada categoría de fuente principal fue estructurada para tener características comunes y complejidad manejable. En la matriz de selección, la "X" grande denota la vía de emisión que se espera sea predominante para la categoría de fuente principal individual, y la "x" pequeña muestra vías de emisiones adicionales que deberían considerarse. Si bien algunas de las principales categorías de fuentes generalmente pueden contribuir más que otras a un inventario nacional de emisiones de mercurio, esta distinción no se hizo deliberadamente, ya que se espera que estas relaciones difieran considerablemente según las condiciones nacionales o regionales.

87. Se debe tener en cuenta que, para simplificar, las emisiones al agua y a sistemas de tratamiento de aguas residuales se tratan como una sola en la tabla. Lo mismo ocurre con los desechos generales y el tratamiento de desechos específicos del sector.

88. La matriz gruesa de selección ofrece pautas en las áreas donde se requerirá información y puede influenciar la composición de un equipo para recabar información inicial sobre posibles fuentes de mercurio presentes en un país. La matriz de selección será el punto de partida para una estrategia en la búsqueda de asesoramiento y pericia que se necesitará durante la recopilación de información más detallada y el trabajo de evaluación de datos.

89. Las personas de referencia con amplio conocimiento de los sectores donde las emisiones de mercurio puedan ocurrir en el país (o región), pueden ser muy valiosas en la creación de un inventario de mercurio. Se debe poner énfasis en la identificación de dichas personas. Tales personas pueden ser los propios expertos de la industria, pueden ser de instituciones de investigación, autoridades ambientales locales o nacionales, consultores pertinentes, entre otras. Dichas personas pueden tener conocimiento significativo que no haya sido informado ni publicado.

4.3 Paso 2: Identificación de subcategorías de fuentes presentes

90. En el segundo paso, se identifican los procesos o subcategorías dentro de cada categoría de fuente principal que estén presentes en el país o región que se investiga. Si el nivel de inventario 1 ya fue completado, este paso en el nivel de inventario 2 no necesita repetirse. Cada una de las diez principales categorías de fuentes se divide en una serie de subcategorías que se describen en las siguientes subsecciones. La lista de subcategorías constituye la matriz sintetizada del inventario de mercurio, que debe compilarse como se describe más adelante en la sección 4.5.

91. Para cada subcategoría listada, una investigación debe establecer la presencia o ausencia de la actividad en el país o región. Los datos de fácil acceso son muy valiosos en esta etapa. La información estadística centralizada puede ser apropiada. Cualquier subcategoría de la que se sepa de manera fidedigna que no está presente, se puede eliminar de la investigación posterior. No obstante, el hecho de que el proceso está ausente se debe registrar en el inventario.

92. En las subsecciones a continuación, la principal categoría de fuente se desglosa en un número de subcategorías y se brindan detalles pertinentes a cada subcategoría. Se incluye además una tabla

que indica las principales vías de emisiones para cada subcategoría. Las columnas 2-6 de la tabla identifican las vías por las que posiblemente se emitan cantidades significativas de mercurio. La "X" grande denota la vía de emisión que se espera sea predominante y la "x" pequeña muestra vías de emisiones adicionales que deberían considerarse, según fuente y situación nacional específicas. La columna derecha indica si se considera más relevante un enfoque de fuente puntual (FP) o un enfoque genérico (G). Para ver más explicaciones sobre los enfoques de fuente puntual y genérico, consulte la sección 4.4.1.

93. Para simplificar, las emisiones al agua y a sistemas de tratamiento de aguas residuales se tratan como una sola en la tabla, como se hizo para las principales categorías de fuentes en la Tabla 4-1. Lo mismo ocurre con los desechos generales y el tratamiento de desechos específicos del sector.

4.3.1 Extracción y uso de combustibles/fuentes de energía

94. Esta categoría cubre las siguientes subcategorías principales:

- **Combustión de carbón en grandes centrales eléctricas**, con capacidad térmica de las calderas superior a 300 MW;
- **Otras combustiones de carbón**, como instalaciones de combustión pequeñas, calefacción doméstica y otros usos del carbón;
- **Extracción, refinación y uso de aceite mineral**, (esto es, todas las emisiones de mercurio en el ciclo de vida del aceite mineral) como calefacción, producción de energía, uso en transporte, síntesis de químicos y polímeros, producción de negro de humo, etc.;
- **Extracción, refinación y uso de gas natural**, (esto es, todas las emisiones de mercurio en el ciclo de vida del gas natural) como calefacción, producción de energía, uso en transporte, síntesis de químicos y polímeros, producción de negro de humo, etc.;
- **Extracción y uso de otros combustibles fósiles**, como esquisto bituminoso, turba, etc.;
- **Energía y producción de calor de biomasa**, utilizando madera, paja, etc.;
- **Producción de energía geotérmica**.

95. Las principales vías de emisiones de mercurio y el enfoque de inventario recomendado para cada subcategoría se indican en la siguiente tabla.

Tabla 4-2 *Extracción y uso de combustibles/fuentes energéticas: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado*

Categoría principal: extracción y uso de combustibles/fuentes de energía							
Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.1.1	Combustión de carbón en grandes centrales eléctricas	X	x	x	x	X	FP
5.1.2	Otras combustiones de carbón	X		x	x	x	DC
5.1.3	Extracción, refinación y uso de aceite mineral	X	X	x	x	x	DC/FP
5.1.4	Extracción, refinación y uso de gas natural	X	X	X	x	X	DC/FP
5.1.5	Extracción y uso de otros combustibles fósiles	X	x	x		x	DC
5.1.6	Energía y producción de calor de biomasa	X	x	x		x	DC

Categoría principal: extracción y uso de combustibles/fuentes de energía							
Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.1.7	Producción de energía geotérmica	X					FP

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;
 X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x - Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

4.3.2 Producción primaria (virgen) de metales

96. Esta categoría cubre las siguientes subcategorías principales:

- **Extracción y procesamiento primarios de mercurio**, es decir, minería primaria especializada de mercurio;
- **Extracción de oro y plata con el proceso de amalgamación de mercurio**, es decir, el mercurio es usado intencionalmente para extraer oro y plata, en oposición a otros procesos de extracción de oro y plata;
- **Extracción y procesamiento inicial de zinc**, es decir, extracción primaria de zinc y procesamiento donde hay impurezas de mercurio en los minerales;
- **Extracción y procesamiento inicial de cobre**, es decir, extracción primaria de cobre y procesamiento donde hay impurezas de mercurio en los minerales;
- **Extracción y procesamiento inicial de plomo**, es decir, extracción primaria de plomo y procesamiento donde hay impurezas de mercurio en los minerales;
- **Extracción y procesamiento inicial de oro por procesos distintos a la amalgamación de mercurio**, donde el mercurio está presente como impureza natural en el mineral de oro;
- **Extracción y procesamiento inicial de aluminio**, es decir, extracción primaria de aluminio y procesamiento donde hay impurezas de mercurio en los minerales u otras materias primas;
- **Extracción y procesamiento de otros metales no ferrosos**, es decir, extracción primaria y procesamiento de otros metales no ferrosos, como níquel y otros;
- **Producción primaria de metal ferroso**, como producción de hierro, acero, ferromanganeso, etc.

97. Las principales vías de emisiones de mercurio y el enfoque de inventario recomendado para cada subcategoría se indican en la siguiente tabla.

Tabla 4-3 *Producción de metal primario (virgen): subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado*

Categoría principal: producción primaria (virgen) de metales							
Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.2.1	Extracción primaria y procesamiento de mercurio	X	X	X	X	X	FP

Categoría principal: producción primaria (virgen) de metales							
Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.2.2	Extracción de oro (y plata) con procesos de amalgamación de mercurio	X	X	X			DC
5.2.3	Extracción y procesamiento inicial de zinc	X	X	X	X	X	FP
5.2.4	Extracción y procesamiento inicial de cobre	X	X	X	X	X	FP
5.2.5	Extracción y procesamiento inicial de plomo	X	X	X	X	X	FP
5.2.6	Extracción y procesamiento inicial de oro por procesos distintos a la amalgamación de mercurio	X	X	X	X	X	FP
5.2.7	Extracción y procesamiento inicial de aluminio	X		x		x	FP
5.2.8	Extracción y procesamiento de otros metales no ferrosos	X	X	X		X	FP
5.2.9	Producción primaria de metales ferrosos	X				x	FP

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;
 X - Vías de emisión que se prevé sean predominantes en la subcategoría;
 x - Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

4.3.3 Producción de otros minerales y materiales con impurezas de mercurio

98. Esta categoría cubre las siguientes subcategorías principales:

- **Producción de cemento;** se incluye mercurio en cal, desechos como combustibles y otras materias primas;
- **Producción de pulpa y de papel;** se incluyen impurezas de mercurio en la madera, otros combustibles y soda cáustica, y en algunos casos productos antimoho con base de mercurio;
- **Producción y procesamiento de otras materias primas;** se incluye la producción y el uso de cal, conglomerados de poco peso, fertilizantes minerales y otros.

99. Las principales vías de emisiones de mercurio y el enfoque de inventario recomendado para cada subcategoría se indican en la siguiente tabla.

Tabla 4-4 *Producción de otros minerales y materiales con impurezas de mercurio: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado*

Categoría principal: producción de otros minerales y materiales con impurezas de mercurio							
Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.3.1	Producción de cemento	X		x	x	x	FP
5.3.2	Producción de pulpa y papel	X	x	x		x	FP

Categoría principal: producción de otros minerales y materiales con impurezas de mercurio							
Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.3.3	Producción de cal y hornos para conglomerados livianos	X			x		FP
5.3.4	Otros minerales y materiales						FP

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;
 X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x - Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

4.3.4 Uso deliberado de mercurio en procesos industriales

100. Esta categoría cubre las siguientes subcategorías principales:

- **Producción de cloro-álcali con tecnología de mercurio;**
- **Producción de CVM (cloruro de vinilo monómero) con catalizador de dicloruro de mercurio (HgCl₂);**
- **Producción de acetaldehído con catalizador de sulfato de mercurio (HgSO₄);**
- **Otra producción de productos químicos y polímeros con compuestos de mercurio como catalizadores.**

101. Las principales vías de emisiones de mercurio y el enfoque de inventario recomendado para cada subcategoría se indican en la siguiente tabla.

Tabla 4-5 *Uso deliberado de mercurio como material auxiliar en procesos industriales: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado*

Categoría principal: uso deliberado de mercurio como material auxiliar en procesos industriales							
Capítulo	Subcategorías	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.4.1	Producción de cloro-álcali con tecnología de mercurio	X	X	X	X	X	FP
5.4.2	Producción de CVM (cloruro de vinilo monómero) con catalizador de dicloruro de mercurio (HgCl ₂)	x	x			X	FP
5.4.3	Producción de acetaldehído con catalizador de sulfato de mercurio (HgSO ₄)	?	?	?	?	?	FP
5.4.4	Otra producción de productos químicos y polímeros con compuestos de mercurio como catalizadores	?	?	?	?	?	FP

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;
 X - Vía de emisión que se espera sea predominante para la subcategoría;
 x - Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

4.3.5 Productos de consumo con uso deliberado de mercurio

102. Esta categoría cubre las subcategorías principales a continuación. La categoría incluye productos que pueden ser usados por grupos más amplios (y pueden estar sujetos a procedimientos públicos de manejo de desechos). También incluye emisiones de producción, uso y eliminación.

- **Termómetros con mercurio;** se incluyen termómetros médicos, otros termómetros de vidrio (utilizados en laboratorios, con fines educativos, etc.) y otros termómetros de mercurio (industriales, motores marinos diesel, etc.);
- **Interruptores eléctricos y electrónicos, contactos y relés con mercurio,** entre ellos:
 - Interruptores de nivel en bombas de desagüe y de agua, puertas de maletero de autos (iluminación), sensores ABS de autos, sistemas de control de conducción, alarmas de caídas para ancianos, luces en calzado infantil, etc.,
 - Interruptores de nivel de varios polos en máquinas excavadoras,
 - contactos recubiertos de mercurio (en productos electrónicos),
 - Relés de transmisión de datos o "relés de contacto sellado",
 - Llaves térmicas, etc.;
- **Fuentes de luz con mercurio,** entre ellas:
 - Lámparas fluorescentes lineales,
 - Bombillas compactas (lámparas fluorescentes pequeñas de bajo consumo),
 - Publicidad callejera con tubos fluorescentes,
 - Otras lámparas con contenido de mercurio (lámparas de Hg y Na para iluminación callejera, lámparas UV para bronceado, fuente de luz en pantallas planas LCD para televisión y computadoras, lámparas de espectrometría de absorción, faros de algunas marcas de autos, etc.);
- **Pilas con mercurio,** entre ellas:
 - Pilas de óxido de mercurio (cilíndricas y de botón),
 - Celdas cilíndricas alcalinas (que contienen mercurio). (Nota: en los últimos años el contenido de mercurio en celdas cilíndricas alcalinas ha sido reducido/eliminado en varias marcas de pilas.),
 - Celdas de botón de la mayoría de los tipos (que contienen mercurio);
- **Biocidas y pesticidas,** entre ellos recubrimiento de semillas, plantas de semillero de caña de azúcar y otros pesticidas;
- Pinturas, entre ellas algunas pinturas de látex y posiblemente otras que contienen compuestos de mercurio como biocidas para prolongar su vida útil;
- Productos farmacéuticos para uso humano y veterinario, como vacunas, gotas oculares, algunos medicamentos herbales, desinfectantes, etc.;
- **Cosméticos y productos relacionados,** entre ellos cremas y jabones aclarantes de la piel, preservación en cosméticos para ojos, etc.

103. Las principales vías de emisiones de mercurio y el enfoque de inventario recomendado para cada subcategoría se indican en la siguiente tabla.

Tabla 4-6 *Productos de consumo con uso deliberado de mercurio: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado*

Categoría principal: productos de consumo con uso deliberado de mercurio							
Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.5.1	Termómetros con mercurio	X	X	X	X	X	DC

Categoría principal: productos de consumo con uso deliberado de mercurio							
Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.5.2	Interruptores eléctricos y electrónicos, contactos y relés con mercurio	X	x	X	X	X	DC
5.5.3	Fuentes de luz con mercurio	X	x	X	X	X	DC
5.5.4	Pilas que contienen mercurio	X	x	X	X	X	DC
5.5.6	Biocidas y pesticidas	X	X	X	X	X	DC
5.5.7	Pinturas	X	x	x	X	x	DC
5.5.8	Productos farmacéuticos para uso humano y veterinario	X	x	x	x	X	DC
5.5.8	Cosméticos y productos relacionados		X		X	x	DC

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;
 X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x - Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

4.3.6 Otros usos deliberados en productos/procesos

104. Esta categoría cubre las subcategorías principales a continuación. Incluye emisiones de producción, uso y eliminación.

- **Empastes de amalgamas dentales;**
- **Manómetros e indicadores de presión sanguínea**, entre ellos:
 - Indicadores de presión sanguínea,
 - Otros manómetros / controles de presión para usos industriales, con fines educativos, válvulas de presión de calefacción (tales controles de presión pueden contener cientos de kilos de mercurio por válvula de control), etc.;
- **Productos químicos y equipos de laboratorio**, entre ellos:
 - Aparatos especiales de laboratorio (contadores Coulter, etc.),
 - Reactivos químicos para análisis de DQO, Kjeldahl (análisis de nitrógeno),
 - Electrodo para mediciones fisicoquímicas, como electrodos de cloruro mercurioso y otros;
- **Usos étnicos/culturales/rituales**, entre ellos uso de mercurio metálico en rituales y prácticas religiosos/étnicos/culturales y medicina folclórica;
- **Otros usos de mercurio metálico**, entre ellos:
 - Usos educativos,
 - Giroscopios con mercurio;
 - Bombas de vacío con mercurio
 - Luces de navegación marítima en faros (en algunos tipos la unidad de la lente/lámpara flota sobre mercurio),
 - Mercurio en grandes rodamientos de piezas mecánicas giratorias en, por ejemplo, plantas más antiguas de tratamiento de aguas residuales;
- **Productos varios**, entre ellos:
 - Semiconductores de detección de infrarrojos,
 - Curtido,
 - Pigmentos,
 - Productos para dorar y grabar el acero,
 - Ciertos tipos de papel de fotografía a color,
 - Amortiguadores del retroceso en rifles

- Explosivos (fulminado de mercurio),
- Fuegos artificiales,
- Juguetes de escritorio;

105. Las últimas dos subcategorías, otros metales de mercurio y productos varios, cubren un amplio rango de usos que han sido informados y son 1) ya sea conocidos como de poco uso en general (bajo consumo) o 2) usos con muy pocos datos disponibles. Estos usos, no obstante, no pueden descartarse como posibles fuentes de emisiones importantes a nivel local o nacional.

106. Las principales vías de emisiones de mercurio y el enfoque de inventario recomendado para cada subcategoría se indican en la siguiente tabla.

Tabla 4-7 *Otros usos deliberados en productos/procesos: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado*

Categoría principal: otros usos deliberados en productos/procesos							
Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.6.1	Empastes de amalgamas dentales	x	X		X	X	DC
5.6.2	Manómetros y medidores	x	X	x	X	X	DC
5.6.3	Productos químicos y equipos de laboratorio	x	X		X	X	DC
5.6.4	Uso de mercurio metálico en rituales religiosos y medicina folclórica	X	X	X	X	X	DC
5.6.5	Usos de productos varios, usos de mercurio metálico y otras fuentes	X	X	X	X	X	DC

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;
 X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x - Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

4.3.7 Producción de metales reciclados (producción de metal "secundaria")

107. Esta categoría cubre las siguientes subcategorías principales:

- **Producción de mercurio reciclado (producción de metal "secundario");** se incluye la recolección y el procesamiento involucrados en el reciclado de mercurio;
- **Producción de metales ferrosos reciclados (hierro y acero);** se incluye la recolección y el procesamiento involucrados en el reciclado de hierro y acero (como manejo de depósitos de chatarra, autofundición de chatarra, trituradoras, hornos de refundición).
- **Producción de otros metales reciclados.**

108. Las principales vías de emisiones de mercurio y el enfoque de inventario recomendado para cada subcategoría se indican en la siguiente tabla.

Tabla 4-8 *Producción de metales reciclados: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado*

Categoría principal: producción de metales reciclados							
Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.7.1	Producción de mercurio reciclado ("producción secundaria")	X	X	X	X	X	FP

Categoría principal: producción de metales reciclados							
Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.7.2	Producción de metales ferrosos reciclados (hierro y acero)	X	x	x		x	FP
5.7.3	Producción de otros metales reciclados	X	x	x		x	FP

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;
 X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x - Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

4.3.8 Incineración de desechos

109. Esta categoría cubre las siguientes subcategorías principales:

- **Incineración de desechos municipales o generales** - principalmente desechos domésticos (de casas e instituciones) que pueden contener mercurio tanto de usos deliberados de todo tipo como de impurezas en varios materiales de gran volumen;
- **Incineración de desechos peligrosos** - normalmente desechos combustibles recolectados por separado, que pueden contener mercurio tanto de usos deliberados de todo tipo (por ej. pesticidas, pintura, productos farmacéuticos, compuestos de mercurio orgánico) como de impurezas de mercurio en general;
- **Incineración de desechos médicos** - normalmente desechos que representan riesgos higiénicos de hospitales, etc., que pueden contener mercurio de usos deliberados en el sector médico (termómetros, pilas, productos farmacéuticos, material dental con empastes, etc.), así como impurezas de mercurio en general. Los desechos médicos a veces son quemados en incineradoras aparte, a veces en las incineradoras de residuos municipales seleccionados equipadas para esto;
- **Incineración de lodos residuales** - gran parte del mercurio en aguas residuales (procedentes de todo tipo de usos de mercurio, pero a menudo dominado por los desechos de amalgamas dentales) termina en los lodos residuales. Si no se utilizan en tierras de cultivo como fertilizante, los lodos residuales a veces pueden ser incinerados en incineradoras aparte, a veces en las incineradoras de residuos municipales;
- **Incineración informal de desechos** - quema de desechos informal privada o local en fuego abierto, barriles, hornos domésticos de calefacción, etc.

110. Se debe tener en mente que la entrada de mercurio original de incineración de desechos es el mercurio presente en productos con uso deliberado de mercurio y desechos de producción que contienen mercurio, así como otros productos con impurezas de mercurio (prácticamente "todos los materiales" contienen trazas de mercurio). Los aportes de mercurio a los desechos de uso deliberado en productos y procesos, así como algunos otros tipos de desechos, se procuran estimar bajo el producto respectivo y las subcategorías de uso de este kit de herramientas. El paso de eliminación de desechos, no obstante, representa para muchos de esos productos y materiales una posible actividad importante de emisiones de mercurio en su ciclo de vida.

111. Las principales vías de emisiones de mercurio y el enfoque de inventario recomendado para cada subcategoría se indican en la siguiente tabla.

Tabla 4-9 *Incineración de desechos: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado*

Categoría principal: incineración de residuos							
Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos /residuos	Enfoque del inventario principal
5.8.1	Incineración de desechos municipales/ desechos generales	X	x	x	x	X	FP
5.8.2	Incineración de desechos peligrosos	X	x			X	FP
5.8.3	Incineración de desechos médicos	X	x			X	FP
5.8.4	Incineración de lodos residuales	X	X			X	FP
5.8.5	Incineración informal de desechos	X	X	X			DC

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;
 X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x - Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

4.3.9 Eliminación o vertido de desechos y tratamiento de aguas residuales

112. Esta categoría cubre las siguientes subcategorías principales:

- **Vertederos o depósitos controlados**, esto es, depósito de desechos bajo procedimientos controlados (basados en evaluaciones de riesgo) y retención de contaminantes en los desechos, entre ellos:
 - Desechos domésticos (de casas e instituciones),
 - Desechos médicos/peligrosos,
 - Residuos sólidos de combustión/incineración,
 - Lodo de aguas residuales;
- **Deposito difuso bajo algún control**, como depósito de residuos de incineración y otros residuos sólidos bajo carreteras, en construcciones, etc. bajo procedimientos controlados (basados en evaluación de riesgos) y con alguna retención de contaminantes de ser arrastrados por agua, etc.;
- **Depósito informal local de desechos de producción industrial**, como desechos de producción de cloro-álcali y químicos, y otros desechos (en el lugar de producción u otro);
- **Vertido informal de desechos**, es decir, vertido informal sin control de desechos generales de forma difusa o en vertederos informales;
- **Sistema/tratamiento de aguas residuales** - donde el mercurio presente en aguas residuales (procedentes de todo tipo de usos de mercurio, pero a menudo dominado por los desechos de amalgamas dentales) termina en los lodos residuales, y en menor medida en el agua de salida.

113. Se debe tener en mente que la entrada de mercurio original de desechos es el mercurio presente en productos con uso deliberado de mercurio, productos con impurezas de mercurio ("todos los productos") y desechos de producción que contienen mercurio. El paso de eliminación de desechos, no obstante, representa para muchos de esos productos y materiales una actividad importante de emisiones de mercurio en su ciclo de vida.

114. Las principales vías de emisiones de mercurio y el enfoque de inventario recomendado para cada subcategoría se indican en la siguiente tabla.

Tabla 4-10 *Depósito de desechos o vertederos y tratamiento de aguas residuales: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado*

Categoría principal: depósito/vertido de desechos y tratamiento de aguas residuales							
Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.9.1	Vertederos o depósitos controlados	x	x	X		X	DC
5.9.2	Depósito difuso con algún control	x	X	X		X	DC
5.9.3	Depósito informal local de desechos industriales	X	X	X			FP
5.9.4	Vertido informal de desechos generales	X	X	X			DC
5.9.5	Sistema/tratamiento de aguas residuales		X	X		x	DC/FP

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;
 X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x - Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

4.3.10 Crematorios y cementerios

115. Esta categoría cubre las siguientes subcategorías principales:

- **Crematorios;**
- **Cementerios.**

116. Las principales vías de emisiones de mercurio y el enfoque de inventario recomendado para cada subcategoría se indican en la siguiente tabla.

Tabla 4-11 *Cremación y cementerios: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado*

Categoría principal: cremación y cementerios							
Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.10.1	Crematorios	X				x	DC
5.10.2	Cementerios			X			DC

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;
 X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x - Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

4.3.11 Identificación de posibles puntos calientes (sitios contaminados)

117. Esta categoría principal se superpone un poco con algunas de las subcategorías de depósito de desechos, pero se centra en el mercurio previamente depositado que aún tiene potencial para emisiones y riesgos a los humanos y el medio ambiente que son significativos.

118. Los puntos calientes existen como resultado directo de las prácticas de eliminación según se describe en las secciones 5.9.3 y 5.9.4, o de la eliminación inadecuada de materiales contaminados. Las emisiones de estos sitios pueden estar activas o se puede esperar que comiencen si no se toman medidas al respecto. La tabla 4-12 a continuación describe una lista indicativa de ubicaciones donde es posible hallar puntos calientes de mercurio.

119. Los puntos calientes se pueden vincular a procesos de producción existentes, y las emisiones pueden estar activas por procesos *in situ* o actividades históricas. Otros posibles puntos calientes son depósitos donde materiales que contienen mercurio son almacenados, vertidos o acumulados durante muchos años. En estos casos las emisiones pueden estar activas, ser inminentes o solo un posible riesgo para el futuro. La identificación de estos sitios puede ser difícil en algunos casos.

120. La evaluación específica de sitio de cada punto caliente debe determinar su estado actual: amenaza inmediata o posible de emisiones en el futuro. En cualquier caso, se debe registrar el sitio.

121. Las principales vías de emisiones de mercurio y el enfoque de inventario recomendado para cada posible punto caliente se indican en la siguiente tabla.

Tabla 4-12 Posibles puntos calientes: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado

Categoría principal - Posibles puntos calientes							
Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
	Sitios de producción de cloro-álcali cerrados/abandonados	x	X	X		X	FP
	Otros sitios donde se realizó producción química en la que compuestos de mercurio son/fueron producidos (pesticidas, biocidas, pigmentos, etc.), o donde mercurio o compuestos se utilizaron de catalizadores (CVM, PVC, etc.)	x	X	X	x	X	FP
	Sitios de producción cerrados de fabricación de termómetros, interruptores, pilas y otros productos	x	X	X	X	x	FP
	Sitios de fabricación cerrados de pulpa y de papel (con producción interna de cloro-álcali o antiguo uso de productos antimoho con base de mercurio)	x	X	X		X	FP
	Depósitos de relave/residuos de la explotación minera de mercurio	x	X	X	X	X	FP
	Depósitos de relave/residuos de la explotación minera de oro artesanal y a gran escala	x	X	X		X	FP
	Depósitos de relave/residuos de la explotación minera de otros metales no ferrosos	x	X	X	X	X	FP
	Sitios de accidentes relevantes	x	X	X		X	FP
	Dragado de sedimentos	x	X	X		X	FP
	Sitios de controles de calefacción urbana desechados (y otros controles de fluidos) con válvulas de presión de mercurio		X	X			FP
	Sitios de reciclado previo de mercurio (producción "secundaria" de mercurio)	x	X	X	X	X	FP

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;
 X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x - Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

4.4 Paso 3: Recopilación de datos y cuantificación de emisiones de mercurio

122. En el tercer paso del proceso, se desarrolla un inventario cuantitativo. Los datos de volumen de actividades ("tasas de actividad") e información y datos específicos del proceso se recopilan para ser utilizados para calcular las emisiones de mercurio estimadas de las fuentes de emisiones de mercurio identificadas en el país (o región) en cuestión. En esta sección, primero se presentan los tipos de datos involucrados y luego se dan consejos generales sobre la recopilación de datos en la sección 4.4.5. Se debe hacer énfasis en que la recopilación de datos no se limita a este paso del procedimiento, sino que puede ser necesaria a lo largo del proceso de desarrollo del inventario de mercurio.

123. Como paso preliminar, se puede considerar la elaboración de un inventario provisional para apoyar la priorización del trabajo posterior e iniciar la comunicación con los participantes/revisores del inventario. Un inventario provisional puede presentar las subcategorías de fuentes identificadas junto con la indicación de su importancia relativa. Se puede formar una impresión preliminar de la importancia relativa -magnitud de las emisiones de mercurio- de las subcategorías de fuentes identificadas mediante la compilación y aplicación de datos de volumen de actividad (ver a continuación) y/u otra información relevante tal como la cantidad y tamaño aproximados de las instalaciones en una industria en particular, cifra aproximada de personas involucradas en una actividad en particular, tal como minería de oro o similar. Un informe provisional se puede realizar con un esquema como se describe en la sección 4.5.3.

4.4.1 Principios de cuantificación

Ecuación básica de cuantificación

124. El objetivo básico del kit de herramientas es posibilitar una estimación de la emisión promedio anual de cada vía o vector (aire, agua, tierra, productos, desechos generales, tratamiento de desechos específicos del sector) para cada proceso de emisiones identificado. La estimación se puede calcular con la siguiente ecuación básica:

ECUACIÓN 1:

Emisión de mercurio estimada por vía X	=	tasa de actividad * factor de entrada * factor de distribución de salida para la vía x
---	---	---

125. En otras palabras, las emisiones de mercurio anuales estimadas para cada vía se calculan:

- Multiplicando la cantidad de material de alimentación procesado o producto producido por unidad de tiempo (por ej. toneladas o piezas por año), denominada **tasa de actividad**, con
- un "factor de entrada". Para las subcategorías con una sola fase del ciclo de vida (como la combustión de carbón) el factor de entrada es el contenido de mercurio (*por ej.*, en gramos de Hg) por unidad de material de alimentación procesado. Para las subcategorías con más de una fase del ciclo de vida (como la producción de pilas), el factor de entrada se define para cada fase. Por ejemplo, el factor de entrada para la fase de producción es la cantidad de mercurio emitido por tonelada métrica de pilas producidas, o producto producido (*por ej.*, tonelada métrica o pieza), denominado **factor de entrada**,
- y la fracción o parte (sin unidad) de la entrada de mercurio que se emite a través de la vía en particular (aire, agua, tierra, producto, desechos generales o tratamiento de desechos específicos del sector), denominada **factores de distribución de salida**.

126. No obstante, es importante tener en cuenta que los factores de entrada para muchas subcategorías son más complicados que como se define anteriormente. Para subcategorías con una sola fase dominante de ciclo de vida (como combustión de carbón o incineración de desechos) el factor de entrada es el contenido de mercurio (por ej. en gramos de mercurio) por unidad de material

de alimentación (por ej., carbón, desechos, etc.) procesada. Para las subcategorías con más de una fase del ciclo de vida (como pilas o termómetros que contienen mercurio), los factores de entrada son más complicados y deben ser definidos para cada fase.

127. También es importante asegurarse de que las unidades para la tasa de actividad, los factores de entrada y las emisiones se utilicen de manera apropiada en los cálculos. Si las unidades no son congruentes (y no arrojan resultados matemáticos correctos) se deben usar los factores de conversión para convertir las unidades correctamente, para asegurar que las unidades sigan cálculos matemáticos apropiados. Las emisiones de mercurio por año se deben calcular y presentar en kg (o toneladas métricas) de mercurio por año para cada vía pertinente (como kg de mercurio emitidos al aire por año). En las secciones de descripciones de fuentes del capítulo 5, los factores de entrada se presentan en las unidades (métricas) más pertinentes para mejorar la lectura. Se debe asegurar que estas unidades sean convertidas al nivel de magnitud correcto para el resultado de emisiones en kg en los informes.

128. En este kit de herramientas se sugiere evaluar y presentar todas las emisiones de mercurio de forma individual para promover la transparencia y el procedimiento uniforme. En la forma resumida del informe del inventario, todas las emisiones a una vía específica se sintetizan para cada subcategoría de fuente (y categoría principal). Esto se hace para cada vía pertinente al ciclo de vida de la subcategoría en cuestión. Ver el ejemplo a continuación y la sección 4.5 sobre presentación del inventario.

Enfoque de conjunto nacional o de fuente puntual

129. Para algunas subcategorías, las fuentes reales pueden ser una cantidad limitada de fuentes puntuales bien definidas (con una posición geográfica específica), a menudo con características individuales específicas de la central. En dichos casos se aplica el **enfoque de fuente puntual**. La estimación de emisiones nacionales (o regionales) totales de esta subcategoría se calcula como la suma de las emisiones de mercurio (calculadas con la ecuación (1)) para cada fuente puntual individual presente a nivel nacional (o regional).

130. Las subcategorías donde el enfoque de fuente puntual resulta óptimo incluyen, entre otras, grandes centrales eléctricas a carbón, incineradores de desechos municipales, producción de cloro-álcali y de cemento.

131. Para otras fuentes de mercurio el enfoque de fuente puntual podría no ser pertinente, difícil de implementar o no ser óptimo. En su lugar se puede aplicar un **enfoque de conjunto**. Este es el caso para las fuentes donde las emisiones no están confinadas a una posición geográfica específica (a veces llamadas "fuentes de área"), fuentes donde los datos disponibles son inadecuados para elaborar un inventario con el enfoque de fuente puntual, o donde las fuentes puntuales operan bajo condiciones muy similares. En dichos casos, las emisiones totales nacionales (o regionales) de la subcategoría se pueden calcular utilizando números de tasa de actividad nacional (o regional) combinados con factores de entrada y factores de distribución de salida de mercurio generales, o mediante la extrapolación de emisiones de fuentes puntuales bien documentadas a escala nacional o regional (utilizando fuentes puntuales y tasas de actividad nacionales para ampliar las estimaciones de emisiones).

132. Las subcategorías donde se recomienda un enfoque de conjunto incluyen, entre otras, combustión de carbón residencial, eliminación de termómetros de mercurio, cremación y vertederos.

133. Para asistir a los usuarios del kit de herramientas para estimar las emisiones de las subcategorías individuales, el enfoque principal recomendado para cada subcategoría se indica en las tablas de subcategorías de la sección 4.3 y el capítulo 5. El **enfoque de fuente puntual** se abrevia "FP" y el **enfoque de conjunto** se abrevia "DC" en estas tablas.

Cálculo de emisiones individuales a lo largo del ciclo de vida

134. Dentro de una subcategoría específica, las emisiones de las fases pertinentes del ciclo de vida se calculan de forma individual, pero se describen en la misma sección del informe del inventario.

135. Para cada subcategoría de fuente descrita en el capítulo 5 se indican las principales emisiones posibles para cada fase a lo largo del ciclo de vida (producción - uso - eliminación) y en qué medio ambiente es probable que sucedan las emisiones. La información se presenta en el texto y en una tabla, como se ve a continuación.

Tabla 4-13 *Ejemplo de una tabla de conjunto que indica emisiones principales y recibe medios en el ciclo de vida de un producto o servicio (aquí pilas con mercurio)*

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Producción	X	x	x	X		x
Uso						
Eliminación	X		X		X	X *1

Notas: *1: Las pilas con mercurio recolectadas por separado (o categorizadas como tal) pueden desecharse en vertederos especialmente asegurados;
 X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

136. Se debe tener en cuenta que dentro de una subcategoría específica, el enfoque de fuente puntual puede ser mejor para estimar las emisiones de la fase de producción, mientras que el enfoque de conjunto puede ser más apropiado para las fases de uso y eliminación. Este es el caso, por ejemplo, de los termómetros de mercurio, donde un país puede tener solo una o muy pocas fábricas de termómetros, pero donde estos (incluidos los importados) se utilizan para varios propósitos esparcidos en toda el área geográfica del país, y se rompen o se eliminan localmente.

Ejemplos de cálculos de emisiones de mercurio

137. La sección 4.4.7 presenta tres ejemplos de cálculos de entradas y salidas para las categorías de fuente seleccionadas. En los ejemplos se utiliza la siguiente tabla para resumir los resultados de los cálculos. La tabla posibilita la presentación resumida de todos los datos incluidos en los cálculos y los resultados de los cálculos.

Tabla 4-14 *Ejemplo de una tabla posible que presenta, en resumen, las emisiones de mercurio estimadas para una subcategoría específica*

[Nombre de la subcategoría]	Unidad	Producción	Uso	Eliminación	Suma de las emisiones a la vía de la parte del ciclo de vida evaluada
Tasa de actividad					-
Factor de entrada para la fase*1					-
Entrada calculada para la fase *2					-
Factores de distribución de salida para la fase: *3					
- Aire					-
- Agua					-
- Tierra					-
- Productos					-
- Tratamiento de desechos generales					-
- Tratamiento de desechos específicos del sector					-
Salidas/emisiones calculadas a: *4					

[Nombre de la subcategoría]	Unidad	Producción	Uso	Eliminación	Suma de las emisiones a la vía de la parte del ciclo de vida evaluada
- Aire - Agua - Tierra - Productos - Tratamiento de desechos generales - Tratamiento de desechos específicos del sector					

Notas: *1 [Referencia (cruzada) de dónde fueron tomados los factores de entrada o cómo fueron desarrollados];
 *2 Subcálculo para uso en el informe con la fórmula "Entrada = factor de entrada * tasa de actividad" para cada fase;
 *3 [Referencia (cruzada) de dónde fueron tomados los factores de entrada];
 *4 Calculado con la ecuación (1) para cada vía dentro de cada fase, por ejemplo: Mercurio
 emisión al aire de la producción = producción de tasa de actividad * producción de factor de entrada * salida factor de distribución al aire para producción.

4.4.2 Uso de las tasas de actividad

138. Como se menciona anteriormente, la tasa de actividad es un parámetro que describe el volumen de la actividad en la subcategoría en cuestión por unidad de tiempo (normalmente por año).

139. La elección de la base de tasa de actividad variará entre subcategorías, porque en diferentes subcategorías habrá diferentes tasas de actividad que puedan describir mejor cuál es el volumen de la actividad, y ciertos datos pueden estar disponibles más fácilmente en estadísticas públicas u otras fuentes.

140. Por ejemplo, la entrada de mercurio con el carbón se calcula más directamente multiplicando la concentración de mercurio en el carbón utilizado (gramo de mercurio por tonelada métrica de carbón), con el consumo del mismo carbón (tonelada métrica de carbón por año). Se debe recordar observar si el peso base es "material seco" u otro.

141. Por otra parte, para termómetros de mercurio, los datos más conocidos son el contenido de mercurio por termómetro (gramo de mercurio por pieza) y la cantidad de termómetros consumidos o producidos por unidad de tiempo (como piezas por año).

142. Para asistir a los usuarios del kit de herramientas para estimar las emisiones de las subcategorías individuales, los tipos de tasa de actividad necesarios para los cálculos del inventario cuantitativo se indican en las descripciones de subcategorías individuales en el capítulo 5, junto con el tipo de factores de entrada de mercurio. La información se estructura en tablas como la que sigue a continuación.

Tabla 4-15 *Ejemplo de una tabla de conjunto que indica datos de tasa de actividad y tipos de factores de entradas de mercurio necesarios para estimar las emisiones de una subcategoría específica (aquí pilas con mercurio)*

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Producción	Toneladas métricas de pilas producidas por año (en el país)	kg de mercurio liberados por tonelada métrica de pilas producidas *2
Uso	Innecesarios (emisiones despreciables)	Innecesarios (emisiones despreciables)

Eliminación	Toneladas métricas de pilas consumidas (o desechadas) por año *1	kg de mercurio desechados o emitidos por tonelada métrica de pilas consumidas *3
-------------	---	--

Notas: *1 Como sustituto para las toneladas métricas desechadas por año. De haber buenas estimaciones de cantidad de pilas desechadas, es preferente usarlas. En tiempos de consumo cambiante, las dos cifras difieren entre sí;

*2 kg de mercurio emitido por tonelada métrica de pilas producidas = cantidad de entrada de mercurio (kg de mercurio) utilizada para producir cada tonelada métrica de pilas multiplicado por el porcentaje del mercurio de entrada que se emite durante esta fase del ciclo de vida;

*3 Este factor de entrada también se puede definir como kg de mercurio en cada tonelada métrica de pilas multiplicado por el porcentaje de este mercurio que es emitido de la fase de desecho de la vida útil. Si se asume que, con el tiempo, todo el mercurio de las pilas se emite a algunos medios, entonces el "porcentaje de mercurio emitido" se puede asumir como 100 %.

143. En algunos casos, los datos de la base de la tasa de actividad propuesta pueden no estar disponibles (o ser difíciles de obtener) en un país. En dichos casos, puede ser posible derivar tasas de actividad a las unidades propuestas mediante datos de entrada alternativos y datos de conversión (o factores de conversión). En el ejemplo con carbón, el consumo de carbón en toneladas métricas por año puede no estar disponible, pero las cifras de producción primaria de energía (como MW de energía primaria por año) de las centrales eléctricas puede estar disponible. En este caso, los datos de la tasa actividad se pueden derivar usando datos disponibles del contenido de energía en los tipos de carbón utilizados (tales como MW por tonelada métrica). Es crucial asegurarse que estas conversiones se realicen con la base apropiada, preferentemente contenido de energía primaria (contenido de energía química total en hulla seca de llama corta). Ver US EPA (2002a) para obtener más descripciones y consultar a expertos de producción de energía.

144. En el ejemplo de termómetros, si la cifra de termómetros vendidos no estuviera disponible, tal vez se pueda conseguir datos sobre el valor o el peso de los termómetros consumidos y se pueda utilizar como tasa de actividad. Nuevamente, se necesitan datos de entrada y factores/datos de conversión alternativos.

145. Para muchas subcategorías de fuente se pueden encontrar ejemplos de dichos datos y factores/datos de conversión alternativos en la bibliografía. De lo contrario, se pueden obtener mediante contacto directo con el sector en cuestión, tal como la asociación profesional de la industria (o posiblemente otras organizaciones informadas), como parte de la investigación propia. Lamentablemente no fue posible brindar información exhaustiva sobre dichos datos de conversión en este kit de herramientas.

Definición de consumo

146. Es importante notar que el "consumo" de un producto o material por año en un país o región se define tal como se presenta en la ecuación (2), donde la producción, importaciones y exportaciones anuales se refieren al mismo país o región:

ECUACIÓN 2:

$$\text{Consumo por año} = \text{Producción} + \text{Importaciones} - \text{Exportaciones (por año)}$$

La eliminación puede reflejar el consumo de años anteriores

147. El cálculo de salidas de mercurio por eliminación idealmente se debería basar en las cantidades totales del producto a ser eliminado en el año en cuestión, pero a menudo estos datos no están muy disponibles y se utilizan las cifras de consumo como la mejor estimación. Como valor predeterminado se puede utilizar el consumo actual. En los casos donde el patrón de consumo cambia

rápidamente, las cifras de consumo de años anteriores (vida útil promedio del producto anterior) puede ser preferible, si estuviera disponible. Para algunos productos, la eliminación se produce algunos (o muchos) años después de su compra (consumo).

Usar una base de mercurio elemental para compuestos

148. Para las subcategorías donde se aplican compuestos de mercurio, los cálculos se deben basar en tasas de actividad y factores de entrada convertidos a un contenido de mercurio elemental. Para esta conversión, se deben aplicar los datos en pesos atómicos de los compuestos en cuestión versus el peso atómico del mercurio, como se muestra en la ecuación 3:

ECUACIÓN 3:

$\text{Cont. de Hg} = \frac{\text{Peso del compuesto con Hg}}{\text{Hg}} * \frac{\text{Cant. átomos de Hg en molécula de compuesto} * \text{peso atómico Hg}}{(\text{peso atómico de la molécula del compuesto})}$
--

Notas: "Cont." significa *contenido* y "Cant." significa *cantidad*.

149. Como ejemplo, el contenido de mercurio elemental en 1 kg del compuesto difenilmercurio (fórmula molecular C₁₂H₁₀Hg) se puede calcular del siguiente modo:

$$\text{Contenido de Hg} = 1 \text{ kg C}_{12}\text{H}_{10}\text{Hg} * \frac{1 * 201 \text{ g Hg/mol}}{(12 * 12,0 + 10 * 1,01 + 1 * 201) \text{ g compuesto/mol}} = \sim 0,566 \text{ kg Hg}$$

150. El peso atómico se puede hallar en buenas versiones del Sistema Periódico, y las fórmulas moleculares se deben buscar en manuales de química o en sitios de Internet pertinentes como <http://www.chemfinder.com> y <http://www.inchem.org/>, registros públicos de productos como <http://www.spin2000.net>, o sitios de proveedores químicos como <http://www.sigmaaldrich.com>.

4.4.3 Elección de factores de entrada de mercurio

151. Como se dijo anteriormente, el factor de entrada de mercurio se define simplemente como el contenido de mercurio (por ej. en gramos de Hg) por unidad de material de alimentación procesado o producto producido (por ej. tonelada métrica o pieza) según sea pertinente para el tipo individual de fuente. No obstante, como se describe en las secciones 4.4.1 y 4.4.2, los factores de entrada para las subcategorías con más de una fase del ciclo de vida son un poco más complicados. No obstante, se presentan ejemplos de entradas de mercurio para cada tipo de fuente de emisión -con los datos que estuvieran disponibles- en las secciones de descripción de fuentes del capítulo 5. Los ejemplos se derivan de bibliografía fácilmente accesible y reflejan condiciones predominantes en el lugar y momento en que fueron observadas. En el capítulo 5, el tiempo y origen de los datos generalmente se describe junto con los datos proporcionados.

152. Es importante tener en cuenta que, para ciertas subcategorías de fuente, los factores de entrada de mercurio cambian con el tiempo. Ejemplos significativos son los productos de consumo que con los años recientes han sido sujetos a presión regulatoria hacia la reducción o eliminación del contenido de mercurio, como pilas y fuentes de luz.

153. De modo similar, los factores de entrada de mercurio varían geográficamente. Los cambios en el contenido de mercurio en los productos no ocurren a la misma velocidad en todas las regiones del mundo. Además, para materias primas naturales -entre ellas combustibles- las concentraciones de mercurio varían considerablemente con la ubicación geográfica debido a diferencias geológicas y, para algunas fuentes, también debido a cargas antropogénicas previas de depósitos de mercurio.

154. Así, la elección de los factores de entrada de mercurio pueden tener efectos significativos en las estimaciones calculadas de emisiones. Algunas recomendaciones respecto a la elección de factores de entrada de mercurio incluyen:

- Para una primera estimación rápida y aproximada de emisiones de mercurio para una subcategoría, se pueden usar los factores de entrada predeterminados que se presentan en el capítulo 5; a menos que estos factores claramente no reflejen las condiciones predominantes. **Se debe tener en cuenta que, como se describe en la sección 4.1.1, los factores predeterminados definidos en este kit de herramientas piloto son preliminares y están sujetos a futuras revisiones.**
- En casos donde se da un factor de ejemplo de entrada de mercurio considerado que refleja las condiciones predominantes mejor que los factores de entrada, este se puede usar para el cálculo de emisiones. El caso es el mismo para subcategorías que no incluyen factores de distribución predeterminados en este kit de herramientas.
- Donde existan datos propios bien documentados y válidos de entrada de mercurio, o puedan obtenerse con recursos disponibles, se recomienda ampliamente su uso en los cálculos del inventario en lugar de los factores predeterminados o de ejemplo.
- En todos los casos, se debe seleccionar el factor de entrada que parezca representar mejor la subcategoría en investigación. Además, los factores de entrada utilizados y sus antecedentes deben ser anotados de forma explícita en el informe del inventario. Esto facilitará la actualización posterior del inventario, permitirá su evaluación externa y mejorará la comparabilidad entre inventarios.

155. Cualesquiera sean los factores de entrada (y otros datos) que se seleccionen, sería apropiado revisar y/o confirmar estos factores/datos para las condiciones locales/nacionales previo a la toma de decisiones importantes respecto a la implementación de iniciativas de mitigación.

156. Para asistir a los usuarios del kit de herramientas para estimar las emisiones de las subcategorías de fuentes individuales, las recomendaciones para los datos específicos de fuentes principales se brindan bajo un subtítulo para cada subcategoría descrita en el capítulo 5.

4.4.4 Selección de factores de distribución de salida

157. Como se mencionó anteriormente, los factores de distribución de salida son los porcentajes relativos de las **entradas** que siguen la vía de salida pertinente al caso individual. Se describen ejemplos de factores de distribución de salida para cada tipo de fuente de emisión de mercurio —con los datos que estuvieran disponibles— en el capítulo 5. Como para los factores de entrada, estos ejemplos se derivan de bibliografía fácilmente accesible y reflejan condiciones predominantes en el lugar y momento en que fueron observadas. En el capítulo 5, el tiempo y origen de los datos generalmente se describe junto con los datos proporcionados.

158. Recordando la sección 4.1.1, las vías de salida incluyen:

- Emisiones directas a la atmósfera (aire);
- Emisiones directas a entornos acuáticos (agua);
- Emisiones directas a la tierra (entornos terrestres, aguas subterráneas incluidas);
- Flujos de mercurio como impureza en productos comercializados (por ej., paneles de yeso producidos con residuos sólidos procedentes de la limpieza de gas de combustión en centrales eléctricas a carbón);
- Flujos de mercurio al sistema público de tratamiento de aguas residuales;
- Flujos de mercurio al sistema general de tratamiento de desechos;

- Flujos de mercurio a sistemas de tratamiento o eliminación de desechos específicos del sector.

Los principios aplicados en esta "vía de salida" varían entre los sectores; por ejemplo, puede implicar recolección aparte y reciclaje, depósito seguro especial para desechos con alta concentración de mercurio, o el uso de residuos de baja concentración en construcción de carreteras u otras actividades similares. Para distinguir dichas actividades de eliminación de las "emisiones directas a la tierra" sin control, estas deberían caracterizarse por un elemento de evaluación mediante análisis de riesgo o aceptación informada de las autoridades. El conocimiento del tratamiento o eliminación que ocurre en realidad siempre debería tenerse en cuenta en los informes del inventario desarrollado.

159. Se debe tener en cuenta que el depósito o incineración de desechos sin control, informal o ilegal en plantas de fabricación u otros lugares, sin retención de mercurio evaluada, se considera como emisiones directas a la tierra, atmósfera y agua, según sea pertinente.

160. Nótese también que en las secciones de descripción de fuentes no se hace distinción entre emisiones directas al agua y emisiones al sistema de aguas residuales. Esto se debe a que la distribución entre estas dos vías es tan variable entre países y condiciones locales que se dificulta indicar una idea general al respecto en una perspectiva mundial. Al realizar el inventario, se debe tener en cuenta para cada fuente cuantificada si las emisiones al agua son descargadas directamente, o al sistema de aguas residuales. Para algunos países puede no ser relevante, o puede ser complicado hacer la distinción entre emisiones directas al agua y emisiones a las aguas residuales. En estos casos pueden tratarse como una única vía de salida.

161. Los productos y materiales comercializables con contenido deliberado de mercurio no se consideran una vía de emisión en el contexto del kit de herramientas. Las cantidades comercializadas de mercurio en dichos productos y materiales, no obstante, se tratan ampliamente en las secciones de descripción de fuentes (Capítulo 5) y también se deben cuantificar en el inventario para estimar las emisiones de mercurio al medio ambiente. Ejemplos de dichos productos y materiales son termómetros y pilas con mercurio, y mercurio metálico.

Factores clave generales para la distribución de salidas de mercurio

162. Para **fuentes puntuales** como combustión de carbón, incineración de desechos y producción de metales no ferrosos, los aspectos clave en la distribución de salidas a menudo son los sistemas de reducción de emisiones aplicados en la fuente puntual. La eficiencia de retención de mercurio y otros factores varían ampliamente según los dispositivos de reducción de emisiones utilizados y cuán bien funcionen.

163. Para fábricas tales como centrales de cloro-álcali con celdas de mercurio, fábricas de termómetros e instalaciones de producción de pilas, la magnitud de las emisiones de mercurio dependen mucho de cómo se incorporen las medidas de prevención en las instalaciones, las medidas avanzadas de limpieza, operaciones apropiadas y varias otras prácticas de trabajo para minimizar pérdidas, derrames y otras emisiones de mercurio no específicas, o emisiones fugitivas. En este kit de herramientas, el concepto se llamará "procedimientos del lugar de trabajo" para el mercurio.

164. Buenos procedimientos del lugar de trabajo podrían incluir, entre otras cosas, lo siguiente: producción realizada en unidades cerradas (y no unidades abiertas), buen mantenimiento de equipos para evitar pérdidas de mercurio, control frecuente de pérdidas de mercurio en los procesos para que las pérdidas se detecten tempranamente, arreglo inmediato de las pérdidas detectadas con técnicas apropiadas, recoger derrames de mercurio con cuidado, reciclaje cuidadoso de desechos de mercurio y pérdidas, y existencia de procedimientos para la manipulación y almacenamiento seguros de materia prima y desechos de mercurio, bien descritos y llevados a la práctica.

165. Estos tipos de fuente también pueden emplear sistemas de reducción de emisiones que sean levemente similares a los sistemas utilizados en "fuentes puntuales", tales como filtros para el sistema de ventilación del área de producción (en lugar de ventilarse directamente al aire sin filtro), y que el

mercurio en el agua del proceso se precipite con cuidado y se retenga en filtros (en lugar de ser vertido directamente al sistema de desagüe). Estos tipos de fuente también pueden tener ventilación en el proceso que puede controlarse con controles más clásicos de etapa final como depuradores, filtros de carbono y retortas.

166. Para **productos de consumo con uso deliberado de mercurio**, la fase de eliminación a menudo es importante para la distribución de salidas a los medios receptores. Los hábitos de eliminación y los sistemas de manejo de desechos varían ampliamente entre países y a veces incluso localidades. Los parámetros importantes incluyen: La medida en que existan sistemas de recolección de desechos, que funcionen bien y estén controlados por autoridades ambientales; y la medida en que los desechos con mercurio sean recogidos y tratados aparte, y qué técnicas de tratamiento de desechos se apliquen para los diferentes flujos de residuos.

167. Por tanto, los factores de distribución de salida pueden variar ampliamente entre los países, e incluso entre localidades y fuentes puntuales individuales. Por lo tanto, la selección de los factores de distribución de salida más apropiados es crucial para la cuantificación precisa de las emisiones de mercurio.

168. Para la elección de factores de distribución de salida también se aplican las recomendaciones presentadas en la sección 4.4.3 para los factores de entrada de mercurio.

4.4.5 Recopilación de datos

169. En las siguientes secciones se ofrecen pautas básicas para la recopilación de los distintos tipos de datos necesarios para el inventario. No obstante, se debe hacer énfasis en que la recopilación de datos no se limita a este paso del procedimiento, sino que puede ser necesaria a lo largo del proceso de desarrollo de un inventario de mercurio.

Descripciones existentes de fuentes de emisión de mercurio

170. Como primera actividad en la recopilación de datos, hay que asegurarse de identificar y recopilar todo inventario parcial de mercurio o descripción de fuentes de mercurio en el país existente. Por ejemplo, podría haber inventarios de dioxinas y furanos, inventarios de áreas locales, de ciertos sectores de la industria, o estadísticas seleccionadas sobre emisiones de mercurio.

Datos de la tasa de actividad

171. Las principales fuentes de datos son estadísticas de comercio y producción nacional, estadísticas económicas, de energía, de trabajo, internacionales, etc. Van a variar en cuanto a precisión.

172. A menudo las estadísticas de aduana ofrecen estimaciones relativamente buenas. Los departamentos de aduana son una fuente importante de información porque todos los químicos y artículos que contienen mercurio y se utilizan como materias primas en diferentes actividades se suelen registrar en la fase de importación, mediante arancel aduanero o nomenclatura. Si se entrega en aduanas una lista completa de artículos con mercurio derivados de actividades en el país, o en las oficinas estadísticas que administran estas estadísticas, las cantidades pertinentes de materia prima y productos se pueden tomar del sistema de registro.

173. Muchos países han adoptado el Sistema armonizado de designación y codificación de mercancías (SA) como el sistema de nomenclatura del arancel en su sistema aduanero. El SA es un sistema internacional estandarizado de nombres y números para clasificar productos comercializados en los países, desarrollado y mantenido por la Organización Mundial de Aduanas (OMA, antiguamente el Consejo de Cooperación Aduanera), una organización intergubernamental independiente con más de 170 países miembro radicada en Bruselas, Bélgica. El SA es una nomenclatura de seis dígitos. Los países individuales pueden agregar números al código, extendiéndolo a ocho o diez dígitos con fines aduaneros y de exportación. No obstante, los países que

adoptan el sistema armonizado no tienen permitido alterar las descripciones asociadas a los primeros seis dígitos.

174. El anexo técnico de la sección 8.1 presenta una lista con códigos del SA para sustancias y materias prima que puedan contener mercurio. Para el análisis de información aduanera puede resultar útil determinar si el SA fue adoptado en el país y, en ese caso, utilizar esta lista como base para la investigación en el sistema aduanero. Los países pueden considerar otras materias primas, según sus actividades específicas identificadas como posibles fuentes de emisiones de mercurio. Se debe tener cuidado con los datos sobre productos comercializados en pequeñas cantidades, ya que son más vulnerables a tener errores accidentales en los informes (pero aun así pueden tener importancia para el inventario de mercurio).

175. Respecto a las sustancias químicas con contenido de mercurio, el anexo técnico en la sección 8.2 presenta una lista de números CAS para dichos químicos. La lista puede ser útil para comunicarse con compañías y otros interesados respecto al uso de compuestos de mercurio.

176. Otras fuentes de datos de tasas de actividad son asociaciones profesionales de la industria e institutos del sector. Los datos de estas organizaciones pueden ser muy útiles. No obstante, sería apropiado verificar estos datos con datos independientes, si fuera posible. Las relaciones de confianza entre autoridades ambientales, otras instituciones que desarrollen inventarios y el sector privado tienen una gran ventaja en este tipo de trabajo, ya que suelen arrojar información importante que tal vez no pueda obtenerse de otras fuentes.

177. La información sobre sistemas públicos de manejo de desechos puede estar disponible mediante las autoridades a cargo del manejo de desechos, o de lo contrario de las compañías -públicas o privadas- que realicen tratamiento y recolección de desechos.

Factores de entrada de mercurio

178. Aparte de los datos presentados en este kit de herramientas, en inventarios parciales existentes y otra bibliografía, nuevamente puede resultar útil contactar asociaciones de industria y comercio, así como compañías líderes individuales e instituciones de investigación. Para materias primas y combustibles con impurezas de mercurio, puede ser útil solicitar análisis de contenido de mercurio en los materiales consumidos, si fuera posible. A veces estos datos pueden ya estar presentes en los interesados o sus proveedores de materiales.

179. Para el manejo público de desechos generales y peligrosos, la información del contenido específico de mercurio en fracciones de desechos es poco común. Las mejores formas de estimar las entradas de mercurio a los desechos son inventarios de mercurio sobre las fuentes de desechos (productos, etc.) como se describe en este kit de herramientas y, de estar disponibles, datos de contenido de mercurio en todas las salidas de incineración de desechos. Las compañías que recogen desechos peligrosos en ocasiones pueden tener información indicativa propia, o incluso estadísticas, sobre qué tipos y cantidades de desechos de mercurio han recolectado. Esta información puede ser útil para identificar qué tipo de desechos de mercurio predomina en el flujo, etc.

Datos de distribución de salida

180. Como se mencionó anteriormente, la distribución de salidas de mercurio de instalaciones de producción/fabricación puede ser muy vulnerable a las configuraciones y condiciones de procesos individuales. Por lo tanto, los datos específicos de una instalación a menudo son necesarios para establecer un panorama más preciso de la situación de salidas/emisiones. Esto también se aplica para depósitos de desechos específicos del sector.

181. Estos datos pueden ser recuperables en parte de inventarios parciales existentes (si hubiera), registros locales de operaciones y permisos para la industria, administrados por las autoridades locales. A menudo también puede resultar necesario solicitarles datos a las mismas compañías de la industria.

182. Los datos sobre el contenido de mercurio en las salidas/emisiones por incineración de desechos a menudo debe ser solicitada en las centrales de incineración de desechos de forma individual. Estos datos a veces pueden ayudar a estimar el contenido de mercurio en desechos depositados del mismo carácter.

183. Obtener datos de mercurio presenta dificultades del punto de vista analítico. Los datos obtenidos localmente solo deberían utilizarse si tienen la calidad adecuada y son representativos y confiables. Este proceso incluye seguir con atención la manera en que se generaron los datos. La aplicación de métodos estándar para muestreo y análisis, experiencia demostrada de laboratorio y buena documentación son requisitos previos para los datos válidos. Si estos requisitos no se cumple, entonces probablemente sea mejor utilizar los factores de emisiones predeterminados que se brindan en el kit de herramientas en lugar de datos de medición propia de calidad cuestionable. Al utilizar factores de emisión diferentes a los provistos por el kit para estimar emisiones anuales, esto debe destacarse. Nótese que la extrapolación de uno o dos datos de análisis de fuentes pueden no ser representativos de las operaciones anuales de las instalaciones y pueden no arrojar datos de calidad. Es necesario entonces usar los mejores datos disponibles para estimar las emisiones mediante monitoreo, balance de masa, factores de emisión y/o cálculos de ingeniería.

Datos incompletos

184. Habrá vacíos de información en todos los inventarios de emisiones. La información incompleta conduce a la necesidad de hacer suposiciones sobre estas fuentes de las que no se pueda recolectar información específica. Los enfoques variarán, pero todas las suposiciones deben ser transparentes para, entre otras cosas, facilitar la estimación para datos de años futuros y la reevaluación a la luz de la información mejorada. Se presentan dos enfoques:

- Un enfoque de "término medio" que asume que los datos faltantes se distribuyen de manera similar a los datos disponibles (esto es, emisores altos vs. bajos o grado de cumplimiento con los requisitos tecnológicos). Por ejemplo, con este enfoque un factor promedio se puede utilizar para estimar emisiones para centrales con datos faltantes.
- Un enfoque "conservador" se basa en una decisión de que es mejor sobrestimar las emisiones en lugar de subestimarlas en el caso de fuentes con datos faltantes. Por lo tanto, bajo un enfoque conservador, se asume que las fuentes faltantes son similares a los emisores más altos. Por ejemplo, el factor de emisión más alto (o uno de los altos) en la base de datos, o el factor de emisión más alto de las centrales que ofrecen información, podría usarse para generar una estimación conservadora.

185. Las suposiciones se deben basar en el mejor criterio utilizando los datos disponibles, presentados de forma clara, y revisados externamente. En algunos casos se pueden conseguir datos adicionales de asociaciones de comercio, proveedores de equipos, reguladores o expertos de la industria.

Incertidumbre de los datos del informe

186. En la mayoría de los casos, los datos precisos son inexistentes o difíciles de conseguir, o podría ser más apropiado presentar los datos como intervalos por otros motivos; por ejemplo, por cambios en un período pertinente. Generalmente se recomienda utilizar intervalos de datos pertinentes y presentarlos de este modo. De modo alternativo, la "estimación de término medio" o la estimación conservadora (ver más arriba) se pueden presentar junto con la incertidumbre cuantificada o estimada de los datos; por ejemplo, como "15 kg Hg/año \pm 5 kg".

Origen de los datos del informe

187. En todos los casos es importante informar el año y origen de los datos.

188. Los registros internos de todos los datos, que incluyan año, ubicación y nombre de los proveedores de datos, se deben guardar para posibles verificaciones internas futuras.

Datos confidenciales

189. En un inventario detallado, a menudo puede ser necesario solicitar datos de instituciones y compañías individuales que no desean que cierta información esté disponible al público. Si fuera necesario, estos datos pueden ser agregados y procesados a un nivel donde no revelen secretos industriales, y las fuentes de los datos deben mantenerse anónimas y ser presentadas en el informe como "fuentes industriales", "proveedores", "productores, etc.", según sea pertinente. Los conjuntos de datos enviados a receptores donde puedan ser publicados, entre ellos PNUMA Productos Químicos, deben ser presentados de forma que los datos confidenciales específicos no puedan ser revelados.

190. Los registros internos de los datos confidenciales detallados, que incluyan año, ubicación y nombre de los proveedores de datos, se deben guardar (siguiendo procedimientos confidenciales adecuados de información comercial) para posibles verificaciones internas futuras.

4.4.6 Equilibrar entradas y salidas de mercurio para control de cuantificaciones

191. Para algunas subcategorías de fuentes de mercurio, puede ser posible verificar el inventario de mercurio cuando tanto las entradas a la sociedad como las salidas/emisiones se miden/cuantifiquen.

192. Esto, por ejemplo, puede ser el caso en los países donde la incineración de desechos controlada es significativa o incluso dominante. Allí, las mediciones de las concentraciones de mercurio en el aire de escape, cenizas de fondo/escoria y residuos procedentes de la limpieza de gases de combustión pueden formar la base para las estimaciones del contenido total de mercurio en los desechos entrantes. Estas estimaciones se pueden comparar con la suma de las cantidades estimadas de mercurio que conducen al desecho a partir de los diferentes productos con mercurio. En esta ecuación se debe recordar que también los residuos de gran volumen con muy bajas concentraciones de trazas de mercurio contribuyen a la entrada total de mercurio. Para los desechos de consumo, no obstante, los productos de consumo con uso deliberado de mercurio suelen dominar este balance.

193. Dichos balances se han realizado en una cantidad limitada de países, a menudo en forma de un denominado flujo de sustancias de análisis/evaluación ("SFA"), donde se intenta realizar un mapeo total de flujos de mercurio en la sociedad (y el medio ambiente). Para ver referencias a estas evaluaciones, consulte el capítulo 6 del informe Global Mercury Assessment (PNUMA, 2002).

4.4.7 Ejemplos de cálculos de emisiones de diversos tipos de fuentes

194. En la siguiente sección se dan tres ejemplos hipotéticos, que ilustran cómo podrían estimarse las emisiones de mercurio de una central eléctrica de carbón en el país ABC, una instalación de incineración de desechos municipales en el país XX y el uso y eliminación de pilas que contienen mercurio en el país XYZ, usando la información proporcionada en este kit de herramientas y algunos factores de entrada y de distribución de salidas seleccionados.

4.4.7.1 Ejemplo 1 - Central eléctrica a carbón en país hipotético ABC

A. Características de la central, datos disponibles y otras consideraciones

- Ubicada en el país ABC, en algún lugar de Sudamérica;
- Tipo general de unidad de combustión: unidad a carbón pulverizado;
- Tipo de combustible quemado: carbón bituminoso de Brasil (no se queman otros tipos de combustible);
- Dispositivos de control: PES de lado frío para control de MP;
- El carbón es prelavado con una técnica similar a la utilizada en EE. UU., y las aguas residuales de la limpieza del carbón se envían a una central de tratamiento de desagüe *in situ*;
- La central consume un millón de toneladas métricas de carbón por año;

- No hay datos específicos disponibles de la concentración de mercurio en el carbón utilizado en la central, de la eficiencia de control de dispositivos ni la eficiencia de limpieza de carbón;
- Los residuos de gas de combustión se depositan en vertederos normales y no se convierten a productos comercializables;
- Se incluirán dos fases del ciclo de vida en la evaluación: 1) prelavado de carbón y 2) combustión de carbón. (Nota: como se describe en la sección 5.1.1, las instalaciones de incineración de carbón se pueden evaluar usando una sola fase, especialmente si no se incluye el prelavado de carbón. Ver sección 5.1.1 para obtener más detalles.

B. Determinación de tasa de actividad, factores de entrada y factores de distribución de salida para las distintas fases del ciclo de vida

I. Fase 1 – Prelavado de carbón

a) Determinación de la tasa de actividad, los factores de entrada y los factores de distribución de salida para Fase 1 – Prelavado de carbón:

Tasa de actividad = 1.000.000 de toneladas métricas de carbón por año;

Factor de entrada: No se pueden recabar datos específicos del sitio debido a limitaciones de recursos. Por lo tanto, se decide que los datos de la Tabla 5-4 se pueden utilizar como una estimación de la concentración de mercurio en el carbón. Tabla 5-4 sugiere una concentración promedio de 0.19 mg de mercurio por kg de carbón para el carbón bituminoso de Brasil. Se considera que este valor es la mejor opción para factor de entrada, por ende, el factor de entrada = 0.19 mg Hg/kg de carbón.

La entrada total de mercurio previa al prelavado de carbón entonces puede calcularse de este modo:

$$(1) \quad \boxed{\text{Entrada total de mercurio previa al prelavado de carbón}} = \boxed{\begin{matrix} \text{Tasa de actividad} \\ 1.000.000 \\ \text{toneladas métricas de carbón} \end{matrix}} * \boxed{\begin{matrix} \text{Factor de entrada} \\ 0,19 \text{ mg Hg/kg de carbón} \end{matrix}} * \boxed{\begin{matrix} \text{Factor de conversión} \\ 1.000 \text{ kg carbón/} \\ \text{toneladas métricas de carbón} \end{matrix}} * \boxed{\begin{matrix} \text{Factor de conversión} \\ 1 \text{ kg Hg/1.000.000 mg Hg} \end{matrix}} = \boxed{\text{190 kg Hg}}$$

Factores de distribución: Tras revisar la información de la sección 5.1.1 y otros informes, la reducción de mercurio por la limpieza de carbón se considera similar a la utilizada en EE. UU.; por lo tanto, se supone una eliminación del 21 % durante la limpieza previa (la estimación de US EPA, 1997a). Además, se asume que todo el mercurio eliminado durante este proceso fluye con las aguas residuales a una central especial de tratamiento de aguas residuales *in situ*, que aquí se supone que retiene el 100 % del mercurio en el agua y luego lo convierte en residuos sólidos.

Por lo tanto, los factores de distribución para el prelavado de carbón a las diversas vías son del siguiente modo:

Agua = 0,0

Aire = 0,0

Tierra = 0,0

Productos = 0,0

Desechos generales (residuos del tratamiento de aguas residuales) = 0,21 (es decir, 21 % de Hg eliminado por la limpieza previa)

b) Estimación de emisiones de mercurio a cada vía para la Fase 1 – Prelavado de carbón:

Utilizando la entrada de Hg total calculada antes del prelavado y el factor de distribución que figura arriba para el prelavado, las emisiones se pueden calcular de la siguiente manera:

$$(2) \quad \begin{array}{|c|} \hline \text{Emisiones a} \\ \text{vertederos de} \\ \text{desechos generales} \\ \text{del proceso de} \\ \text{prelavado} \\ \hline \end{array} = \frac{\begin{array}{|c|} \hline \text{Total de} \\ \text{entradas de Hg} \\ \hline 190 \text{ kg Hg} \\ \hline \end{array}}{\begin{array}{|c|} \hline \text{Factor de distribución} \\ \text{al residuo del} \\ \text{tratamiento de aguas} \\ \text{residuales} \\ \hline 0,21 \\ \hline \end{array}} * \begin{array}{|c|} \hline \text{39,9 kg} \\ \text{Hg} \\ \hline \end{array} = \begin{array}{|c|} \hline \text{Redondeado a} \\ \text{40 kg Hg} \\ \hline \end{array}$$

Por lo tanto, se estima que 40 kg de mercurio se emiten durante el lavado del carbón y se supone que el 100 % de esta cantidad irá a vertederos de desechos generales (residuos del tratamiento de aguas residuales).

II. Fase 2 – Combustión de carbón

a) Determinación de la tasa de actividad, los factores de entrada y los factores de distribución de salida para Fase 2 – Combustión de carbón:

Tasa de actividad = 1.000.000 de toneladas métricas de carbón;

Factor de entrada: 21 % del mercurio fue eliminado durante la limpieza previa del carbón, por lo tanto el 79 %

(es decir, 100 % – 21 %) del mercurio permanece en el carbón. Por tanto, la concentración de mercurio en el carbón que entra a la combustión (o nuevo factor de entrada tras prelavado de carbón) se puede estimar del siguiente modo:

$$(3) \quad \begin{array}{|c|} \hline \text{Nuevo} \\ \text{factor de entrada} \\ \text{tras prelavado de} \\ \text{carbón} \\ \hline \end{array} = \frac{\begin{array}{|c|} \hline \text{Factor de entrada antes} \\ \text{del prelavado de carbón} \\ \hline 0,19 \text{ mg Hg/kg de} \\ \text{carbón} \\ \hline \end{array}}{\begin{array}{|c|} \hline \text{\% de Hg restante} \\ \text{en el carbón tras} \\ \text{prelavado} \\ \hline 0,79 \\ \hline \end{array}} * \begin{array}{|c|} \hline \text{0,15 mg} \\ \text{Hg/kg de} \\ \text{carbón} \\ \hline \end{array}$$

La entrada total de mercurio a la combustión de carbón tras el prelavado de carbón puede entonces calcularse de este modo:

$$(4) \quad \begin{array}{|c|} \hline \text{Entrada} \\ \text{total de} \\ \text{mercurio a} \\ \text{la} \\ \text{combustión} \\ \text{de carbón} \\ \hline \end{array} = \frac{\begin{array}{|c|} \hline \text{Tasa de} \\ \text{actividad} \\ \hline 1.000.000 \\ \text{toneladas} \\ \text{métricas} \\ \text{de carbón} \\ \hline \end{array}}{\begin{array}{|c|} \hline \text{Factor de} \\ \text{entrada} \\ \hline 0,15 \text{ mg} \\ \text{Hg/kg de} \\ \text{carbón} \\ \hline \end{array}} * \frac{\begin{array}{|c|} \hline \text{Factor de} \\ \text{conversión} \\ \hline 1000 \text{ kg} \\ \text{carbón/tonelad} \\ \text{as métricas de} \\ \text{carbón} \\ \hline \end{array}}{\begin{array}{|c|} \hline \text{Factor de} \\ \text{conversión} \\ \hline 1 \text{ kg} \\ \text{Hg/1.000.000 mg} \\ \text{Hg} \\ \hline \end{array}} = \begin{array}{|c|} \hline \text{150} \\ \text{kg Hg} \\ \hline \end{array}$$

Factores de distribución: En la Tabla 5-5, la EPA de EE. UU. informa un promedio de eficiencia de eliminación del 36 % para precipitadores electrostáticos de lado frío, basándose en datos de siete centrales en Estados Unidos. Un borrador de valor predeterminado sugerido de 0,1 (o 10 %) de eliminación se presenta para calderas con un "PES general". Tras considerar las opciones, se decide que la mejor estimación se puede calcular a partir de datos procedentes de EE. UU. para esta instalación hipotética.

Basándose en la revisión de la descripción y los datos presentados en la sección 5.1.1, se supone que el 36 % de la entrada de mercurio a la unidad de combustión se emite con los residuos de limpieza de gas de combustión depositados en vertederos de desechos generales, y el 64 % restante se emite hacia la atmósfera.

Por lo tanto, los factores de distribución para la combustión de carbón a las diversas vías son del siguiente modo:

- Aire = 0,64 (es decir, 64 % de Hg emitido al aire)
- Desechos generales (residuos de gas de combustión) = 0,36 (es decir, 36 % de Hg a los residuos)
- Agua = 0,0
- Tierra = 0,0
- Desechos específicos del sector = 0,0

b) Estimación de emisiones de mercurio a cada vía de la Fase 2 – Combustión de carbón:

Utilizando la entrada de Hg total después del prelavado de carbón y los factores de distribución que figuran arriba, las emisiones se pueden calcular de la siguiente manera:

(5)	Emisiones al aire de la combustión de carbón	=	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="text-align: center;"><i>Total de entradas de Hg</i></td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">150 kg Hg</td> </tr> </table>	<i>Total de entradas de Hg</i>	150 kg Hg	*	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="text-align: center;"><i>Factor de distribución al aire</i></td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">0,64</td> </tr> </table>	<i>Factor de distribución al aire</i>	0,64	=	96 kg Hg
<i>Total de entradas de Hg</i>											
150 kg Hg											
<i>Factor de distribución al aire</i>											
0,64											
(6)	Emisiones a vertederos de desechos generales de la combustión de carbón	=	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="text-align: center;"><i>Total de entradas de Hg</i></td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">150 kg Hg</td> </tr> </table>	<i>Total de entradas de Hg</i>	150 kg Hg	*	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="text-align: center;"><i>Factor de distribución a residuos de gas de combustión</i></td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">0,36</td> </tr> </table>	<i>Factor de distribución a residuos de gas de combustión</i>	0,36	=	54 kg Hg
<i>Total de entradas de Hg</i>											
150 kg Hg											
<i>Factor de distribución a residuos de gas de combustión</i>											
0,36											

Por lo tanto, se estima que 96 kg de mercurio se emiten al aire y 54 kg a vertederos de desechos generales (como residuos de gases de combustión) a partir de la combustión de carbón después de su prelavado en esta instalación.

C. Resumen de resultados – Emisiones totales estimadas a todas las vías para todas las fases

En base a lo anterior, las emisiones totales estimadas a todas las vías para todas las fases son las siguientes:

- Aire = 96 kg Hg;
- Agua = 0;
- Vertederos de desechos generales (residuos de gas de combustión) = 54 kg Hg;
- Vertederos de desechos generales (tratamiento de aguas residuales) = 40 kg Hg;
- Tratamiento de desechos específicos del sector = 0
- Productos = 0;
- Emisiones de mercurio totales a todos los medios/vías = 190 kg Hg.**

D. Enfoques alternativos

Dos enfoques alternativos, pero similares, que pueden usarse y que conducen a las mismas estimaciones se describen a continuación.

a) Alternativa #1:

Este enfoque alternativo sigue el mismo proceso que el anterior, excepto que para la fase 2 en lugar de volver a calcular la concentración de mercurio en el carbón tras el prelavado, se calcula la cantidad total de mercurio que queda en el carbón que ingresa a la unidad de combustión, como sigue:

(7)	Entrada de Hg total al ingresar a unidad de	=	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="text-align: center;"><i>Entrada de Hg total antes del prelavado de carbón</i></td> </tr> </table>	<i>Entrada de Hg total antes del prelavado de carbón</i>	-	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="text-align: center;"><i>Hg eliminado por prelavado de carbón</i></td> </tr> </table>	<i>Hg eliminado por prelavado de carbón</i>	=	150 kg Hg
<i>Entrada de Hg total antes del prelavado de carbón</i>									
<i>Hg eliminado por prelavado de carbón</i>									

combustión tras prelavado	190 kg Hg	40 kg Hg	
--------------------------------------	-----------	----------	--

Entonces, las emisiones a cada vía a partir de la combustión se pueden calcular de la misma forma que en el cálculo anterior (5) y (6), utilizando los factores de distribución para la combustión de carbón tras el prelavado.

b) Alternativa #2:

Se incluye solo una fase en este enfoque alternativo, combinando el prelavado y la combustión en una única fase. Con este enfoque, el factor de entrada sería 0,19 mg Hg / kg de carbón, la tasa de actividad de 1.000.000 toneladas métricas de carbón, y los factores de distribución se ajustan para tener en cuenta la eliminación durante la limpieza del carbón como sigue:

Los factores de distribución para el enfoque alternativo #2 se pueden calcular de este modo:

Vertederos de desechos generales (residuos de limpieza de aguas residuales) = 0,21
(debido a la eliminación del 21 % de Hg por el prelavado de carbón);

Como el 21 % del mercurio fue eliminado, entonces el 79 % (100 % – 21 %) del mercurio permanece en el carbón que ingresa a la caldera. Por lo tanto, los otros factores de distribución son:

- Aire = $0,64 * 0,79 = 0,51$; (es decir, 64 % del mercurio permanece en el carbón que ingresa a la unidad de combustión, tras el prelavado);
- Residuos (desechos generales) = $0,36 * 0,79 = 0,28$; (es decir, 36 % del mercurio permanece en el carbón que ingresa a la unidad de combustión, tras el prelavado);
- Agua = 0,0;
- Tierra = 0,0;
- Productos = 0,0;

Entonces, las emisiones a cada vía a partir de la combustión de carbón se pueden calcular del mismo modo que arriba, utilizando los factores de distribución previos de esta manera:

(8)	Emisiones a vertederos de desechos generales del prelavado de carbón	=	$\frac{\text{Total deentradas de Hg}}{190 \text{ kg Hg}}$	*	$\frac{\text{Factor de distribucióna los vertederos dedesechos generales}}{0,21}$	=	39,9 kg Hg
(9)	Emisiones al aire de la combustión de carbón tras el prelavado	=	$\frac{\text{Total deentradas de Hg}}{190 \text{ kg Hg}}$	*	$\frac{\text{Factor de distribuciónal aire}}{0,51}$	=	96,9 kg Hg
(10)	Emisiones a los desechos generales de residuos de gas de combustión	=	$\frac{\text{Total deentradas de Hg}}{190 \text{ kg Hg}}$	*	$\frac{\text{Factor de distribucióna los desechosgenerales}}{0,28}$	=	53,2 kg Hg

E. Tabla de resumen para las emisiones de mercurio totales de la central eléctrica a carbón en el país ABC

A continuación sigue una tabla que resume las emisiones de mercurio estimadas para el ejemplo en cuestión, utilizando la tabla sugerida en la sección 4.4.1.

Tabla 4-16 *Ejemplo 1 – Combustión de carbón - Resumen de las emisiones de mercurio estimadas para el país ABC*

Combustión de carbón (central eléctrica)	Fase del ciclo de vida		Suma de emisiones a la vía de todas las fases del ciclo de vida
	Prelavado de carbón	Combustión de carbón	
Tasa de actividad	1.000.000 de toneladas métricas de carbón	1.000.000 de toneladas métricas	-
Factor de entrada para la fase	0,19 mg Hg/kg de carbón	0,15 mg Hg/kg de carbón	-
Entrada calculada a la fase	190 kg Hg	150 kg Hg	-
Factores de distribución de salida para:			NC
- Aire	0,0	0,64	NC
- Agua	0,0	0,0	NC
- Tierra	0,0	0,0	NC
- Productos	0,0	0,0	NC
- Tratamiento de desechos generales (se incluyen vertederos)	0,21	0,36	NC
- Tratamiento de desechos específicos del sector	0,0	0,0	NC
Salidas/emisiones calculadas al:	0,0		
- Aire	0,0	96 kg Hg	96 kg Hg
- Agua	0,0	0,0	0,0
- Tierra	0,0	0,0	0,0
- Productos	0,0	0,0	0,0
- Tratamiento de desechos generales	40 kg Hg	54 kg Hg	94 kg Hg
- Tratamiento de desechos específicos del sector	0,0	0,0	0,0

Notas: NC = no corresponde.

4.4.7.2 Ejemplo 2 - Instalaciones de incineración de desechos municipales en país hipotético XX

A. Características de la central y datos específicos del sitio

- Situada en el país XX, que es un país en desarrollo en la región del Asia-Pacífico;
- 100.000 toneladas métricas de desechos generales se incineran cada año;
- La instalación cuenta con un secador por pulverización (SP) y un PES para control de emisiones contaminantes;
- La unidad incineradora es de "quema en masa";
- No hay datos específicos del sitio disponibles sobre: 1) el contenido específico del tipo de desechos incinerados y 2) la eficiencia del control del SP y PES;
- Los residuos de gas de combustión se depositan en vertederos normales;
- Se determina que se debe incluir una fase del ciclo de vida (es decir, la combustión de desechos);
- Dadas las incertidumbres y limitaciones de los datos, se utilizarán intervalos para los valores de entrada y factores de distribución de salida.

B. Determinación de tasa de actividad, factores de entrada y factores de distribución de salida

Tasa de actividad = 100.000 toneladas métricas de desechos por año;

Factor de entrada: No hay datos específicos del sitio disponibles. Por lo tanto, se repasa la información del capítulo 5 del kit de herramientas, junto con información general sobre los tipos de desechos eliminados en el país XX, los tipos y cantidades de desechos que pueden contener mercurio, y la forma en que los desechos podrían compararse con otros países donde hay datos disponibles (como EE. UU.). Tras considerar cuidadosamente la información disponible, se supone que los desechos contienen aproximadamente 3-5 ppm de mercurio (4 ppm era el valor típico en EE. UU. en 1989). Por lo tanto, el factor de entrada para esta instalación municipal de incineración de desechos está en el intervalo de 3 a 5 ppm (o 3-5 mg Hg/kg) de mercurio en los desechos.

La entrada total de mercurio a la incineración de desechos municipales puede entonces calcularse de este modo:

Estimación más baja -

(11)

Entrada de Hg total al incinerador municipal de desechos	=	<i>Tasa de actividad</i>	*	<i>Factor de entrada</i>	*	<i>Factor de conversión</i>	*	<i>Factor de conversión</i>	=	300 kg Hg
		100.000 toneladas métricas de desechos		3 mg Hg/kg de desechos		1.000 kg de desechos/ tonelada métrica de desechos		1 kg Hg/1.000.000 mg Hg		

Estimación más alta -

(12)

Entrada de Hg total al incinerador municipal de desechos	=	<i>Tasa de actividad</i>	*	<i>Factor de entrada</i>	*	<i>Factor de conversión</i>	*	<i>Factor de conversión</i>	=	500 kg Hg
		100.000 toneladas métricas de desechos		5 mg Hg/kg de desechos		1.000 kg desechos/ tonelada métrica de desechos		1 kg Hg/1.000.000 mg Hg		

Factores de distribución: Se considera lo siguiente al establecer factores de distribución:

No se identificaron datos sobre la eficiencia del control de SP y PES. Se supone que la reducción de mercurio del secador por pulverización y el PES estaría en el rango de 35 % - 85 % (es decir, 35 % - 85 % del mercurio es capturado por el dispositivo de control y el resto termina en el residuo de gas de combustión), basándose en información de instalaciones similares en un país vecino.

Por lo tanto, las estimaciones bajas y altas de los factores de distribución para emisiones a todas las vías son las siguientes:

	Estimación más baja	Estimación más alta
Aire =	0,15	0,65
Residuos de gas de combustión (desechos generales) =	0,85	0,35
Agua =	0,0	0,0
Tierra =	0,0	0,0
Desechos específicos del sector =	0,0	0,0

C. Cálculo de las emisiones de mercurio estimadas a cada vía (o medio)

Utilizando las estimaciones de baja y alta gama para la entrada de Hg total y los factores de distribución que figuran arriba, las emisiones de la central de incineración de desechos municipales a todas las vías se pueden calcular de la siguiente manera:

Estimación más baja -

$$(13) \quad \boxed{\text{Emisiones al aire de la incineración de desechos municipales}} = \frac{\boxed{\text{Entrada total de Hg}}}{\boxed{300 \text{ kg Hg}}} * \frac{\boxed{\text{Factor de distribución al aire}}}{\boxed{0,15}} = \boxed{45 \text{ kg Hg}}$$

$$(14) \quad \boxed{\text{Emisiones a vertederos de desechos generales por incineración de desechos municipales}} = \frac{\boxed{\text{Entrada total de Hg}}}{\boxed{300 \text{ kg Hg}}} * \frac{\boxed{\text{Factor de distribución a residuos sólidos de gas de combustión}}}{\boxed{0,85}} = \boxed{255 \text{ kg Hg}}$$

Estimación más alta -

$$(15) \quad \boxed{\text{Emisiones al aire de la incineración de desechos municipales}} = \frac{\boxed{\text{Entrada total de Hg}}}{\boxed{500 \text{ kg Hg}}} * \frac{\boxed{\text{Factor de distribución al aire}}}{\boxed{0,65}} = \boxed{325 \text{ kg Hg}}$$

$$(16) \quad \boxed{\text{Emisiones a vertederos de desechos generales por incineración de desechos municipales}} = \frac{\boxed{\text{Entrada total de Hg}}}{\boxed{500 \text{ kg Hg}}} * \frac{\boxed{\text{Factor de distribución a residuos sólidos de gas de combustión}}}{\boxed{0,35}} = \boxed{175 \text{ kg Hg}}$$

D. Resumen de resultados. Intervalos estimados de emisiones a todas las vías

En base a lo anterior, las emisiones totales estimadas a todas las vías para todas las fases son las siguientes:

Aire =	45 a 325 kg Hg
Aguas residuales =	0
Vertederos de desechos generales (residuos de gas de combustión) =	175 a 255 kg Hg
Tratamiento de desechos específicos del sector =	0
Productos =	0
Emisiones de mercurio totales a todos los medios/vías =	300 a 500 kg Hg.

E. Tabla de resumen para las emisiones de mercurio totales de una central de incineración de desechos municipales en el país XX

A continuación sigue una tabla que resume las emisiones de mercurio estimadas para el ejemplo en cuestión, utilizando la tabla sugerida en la sección 4.4.1.

Tabla 4-17 Ejemplo 2 – Combustión de desechos - Resumen de las emisiones de mercurio estimadas para el país XX

Combustión de carbón (central eléctrica)	Fase del ciclo de vida: combustión de desechos	Suma de emisiones a la vía de todas las fases del ciclo de vida
Tasa de actividad	100.000 toneladas métricas de desechos	-
Factor de entrada para la fase	3-5 mg Hg/kg de desechos	-
Entrada calculada a la fase	300 a 500 kg Hg	-
Factores de distribución de salida para:		NC

Combustión de carbón (central eléctrica)	Fase del ciclo de vida: combustión de desechos	Suma de emisiones a la vía de todas las fases del ciclo de vida
- Aire	0,15 a 0,65	NC
- Agua (/aguas residuales)	0,0	NC
- Tierra	0,0	NC
- Productos	0,0	NC
- Tratamiento de desechos generales (se incluyen vertederos)	0,35 a 0,85	NC
- Tratamiento de desechos específicos del sector	0,0	NC
Salidas/emisiones calculadas al:	0,0	
- Aire	45 a 325 kg Hg	45 a 325 kg Hg
- Agua (/aguas residuales)	0,0	0,0
- Tierra	0,0	0,0
- Productos	0,0	0,0
- Tratamiento de desechos generales	175 a 255 kg Hg	175 a 255 kg Hg
- Tratamiento de desechos específicos del sector	0,0	0,0

Notas: NC = no corresponde.

4.4.7.3 Ejemplo 3 - Pilas con mercurio para el país hipotético XYZ

A. Información pertinente y datos específicos del país

- Un país de la CEI con la economía en transición, ubicado en la Comunidad de Estados Independientes;
- Una central de producción de pilas situada en el país produce 10 toneladas métricas de pilas de óxido de mercurio por año, con las siguientes características:
 - El aire de la sala de producción se ventila a un filtro de tela (FT) y un filtro de carbón;
 - El filtro de carbón se sustituye con regularidad y los "filtros gastados" son tratados como residuos peligrosos y depositados en lugares especiales de manejo de residuos peligrosos según regulaciones federales;
 - Los residuos del FT se eliminan en vertederos normales;
- Durante los últimos 4-5 años, el propietario de la central (Compañía ABC) exportó un promedio de 7 toneladas métricas por año de las pilas de óxido de mercurio producidas a diversos países de todo el mundo, y las restantes 3 toneladas métricas de las pilas producidas se comercializaron y usaron dentro del país XYZ;
- Basándose en los datos/información presentados en el kit de herramientas, se supone que estas pilas de óxido de mercurio contienen aproximadamente 32 % de mercurio por peso húmedo;
- La instalación informa que compra unas 2,0 toneladas métricas de mercurio elemental y 1,7 toneladas métricas de óxido de mercurio al año para ingresar al proceso de producción;
- No hay disponibles otros datos específicos del sitio respecto a la captura de mercurio del FT o filtro de carbón u otros factores;
- No se producen otras pilas con mercurio en el país XYZ;
- Durante la última década aproximadamente, unas 15 toneladas métricas de otros tipos de pilas con contenido de mercurio (alcalinas, pilas de óxido de plata y de tipo zinc/aire) se han importado y utilizado en el país XYZ cada año;

- Basándose en los datos/información presentados en el kit de herramientas, se estima que las pilas alcalinas, de óxido de plata y de tipo zinc/aire contienen aproximadamente 1 % de mercurio por peso húmedo;
- La información limitada disponible indica que aproximadamente el 5-10 % de las pilas usadas se recogen por separado y se envían a instalaciones específicas de tratamiento del sector;
- Alrededor del 80 % son eliminadas en los sistemas generales de recolección de desechos;
- El 10-15 % restante se elimina de manera informal.

B. Determinación de tasa de actividad, factores de entrada y factores de distribución de salida para las distintas fases del ciclo de vida

I. Fase 1 – Producción

a) Determinación de la tasa de actividad, los factores de entrada y los factores de distribución de salida para Fase 1 – Producción:

Tasa de actividad = 10 toneladas métricas de pilas producidas por año;

Factor de entrada: Basándose en la información anterior, la cantidad total de pilas producidas cada año (es decir, 10 toneladas métricas) contiene alrededor de 3,2 toneladas métricas (es decir, 32 %) de mercurio. Se supone que la mitad de este mercurio (1,6 toneladas métricas) es mercurio elemental y la otra mitad (1,6 toneladas métricas) óxido de mercurio. La compañía también informa de la compra de 2,0 toneladas métricas de mercurio elemental y óxido de mercurio, equivalente a una cantidad de mercurio elemental de 1.7 toneladas métricas cada año para la entrada, o un total de 3,7 toneladas métricas de mercurio. Por lo tanto, cerca de 0,5 toneladas métricas (es decir, $3,7 - 3,2 = 0,5$ toneladas métricas de mercurio), o 13,5 % de la entrada total de mercurio se calcula como "perdida" durante la producción, y 0,4 toneladas métricas de las pérdidas se supone que sean de forma elemental y 0,1 toneladas métricas que sean en forma de óxido de mercurio.

Basándose esta información anterior, el factor de entrada se determina en 0,5 toneladas métricas de mercurio perdido por cada 10 toneladas métricas de pilas producidas, o 0,05 toneladas métricas de mercurio por tonelada métrica de pilas producidas;

La entrada total de mercurio de la producción de pilas entonces puede calcularse de este modo:

$$(17) \quad \boxed{\begin{array}{c} \text{Mercurio} \\ \text{perdido total por} \\ \text{año en la} \\ \text{producción de} \\ \text{pilas} \end{array}} = \boxed{\begin{array}{c} \textit{Tasa de actividad} \\ 10 \\ \text{toneladas métricas de} \\ \text{pilas producidas por} \\ \text{año} \end{array}} * \boxed{\begin{array}{c} \textit{Factor de entrada} \\ 0,05 \\ \text{toneladas métricas de Hg} \\ \text{perdido/tonelada métrica de} \\ \text{pilas producidas} \end{array}} = \boxed{\begin{array}{c} \text{0,5 toneladas} \\ \text{métricas de} \\ \text{Hg} \end{array}}$$

Factores de distribución:

Se estima que 0,1 toneladas métricas (o el 20 %) de las emisiones totales de mercurio durante la producción se pierden como óxido de mercurio. Toda esta emisión de óxido de mercurio se supone como pérdidas al aire en la sala de producción. Además, la mayoría (90 %) de este óxido de mercurio se asume que sea capturado por el FT. Por lo tanto, se estima que un 18 % (es decir, $0,20 * 0,90 = 0,18$) es emitido a los residuos del FT (y termina en un vertedero) y un 2 % (es decir, $0,20 * 0,10 = 0,02$) se emite a la atmósfera a través de la acumulación de gases de escape. Nota: algo de mercurio podría emitirse al agua o tierra, pero no hay datos disponibles sobre este tema, por lo que se asume que todo va al aire.

Estimamos que 0,4 toneladas métricas (80 %) de las emisiones de mercurio se emiten al aire de la sala de producción en forma de mercurio elemental. Suponemos que la mayor parte de este

mercurio (90 %) es capturado por el filtro de carbón. Por lo tanto, se calcula que el 72 % ($0,80 * 0,90 = 0,72$) de las emisiones de mercurio durante la producción terminan en los desechos del filtro de carbón (y son tratados como residuos peligrosos regulados específicos del sector) y que el 8 % ($0,80 * 0,10 = 0,08$) es emitido a la atmósfera a través de la acumulación de gases de escape.

Por lo tanto, los siguientes factores de distribución para la producción pueden ser desarrollados:

Air =	0,10 (0,02 + 0,08);
Desechos generales (vertedero) =	0,18;
Tratamiento especial de desechos específicos del sector =	0,72;
Agua =	0,0;
Productos =	0,0;
Tierra =	0,0;

b) Salidas calculadas para la Fase 1 - Producción:

Utilizando la entrada de Hg total calculada de la producción y los factores de distribución de arriba, las emisiones de la producción de pilas se pueden calcular de la siguiente manera:

(18)	Emisiones al aire de la producción de pilas	=	$\frac{\text{Entrada total de Hg}}{0,5 \text{ toneladas métricas de Hg}}$	*	$\frac{\text{Factor de distribución}}{0,10}$	=	0,05 toneladas métricas de Hg
(19)	Emisiones a vertederos de desechos generales provenientes de la producción de pilas	=	$\frac{\text{Entrada total de Hg}}{0,5 \text{ toneladas métricas de Hg}}$	*	$\frac{\text{Factor de distribución}}{0,18}$	=	0,1 toneladas métricas de Hg
(20)	Emisiones a tratamientos de desechos específicos del sector por producción de pilas	=	$\frac{\text{Entrada total de Hg}}{0,5 \text{ toneladas métricas de Hg}}$	*	$\frac{\text{Factor de distribución}}{0,72}$	=	0,36 toneladas métricas de Hg

II. Fase 2 – Fase de uso

a) Determinación de la tasa de actividad, los factores de entrada y los factores de distribución de salida para Fase 2 – Uso:

Se pueden esperar emisiones muy limitadas durante el uso; por lo tanto, las emisiones de esta fase se pueden considerar despreciables y podemos pasar a la fase 3 (eliminación).

III. Fase 3 - Eliminación

a) Determinación de la tasa de actividad, los factores de entrada y los factores de distribución de salida para Fase 3 - Eliminación:

Tasa de actividad: Unas 3 toneladas métricas de pilas de óxido de mercurio consumidas (y eliminadas) cada año en el país XYZ, más 15 toneladas métricas de otros tipos de pilas con mercurio (alcalinas, de óxido de plata y de tipo zinc/aire) consumidas (y eliminadas) en el país XYZ cada año. Como no hay datos disponibles sobre las cantidades de baterías eliminadas, y el consumo se considera bastante estable a lo largo de cierta cantidad de años, los datos de consumo se utilizan como una aproximación para los datos de eliminación.

Factores de entrada: Las pilas de óxido de mercurio contienen un 32 % de mercurio y las otras pilas con contenido de mercurio enumeradas anteriormente contienen alrededor de un 1 % de mercurio. Los factores de entrada para los dos tipos de pilas, entonces son 0,32 toneladas métricas Hg/tonelada métrica de pilas de óxido de mercurio eliminadas y 0,01 toneladas métricas Hg/tonelada métrica de otras pilas que contienen Hg eliminadas, respectivamente.

La entrada total de mercurio de la eliminación de pilas entonces puede calcularse de este modo:

$$(21) \quad \begin{array}{|c|} \hline \text{Entrada} \\ \text{total de} \\ \text{mercurio} \\ \text{de la} \\ \text{eliminación} \\ \text{de pilas} \\ \hline \end{array} = \begin{array}{|c|} \hline \text{Tasa de} \\ \text{actividad} \\ \hline 3 \text{ toneladas} \\ \text{métricas de} \\ \text{pilas HgO} \\ \hline \end{array} * \begin{array}{|c|} \hline \text{Factor de} \\ \text{entrada} \\ \hline 0,32 \text{ tonelada} \\ \text{s métricas} \\ \text{Hg/tonelada} \\ \text{métrica de} \\ \text{pilas HgO} \\ \text{eliminadas} \\ \hline \end{array} + \begin{array}{|c|} \hline \text{Tasa de} \\ \text{actividad} \\ \hline 15 \\ \text{toneladas} \\ \text{métricas de} \\ \text{otras pilas con} \\ \text{Hg} \\ \hline \end{array} * \begin{array}{|c|} \hline \text{Factor de} \\ \text{entrada} \\ \hline 0,01 \text{ toneladas} \\ \text{métricas} \\ \text{Hg/tonelada} \\ \text{métrica de otras} \\ \text{pilas con Hg} \\ \text{eliminadas} \\ \hline \end{array} = \begin{array}{|c|} \hline \text{1,11} \\ \text{toneladas} \\ \text{métricas} \\ \text{de Hg} \\ \hline \end{array}$$

Factores de distribución: Como se mencionó anteriormente, alrededor del 5-10 % de las pilas se recogen por separado y se envían a instalaciones de tratamiento específicas del sector especial, cerca del 80 % se elimina junto con desechos generales, y del 10 al 15 % se eliminan de manera informal.

Por lo tanto, los siguientes factores de distribución para la eliminación pueden ser desarrollados:

- Aire = 0,0;
- Tratamiento especial de desechos específicos del sector = 0,10;
- Sistemas de recolección de desechos generales = 0,80;
- Agua = 0,0;
- Tierra = 0,10 (eliminadas informalmente, se supone que en la tierra);

b) Salidas calculadas para la Fase 3 - Eliminación:

Utilizando la entrada de Hg total calculada de la eliminación de pilas y los factores de distribución de arriba, las emisiones de la eliminación de pilas se pueden calcular de la siguiente manera:

$$(22) \quad \begin{array}{|c|} \hline \text{Emisiones a tratamientos} \\ \text{de desechos específicos} \\ \text{del sector por} \\ \text{eliminación de pilas} \\ \hline \end{array} = \begin{array}{|c|} \hline \text{Entrada de Hg} \\ \text{total} \\ \hline 1,11 \text{ toneladas} \\ \text{métricas de Hg} \\ \hline \end{array} * \begin{array}{|c|} \hline \text{Factor de} \\ \text{distribución} \\ \hline 0,10 \\ \hline \end{array} = \begin{array}{|c|} \hline \text{0,1 toneladas} \\ \text{métricas de} \\ \text{Hg} \\ \hline \end{array}$$

$$(23) \quad \begin{array}{|c|} \hline \text{Emisiones a sistemas de} \\ \text{recolección de desechos} \\ \text{generales por} \\ \text{eliminación de pilas} \\ \hline \end{array} = \begin{array}{|c|} \hline \text{Entrada de Hg} \\ \text{total} \\ \hline 1,11 \text{ toneladas} \\ \text{métricas de Hg} \\ \hline \end{array} * \begin{array}{|c|} \hline \text{Factor de} \\ \text{distribución} \\ \hline 0,80 \\ \hline \end{array} = \begin{array}{|c|} \hline \text{0,9 toneladas} \\ \text{métricas de} \\ \text{Hg} \\ \hline \end{array}$$

$$(24) \quad \begin{array}{|c|} \hline \text{Emisiones a la tierra} \\ \text{de la eliminación} \\ \text{informal de pilas} \\ \hline \end{array} = \begin{array}{|c|} \hline \text{Entrada de Hg} \\ \text{total} \\ \hline 1,11 \text{ toneladas} \\ \text{métricas de Hg} \\ \hline \end{array} * \begin{array}{|c|} \hline \text{Factor de} \\ \text{distribución} \\ \hline 0,10 \\ \hline \end{array} = \begin{array}{|c|} \hline \text{0,1 toneladas} \\ \text{métricas de} \\ \text{Hg} \\ \hline \end{array}$$

C. Resumen de resultados - Intervalos estimados de emisiones a todas las vías

En base a lo anterior, las emisiones totales estimadas a todas las vías para todas las fases son las siguientes:

Aire = 0,05 toneladas métricas de mercurio;
 Desechos generales (vertederos) = 1,0 toneladas métricas de mercurio;
 Tratamiento de desechos específicos del sector = 0,46 toneladas métricas de mercurio;
 Agua = 0;
 Productos = 0;
 Tierra = 0,1 toneladas métricas de mercurio;
Emisiones de mercurio totales a todos los medios/vías = 1,61 toneladas métricas de mercurio.

E. Tabla de resumen para las emisiones de mercurio totales del uso y eliminación de pilas con mercurio en el país XYZ

A continuación sigue una tabla que resume las emisiones de mercurio estimadas para el ejemplo en cuestión, utilizando la tabla sugerida en la sección 4.4.1.

Tabla 4-18 *Ejemplo 3 – Producción y uso de pilas con mercurio - Resumen de las emisiones de mercurio estimadas para el país XYZ*

Pilas con mercurio en el país XYZ	Fase del ciclo de vida		Suma de emisiones a la vía de todas las fases del ciclo de vida
	Producción	Eliminación	
Tasa de actividad	10 toneladas métricas de pilas producidas por año;	3 toneladas métricas de pilas de óxido de mercurio y 15 toneladas métricas de otros tipos de pilas consumidas	-
Factor de entrada para la fase	0,05 de toneladas métricas de Hg por tonelada métrica de pilas producidas.	0.32 kg Hg emitidos por kg de pilas de óxido de mercurio eliminadas, y 0.01 kg Hg emitidos por kg de otros tipos de pilas eliminadas	-
Entrada calculada a la fase	0,5 toneladas métricas de Hg perdido durante la producción	1,11 toneladas métricas de Hg	-
Factores de distribución de salida para la fase:			NC
- Aire	0,10	0,0	NC
- Agua (/aguas residuales)	0,0	0,0	NC
- Tierra	0,0	0,1	NC
- Productos	0,0	0,0	NC
- Tratamiento de desechos generales (se incluyen vertederos)	0,18	0,8	NC
- Tratamiento de desechos específicos del sector	0,72	0,1	NC
Salidas/emisiones calculadas al:			
- Aire	0,05 toneladas métricas de Hg	0,0	0,05 toneladas métricas de Hg
- Agua (/aguas residuales)	0,0	0,0	0,0
- Tierra	0,0	0,1 toneladas métricas de Hg	0,1 toneladas métricas de Hg
- Productos	0,0	0,0	0,0

- Tratamiento de desechos generales	0,1 toneladas métricas de Hg	0,9 toneladas métricas de Hg	1,0 toneladas métricas de Hg
- Tratamiento de desechos específicos del sector	0,36 toneladas métricas de Hg	0,1 toneladas métricas de Hg	0,46 toneladas métricas de Hg

Notas: NC = no corresponde.

4.5 Paso 4: Presentación del inventario

195. El cuarto y último paso, el inventario de mercurio, se compila utilizando los resultados generados en los pasos 1 al 3. Se puede hallar una plantilla de informe estandarizado en el kit de herramientas como documento aparte en el sitio web del kit del PNUMA, pronto para completar información. Se recomienda el uso de esta plantilla para asegurar que se consideren todas las fuentes (incluso aunque no puedan ser cuantificadas), que las lagunas de datos sean aparentes y que los inventarios sean comparables y transparentes. La presentación de los datos del inventario es crítica y también se debe armonizar para permitir comparaciones significativas de un país a otro.

196. En esta sección, primero se dan las pautas sobre lo que debe presentar un informe del inventario completo, a fin de mostrar la comprensión de los elementos básicos. A partir de entonces, las sugerencias para la preparación de informes provisionales, que puede ser útil durante el trabajo de inventario, es presentada.

197. Las pautas aquí brindadas tienen la intención de ayudar en el montaje de los informes que contengan los resultados esenciales de los proyectos de inventario en formatos que sean de utilidad inmediata para las audiencias previstas.

4.5.1 Elementos clave del inventario

198. El informe de inventario completo identificará las principales actividades y procesos que conducen a la emisión de mercurio, con el fin de brindar información sobre la naturaleza y el alcance de los procesos vinculados a las emisiones e identificar aquellos procesos para los que existen vacíos de información importantes que deban abordarse en el futuro. También se abordarán las emisiones al aire, agua y tierra, en productos y residuos, en la mayor medida posible, sin dejar de reconocer, según sea pertinente, que existen deficiencias significativas en la cobertura y calidad de los datos en algunas áreas. Los casos en que no haya disponibilidad de datos medidos o información apropiada de la actividad (como estadísticas) deben destacarse para su seguimiento.

199. Los elementos clave que el informe del inventario debe incluir son los siguientes.

Resumen ejecutivo

200. Esta sección debería presentar un resumen muy abreviado de los resultados principales, entre ellos:

- Introducción: Autor, fecha y motivo del inventario.
- Resultados y análisis: i) Resultados clave presentados en la tabla del resumen ejecutivo y gráficos seleccionados de la hoja de cálculo y ii) una breve lista y análisis de las subcategorías de emisiones de mercurio que contribuyen las mayores emisiones de mercurio, y las entradas más altas de nuevo mercurio a la sociedad, respectivamente.
- Vacíos de información y recomendaciones para el trabajo de seguimiento.

Tipos de fuentes de emisión de mercurio presentes

201. Una tabla que muestre la presencia confirmada, ausencia confirmada o incertidumbre confirmada, que sea pertinente a las subcategorías de fuente del kit (ver la plantilla del informe).

Resumen de aportes de mercurio a la sociedad

202. Una tabla y análisis que presente las entradas de mercurio por subcategoría. Los aportes de mercurio a la sociedad deben interpretarse aquí como las cantidades de mercurio que están disponibles para emisiones potenciales a través de la actividad económica en el país. Esto incluye el mercurio utilizado deliberadamente en productos como termómetros, medidores de presión arterial, lámparas de luz fluorescente, etc. También incluye el mercurio movilizado a través de la extracción y uso de materias primas que contienen mercurio en trazas. Para las categorías de desechos, las "entradas" se calculan para mostrar la distribución de mercurio en los desechos a través de las diferentes actividades de tratamiento de los desechos y calcular las emisiones provenientes de estas actividades, a pesar de

que los desechos no constituyen una fuente original de aporte de mercurio a la sociedad (excepto en el caso de importación de desechos)

Resumen de emisiones de mercurio

203. Una tabla y análisis con un resumen de emisiones de mercurio de todas las subcategorías de fuente presentes. Las emisiones de mercurio fundamentales aquí son las emisiones al aire (atmósfera), al agua (mares y masas de agua dulce, incluidas las producidas a través de los sistemas de aguas residuales), a la tierra, a los desechos generales, y a los desechos específicos para cada sector. Una vía de salida adicional es la de subproductos que designan los flujos de retorno de mercurio al mercado con subproductos que contienen impurezas de mercurio.

Puntos calientes de contaminación por mercurio identificados

204. Se debería presentar en formato de tabla una lista de todos los sitios de puntos calientes identificados en el país, con breves descripciones de los mismos basándose en la información disponible.

Antecedentes e inventario por categoría de fuente

205. Para cada subcategoría de fuente, presentar los datos y su origen con referencias explícitas y detalladas a las fuentes para cada conjunto de datos.

206. Describir los cálculos y aproximaciones realizadas. Incluidos la conversión de datos a las unidades necesarias, los cálculos de aproximación como extrapolaciones a nivel nacional de los datos representativos, etc.]

207. Describir los vacíos de información reales detallados y la manera en que se intentó obtener estos datos.

Referencias

208. Proporcionar referencias completas sobre todas las fuentes de datos en su informe, como se especifica en la plantilla del informe.

Apéndices - Hoja de cálculo para el nivel de inventario 2

209. Publicar/presentar la hoja de cálculo del nivel de inventario 2 final en formato Excel (o PDF, si se desea) junto con el informe. La hoja de cálculo es una parte esencial de la documentación del inventario.

210. Otros antecedentes muy detallados también se pueden presentar en apéndices, de ser pertinente.

4.5.2 Hoja de cálculo para calcular las emisiones

211. Una hoja de cálculo de Excel independiente que complementa este kit de herramientas está disponible en línea con el fin de facilitar el cálculo de entradas y salidas de las diferentes categorías de fuente. Hay más información de esta hoja de cálculo en la sección 9.2 de este kit de herramientas.

4.5.3 Sugerencias para informes provisionales

212. Al principio del proceso, un inventario provisional puede utilizarse para:

- Invitar a comentarios y opiniones sobre las etapas iniciales del estudio antes de que se comprometan recursos extensos al proyecto;
- Brindar información comparativa valiosa inicial a nivel nacional, regional e internacional;
- Mostrar el tamaño posible de las emisiones a partir de las subcategorías significativas ; y

- Priorizar necesidades para posteriores acciones de recolección de datos.

213. El desarrollo de un inventario de mercurio en el nivel de inventario 1 de este kit de herramientas se puede recomendar, en caso de que se desee un inventario provisional. El nivel de inventario 1 cuenta con procedimientos más simples y más estandarizados, y por lo tanto puede ser finalizado con menos recursos. En caso de que el nivel de inventario 1 no se pueda utilizar y todavía se desee realizar un inventario provisional, se deben tener en cuenta las siguientes recomendaciones.

214. El establecimiento de un inventario provisional puede tener lugar después de que las fuentes principales y sus subcategorías presentes en el país (o región) se hayan identificado y se hayan generado estadísticas de actividad (u otros indicios de su magnitud), pero antes de la finalización de los ejercicios de recopilación de información detallada.

215. El inventario provisional está diseñado para ilustrar el tamaño posible de las emisiones de los procesos identificados y, por lo tanto, para la fijación temprana de prioridades. Para cada fuente, la salida resultante será un indicador muy aproximado del tamaño de las emisiones de mercurio.

216. Un inventario provisional podría contener la siguiente información:

- Listado de todas las subcategorías conocidas que estén presentes en el país;
- Tablas de resumen de estadísticas de actividad para cada subcategoría, especialmente las que se espera sean significativas dentro del país, y en la medida que esta información se pueda obtener sin el uso extenso de los recursos. También deberían incluirse breves observaciones de cómo fue hallada o estimada esta información;
- Tabla de resumen que muestre la gama de factores predeterminados pertinentes por subcategoría, y la gama de posibles emisiones calculadas con estos factores predeterminados (tasa de actividad multiplicado por los factores de entrada y de distribución de baja y alta gama);
- Ilustración de los rangos posibles de emisiones que se muestren como un gráfico de barras para cada subcategoría en función de los factores de emisión predeterminados.

217. El informe provisional indicaría las subcategorías que puedan ser fuentes significativas de usos y emisiones de mercurio en el país, y las subcategorías para las que se necesita más información, y puede ser utilizado a modo de guía para ver dónde asignar más esfuerzo en las próximas etapas de la compilación del inventario, según sea necesario.

5 Descripción detallada de fuentes de emisiones de mercurio y de factores de entrada y salida de mercurio

218. Tenga en cuenta que, como no se espera que la sección 5 se lea de una sola vez, las descripciones detalladas de fuentes de cada subsección se han redactado como secciones independientes, por lo que puede haber cierta duplicación del texto. Esto es así para permitir que el lector encuentre toda la información que necesita de una fuente específica sin que tenga que consultar otras secciones para obtener datos adicionales.

219. En la sección 4.4 se incluyen comentarios sobre cómo usar la información de la sección 5 para cuantificar las emisiones de mercurio de una fuente específica.

220. La mejor manera de llegar a descripciones de fuentes individuales es usando la tabla de contenidos al principio de este informe (en la versión en formato de Word).

5.1 Extracción y uso de combustibles/fuentes de energía

221. Esta categoría principal incluye centrales eléctricas, hornos industriales e instalaciones para proporcionar calefacción de locales, que funcionan con combustibles fósiles (incluida la cocombustión de hasta 1/3 de los desechos), biogas, incluido el gas de vertedero, y biomasa. También comprende la extracción de gas natural, aceite mineral y otros combustibles fósiles. Las siete subcategorías dentro de esta categoría principal de fuentes se muestran en la Tabla 5-1 a continuación. Las principales vías de emisión de mercurio son el aire, el agua y los desechos/residuos. La tierra también puede ser una vía de emisión en el caso de la calefacción y cocina domésticas, ya sea mediante el uso de biomasa (mayoritariamente madera) o combustibles fósiles, y a partir de la extracción de aceite mineral. Es más, puede haber emisiones a la tierra si se vierten residuos contaminados directamente en el suelo (PNUMA, 2003).

Tabla 5-1 *Extracción y uso de combustibles/fuentes energéticas: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado*

Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos / residuos	Enfoque del inventario principal
5.1.1	Combustión de carbón en grandes centrales eléctricas	X	x	x	x	X	FP
5.1.2	Otras combustiones de carbón	X		x	x	x	DC
5.1.3	Extracción, refinación y uso de aceite mineral	X	X	x	x	x	DC/FP
5.1.4	Extracción, refinación y uso de gas natural	X	X	X	x	X	DC/FP
5.1.5	Extracción y uso de otros combustibles fósiles	X	x	x		x	DC
5.1.6	Energía y producción de calor de biomasa	X	x	x		x	DC
5.1.7	Producción de energía geotérmica	X					FP

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;
 X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x - Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

5.1.1 Combustión de carbón en grandes centrales eléctricas

5.1.1.1 Descripción de la subcategoría

222. El carbón se usa para la producción de calor y electricidad en diferentes sectores con tecnología variada de combustión. Las materias primas naturales, como el carbón, contienen cantidades de trazas de mercurio, que se liberan térmicamente durante la combustión.

223. Esta subcategoría incluye las grandes instalaciones de combustión (típicamente con efecto térmico de las calderas superior a 300 MW). Muchas de ellas son plantas de producción de electricidad a gran escala, algunas de las cuales también suministran calor (calefacción urbana, etc.). La razón por la que describimos esas centrales eléctricas a carbón por separado es que en muchos países estas representan gran parte del consumo nacional de carbón y a menudo están equipadas con sistemas extensos e individualmente configurados de reducción de emisiones. Tales equipos captan partes de la salida de mercurio, lo que reduce la emisión directa a la atmósfera. En muchos casos, las plantas de combustión de carbón más pequeñas no están equipadas con dispositivos de reducción de emisiones en el mismo grado.

224. Algunas plantas generadoras de electricidad que funcionan con combustibles fósiles también tienen la posibilidad de funcionar con petróleo y otros combustibles de carbono, pero la presente sección se centra en el carbón porque este contiene las mayores concentraciones de mercurio. En la sección 5.1.3 y 5.1.4 se analiza la combustión de petróleo y de gas, respectivamente.

5.1.1.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-2 *Principales emisiones y medios de recepción de la combustión en grandes centrales eléctricas*

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Combustión	X	x	x	x	X	X

Notas: X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

225. Las concentraciones de mercurio en el carbón utilizado es el principal factor que determina las emisiones de mercurio de este sector. La mayor parte del mercurio del carbón se emite térmicamente en forma de gas durante el proceso de combustión. El lavado de carbón previo a la combustión que se utiliza en algunos países (y que originalmente se introdujo para retirar parte del sulfuro) puede retirar parte del mercurio del carbón y requiere sistemas adecuados de limpieza y retención para retener el mercurio lavado.

226. Otro factor importante es el sistema de reducción de emisiones aplicado (también denominado "sistema de controles de contaminación del aire"). El equipo de poscombustión para la desulfurización de gases de combustión, la eliminación de NO_x y la retención de partículas, que en la actualidad es ampliamente aplicado en los países industrializados, retiene partes de mercurio que de otro modo se liberarían en forma de emisiones. La retención varía entre los principales tipos de filtros y de carbón utilizados. Las configuraciones de filtros pensadas para una óptima retención de mercurio todavía no son habituales, pero ya fueron introducidas en Estados Unidos. La tecnología de combustión y especialmente los tipos de carbón usados tienen influencia en la eficiencia de los sistemas de limpieza de gases de combustión y, por lo tanto, en las emisiones directas.

227. Por ejemplo, los tipos de carbón con elevado contenido de cloruro y las condiciones de combustión que favorecen la oxidación de mercurio en el gas de escape producen mayor retención de mercurio en los sistemas de reducción de emisiones de uso común en los países industrializados. Las unidades que queman carbón bituminoso o que tienen altos niveles de carbono en el gas de

combustión presentan niveles más elevados de retención de mercurio en los filtros de partículas y depuradores (PNUMA, 2002). Para obtener información más detallada sobre diferentes principios de combustión en plantas de combustión de carbón, ver, por ejemplo, US EPA (1997a) y US EPA (2002a).

228. Las salidas de mercurio de este sector se distribuyen entre 1) emisiones al aire; 2) acumulación en residuos sólidos de incineración y residuos de la limpieza de gases de combustión, y 3) emisiones posiblemente más pequeñas al agua (solo vía sistemas de tecnología de limpieza húmeda de gases de combustión o del prelavado de carbón). Debe tomarse en cuenta que, al igual que otros depósitos de desechos con mercurio, los residuos sólidos de las centrales eléctricas con combustión de carbón pueden resultar en futuras emisiones de mercurio. El grado de estas emisiones depende del nivel de control del depósito para minimizar emisiones de mercurio al aire, agua y tierra durante décadas.

229. En general, en América del Norte y Europa occidental, alrededor de la mitad de la entrada de mercurio se libera con las emisiones de aire, en tanto que la otra mitad de dicha entrada es retenida en los residuos de limpieza de gases de combustión, y solo una parte minoritaria es retenida en cenizas de fondo/escoria. Según los sistemas de limpieza de gases de combustión aplicados, los residuos y subproductos que contienen mercurio pueden ser cenizas volantes, productos sólidos de reacción con contenido de azufre para depósito (procedentes de depuradores secos o húmedos) y paneles de yeso (que se comercializan).

230. En el caso de las plantas de combustión de carbón sin equipo de reducción de emisiones o con retención solo para grandes partículas (retención de PES), todas o la mayoría de las entradas de mercurio se emitirán directamente a la atmósfera. Esto se debe a que, a diferencia de la mayoría de los demás metales pesados, una parte sustancial del mercurio en el gas de escape está presente en forma de mercurio elemental gaseoso. No obstante, los filtros de tela y otros filtros de partículas altamente eficientes, que también retienen partículas pequeñas, retienen elevados porcentajes de las entradas de mercurio en algunos tipos de carbón que favorecen la oxidación de mercurio en el gas de combustión, ya que el mercurio oxidado se asocia con partículas y con la humedad.

5.1.1.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-3 *Resumen de datos de tasa de actividad y tipos de factores de entradas de mercurio necesarios para estimar las emisiones de las combustiones de carbón en grandes centrales eléctricas*

Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Cantidad de cada tipo principal de carbón quemado	Concentración de mercurio en cada tipo principal de carbón quemado

231. La razón por la que se definen las entradas para cada tipo principal de carbón es que el kit de herramientas funciona (en forma predeterminada) con cuatro tipos principales. Esto se debe a que la eficiencia de la retención de mercurio de los sistemas de control de contaminación del aire (y por lo tanto los factores de distribución de salida) varía con el tipo de carbón debido a la composición química de este.

232. En el sitio web de la Agencia Internacional de Energía (<http://www.iea.org/stats/>), están disponibles las estimaciones detalladas del consumo nacional de diferentes tipos de combustibles, en total y por sectores. Con respecto al carbón, el consumo también está distribuido entre los tipos principales de carbón (antracita, bituminoso [incluido el carbón de coque], sub-bituminoso y lignito; en el sitio web, seleccione el país, "statistics" y "coal").

233. La concentración de mercurio del carbón varía considerablemente según el tipo de carbón, su origen e incluso dentro de la misma mina. Por ejemplo, las concentraciones de mercurio pueden variar según un orden de magnitud o más dentro del mismo campo de minería (Pirrone *et al.*, 2001). Los datos disponibles indican que las concentraciones de mercurio en carbón varían entre 0,01 y 8,0 ppm. El Servicio Geológico de Estados Unidos (Bragg *et al.*, 1998) reportó una concentración promedio de mercurio de 0,17 mg/kg en 7.000 muestras de carbón de EE. UU. El 80 % de las muestras tenían una concentración menor a 0,25 mg/kg, y el mayor valor individual fue de 1,8 mg/kg. Para consultar más ejemplos de concentraciones de mercurio en carbón, ver la Tabla 5-4 a continuación y las fuentes de datos referidas en ella.

Tabla 5-4 Ejemplos de concentraciones de mercurio en carbón de diferentes tipos y origen (mg/kg o ppm (p/p); referencias de datos en las notas de la tabla)

Origen geográfico	Tipo de carbón	Concentración promedio de Hg	Desviación estándar del promedio	Rango de concentraciones de Hg, con número de muestras entre paréntesis	Notas:
Australia	Bituminoso			0,03-0,4	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
Australia	Antracita y bituminoso (usos diversos)	0,068			P. Nelson, tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
Australia	Carbones duros (uso industrial)	0,042			P. Nelson, tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
Australia	Lignito, sub-bituminoso	0,032			P. Nelson, tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
Australia	Lignito pardo usado en la industria	0,068			P. Nelson, tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
Argentina	Bituminoso	0,1		0,03 y 0,18 (2)	Finkelman, 2004
Botsuana	Bituminoso	0,09		0,04-0,15 (11)	Finkelman, 2004
Brasil	Bituminoso	0,19		0,04-0,67 (4)	Finkelman, 2004
Canadá	Bituminoso, sub-bituminoso, lignito	0,07			Mazzi <i>et al.</i> , 2006, tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
China	Antrac. + bituminoso	0,15		<0,0-0,69 (329)	Finkelman, 2004
China	Bituminoso para las CE y carbones duros para uso industrial	0,149			PNUMA, 2011c, tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
China	Carbones duros para usos difusos (otros)	0,19			PNUMA, 2011c, Sloss, 2008, tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
Colombia	Sub-bituminoso	0,04		>0,02-0,17 (16)	Finkelman, 2004
República Checa	Bituminoso	0,25		<0,02-0,73 (24)	Finkelman, 2003
Egipto	Bituminoso	0,12		0,04-0,36 (14)	Finkelman, 2003
Alemania	Bituminoso			0,7-1,4	Pirrone <i>et al.</i> , 2001

Origen geográfico	Tipo de carbón	Concentración promedio de Hg	Desviación estándar del promedio	Rango de concentraciones de Hg, con número de muestras entre paréntesis	Notas:
Alemania	Lignito (uso en CE)	0,063			PNUMA/AMAP, 2012
India	Bituminoso y lignito (promedio en CE)	0,14			PNUMA/CIMFR-CSIR, 2012, tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
India	Carbones duros y lignito pardo (uso industrial y difuso)	0,292			Mukherjee <i>et al.</i> , 2008, tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
Indonesia	Lignito	0,11		0,02-0,19 (8)	Finkelman, 2003
Indonesia *2	Sub-bituminoso	0,03	0,01	0,01-0,05 (78)	"Quemado en 1999" en EE. UU.; concentraciones expresadas con base en el peso en seco; se desconoce su origen exacto, no presentado si es representativo de origen
Japón	Bituminoso			0,03-0,1	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
Japón	Bituminoso/ carbones duros	0,0454			Información nacional presentada a PNUMA/AMAP, 2012
México	Sub-bituminoso / lignito pardo	0,293			Carbón no lavado, P. Maíz, 2008, tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
Nueva Zelanda	Bituminoso			0,02-0,6	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
Perú	Ant. + bit.	0,27		0,04-0,63 (15)	Finkelman, 2004
Filipinas	Sub-bituminoso	0,04		<0,04-0,1	Finkelman, 2004
Polonia	Bituminoso			0,01-1,0	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
Rumania	Lign. + Sub-bit.	0,21		0,07-0,46 (11)	Finkelman, 2004
Rusia	Bituminoso	0,11		<0,02-0,84 (23)	Finkelman, 2003
Rep. Eslovaca	Bituminoso	0,08		0,03-0,13 (7)	Finkelman, 2004
Sudáfrica	Bituminoso			0,01-1,0	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
Sudáfrica	Bituminoso/ carbones duros	0,31			Mesakoameng <i>et al.</i> , 2010, tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
Sudamérica *2	Bituminoso	0,08	0,07	0,01-0,95 (269)	"Quemado en 1999" en EE. UU.; concentraciones expresadas con base en el peso en seco; se desconoce su origen exacto, no presentado si es representativo de origen

Origen geográfico	Tipo de carbón	Concentración promedio de Hg	Desviación estándar del promedio	Rango de concentraciones de Hg, con número de muestras entre paréntesis	Notas:
República de Corea	Antracita	0,3		<0,02- 0,88 (11)	Finkelman, 2003
República de Corea	Antracita usada en CE	0,082			Kim <i>et al.</i> , 2010a, tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
República de Corea	Bituminos usado en CE y usos difusos	0,046			Kim <i>et al.</i> , 2010a y 2010b, tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
República de Corea	Carbones duros usados en la industria	0,069			Kim <i>et al.</i> , 2010a, tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
Federación de Rusia	Bituminoso y lignito usado en CE	0,063			PNUMA, 2011d, tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
Federación de Rusia	Carbones duros y lignito pardo (uso industrial y difuso)	0,1			PNUMA, 2011d, tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
Tanzania	Bituminoso	0,12		0,04-0,22 (15)	Finkelman, 2004
Taiwán	Antr./Bit.	0,67		0,07-2,3 (4)	Finkelman, 2004
Tailandia	Lignito	0,12		0,02-0,57 (11)	Finkelman, 2003
Turquía	Lignito	0,11		0.03-0.66 (143)	Finkelman, 2004
Ucrania	Bituminoso	0,07		0,02-0,19 (12)	Finkelman, 2003
Reino Unido	Bituminoso			0,2-0,7	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
EE. UU. *1	Sub-bituminoso	0,10	0,11	0,01-8,0 (640)	Mismo comentario que para EE. UU., bituminoso
EE. UU. *1	Lignito	0,15	0,14	0,03-1,0 (183)	Mismo comentario que para EE. UU., bituminoso
EE. UU. *1	Bituminoso	0,21	0,42	<0,01-3,3 (3527)	En referencias (US EPA, 1997a) se consideran como típicos valores "en el suelo" para el carbón de EE. UU., probablemente con conc. por peso húmedo.
EE. UU. *1	Antracita	0,23	0,27	0,16-0,30 (52)	Mismo comentario que para EE. UU., bituminoso
EE. UU.	Sub-bituminoso (uso en CE)	0,055			PNUMA, 2010a, A. Kolker, comunic. pers., tal como se cita en PNUMA/AMAP, 2012
Vietnam	Antracita	0,28		<0,02-0-14 (3)	Finkelman, 2004
Zambia	Bituminoso	0,6		<0,03-3,6 (12)	Finkelman, 2004
Zimbabwe	Bituminoso	0,08		<0,03-0,5 (3)	Finkelman, 2004
Ex Yugoslavia	Lignito	0,11		0,07-0,14 (3)	Finkelman, 2004

Notas: CE: Centrales eléctricas. *1 Referencia: US EPA (1997a); *2 US EPA (2002a); Apéndice A.

234. Algunas plantas de combustión de carbón también queman desechos, que pueden contener mercurio. Para consultar una descripción del mercurio en los desechos, vea la sección 5.8 (incineración de desechos). En los casos en que se incineren desechos en la central eléctrica a carbón evaluada, las entradas de mercurio estimadas procedentes de los desechos deben agregarse a las demás entradas de mercurio para estimar las emisiones.

235. PNUMA/AMAP (2012) trabajó con un factor de entrada de mercurio intermedio (factor de emisión no disminuido) de las centrales eléctricas para los tipos de carbón antracita, bituminoso (carbones duros), sub-bituminoso y lignito (lignito pardo) de 0,15 g de Hg/tonelada métrica de carbón, con base en el estudio de bibliografía (incluida una versión previa de este kit de herramientas) e información específica de cada país recopilada como parte de ese proyecto.

5.1.1.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

236. Si se aplica el prelavado de carbón, esto puede disminuir el contenido de mercurio del carbón en un 10 a 50 % en comparación con el contenido original (PNUMA, 2002). US EPA (1997a) reportó un valor promedio de eliminación de mercurio de 21 % para el prelavado de carbón en plantas de ese país.

237. La eficiencia de los sistemas de reducción de emisiones para retener mercurio de los gases de escape de centrales eléctricas a carbón se ha investigado en muchos estudios y en distintos tipos de configuraciones de equipos. Tal como se mencionó, la eficiencia varía considerablemente, incluso dentro del mismo tipo de condiciones de combustión y principios de reducción de emisiones aplicados. Por lo tanto, las mediciones específicas de las fuentes puntuales de la eficiencia del control son el enfoque preferido para el inventario, siempre que sea posible y viable.

238. Pacyna informa que algunos **sistemas húmedos de desulfurización de gases de combustión (DGC)** no pueden eliminar más del 30 % del mercurio en dichos gases, pero, en general, la eficiencia de eliminación va del 30 % al 50 % (Pacyna y Pacyna, 2000; tal como se cita en PNUMA, 2002). Datos de Estados Unidos muestran algunas eliminaciones de mercurio de más del 80 % al usarse sistemas húmedos de DGC para el control de las emisiones de mercurio de las calderas de compañías eléctricas (Oficina de Investigación y Desarrollo de EPA de Estados Unidos, disponible en: <http://www.epa.gov/ttn/atw/utility/hgwhitepaperfinal.pdf>)

239. En la figura 5-1 a continuación se resume un ejemplo de la distribución relativa del mercurio entre las diferentes etapas/salidas de una caldera a carbón
 Figura 5-1.
 (Pacyna y Pacyna, 2000; tal como se cita en PNUMA, 2002).

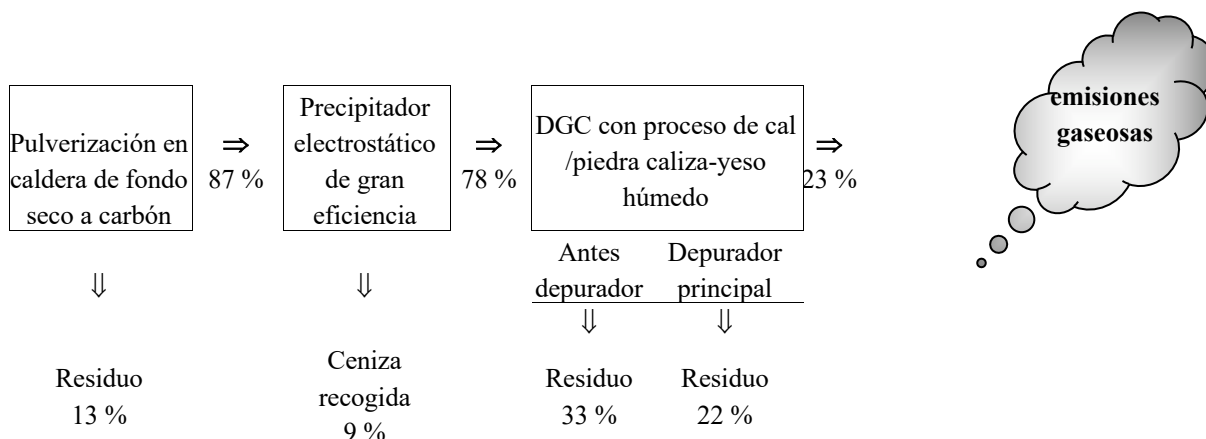


Figura 5-1 Reducción de emisiones de mercurio con sistemas húmedos de DGC; flujos y

salidas de mercurio en % de entrada de mercurio a la caldera, con base en Pacyna y Pacyna (2000) (figura de PNUMA, 2002)

240. En Escandinavia y en Estados Unidos se ha investigado la retención de mercurio en la fase de vapor por **absorción de secador por pulverización (ASP)** en el caso de cámaras de combustión de carbón e incineradores. En resumen, la eliminación de mercurio global en diversos sistemas de secado por pulverización se ubicó entre alrededor de 35 % y 85 %. Las mayores eficiencias de eliminación se lograron en sistemas de secado por pulverización equipados con filtros de tela en dirección del flujo (Pacyna y Pacyna, 2000; tal como se cita en PNUMA, 2002).

241. En condiciones resumidas de Dinamarca (basadas en equilibrios de masa), la distribución de salida de mercurio global en las centrales eléctricas con control de partículas (MP) y DGC húmeda se estimó aproximadamente en 50 % retenido con control de material particulado, 20 % retenido con residuos de DGC y 30 % emitido a la atmósfera. Las estimaciones similares globales para centrales eléctricas con control de MP y DGC semiseca fueron de 50 % retenido con control de material particulado, 25 % retenido con residuos de desulfurización y 25 % emitido a la atmósfera. En el caso de unas pocas plantas con únicamente control de MP, aproximadamente el 50 % fue retenido por el control de MP y el resto se liberó a la atmósfera (Skårup *et al.*, 2003).

242. La US EPA (2002a) llevó a cabo investigaciones de retención de mercurio en una serie de calderas a carbón pulverizado de compañías eléctricas de Estados Unidos con diferentes equipos de reducción de emisiones y diferentes tipos de carbón quemado en Estados Unidos. Sus resultados se resumen en la Tabla 5-5 a continuación. Para consultar más detalles, ver US EPA (2002a).

243. En Estados Unidos (ver US EPA, 1997, o US EPA, 2002a) y Europa (EMEP/CORINAIR, 2001), se han desarrollado diversos conjuntos de factores de emisión solo a la atmósfera del mercurio procedente de la combustión de carbón en centrales eléctricas. Estos se presentan, no obstante, como factores de emisión única en diversas condiciones, no divididos en factores de entrada y factores de distribución de salida como se hace en este kit de herramientas.

Tabla 5-5 Resultados resumidos de la reciente investigación de EPA de EE. UU. sobre la retención de mercurio en diferentes sistemas de reducción de emisiones. Captura promedio de mercurio en % de entrada de mercurio en el dispositivo de reducción (US EPA, 2002a).

Estrategia de control poscombustión	Configuración del dispositivo de control de emisiones poscombustión	Captura promedio de mercurio por configuración de control (número de pruebas en estudio entre paréntesis)		
		Carbón quemado en unidad de caldera a carbón pulverizado		
		Carbón bituminoso	Carbón sub-bituminoso	Lignito
Solo control de MP	PES-LF	36 % (7)	3 % (5)	- 4 % (1)
	PES-LC	9 % (4)	6 % (4)	Sin probar
	FT	90 % (4)	72 % (2)	Sin probar
	FP	Sin probar	9 % (1)	Sin probar
Control de MP y adsorbente de secador por pulverización	ASP+PES	Sin probar	35 % (3)	Sin probar
	ASP+FT	98 % (3)	24 % (3)	0 % (2)
	ASP+FT+RCS	98 % (1?)	Sin probar	Sin probar
Control de MP y sistema de DGC húmedo (a)	DP+DGC	12 % (1)	-8 % (4)	33 % (1)
	PES-LF+DGC	74 % (1)	29 % (3)	44 % (2)
	PES-LC+DGC	50 % (1)	29 % (5)	Sin probar
	FT+DGC	98 % (2)	Sin probar	Sin probar

- (a) Captura estimada entre los dos dispositivos de control;
 RCS - Reducción catalítica selectiva;
 PES-LF - Precipitador electrostático de lado frío;
 PES-LC - Precipitador electrostático de lado caliente;
 FT - Filtro de tela;
 DP - Depurador de partículas;
 ASP - Sistema adsorbente de secador por pulverización;
 DGC - Desulfurización de gases de combustión.

244. Tabla 5-6 muestra las eficiencias de retención promedio de los controles de contaminación de aire utilizados con la combustión de carbón en centrales eléctricas, así como las tasas de aplicación asociadas, utilizadas por PNUMA/AMAP (2012) en su trabajo de inventario. Los datos que se muestran se basan en un estudio de bibliografía (incluida una versión previa de este kit de herramientas) y en información específica de cada país recopilada para ese proyecto. Las tasas de retención de algunos controles de contaminación del aire varían según el tipo de carbón, principalmente debido a su composición química; por ejemplo, la concentración de halógenos y otros constituyentes que tiene influencia en la oxidación del mercurio en el gas de combustión. El mercurio oxidado se asocia con las partículas y la humedad, y por lo tanto se puede retener mejor en filtros de partículas, en tanto que el gas de mercurio elemental solo se retiene efectivamente en filtros específicos para mercurio, como la inyección de carbón activado (ICA) recogido en filtros de tela (FT).

Tabla 5-6 Tasas de retención de mercurio y perfil de aplicación de la combustión de carbón en centrales eléctricas; elaborado por PNUMA/AMAP (2012).

	Tasas intermedias de retención de mercurio, en %, por tipo de carbón				Grado de aplicación (en %) por grupo de países *1				
	Antracita	Bituminoso o	Sub-bituminoso	Lignito	1	2	3	4	5
Control de contaminación del aire									
Nivel 0: ninguno	0	0	0	0					
Nivel 1: CCA simple para material particulado: PES/DP/CIC	25	25	10	2	30	75	70	100	100
Nivel 2: Material particulado (FT)	50	50	50	5	5	20	30		
Nivel 3: CCA eficiente: MP+ASP/DGCh	65	65	40	20	20				
Nivel 4: CCA muy eficiente: MP+DGC+RCS	70	90	25	20	40	5			
Nivel 5: específico del mercurio	97	97	75	75	5				

Notas: *1: PNUMA/AMAP (2012): países distribuidos en cinco grupos con base en su nivel de desarrollo en lo que respecta a la disminución de mercurio, con los más desarrollados como grupo 1 y los menos desarrollados como grupo 5. Para consultar una descripción más detallada del agrupamiento, ver la referencia.

5.1.1.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

245. Con base en los ejemplos compilados hasta ahora de concentraciones de mercurio en carbón y en la información anterior de la eficiencia de los sistemas de reducción de emisiones, se sugieren los siguientes factores predeterminados de entrada y distribución para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base. Asimismo, los factores predeterminados presentados se basan únicamente en datos resumidos.

246. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

247. Teniendo en cuenta la gran variación que se presenta antes sobre las concentraciones de mercurio en el carbón y la eficiencia de los sistemas de reducción de emisiones de mercurio, el enfoque preferido es el uso de datos de fuentes específicas, siempre que sea viable. Para consultar recomendaciones sobre la recopilación de datos, ver la sección 4.4.5.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

248. Los datos reales sobre los niveles de mercurio en la composición particular del carbón utilizado llevará a las mejores estimaciones de las emisiones. Si no hay datos disponibles del carbón real utilizado, entonces se pueden usar valores o rangos promedio extraídos de datos sobre tipos similares de carbón (ver ejemplos en la Tabla 5-4 anterior).

249. Si no hay información disponible sobre la concentración de mercurio del carbón utilizado, se puede hacer una primera estimación con los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-7 a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indique una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto) y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior. El valor intermedio se usa en el nivel de inventario 1 del kit de

herramientas. Si se opta por no calcular los intervalos, el uso del valor máximo dará la indicación más segura de la posible importancia de la categoría de fuente para una posterior investigación. El uso de la estimación del límite superior no implica automáticamente que las emisiones reales sean tan altas, sino solamente que quizás haya que seguir investigando.

Tabla 5-7 Factores de entrada predeterminados de mercurio en el carbón utilizado para la producción de energía en centrales eléctricas.

Material	Factores de entrada predeterminados; g de mercurio por tonelada métrica de hulla seca de llama corta; (límite inferior, límite superior, (intermedio))
Carbón usado en centrales eléctricas (para todos los tipos principales)	0,05 - 0,5 (0,15)

250. En línea con PNUMA/AMAP (2012), a continuación se dan los factores de distribución de salida predeterminados de los cuatro tipos principales de carbón. Tenga en cuenta que la designación "carbón de coque" utilizada, por ejemplo, en las estadísticas de carbón de la IEA, es un subgrupo del carbón bituminoso y, por lo tanto, se puede calcular como tal.

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

Tabla 5-8 Factores de distribución predeterminados de salidas de mercurio procedentes de la combustión de carbón en centrales eléctricas.

Sistema de reducción de emisiones y tipo de carbón	Factores de distribución, porcentaje de entrada de Hg					
	Aire	Agua	Tierra *2	Productos *3	Desechos generales *2	Tratamiento/eliminación específico por sector *2
Lavado de carbón *1		0,01		0,8 (en carbón para ser quemado)		0,19
Combustión de antracita:						
Nivel 0: ninguno	1					
Nivel 1: CCA simple para material particulado: PES/DP/CIC	0,75					0,25
Nivel 2: Material particulado (FT)	0,5					0,5
Nivel 3: CCA eficiente: MP+ASP/DGCh	0,35	?				0,65
Nivel 4: CCA muy eficiente: MP+DGC+RCS	0,3					0,7
Nivel 5: específico del mercurio	0,03					0,97
Combustión de carbón bituminoso:						
Nivel 0: ninguno	1					
Nivel 1: CCA simple para material particulado: PES/DP/CIC	0,75					0,25
Nivel 2: Material particulado (FT)	0,5					0,5
Nivel 3: CCA eficiente: MP+ASP/DGCh	0,35	?				0,65
Nivel 4: CCA muy eficiente: MP+DGC+RCS	0,1					0,9
Nivel 5: específico del mercurio	0,03					0,97
Combustión de carbón sub-bituminoso:						
Nivel 0: ninguno	1					
Nivel 1: CCA simple para material particulado: PES/DP/CIC	0,9					0,1
Nivel 2: Material particulado (FT)	0,5					0,5

Nivel 3: CCA eficiente: MP+ASP/DGCh	0,6	?				0,4
Nivel 4: CCA muy eficiente: MP+DGC+RCS	0,75					0,25
Nivel 5: específico del mercurio	0,25					0,75
Combustión de lignito:						
Nivel 0: ninguno	1					
Nivel 1: CCA simple para material particulado: PES/DP/CIC	0,98					0,02
Nivel 2: Material particulado (FT)	0,95					0,05
Nivel 3: CCA eficiente: MP+ASP/DGCh	0,8	?				0,2
Nivel 4: CCA muy eficiente: MP+DGC+RCS	0,8					0,2
Nivel 5: específico del mercurio	0,25					0,75

- Notas: *1 Si se aplica el lavado de carbón, el mercurio que entra a la combustión es la salida calculada a "productos" del lavado de carbón. Puede haber salidas al agua si no se retiene todo el Hg del medio de lavado en los residuos.
- *2 En caso de que los residuos no se depositen cuidadosamente, el mercurio contenido en estos se puede considerar como emitido a la tierra. La eliminación específica por sector puede incluir la eliminación en vertederos especiales protegidos, en vertederos especiales sin protección para la lixiviación y un uso más difuso en construcción de carreteras y otros trabajos de construcción. Es probable que la distribución entre la eliminación con los desechos generales (vertederos comunes) y la eliminación específica por sector varíe mucho entre los países y que deba recopilarse información específica sobre los procedimientos locales de eliminación de desechos.
- *3 Según los sistemas específicos de limpieza de gases de combustión que se apliquen, partes del mercurio que de otro modo se depositarían como residuo pueden irse con subproductos comercializados (principalmente paneles de yeso y ácido sulfúrico).
- Abreviaturas: DS – depurador seco; PES – precipitador electrostático; FT - filtro de tela (o "filtro de bolsa"); DGC – desulfurización de gases de combustión; MP – material particulado (o filtro de MP); DP - depurador de partículas; RCS - reducción catalítica selectiva; SP - secador por pulverización; ASP - adsorbente de secador por pulverización; RNCS - reducción no catalítica selectiva; DGCh – desulfurización de gases de combustión húmeda.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

251. No se sugiere ninguna relación.

5.1.1.6 Principales datos específicos de la fuente

252. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Datos medidos o de bibliografía sobre las concentraciones de mercurio en la mezcla específica de carbones (origen y tipo) quemados en la planta;
- Datos en cantidad de cada tipo principal de carbón quemado en la planta, y
- Datos medidos sobre la eficiencia del equipo de reducción de emisiones aplicado a la fuente (o fuentes similares con equipo y condiciones de funcionamiento muy similares).

253. Para consultar recomendaciones sobre la recopilación de datos, ver la sección 4.4.5.

5.1.1.7 Resumen del enfoque general para estimar emisiones

254. El enfoque general para estimar las emisiones de mercurio a cada vía, procedentes de la combustión de carbón en grandes centrales eléctricas, es como sigue:

$$\text{Factor de entrada (concentración de Hg)} * \text{Tasa de actividad (cantidad de cada tipo de)} * \text{Factor de distribución de cada vía (por tipo)}$$

en los tipos de carbón utilizados en la planta)

carbón quemado cada año)

de carbón y tipos de filtro presentes)

y las emisiones totales son la suma de las emisiones a cada vía.

5.1.2 Otro uso del carbón

5.1.2.1 Descripción de la subcategoría

255. Esta subcategoría cubre la combustión de carbón en plantas de combustión más pequeñas (típicamente por debajo de una capacidad térmica de caldera de 300 MW), incluida la combustión/calderas industriales en diversos sectores, plantas de calefacción urbana, uso doméstico del carbón y el coque para calefaccionar y cocinar, así como la producción y uso de coque (procedente del carbón) para otros usos, como los procesos metalúrgicos.

256. Según la Estrategia Comunitaria sobre el Mercurio de la Comisión Europea (Comisión Europea, 2005), las pequeñas plantas de combustión y la quema doméstica de carbón también constituyen fuentes significativas de mercurio. En particular, se identificaron las instalaciones de combustión a pequeña escala, en el contexto de la Unión Europea donde las grandes plantas están relativamente bien controladas, como un contribuyente adicional importante al problema del mercurio, pero los datos disponibles en la actualidad son escasos.

257. El coque se produce a partir de carbones duros o de lignito pardo por carbonización (aplicación de calor en condiciones de vacío). En los "hornos de coque", el carbón se carga en grandes recipientes, que se someten a calor externo de aproximadamente 1.000 °C en ausencia de aire. El coque se retira y se enfría con agua. Un importante uso del coque (al menos en los países industrializados) es en la industria metalúrgica (ferrosa y no ferrosa).

5.1.2.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-9 Principales emisiones y medios de recepción de otras combustiones de carbón

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Otro uso del carbón	X		x	x	x	x

Notas: X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

258. Los factores principales que determinan las emisiones en las plantas más pequeñas de combustión de carbón (como calderas industriales) son similares a los de las grandes plantas a carbón descritas anteriormente. No obstante, la aplicación de equipos de limpieza de gases de combustión es menos común en las plantas más pequeñas de combustión y prácticamente inexistente en la combustión doméstica (COWI, 2002). Por lo tanto, por lo general se emite al aire una mayor porción del mercurio presente en el carbón.

259. En el caso de las fuentes con mínimas o ninguna tecnología de control, casi todo el mercurio presente en el carbón probablemente se emita al aire. En la producción de calor y energía, la mayor parte del mercurio del carbón se emite térmicamente en forma de gas durante el proceso de combustión. El equipo de poscombustión para la desulfurización de gases de combustión, la eliminación de NO_x y la retención de partículas puede, no obstante, aplicarse en algunas instalaciones más grandes de combustión de este grupo para que retenga partes de mercurio que de otro modo se liberaría en emisiones. Además del contenido de mercurio en el carbón utilizado, otros factores, como el tipo de carbón, la tecnología de combustión y particularmente los sistemas de limpieza de gases de

combustión utilizados (en caso de que se usen) determinan las cantidades de mercurio emitidas, así como la distribución de la salida de mercurio entre las emisiones de aire, la acumulación en los residuos sólidos de incineración y de limpieza de gases de combustión y las emisiones al agua (solo indirectamente al agua mediante algunos tipos de tecnología de limpieza de gases de combustión) (COWI, 2002). En el caso de plantas más grandes de combustión del grupo, la tecnología de limpieza de gases de combustión puede ser similares a la de las plantas de combustión con capacidad térmica de caldera igual o superior a 300 MW (megavatios), según lo descrito en la sección 5.1.1.

260. Con respecto a la producción de coque, las emisiones al aire pueden ocurrir durante la carga y descarga del carbón/coque, así como durante el calentamiento. Puesto que las emisiones no se liberan por chimenea, es difícil medir los factores de emisión y, por lo tanto, están sujetos a incertidumbre. Pueden producirse emisiones al agua si se liberan los efluentes producto del enfriamiento o de la depuración húmeda.

261. Las salidas de mercurio procedentes de esta subcategoría se distribuyen principalmente entre 1) emisiones al aire; 2) acumulación en residuos sólidos de incineración y residuos de la limpieza de gases de combustión. También puede haber emisiones al agua (solo vía sistemas de tecnología de limpieza húmeda de gases de combustión o del prelavado de carbón). Debe tomarse en cuenta que es probable que, al igual que otros depósitos de desechos con mercurio, los residuos sólidos de la combustión de carbón den lugar, en el futuro, a cierto grado de emisiones de mercurio, según el método de desecho o el uso final de los residuos y el nivel de control para minimizar las emisiones de mercurio al aire, agua y tierra durante décadas.

262. Generalmente, para las fuentes de esta subcategoría, más de la mitad de la entrada de mercurio probablemente se libere con las emisiones al aire, en tanto que es probable que el resto quede retenido en los residuos de la limpieza de gases de combustión (si hay controles), y quizá un poco en cenizas de fondo/escoria, según el tipo de fuente. En el caso de calderas industriales y otras plantas de combustión, es probable que se hallen muy bajas concentraciones de mercurio en las cenizas de fondo. No obstante, en la calefacción residencial, los niveles pueden ser algo superiores.

263. En el caso de las plantas de combustión de carbón sin equipo de reducción de emisiones o con retención solo para grandes partículas (retención de PES), todas o la mayoría de las entradas de mercurio se emitirán directamente a la atmósfera. Esto es porque la mayoría del mercurio de los gases de escape permanecen en la faz de gas o se adsorbe en pequeñas partículas. No obstante, los filtros de tela y otros filtros de partículas altamente eficientes, que también retienen partículas pequeñas, retienen elevados porcentajes de las entradas de mercurio en ciertas circunstancias.

5.1.2.3 Análisis de las entradas de mercurio

Table 5-10 *Resumen de datos de tasa de actividad y tipos de factores de entradas de mercurio necesarios para estimar las emisiones de otras combustiones de carbón*

Proceso	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Producción de coque	Cantidad de cada tipo principal de carbón procesado	Concentración de mercurio en cada tipo principal de carbón procesado
Combustión de carbón	Cantidad de cada tipo principal de carbón quemado	Concentración de mercurio en cada tipo principal de carbón quemado

264. En el sitio web de la Agencia Internacional de Energía (<http://www.iea.org/stats/>), están disponibles las estimaciones detalladas del consumo nacional de diferentes tipos de combustibles, en total y por sectores. Con respecto al carbón, el consumo también está distribuido entre los tipos principales de carbón (antracita, bituminoso [incluido el carbón de coque; ambos carbones duros], sub-bituminoso y lignito (ambos lignito pardo). En el sitio web, seleccione el país, "statistics" y "coal").

265. Al igual que en las grandes plantas a carbón, el mercurio está presente como impureza en el carbón. La concentración de mercurio del carbón varía considerablemente según el tipo de carbón, su origen e incluso dentro de la misma mina. Para consultar más ejemplos de concentraciones de mercurio en carbón, ver la sección 5.1.1 y la Tabla 5-4.

266. PNUMA/AMAP (2012) trabajó con factores de entrada de mercurio intermedios (factor de emisión no disminuido) para uso de plantas no energético de los tipos de carbón antracita, bituminoso (carbones duros) y sub-bituminoso (lignito pardo) de 0,15 g de Hg/tonelada métrica de carbón y 0,1 g de Hg/tonelada métrica de lignito (lignito pardo). Su evaluación se basó en un estudio de bibliografía (incluida una versión previa de este kit de herramientas) y en información específica de cada país recopilada para ese proyecto.

267. Algunas plantas de combustión de carbón también queman desechos. En estos casos, puede ser más complicado estimar la cantidad de emisiones de mercurio. La concentración de mercurio en los desechos (si se conoce), conjuntamente con la cantidad de desechos quemados y la información de las tecnologías de control, se puede usar para estimar las emisiones de mercurio debido a la combustión de desechos (ver sección 5.8 sobre la incineración de desechos). Luego, esta estimación se sumaría a la estimación de las emisiones de mercurio debido a la combustión de carbón.

5.1.2.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

268. Las emisiones de mercurio procedentes de las calderas de combustión sin control y de fuentes similares de esta subcategoría son principalmente (casi en un 100 %) al aire en forma de mercurio gaseoso o ligado a partículas finas (US EPA, 1997). Si la fuente tiene controles complementarios o utiliza técnicas de lavado de carbón, entonces parte del mercurio irá a los residuos o al agua (ver la sección 5.1.1 para obtener más información sobre las emisiones en el caso de diversos controles y lavado de carbón).

269. Tabla 5-4 muestra las eficiencias de retención de mercurio promedio de los controles de contaminación de aire utilizados con la combustión de carbón y tasas de aplicación asociadas, utilizadas por PNUMA/AMAP (2012) en su trabajo de inventario. Los datos que se muestran se basan en un estudio de bibliografía y en información específica de cada país recopilada para ese proyecto.

Tabla 5-11 Tasas de retención de mercurio y perfil de aplicación elaborados por PNUMA/AMAP (2012).

	Tasas intermedias de retención de mercurio, en %, por tipo de carbón		Grado de aplicación (en %) por grupo de países *1				
	Carbones duros (antracita, bituminoso)	Lignito pardo (sub-bituminoso, lignito)	1	2	3	4	5
Control de contaminación del aire							
Uso industrial (combustión):							
Nivel 0: ninguno	0,0	0,0			25	50	75
Nivel 1: CCA simple para material particulado: PES/DP/CIC	25,0	5,0	25	25	50	50	25
Nivel 2: Material particulado (FT)	50,0	50,0	25	50	25		
Nivel 3: CCA eficiente: MP+ASP/DGCh	50,0	30,0	25	25			
Nivel 4: CCA muy eficiente: MP+DGC+RCS	90,0	20,0	25				
Nivel 5: específico del mercurio	97,0	75,0					
Otra combustión del carbón:							
Nivel 0: ninguno	0,0	0,0	50	50	100	100	100
Nivel 1: CCA simple para material particulado: PES/DP/CIC	25,0	5,0	50	50			

Notas: *1: PNUMA/AMAP (2012): países distribuidos en cinco grupos con base en su nivel de desarrollo en lo que respecta a la disminución de mercurio, con los más desarrollados como grupo 1 y los menos desarrollados como grupo 5. Para consultar una descripción más detallada del agrupamiento, ver la referencia.

Abreviaturas: CCA – controles de contaminación del aire; CIC – ciclones; PES – precipitador electrostático; FT - filtro de tela (o "filtro de bolsa"); DGC – desulfurización de gases de combustión; MP – material particulado (o filtro de MP); DP - depurador de partículas; RCS - reducción catalítica selectiva; ASP – adsorbente de secador por pulverización; DGCh – desulfurización de gases de combustión húmeda.

270. Para la producción de coque, se prevé que todas o la mayoría de las entradas de mercurio se emitan a la atmósfera durante la propia producción (COWI, 2002). US EPA (1997a) menciona factores de emisiones atmosféricas de mercurio de instalaciones alemanas de 0,01 a 0,03 g de mercurio/tonelada métrica de coque producido. Si se aplica carbón prelimpio (el caso de Estados Unidos), las emisiones atmosféricas pueden ser ligeramente menores (alrededor del 21 % menores), ya que parte del contenido de mercurio es lavado y tratado o depositado de otras maneras (COWI, 2002)

5.1.2.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

271. Con base en los ejemplos compilados hasta ahora de concentraciones de mercurio en carbón y en la información anterior de la eficiencia de los sistemas de reducción de emisiones, se sugieren los siguientes factores preliminares de entrada y distribución predeterminados para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base. Asimismo, los factores predeterminados presentados se basan únicamente en datos resumidos.

272. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

273. Teniendo en cuenta la gran variación que se presenta antes sobre las concentraciones de mercurio en el carbón y la eficiencia de los sistemas de reducción de emisiones de mercurio, el enfoque preferido es el uso de datos de fuentes específicas, siempre que sea viable. Para consultar recomendaciones sobre la recopilación de datos, ver la sección 4.4.5.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

274. Los datos reales sobre los niveles de mercurio en la composición particular del carbón utilizado llevará a las mejores estimaciones de las emisiones. Si no hay datos disponibles del carbón real utilizado, entonces se pueden usar valores o rangos promedio extraídos de datos sobre tipos similares de carbón (ver ejemplos en la Tabla 5-4 anterior).

275. Si no hay información disponible sobre la concentración de mercurio en los concentrados utilizados en la etapa de extracción, se puede hacer una primera estimación con los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-12 a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto). El valor intermedio se usa en el nivel de inventario 1 del kit de herramientas. Si se opta por no calcular los intervalos, el uso del valor máximo dará la indicación más segura de la posible importancia de la categoría de fuente para una posterior investigación. El uso de la estimación del límite superior no

implica automáticamente que las emisiones reales sean tan altas, sino solamente que quizás haya que seguir investigando.

Tabla 5-12 Factores de entrada predeterminados de mercurio en el carbón utilizado para la producción de energía en instalaciones industriales y de otro tipo.

Material	Factores de entrada predeterminados; g de mercurio por tonelada métrica de hulla seca de llama corta; (límite inferior, límite superior, (intermedio))
Lignito	0,05 - 0,2 (0,1)
Otros tipos de carbón	0,05 - 0,5 (0,15)

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

276. En el caso de la producción de coque, el 100 % de la entrada de mercurio con el carbón de alimentación debería, en forma predeterminada, considerarse como emisiones a la atmósfera durante el proceso de coquización (en ventilación de horno).

277. En el caso de la combustión de carbón, el factor predeterminado de distribución de salida de mercurio se sugiere en la Tabla 5-13 a continuación.

Tabla 5-13 Factores de distribución predeterminados de salidas de mercurio procedentes de la combustión de carbón en instalaciones industriales y de otro tipo.

Dispositivo de reducción de las emisiones	Factores de distribución, porcentaje de entrada de Hg					
	Aire	Agua	Tierra *2	Productos	Desechos generales *2	Tratamiento/eliminación específicos del sector *2
Lavado de carbón *1		0,01	?	0,8 (en carbón para ser quemado)		0,19
Combustión de carbones duros en instalaciones industriales:						
Nivel 0: ninguno	1					
Nivel 1: CCA simple para material particulado: PES/DP/CIC	0,75					0,25
Nivel 2: Material particulado (FT)	0,5					0,5
Nivel 3: CCA eficiente: MP+ASP/DGCh	0,5	?				0,5
Nivel 4: CCA muy eficiente: MP+DGC+RCS	0,1					0,9
Nivel 5: específico del mercurio	0,03					0,97
Combustión de lignito pardo en instalaciones industriales:						
Nivel 0: ninguno	1					
Nivel 1: CCA simple para material particulado: PES/DP/CIC	0,95					0,05
Nivel 2: Material particulado (FT)	0,5					0,5
Nivel 3: CCA eficiente: MP+ASP/DGCh	0,7	?				0,3
Nivel 4: CCA muy eficiente: MP+DGC+RCS	0,8					0,2
Nivel 5: específico del mercurio	0,25					0,75
Otra combustión de carbones duros:						
Nivel 0: ninguno	1					
Nivel 1: CCA simple para material particulado: PES/DP/CIC	0,75					0,25
Otra combustión de lignito pardo:						
Nivel 0: ninguno	1					
Nivel 1: CCA simple para material particulado: PES/DP/CIC	0,95					0,05

Notas:

*1 Si se aplica el lavado de carbón, el mercurio que entra a la combustión es la salida calculada a "productos" del lavado de carbón. Puede haber salidas al agua si no se retiene todo el Hg del medio de lavado en los residuos.

*2 En caso de que los residuos no se depositen cuidadosamente, el mercurio contenido en estos se puede considerar como emitido a la tierra. La eliminación específica por sector puede incluir la eliminación en vertederos especiales protegidos, en vertederos especiales sin protección para la lixiviación y un uso más difuso en construcción de carreteras y otros trabajos de construcción. Es probable que la distribución entre la eliminación con los desechos generales (vertederos comunes) y la eliminación específica por sector varíe mucho entre los países y que deba recopilarse información específica sobre los procedimientos locales de eliminación de desechos.

Abreviaturas: CIC – ciclones; DS – depurador seco; PES – precipitador electrostático; FT - filtro de tela (o "filtro de bolsa"); DGC – desulfurización de gases de combustión; MP – material particulado (o filtro de MP); DP - depurador de partículas; RCS - reducción catalítica selectiva; SP - secador por pulverización; ASP - adsorbente de secador por pulverización; RNCS - reducción no catalítica selectiva; DGCh – desulfurización de gases de combustión húmeda.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

278. No se sugiere ninguna relación.

5.1.2.6 Principales datos específicos de la fuente

279. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Datos medidos o de bibliografía sobre las concentraciones de mercurio en la mezcla específica de carbones en la fuente;
- Datos en cantidad de cada tipo principal de carbón quemado en la planta, y
- Datos medidos sobre el equipo de reducción de emisiones aplicado a la fuente (o fuentes similares con equipo y condiciones de funcionamiento muy similares).

280. Para consultar recomendaciones sobre la recopilación de datos, ver la sección 4.4.5.

5.1.2.7 Resumen del enfoque general para estimar emisiones

281. El enfoque general para estimar las emisiones de mercurio a cada vía, procedentes de otra combustión de carbón, es como sigue:

Factor de entrada (concentración de Hg en los tipos de carbón utilizados en la planta)	*	Tasa de actividad (cantidad de cada tipo de carbón quemado cada año)	*	Factor de distribución de cada vía (por tipo de carbón y tipos de filtro presentes)
--	---	--	---	---

y las emisiones totales son la suma de las emisiones a cada vía.

5.1.3 Aceites minerales: extracción, refinación y uso

5.1.3.1 Descripción de la subcategoría

282. Esta sección incluye la extracción, refinación y usos del aceite mineral (también llamado "aceite de petróleo" o "aceite" en este documento). Esta subcategoría incluye la combustión de aceite para suministrar energía, calor y transporte, y otros usos como, por ejemplo, asfalto de carretera (bitumen), síntesis de productos químicos, producción de polímeros, lubricantes y producción de negro de humo (pigmentos negros). Como otros materiales naturales, el aceite mineral contiene pequeñas cantidades de impurezas naturales de mercurio, que pasan a la biosfera por la extracción y el uso. Las concentraciones de mercurio en el aceite pueden variar ampliamente en función de la geología local. Además del mercurio naturalmente presente en el aceite, otra entrada de mercurio en la extracción de aceite es el uso de ciertos tipos de lodo de perforación.

283. Se sabe que la extracción de aceite puede causar emisiones significativas de mercurio, de modo que en los últimos años ha aumentado el foco en las emisiones de mercurio de este sector. El mercurio se puede liberar al aire, tierra o agua durante la extracción y refinación, así como a través de los productos o subproductos de refinación y de diversos desechos y lodos de procesos.

284. La combustión de productos de aceite libera mercurio, principalmente al aire en forma de emisiones aéreas. Generalmente, en las instalaciones de combustión de aceite no se utilizan sistemas de reducción de la contaminación del aire (algunas grandes unidades de combustión diseñadas para el uso de aceite pueden contar con equipos de reducción de emisiones).

285. En las refinerías, el crudo se separa por destilación (y craqueo) en una serie de productos refinados, como gasolina/combustible, diesel, combustible para aviones, querosén, gas licuado del petróleo (como propano), destilados (diesel, gasolina y combustible para aviones) y "residuales". Las refinerías eliminan una porción de las impurezas del crudo, como azufre, nitrógeno y metales. Hay varios tipos de fueloil derivados del crudo. Los dos grupos principales son fueloil pesado (también llamado aceite residual) y fueloil liviano (denominado "aceites destilados"). Estos aceites también se han clasificado en distintos grados, como grados 1 y 2 (tipos de aceites destilados) y grados 4, 5 y 6

(aceites residuales) (US EPA, 1997a y US EPA, 2003b). Los distintos productos del aceite se separan por destilación mediante el uso de diferentes temperaturas de ebullición de los constituyentes del crudo. El propano y el combustible/gasolina son ejemplos de productos con bajos puntos de ebullición, el diesel/gasoil y el querosén tienen puntos de ebullición ligeramente más altos, el fueloil pesado tiene puntos de ebullición elevados, y el bitumen (asfalto) y el coque de petróleo son ejemplos de las fracciones (o residuos) con puntos de ebullición más elevados.

286. En principio, cabría esperar que el mercurio siguiera principalmente a los destilados con puntos de ebullición cercanos a él, pero los datos muestran una distribución más amplia. Es probable que las diferencias en las concentraciones de mercurio de los crudos de alimentación influyan significativamente en el contenido de mercurio de los productos refinados del petróleo.

5.1.3.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-14 Principales emisiones y medios de recepción durante el ciclo de extracción, refinación y uso de aceites minerales

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Extracción	X	X	x	x		
Refinación	X	x	x	x	x	x
Combustión	X					
Otros usos						

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

De la extracción y refinación de crudo

287. Un factor importante que determina las emisiones de mercurio de esta subcategoría es la concentración de mercurio en el crudo.

288. El mercurio se puede emitir al aire, tierra o agua durante la extracción, refinación u otros procesos. El mercurio también se puede liberar a través de los productos o subproductos de refinación y de diversos desechos y lodos de procesos.

289. Si bien hay un tipo de lodo de perforación que contiene mercurio, como ya se mencionó, no hay datos disponibles para este kit de herramientas que permitan cuantificar tales emisiones.

De la combustión de petróleo

290. Los factores más importantes que determinan las emisiones procedentes de las fuentes de combustión de petróleo son los niveles de mercurio en este y la cantidad de combustible quemado. La principal vía de emisiones para estas fuentes es el aire. Dado que todo el suministro de combustible es expuesto a temperaturas de llama elevadas, básicamente la totalidad del mercurio contenido en el fueloil se evapora y abandona la cámara de combustión con los gases de combustión. A menos que estos sean expuestos a sistemas de control de contaminación del aire de baja temperatura y a sistemas de control de MP de alta eficiencia, que por lo general no se hallan en estas unidades, el mercurio se emitirá en la fase de vapor a través de la chimenea de combustión (US EPA, 1997a).

5.1.3.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-13 Resumen de datos de tasa de actividad y tipos de factores de entradas de mercurio necesarios para estimar las emisiones procedentes de la extracción, refinación y uso de aceites minerales

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Refinación	Cantidad de crudo de entrada	Concentración de mercurio en la mezcla de crudo utilizada
Uso	Cantidad de cada tipo de petróleo	Concentración de mercurio en cada tipo de petróleo quemado/utilizado

291. En el sitio web de la Agencia Internacional de Energía <http://data.iea.org/stat/>, están disponibles las estimaciones detalladas del consumo nacional de diferentes tipos de combustibles, en total y por sectores.

Concentraciones de mercurio en crudos

292. Pirrone *et al.* (2001) reportan una concentración general promedio de 10 ppm en crudo, pero con algunos valores que pueden llegar a 30.000 ppm.

293. Tabla 5-15 a continuación muestra los datos de Wilhelm (2001), Wilhelm *et al.* (2007), PAJ (2012), Lassen *et al.* (2004) e IPIECA (2012), organizados por país o región. Los valores son promedios de datos procedentes de diversos yacimientos petrolíferos. El promedio de los valores que se muestran en la tabla es de 163 mg de Hg/tonelada métrica, la mediana es 2,3, el percentil 10 es 0,85 y el percentil 90 es 66 mg de Hg/tonelada métrica.

294. Las concentraciones de mercurio medidas en crudos se resumen en la Tabla Tabla 5-15. La tabla ilustra la alta variación de la concentración de mercurio en el crudo. No obstante, los valores extraordinariamente altos pueden estar representados por relativamente pocos campos. Por ejemplo, Wilhelm y Bigham (2002) notaron que las muestras extraídas de un pequeño yacimiento de California, que era responsable del 0,2 % del crudo procesado en Estados Unidos, con una concentración extraordinariamente elevada de mercurio, fueron incluidas en varios de los conjuntos de datos citados por Wilhelm, 2001, y representados en la Tabla 5-15. Wilhelm y Bigham (2002) explican que si se excluyeran las muestras de este yacimiento, el valor medio reportado en cada caso disminuiría hasta 1000 veces en los tres conjuntos de datos con valores medios extremadamente elevados (conjuntos de datos de Shah *et al.* 1970, Filby y Shah, 1975, en "U.S.A. and imports" [Estados Unidos y las importaciones]).

295. En el caso de los datos sobre contenido de mercurio en crudos de los países de la CEI contenidos en Lassen *et al.* (2004), el promedio se calcula a partir del valor medio de las muestras de cada uno de los 42 yacimientos analizados. El valor medio de todo el conjunto de datos fue de 300 ppm, en tanto que el promedio de los 9 yacimientos rusos fue de 180 ppm. Los autores de este reporte indicaron que el conjunto de datos puede estar sesgado hacia muestras con contenido relativamente alto de mercurio, ya que muchos de los análisis se hicieron para estudiar la presencia de mercurio en regiones con concentración relativamente elevada de mercurio, principalmente Asia Central.

Tabla 5-15 Ejemplos de concentraciones de mercurio en crudos por país o región.

País/región	Concentración de mercurio promedio, mg/toneladas métricas				
	Wilhelm <i>et al.</i> , 2007	PAJ, 2012	Wilhelm, 2001*1	Lassen <i>et al.</i> , 2004	IPIECA, 2012*2
Argelia	13,3				
Angola	1,6	1			
Argentina	16,1				
Australia	0,8	2,3			
Azerbaiyán		1			
Brasil	1,1				

País/región	Concentración de mercurio promedio, mg/toneladas métricas				
	Wilhelm <i>et al.</i> , 2007	PAJ, 2012	Wilhelm, 2001*1	Lassen <i>et al.</i> , 2004	IPIECA, 2012*2
Brunéi		2,6			
Canadá			22		
"Refinerías canadienses"			1,6		
"Canadá e importaciones"			8		
Chad	1,2				
China		6,5			
Colombia	3,4				
Ecuador	1,8				
Gabón	0,5	1			
Guinea	0,3				
Indonesia		65,1			
Irán		2,1			
Irak	0,7	0,7			
Costa de Marfil	0,3				
Kuwait	0,8	1			
Libia			3,1		
Malasia		157,4			38
Nigeria	1,8	3			
África del Norte	13,3				
Noruega	19,5	1			
Omán		1,5			
Filipinas		2			
Catar		2			
Rusia	3,1	2,4		180	
Arabia Saudita	0,9	1,5			
Sudán		34			
Tailandia	593,1				
Emiratos Árabes Unidos		1,7			
Reino Unido	3,6				
Venezuela	4,2				
Vietnam	66,5	48,6			
EE. UU.	4,3	3,6			
"Estados Unidos e importaciones"			3 200		
"Estados Unidos e importaciones"			5 803		
Estados de EE. UU.:					
Alaska	3,7				
California	11,3				
Golfo de México	2,1				
Luisiana	9,9				
Montana	3,1				
Oklahoma	1,4				
Texas	3,4				
Utah	2,2				
Wyoming	2,7				
"Refinerías de Nueva Jersey"			3,5		
"Refinerías de la costa Oeste"			65		
"Asia"*3			< 1		
"Países de la CEI"				300	

Notas: *1: Citas: Tao *et al.*, 1998; Duo *et al.*, 2000; Musa *et al.*, 1995; Liang *et al.*, 2000; Morris, 2000; Cao, 1992; Hitchon y Filby, 1983; Magaw *et al.*, 1999; Bloom, 2000; Shah *et al.*, 1970; Filby y Shah, 1975.

*2: La media ponderada de la producción corresponde al cálculo de IPIECA (2012); el valor reportado para dos yacimientos de producción es de 400 y 600 ppmm, respectivamente, en tanto que el reportado para los yacimientos restantes es de <10 ppmm de Hg.

*3: Se cuenta como 1 en las estadísticas.

296. IPIECA (2012), la asociación mundial de la industria del gas y el petróleo para cuestiones ambientales y sociales, realizó un estudio para su utilización en las negociaciones del tratado internacional de mercurio de 446 muestras de petróleo procedentes de una serie de miembros de todo el mundo. El rango de concentración de mercurio en las muestras fue de 0,1-1000 ppmm. No obstante, la mayoría de las observaciones fueron de menos de 2 ppmm de mercurio en el crudo, y la mediana fue de 1,3 ppmm; no se reportó el promedio.

297. Con base en los datos de PAJ (2012) de la Tabla 5-15, PAJ reportó un promedio ponderado de la concentración de mercurio de producción de 5,7 ppmm.

298. PNUMA/AMAP (2012) calcularon un promedio ponderado mundial de la concentración de mercurio de producción en el crudo de 3,4 mg/tonelada métrica de petróleo con base en los datos de concentración de Wilhelm *et al.* (2007) y PAJ (2012) que se muestran en la Tabla 5-15 anterior (la unidad ppmm sobre el peso equivale a mg/tonelada métrica).

Concentraciones de mercurio en productos de petróleo refinado

299. Los datos de concentraciones de mercurio en una variedad de productos de petróleo refinado, compilados por Wilhelm (2001), se presentan en la Tabla 5-16.

Tabla 5-16 *Concentraciones de mercurio en productos de petróleo refinado (con base en Wilhelm, 2001)*

Tipo	Promedio (ppmm)	Rango (ppmm)	Desviación estándar	Número de muestras	Referencias *1	Notas
Querosén	0,04	0,04	NI	1	Liang <i>et al.</i> , 1996	EE. UU.
Asfalto	0,27	NI	0,32	10	Bloom, 2000	EE. UU.
Diesel	0,4	0,4	NI	1	Liang <i>et al.</i> , 1996	EE. UU.
Combustible para calefacción	0,59	0,59	NI	1	Liang <i>et al.</i> , 1996	EE. UU.
Fueloil de compañías eléctricas	0,67	NI	0,96	32	Bloom, 2000	EE. UU.
Gasolina	0,7	0,22 - 1,43	NI	5	Liang <i>et al.</i> , 1996	EE. UU.
Destilados livianos	1,32	NI	2,81	14	Bloom, 2000	EE. UU.
Gasolina	1,5	0,72 - 1,5	NI	4	Liang <i>et al.</i> , 1996	Extranjero
Diesel	2,97	2,97	NI	1	Liang <i>et al.</i> , 1996	Extranjero
Fueloil doméstico	4	2-6		6	EPA, 1997b	
Nafta	15	3 - 40	NI	4	Olsen <i>et al.</i> , 1997	
Nafta	40	8 - 60	NI	3	Tao <i>et al.</i> , 1998	Asia
Coque de petróleo	50	0-250	NI	1000	US EPA, 2000	EE. UU.
Fueloil destilado	120			3	US EPA, 1997b	EE. UU.

Notas *1 Referencias según las citas Vilhelm (2001). NI: no informado.

300. PNUMA/AMAP (2012) usan los denominados "factores de emisión no disminuidos" (equivalentes a los factores de entrada) para la combustión en centrales eléctricas de 10, 20 y 2 mg/tonelada métrica para el crudo, fueloil pesado y fueloil liviano, respectivamente.

301. En la Tabla 5-17, se muestran datos sobre las concentraciones de mercurio en determinados tipos de petróleo usados en EE. UU. (US EPA, 1997a).

Tabla 5-17 Concentraciones de mercurio (en ppm de peso) en diversos tipos de petróleo usado en EE. UU. (US EPA, 1997a)

Fueloil	Número de muestras	Rango (ppm de peso)	Valor típico
Residuo n.º 6	??	0,002-0,006	0,004 *1
Destilado n.º 2	??	??	<0,12 *2
Crudo	46	0,007-30	3,5 *3

Notas: *1 Punto medio del rango de valores;

*2 Promedio de datos procedentes de tres sitios;

*3 El promedio de 46 puntos de datos fue 6,86; si se elimina el valor de punto único de 23,1, el promedio basado en los 45 puntos de datos restantes es 1,75. No obstante, el estudio más grande con 43 puntos de datos tuvo un promedio de 3,2 ppm p/p. Se

seleccionó un valor de compromiso de 3,5 ppm p/p como mejor valor típico;
Referencias: Brooks, 1989; Levin, 1997; Chu y Porcella, 1994.

5.1.3.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

Extracción y refinación

302. En general, los estudios sobre el destino del mercurio procedente de la extracción y refinación de petróleo son escasos.

303. Los flujos cuantitativamente más importantes de mercurio de las plataformas petroleras marinas son los fluidos de perforación y agua producida. Casi todo el mercurio de los lodos de perforación está asociado a la barita. Básicamente todos los sistemas de producción emplean separadores para lograr la separación de fase primaria de modo que se pueda desechar el agua producida. A medida que el petróleo o el gas son transportados a las instalaciones de procesamiento, se dan múltiples etapas de separación en las que se separan las fases de líquido de hidrocarburos, gas natural y agua (Vilhelm, 2001). El mercurio en el agua producida se describe con más detalle dentro del gas natural.

304. Vilhelm (2001) da por sentado que la combustión de los combustibles explica la vía primaria de emisiones de las refinerías de petróleo, y estima que las emisiones atmosféricas totales de mercurio en las refinerías de Estados Unidos en 1999 no superan los 1.850 kg o alrededor del 23 % del mercurio en los crudos procesados. Las emisiones totales al agua residual se calcularon en 250 kg, correspondientes al 3 % de la entrada total, en tanto que se da por sentado que aproximadamente el 15 % termina en los desechos sólidos. Según el reporte, la mayor parte del mercurio termina en los productos del petróleo, principalmente coque de petróleo y petróleo pesado. Datos más recientes muestran que la cantidad total de mercurio procesado en las refinerías de Estados Unidos es de aproximadamente 3 toneladas métricas (Vilhelm *et al.*, 2007), pero no se han identificado datos nuevos sobre las emisiones de refinerías.

305. Desde Minnesota (Estados Unidos), se informa que en la principal refinería del estado, de 19 kg de mercurio en el crudo, el 23 % fue emitido desde las instalaciones, el 24 % terminó en un producto sulfúrico vendido como materia prima y solo el 13 % del mercurio terminó en los productos petrolíferos (MPCA, 2008). El 16 % restante no pudo ser explicado.

306. Resúmenes de equilibrio de masa de refinerías del área de la bahía de San Francisco muestran que de 224 kg en los crudos, alrededor del 8 % se emitió al aire, 13 % terminó en los productos petrolíferos, incluido el coque de petróleo, 0,4 % terminó en el agua residual y el resto se desechó con los residuos de la refinería (WSPA, 2009).

307. Según la Asociación de Petróleo de Japón (PAJ, 2012), un factor de distribución de salida del mercurio al aire de 0,25 (25 %) "parece bastante preciso".

Combustión y demás usos

308. Como suposición general para el uso de petróleo, incluida la combustión, el 100 % de la entrada de mercurio procedente de los productos petrolíferos utilizados se puede considerar emitido al aire. Las excepciones pueden ser los sistemas de combustión equipados con sistemas de limpieza de gases de combustión que funcionan en condiciones favorables a la oxidación del mercurio presente en dichos gases (con base en la experiencia de los sistemas de combustión a carbón) o equipados de algún otro modo para la retención de mercurio.

309. Los tres tipos de medidas de control aplicadas a las calderas y hornos a petróleo son las modificaciones de las calderas, la sustitución del combustible o la limpieza de los gases de combustión. Solo las sustituciones de combustible y los sistemas de limpieza de los gases de combustión pueden afectar las emisiones de mercurio. La sustitución del combustible se utiliza principalmente para reducir las emisiones de dióxido de azufre (SO₂) y de óxidos de nitrógeno (NO_x). No obstante, si los combustibles sustituidos tienen concentraciones más bajas de mercurio, la

sustitución también reducirá las emisiones de mercurio. Como las emisiones de partículas en suspensión procedentes de unidades a petróleo son por lo general mucho más bajas que las de las unidades a carbón, no suelen emplearse sistemas de control de partículas de alta eficiencia en los sistemas a petróleo.

310. En Estados Unidos, los equipos de limpieza de gases de combustión se emplean habitualmente solo en las calderas a petróleo más grandes. Los colectores mecánicos, que son un tipo frecuente de dispositivo de control en Estados Unidos, se usan principalmente para controlar las partículas generadas durante el soplado de hollín, en condiciones adversas o cuando se quema petróleo pesado muy sucio. Durante estas situaciones, los colectores ciclónicos de alta eficiencia pueden lograr hasta un 85 % del control de partículas, pero con los colectores mecánicos es dable esperar un control insignificante del mercurio. En algunas centrales eléctricas a petróleo, se usan precipitadores electrostáticos (PES). Con base en datos obtenidos de dos centrales a petróleo, la EPA de Estados Unidos reporta que la remoción de mercurio en calderas a petróleo equipadas con PES se ubica entre el 42 y el 83 % (US EPA, 1997b). Se han instalado sistemas de depuración en calderas a petróleo para controlar tanto los óxidos de azufre como las partículas. En forma similar a los sistemas aplicados a la combustión de carbón, estos sistemas pueden alcanzar una eficiencia del control de partículas del 50 al 90 % (US EPA, 1997a). Como enfrían gases, se puede lograr cierto control del mercurio, pero no se han obtenido datos del porcentaje de mercurio eliminado.

311. La única salida significativa de emisiones atmosféricas de mercurio en la combustión de fueloil es a través de la chimenea de escape de gases de combustión. En Estados Unidos, se utilizaron tres tipos de datos para elaborar los factores de emisión de la combustión de petróleo. Primero, se usaron los datos del valor del calentamiento de fueloil y el contenido de mercurio de este combustible para elaborar los factores de emisión por equilibrio de masa, dando por sentado, en forma conservadora, que todo el mercurio quemado con el fueloil se emite a través de la chimenea. En segundo lugar, se evaluaron los factores de emisión elaborados para la combustión de petróleo residual y destilado y para la combustión de petróleo residual. Por último, se evaluaron y resumieron los datos calificados de prueba de emisiones (US EPA, 1997a).

312. Tras el análisis de los datos disponibles, la EPA de Estados Unidos estimó los factores de emisiones (FE) atmosféricas de mercurio "más típicos" para la combustión del petróleo de ese país. Estos FE se presentan en la Tabla 5-17. Para consultar más información sobre los datos y cálculos, ver US EPA (1997a).

313. Los factores de emisión del petróleo destilado, residual y crudo presentados en la Tabla 5-18 corresponden a las emisiones "no controladas". Se consideró que los datos eran insuficientes para elaborar factores de emisiones controladas de la combustión de fueloil. Hay gran incertidumbre en estas estimaciones de factores de emisiones debido a la variabilidad de las concentraciones de mercurio en el fueloil, la base de datos incompleta sobre el petróleo destilado y la incertidumbre en el muestreo y análisis para la detección de mercurio (US EPA, 1997a). Por lo tanto, estos factores de emisiones deben utilizarse con cautela. Puede no ser adecuado aplicarlos a ninguna planta en particular. Es más, para estimar las emisiones de plantas a petróleo de otro país, sería preferible utilizar los datos específicos de ese país o planta que apoyarse en los datos y factores de emisiones de Estados Unidos.

Tabla 5-18 Factores de emisiones atmosféricas de mercurio "más típicos" del fueloil en Estados Unidos, con base en los análisis realizados por la EPA (US EPA, 1997a)

Tipo de fueloil	Factores calculados de emisiones de mercurio		
	kg/10 ¹⁵ J	g/toneladas métricas de fueloil	g/10 ³ L de fueloil
Residuo n.º 6	0,2	0,009	0,0085
Destilado n.º 2	2,7	0,12	0,10

Crudo	41	1,7	1,7
-------	----	-----	-----

314. PNUMA/AMAP (2012) trabajaron con tasas de retención de mercurio del 50 % para la combustión de petróleo en centrales eléctricas equipadas con PES de lado frío y desulfurización de gases de combustión, y del 10 % para la combustión de petróleo en instalaciones industriales con PES de lado frío o depuradores de gases de combustión.

5.1.3.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

315. Con base en la información compilada hasta ahora de entradas y salidas y principales factores que determinan emisiones, se sugieren los siguientes factores preliminares de entrada y distribución predeterminados para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base. En muchos casos, el cálculo de los intervalos de emisiones dará una estimación más adecuada de las emisiones reales.

316. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio en el uso de petróleo

317. La entrada de mercurio se puede calcular multiplicando la concentración de mercurio en el producto petrolífero en cuestión por la cantidad de entrada en el mismo producto. Los datos reales sobre los niveles de mercurio en el petróleo específico extraído, refinado o quemado llevará a las mejores estimaciones de las emisiones.

318. Si no hay información disponible sobre la concentración de mercurio del petróleo utilizado, se puede hacer una primera estimación con los factores de entrada predeterminados que se muestran en la tabla a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. The low end default factors have been set to indicate a low end estimate for the mercury input to the source category (but not the absolute minimum), and the high end factor will result in a high end estimate (but not the absolute maximum). El valor intermedio se usa en el nivel de inventario 1 del kit de herramientas. Si se opta por no calcular los intervalos, el uso del valor máximo dará la indicación más segura de la posible importancia de la categoría de fuente para una posterior investigación. El uso de la estimación del límite superior no implica automáticamente que las emisiones reales sean tan altas, sino solamente que quizás haya que seguir investigando.

319. En el caso de los productos de petróleo refinado, téngase en cuenta que la concentración de mercurio en el crudo utilizado como materia prima puede quizás influir en la concentración de mercurio del producto refinado más que el punto de ebullición ("pesadez") del tipo de producto petrolífero en cuestión.

Tabla 5-19 Factores predeterminados de entrada en el crudo y en diversos productos petrolíferos

Producto petrolífero	Factores de entrada predeterminados; mg de mercurio por tonelada métrica de petróleo (= ppm (p/p)); (gama baja; gama alta (intermedio))
Crudo	1 - 66 (3,4)

Combustible/gasolina, diesel, fueloil destilado, querosén y otros destilados livianos	1 - 10 (2)
Coque de petróleo y petróleo pesado	10 - 100 (20)

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

Tabla 5-20 Factores de distribución predeterminados de salidas de mercurio procedentes de la extracción, refinación y usos del petróleo

Fase del ciclo de vida	Factores de distribución, porcentaje de entrada de Hg					
	Aire	Agua	Tierra	Productos*2	Desechos generales*3	Tratamiento/eliminación específico del sector*3
Extracción *1	?	0,2	?	-	?	?
Refinación (fracción de mercurio en el crudo destinado a las refinerías)	0,25	0,01	?	-		0,25
Usos (fracción de mercurio en productos petrolíferos):						
Todos los usos sin control de emisiones	1					
Instalación de combustión de petróleo con control de MP mediante la utilización de un PES o depurador	0,9				0,1	
Central eléctrica con (c)PES y DGC	0,5					0,5

Notas:

*1 Puede liberarse algo de mercurio en la extracción de petróleo. En caso de que existan datos específicos, deben utilizarse para la estimación de emisiones de mercurio por extracción.

*2 La salida de mercurio con productos se calcula por separado para el uso de dichos productos.

*3 La cantidad real que termina en los desechos depende de las verdaderas técnicas de limpieza aplicadas. Abreviaturas: (c)PES – Precipitador electrostático (de lado frío); DGC – desulfurización de gases de combustión; MP – material particulado (polvo).

En el caso de las centrales eléctricas, se da por sentado el depósito específico por sector de los residuos de gases de combustión; en tanto que para el resto de las instalaciones de combustión, se supone que dichos residuos se depositan con los desechos generales.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

320. No se sugiere ninguna relación.

5.1.3.6 Principales datos específicos de la fuente

321. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- datos medidos o de bibliografía sobre las concentraciones de mercurio en los tipos de petróleo extraído, refinado y utilizado en la fuente;
- cantidad de cada tipo de petróleo extraído, refinado y utilizado, y
- datos medidos en el equipo de reducción de emisiones aplicado a la fuente (o fuentes similares con equipo y condiciones de funcionamiento muy similares).

322. Para consultar recomendaciones sobre la recopilación de datos, ver la sección 4.4.5.

5.1.3.7 Resumen del enfoque general para estimar emisiones

De la combustión de petróleo

323. Tal como se describe anteriormente, la principal vía de emisiones de mercurio procedentes de las operaciones de combustión de fueloil es la chimenea de escape de combustión. La principal información necesaria para estimar las emisiones de combustión de petróleo son la concentración de mercurio en el tipo de petróleo utilizado (en ppm u otras unidades) y la cantidad de cada tipo de petróleo quemado.

5.1.4 Gas natural: extracción, refinación y uso

5.1.4.1 Descripción de la subcategoría

324. El gas natural es un combustible fósil utilizado con varios propósitos, especialmente la combustión para producir electricidad y calor. Como otros muchos materiales naturales, el gas natural contiene pequeñas cantidades de impurezas naturales de mercurio, que pasan a la biosfera durante la extracción, la refinación y la combustión. Se sabe que en algunas regiones del mundo, el gas natural tiene notables concentraciones de mercurio (según la geología). Las emisiones de mercurio pueden tener lugar durante la extracción, refinación, limpieza y uso del gas (COWI, 2002 y US EPA, 1997b). En algunos países, el mercurio presente en los residuos de la limpieza de gases ("condensado" o en forma de desechos en filtros específicos de Hg) se recupera y comercializa como subproducto. En otros, estos residuos se recogen y tratan como residuos peligrosos. En el caso de la extracción de gas en alta mar, los pasos iniciales de limpieza del gas, que en ocasiones tienen lugar allí, pueden involucrar agua vertida *in situ*. Todavía no se conoce bien el destino del contenido de mercurio observado en el gas natural. Esto se puede considerar como una gran brecha de información en la descripción de las emisiones de mercurio. En la mayoría de los países, el gas suministrado a los consumidores ha sido limpiado y contiene, a esa altura, poco mercurio.

325. El proceso de producción de energía a partir del gas natural comienza con su extracción, continúa con el tratamiento y transporte a las centrales eléctricas y termina con la combustión en calderas y turbinas para generar electricidad. Al principio, se perforan pozos en el suelo para retirar el gas natural. Luego de su extracción, se lo trata en plantas de gas para eliminar las impurezas como el ácido sulfhídrico, helio, dióxido de carbono, humedad de hidrocarburos y, en cierta medida, mercurio (ya sea en modalidad de tratamiento general o con filtros específicos de mercurio). Las operaciones de limpieza del gas pueden tener lugar en alta mar. Luego, las cañerías transportan el gas natural desde las plantas de gas hasta las centrales eléctricas, o por medio de redes de suministro de gas a quemadores residenciales para su combustión.

326. Otros usos del gas natural incluyen la síntesis de productos químicos y la producción de polímeros y negro de humo (pigmentos negros).

327. El mercurio es un problema particular para las plantas que producen gas natural líquido (GNL) y para las unidades de rechazo de nitrógeno (URN), ya que puede causar deformación de los intercambiadores de calor de aluminio debido a que el mercurio se amalgama con este metal. El mercurio es también perjudicial para los catalizadores de metales preciosos utilizados en muchas de las reacciones que se usan en el procesamiento de hidrocarburos, y muchos operadores fijan límites estrictos para el nivel de mercurio en los materiales de alimentación de desintegradores. Por estas razones, en algunos casos el mercurio se retira del gas con filtros específicos para mercurio (por lo general, filtros con lecho fijos con gránulos impregnados). Algunos filtros utilizan absorbentes que se depositan como desechos (NCM, 2010), en tanto que otros se pueden regenerar *in situ* conjuntamente con la regeneración de filtros de humedad (UOP, sin fecha). En el último caso, los hidrocarburos con contenido de mercurio capturados pueden volver a ser alimentados desde los filtros de regeneración al gas o flujo de combustible líquido comercializado, o pueden concentrarse en un filtro más pequeño

desde el que el material del filtro con contenido de mercurio se deposita como desecho (UOP, sin fecha).

5.1.4.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-21 Principales emisiones y medios de recepción durante el ciclo de extracción, refinación y uso de gas natural

Fase de ciclo de vida (uso)	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Extracción/refinación	X	X	X	x	x	X
Combustión	x					
Otros usos						

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

328. Los factores más importantes que determinan las emisiones son los niveles de mercurio en el gas natural y la cantidad de gas extraída, refinada o quemada.

329. La mayoría del mercurio en el gas natural en bruto se puede remover durante la extracción o el proceso de refinación, incluso durante la remoción del ácido sulfhídrico (Pirrone *et al.*, 2001). Por lo tanto, el gas natural se considera por lo general un combustible limpio que tiene muy bajas concentraciones de mercurio.

330. Además, se produce muy pocas o nulas cenizas durante el proceso de combustión en estas instalaciones (US EPA, 1997b). Durante la combustión, dado que todo el suministro de combustible es expuesto a temperaturas de llama elevadas, básicamente la totalidad del mercurio que permanece en el gas natural se evapora y abandona el horno con los gases de combustión a través de la chimenea de emisiones. Las plantas a gas generalmente no tienen dispositivos de control de emisiones que puedan reducir las emisiones de mercurio (US EPA, 1997a).

5.1.4.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-22 Resumen de datos de tasa de actividad y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones de la extracción, refinación y uso del gas natural

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factores de entrada de mercurio
Extracción/refinación	Cantidad de gas natural producido	Concentración de mercurio en el gas extraído
Combustión/uso	Cantidad de gas natural quemado	Concentración de mercurio en el gas natural quemado

331. En el sitio web de estadísticas de la Agencia Internacional de Energía <http://www.iea.org/stats/>, están disponibles las estimaciones detalladas del consumo nacional de diferentes tipos de combustibles, en total y por sectores.

332. **Combustión del gas natural:** Las concentraciones de mercurio en el gas natural varían según la geología local; no obstante, las concentraciones de mercurio en el suministro a los consumidores ("gas de cañería") parecen ser en general muy bajas (COWI, 2002, y US EPA, 1997b).

333. En la Tabla 5-23 a continuación, se muestran ejemplos de contenido de mercurio en gas de boca de pozo. El contenido de mercurio varía considerablemente en las diversas regiones del mundo. Debe tenerse en cuenta que no está claro en qué medida los conjuntos de datos presentados representan regiones con contenido de mercurio particularmente elevado.

Tabla 5-23 Ejemplos de concentraciones de mercurio en gas de cabeza de pozo.

Notas	Rango ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	Promedio ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	Número de muestras	Referencia
Gas de cabeza de pozo de EE. UU. (estimado)		<1 *1		Wilhelm, 2001
Federación de Rusia, gas de cabeza de pozo de pozos petroleros	0,05-70 *1	2,4 *1	48	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Federación de Rusia, gas libre de pozos de gas (luego del separador de condensación primario)	0,07-14 *1	3,4 *1	169	Lassen <i>et al.</i> , 2004
San Joaquin Valley, California	1,9-21			Bailey <i>et al.</i> , 1961 *2
Medio Oriente	<50			Hennico <i>et al.</i> , 1991 *2
Países Bajos	0,001-180			Bingham, 1990 *2
Sudáfrica	100			Hennico <i>et al.</i> , 1991 *2
Países Bajos	0-300			Gijsselman, 1991 *2
Lejano Oriente	50-300			Hennico <i>et al.</i> , 1991 *2
Sumatra	180-300			Muchlis, 1981; Situmorang y Muchlis, 1986 *2
Fuente desconocida, ejemplos de la industria de filtros de gas	<0,01-120			UOP, sin fecha

Notas *1 Las referencias usan la unidad $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sin indicar si el volumen está normalizado en Nm^3 ;

*2 Tal como se cita en OilTracers (1999-2004).

Tabla 5-24 Ejemplos de concentraciones de mercurio en cañerías de gas (limpio y tal como lo reciben los consumidores).

País	Concentración de mercurio $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Referencia y notas
EE. UU.	<0,02 - <0,2	Wilhelm, 2001; todos los resultados por debajo del límite de detección de los métodos usados para diferentes análisis
Federación de Rusia	0,03 - 0,1	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Dinamarca	<0,1 - 0,8	Skårup <i>et al.</i> , 2003

334. Pirrone *et al.* (2001) informaron que "se debe obtener una reducción del mercurio a niveles por debajo de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ antes de que se pueda usar el gas". Esto puede indicar que por lo general las concentraciones de mercurio en la calidad del gas de consumo pueden estar por debajo de este nivel en Europa (el área geográfica de interés del estudio), pero que el gas natural en bruto puede en ocasiones tener concentraciones de mercurio más elevadas.

5.1.4.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

335. La parte significativa del contenido de mercurio del gas natural en bruto por lo general puede separarse del gas y pasar a formar parte de los distintos condensados o aguas residuales de la limpieza del gas. Tabla 5-25 muestra un ejemplo de la distribución del mercurio en una planta de gas de Asia oriental sin filtro de remoción de mercurio. La distribución real dependerá en gran medida de si se instalan lechos de remoción de mercurio. El documento citado presenta datos sobre la concentración de mercurio en cinco plantas, pero información sobre el equilibrio de masa de una sola. En tres plantas sin lecho de remoción de mercurio, el contenido del gas para la venta fue de hasta 3.000 ng/m³, en tanto que en las dos plantas con lechos de remoción de mercurio la concentración se ubicó en 10 y 2 ng/m³, respectivamente. En la planta específica, el 68 % del mercurio terminó en el gas para la venta. Debe tenerse en cuenta que el porcentaje que termina en el gas para la venta dependerá en gran medida de la concentración inicial de mercurio del gas en bruto, ya que el objetivo del proceso de limpieza es una determinada concentración en el gas para la venta.

Tabla 5-25 Ejemplo de distribución de mercurio en una planta de gas sin lecho de remoción de mercurio (Carnell y Openshaw, 2004)

Flujo de proceso	Mercurio (kg/año)	Porcentaje de mercurio en el gas en bruto
Gas en bruto	220	100 %
Conducto de ventilación para la remoción de gas ácido	22	10 %
Conducto de ventilación de secado	3	1 %
Condensado	45	20 %
Gas para ventas	150	68 %

336. El término "condensado de gas" se refiere a líquidos que se pueden originar en diversos lugares en un sistema de procesamiento de gas (Wilhelm, 2001). El líquido hidrocarburo que queda en el separador primario, ya sea en la cabeza del pozo o en la planta de gas, es un condensado genérico sin procesar. El condensado procesado es la fracción de C5+ (hidrocarburos más pesados), que es producto de una planta de separación de gas.

Tabla 5-26 Ejemplos de concentraciones de mercurio en condensados de gas.

Referencia	Número de muestras	Rango (ppmm)	Promedio (ppmm)	SP	Notas
Olsen <i>et al.</i> , 1997 *1	4	NI	15		Orígenes no reportados
Shafawi <i>et al.</i> , 1999 *1	5	9-63	30	18,6	Sudeste Asiático
Tao <i>et al.</i> , 1998 *1	7	15-173	40		Asia
Lassen <i>et al.</i> , 2004	5	60-470	270	270	Federación de Rusia
Bloom, 2000 *1	18	NI	3 964	11 655	Mayormente en Asia

Notas: *1 Tal como se cita en Wilhelm (2001); "NI" significa "no informado".

337. En un ejemplo del golfo de Tailandia, se informó que el agua producida antes de la limpieza en tres yacimientos contenía 191-235 ppmm, 155 ppmm y 11 ppmm, respectivamente (Gallup y Strong, 2006). Luego de un tratamiento con un filtrado de 0,45 µm, la concentración se redujo a <1-10

ppmm. La parte principal del agua producida de los yacimientos se inyectó en estos, en tanto que una parte menor se desechó al agua. Como ejemplo de la significación de las descargas de mercurio con el agua de producción, entre 1991 y 1996 se emitieron 40-330 kg de Hg/año con un valor promedio de 187 kg de Hg/año al golfo de Tailandia (Chongprasith *et al.*, 2009). En los últimos años, se han empleado diversas tecnologías de tratamiento para remover el mercurio antes del vertido.

338. En el caso del gas de cañerías, esto es, el gas recibido por los consumidores, se puede considerar que todas las entradas de mercurio se emiten al aire durante el uso o la combustión.

5.1.4.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

339. Con base en la información compilada hasta ahora de entradas y salidas y principales factores que determinan emisiones, se sugieren los siguientes factores preliminares de entrada y distribución predeterminados para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que estos factores predeterminados se basan en una base de datos limitada y, como tales, deben considerarse como preliminares y sujetos a revisión. En muchos casos, el cálculo de los intervalos de emisiones dará una estimación más adecuada de las emisiones reales.

340. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

341. Los datos reales sobre los niveles de mercurio en el gas natural particular extraído, refinado y utilizado llevarán a las mejores estimaciones de las emisiones.

342. Si no hay indicaciones disponibles sobre la concentración de mercurio del gas utilizado, se puede hacer una primera estimación con los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-27 a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto). Si se opta por no calcular los intervalos, el uso del valor máximo dará la indicación más segura de la posible importancia de la categoría de fuente para una posterior investigación. El uso de la estimación del límite superior no implica automáticamente que las emisiones reales sean tan altas, sino solamente que quizás haya que seguir investigando.

Tabla 5-27 Factores *preliminares* de entrada predeterminados para el mercurio en diversas calidades de gas natural.

Calidad del gas	Factores de entrada predeterminados; $\mu\text{g Hg}/\text{Nm}^3$ gas; límite inferior, límite superior, (intermedio)
Uso de gas en bruto o limpio	2 – 200 (100)
Gas por cañería (calidad de consumo)	0,03 – 0,4 (0,22)

343. Los datos de la producción de gas natural pueden estar en TJ (terajulios), que se pueden convertir a la unidad necesaria en el kit de herramientas, Nm³ (metros cúbicos)

normales), multiplicando el número de TJ con 25.600 Nm³/TJ (un valor bruto calorífico promedio de gas natural derivado de http://www.iea.org/stats/docs/statistics_manual.pdf, p182).

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

344. En el caso de los procesos de extracción y combustión o uso de gas natural, los factores predeterminados en la Tabla 5-28 a continuación se pueden utilizar para calcular una estimación indicativa de emisiones de mercurio.

Tabla 5-28 Factores **preliminares** de distribución de salida predeterminados para el mercurio de la extracción, refinación y uso de gas natural.

Fase del ciclo de vida	Factores de distribución de salida, porcentaje de entrada de Hg					
	Aire	Agua	Tierra	Productos *1	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector *2
Extracción y procesamiento: sin remoción de mercurio	0,2	0,2		0,5	0,1	
Extracción y procesamiento: con remoción de mercurio *2	0,1	0,2		0,1	0,6	?
Combustión/uso	1					

*1: Incluye gas para ventas y condensado

*2: El destino real del mercurio en los residuos puede variar entre los distintos países, ya que se puede depositar, recuperar o comercializar.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

345. No se sugiere ninguna relación.

5.1.4.6 Principales datos específicos de la fuente

346. The most important source specific data would in this case be:

- datos medidos o de la bibliografía sobre las concentraciones de mercurio en el gas natural extraído, refinado y quemado en la fuente;
- cantidad de gas natural extraído, refinado y quemado, y
- Datos medidos sobre el equipo de reducción de emisiones aplicado a la fuente (o fuentes similares con equipo y condiciones de funcionamiento muy similares).

347. Para consultar recomendaciones sobre la recopilación de datos, ver la sección 4.4.5.

5.1.5 Otros combustibles fósiles: extracción y uso

5.1.5.1 Descripción de la subcategoría

348. Esta categoría incluye la extracción y uso de otros combustibles fósiles, como turba (que es una forma poco antigua del carbón) y esquisto bituminoso. El esquisto bituminoso es un tipo de esquisto del que se puede recuperar un crudo oscuro por destilación. Al igual que otros combustibles fósiles y no fósiles, estos pueden contener trazas de mercurio, que se pueden movilizar por extracción y combustión.

349. Para esta versión del kit de herramientas, solo se han recopilado datos limitados sobre estas potenciales fuentes de emisiones de mercurio. Si durante el desarrollo del trabajo de inventario no se pueden hallar más datos, una opción es medir las concentraciones de mercurio en los tipos de combustible usados y en cualquier residuo y emisión que se produzca.

5.1.5.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-29 Vías previstas de emisiones y medios de recepción durante el ciclo de vida de la extracción y uso de otros combustibles fósiles

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Extracción						
Combustión	X	x	x		x	x

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

5.1.5.3 Ejemplo de entradas de mercurio

Tabla 5-30 Resumen de datos de tasa de actividad y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones de la extracción, refinación y uso de otros combustibles fósiles

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Combustión	Cantidad de combustibles usados	Concentración de mercurio en los combustibles usados

350. Se sabe que el mercurio está presente en la turba y el esquisto bituminoso. Por ejemplo, un estudio realizado en Carolina del Norte, Estados Unidos, reportó concentraciones totales de mercurio de 40 a 193 ng/g (peso en seco) en la turba, con base en datos de mediciones (Evans *et al.*, 1984).

351. En el sitio web de la Agencia Internacional de Energía <http://data.iea.org/ieastore/statslisting.asp>, están disponibles las estimaciones detalladas del consumo nacional de diferentes tipos de combustibles, en total y por sectores.

5.1.5.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

352. No hay datos recopilados.

5.1.5.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

353. Turba: Si no hay otros datos disponibles, se puede usar la concentración de mercurio mencionada en la sección 5.1.5.3 anterior.

354. Esquisto bituminoso: No se desarrolló ningún factor.

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

355. Turba: Si no hay más información, se puede considerar que el 100 % del mercurio de la turba se emite al aire (como estimación aproximada; se pueden liberar cantidades menores a los residuos y cenizas de la combustión).

356. Esquisto bituminoso: No se desarrollaron factores para esta subcategoría de fuente.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

357. No se sugiere ninguna relación.

5.1.6 Producción de energía y calor de biomasa

5.1.6.1 Descripción de la subcategoría

358. Muchos países y regiones dependen en gran medida de la combustión de biomasa para la producción de energía y calor. Estas fuentes implican la combustión de madera, como ramitas, corteza, aserrín y viruta de madera, así como residuos agrícolas (como paja, pellets de cítricos, cáscaras de coco, heces de aves de corral y excretas de camello) (PNUMA, 2003). Los residuos de madera se usan como combustible en la industria. En el sector residencial, la madera se usa en cocinas y estufas de leña (Pirrone *et al.*, 2001). Para este kit de herramientas, las fuentes dentro de esta subcategoría incluyen calderas de leña, calderas que funcionan con otro tipo de biomasa, cocinas y estufas de leña y demás quema de biomasa. En el caso de las calderas, se da por sentado que se emplean generadores a vapor razonablemente bien operados y mantenidos a fin de maximizar la salida de energía. En esta sección no se trata la quema de madera contaminada.

359. La biomasa se quema en una amplia gama de dispositivos para la generación de energía, desde pequeños hornos con alimentador a grandes sistemas muy sofisticados de calderas o quemadores con amplios dispositivos de control de contaminación del aire (CCA). La combustión de biomasa para la generación de energía tiene lugar principalmente en dos tipos generales de calderas (alimentadores y calderas de lecho fluidizado), que se distinguen por la manera en que se alimenta el combustible al sistema (PNUMA, 2003).

360. Las calderas con alimentador usan una parrilla fija, vibradora o móvil en la que se transporta la biomasa a través del horno mientras se quema. Se inyecta aire de combustión primaria a través del combustible de biomasa desde el fondo de la parrilla. Todos estos sistemas de combustión queman biomasa de una manera muy eficiente, que deja la mayoría de la ceniza como un residuo seco en el fondo de la parrilla (PNUMA, 2003).

361. Las calderas de lecho fluidizado usan un lecho de material inerte (p. ej., arena o ceniza), que se fluidiza mediante la inyección de aire de combustión primaria. La biomasa se troza y se añade al lecho fluidizado, donde se quema. La ceniza fluidizada, que es transportada hacia afuera con el gas de combustión, por lo común se recoge en un (multi-) ciclón seguido por un PES o cámara de filtros de bolsas y se reinyecta en la caldera. De la caldera no salen cenizas de fondo o salen muy pocas, ya que las partículas de ceniza más grandes quedan dentro del lecho fluidizado o son recolectadas por el separador ciclónico. Por lo tanto, casi toda la ceniza es recolectada como cenizas volantes en el PES o cámara de filtros de bolsas (PNUMA, 2003).

362. En muchos países, es práctica común calefaccionar y cocinar con biomasa en los hogares. En la mayoría de los casos, el combustible de preferencia es la leña; no obstante, también se pueden usar otros combustibles de biomasa.

363. En la calefacción y cocina domésticas, la biomasa se quema en una amplia gama de dispositivos, que van desde pequeñas cocinas y estufas en pozos al aire libre a grandes y sofisticados hornos y estufas de leña. La combustión de biomasa para la calefacción y la cocina en los hogares tiene lugar sobre todo en dispositivos de combustión cada vez más eficientes a medida que aumenta el producto bruto nacional y el grado de desarrollo de los países (PNUMA, 2003).

5.1.6.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-31 Principales emisiones y medios receptores de la producción de energía y calor de biomasa

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Combustión	X	x	x		x	x

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

364. Los factores más importantes que determinan las emisiones son los niveles de mercurio en el combustible y la cantidad de combustible quemado. El mercurio en los biocombustibles se origina en mercurio naturalmente presente y en mercurio depositado producto de emisiones antropogénicas (COWI, 2002). Por ejemplo, los árboles (especialmente acículas y hojas) absorben mercurio de la atmósfera con el paso del tiempo. Cuando se quema madera y otros tipos de biomasa, el mercurio se emite de inmediato mayoritariamente al aire (Friedli, H.R. *et al.*, 2001).

365. Las emisiones de mercurio procedentes de la combustión de madera y otros biocombustibles puede ser significativa en algunos países (COWI, 2002). La mayor parte del mercurio de la biomasa se emite al aire procedente del proceso de combustión. Una cantidad más pequeña se puede emitir a las cenizas o residuos, cuya medida depende del material específico quemado, del tipo de dispositivo de combustión y de cualquier control de emisiones presente.

5.1.6.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-32 Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de la producción de energía y calor de biomasa

Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Tipo y cantidad de biomasa quemada	Concentración de mercurio en la biomasa quemada

366. El principal factor de entrada que se necesita es la concentración de mercurio en la madera o demás biomasa quemada en la fuente y la cantidad de cada tipo de biomasa que se quema.

367. En el caso de las fuentes de combustión de madera no controladas, la EPA de Estados Unidos elaboró un factor de emisión de 0,0021 gramos de mercurio por tonelada métrica de madera, según se queme (esto es, peso húmedo). Si se da por sentado que todo el mercurio de la madera en estas fuentes no controladas se emite al aire, se estima que la concentración promedio de mercurio en la madera quemada en Estados Unidos es de aproximadamente 0,002 ppm (US EPA, 1997a y NJ MTF, 2002).

368. La EPA de Estados Unidos recomienda un factor promedio de emisiones atmosféricas de 0,0026 g de mercurio por tonelada métrica de madera quemada como el llamado "mejor factor de emisión típico" para la combustión de residuos de madera en las calderas de EE. UU. (US EPA, 1997b).

369. En investigaciones llevadas a cabo en EE. UU., el contenido de mercurio en los desperdicios y la vegetación verde en siete lugares de EE. UU. fueron de 0,01 a 0,07 mg de Hg/kg peso en seco (Friedly *et al.*, 2001).

370. Según investigaciones danesas, el contenido de mercurio en la madera y paja quemadas en Dinamarca está en el intervalo de 0,007 a 0,03 mg/kg peso en seco (Skårup *et al.*, 2003).

371. Las investigaciones suecas encontraron concentraciones de mercurio de 0,01 a 0,02 mg/kg peso en seco en leña; sin embargo, la concentración encontrada en la madera de sauce fue 0,03 a 0,07 mg/kg peso en seco (Kindbom y Munthe, 1998). En la corteza se encontró una concentración de

mercurio de 0,04 mg/kg de peso en seco, en tanto que en las agujas de abeto la concentración fue 0,3 a 0,5 mg/kg peso en seco (Kindbom y Munthe, 1998).

372. En el sitio web de la Agencia Internacional de Energía <http://data.iea.org/ieastore/statslisting.asp>, están disponibles las estimaciones detalladas del consumo nacional de diferentes tipos de combustibles, en total y por sectores.

5.1.6.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

373. Si bien en algunas cocinas de leña se aplican medidas de control de emisiones, como catalizadores y cámaras de combustión secundarias para reducir las emisiones de compuestos orgánicos volátiles y monóxido de carbono, no se espera que estas técnicas afecten las emisiones de mercurio. No obstante, algunas calderas a leña emplean equipo de control de MP que puede reducir en algo dichas emisiones. Actualmente, los cuatros dispositivos de control más comunes en EE. UU. para reducir las emisiones de MP de las calderas a leña son los colectores mecánicos, los filtros de tela, los depuradores húmedos y los precipitadores electrostáticos (PES). De estos controles, los últimos tres tienen el potencial de captar cantidades significativas de mercurio (US EPA, 1997a; US EPA, 2002a y US EPA, 1996).

374. Los depuradores húmedos más usados para calderas a leña en EE. UU. son los depuradores venturi. No se identificaron datos respecto de la eficiencia del control de estos dispositivos para las emisiones de mercurio de las calderas a leña. No obstante, se supone cierto control. Los filtros de tela y los PES también se emplean en algunas de estas calderas a leña. No se identificaron datos respecto de la eficiencia del control de estos dispositivos en las calderas a leña. No obstante, con base en los datos de plantas de combustión de carbón, la eficiencia de la recolección de mercurio en los filtros de tela puede ser del 50 % o más, y la eficiencia de los PES puede ser un poco más baja, probablemente de 50 % o menos (US EPA, 1997a y US EPA, 2002a).

375. Los datos sobre las emisiones de mercurio de la combustión de madera son limitados. Un informe del Consejo Nacional de la Industria Papelera para la Mejora del Aire y los Cursos de Agua (NCASI) de Estados Unidos propuso un rango y un factor promedio de emisiones para calderas sin PES y para calderas con PES (NCASI, 1995, tal como se cita en US EPA, 1997a). Las calderas sin PES tenían una variedad de otros dispositivos de control, incluidos ciclones, multiciclones y diversos depuradores húmedos. El factor promedio de emisiones que se reportó para las calderas sin PES fue $3,5 \times 10^{-6}$ kg/tonelada métrica de leña seca quemada. El factor promedio de emisiones que se reportó para las calderas con PES fue $1,3 \times 10^{-6}$ kg/tonelada métrica de leña seca quemada. Para la combustión de madera de desecho en calderas sin controles, la EPA de EE. UU. estableció un factor promedio de las emisiones de mercurio (con base en cuatro pruebas de emisiones) de $2,6 \times 10^{-6}$ kg/tonelada métrica de madera húmeda, según se vaya quemando (US EPA 1997a).

5.1.6.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

376. Con base en los ejemplos compilados hasta ahora de concentraciones de mercurio en biomasa y en la información general de la eficiencia de los sistemas de reducción de emisiones, se sugieren los siguientes factores predeterminados de entrada y distribución preliminares para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

377. Teniendo en cuenta la gran variación presentada anteriormente sobre las concentraciones de mercurio en la biomasa y la eficiencia de los sistemas de reducción de emisiones de mercurio, el enfoque preferido es el uso de datos específicos de fuente, siempre que sea viable.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

Los combustibles fósiles, en caso de que se usen, contribuirán a las entradas de mercurio, pero se computan en otra subcategorías.

Tabla 5-33 Factores *preliminares* de entrada predeterminados del mercurio contenido en el carbón para la generación de energía

Material	Factores de entrada predeterminados; g mercurio por tonelada métrica de biomasa (peso en seco); (límite inferior, límite superior)
Biomasa utilizada en la combustión (principalmente madera)	0,007 - 0,07

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

Tabla 5-34 Factores *preliminares* de distribución predeterminados para las salidas de mercurio procedentes de la producción de pulpa y papel (con producción de pulpa propia)

Dispositivo de reducción de las emisiones	Factores de distribución, porcentaje de entrada de Hg					
	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/e liminación específico del sector
ninguno	1					

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

378. No se sugiere ninguna relación.

5.1.6.6 Principales datos específicos de la fuente

379. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- datos medidos o de la bibliografía sobre las concentraciones de mercurio en los tipos de biomasa quemada en la fuente;
- cantidad de cada tipo de biomasa quemada, y
- Datos medidos sobre el equipo de reducción de emisiones aplicado a la fuente (o fuentes similares con equipo y condiciones de funcionamiento muy similares).

380. Para consultar recomendaciones sobre la recopilación de datos, ver la sección 4.4.5.

5.1.6.7 Resumen del enfoque general para estimar emisiones

381. El enfoque general para estimar las emisiones de mercurio a cada vía, procedentes de la combustión de biomasa, es como sigue:

Factor de entrada (concentración de Hg en la biomasa quemada en la planta)	*	Tasa de actividad (cantidad de cada tipo de biomasa quemada por año)	*	Factor de distribución a cada vía
--	---	---	---	---

y las emisiones totales son la suma de las emisiones a cada vía.

5.1.7 Producción de energía geotérmica

5.1.7.1 Descripción de la subcategoría

382. Las centrales eléctricas geotérmicas aprovechan las elevadas temperaturas subterráneas para la producción de energía y se encuentran en su mayoría en áreas con actividad geotérmica especial, a veces en zonas con actividad volcánica. En estas centrales eléctricas predominan el vapor seco o el agua. En el caso de las plantas de vapor seco, este es bombeado desde reservorios geotérmicos a las turbinas a una temperatura de aproximadamente 180 °C y a una presión absoluta de 7,9 bares. En las plantas donde domina el agua, esta está en los estratos productores a una temperatura de aproximadamente 270 °C y a una presión ligeramente superior que la hidrostática. A medida que el agua fluye hacia la superficie, la presión disminuye y se forma vapor, que se usa para hacer funcionar las turbinas (US EPA, 1997a).

383. Las emisiones de mercurio de las centrales eléctricas geotérmicas son causadas por la movilización humana del mercurio que existe naturalmente en estas condiciones geológicas. Téngase en cuenta que dichas emisiones pueden variar significativamente según las condiciones geológicas locales.

5.1.7.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-35 Principales emisiones y medios receptores durante la producción de energía geotérmica

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Desechos generales	Tratamiento/e eliminación específico del sector
Producción de energía geotérmica	X				

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

384. En las centrales eléctricas geotérmicas, el mercurio se emite al aire y posiblemente a otras vías. Las emisiones de mercurio en las centrales eléctricas geotérmicas se liberan a través de dos tipos de salida: eyectores de efluentes gaseosos y torres de refrigeración (US EPA, 1997a).

5.1.7.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-36 Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de la producción de energía geotérmica (ejemplo)

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Producción de energía geotérmica	MWe/hora	Gramos (g) de Hg emitidos por MWe/hora

5.1.7.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

385. Para los eyectores de gases de combustión, la EPA de EE. UU. presenta un rango de factores de emisiones atmosféricas de 0,00075 a 0,02 gramos de mercurio por megavatio hora (g/MWe/hr) con un promedio de 0,00725 g de Hg/MWe/hr. Para las torres de refrigeración, la EPA presenta un rango de factores de emisiones aéreas de 0,026 a 0,072 g de Hg/MWe/hr, con un promedio de 0,05 g/MWe/hr (US EPA, 1997a). No obstante, estos factores se basan en datos limitados de emisiones obtenidos en 1977 en Estados Unidos. Además, no se suministró información de procesos y no se validaron los datos. Por lo tanto, los factores de emisión deberían utilizarse con cautela (US EPA, 1997a).

5.1.7.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

386. Hasta ahora, no se ha intentado elaborar factores predeterminados de entrada y de salida para esta subcategoría. Si no hay datos específicos disponibles, las estimaciones de emisiones podrían basarse en la información proporcionada anteriormente.

5.2 Producción primaria (virgen) de metales

Tabla 5-37 Producción de metal primario (virgen): subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado

Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/ residuos	Enfoque del inventario principal
5.2.1	Extracción primaria y procesamiento de mercurio	X	X	X	X	X	FP
5.2.2	Extracción de oro y plata con proceso de amalgama de mercurio	X	X	X			DC
5.2.3	Extracción y procesamiento inicial de zinc	X	X	X	X	X	FP
5.2.4	Extracción y procesamiento inicial de cobre	X	X	X	X	X	FP
5.2.5	Extracción y procesamiento inicial de plomo	X	X	X	X	X	FP
5.2.6	Extracción y procesamiento inicial de oro por procesos distintos a la amalgamación de mercurio	X	X	X	X	X	FP
5.2.7	Extracción y procesamiento inicial de aluminio	X		x		X	FP
5.2.8	Extracción y procesamiento de otros metales no ferrosos	X	X	X		X	FP
5.2.9	Producción primaria de metales ferrosos	X				x	FP

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;

X - Vías de emisión que se prevé sean predominantes en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

5.2.1 Extracción y procesamiento inicial de mercurio

5.2.1.1 Descripción de la subcategoría

387. Se sabe que la minería de mercurio ha provocado gran cantidad de emisiones de mercurio a medios terrestres, atmosféricos y acuáticos, con contaminación local y regional como consecuencia. Existen ejemplos de naciones que realizaban actividades de minería de mercurio y continúan luchando por manejar dicha contaminación muchos años después de que finalizaran las actividades de minería. Las tecnologías de reducción de emisiones pueden aplicarse quizás en algunos casos, afectando posiblemente la distribución de emisiones entre los compartimientos ambientales. Muchas minas de mercurio han finalizado la producción durante las últimas décadas, debido a la demanda reducida en el mundo occidental.

388. Las estimaciones para la producción primaria de mercurio a nivel mundial de minería específica de mercurio y mercurio producido como derivado de otros procesos de minería o extracción, tal como se informa en el Estudio Geológico de EE. UU. se presentan en la Tabla 5-38. Solo algunos de los países enumerados en la tabla seguían teniendo minería específica de mercurio en 2005; algunos ejemplos fueron España, Argelia y Kirguistán. En 2009 eran solo Kirguistán y China. No obstante, Reese (1999) señala que la mayoría de los países no informan su producción de mercurio, lo que resulta en un alto grado de incertidumbre en sobre las cifras de producción mundial presentadas (PNUMA, 2002). Ver PNUMA (2002) para obtener más información.

389. Esta subcategoría cubre solo los procesos implicados en la minería de mercurio pretendida. La producción y comercialización del mercurio como derivado de otros procesos de minería o extracción, así como la producción de mercurio reciclado después del consumo, se abordan en otras secciones de este documento.

Tabla 5-38 *Producción mundial estimada de mercurio primario (obtenido de la minería, en toneladas métricas), informada por el Servicio Geológico de EE. UU. (Jasinski, 1994; Reese, 1997; 1999; a menos que se indique; los totales son los presentados en el informe al Consejo Nórdico de Ministros) y por Hylander y Meili (2002) para el año 2000)*

País	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Argelia *1	459	414	292	368	447	224	200	240
China	520	470	780	510	830	230	200	200
Finlandia *3	98	89	90	88	63	80	80	45
Kirguistán *4	1 000	379	380	584	610	620	620	600
México	12	12	15	15	15	15	15	25
Rusia	60	50	50	50	50	50	50	-
Eslovaquia	50	50	0	0	0	20	0	0
Eslovenia	?	6	0	5	5	5	0	0
España	643	393	1 497	862	863	675	600	237 *5
Tayikistán	80	55	50	45	40	35	35	40
Ucrania	50	50	40	30	25	20	-	-
EE. UU.	NI	NI	NI	65	NI	-	-	15
Otros países	-	223	200	-	-	830	380	448
Totales por actividad informada (redondeados)	3.000	2.200	3.400	2.600	2.900	2.800	2.200	

Notas: Esta tabla es una adaptación de la tabla 7.2 de PNUMA, 2002;

NI: No informado en las referencias;

-: No pertinente o no disponible;

- Según se informó, las cifras para Argelia en 2003 y 2004 (estimadas) son 300 y 400, respectivamente. Fuente: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/mercury/mercumcs05.pdf>
- Según se informó, las cifras para China en 2003 y 2004 (estimadas) son 610 y 650, respectivamente. Fuente: Ídem
- Las cifras de Finlandia para el período 1993-1997 provienen del Instituto del Medio Ambiente de Finlandia (Finnish Environment Institute) (1999) y representan el mercurio generado como subproducto de la producción de zinc;
- Según se informó, las cifras para Kirguistán en 2003 y 2004 (estimadas) son 300 y 300, respectivamente. Fuente: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/mercury/mercumcs05.pdf>
- España ha informado una producción en 2000 de 237 toneladas métricas de las minas de mercurio españolas. Según se informó, las cifras para España en 2003 y 2004 (estimadas) son 150 y 200, respectivamente. Fuente: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/mercury/mercumcs05.pdf>

390. A pesar de una reducción en el consumo de mercurio a nivel mundial (la demanda mundial es inferior a la mitad de los niveles de 1980), el suministro de otras fuentes y los precios bajos, la producción pretendida de mercurio a partir de minería aún tiene lugar en algunos países. Si bien se conocen unos 25 minerales de mercurio principales, prácticamente los únicos depósitos que se han recolectado para la extracción del mercurio son de cinabrio (PNUMA, 2002).

391. El mercurio se extrae mediante el uso de procesos pirometalúrgicos. Para ver una descripción de los procesos involucrados, consulte la publicación de la Comisión Europea (2001).

5.2.1.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-39 Principales emisiones y medios receptores durante el ciclo de vida de la extracción y procesamiento primarios del mercurio

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Extracción y procesamiento	X	X	X	X		X

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

5.2.1.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-40 Resumen de los datos sobre tasas de actividad y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de la producción primaria de mercurio

Datos de la tasa de actividad potencial que se usa para estimar las emisiones	Factor de entrada posible
Cantidad total de mercurio producido	Entradas de mercurio por unidad de mercurio producido

392. El mercurio es un componente natural de la Tierra, con una abundancia promedio de aproximadamente 0,05 mg/kg en la corteza terrestre, con variaciones locales considerables. Los minerales de mercurio que se extraen generalmente contienen aproximadamente 1 % de mercurio, aunque los estratos extraídos en España normalmente contenían hasta 12-14 % de mercurio (PNUMA, 2002).

393. Se han realizado balances de mercurio para una de las grandes instalaciones de extracción de mercurio en el mundo en Idrija, Eslovenia, que se cerró en 1995. Para el período total de 1961-1995, se extrajeron 9777 toneladas métricas de 4,2 millones de toneladas métricas de minerales. Para el mismo período, un estimado de 243 toneladas métricas de mercurio se perdieron al ambiente, de las cuales 168 toneladas métricas se depositaron en vertederos como residuo de autofundición, se estimó que 60 toneladas se emitieron a la atmósfera con gas de combustible, y 15 toneladas se emitieron al río Idrija con agua de condensación (Kotnik *et al.*, 2004).

5.2.1.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

394. Qi (1998) fue citado por Pirrone y Mason (Eds., 2008) para un factor de emisión atmosférica de 45 kg Hg/tonelada métrica de Hg producido (supuestamente de hornos de fundición de mercurio chinos).

395. De la mina de Khaidarkan en Kirguizistán se estimó que en los últimos años (antes del 2008) el centro emitió aproximadamente 3,5 toneladas métricas de mercurio anualmente, y la producción anual en 2008 fue levemente inferior a 300 toneladas métricas de mercurio (equipo encargado del Mercurio de Kirguizistán de PNUMA, UNITAR y la Red Ambiental de Zoï (2009)).

396. Ver también la información anterior.

5.2.1.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

397. Con base en la información limitada presentada anteriormente, se sugieren los siguientes factores preliminares de entrada y distribución para su uso en casos en los que los datos específicos de la fuente no están disponibles. Para esta categoría de fuente, se recomienda ampliamente intentar obtener datos específicos de las instalaciones dado que la situación de emisión probablemente difiere considerablemente dependiendo de la configuración de producción local y el equipo de prevención de emisión implementado. El objetivo principal del uso de estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de la importancia de esta subcategoría en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

398. Si no está disponible otra información específica del sitio, una primera estimación puede formarse mediante el uso de los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-41 a continuación (con base en los conjuntos de datos en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto). Si se escoge no calcularlos como intervalos, se recomienda el uso del valor máximo para señalar la posible importancia de la categoría de fuente para una investigación más a fondo. El uso de la estimación del límite superior no implica automáticamente que las emisiones reales sean tan altas, sino solamente que quizás haya que seguir investigando.

Tabla 5-41 Factores de entrada predeterminados **preliminares** para la producción primaria de mercurio

Material	Factores de entrada predeterminados; kg de entradas de mercurio por tonelada métrica de mercurio producido; límite inferior, límite superior, (intermedio)
Mercurio en minerales	1.020 – 1.040 (1.030)

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

399. Un conjunto preliminar de factores de distribución de salida predeterminados con base en los datos de Eslovenia presentados anteriormente se muestra en la tabla a continuación. Deberían aplicarse los factores de distribución específicos del sitio, si estuvieran disponibles.

Tabla 5-42 Factores de distribución de salida predeterminados **preliminares** para la producción primaria de mercurio

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra *1	Producto	Desechos generales *1	Tratamiento/e liminación específico del sector *1
Producción de mercurio a partir del mineral *2	0,0073	0,0017	0,0201	-	?	?

Notas *1: La distribución real de los residuos entre las distintas formas de depósito puede variar entre los distintos países. Aquí se asigna a la tierra para indicar el peor caso posible (depósito de relave local sin membranas). Se deberá ajustar con información específica de las instalaciones, en caso de que esté disponible.

*2: El total de entradas de mercurio al proceso es lo que calculamos como la "Entrada de Hg calculada", pero para esta subcategoría de fuente específica, en las estimaciones de las emisiones se incluye únicamente la parte de mercurio que efectivamente se libera durante la producción. Por lo tanto, la suma de los factores de distribución de salida será equivalente al porcentaje de mercurio que se libera. Los factores de distribución de salida que se muestran corresponden a aire: 25 %, agua: 6 % y tierra: 69 % de las emisiones totales.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

400. No se sugiere ninguna relación.

5.2.1.6 Principales datos específicos de la fuente

401. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Datos medidos sobre las concentraciones de mercurio en los minerales y concentrados extraídos y procesados en la fuente;
- Cantidad de mineral extraído y procesado; y
- Los datos medidos sobre la distribución de las salidas de mercurio con (preferiblemente todas) las corrientes de salida, incluidos los porcentajes de mercurio retenidos por los equipos de reducción de emisiones aplicados en la fuente (o fuentes similares con un equipamiento y condiciones operativas muy similares).

5.2.1.7 Principales datos específicos de la fuente

402. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- La cantidad de mineral procesado y concentraciones de mercurio en estos minerales;
- La cantidad de mercurio recuperado;
- La cantidad de mercurio perdido por unidad de mineral procesado o por unidad de mercurio; y
- Las tecnologías de control presentes y el rendimiento de estos controles.

5.2.2 Extracción de oro y plata con los procesos de amalgamación de mercurio (MAPE)

5.2.2.1 Descripción de la subcategoría

403. El mercurio se ha utilizado en la minería de oro y plata desde la época romana. En general, este proceso de minería implica lo siguiente: el mineral húmedo (o lodo o concentrado de mineral) se mezcla con el mercurio metálico (líquido); el mercurio disuelve (amalgama) el oro o plata en el lodo; el resto del lodo se lava dejando una amalgama de mercurio-oro (-plata); y luego se calienta la amalgama para liberar el mercurio, con restos de oro y plata impuros. El mercurio emitido a la biosfera debido a esta actividad antigua de extracción de oro y plata con amalgamación de mercurio puede haber alcanzado más de 260.000 toneladas métricas en el período de 1550 a 1930, después de lo cual casi se agotaron las reservas de oro y plata de fácil explotación, y el proceso de amalgamación de mercurio fue reemplazado parcialmente por el proceso de cianuración a gran escala más eficiente, que permitió la extracción de oro (y/o plata) de grandes depósitos de minerales de baja concentración (PNUMA, 2002).

404. Los aumentos en los precios del oro y la difícil situación socioeconómica prevalente en los años setenta resultaron en nuevos aumentos en la fiebre del oro, especialmente en el hemisferio sur, que involucraron a más de 10 millones de personas de todos los continentes. En el presente, la amalgamación de mercurio se utiliza para extracción de oro en muchos países en América del Sur, Asia y África. A modo de ejemplo, en Brasil, la amalgamación de mercurio se utilizó para la producción de 5,9 toneladas métricas de oro en 1973. En 1988, esta cifra había aumentado a más de

100 toneladas métricas por año. Durante la década de 1990 esta cifra disminuyó nuevamente debido a la caída de los precios del oro y a los depósitos agotados (Universidad de Uppsala, según se cita en PNUMA, 2002); aun así la actividad persiste en muchos países en el mundo desarrollado y nuevamente está creciendo con los precios del oro en aumento.

405. Con base en los estudios de varios investigadores, se estimó que se han utilizado alrededor del mundo entre 350 y 1000 toneladas de mercurio por año en los años noventa para minería aurífera artesanal y en pequeña escala (MAPE) (PNUMA, 2002). La última estimación para el suministro de mercurio actual ("consumo") se encuentra entre 990 y 2.200 toneladas métricas en 2010 (Mercurywatch.org, 2012).

5.2.2.2 Principales factores que determinan las emisiones y las salidas de mercurio

Tabla 5-43 Principales emisiones y medios receptores de la extracción de oro y plata con el proceso de amalgamación de mercurio

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Extracción de oro (y plata) con procesos de amalgamación de mercurio	X	X	X			

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

406. El mercurio se emite directamente de estas actividades de minería al aire, agua, sedimentos y tierras. La amalgama de mercurio-oro del proceso de extracción emite mercurio en forma de vapor al aire cuando se calienta en uno de los pasos de purificación. La evaporación a menudo se realiza sin retención del mercurio evaporado. A veces el paso de evaporación se hace en "retortas", en las que se condensan y reutilizan partes del mercurio evaporado. El mercurio también está presente en residuos de extracción minera, que pueden conducir a futuras emisiones a la tierra, agua y aire. El mercurio se encuentra en los sitios de extracción, puestos de intercambio y en la tierra, las plantas, los sedimentos y vías de navegación en el área de estas operaciones. Este proceso de extracción de oro es simple y económico, pero no es muy eficiente en términos de recuperación de oro o retención de mercurio. El proceso ha conducido a una contaminación intensa de mercurio del medio terrestre, acuático y atmosférico en grandes áreas alrededor de estas operaciones, y también ha contribuido considerablemente a los niveles de mercurio en el medio ambiente global (COWI, 2002).

5.2.2.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-44 Resumen de los datos sobre tasas de actividad y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de la extracción de oro y plata con el proceso de amalgamación de mercurio

Datos de la tasa de actividad potencial que se usa para estimar las emisiones	Factor de entrada posible
Cantidad total de oro (o plata) producido utilizando esas técnicas	Estimación de la proporción promedio de mercurio consumido por unidad de oro o plata producido con los materiales de alimentación y la tecnología prevalentes en la zona investigada
O Total anual de compras (consumo) de mercurio para la MAPE	(El factor es 1, dado que la entrada real es el consumo de mercurio)

Nota *1: Los cálculos predeterminados de entradas de mercurio en la hoja de cálculo del nivel de inventario 2 se basan en la cantidad de oro producido, pero si se dispone de la información sobre el total anual de compras

de mercurio, se pueden ingresar directamente en los cálculos. Para la mayoría de los países con actividades de MAPE, las estimaciones de consumo pueden encontrarse en www.mercurywatch.org.

407. Los estudios de referencia del uso y las emisiones de mercurio de minería aurífera artesanal y en pequeña escala (MAPE) solo pueden proporcionar estimaciones aproximadas, y cuando sea posible, se recomiendan los estudios de campo. Las estimaciones indicativas de potenciales entradas de mercurio a minería a pequeña escala pueden estimarse de simples reglas de oro, pero pueden estar involucrados más factores cuando se intenta calificar más las entradas de mercurio y las estimaciones de emisión en un país o región. Estos factores se describen aquí. Tenga en cuenta que las áreas de MAPE han sido investigadas por expertos de campo, y pueden existir evaluaciones del consumo de mercurio que deberían incluirse en la investigación realizada. Además, para la mayoría de los países con actividades de MAPE, las estimaciones del consumo de mercurio pueden encontrarse en www.mercurywatch.org, y estos números pueden utilizarse para una primera estimación de las emisiones totales de mercurio de MAPE.

408. Los principales factores que afectan las entradas y emisiones de mercurio son:

- El oro total producido por minero que usa mercurio
- La cantidad total de mineros
- La relación entre el mercurio consumido y el oro producido: esta varía en la práctica con la amalgamación de mineral entero que consume mucho más mercurio que la amalgamación de un concentrado del mineral.
- El porcentaje de mercurio reciclado (0 % sin retortas, 75 a 95 % con retortas o campanas de humo).
-

409. La cantidad de mercurio utilizado por unidad de oro (o plata) extraída varía de acuerdo con los métodos y equipos utilizados y otros factores. Por ejemplo, si el mercurio se utiliza para extraer oro del mineral entero, y no se utilizan dispositivos de recuperación, la relación entre la cantidad de mercurio utilizado y la cantidad de oro extraído ($Hg_{\text{utilizado}}:Au_{\text{extraído}}$) es $> 3:1$ (es decir, más de 3 kg del mercurio utilizado por 1 kg de oro obtenido). Si el mercurio se utiliza en concentrados de mineral (en vez de minerales enteros) la relación ($Hg_{\text{utilizado}}:Au_{\text{extraído}}$) es aproximadamente 1,3:1. Si se utilizan los concentrados de mineral y una retorta, la cantidad de mercurio utilizado es mucho más baja (la relación puede ser de 0,1; en un rango entre 0,05 – 0,2) (Telmer, 2012; ONUDI, 2003). Lacerda (1997) estudió la bibliografía sobre las cantidades de mercurio estimadas consumidas por kg de oro producido con el proceso de amalgamación e informó que aunque se utilizan ampliamente factores de entrada variados, la mayoría se encontraba en el intervalo de 1 a 2 kg de mercurio consumido por 1 kg de oro producido. Pero desde entonces, otras observaciones han demostrado tasas de consumo de mercurio de 20 Hg:1 Au cuando el mercurio se coloca directamente en el circuito de molienda, y de 50 Hg:1 Au cuando los minerales también contienen concentraciones considerables de plata, lo que forma una amalgama más deficiente con concentraciones más altas de mercurio en la misma.

410. Además del uso pretendido del mercurio, otra fuente, (aunque generalmente más pequeña) de mercurio de la minería aurífera a pequeña escala es la movilización de impurezas de mercurio natural en mineral de oro (COWI, 2002).

5.2.2.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

411. El porcentaje de mercurio perdido y las vías de emisión varían con el método de amalgamación. Si no usan controles y se calienta la amalgama en recipientes abiertos para evaporar el mercurio, entonces todo el mercurio en la amalgama se emite al aire y no se recupera mercurio. Por otro lado, si se usa una retorta, las emisiones atmosféricas serán más pequeñas, dado que parte del mercurio se recupera en la retorta y se reutiliza. De acuerdo con la ONUDI (2003) la recuperación de

mercurio del proceso varía de aproximadamente 51 % a 99 %. Telmer (2012) establece que la recuperación promedio es de aproximadamente 80 % a 95 %.

412. De acuerdo con Lacerda, se considera una estimación de emisión del 65 % a 87 % de las entradas de mercurio a la atmósfera, y el resto se emitió a la tierra y a medios acuáticos (Lacerda, 1997, según se cita en PNUMA, 2002).

413. De acuerdo con estimaciones más recientes de Telmer y asociados descritas en PNUMA/AMAP (2012), se estima que, en promedio, el 45 % del mercurio utilizado en MAPE se emite a la atmósfera y el resto se emite a la tierra y el agua. En regiones en las que se practica la amalgamación de concentrados, el 75 % del mercurio utilizado se emite a la atmósfera (aunque la cantidad absoluta de mercurio utilizado normalmente es menor que en otras prácticas tales como la amalgamación de mineral entero), mientras que los lugares que practican el uso de amalgamación de mineral entero usan mucho más mercurio por unidad de oro producida, pero emiten una porción mucho más grande del mercurio a los sistemas acuáticos y terrestres. Al final la mayor parte del mercurio perdido al agua se emitirá en última instancia a la atmósfera con el transcurso de los años debido a la evaporación secundaria. Las estimaciones de Australia y Canadá sugieren que una gran proporción del mercurio utilizado en operaciones de minería aurífera históricas en la década de 1800 se ha vuelto a movilizar.

414. Telmer (2012) agrega que cuando se practica la amalgamación de mineral entero, se usa mucho más mercurio pero un pequeño porcentaje del uso total se emite al aire (25 %), porque gran parte termina en residuos de extracción minera y otros desechos. Pero la magnitud de lo que se emite al aire sigue siendo muy grande debido a que la intensidad del uso de mercurio es mucho más alta. Cuando se usan concentrados y retortas, se utiliza menos mercurio y una fracción, aproximadamente 90 %, del mercurio emitido de otra forma, se captura en la retorta y se reutiliza; de esta forma solo 10 % del 75 %, un 0,075 % resultante, se emite al aire (el factor 0,1 aplicado al factor 0,75). La distribución del resto de las emisiones de mercurio entre agua y tierra variarán dependiendo de las condiciones locales y es difícil decir algo general sobre eso.

415. Con el uso de retortas, el mercurio capturado puede reutilizarse después de la "reactivación", un proceso en el que las impurezas se limpian del mercurio reciclado para hacer que se amalgame mejor en el siguiente ciclo de uso. Si se asume una pérdida del 5 % de mercurio (a agua y tierra) de cada reactivación, puede calcularse que finalmente aproximadamente 20 % del mercurio utilizado (para amalgamación de los concentrados con aplicación de retorta) se emitirá a la atmósfera y 80 % se emitirá a la tierra y el agua.

416. En varios países, existen ejemplos de programas para promover un equipo de extracción con base en mercurio menos contaminante, concientizar sobre las cantidades peligrosas de mercurio y proporcionar otra asistencia e información sobre aspectos ambientales, sociales y comerciales. Algunos proyectos también están evaluando o intentando mejorar las posibilidades y capacidades de las autoridades de hacer cumplir las reglamentaciones ambientales en áreas de minería aurífera a pequeña escala (ver ejemplos en la página web de la Asociación Mundial de Mercurio sobre minería aurífera artesanal y en pequeña escala en <http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/GlobalMercuryPartnership/tabid/1253/Default.aspx>).

417. Una referencia útil sobre cómo se utiliza el mercurio en MAPE es la Guía Práctica del PNUMA: Reducción del uso de mercurio en minería aurífera artesanal y en pequeña escala: http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Mercury/Documents/ASGM/Techdoc/UNEP%20Tech%20Doc%20APRIL%202012_120619%20with%20links_web.pdf.

418. La actualización de MercuryWatch.org en los últimos 3 años ha permitido el desarrollo de factores de salida generalizados al aire, agua y tierra de mercurio emitido de minería aurífera artesanal y en pequeña escala. Se estima que, debido a prácticas variadas, los factores de emisiones al aire

varían regionalmente de 0,25 % a 0,75 % de mercurio utilizado, y que a nivel se emite 45,2 % de mercurio de MAPE directamente a la atmósfera (Telmer, 2012).

Recomendaciones para estimar las emisiones de mercurio de operaciones de minería

Telmer en PNUMA/AMAP (2012) establece lo siguiente sobre la estimación de la emisión de mercurio de MAPE: "La cantidad total de mercurio utilizada en MAPE puede estimarse utilizando 4 abordajes principales: (1) mediciones directas: mediante el uso de un balance para pesar directamente las cantidades de mercurio utilizado; (2) aplicación de una relación entre mercurio/oro (Hg:Au) para estimaciones de producción de oro con base en el tipo de procesamiento en uso (amalgamación de mineral entero o amalgamación de concentrado o el uso de controles de emisión como retortas, etc.); las estimaciones de la producción de oro pueden provenir de varios mineros que se encuentren extrayendo activamente y su producción de oro anual promedio, o de otras fuentes tales como informes del gobierno sobre la producción de oro o poblaciones de minería; (3) entrevistas a los mineros y comerciantes de oro que compran o venden mercurio; (4) uso de datos de comercio oficiales. Los primeros tres abordajes implican directamente trabajar con mineros y comerciantes de oro. Esta información puede utilizarse luego para restringir, a través de la triangulación de una estimación más sólida de la cantidad de mercurio utilizada y emitida al medio ambiente y la cantidad emitida a la atmósfera.

Los resultados más confiables están arraigados en trabajo de campo y relaciones con partes interesadas. Para hacer esto, el personal que realiza la estimación debe ser capaz de comprender las prácticas de minería y el comercio de oro. Las prácticas de uso de mercurio y producción de oro son datos clave. Para determinarlos es necesario combinar la información de datos de campo, mineros, comunidades de minería, compradores, comerciantes, estudios geológicos, ministerios responsables de la minería, comisiones de minería, el sector privado, comunicados de prensa de compañías de exploración, revistas de la industria, ministerios ambientales y otros. Esta información debe analizarse para comprender qué es razonable con base en conocimientos expertos de geología, minería, prácticas de MAPE, comunidades de minería y socioeconomía. Los resultados del análisis deberían discutirse con las partes interesadas tales como mineros, concesionarios mineros, gobiernos locales y gobiernos nacionales para obtener su aporte y ayudar a restringir el análisis.

Las preguntas fundamentales que deben responderse para hacer una estimación anual del uso y las emisiones son:

1. ¿Se usa mercurio?
2. ¿Qué prácticas están en uso? (Considere: ¿Amalgamación de mineral entero? ¿Amalgamación de concentrado? ¿Reciclaje/reactivación de mercurio?)
3. ¿Cuánto mercurio se consume por unidad de oro? ¿Cuántos gramos de mercurio se pierden por gramos de oro producido? (Considere: ¿Los mineros desechan el mercurio utilizado? ¿Los mineros usan retortas o reciclan mercurio?)
4. ¿Cuánto oro producen los mineros por año, individual y colectivamente?
5. ¿Cuál es la cantidad total de mineros?

El formato de las preguntas se debe adaptar a las condiciones locales. Por ejemplo, a menudo es necesario convertir la cantidad de oro producido por día a una cantidad anual tomando en cuenta información adicional sobre hábitos de trabajo a lo largo del año, por ejemplo, "cómo varía el trabajo por temporada".

419.

5.2.2.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

420. Con base en la información compilada anteriormente sobre entradas y salidas y factores importantes que determinan las emisiones, se sugieren los siguientes factores predeterminados generalizados de entrada y distribución para utilizar en casos en los que no están disponibles datos específicos. Se hace énfasis en que los factores predeterminados sugeridos se basan en una base de datos limitada, y como tales, deberían considerarse sujetos a revisiones a medida que crece la base de datos.

421. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

422. Tal como se mencionó anteriormente, la información específica sobre los métodos de extracción de oro utilizados dará las mejores estimaciones de la entrada de mercurio. Si no está disponible información específica sobre las entradas de mercurio, el factor de entrada predeterminado indicado a continuación puede dar una estimación aproximada de las potenciales entradas de mercurio a este sector. Si no está disponible información sobre si se extrae el mineral entero o los concentrados, y si se usan retortas, se recomienda calcular un intervalo mediante los factores de entrada más bajos y más altos que se muestran a continuación para indicar el posible rango de las entradas.

Tabla 5-45 Factores de entrada predeterminados preliminares para el consumo de mercurio en la extracción de oro con el proceso de amalgamación de mercurio

Proceso	Factores de entrada predeterminados; kg de mercurio por kg de oro producido;
Extracción a partir del mineral entero	3
Extracción a partir de concentrados	1,3
Extracción a partir de concentrados y con uso de retortas y reciclaje de mercurio (ver el texto anterior)	0,1

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

423. Con base en la descripción que se proporcionó anteriormente, se sugieren los siguientes factores de distribución de salida predeterminados para minería de oro (y plata) mediante el uso del método de amalgamación de mercurio.

Tabla 5-46 Factores de distribución predeterminados **preliminares** sugeridos para la extracción de oro (y plata) con amalgamación de mercurio.

	Aire	Agua *1	Tierra *1	Productos	Desechos generales	Tratamiento/e eliminación específico del sector
Extracción de oro con amalgamación de mercurio; escenarios de promedios combinados	0,45	0,3	0,25			
Extracción a partir del mineral entero (sin uso de retortas)	0,25	0,4	0,35			
Extracción a partir de concentrados (sin uso de retortas)	0,75	0,13	0,12			
Extracción a partir de concentrados y con uso de retortas y reciclaje de mercurio	0,2	0,4	0,4			

Notas: 1* En este caso, la distribución entre el agua y la tierra es una suposición. La distribución real variará de acuerdo con las condiciones locales.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

424. No se sugiere ninguna relación.

5.2.2.6 Principales datos específicos de la fuente

425. Tal como se mencionó anteriormente, los estudios de referencia del uso y las emisiones de mercurio artesanal y MAPE solo pueden dar estimaciones aproximadas, y cuando sea posible, se recomiendan los estudios de campo. Tenga en cuenta que las áreas de MAPE han sido investigadas por expertos de campo, y pueden existir evaluaciones del consumo de mercurio que deberían incluirse como partes centrales en el desarrollo del inventario.

426. Tenga en cuenta que para la mayoría de los países con actividades de MAPE, las estimaciones de consumo de mercurio nacional para actividades de MAPE pueden encontrarse en www.mercurywatch.org.

5.2.2.7 Resumen del enfoque general para estimar emisiones

427. Ver las descripciones anteriormente.

5.2.3 Extracción y procesamiento inicial de zinc

428. Schwarz (1997) estimó que la producción de zinc a nivel mundial da lugar a la movilización de varios cientos de toneladas métricas por año (una estimación de gama baja para 1995 fue 600 toneladas métricas) haciendo que la producción de zinc se clasifique entre las fuentes más grandes de salidas de mercurio en términos de mercurio derivado comercializado y potenciales emisiones. Sin embargo, las emisiones a la atmósfera de producción de metal no ferroso se han reducido considerablemente en algunos países en las últimas décadas (Environment Canada, 2002; PNUMA, 2002). Hyland y Herbert (2008) estimaron que aproximadamente 275 toneladas métricas de mercurio se emitieron a la atmósfera a partir de la producción de zinc, cobre y plomo, de las cuales aproximadamente la mitad fueron de la producción de zinc, y que unas 228 toneladas métricas de mercurio se retuvieron por sistemas de limpiezas de gas de combustible en la producción de zinc alrededor del mundo.

429. Los procesos implicados en la extracción de metales no ferrosos se describen bien. Ver, por ejemplo, (Comisión Europea, 2001), (Environment Canada, 2002), (Rentz *et al.*, 1996) y (Zhang *et al.*, 2012). Sin embargo, las descripciones cuantitativas de balances de masa de mercurio sobre dichas

operaciones, que corresponden a estimaciones de distribución de entrada y salida, parecen publicarse pocas veces, y las solicitudes de datos al sector minero para este Kit de herramientas no proporcionaron resultados.

430. Las operaciones de minería y extracción de metal industrial a gran escala son pocas en cantidad en cualquier país en donde operan, sus materiales de alimentación y configuraciones de producción varían considerablemente, y pueden ser potentes fuentes de emisión de mercurio. Dados estos factores, se recomienda ampliamente utilizar un abordaje de fuente puntual en el inventario y, si fuera posible, compilar datos específicos de fuentes puntuales de las propias compañías operativas, así como de otras fuentes de datos pertinentes con conocimiento de las instalaciones de producción específicas.

5.2.3.1 Descripción de la subcategoría

431. El mineral para extracción de zinc (principalmente mineral sulfhídrico) puede contener cantidades traza de mercurio. En el proceso de extracción del zinc del mineral, se utilizan procesos que liberan este mercurio del material rocoso. Este mercurio puede evaporarse y seguir a las corrientes gaseosas en el proceso de extracción (en la mayoría de los casos) o seguir a las corrientes de procesos húmedos (líquidos), según la tecnología de extracción utilizada. A menos que se capture el mercurio en pasos del proceso especialmente destinados a este fin, es probable que la mayor parte pueda liberarse a la atmósfera y a medios terrestres y acuáticos. El mercurio retenido puede venderse en forma de "cloruro mercurioso" (Hg_2Cl_2), para extracción *ex situ* de mercurio metálico o mercurio metálico procesado *in situ*, o puede almacenarse o depositarse como residuos de sólidos o lodos (Environment Canada, 2002). La comercialización del mercurio derivado recuperado de la extracción de zinc y otros metales no ferrosos representa una parte considerable del actual suministro de mercurio mundial. Además de estas vías de salida, parte de la entrada de mercurio sigue al ácido sulfúrico coproducido (Outotec, 2012; Comisión Europea, 2001).

432. La producción primaria de zinc generalmente incluye los siguientes procesos: Concentración de mineral de zinc, oxidación (calcínación o sinterización) de concentrado de zinc, producción de zinc (por medio de procesos electroquímicos o térmicos) y refinación de zinc. La producción de zinc primaria a menudo está acompañada por la producción de ácido sulfúrico mediante procesos estándar, y también se producen varios metales derivados (tales como Cu, Pb, Ag y Au entre varios otros, dependiendo de los tipos de mineral/concentrado utilizados).

433. Para ilustrar los principios que afectan las emisiones de mercurio de la extracción de metal no ferroso a gran escala, los tipos de procesos implicados se describen a continuación en un poco más de detalle con la producción de zinc como ejemplo.

Extracción de mineral y producción de concentrados

434. El mineral se extrae de minas a cielo abierto o subterráneas, y las fracciones ricas en zinc se separan de la roca de desechos, después de la trituración y el molido para reducir el tamaño de las partículas, mediante procesos de separación mecánica, normalmente flotación u otros procesos que emplean suspensión en agua.

435. Existen diferentes tipos de mineral de zinc y su uso varía un poco dependiendo de la tecnología de extracción empleada tal como se describe a continuación, pero el mineral sulfhídrico ZnS , denominado "blenda de zinc" o "esfalerita" es por lejos el tipo de mineral más importante desde el punto de vista económico para extracción de zinc (Ullmann, 2000).

436. El concentrado producido se transporta a las plantas de extracción, que pueden estar recibiendo el concentrado de minas cercanas, pero también del mercado mundial. Por ejemplo, algunas plantas en Canadá reciben principalmente concentrado de minas locales, mientras que grandes partes del concentrado procesado en plantas de producción de zinc europeas se importan del mercado mundial (Environment Canada, 2002; Comisión Europea, 2001).

437. Los desechos de roca con bajo o nulo contenido de metal y las partes del material de mineral rechazado que se han separado del concentrado rico en zinc (partes de las denominados residuos de extracción minera), normalmente se almacenan en estanques de residuos de extracción minera *in situ*, pilas/montones de residuos de extracción minera o que se vuelven a llenar en las minas.

438. La roca de desecho y los residuos de extracción minera, al igual que los concentrados generados, contienen cantidades traza de mercurio. Este material es mucho más susceptible a la erosión que los depósitos originales, debido a los tamaños reducidos de partículas y a una mayor accesibilidad para aire y precipitación. Para minerales sulfídricos, que son tipos de minerales importantes para producción de varios metales de base, esta erosión libera y oxida el azufre contenido y produce ácido sulfúrico. El ácido vuelve los constituyentes (que incluyen más probablemente mercurio) más solubles y de esta manera aumenta potencialmente el lixiviado del metal al medio ambiente muchas veces en comparación con el yacimiento mineral intacto. Este proceso se denomina "drenaje ácido de roca" (o DAR) y se considera un riesgo ambiental grave (Comisión Europea, 2003).

439. Se han identificado pocos datos sobre las concentraciones de mercurio en mineral bruto y material de rechazo, mientras que se han publicado más recientemente datos sobre los concentrados de zinc. No se han identificado datos cuantitativos sobre la emisión de mercurio de roca de desecho y residuos de extracción minera al aire, agua y tierra no se han identificado. Pero esta fuente de emisión no debería desatenderse, ya que incluso las concentraciones de mercurio moderadas en el material pueden hacer móviles las cantidades de mercurio importantes debido a las enormes cantidades de materiales manipulados en operaciones de minería.

Extracción de zinc del concentrado

440. Una planta de extracción de zinc es una planta de producción mecánica/química que comprende una cadena de operaciones unitarias, que generalmente sigue uno de los dos principios denominados producción "hidrometalúrgica" y "pirometalúrgica", que sin embargo tienen similitudes con respecto al patrón de emisión de mercurio, debido a que la mayor parte del mercurio se evapora en la oxidación inicial del mercurio que contiene los concentrados minerales. La siguiente descripción se enfoca de manera limitada en aspectos relativos a las entradas y emisiones de mercurio. Puede encontrarse una presentación y descripción técnica adicional en, por ejemplo, (Comisión Europea, 2001), (Environment Canada, 2002), (Rentz *et al.*, 1996) y (Fugleberg, 1999).

Calcinación o sinterización

441. En común para los dos principios se encuentra una oxidación inicial (calcinación o sinterización) de concentrado de zinc para eliminar la mayor parte del azufre en el concentrado antes del tratamiento adicional. La sinterización requiere de la adición de combustibles (aceite o gas natural), que puede ser una fuente de entradas de mercurio adicionales menores, mientras que la calcinación produce energía (por oxidación de azufre) y no requiere la adición de combustibles (Comisión Europea, 2001). Tanto la sinterización como la calcinación tienen lugar a altas temperaturas (calcinación hasta 1000 °C; Rentz *et al.*, 1996), y la mayor parte del mercurio presente en el concentrado se evapora en este paso de oxidación. Si la planta de producción está equipada con una planta de producción de ácido sulfúrico (que puede ser el caso a menudo), la mayor parte del mercurio sigue inicialmente la corriente de gas a la planta de ácido.

442. Los procesos de generación de polvo, incluido el secado de concentrados húmedos, rotura de sínter y material calcinado, pueden equiparse con filtros de tela y otros filtros (Rentz *et al.*, 1996) que retienen (parte de) el polvo, que pueden posiblemente contener una porción de las entradas de mercurio. Dichos polvos retenidos a menudo se reciclan nuevamente al proceso, por lo que cualquier mercurio retenido se vuelve introducir en el flujo de materiales y pueden someterse a emisiones al medio ambiente.

Limpeza de gas de escape de calcinación y sinterización

443. Primero, el gas se pasa por una secuencia de filtros de partículas, normalmente ciclones (que retienen partículas más grandes), precipitadores electrostáticos calientes - PES (partículas finas), y PES húmedos. La humedad y las partículas también pueden controlarse mediante el uso de depuradores. Los ciclones y PES calientes generan residuos sólidos secos que pueden contener mercurio, y los PES húmedos y depuradores generan lodos, que pueden contener probablemente más mercurio que los residuos iniciales debido a temperaturas y contenido reducidos de partículas finas. Estos residuos pueden reciclarse en otras formas de las operaciones de extracción, o eliminarse *in situ*, dependiendo de la configuración de la planta y el contenido de materiales sellables en los residuos. Las aguas residuales de lodos húmedos contendrán mercurio y necesitan de tratamiento para aislar el mercurio y otros componentes peligrosos del vertido de aguas residuales.

444. Cabe señalar que se espera que el mercurio esté principalmente presente en la fase gaseosa en pasos de limpieza de gas de escape y otros pasos decisivos del proceso de las operaciones de fundición/extracción. A diferencia de la mayoría de los otros metales pesados, partes considerables de mercurio están presentes en la fase elemental gaseosa que no se asocia con partículas en los gases de escape, y estas partes no se retendrán bien en los filtros de partículas. Otras partes se oxidan y pueden retenerse en filtros de partículas y depuradores presentes.

445. Si el horno de fundición no está equipado con un paso de eliminación de mercurio específico después de los filtros de partículas, el mercurio restante, igualmente una parte considerable de las entradas de mercurio, se emite a la atmósfera o se absorbe en el producto derivado de ácido sulfúrico comercializado.

446. Si el horno de fundición está equipado con un paso de eliminación de mercurio antes de la planta de ácido, el mercurio se separa del gas aquí por métodos específicos para este fin, por ejemplo en forma de "cloruro mercurioso" (Hg_2Cl_2 , a menudo utilizado para producción posterior de metal de mercurio). A continuación se describen diferentes métodos empleados para esto.

447. A veces las concentraciones de mercurio se reducen adicionalmente en el ácido sulfúrico producido antes de la venta, por ejemplo mediante el uso del denominado proceso "Intercambio de Iones Superlig" (reduce las concentraciones de mercurio a < 5 ppm o mg/l) o el proceso de "Yoduro de Potasio". En un documento de referencia de la UE sobre la producción de metal no ferroso se menciona que la especificación de producto del ácido sulfúrico es normalmente $< 0,1$ ppm (mg/l)" (Comisión Europea, 2001). Este valor debería verse desde una perspectiva europea. Las pruebas anecdóticas indican que el ácido sulfúrico con concentraciones más altas de mercurio puede tener un mercado con algunos fines técnicos en algunas regiones del mundo.

448. Si el horno de fundición de zinc no está equipado con un paso de eliminación de mercurio con una planta de ácido sulfúrico, se emitirán partes considerables a la atmósfera, mientras que otras partes serán retenidas por los filtro/depuradores de partículas presentes.

449. Un método de extracción denominado "lixiviación directa", o "lixiviación por presión" no implica una calcinación o sinterización inicial. Aquí, el concentrado se conduce directamente al lixiviado en las soluciones de ácido sulfúrico. En este proceso, el contenido de mercurio de los concentrados no se evapora, pero sigue a los lodos precipitados de los pasos de lixiviación y purificación.

Eliminación de mercurio en la corriente de gas a la planta de ácido sulfúrico

450. Pueden utilizarse varios procesos para eliminar el mercurio de los gases sulfúricos de calcinado/sinterización de los concentrados de metal no ferroso antes de que lleguen a la planta de ácido sulfúrico. Los que se utilizan más comúnmente son los denominados Boliden/Norzink (Outotec, 2012; Comisión Europea, 2001). Los siguientes tipos de procesos se enumeran en (Comisión Europea, 2001); ver esta referencia para obtener más detalles:

Proceso Boliden/Norzink: El proceso se implementa en aproximadamente 80 % de los hornos de fundición de metal no ferroso del mundo con eliminación de mercurio. Este proceso se basa en un

depurador húmedo que utiliza esta reacción entre cloruro mercúrico y mercurio para formar cloruro mercurioso (cloruro mercurioso), que se precipita del líquido. El proceso se coloca después del paso de lavado y enfriamiento en la planta de ácido (pero antes del paso de extracción de ácido), de modo que el gas está libre de polvo y SO_3 y la temperatura es aproximadamente $30\text{ }^\circ\text{C}$. El gas se depura en una torre de lecho empacado con una solución que contiene HgCl_2 . Esto reacciona con el mercurio metálico en el gas y lo precipita como cloruro mercurioso (Hg_2Cl_2). El cloruro mercurioso se elimina de la solución depuradora circulante y parcialmente se regenera mediante gas de cloro a HgCl_2 , que luego se recicla a la etapa de lavado. La mezcla de producto de mercurio se utiliza para producción de mercurio o se almacena.

Proceso Outokumpu: En este proceso el mercurio se elimina antes del paso de lavado en la planta de ácido. El gas, a aproximadamente $350\text{ }^\circ\text{C}$, se conduce a través de una torre de lecho empacado donde se lava a contracorriente con aproximadamente 90 % de ácido sulfúrico a aproximadamente $190\text{ }^\circ\text{C}$. El ácido se forma *in situ* del SO_3 en el gas. El mercurio se precipita en forma de un compuesto de mercurio-selenio-cloruro. El lodo de mercurio se retira del ácido enfriado, se filtra y se lava y envía a la producción de mercurio metálico. Parte del ácido se recicla luego al paso de depuración.

Proceso Bolchem: Proceso húmedo. Se produce el sulfuro de mercurio y se reciclan nuevamente al mismo proceso otros reactivos.

Proceso de tiocianato de sodio: Proceso húmedo. Se produce el sulfuro de mercurio y se regenera el tiocianato de sodio.

Filtro de carbón activado: Proceso seco. Produce mercurio que contiene carbón activado. Probablemente utilizado principalmente en hornos de fundición de metal secundarios (reciclados) (Outotec, 2012), pero también en producción de oro a gran escala.

Depurador de selenio: Proceso húmedo. Producto no descrito en (Comisión Europea, 2001), pero es de suponer que se trate de compuestos de mercurio-selenio.

Filtro de selenio: Proceso seco. Se produce seleniuro de mercurio.

Proceso de sulfuro de plomo: Proceso seco. Produce mercurio que contiene nódulos de sulfuro de plomo.

451. Los residuos producidos son tóxicos y deberían manipularse con mucho cuidado. Si se depositan los residuos que contienen mercurio, es probable que puedan darse emisiones secundarias considerables a la tierra, el aire y los medios acuáticos a menos que se utilicen técnicas apropiadas para evitar dichas emisiones; por ejemplo, mediante precipitación del mercurio como compuestos estables y/o revestir y cubrir el área de depósito de desechos.

452. El mercurio retenido de los procesos de eliminación de mercurio a menudo se comercializa en forma de compuestos de mercurio crudo o material que contiene mercurio para producción posterior del metal de mercurio derivado, o como compuestos de mercurio de grado técnico.

453. En los procesos húmedos y procesos en los que los compuestos de mercurio retenido se lavan antes de despacharse desde la planta, el agua de lavado contiene mercurio, que puede llegar a medios acuáticos si no se trata. Si se trata, el lodo o los sólidos generados pueden contener mercurio y este mercurio puede lixiviarse a la tierra y el agua a menos que se apliquen prácticas de gestión ambiental apropiadas para evitar estas emisiones.

454. Por ejemplo, el lodo del tratamiento de aguas residuales de una planta de producción de zinc alemana debe depositarse en un depósito subterráneo debido a su alto contenido de mercurio y selenio (Rentz *et al.*, 1996).

Lixiviación, purificación y electrólisis (proceso hidrometalúrgico únicamente)

455. La lixiviación implica la solubilización y neutralización en múltiples pasos. Mediante lixiviación, los metales deseados se disuelven y el hierro, y probablemente el material de desecho presente en el mineral, se separa de la solución. Un residuo que contiene hierro se produce a partir de estos procesos. Dependiendo de los principios aplicados, puede estar en forma de lodo de "jarosita" o "hematita" (Fe-óxido). La jarosita a menudo se deposita, mientras que la hematita puede a veces procesarse adicionalmente para proporcionar un concentrado de plomo-plata utilizado en hornos de fundición de plomo, o se utiliza en las industrias de cemento o acero (Rentz *et al.*, 1996). Se espera que parte del mercurio restante después de la sinterización/calcinación, si hubiere, siga estos residuos hasta los procesos de reciclaje o deposición.

456. En el paso de purificación, el soluto producido por lixiviación se purifica aun más. Esto se realiza al agregar polvo de zinc que provoca precipitación de metales puros (cobre, cadmio, etc.) que se procesan adicionalmente *in situ* o en otros hornos de fundición (Rentz *et al.*, 1996). Las partes de cualquier resto de mercurio pueden seguir a estos precipitados hasta procesamiento adicional (Bobrova *et al.*, 1990, según se cita en Lassen *et al.*, 2004).

457. En el paso de electrólisis el zinc se recupera en forma de metal. El $ZnSO_4$ disuelto en la solución de ácido sulfúrico se descompone mediante corriente eléctrica directa y el zinc metálico se deposita en cátodos de aluminio, mientras que el oxígeno se produce en los ánodos, y el ácido sulfúrico se produce en la solución. No queda casi nada de mercurio antes de este paso del proceso. El zinc producido puede fundirse y moldearse en las aleaciones y los productos de zinc deseados.

Fundición (proceso pirometalúrgico únicamente)

458. El tipo de proceso pirometalúrgico dominante es el denominado proceso de Fundición Imperial, que puede coproducir zinc y plomo (así como otros metales presentes en la alimentación). Generalmente la alimentación está compuesta por concentrados de zinc y concentrados de plomo o concentrados de mezcla de zinc-plomo. La alimentación del proceso pirometalúrgico puede incluir material de zinc/plomo secundario (Rentz *et al.*, 1996). Dicho material secundario podría en principio representar una fuente menor de entrada de mercurio, pero las entradas no se consideran importantes.

459. En el horno, el óxido de zinc (el sínter producido en la etapa de sinterización) reacciona con el monóxido de carbono (de coque agregado) a temperaturas de alrededor de 1,100 °C y el zinc se evapora y deja el horno con los gases de desecho. Luego el zinc se condensa con gotas de plomo fundido (más frío) en el denominado condensador de salpicadura. La mezcla fundida se enfría más y se separa en zinc y plomo crudo líquido. El zinc crudo producido se moldea directamente en lingotes o se transfiere a la refinación de zinc. El plomo del separador se alimenta nuevamente al condensador por salpicadura, y el plomo se deriva en forma de "plomo en lingotes" desde el fondo del horno y se trata aun más. Las escorias también se encuentran en el fondo del horno y se transfieren para procesamiento adicional (Rentz *et al.*, 1996). A las temperaturas que prevalecen en el horno y el condensador de salpicadura, se espera que el mercurio en la entrada de sínter siga los gases de escape del horno y los pasos del condensador, y es más probable que poco o nada de mercurio siga al zinc crudo y el plomo en lingotes para procesamiento adicional.

460. Los gases de escape del horno de fundición, el condensador de salpicadura y la granulación de escoria pueden tratarse en filtros de partículas para retener el material particulado (Rentz *et al.*, 1996; Environment Canada, 2002). Partes de las partículas retenidas pueden reciclarse nuevamente en el proceso, otras partes, que podían posiblemente contener mercurio, pueden depositarse (Environment Canada, 2002). Deposición de mercurio que contiene residuos: El mercurio puede emitirse a la tierra, aire y medios acuáticos de estos residuos a menos que se utilicen técnicas apropiadas para evitar dichas emisiones.

5.2.3.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

461. Los principales factores que determinan las emisiones y otras salidas de mercurio de minería y extracción de zinc son las siguientes, derivadas de la descripción del sector anterior.

Tabla 5-47 Principales emisiones y medios receptores durante el ciclo de vida del mercurio en la extracción y el procesamiento inicial de zinc

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico depósito
Minería y producción de concentrados	x	X	X	X *2		X
Extracción de zinc primario del concentrado	X	X	X	X *3		X
Fabricación de productos de zinc *1						
Uso de zinc						
Eliminación de zinc						

Notas: *1: En principio, las emisiones de mercurio podrían tener lugar debido al uso de combustibles fósiles, pero no se espera que el zinc metálico sea una fuente de entrada de mercurio en los pasos de fabricación;

*2: En el concentrado de zinc producido;

*3: En ácido sulfúrico, subproductos de mercurio y, quizás, otros subproductos derivados del proceso; ver texto;

X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

462. La concentración de mercurio en el mineral/concentrado, y la cantidad de mineral/concentrados utilizados son factores importantes que determinan las emisiones de mercurio. Tal como se indica a continuación, el primer aspecto puede, en principio, controlarse hasta cierto grado a través de la elección de los tipos de mineral y los concentrados aplicados.

463. El uso del método de lixiviación directo, evitando el paso de calcinación/sinterización, dirige el mercurio emitido de otro modo al aire a emisiones a agua, tierra y depósitos de desechos.

464. La presencia de un paso de eliminación de mercurio específico afectará la distribución entre las vías de salida considerablemente. Las emisiones a la atmósfera y ácido derivado (si se produce) se convertirán a salidas de producto derivado y emisiones a tierra, depósito de desechos y agua. La presencia de una planta de ácido sola, sin eliminación específica de mercurio, también afectará el patrón de emisión dado que parte del mercurio emitido de otro modo directamente a la atmósfera seguirá el ácido sulfúrico comercializado y en última instancia conduce a emisiones secundarias en cualquier otra parte.

465. Dado que parte de la entrada de mercurio se retiene con las partículas en filtros de partículas de gas de escape, la presencia de PES de alta eficiencia y filtros de tela también reducirá considerablemente las emisiones de mercurio atmosféricas (si el polvo de filtro no se recicla nuevamente al proceso) y convierte el mercurio retenido en residuos sólidos, suspendidos y/o líquidos.

466. Las aguas residuales de diferentes pasos del proceso pueden contener mercurio. El alcance de las emisiones de mercurio con el agua vertida a entornos acuáticos depende de qué tan bien se tratan y manejan los desechos.

467. El alcance de las emisiones al medio ambiente de la deposición de material de desecho, que incluye roca de desecho, residuos de extracción minera de los pasos de concentración, residuos del proceso de extracción, residuos de limpieza del gas de escape y residuos de tratamiento de aguas

residuales, depende mucho de qué tan cuidadosamente se gestionan los depósitos de desechos. Los depósitos mal gestionados pueden resultar en emisiones secundarias al aire, el agua y la tierra.

5.2.3.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-48 Resumen de los datos sobre tasas de actividad y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de la extracción y el procesamiento inicial de zinc

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Minería y producción de concentrados	Toneladas métricas de material de desecho producidas por año	g mercurio/tonelada métrica en material de desecho producido *1
Extracción de zinc primario a partir de concentrados	Toneladas métricas de concentrado usado por año	g de mercurio/tonelada métrica de concentrado

Notas: *1 Dichos desechos pueden incluir material de grado inferior (concentraciones inferiores de zinc) y las concentraciones de mercurio pueden ser diferentes de las del material de mineral de entrada. Sin embargo, si no se dispone de datos de concentración de los materiales de desecho, se pueden utilizar los datos de concentración para el mineral utilizado para hacer un cálculo aproximado.

468. Hylander y Herbert (2008) recolectaron datos para concentraciones de mercurio en concentrados para producción de zinc, cobre y plomo para todas las minas a nivel mundial, para las cuales estaban disponibles datos a través de los estudios de mercado publicados por BrookHunt y Associates Ltd. (2005, 2006a; 2006b). Los datos individuales son propios, pero los datos se agregaron en gráficas que muestran la distribución de la concentración de mercurio en concentrados pertinentes, ver la Figura 5-2 para acceder a los datos de los concentrados de zinc. Los autores advierten que no se dispone de datos de minas chinas para ese estudio.

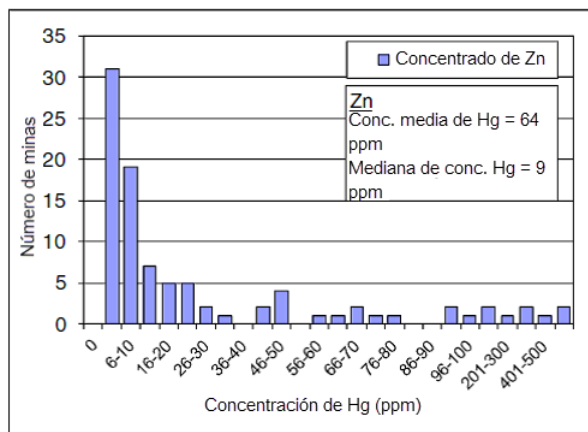


Figura 5-2 Distribución de las concentraciones de mercurio en concentrados de zinc a nivel mundial (reproducido con la autorización de Hylander y Herbert, 2008. Copyright 2008 American Chemical Society).

469. Algunos otros ejemplos de mercurio en mineral, material de rechazo y concentrado para producción de zinc de la bibliografía se proporcionan en la Tabla 5-49 a continuación.

470. Schwarz (1997) presenta un análisis de las concentraciones estimadas de mercurio en esfalerita (ZnS, e mineral principal para producción de zinc) de depósitos minerales en 19 países de América y el continente Eurasia (Canadá, Suecia, Finlandia, Australia, Japón, Kazajistán, Noruega, Rusia, EE. UU., España, Alemania, República Checa, Ucrania, Bulgaria, Perú, Serbia, Eslovenia, Irlanda, Italia). Ver las estimaciones de concentración de mercurio detalladas en esfalerita en el anexo

técnico en la sección 8.3. Estas estimaciones indican concentraciones de mercurio en diferentes tipos de minerales de esfalerita y concentrados (las concentraciones de esfalerita pueden ser altas en concentrados de zinc con base a este material). También dan indicaciones de qué tipos de depósito de mineral son ricos/bajos en mercurio lo que podría utilizarse para una explicación directa a depósitos con bajas concentraciones de mercurio. Tal como se mencionó anteriormente, Schwarz estimó que la producción de zinc a nivel mundial dio lugar a la movilización de varios cientos de toneladas métricas en 1995 (una estimación baja para 1995 fue 600 toneladas métricas) haciendo que la producción de zinc se clasifique entre las fuentes más grandes de salidas de mercurio. Con base en un análisis de las relaciones entre mercurio/zinc y los antecedentes de formación geológica de los depósitos de mineral, concluyó lo siguiente:

- Los depósitos volcánico proterozoicos asociados tienen altas concentraciones de mercurio en la esfalerita (rango informado 4-4.680; con un promedio de 182-757 g de Hg/tonelada métrica de esfalerita)
- Los depósitos exhalativos fanerozoicos y de tipo vena tienen concentraciones moderadas de mercurio en la esfalerita
- Los depósitos de tipo valle de Mississippi tienen bajas concentraciones de mercurio en la esfalerita (rango 0,05-186; con un promedio de 9-14 g de Hg/tonelada métrica de esfalerita)

Tabla 5-49 Ejemplos de concentraciones de mercurio en minerales, materiales de desecho y concentrados de zinc

País	Ubicación	Tipo	Concentración promedio de Hg g/tonelada métrica	Rango de conc. de Hg en muestras, g/tonelada métrica	Fuente de los datos
En minerales					
Canadá	Brunswik Works		2,1		Klimenko y Kiazimov (1987)
Finlandia	Kokkola		2,8		Maag (2004)
Federación de Rusia	Ural		10-25		Kutliakhmetov (2002)
En materiales de desechos provenientes de la producción de concentrados					
Canadá	Brunswik Works	De la producción de zinc, cobre, plomo y concentrados de compuestos	0,69 (con una conc. de Hg en mineral 2,1)		Klimenko y Kiazimov (1987)
Federación de Rusia	Ural	De la producción de zinc, cobre y concentrados de compuestos	1-9 (con una conc. de Hg en mineral 10-25)		Kutliakhmetov (2002)
En concentrados					
Canadá	Brunswik Works		13,5		Klimenko y Kiazimov (1987)
República Dominicana	Pueblo Viejo	Piezas independientes de esfalerita del depósito epitelial de alta sulfuración		"Hasta 350"	Kesler <i>et. al.</i> (2003, en prensa)
Federación de Rusia	Urales (7 operaciones de concentración individuales)	Concentrados de zinc		20-93 *1	Mustafin <i>et. al.</i> (1998)
	Urales	Concentrados de zinc	76-123		Kutliakhmetov (2002)
	Urales centrales	Concentrado de zinc a partir de depósitos de pirita o pirita y polimetálicos		1-4,5 *2	Ozerova (1986)
	Urales del sur	Depósitos de pirita, y pirita y polimetálicos		10-75 *3	Ozerova (1986)
	Cáucaso	Depósitos de pirita, y pirita y polimetálicos		1-18 *4	Ozerova (1986)
Mercado mundial		Rango general para los concentrados de zinc		10-2000	Fugleberg (1999)
		Promedio y rango globales	64 (mediana 9)	(ver la Figura 5-2)	Hylander y Herbert (2008)
China		Dos fundiciones de zinc		48 y 268	Zhang <i>et al</i> (2012)
		Valor típico medio	65		Outotec (2012)

Notes: *1: Rango de concentraciones promedio entre obras de concentración, no se cita el número de muestras;

*2: Rango entre los promedios de tres ubicaciones;

*3: Rango total de muestras provenientes de cuatro depósitos distintos; no se informan los promedios;

*4: Rango total de muestras provenientes de dos depósitos distintos; no se informan los promedios.

471. Los datos del resumen de Schwarz (1997) se proporcionan en la Tabla 5-50 a continuación. Ver información más detallada en el anexo técnico en la sección 8.1; también se proporcionan muchos detalles útiles en la referencia.

Tabla 5-50 Concentraciones promedio estimadas de mercurio en la esfalerita mineral en algunos de los principales tipos de depósitos minerales (extractos de Schwarz, 1997)

Tipo de yacimiento mineral	Concentración promedio de Hg en esfalerita, ppm (g/tonelada métrica)	Número de depósitos incluidos en la estimación	Porcentaje de producción minera de zinc a mediados de los años ochenta, *1
Exhalativo (incluidos los tipos de depósitos volcánicos del Proteozoico asociados)	180	101	61
Exhalativo (excepto los tipos de depósitos volcánicos del Proteozoico asociados)	64	75	-
Yacimientos del tipo Mississippi Valley	9	61	25
Filón y otros tipos	81	86	14
Promedio ponderado de la producción *2	123 (53)	248 (222)	

Notas: *1 Según Tikkanen (1986);

*2 Los tipos de depósitos volcánicos del Proteozoico asociados se excluyen de los números que aparecen entre paréntesis.

472. El PNUMA/AMAP (2012) propuso los siguientes factores de entrada predeterminados para extracción de zinc basado en (Hylander y Herbert, 2008) así como otra información: Mínimo: 5; medio: 65 y máximo: 130 g/tonelada métrica de concentrado utilizado. Convertidos a una base de zinc producido, los factores correspondientes fueron respectivamente 8.6, 123.3 y 342.1 g/tonelada métrica de zinc producido, cuando se utiliza una relación entre concentrado utilizado/Zn producido de 1.72-2.63 (valor intermedio 1.90).

5.2.3.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

Ejemplos de salidas de producción de concentrados

473. En la Tabla 5-51 y la Tabla 5-52 a continuación, se proporcionan dos ejemplos de distribución de mercurio en las salidas de la producción combinada de varios concentrados de metal no ferroso. Los ejemplos son bastante diferentes y sirven únicamente como indicaciones aquí; las características comunes son, sin embargo, que el porcentaje de entradas de mercurio que sigue a los concentrados de zinc es bastante alto y las concentraciones de mercurio en los materiales de rechazo (residuos del proceso de extracción) son de algún modo inferiores que las concentraciones de mercurio en el mineral original.

Tabla 5-51 Ejemplo de la distribución de mercurio en las salidas de la producción de concentrados, de las operaciones de Brunswick, Canadá (Klimenko y Kiazimov, 1987)

Producto	Cantidad de mineral procesado, toneladas métricas por día	Contenido de Hg		Extracción %
		mg/kg	kg por día	
Mineral de entrada	8.575	2,1	18,24	100
Concentrado de cobre	73,7	2,3	0,15	0,87
Concentrado de plomo	400	2,7	1,09	5,97
Concentrado de compuestos	70	9,1	0,64	3,5

Concentrado de zinc	900	13,5	12,22	67,0
Material de desecho	7.140	0,69	4,94	27,0

Tabla 5-52 Ejemplo de la distribución de mercurio en las salidas de la producción de concentrados, de las operaciones de Uchalinsky, Federación de Rusia (Kutliakhmetov, 2002)

Mineral, concentrado, desechos	Promedio, gramo Hg/ tonelada métrica	Cantidad relativa de mercurio, %
Mineral	10-25	100
Concentrado de pirita	5-15	36-50
Concentrado de cobre	28-41	10-14
Concentrado de zinc	76-123	35-48
Materiales de desecho	1-9	2-3

Ejemplos de salidas de producción de zinc metálico

474. Tal como se mencionó anteriormente, las descripciones cuantitativas de balances de masa de mercurio para trabajos de extracción de metal no ferroso, es decir, que corresponden a entradas y estimaciones de distribución de salidas, son escasas en la bibliografía.

475. Outotec (2012) presentó un balance de mercurio "típico" para un horno de fundición de zinc con y sin un paso de eliminación de mercurio específico que se muestran en la Figura 5-3. Se debe tener en cuenta que: Solo una pequeña fracción sigue a los concentrados calcinados, que la limpieza del gas de salida calcinador se representa con retención de aproximadamente la mitad de la entrada de mercurio en lodos, y que la mayor parte del mercurio restante se captura en el ácido sulfúrico producido, si no está presente un paso de eliminación de mercurio específico. En caso de que no haya habido una eliminación de mercurio ni una planta de ácido, este mercurio se emitiría a la atmósfera.

476. De acuerdo con Outotec (2012), la mayor parte de los hornos de fundición pirometálicos que utilizan mineral sulfhídrico (muchos hornos de fundición de zinc, cobre y plomo) tienen plantas de ácido, pero parte de estas no tienen un equipo de eliminación de mercurio específico.

477. El sitio web "Ácido sulfúrico en la web" (<http://www.sulphuric-acid.com/Sulphuric-Acid-on-the-Web/Acid%20Plants/Acid-Plant-Database-Home.htm>) incluye información sobre la presencia de plantas de ácido, y en algunos casos reducción de las emisiones específicas de mercurio, en hornos de fundición nombrados por país y puede ser útil de ese modo en la selección de los factores de distribución de salida para su inventario.

Capacidad:	330,00 toneladas/año de concentrado de zinc igual a una producción de aprox. 165.000 toneladas/año de zinc
Contenido de mercurio del concentrado:	65 ppm, igual a 21.450 kg/año

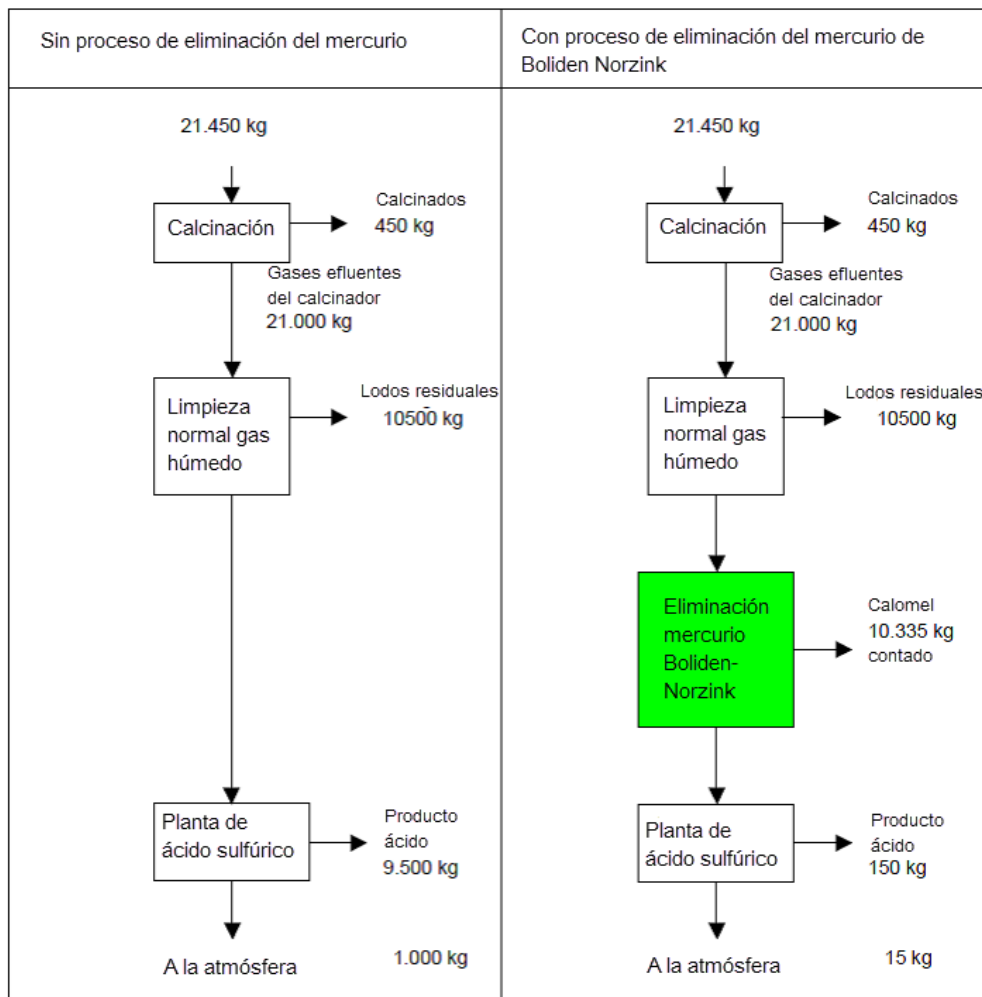


Figura 5-3 Balance de masa de mercurio típico para un horno de fundición de zinc con o sin un filtro para la eliminación de mercurio específico (Outotec, 2012, con autorización).

478. Un ejemplo de una planta de producción de zinc rusa indica que aproximadamente 7 % de las entradas de mercurio con concentrado de zinc siguen a los sínteres a través de los pasos adicionales de los procesos de extracción de zinc, mientras que aproximadamente el 93 % sigue a los gases generados de la sinterización. En el ejemplo, un estimado de 24 % de las entradas de mercurio se retiene en los polvos electroestáticos que sirven como entrada a la producción cobre y plomo (los filtros de ciclón también retienen el polvo que contiene mercurio pero este se vuelve a alimentar en la línea de sinterización). El 69 % restante sigue al gas hasta la planta de ácido donde se distribuye entre lodos de depuradores de Hg/Se, el producto de ácido sulfúrico y los residuos de agua de una purificación del ácido (Bobrova *et al.*, 1990). Parece haber cierta incertidumbre de si las emisiones de mercurio a la atmósfera se representan de forma adecuada en el ejemplo (Lassen *et al.*, 2004), de modo que es probable que los números puedan considerarse ilustrativos del flujo de las partes de las entradas de mercurio que no se emiten directamente a la atmósfera a partir de la sinterización.

479. En un ejemplo de Finlandia, el mercurio eliminado del proceso se vende como mercurio metálico derivado. Se informan emisiones de mercurio al agua, de la producción como un todo, de

0.02 g de Hg/tonelada métrica de zinc producido. Las salidas de mercurio con lodo de jarosita depositado se informan por debajo de 100 g/tonelada métrica de lodo de jarosita (Fugleberg, 1999), que corresponde, a grandes rasgos, a menos de 40g de Hg/tonelada métrica de Zn producido (calculado según Fugleberg, 1999). Las salidas de mercurio con azufre depositado no se informan. Las emisiones de mercurio al aire por cantidades de zinc producidas no se informan en (Fugleberg, 1999), pero parecen ser bajas (Finnish Environment Institute, 2003).

480. Ejemplos de factores de emisión de mercurio atmosférica para emisiones atmosféricas directas de producción de zinc se proporcionan en la Tabla 5-53 a continuación. Los factores de emisión atmosférica baja generalmente indicarían que una gran parte de las entradas de mercurio se transfieren al mercurio derivado comercializado (metal o compuestos) y/o a depósitos de desechos *in situ* con potencial de futuras emisiones a todos los medios. Algunas partes menores de las entradas de mercurio se pueden transferir a emisiones a medios acuáticos como consecuencia de procesos húmedos en los sistemas de reducción de emisión.

Tabla 5-53 *Ejemplos de factores de emisión atmosférica para emisiones atmosféricas directas de la producción de zinc*

País o región	Centro/ubicación	Emisiones de mercurio a la atmósfera informadas por salida de producto	Indicaciones del nivel de tecnología de reducción de las emisiones (emisiones atmosféricas)	Comentarios	Referencia de los datos
Canadá	Teck Cominco, Columbia Británica;	0,41 g de Hg/toneladas métricas de producto (zinc, plomo, etc.)	Parece ser de alto nivel: Ciclones, PES, depuradores, eliminación de Hg, planta de ácido.	Extracción hidrometalúrgica de zinc y pirometalúrgica de plomo semiintegral	Environment Canada, 2002
	Noranda CEZ, Québec	0,002 g de Hg/toneladas métricas de producto (zinc, etc.)	Parece ser de alto nivel: Ciclones, PES, depuradores, eliminación de Hg, planta de ácido.	Producción hidrometalúrgica de zinc	Environment Canada, 2002 y 2004

481. De acuerdo con la Comisión Europea (2001), la salida del mercurio derivado en la producción de otros metales no ferrosos alcanzó un estimado de 350 toneladas métricas de mercurio en Europa en 1997. Estos procesos generalmente producen mercurio o cloruro mercurioso en el rango de 0,02 - 0,8 kg de mercurio por tonelada métrica de (otros) metales producidos; dependiendo del contenido de mercurio de los concentrados de entrada. Para producción de zinc más específicamente, se muestran ejemplos en la Tabla 5-54. Se asume que estos números generales/ejemplos se refieren a las condiciones de la UE (o europeas) con respecto al nivel de sistemas de reducción de emisión atmosférica, donde la retención de mercurio puede encontrarse posiblemente en el extremo alto en comparación con la situación mundial general.

Tabla 5-54 *Ejemplos de salidas de mercurio de subproductos de la producción de zinc (se supone que son de la UE o en condiciones europeas), de TU Aachen (1999), según se cita en Comisión Europea (2001)*

Paso y tipo de la producción	Subproducto de mercurio kg de subproducto/ tonelada métrica de zinc producido *1
Horno de calcinación/planta de ácido sulfúrico en plantas hidrometalúrgicas	0,3-0,8
Sinterización/planta de ácido sulfúrico en el proceso de hornos de fusión Imperial (proceso pirometalúrgico)	0,15

482. La Comisión Europea (2001) presentó las concentraciones de mercurio indicativas en "afluentes de limpieza de gas típicos" (aguas de desecho) a 0,1-9 mg/l, nuevamente esto probablemente se refiere a la situación de la UE (o europea).

483. Feng *et al.* (2004) informan que la contaminación de mercurio ambiente local extensiva a partir de la producción de zinc con tecnología autóctona ha tenido lugar en la zona de Hezhang en la provincia de Guizhou en China. Feng *et al.* midieron las concentraciones de mercurio en minerales y carbones utilizados, y en residuos de fundición y cenizas de carbón, y se calcularon los siguientes factores de emisión atmosférica para producción de zinc en las circunstancias dadas: A partir de mineral sulfhídrico: 155 g de Hg/tonelada métrica de zinc producido; de mineral de óxido: 78,5 g de Hg/tonelada métrica de zinc producido. Estos números son mucho más altos que las estimaciones para Occidente de fines de las década de 1980, 25 g de Hg/tonelada métrica de zinc producido (Nriagu y Pacyna, 1988). Demostraron también que el mercurio en los residuos de fundición de zinc se pueden lixiviar fácilmente mediante agua. Lamentablemente no reportaron los factores de emisión a la tierra y el agua, o las concentraciones de mercurio en los minerales de entrada.

484. Zhang *et al.* (2012) han informado balances de masa detallados para seis hornos de fundición no ferrosos (zinc, plomo y cobre) con emisiones atmosféricas relativamente bajas en China. Estaba todos equipados con precipitadores electrostáticos (PES) que producen residuos sólido secos (cenizas volantes), limpieza de gas de combustible que produce lodos y plantas de ácido. En estos hornos de fundición, relativamente una gran parte del mercurio presente se oxidó y por lo tanto la retención de mercurio en los filtros colocados antes que la planta de ácido era relativamente alta. El estudio presenta balances de masa detallados que confirman que, si bien existen otras salidas, la vasta mayoría de mercurio sigue al gas de combustible de la sinterización/calcinación del concentrado (denominado "fundición primaria" en la referencia). Sin embargo, dado que la retención de mercurio en el gas de combustible de fundición primario es alta, las salidas de mercurio atmosféricas más pequeñas de los pasos de secado de concentrado y refinación de metal en dirección del flujo, equipado con retención de partículas solo, constituyen una parte importante de las emisiones atmosféricas totales. Tabla 5-55 resume la distribución de salida de mercurio para los seis hornos de fundición. Las cantidades de salidas indican la recuperación en los balances de masa realizados en el estudio. Lamentablemente el estudio no cuantifica la distribución de mercurio medida en el lodo entre los sólidos depositados en los depósitos de desechos peligrosos (probablemente locales) y vertidos de aguas residuales. Su asume que la mayor parte del mercurio en el lodo seguirá la fase sólida a la deposición, pero esto dependerá en gran medida de los sistemas de limpieza de aguas residuales presentes. Los resultados indican que la variabilidad en la distribución de salida entre los hornos de fundición involucrados no parece depender tanto del tipo de metal producido, sino de las diferencias en la tecnología de la planta de ácido utilizada y tal vez otros factores no explicados. Con respecto a la tecnología de la planta de ácido, el horno de fundición denominado Pb5 está equipado con una unidad de absorción de conversión simple que no convierte el mercurio elemental tan eficientemente al mercurio oxidado, y por lo tanto tiene una retención de mercurio más baja, mientras que los otros hornos de fundición tienen una conversión doble, adsorción doble con tasas de oxidación más altas y de ese modo tasas de retención de mercurio más altas. El estudio también proporciona otra información sobre el sector de extracción de metal chino.

Tabla 5-55 Distribución de las salidas de mercurio de seis hornos de fundición chinos, en porcentaje (Zhang et al., 2012).

Horno de fundición	Zn1	Zn2	Pb3	Pb5	Cu4	Cu6	Promedio
Lodo de depurador (sólidos depositados + vertido de agua)	70	85	82	73	78	97	81
Ácido sulfúrico	9,2	0,68	0,17	12	17	0,69	6,6
Cenizas volantes y otros sólidos	21	14	15	4,4	1,7	1,8	9,7
Gas de chimenea	0,024	0,68	2,5	11	3,1	0,44	3,0
Suma de las salidas*1	118	85	106	102	105	105	

Nota *1: Las cantidades de salidas indican la recuperación en los balances de masa realizados en el estudio y, por lo tanto, no es necesario que el total de la suma sea igual a 100 por ciento. Cuanto más se aparte del 100, mayor será la incertidumbre del balance de masa y las mediciones realizadas.

485. El PNUMA (2011) muestra la distribución de salida de mercurio de un horno de fundición de zinc/cobre de Canadá con entradas de mercurio bajas y sin reducción de la emisión específica de mercurio (recuperación de mercurio). La distribución se muestra en la Figura 5-4 a continuación. Tenga en cuenta que aquí una parte importante del mercurio sigue al ácido producido.

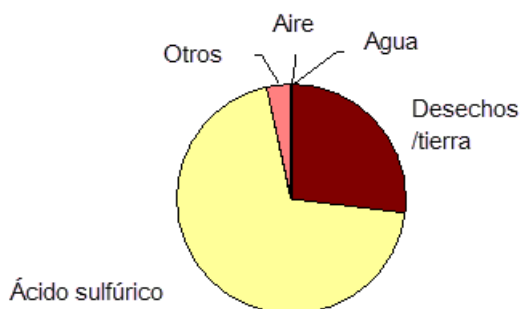


Figura 5-4 La distribución de salidas de mercurio de un horno de fundición de zinc/cobre de Canada con entradas de mercurio bajas y sin reducción de las emisiones específicas de mercurio (PNUMA, 2011).

5.2.3.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

486. Con base en la información compilada hasta ahora de entradas y salidas y principales factores que determinan emisiones, se sugieren los siguientes factores de entrada y distribución predeterminados para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base. Asimismo, los factores predeterminados presentados son criterios expertos que se basan únicamente en datos resumidos.

487. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo

general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

488. Debido a la falta de datos, no se pueden fijar factores predeterminados para los procesos de minería y concentración. Tenga en cuenta que esto implica que las estimaciones de la emisión de mercurio calculadas a partir de factores predeterminados pueden probablemente tender a subestimar las emisiones totales del sector.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

489. Los datos reales sobre los niveles de mercurio en la composición de concentrado particular del carbón utilizado llevarán a las mejores estimaciones de las emisiones.

490. Si no hay información disponible sobre la concentración de mercurio en los concentrados utilizados en el paso de extracción, puede formarse una primera estimación mediante el uso de los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-56 a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto). La estimación intermedia se usa en los cálculos predeterminados en el Nivel de inventario 1 del Kit de herramientas. Si se opta por no calcular los intervalos, el uso del valor máximo dará la indicación más segura de la posible importancia de la categoría de fuente para una posterior investigación. El uso de la estimación del límite superior no implica automáticamente que las emisiones reales sean tan altas, sino solamente que quizás haya que seguir investigando.

Tabla 5-56 Factores de entrada predeterminados **preliminarios** para mercurio en concentrados para la producción de zinc

Material	Factores de entrada predeterminados; g de mercurio por tonelada métrica de concentrado; (límite inferior, límite superior, (intermedio))
Concentrado de zinc	5 - 130 (65)

491. Si se desea, estos factores predeterminados pueden convertirse a una base de entradas de mercurio por zinc producido, por el uso de la relación entre concentrado utilizado/Zn producido de 1,72-2,63 (valor intermedio de 1,90 toneladas de concentrado utilizado por tonelada de zinc producido) según surge de PNUMA/AMAP (2012). Los factores correspondientes son de gama baja: 8,6; medio 123,3 y gama alta 342,1 g de mercurio/tonelada métrica de zinc producido. Tenga en cuenta que los cálculos predeterminados de la hoja de cálculo del Kit de herramientas se basan en mercurio por concentrado.

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

492. Los datos que permiten la definición de los factores de distribución de salida para extracción de zinc de concentrados son escasos, según se indicó anteriormente. No obstante, se definió un conjunto revisado de factores de distribución de salida predeterminados para esta subcategoría, sobre la base de los datos disponibles.

493. Para instalaciones de extracción de zinc que solo emplean la tecnología de lixiviación directa, las emisiones atmosféricas reales pueden ser inferiores que el factor predeterminado establecido, mientras que las emisiones a residuos sólidos pueden ser más altas.

Tabla 5-56 Factores de distribución de salida predeterminados para el mercurio procedentes de la extracción de zinc de concentrados

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra *1	Producto *1, *2	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico eliminación *1
Minería y concentración	?	?	?	?	x	x
Producción de zinc a partir de concentrados:						
Fundición sin filtros o solamente retención de MP seco y grueso	0,90		?			0,10
Fundición con limpieza húmeda del gas	0,49	0,02	?			0,49
Fundición con limpieza húmeda del gas y planta de ácido	0,10	0,02	?	0,42		0,46
Fundición con limpieza húmeda del gas, planta de ácido y filtro específicos para Hg	0,02	0,02	?	0,48		0,48

Notas: *1 Probablemente el depósito de residuos varíe en gran medida entre los países e incluso, quizás, entre distintos centros, y puede ser en tierra, en la mina, en embalses, con frecuencia *in situ*.

*2: Los subproductos comercializados con contenido de mercurio elemental incluyen, entre otros, calomel, mercurio elemental, lodos para la recuperación de mercurio fuera de las instalaciones, ácidos inferiores para lavado, ácido sulfúrico, azufre líquido y tortas de filtro u otros residuos vendidos o transferidos a otras actividades de producción de metales u otros sectores.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

494. En el caso de hornos de fundición combinados que producen varios metales no ferrosos del mismo concentrado, se sugiere asignar las emisiones de mercurio al metal producido en las cantidades más grandes. En caso de procesamiento en paralelo de diferentes concentraciones en líneas de producción paralelas, asignar las emisiones de mercurio por separado al metal principal producido en cada línea.

5.2.3.6 Principales datos específicos de la fuente

495. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Los datos medidos o los datos de la bibliografía sobre las concentraciones de mercurio en los minerales y concentrados extraídos y procesados en la fuente;
- Cantidad de mineral/concentrados extraídos y procesados; y
- Los datos medidos sobre la distribución de salidas de mercurio con (preferiblemente todas) las corrientes de salida, incluidos los porcentajes de mercurio retenidos por el equipo de reducción de las emisiones aplicado en la fuente de mercurio (o fuentes similares con equipo muy similar y afecciones operativas).

496. La presencia de una unidad de eliminación de mercurio en una planta de extracción específica puede indicar que un porcentaje importante de las salidas de mercurio no se emite a la atmósfera, sino que en vez de eso se comercializa como producto derivado o se almacena *in situ*.

5.2.4 Extracción y procesamiento inicial de cobre

497. Al igual que para el zinc, las descripciones cuantitativas de balances de masa de mercurio sobre operaciones de extracción de cobre, que corresponden a estimaciones de distribución de entrada

y salida, parecen no estar disponibles con facilidad. Por lo tanto, los aspectos cuantitativos de la descripción en esta sección se han reunido pieza por pieza de diferentes fuentes.

498. Las operaciones de minería y extracción de metal industrial a gran escala son pocas en cantidad en cualquier país en el que tienen lugar, sus materiales de alimentación y configuraciones de producción varían considerablemente y pueden ser fuentes de emisión de mercurio importantes. Dados estos factores, se recomienda ampliamente utilizar un abordaje de fuente puntual en el inventario y compilar datos específicos de fuentes puntuales de las propias compañías operativas, si fuera posible, así como de otras fuentes de datos pertinentes con conocimiento de las instalaciones de producción específicas.

5.2.4.1 Descripción de la subcategoría

499. El mineral para extracción de cobre (principalmente mineral sulfhídrico) puede contener cantidades traza de mercurio. En la extracción del cobre del mineral, se utilizan procesos que liberan este mercurio del material rocoso. Este mercurio puede evaporarse y seguir a las corrientes gaseosas en el proceso de extracción (en la mayoría de los casos) o seguir a las corrientes de procesos húmedos (líquidos), según la tecnología de extracción utilizada. A menos que se capture el mercurio en pasos del proceso especialmente destinados a este fin, es probable que la mayor parte pueda liberarse a la atmósfera y a medios terrestres y acuáticos. El mercurio retenido puede venderse en forma de "calomel" (cloruro mercurioso, Hg_2Cl_2), normalmente se vende para extracción fuera de las instalaciones de mercurio metálico o mercurio metálico procesado *in situ*, o puede almacenarse o depositarse como residuos de sólidos o lodos (Environment Canada, 2002). La comercialización del mercurio derivado de la extracción de zinc y otros metales no ferrosos representa una parte sustancial del suministro actual de mercurio mundial. Además de estas vías de salida, partes de la entrada de mercurio siguen al ácido sulfúrico coproducido (Comisión Europea, 2001; Zhang *et al.*, 2012, Outotec, 2012).

Procesos involucrados

500. Los pasos principales en la extracción de cobre incluyen la producción de un concentrado rico en cobre de mineral crudo, la calcinación del concentrado (para producir "calcinados") y la fundición en un horno, las cuales ocurren a altas temperaturas. El proceso general incluye numerosos pasos, incluido un paso final denominado "conversión", con el fin de eliminar el hierro restante y el azufre presentes en el material del proceso, dejando cobre "ampoloso" fundido (US EPA 1997a). Las instalaciones que llevan a cabo este proceso general de producción de cobre a partir de mineral comúnmente se denominan "hornos de fundición de cobre primarios". Para una descripción completa del proceso, ver la US EPA (1997a) o la Comisión Europea (2001). No se espera que una refinado adicional del cobre ampoloso provoque emisiones considerables de mercurio (al menos con respecto al mercurio que se origina del mineral de cobre).

Extracción de mineral y producción de concentrados

501. El mineral se extrae principalmente de minas a cielo abierto, y las fracciones ricas en cobre se separan de la roca de desechos, después de la trituración y molido para reducir el tamaño de las partículas, mediante procesos de separación mecánica; normalmente se emplea la flotación u otros procesos que emplean suspensión en agua.

502. Existen diferentes tipos de mineral de cobre, pero los más importantes desde el punto de vista económico son los minerales sulfhídricos calcopirita, bornita y calcosina (Ullmann, 2001). En algunos casos el cobre se extrae de depósitos minerales que también contienen otros metales, por ejemplo depósitos de cobre y níquel y depósitos de cobre-zinc-pirita (Krivtsov y Klimenko, 1997).

503. El concentrado producido se transporta a las plantas de extracción, que pueden estar recibiendo el concentrado de minas cercanas, pero también del mercado mundial.

504. Los desechos de roca con bajo o nulo contenido de metal y las partes del material de mineral rechazado que se han separado del concentrado rico en cobre (partes de las denominados residuos de extracción minera), normalmente se almacenan en estanques de residuos de extracción minera *in situ*, pilas/montones de residuos de extracción minera o que se vuelven a llenar en las minas.

505. La roca de desecho y los residuos de extracción minera, al igual que los concentrados generados, contienen cantidades traza de mercurio. Este material es mucho más susceptible a la erosión que los depósitos originales, debido a los tamaños reducidos de partículas y a una mayor accesibilidad para aire y precipitación. Para minerales sulfhídricos, que son tipos de minerales importantes para producción de varios metales de base, esta erosión libera y oxida el azufre contenido y produce ácido sulfúrico. El ácido hace que los constituyentes sean más solubles y de esta manera aumenta el lixiviado del metal al medio ambiente muchas veces en comparación con el yacimiento mineral intacto. Este proceso se denomina "drenaje ácido de roca" (o DAR) y se considera un riesgo ambiental grave (Comisión Europea, 2003).

506. Se han identificado pocos datos sobre las concentraciones de mercurio en mineral crudo y material de rechazo, donde más datos se han publicado recientemente sobre las concentraciones de mercurio en los concentrados de cobre. No se han identificado datos cuantitativos sobre la emisión de mercurio de roca de desecho y residuos de extracción minera al aire, agua y tierra. Pero esta fuente de emisión no debería desatenderse, debido a que concentraciones de mercurio incluso moderadas en el material pueden hacer posiblemente móviles las cantidades de mercurio importantes debido a las enormes cantidades de materiales manipulados en operaciones de minería.

Extracción de cobre del concentrado

507. Tal como se mencionó, la extracción de cobre implica una red compleja de procesos, que no se describirán en detalle aquí. Con respecto al flujo de mercurio y las vías de emisión, la extracción de cobre normalmente se asemeja a grandes rasgos a la vía del proceso "pirometalúrgico" descrita para el zinc, ver la sección 5.2.3 para acceder a la descripción. Una diferencia importante es que algunos hornos de fundición de cobre no emplean calcinación/sinterización antes de que el concentrado se alimente al horno, sino solo secado. Como consecuencia, más del azufre, y posiblemente también mercurio, en la alimentación permanece en el plomo de material fundido al siguiente paso del proceso, la denominada conversión en dichas instalaciones, donde se ventila por un barrido de aire/oxígeno. Otra diferencia con la producción de zinc es el denominado paso de refinado por fuego, que tiene lugar después de la conversión. Los hidrocarburos (gas) o a veces troncos de madera "verde" se agregan al material que contiene cobre fundido para reducir los óxidos metálicos a metal elemental y otros constituyentes (Comisión Europea, 2001). Estas fuentes de carbono son fuentes adicionales de entradas de mercurio a los procesos de extracción; sin embargo, no están disponibles datos para cuantificar sus aportes a las emisiones de mercurio.

508. El desecho de cobre reciclado puede agregarse al material de alimentación a los pasos de fundición, pero no se considera una fuente de mercurio principal de entrada al proceso. El cobre y el zinc, o el cobre y el níquel, (y otros metales) a veces se producen en líneas de procesos semiintegrados en paralelo en los mismos hornos de fundición (Environment Canada, 2002).

509. Las emisiones principales de mercurio de los materiales de alimentación suceden durante el paso de secado/calcinación (si estuviera presente) y del horno de fundición. Además, los conversores y hornos de refinado pueden emitir cualquier mercurio residual que quede en el flujo de material a través del proceso de extracción de cobre (US EPA, 1997a). Si no se incluye un paso de eliminación de mercurio en el tratamiento del efluente gaseoso antes de la planta de ácido, la mayoría de estas emisiones se perderán a la atmósfera. Si los gases de escape de los pasos de secado/calcinación, del horno y/o conversor pasan por filtros altamente eficientes (PES y/o filtros de tela) y en algunos casos filtros específicos de mercurio, parte del mercurio en el gas puede ser retenido con las partículas o en productos derivados de mercurio.

5.2.4.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-57 Principales emisiones y medios receptores durante el ciclo de vida de la extracción y procesamiento inicial del cobre

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos *2	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Desechos de minería y producción de concentrados	x	X	X			X
Extracción de cobre primario del concentrado	X	X	X	X		X
Fabricación de cobre refinado y productos *1						
Uso de cobre						
Eliminación de cobre						

Notas: *1: En principio, las emisiones de mercurio podrían tener lugar debido al uso de combustibles fósiles, pero no se espera que el cobre metálico sea una fuente de entrada de mercurio a los pasos de refinación y fabricación;

*2: En ácido sulfúrico, subproductos de mercurio y, quizás, otros subproductos derivados del proceso;

X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

510. La concentración de mercurio en el mineral/concentrado, y la cantidad de mineral/concentrados utilizados son factores importantes que determinan las emisiones de mercurio.

511. La presencia de un paso de eliminación de mercurio específico afectará la distribución entre las vías de salida considerablemente. Con la eliminación de mercurio, las emisiones a la atmósfera se convertirán a salidas de productos derivados y emisiones a la tierra, depósito de derechos y agua. En caso de que se produzca ácido sulfúrico, las emisiones a ácido sulfúrico (un producto derivado comercializado) también se convertirán en el paso de eliminación de mercurio a las mismas vías de salida.

512. Dado que parte de la entrada de mercurio puede retenerse con las partículas en filtros de partículas de gas de escape, la presencia de PES de alta eficiencia y filtros de tela también podría reducir las emisiones de mercurio atmosférico considerablemente (si el polvo de filtro no se recicla nuevamente al proceso) y convierte el mercurio retenido en residuos sólidos, suspendidos y/o líquidos.

513. Las aguas residuales de diferentes pasos del proceso pueden contener mercurio y deben tratarse con cuidado para evitar o minimizar emisiones a medios acuáticos.

514. El alcance de las emisiones al medio ambiente de la deposición de material de desecho, que incluye roca de desecho, residuos de extracción minera de los pasos de concentración, residuos del proceso de extracción, residuos de limpieza del gas de escape y residuos de tratamiento de aguas residuales, depende mucho de qué tan cuidadosamente se gestionan los depósitos de desechos. Los depósitos mal gestionados pueden resultar en emisiones considerables al aire, el agua y la tierra.

5.2.4.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-58 Resumen de los datos sobre tasas de actividad y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de la extracción y el procesamiento inicial de cobre

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Desechos de minería y producción de concentrados	Toneladas métricas de material de desecho producidas por año	g de mercurio/tonelada métrica en material de rechazo producido *1
Entrada a la extracción de cobre primario del concentrado	Toneladas métricas de concentrado utilizado por año	g mercurio/tonelada métrica de concentrado

Notas: *1 Dichos desechos pueden incluir material de grado inferior (concentraciones inferiores de plomo), y las concentraciones de mercurio pueden ser similares a la concentración en el material de mineral de entrada. Si no se dispone de datos de concentración de los materiales de desecho, se pueden utilizar los datos de concentración para el mineral utilizado para hacer un cálculo aproximado.

515. Hylander y Herbert (2008) recolectaron datos para concentraciones de mercurio en concentrados para producción de zinc, cobre y plomo para todas las minas a nivel mundial, para las cuales estaban disponibles datos a través de los estudios de mercado publicados por BrookHunt y Associates Ltd. (2005, 2006a; 2006b). Los datos individuales son propios, pero los datos se agregaron en gráficas que muestran la distribución de la concentración de mercurio en concentrados pertinentes, ver la Figura 5-5 para acceder a los datos de los concentrados de cobre. Los autores advierten que no están disponibles datos de minas chinas.

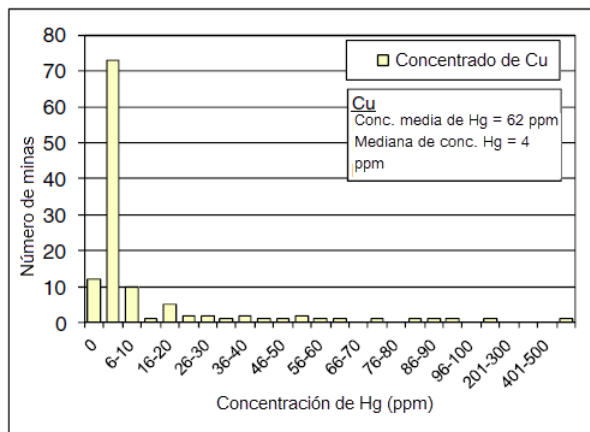


Figura 5-5 Distribución de las concentraciones de mercurio en concentrados de cobre a nivel mundial (reproducido con la autorización de Hylander y Herbert, 2008. Copyright 2008 American Chemical Society).

516. El PNUMA/AMAP (2012) propuso los siguientes factores de entrada predeterminados para extracción de cobre basados en (Hylander y Herbert, 2008; Outotec, 2012) así como otra información: Mínimo: 1; medio: 30 y máximo: 100 g de mercurio/tonelada métrica de concentrado utilizado. Convertidos a una base de cobre producido, los factores correspondientes fueron respectivamente 2,1, 107,5 y 716,8 g/tonelada métrica de estaño producido, cuando se utiliza una relación entre concentrado utilizado/Cu producido de 2,11-7,17 (valor intermedio 3,58).

Tabla 5-59 Ejemplos de concentraciones de mercurio en concentrados de cobre, así como en minerales y materiales de desecho

País	Ubicación	Tipo	Concentración promedio de Hg g Hg/tonelada métrica	Rango de concentraciones de Hg en muestras, g/tonelada métrica	Fuente de los datos
En minerales					
Canadá	Brunswick Works		2,1		Klimenko y Kiazimov (1987)
Federación de Rusia	Urales		10-25		Kutliakhmetov (2002)
	Urales del sur, 4 centros	Cobre y pirita, masivo	9,8-13 *1		Fursov (1983)
Kazajistán	Kusmurun	Cobre y pirita, masivo	9,2	4,3-16,70 (11 muestras)	Fursov (1983)
	Dzhezhgagan	Piedra caliza cuprosa, masivo (calcopirita)	3,2	2,8-3,68 (15 muestras)	Fursov (1983)
	Dzhezhgagan	Piedra caliza cuprosa, diseminado (bornita)	1,5	1,23-1,87 (11 muestras)	Fursov (1983)
	Counrad	Cobre y pórfido, diseminado (primario)	0,9	0,76-1,02 (8 muestras)	Fursov (1983)
En materiales de desechos provenientes de la producción de concentrados					
Canadá	Brunswick Works	De la producción de zinc, cobre, plomo y concentrados de compuestos	0,69 (con una conc. de Hg en mineral 2,1)		Klimenko y Kiazimov (1987)
Federación de Rusia	Urales	De la producción de zinc, cobre y concentrados de compuestos		1-9 (con una conc. de Hg en mineral 10-25)	Kutliakhmetov (2002)
En concentrados					
Canadá	Brunswick Works		2,3		Klimenko y Kiazimov (1987)
Federación de Rusia	Urales	De mineral del tipo pirita de cobre		28-41	Kutliakhmetov (2002)
	Desconocida	De tipo de pirita y polimetalo		0,22 - 65	Bobrova <i>et al.</i> , (1990); Ozerova (1986)
	Desconocida	De tipo de estratiforme de plomo y zinc		2 - 290	Bobrova <i>et al.</i> , (1990); Ozerova (1986)
	Desconocida	De tipo pirita de cobre		0,3 - 150	Bobrova <i>et al.</i> , (1990); Ozerova (1986)
	Desconocida	De arenisca cuprífera		4	Bobrova <i>et al.</i> , (1990); Ozerova (1986)
	Desconocida	De tipo vanadio-hierro-cobre		70	Bobrova <i>et al.</i> , (1990); Ozerova (1986)
	Desconocida	De tipo cobre-molibdeno		0,02	Bobrova <i>et al.</i> , (1990); Ozerova (1986)
	Desconocida	De tipo cobre-níquel		0,14 – 0,4	Bobrova <i>et al.</i> , (1990); Ozerova (1986)
General, cobertura desconocida	Geografía desconocida		0,5 - 8		La fuente de los datos europeos es confidencial
Global		Promedio global	62 (mediana 4)	(ver la Figura 5-5)	Hylander y Herbert (2008)
China		2 hornos de fundición de cobre		1,48 y 4,23	Zhang <i>et al.</i> (2012)
		Valor típico medio	30		Outotec (2012)

Notas: *1: Intervalo entre los promedios en varias ubicaciones, 38 muestras en total.

5.2.4.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

Ejemplos de salidas de producción de concentrados

517. Dos ejemplos de distribución de mercurio en las salidas de producción de concentrados de metal no ferroso (incluidos concentrados de cobre) se proporcionan bajo el mismo título en la sección de extracción de zinc (ver la Tabla 5-51 y la Tabla 5-51 en la sección 5.2.3). Los dos ejemplos son bastante diferentes y pueden ser no necesariamente representativos; sirven solo como indicaciones aquí.

Ejemplos de salidas de producción de metal de cobre

518. Tal como se mencionó anteriormente, las descripciones cuantitativas de balances de masa de mercurio, que corresponden a entradas y estimaciones de distribución de salida, son escasas en la bibliografía.

519. Zhang *et al.* (2012) han informado balances de masa detallados para seis hornos de fundición no ferrosos (zinc, plomo y cobre) con emisiones atmosféricas relativamente bajas en China. PNUMA (2011) informó la distribución de salida de mercurio de un horno de fundición de zinc/cobre combinado. Estos datos se describen en la sección sobre la extracción de zinc anterior. Los pocos datos disponible no indican diferencias importantes en el patrón de distribución de salida de mercurio entre la producción de diferentes metales de base.

520. Yanin (en Lassen *et al.*, 2004) hizo un intento por elaborar un resumen completo de distribución de salida, para hornos de fundición de cobre rusos; la distribución de salida estimada se muestra en la Tabla 5-60. Las estimaciones se basan en consideraciones teóricas y deberían considerarse únicamente como indicativas.

521. Para comparar con los factores de emisión de aire descritos a continuación, puede calcularse un ejemplo utilizando las estimaciones de Yanin mencionadas anteriormente. A una concentración de mercurio de 13,8 g/tonelada métrica en el concentrado utilizado, una concentración de cobre de 15 % en el mismo concentrado, y una tasa de extracción de 93 % de la entrada de cobre, el factor de emisión de aire calculado sería 13,8 g Hg/toneladas métricas conc. / 0,15 toneladas métricas de Cu/toneladas métricas conc. * 0,93 = 11,7 g de Hg/toneladas métricas de cobre producido. Esto es comparable con el factor de emisión atmosférica para el horno de fundición Hudson Bay en Canadá, que se muestra en la Tabla 5-61 a continuación.

Tabla 5-60 Estimaciones indicativas de la distribución de las salidas (en términos relativos) de mercurio de hornos de fundición de cobre en condiciones rusas (Yanin, en Lassen *et al.*, 2004).

Vía de emisión	Atmósfera	Aguas residuales	Escoria desechada	Lodos desechados	"Torta de arseniato" desechada	"Torta de plomo" vendida para extracción de Pb	Azufre líquido *2	Ácido para lavado *2	Suma
Porcentaje de entradas de Hg *1	0,12	0,02	0,04	0,38	0,06	0,11	0,14	0,14	1,00
Salidas en g de Hg/tonelada métrica de cobre producido, por ejemplo, con una entrada de 13,8 g de Hg/tonelada métrica de concentrado	0,12	0,02	0,04	0,38	0,06	0,11	0,14	0,14	1,00

Notas: *1 Corregido aquí por el reciclaje del polvo de los filtros al horno (se supone un estado estacionario);

*2 Lo más probable es que el azufre líquido (un subproducto) y el ácido para lavado se vendan; sin embargo, esto no se menciona en la referencia.

522. Están disponibles pocos ejemplos de los factores de emisión, pero solo para emisiones atmosféricas de mercurio, y sin vínculos con las entradas de mercurio correspondientes con concentrados o mineral.

523. Ejemplos de factores de emisión para emisiones atmosféricas directas de la producción de cobre se proporcionan en la Tabla 5-61 a continuación. Los factores de emisión atmosférica baja generalmente indicarían que una gran parte de las entradas de mercurio se transfieren al mercurio derivado comercializado (metal o compuestos) y/o a depósitos de desechos *in situ* con potencial de futuras emisiones a todos los medios. Algunas partes menores de las entradas de mercurio se pueden transferir a emisiones a medios acuáticos como consecuencia de procesos húmedos en los sistemas de reducción de emisión. Para el horno de fundición de níquel/cobre mencionado, la escoria producida se utiliza para construcción de carreteras y vías férreas.

524. Con base en los datos de emisiones informados por las propias autoridades de 7 hornos de fundición de cobre principales en EE. UU. para el año 1993, la EPA de EE. UU. estimó emisiones total de mercurio atmosféricas a 57 kg por año en 1994, de hornos de fundición con una capacidad de producción de metal de aproximadamente 1,4 millones de toneladas métricas (capacidad en 1995/96) (US EPA, 1997b). Las tasas de emisión atmosférica correspondientes por salida de producto pueden calcularse a aproximadamente 0.04 g de Hg/tonelada métrica de la "capacidad" de producción de metal.

Tabla 5-61 Ejemplos de factores de emisión para emisiones atmosféricas directas de la producción de cobre

País o región	Centro/ubicación	Emisiones de mercurio a la atmósfera informadas por salida de producto	Indicaciones del nivel de tecnología de reducción de emisión (emisiones atmosféricas)	Comentarios	Referencia de los datos
EE. UU.	Promedio nacional	0,04g de Hg/tonelada métrica de la "capacidad" de producción de metal		Emisiones de Hg atmosféricas informadas por las propias autoridades. No está claro si la "capacidad" refleja la producción real.	US EPA (1997a)
Canadá	Hudson Bay M&S, Manitoba	8,2 g Hg/toneladas métricas de producto (zinc, cobre, etc.)	Parece ser moderada: PES, pero sin eliminación de Hg o planta de ácido		Environment Canada (2002)
	Noranda Horn	1,8 g Hg/toneladas métricas de producto (cobre, etc.)	Horno y nueva línea de conversión equipada con PES, planta de eliminación de Hg y ácido; partes de procesamiento de convertidores antiguos de la alimentación solo equipadas con PES	También procesa cobre reciclado	Environment Canada (2002)
	Inco Copper Cliff	0,01 g de Hg/toneladas métricas de producto (cobre, níquel, etc.)	Línea de efluentes gaseosos de horno con filtro de MP húmedo y planta de ácido, pero sin eliminación de Hg; Pasos de secado + conversión de efluentes de gas con PES solamente	Horno de fundición combinado de níquel/cobre. Parte de la escoria del horno se usa para construcción de carreteras y vías férreas. Aparentemente la alimentación puede tener concentraciones de Hg más bajas que para otros hornos de fundición canadienses mencionados aquí (comentario de los autores del Kit de herramientas)	Environment Canada (2002)

525. De acuerdo con la Comisión Europea (2001), la salida del mercurio derivado en la producción de otros metales no ferrosos (cuando no se trate de minería de mercurio específica) alcanzó un estimado de 350 toneladas métricas de mercurio en Europa en 1997. Estos procesos generalmente

producen mercurio o cloruro mercurioso en el rango de 0,02 a 0,8 kg de mercurio por tonelada métrica de (otros) producida; dependiendo del contenido de mercurio de los concentrados de entrada.

5.2.4.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

526. Con base en la información compilada hasta ahora de entradas y salidas y principales factores que determinan emisiones, se sugieren los siguientes factores de entrada y distribución predeterminados para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base. Asimismo, los factores predeterminados presentados son criterios expertos que se basan únicamente en datos resumidos.

527. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

528. Debido a la falta de datos, no se pueden fijar factores predeterminados para los procesos de minería y concentración. Tenga en cuenta que esto implica que las estimaciones de la emisión de mercurio calculadas a partir de factores predeterminados pueden probablemente tender a subestimar las emisiones totales del sector.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

529. Los datos reales sobre los niveles de mercurio en la composición de concentrado particular del carbón utilizado llevarán a las mejores estimaciones de las emisiones.

530. Si no hay información disponible sobre la concentración de mercurio en los concentrados utilizados en el paso de extracción, puede formarse una primera estimación mediante el uso de los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-62 a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto). La estimación media se utiliza en el cálculo de los factores predeterminados en el nivel de inventario 1 del kit de herramientas. Si se opta por no calcular los intervalos, el uso del valor máximo dará la indicación más segura de la posible importancia de la categoría de fuente para una posterior investigación. El uso de la estimación del límite superior no implica automáticamente que las emisiones reales sean tan altas, sino solamente que quizás haya que seguir investigando.

Tabla 5-62 Factores de entrada predeterminados para mercurio en concentrados para la producción de cobre en estado bruto

Material	Factores de entrada predeterminados; g de mercurio por tonelada métrica de concentrado; (límite inferior, límite superior, (intermedio))
Concentrado de cobre	1 - 100 (30)

Nota *1: La asimetría del valor medio se debe a la distribución irregular de las concentraciones de mercurio en concentrados en el mercado mundial. Ver la descripción de Hylander y Herbert (2008) que se cita anteriormente.

531. Si se desea, estos factores predeterminados pueden convertirse a una base de entradas de mercurio por cobre producido, por el uso de la relación entre concentrado utilizado/cobre producido de 2,11-7,17 (valor intermedio 3,58 toneladas de concentrado utilizado por tonelada de cobre

producido) según deriva de PNUMA/AMAP (2012). Los factores correspondientes son de gama baja: 2,1; medio 107,5 y gama superior 716,8 g de mercurio/tonelada métrica de cobre producido. Tenga en cuenta que los cálculos predeterminados de la hoja de cálculo del Kit de herramientas se basan en mercurio por concentrado.

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

532. Con base en los datos sobre la distribución de salida de mercurio presentados en esta sección, al igual que en la sección anterior sobre zinc, se sugieren los siguientes factores predeterminados.

Tabla 5-63 Factores de distribución de salida predeterminados para el mercurio procedentes de la extracción de cobre de concentrados

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra *1	Producto *1, *2	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico eliminación *1
Minería y concentración	?	?	?	?	x	x
Producción de cobre a partir de concentrados:						
Fundición sin filtros o solamente retención de MP seco y grueso	0,90		?			0,10
Fundición con limpieza húmeda del gas	0,49	0,02	?			0,49
Fundición con limpieza húmeda del gas y planta de ácido	0,10	0,02	?	0,42		0,46
Fundición con limpieza húmeda del gas, planta de ácido y filtro específicos para Hg	0,02	0,02	?	0,48		0,48

Notas: *1 Probablemente el depósito de residuos varíe en gran medida entre los países e incluso, quizás, entre distintos centros, y puede ser en tierra, en la mina, en embalses, con frecuencia *in situ*.

*2: Los subproductos comercializados con contenido de mercurio elemental incluyen calomel, mercurio elemental, lodos para la recuperación de mercurio fuera de las instalaciones, ácidos inferiores para lavado, ácido sulfúrico, azufre líquido y tortas de filtro u otros residuos vendidos o transferidos a otras actividades de producción de metales u otros sectores.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

533. En el caso de hornos de fundición combinados que producen varios metales no ferrosos del mismo concentrado, se sugiere asignar las emisiones de mercurio al metal producido en las cantidades más grandes. En caso de procesamiento en paralelo de diferentes concentraciones en líneas de producción paralelas, asignar las emisiones de mercurio por separado al metal principal producido en cada línea.

5.2.4.6 Principales datos específicos de la fuente

534. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Los datos medidos o los datos de la bibliografía sobre las concentraciones de mercurio en los minerales y concentrados extraídos y procesados en la fuente;
- Cantidad de mineral/concentrados extraídos y procesados, y
- Los datos medidos sobre la distribución de las salidas de mercurio con (preferiblemente todas) las corrientes de salida, incluidos los porcentajes de mercurio retenidos por los equipos de reducción

de emisiones aplicados en la fuente (o fuentes similares con un equipamiento y condiciones operativas muy similares).

535. La presencia de una unidad de eliminación de mercurio en una planta de extracción específica puede indicar que un porcentaje importante de las salidas de mercurio no se emite a la atmósfera, sino que en vez de eso se comercializa y vende como producto derivado o se almacena *in situ*.

5.2.5 Extracción y procesamiento inicial de plomo

536. Las operaciones de minería y extracción de metal industrial a gran escala son pocas en cantidad en cualquier país en el que tienen lugar, sus materiales de alimentación y configuraciones de producción varían considerablemente y pueden ser fuentes de emisión de mercurio importantes. Dados estos factores, se recomienda ampliamente utilizar un abordaje de fuente puntual en el inventario y compilar datos específicos de fuentes puntuales de las propias compañías operativas, si fuera posible, así como de otras fuentes de datos pertinentes con conocimiento de las instalaciones de producción específicas.

5.2.5.1 Descripción de la subcategoría

537. El plomo se extrae de mineral de sulfuro, principalmente galena (sulfuro de plomo) que también contiene parte del mercurio (US EPA, 1997a). Los niveles de mercurio en los minerales varían, y en algunos casos pueden ser elevados, en comparación con otros materiales crudos naturales (COWI, 2002).

538. Como se describe para el zinc (sección 5.2.3), la roca de desecho y los residuos de extracción minera, al igual que los concentrados generados, contienen cantidades traza de mercurio. Este material es mucho más susceptible a la erosión debido a los tamaños reducidos de partículas y a una mayor accesibilidad para aire y precipitación. Para minerales sulfhídricos, que son tipos de minerales importantes para producción de varios metales de base, esta erosión libera y oxida el azufre contenido y produce ácido sulfúrico. El ácido hace que el mercurio y otros constituyentes sean más solubles y de esta manera aumenta el lixiviado del metal al medio ambiente muchas veces en comparación con el yacimiento mineral intacto. Este proceso se denomina "drenaje ácido de roca" (o DAR) y se considera un problema ambiental grave (Comisión Europea, 2003).

539. En la extracción del plomo del mineral/concentrado, se utilizan procesos que liberan este mercurio del material rocoso. Este mercurio puede evaporarse y seguir a las corrientes gaseosas en el proceso de extracción (en la mayoría de los casos) o seguir a las corrientes de procesos húmedos (líquidos), según la tecnología de extracción utilizada. A menos que se capture el mercurio en pasos del proceso especialmente destinados a este fin, es probable que la mayor parte pueda liberarse a la atmósfera y a medios terrestres y acuáticos. El mercurio retenido puede venderse en forma de "calomel" (cloruro mercurioso, Hg_2Cl_2), normalmente se vende para extracción fuera de las instalaciones de mercurio metálico o mercurio metálico procesado *in situ*, o puede almacenarse o depositarse como residuos de sólidos o lodos (Environment Canada, 2002). Además de estas vías de salida, partes de la entrada de mercurio siguen al ácido sulfúrico coproducido a concentraciones traza (Comisión Europea, 2001).

540. Los pasos principales en la extracción de plomo generalmente se asemejan al proceso de extracción "pirometalúrgico" descrito para el zinc (sección 5.2.3), e incluyen la producción de concentrado rico en plomo de mineral crudo, calcinación del concentrado y fundición/reducción de los óxidos metálicos en un horno, que ocurren a temperaturas altas. En algunas instalaciones de producción, el concentrado no se sinteriza antes de la introducción en el horno. En estos casos, se espera que la mayor parte del mercurio presente en el concentrado se evapore y siga las corrientes de gas de los pasos del proceso en dirección del flujo. Al igual que el zinc y el cobre, el mercurio presente en los efluentes gaseosos de la sinterización y fundición pueden retirarse en un paso de eliminación de mercurio específico antes de que los gases se conduzcan a la planta de recuperación de ácido sulfúrico (si estuviera presente; ver la descripción del proceso detallada en la sección 5.2.3). El plomo a menudo

se produce conjuntamente con zinc u otros metales no ferrosos. Para una descripción exhaustiva de los procesos de extracción de plomo ver el ejemplo (Comisión Europea, 2001).

541. El desecho de plomo reciclado puede agregarse al material alimentado a los pasos de sinterización y fundición, pero no se considera una fuente de mercurio principal de entrada al proceso. Se utiliza coque metalúrgico (o combustible de gas) en el paso de reducción en el horno, pero no se espera que sean fuentes de entrada de mercurio principales a los procesos, dado que (en el caso de coque metalúrgico) la mayor parte del mercurio presente en el carbón utilizado se evapora en el proceso de producción de coque.

5.2.5.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-64 Principales emisiones y medios receptores durante el ciclo de vida de extracción y procesamiento inicial de plomo

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos *2	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Desechos de minería y producción de concentrados	x	X	X			X
Extracción de plomo a partir de concentrados	X	X	X	X		X
Fabricación de plomo refinado y productos *1						
Uso de plomo						
Eliminación de plomo						

Notas: *1: En principio, las emisiones de mercurio podrían tener lugar debido al uso de combustibles fósiles, pero no se espera que el plomo metálico sea una fuente de entrada de mercurio a los pasos de refinación y fabricación;
 *2: En ácido sulfúrico, subproductos de mercurio y, quizás, otros subproductos derivados del proceso;
 X - Vía de emisión que se espera sea predominante para la subcategoría;
 x -Otras vías de emisión a ser consideradas, dependiendo de la fuente específica y la situación nacional.

542. La concentración de mercurio en el mineral y la cantidad de mineral extraído son factores importantes que determinan las emisiones de mercurio.

543. La extracción y el procesamiento primario de plomo (también denominada "fundición de plomo primaria") puede conducir a emisiones del mercurio a la atmósfera, a medios acuáticos y terrestres, y a acumulación de cantidades considerables de desechos de mineral que contiene mercurio que pueden a su vez conducir a emisiones adicionales. El alcance de las emisiones depende mucho de qué tan cuidadosamente se gestionan los depósitos de desechos (COWI, 2002). US EPA (1997a) describe que las reacciones de sinterización ocurren a temperaturas muy altas (aproximadamente 1000 °C) y se espera que los dispositivos de control utilizados en la mayoría de las plantas (en EE. UU.) tengan una efectividad mínima en la captura del mercurio. Por lo tanto, se esperaba que la mayor parte del mercurio en el mineral se vaporizara y emitiera al aire durante este proceso de sinterización. Por lo tanto, puede que haya habido mejoras en este aspecto desde entonces en el sector. Generalmente se espera que cualquier resto de mercurio que permanezca en la calcinación del proceso de sinterización se libere durante el paso de reducción (US EPA, 1997a).

544. Al igual que con otros metales no ferrosos descritos anteriormente, la extracción y el procesamiento del plomo a menudo están equipados con una variedad de dispositivos de reducción de emisión con el potencial de reducir las emisiones directas de mercurio a la atmósfera así como a medios acuáticos y terrestres. Dichas tecnologías pueden implicar la retención de materia particulada y

emisiones gaseosas del gas de combustible, tratamiento de agua de deseco y en algunos casos filtros específicos de mercurio. La tecnología de reducción de emisión atmosférica presente normalmente produce residuos sólidos o fluidos adicionales (COWI, 2002).

5.2.5.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-65 Resumen de los datos sobre tasas de actividad y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de la extracción y el procesamiento inicial de plomo

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Desechos de minería y producción de concentrados	Toneladas métricas de material de rechazo producido por año	g de mercurio/tonelada métrica en material de rechazo producido *1
Entrada a la extracción de plomo primario a partir del concentrado	Toneladas métricas de concentrado usado por año	g de mercurio/tonelada métrica de concentrado

Notas: *1 Dichos desechos pueden incluir material de grado inferior (concentraciones inferiores de plomo), y las concentraciones de mercurio pueden ser similares a la concentración en el material de mineral de entrada. Si no se dispone de datos de concentración de los materiales de desecho, se pueden utilizar los datos de concentración para el mineral utilizado para hacer un cálculo aproximado.

545. Los dos factores más importantes de entrada necesarios para estimar emisiones de un centro en esta subcategoría son: una estimación de la concentración promedio de mercurio en el concentrado de mineral de plomo utilizado en el centro; y la capacidad anual de la planta (en unidades tales como toneladas métricas de concentrado de mineral de plomo procesado por año).

546. La concentración de mercurio en minerales de plomo puede variar considerablemente. Hylander y Herbert (2008) recolectaron datos para concentraciones de mercurio en concentrados para producción de zinc, cobre y plomo para todas las minas a nivel mundial, para las cuales estaban disponibles datos a través de los estudios de mercado publicados por BrookHunt y Associates Ltd. (2005, 2006a; 2006b). Los datos individuales son propios, pero los datos se agregaron en gráficas que muestran la distribución de la concentración de mercurio en concentrados pertinentes, ver la Figura 5-6 para acceder a los datos de los concentrados de plomo. Los autores advierten que no están disponibles datos de minas chinas.

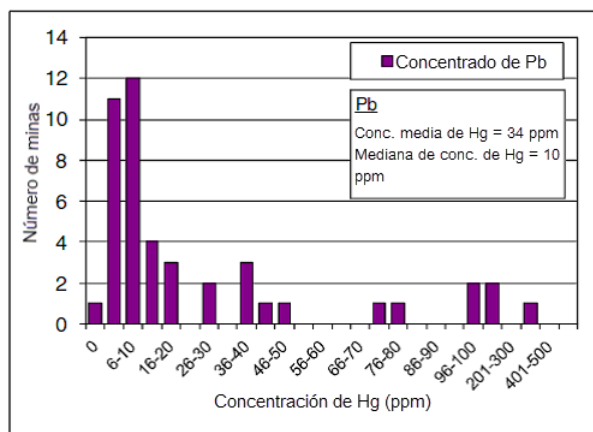


Figura 5-6 Distribución de las concentraciones de mercurio en concentrados de plomo a nivel mundial (reproducido con la autorización de Hylander y Herbert, 2008. Copyright 2008 American Chemical Society).

547. El PNUMA/AMAP (2012) propuso los siguientes factores de entrada predeterminados para extracción de plomo basado en (Hylander y Herbert, 2008; Outotec, 2012) así como otra información: Mínimo: 2; medio: 30 y máximo: 60 g de mercurio/tonelada métrica de concentrado utilizado. Convertidos a una base de plomo producido, los factores correspondientes fueron respectivamente 2,8; 75 y 214.3 g/tonelada métrica de plomo producido, cuando se utiliza una relación entre concentrado utilizado/Cu producido de 1,39-3,57 (valor intermedio 2,50).

548. Algunos otros datos sobre las concentraciones de mercurio en concentrados de plomo se presentan en la Tabla 5-66.

Tabla 5-66 Ejemplos de concentraciones de mercurio en concentrados para la producción de plomo

País	Ubicación	Tipo	Concentración promedio de Hg g Hg/tonelada métrica	Rango de concentraciones de Hg en muestras, g/tonelada métrica	Fuente de los datos
En concentrados					
Canadá	Brunswik Works	Concentrado de plomo	2,7		Klimenko y Kiazimov, 1987
EE. UU.	Missouri	Concentrado de plomo	0,2		US EPA, 1997a
Federación de Rusia	Desconocida	Concentrado de tipo de estratiforme de plomo y zinc		2 - 290	Bobrova <i>et al.</i> , 1990; Ozerova, 1986
Global		Promedio global	34 (mediana 10)	(ver la Figura 5-6)	Hylander y Herbert (2008)
China		2 hornos de fundición de plomo		2,15 y 18,7	Zhang <i>et al</i> (2012)
		Valor típico medio	30		Outotec (2012)

5.2.5.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

549. Zhang *et al.* (2012) han informado balances de masa detallados para seis hornos de fundición no ferrosos (zinc, plomo y cobre) con emisiones atmosféricas relativamente bajas en China. Los resultados del estudio se describen en la sección sobre la extracción de zinc anterior. Los pocos datos disponible no indican diferencias importantes en el patrón de distribución de salida de mercurio entre la producción de diferentes metales de base.

550. Klimenko y Kiazimov (1987) informan concentraciones de mercurio en material de rechazo a 0,69 g/tonelada métrica de la producción combinada de plomo, zinc, cobre y concentrados de compuesto (con concentración de mercurio en el mineral de entrada a 2,1 g de Hg/tonelada métrica de mineral), que indica que las concentraciones de mercurio en el material de rechazo pueden ser considerables.

551. La EPA de EE. UU. estimó que se emitieron de hornos de fundición de plomo en EE. UU. 0,10 toneladas métricas de mercurio de hornos de fundición de plomo en EE. UU. para el año 1994. Suponiendo que todo el mercurio en el mineral se emita al aire, esta estimación de emisiones puede calcularse al multiplicar la capacidad total (370.000 toneladas métricas) por la concentración de mercurio promedio en estos concentrados de mineral (0,2 ppm). Sin embargo, la EPA de EE. UU. utilizó en realidad una ecuación un tanto más complicada (que puede verse en el Apéndice A de la US EPA, informe 1997a).

5.2.5.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

552. Con base en la información compilada hasta ahora de entradas y salidas y principales factores que determinan emisiones, se sugieren los siguientes factores de entrada y distribución predeterminados para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que estos factores predeterminados se basan en una base de datos limitada y, como tales, debe considerarse que están sujetos a revisión.

553. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

554. Debido a la falta de datos, no se pueden fijar factores predeterminados para los procesos de minería y concentración. Tenga en cuenta que esto implica que las estimaciones de la emisión de

mercurio calculadas a partir de factores predeterminados pueden probablemente tender a subestimar las emisiones totales del sector.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

555. Los datos reales sobre los niveles de mercurio en la composición de concentrado particular del carbón utilizado llevarán a las mejores estimaciones de las emisiones.

556. Si no hay información disponible sobre la concentración de mercurio en los concentrados utilizados en el paso de extracción, puede formarse una primera estimación mediante el uso de los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-89 a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto). La estimación media se utiliza en el cálculo de los factores predeterminados en el nivel de inventario 1 del kit de herramientas. Si se opta por no calcular los intervalos, el uso del valor máximo dará la indicación más segura de la posible importancia de la categoría de fuente para una posterior investigación. El uso de la estimación del límite superior no implica automáticamente que las emisiones reales sean tan altas, sino solamente que quizás haya que seguir investigando.

Tabla 5-67 Factores de entrada predeterminados para mercurio en concentrados de plomo utilizados para la extracción de plomo

Material de alimentación	Factores de entrada predeterminados; g de mercurio por tonelada métrica de concentrado; (límite inferior, límite superior, (intermedio))
Concentrado de plomo	2 – 60 (30)

557. Si se desea, estos factores predeterminados pueden convertirse a una base de entradas de mercurio por plomo producido, por el uso de la relación entre concentrado utilizado/Pb producido de 1.39-3.57 (valor intermedio 2,5 toneladas de concentrado utilizado por tonelada de cobre producido) según deriva de PNUMA/AMAP (2012). Los factores correspondientes son de gama baja: 2,8; 75 y 214,3 g de mercurio/tonelada métrica de plomo producido. Tenga en cuenta que los cálculos predeterminados de la hoja de cálculo del Kit de herramientas se basan en mercurio por concentrado.

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

558. Con base en los datos sobre la distribución de salida de mercurio presentados en esta sección, al igual que en la sección anterior sobre zinc, se sugieren los siguientes factores predeterminados.

Tabla 5-68 Factores de distribución de salida predeterminados para el mercurio procedentes de la extracción de plomo de concentrados

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra *1	Producto *1, *2	Desechos generales	Tratamiento/ eliminación específico eliminación *1
Minería y concentración	?	?	?	?	x	x
Producción de plomo a partir de concentrados:						
Fundición sin filtros o solamente retención de MP seco y grueso	0,90		?			0,10

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra *1	Producto *1, *2	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico eliminación *1
Fundición con limpieza húmeda del gas	0,49	0,02	?			0,49
Fundición con limpieza húmeda del gas y planta de ácido	0,10	0,02	?	0,42		0,46
Fundición con limpieza húmeda del gas, planta de ácido y filtro específicos para Hg	0,02	0,02	?	0,48		0,48

Notas: *1 Probablemente el depósito de residuos varíe en gran medida entre los países e incluso, quizás, entre distintos centros, y puede ser en tierra, en la mina, en embalses, con frecuencia *in situ*.

*2: Los subproductos comercializados con contenido de mercurio elemental incluyen, entre otros, calomel, mercurio elemental, lodos para la recuperación de mercurio fuera de las instalaciones, ácidos inferiores para lavado, ácido sulfúrico, azufre líquido y tortas de filtro u otros residuos vendidos o transferidos a otras actividades de producción de metales u otros sectores.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

559. En el caso de hornos de fundición combinados que producen varios metales no ferrosos del mismo concentrado, se sugiere asignar las emisiones de mercurio al metal producido en las cantidades más grandes. En caso de procesamiento en paralelo de diferentes concentraciones en líneas de producción paralelas, asignar las emisiones de mercurio por separado al metal principal producido en cada línea.

5.2.5.6 Principales datos específicos de la fuente

560. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Los datos medidos o los datos de la bibliografía sobre las concentraciones de mercurio en los minerales y concentrados extraídos y procesados en la fuente;
- Cantidad de mineral/concentrados extraídos y procesados; y
- Los datos medidos sobre la distribución de las salidas de mercurio con (preferiblemente todas) las corrientes de salida, incluidos los porcentajes de mercurio retenidos por los equipos de reducción de emisiones aplicados en la fuente (o fuentes similares con un equipamiento y condiciones operativas muy similares).

561. La presencia de una unidad de eliminación de mercurio en una planta de extracción específica puede indicar que un porcentaje importante de las salidas de mercurio no se emite a la atmósfera, sino que en vez de eso se comercializa como producto derivado o se almacena *in situ*.

5.2.6 Extracción y procesamiento inicial de oro por métodos distintos a la amalgamación de mercurio

562. Al igual que para la extracción de otro metal no ferroso, las descripciones cuantitativas de balances de masa de mercurio sobre operaciones de extracción de oro, que corresponden a estimaciones de distribución de entrada y salida, parecen no estar disponibles con facilidad. Por lo tanto, los aspectos cuantitativos de la descripción en esta sección se han reunido pieza por pieza de diferentes fuentes. Las operaciones de minería y extracción de metal industrial a gran escala son pocas en cantidad en cualquier país en el que tienen lugar, sus materiales de alimentación y configuraciones de producción varían considerablemente y pueden ser fuentes de emisión de mercurio importantes. Dados estos factores, se recomienda ampliamente utilizar un abordaje de fuente puntual en el inventario y compilar datos específicos de fuentes puntuales de las propias compañías operativas, si

fuera posible, así como de otras fuentes de datos pertinentes con conocimiento de las instalaciones de producción específicas.

5.2.6.1 Descripción de la subcategoría

563. El mineral para extracción de oro, a menudo en forma de mineral de sulfuro, puede contener cantidades traza de mercurio que pueden en ambos casos elevarse en comparación con otros materiales crudos naturales. En algunos minerales de oro, las concentraciones de mercurio pueden ser tan altas como las concentraciones de oro. El contenido de mercurio en el mineral de oro ha sido en algunos casos suficiente para motivar la recuperación del mercurio de residuos sólidos de la extracción de oro con fines comerciales. Dicha recuperación y comercialización del mercurio derivado de la extracción de oro representa parte del suministro de mercurio en el mercado mundial actual. Esta recuperación puede estar también parcialmente motivada por el deseo de reducir emisiones del mismo mercurio de la producción de oro y también debido a que este mercurio puede servir como sustituyente para minería de mercurio primaria específica (COWI, 2002).

564. Los procesos de extracción de oro pueden ser fuentes importantes de emisiones de mercurio, incluso si no tiene lugar el uso de mercurio deliberado (amalgamación). La extracción de oro es una de las fuentes más grandes de emisiones de mercurio entre las actividades de extracción de metal en los países del Ártico (Maag, 2004). Tanto las emisiones a la tierra como a la atmósfera pueden ser importantes.

565. Los procedimientos de extracción para recuperación de oro implican varios pasos a temperaturas lo suficientemente altas para emisiones térmicas de mercurio, así como pasos en los que se producen y pueden eliminarse cantidades considerables de residuos sólidos o líquidos que pueden contener mercurio.

566. Cabe señalar que en algunos países el oro se produce mediante el reprocesamiento de residuos de extracción minera de viejas minas, donde el proceso de amalgamación de mercurio se utilizó anteriormente, con el proceso moderno de cianuro que es más efectivo (Lassen *et al.*, 2004). Esto puede dar lugar a emisiones de mercurio considerables, si el mercurio no es retenido por métodos de control de contaminación efectivos. No se sabe qué tan extendida está esta forma de producción desde una perspectiva mundial.

Procesos involucrados

567. Los procesos de extracción son una combinación de operaciones de unidades fisicoquímicas (tal como se describe en más detalle para el zinc) y procesos químicos específicos para separar el oro de otros constituyentes del mineral/concentrado utilizado. De acuerdo con Renner (2000), los procesos pueden implicar concentración de gravedad y/o flotación, pero el mineral entero también se procesa directamente en algunos casos (Booz Allen & Hamilton, 2001). Generalmente se aplica la calcinación u oxidación húmeda ("autoenclave") del mineral o los concentrados (ver la descripción de la calcinación en la sección 5.2.3 sobre extracción de zinc). El paso principal es la lixiviación del mineral (o concentrado) con cianuro de sodio en una suspensión alcalina acuosa. El cianuro disuelve el oro del material rocoso. Las etapas posteriores principalmente siguen una de las dos líneas: 1) Se filtran los residuos sólidos y la solución se trata con virutas de zinc para precipitar oro, que luego se tratan con ácido sulfúrico y se secan, y se calcinan a 800 °C para oxidar plomo, zinc y hierro. Se agrega el material de flujo de bórax, y el material se funde para producir oro crudo con 80-90 % de contenido de oro. 2) El carbón se agrega a la suspensión de concentrado de cianuro en un proceso de múltiples pasos, el oro se absorbe en el material de carbón (Proceso de "Carbón en pulpa"), donde el carbón que contiene oro después se separa de la suspensión. El oro se eluye del carbón nuevamente con una solución de cianuro cáustico, de la que se separa finalmente el oro mediante electrólisis ("recuperación electrolítica", ver la sección 5.2.4). El carbón se lava con ácido, se reactiva a altas temperaturas en un horno y se recicla nuevamente al proceso. Incluso cuando se usa el proceso de cianuración como proceso principal, a veces una corriente secundaria de material de mineral de oro grueso o sulfhídrico puede tratarse mediante amalgamación de mercurio (Renner, 2000; Booz Allen & Hamilton, 2001).

5.2.6.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-69 Principales emisiones y medios receptores durante la extracción y el procesamiento inicial del oro por métodos distintos a la amalgamación de mercurio

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Desechos de minería y producción de concentrados	x	X	X		x	X
Extracción de oro a partir del mineral entero o de concentrado	X	x	X	X	x	X
Fabricación de oro refinado y productos						
Uso de oro						
Eliminación de oro						

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

568. El mercurio y los compuestos de mercurio pueden procesarse como constituyentes traza o recuperarse como productos derivados de minerales de oro. Muchas minas extraen, mueven, almacenan, procesan y eliminan grandes cantidades de roca de desecho y materiales de oro que a menudo contienen bajas concentraciones de mercurio que se originan del material de mineral. La vasta mayoría de este material se coloca en embalses de superficie o en la tierra, y los metales a veces se informan como emisiones *in situ* a la tierra. Este material previamente quemado se expone a lixiviación potencial por la lluvia, y drenaje de mina de ácido y debe manejarse y monitorearse cuidadosamente para evitar la contaminación del agua de superficie o agua subterránea. También puede haber emisiones de mercurio al aire de operaciones de preprocesamiento y refinación.

569. La extracción y el procesamiento primario de plomo puede conducir a emisiones del mercurio a la atmósfera, a medios acuáticos y terrestres, y a acumulación de cantidades considerables de desechos de mineral que contiene mercurio que pueden a su vez conducir a emisiones adicionales. El alcance de las emisiones depende mucho de qué tan cuidadosamente se gestionan los depósitos de desechos.

570. Los sitios de producción de oro a gran escala pueden utilizar sistemas de reducción de contaminación de aire. Se aplican algunas de las tecnologías mencionadas para extracción de zinc. Las técnicas pueden implicar tanto sistemas de retención de múltiples contaminantes generales (filtros de polvo, etc.) como filtros específicos de mercurio tales como filtros de carbón activado que pueden utilizarse más en instalaciones de extracción de oro a gran escala que en otra producción de metal no ferroso primaria. La tecnología de reducción de emisiones normalmente produce residuos sólidos o fluidos adicionales, que también pueden conducir a emisiones (COWI, 2002). El alcance de estas emisiones depende de qué tan bien se gestionen los residuos.

Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-70 Resumen de los datos sobre la tasa de actividad y los tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de la extracción y procesamiento inicial de oro de gran escala (por métodos distintos a la amalgamación de mercurio)

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
------------------------	--	-------------------------------

Extracción y procesamiento	Cantidad de material/mineral procesado por año o cantidad de oro producido	Concentración de Hg en material/mineral procesado o cantidad de mercurio liberado por tonelada métrica de oro producido
----------------------------	--	---

571. Booz Allen & Hamilton (2001) informa, con base en un análisis de la bibliografía, que concentraciones típicas de mercurio en mineral de oro en el oeste de EE. UU. varían de 1-200 g/tonelada de mineral. Jones y Miller (2005) indicaron que las concentraciones de mercurio pueden variar de menos de <0,1 a más de 100 g de mercurio/tonelada métrica de mineral. De acuerdo con la presentación de EE. UU. (2010) al PNUMA para el denominado estudio N.º 29 sobre mercurio, la concentración de mercurio de oro en minerales extraídos en EE. UU. varía de menos que 0.1 partes por millón (ppm = g/tonelada de mineral) a aproximadamente 30 ppm. Los minerales de minas de oro en Nevada tienen concentraciones de mercurio más altas. Las minas en otros estados tienen mercurio inferior en los minerales. Outotec (2012) informa que las concentraciones de mercurio en mineral de oro varían; ejemplos de países con altas concentraciones de mercurio son EE. UU. y Australia. En 2012 se solicitó más información del sector de minería aurífera mundial para este Kit de herramientas, sin resultados.

El PNUMA/AMAP (2012) utilizó un factor de entrada de 5,5 g de Hg/tonelada métrica de mineral, con base en las mismas pruebas que se citaron anteriormente. Con base en los datos que se muestran en la Figura 5-7, se asumió un valor de 4 g de Au/t de mineral, proporcionando una relación de 250.000 toneladas métricas de mineral por una tonelada métrica de oro de la que derivaron factores de emisión por mercurio por tonelada métrica de oro producido.

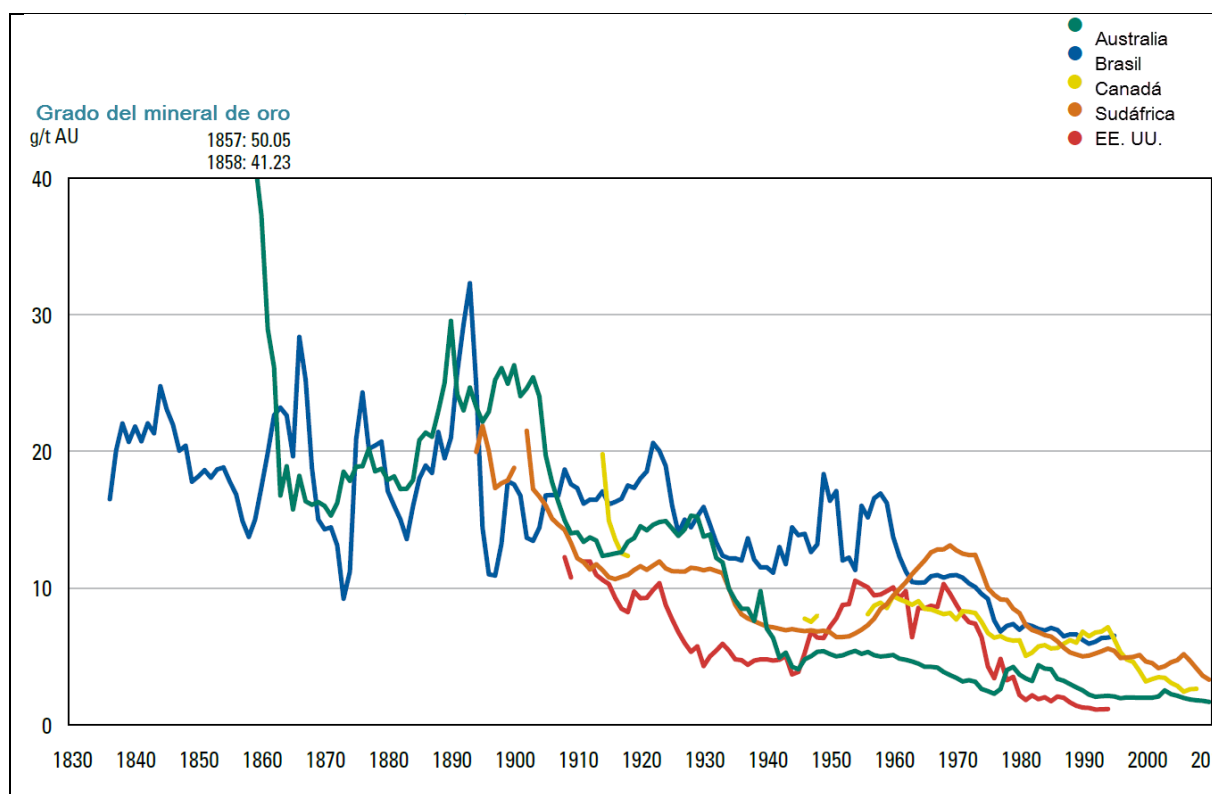


Figura 5-7 El desarrollo en la concentración de oro en mineral de oro de diversos países (PNUMA, 2011c, se cita a Giurco et al, 2010).

5.2.6.3 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

572. Según los datos informados por 25 minas de oro en el oeste de EE. UU., se emitieron al aire un total de 5.474 kg de mercurio, 0,4 kg al agua, 1.886.921 kg a la tierra *in situ*, y 594 kg se emitieron *ex situ* (US EPA, 2003a).

573. En un conjunto de datos más reciente de EE. UU. (TRI, 2008), 24 minas de oro en EE. UU. informaron que se emitió al aire un total de 1.991 kg de compuestos de mercurio, 0,4 kg al agua, 2.430.750 kg a la tierra *in situ* y 808 kg se transfirieron *ex situ*, principalmente para reciclaje de mercurio. Estos números indican, junto con otras pruebas, una reducción de las emisiones atmosféricas de minería de oro moderna en EE. UU., un desarrollo que no necesariamente debería verse como general a nivel mundial, ya que las instalaciones estadounidenses tienen una cobertura integral con sistemas de limpieza de gas de combustible. Las emisiones de las principales 10 instalaciones de emisión de mercurio se muestran en la tabla a continuación. Tenga en cuenta que la base "compuestos de mercurio" se informó en TRI, presentando una incertidumbre de si todas las emisiones pueden considerarse sobre la misma base. Esto también puede influir en la distribución relativa presentada de las emisiones hacia fracciones más altas a tierra que lo que correspondió sobre una base de mercurio puro.

574. Las 10 minas de oro en EE. UU. con las emisiones más altas informadas se muestran en la tabla a continuación.

575. De acuerdo con Jasinski (1994), se produjeron 114 toneladas métricas de mercurio como productos derivados ("recuperados") de operaciones de minería aurífera en 1990.

Tabla 5-71 Emisiones en kg de "compuestos de mercurio" de las 10 minas con mayor volumen de emisiones de EE. UU. (TRI, 2008)

Centro	Total de emisiones al aire	Vertidos a aguas superficiales	Total de emisiones <i>in situ</i> a la tierra	Total de transferencias hacia fuera de las instalaciones para el posterior manejo de los desechos (principalmente reciclaje)	Total de emisiones
1	492	0	826.871	0	827.362
2	51	0	589.670	0	589.721
3	833	0	540.988	0	541.821
4	206	0,2	180.530	219	180.955
5	20	0	133.531	0	133.552
6	42	0	36.542	436	36.585
7	138	0	34.622	0	34.760
8	4	0	31.885	28	31.889
9	2	0	31.751	0	31.753
10	99	0	9.019	0	9.118
Suma de los 10 primeros	1.886	0,2	2.415.410	684	2.417.516
Porcentaje del total general	0,08 %	0,00001 %	99,91 %	0,03 %	100 %

Notas: SD = sin datos identificados.

*1 El motivo de la falta de coherencia entre las cifras informadas para "total de emisiones *in situ*", "total de emisiones fuera de las instalaciones" y "total de emisiones *in situ* y fuera de las instalaciones" es que no están claras en las referencias.

576. La información del Inventario de Emisión de Tóxicos (TRI, por sus siglas en inglés) de 1998 presentada por compañías de minería aurífera en EE. UU. reveló que estas minas son fuentes considerables de emisiones de mercurio al aire (US EPA, 2003a). Sin embargo, tal como se muestra en la tabla anterior, la vasta mayoría (> 99 %) de las emisiones totales informadas fueron emisiones *in situ* a la tierra. Los datos del TRI sobre emisiones al agua son escasos. Para las minas donde se informan emisiones a agua, parecen comprender una pequeña fracción de las emisiones totales. Las emisiones informadas al aire son probablemente emisiones directas de la producción. En principio, pueden ocurrir emisiones al aire difusas adicionales del material que constituye la emisión a la tierra. No obstante, no hay información disponible sobre la forma de las emisiones a la tierra, la movilidad del mercurio en las emisiones o las concentraciones de mercurio en las emisiones a la tierra.

577. La producción informada de oro de minas en EE. UU. en 1999 - 2003 ("de aproximadamente dos docenas de minas") se muestra en la Tabla 5-72 (USGS, 2004).

Tabla 5-72 Producción informada de oro de minas en EE. UU. en 1999 - 2003; toneladas métricas/año (USGS, 2004)

	1999	2000	2001	2002	2003 *1
Producción minera, toneladas métricas de oro	341	353	335	298	266

Notas: *1 Año 2003 estimado por el USGS.

578. Suponiendo que las emisiones totales de mercurio informados por la US EPA (2003) de 25 minas de oro en EE. UU., se originan de las mismas "aproximadamente dos docenas de minas" para las que el USGS (2004) informó producción de oro, pueden calcularse estimaciones aproximadas de las emisiones de mercurio promedio por tonelada métrica de oro producido. Los datos de emisión de la EPA de EE. UU. más probablemente describen la situación alrededor de 1999-2001, donde la producción anual de oro informada de las minas fue 343 toneladas métricas/año en promedio. Calculadas de ese modo, las estimaciones promedio de las emisiones de mercurio promedio por tonelada métrica de oro producida se muestran en la Tabla 5-73.

Tabla 5-73 *Estimaciones calculadas de las emisiones de mercurio promedio informadas por tonelada métrica de oro en EE. UU.; kg Hg/tonelada métrica de oro producido*

	Emisiones al aire	Emisiones a la tierra
Emisiones de mercurio informadas (en kg) por tonelada producida de oro *1	20	6.000

Notas: *1 Redondeado para reflejar la incertidumbre asociada.

5.2.6.4 Factores de entrada y factores de distribución de salida

579. Con base en la información compilada anteriormente sobre las entradas y salidas, y los principales factores que determinan las emisiones, se sugieren los siguientes factores de emisiones de mercurio predeterminados preliminares para su uso en casos en que no estén disponibles los datos específicos de fuente. Se hace hincapié en que estos factores predeterminados se basan en una base de datos limitada y, como tales, deben considerarse como preliminares y sujetos a revisión.

580. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

581. Los datos reales sobre los niveles de mercurio en la composición de concentrado particular del carbón utilizado llevarán a las mejores estimaciones de las emisiones.

582. Si no hay información disponible sobre la concentración de mercurio en los concentrados utilizados en el paso de extracción, puede formarse una primera estimación mediante el uso de los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-74 a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto). La estimación media se utiliza en el cálculo de los factores predeterminados en el nivel de inventario 1 del kit de herramientas. Si se opta por no calcular los intervalos en el nivel 2, el uso del valor máximo dará la indicación más segura de la posible importancia de la categoría de fuente para una posterior investigación. El uso de la estimación del límite superior no implica automáticamente que las emisiones reales sean tan altas, sino solamente que quizás haya que seguir investigando.

Tabla 5-74 *Factores de entrada predeterminados **preliminares** para mercurio en concentrados para la producción de oro sin uso de amalgamación de mercurio.*

Material	Factores de entrada predeterminados; g de mercurio por tonelada métrica de mineral; (límite inferior, límite superior, (intermedio))
Mineral de oro	1 - 30 (15)

583. Si se desea, estos factores predeterminados pueden convertirse a una base de entradas de mercurio por oro producido, por el uso de la relación entre mineral utilizado/Au producido de 250000 toneladas de mineral utilizado/tonelada de oro producida según deriva de la Figura 5-7 anteriormente. Los factores de entrada correspondientes son gama baja: 250, medio; 3.750 y gama alta: 7.500 kg (kilogramos) de mercurio/tonelada métrica de oro producido. Tenga en cuenta que los cálculos predeterminados de la hoja de cálculo del Kit de herramientas se basan en mercurio por mineral.

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

584. Los datos que permiten la definición de los factores de distribución de salida para extracción de oro sin el uso de amalgamación de mercurio son escasos, según se indicó anteriormente. No obstante, se definió un conjunto preliminar de factores de distribución de salida predeterminados para esta subcategoría sobre la base de los datos disponibles. Se sugieren aquí salidas levemente más altas a la tierra, agua y productos que en los datos de 2008 de EE. UU. para señalar que las cantidades de mercurio considerables pueden seguir estas vías en casos en los que las emisiones atmosféricas no se retienen tan efectivamente como en EE. UU. (en 2008).

Tabla 5-75 Factores de distribución de salida predeterminados preliminares para el mercurio a partir de la extracción de oro del mineral sin amalgamación

Fase del ciclo de vida	Aire *1	Agua *1	Tierra *1	Producto *1	Desechos generales	Tratamiento/e eliminación específico eliminación *1
Minería y producción de oro a partir de minerales	0,04	0,02	0,9	0,04	?	?

Notas: *1 Probablemente, la retención y el depósito de residuos varíe en gran medida entre los países y entre distintos centros. Es posible que las emisiones a la tierra predominen (ver los datos presentados anteriormente); la distribución de las salidas de mercurio restantes al aire, el agua y en productos (mercurio para comercialización) está basada en datos muy escasos y su único propósito consiste en indicar que hay cantidades considerables de mercurio que pueden seguir estas vías.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

585. No se sugiere ninguna relación.

5.2.6.5 Principales datos específicos de la fuente

586. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Datos medidos o de la bibliografía sobre las concentraciones de mercurio en los minerales extraídos y procesados en la fuente;
- Cantidad de mineral extraído y procesado; y
- Los datos medidos sobre la distribución de las salidas de mercurio con (preferiblemente todas) las corrientes de salida, incluidos los porcentajes de mercurio retenidos por los equipos de reducción de emisiones aplicados en la fuente (o fuentes similares con un equipamiento y condiciones operativas muy similares).

5.2.7 Extracción y procesamiento inicial de aluminio

587. EL mineral de aluminio, más conocido como bauxita, se refina para obtener óxido de aluminio trihidratado (alúmina) y luego se reduce electrolíticamente a aluminio metálico. En el proceso, se utiliza mineral de alimentación y combustibles fósiles y materiales auxiliares a base de hidrocarburos, que pueden contener concentraciones de mercurio en trazas. El mercurio puede ser liberado al medio ambiente. La producción de aluminio constituye una de las mayores fuentes de emisión de mercurio a la atmósfera en Australia, país con una importante actividad en este sector (acatamiento de Australia al informe de la Evaluación mundial sobre el mercurio; PNUMA, 2002; y NPI, 2004).

Producción de alúmina a partir de bauxita

588. A nivel mundial, la producción de alúmina está dominada por unos pocos países donde abundan los depósitos de bauxita. Por ejemplo, la producción de alúmina a partir de bauxita es una de las categorías de fuentes más importantes de emisión de mercurio en Australia (gran productor de alúmina y aluminio). Cuatro instalaciones informaron emisiones atmosféricas en el intervalo de 220-430 kg de mercurio cada una en 2004, sin o ninguna emisión marginal a la tierra y al agua (NPI, 2004). En 2008, cinco instalaciones informaron emisiones en el intervalo de 140-360 kg de mercurio cada una (NPI, 2009).

589. La siguiente descripción está basada en un documento de guía para la estimación de las emisiones de Australia para la producción de alúmina (NPI 1999a): El procesamiento de bauxita comprende molienda, digestión, secado y calcinación. Estos procesos dan lugar a emisiones al aire y la formación de materiales gastados del proceso. En el proceso de digestión se forma una suspensión lechosa de bauxita finamente dividida, hidróxido de sodio y cal y se somete a presiones y temperatura altas para eliminar los óxidos de hierro y de silicio. Se forma aluminato de sodio, y los óxidos de silicio, hierro, titanio y calcio forman los componentes insolubles de los desechos sólidos residuales. Durante el proceso de digestión, se desprenden los componentes orgánicos volátiles del mineral y se liberan al aire como fugitivos. Durante el secado y calcinación, se calcina la alúmina gruesa en hornos rotatorios o calcinadores de lecho fluido a aproximadamente 1.000°C. Los calcinadores producen gases de combustión calientes que contienen alúmina y vapor de agua. Se utilizan dos tipos de hornos en la industria de refinería: oxalato, y quema de licor. Entre los equipos de control típicos se encuentran los separadores ciclónicos seguidos de los PES. Los equipos de control también pueden utilizarse para recuperar el producto y minimizar las emisiones. Tener en cuenta que las emisiones asociadas con esta actividad dependen del combustible específico que está siendo usado.

Producción de aluminio a partir de alúmina

590. Habitualmente las instalaciones para la producción de alúmina se ubican en lugares que tienen alimentación de energía eléctrica económica (por ejemplo, con energía hidroeléctrica), y la materia prima alúmina se comercializa mundialmente. Sin embargo, a veces las instalaciones están ubicadas en lugares cercanos a las fuentes de alúmina.

5.2.7.1 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-76 Principales emisiones y medios receptores durante el ciclo vital de extracción de aluminio y de producción de alúmina

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Extracción y procesamiento	X		x		X

Notas: X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

Tabla 5-77 *Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de la extracción y procesamiento inicial de aluminio*

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Producción de alúmina a partir de bauxita	Tonelada métrica de bauxita usada por año	g mercurio/tonelada métrica de bauxita utilizada
Producción de aluminio a partir de alúmina	Tonelada métrica de materia prima usada por año	g mercurio/tonelada métrica en materia prima

Notas: *1 Dichos desechos pueden incluir material de grado inferior (concentraciones inferiores de plomo), y las concentraciones de mercurio pueden ser similares a la concentración en el material de mineral de entrada. Si no se dispone de datos de concentración de los materiales de desecho, se pueden utilizar los datos de concentración para el mineral utilizado para hacer un cálculo aproximado.

Producción de alúmina a partir de bauxita

591. El documento guía de Australia para hacer una estimación de las emisiones de mercurio para la producción de alúmina (NPI, 1999a) no indica claramente cuáles son las materias primas que constituyen la fuente primaria de entrada de mercurio al proceso, pero sí indica, sin embargo (brindando factores de emisión para tipos de petróleos pesados y tipos de gases utilizados), que los combustibles utilizados para la generación de calor para el proceso son las principales fuentes de entrada. Asimismo, NPI (2004) brinda los datos de concentración de mercurio generales para la bauxita (<0,03 g/tonelada métrica) y "barro rojo" (<0,05 g/tonelada métrica), el residuo sólido formado a partir de la producción de alúmina.

592. En Surinam, el mercurio presente en 5 tipos de bauxita fue desde 0,18 a 2,2 g/tonelada métrica y la bauxita constituyó el 99,98 % del aporte de mercurio a la refinería de alúmina (Suralco, 2007). La salida en 2005 fue 70 % con residuos, 7 % con las aguas residuales, 15 % (9 % en 2003) recogido y 8 % en emisiones atmosféricas (16 % en 2003). La reducción en las emisiones se debió a la instalación de un sistema de recolección de mercurio.

593. Según Alcoa (2009), la bauxita extraída en África posee niveles de mercurio de aproximadamente 0,2 g/tonelada métrica en tanto la bauxita australiana tiene un promedio de 0,070 g/tonelada métrica.

594. Durante el proceso de refinación tradicional, se disuelve el mercurio con la bauxita en una solución de soda cáustica llamada licor. En las etapas finales del proceso, se calcina (o se tuesta) la alúmina a altas temperaturas para eliminar el agua. En algunas refinerías de alúmina, la mayor parte del mercurio es emitido a la atmósfera a través de pilas de calcinación (Alcoa, 2009). Las emisiones de mercurio se pueden reducir en un 80 % mediante el uso de tecnología de reducción de mercurio (Alcoa, 2009).

Producción de aluminio a partir de alúmina

595. En una pauta elaborada en Australia para la estimación de emisiones en la producción de aluminio (NPI, 1999b), se menciona al mercurio como un resultado del proceso de cocción de ánodos y de la reducción electrolítica de alúmina, pero no se brindan los factores de emisión de mercurio. En el proceso de reducción se consumen los ánodos y se produce el aluminio a temperaturas de alrededor de 970 °C. El coque de petróleo del material del ánodo, un subproducto de la refinación del petróleo, y la brea, un subproducto de la coquización del carbón a coque metalúrgico, producido por la destilación del alquitrán de hulla, posiblemente contienen mercurio proveniente del mercurio presente en el petróleo y carbón utilizados. A esta temperatura, se espera que el mercurio remanente, si lo hubiera, en el ánodo o la alúmina se libere térmicamente.

596. En el contexto de este kit de herramientas, las emisiones de mercurio que se originan a partir de los combustibles fósiles caerían generalmente en las subcategorías descritas en la sección 5.1 (extracción y uso de combustibles/fuentes de energía), pero con estos pocos datos no es posible realizar una distinción clara basándose en las fuentes de entrada de mercurio.

5.2.7.2 Factores de entrada y factores de distribución de salida

597. Si no se dispone de información sobre la concentración de mercurio en las materias primas se puede hacer una estimación utilizando los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-78 a continuación (basada en los datos presentados en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto). Si se escoge no calcularlos como intervalos, se recomienda el uso del valor máximo para señalar la posible importancia de la categoría de fuente para una investigación más a fondo. El uso de la estimación del límite superior no implica automáticamente que las emisiones reales sean tan altas, sino solamente que quizás haya que seguir investigando.

No se elaboraron factores de salida específicos para la producción de aluminio a partir de alúmina.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

Tabla 5-78 Factores de entrada **preliminares** para mercurio en bauxita

Proceso	Factores de entrada predeterminados; g mercurio por tonelada métrica de bauxita (= ppm p/p); límite inferior, límite superior, (intermedio)
Producción de alúmina	0,07 – 1 (0,5)

598. Nota: Si se desea, se pueden convertir estos factores predeterminados a una base de entradas de mercurio por aluminio crudo producido, mediante el uso de un coeficiente bauxita utilizada/Al producido de 3,8-4,7 (valor intermedio 4,25 toneladas de concentrado usado por tonelada de aluminio producido) tal como se deriva de PNUMA/AMAP (2012). Si no se dispone de datos específicos sobre las entradas de mercurio con mineral y otras materias primas utilizadas, las entradas de mercurio provenientes de bauxita pueden ser calculadas en forma aproximada multiplicando las cantidades de bauxita utilizadas anualmente por la concentración conservadora de mercurio de 0,03 g/kg (30 g/tonelada métrica) de bauxita utilizada. Calcular la entrada de mercurio de la combustión de combustibles fósiles multiplicando las cantidades de combustibles de cada tipo utilizadas por los factores de entrada predeterminados citados en la sección 5.1 para los respectivos tipos de combustibles. Como una primera estimación, se puede considerar que todo el mercurio se emite a la atmósfera.

599. No se dispone de datos para elaborar factores predeterminados para la producción de aluminio a partir de alúmina pero el proceso puede constituir posiblemente una fuente de emisión de mercurio

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

600. En la Tabla 5-79 que figura a continuación, se sugieren los factores predeterminados de distribución de salida para la producción de aluminio.

Tabla 5-79 Factores de distribución de salida predeterminados **preliminares** de la producción de aluminio

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Producción de alúmina a partir de bauxita	0,15	0,1	?		0,65	0,1
Producción de aluminio a partir de alúmina	s. d.	s. d.	s. d.	s. d.	s. d.	s. d.

5.2.7.3 Principales datos específicos de la fuente

601. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Las cantidades de combustibles fósiles/materiales hidrocarburos utilizados y las concentraciones de mercurio en estos combustibles/materiales;
- Datos medidos o de la bibliografía sobre las concentraciones de mercurio en los minerales extraídos y procesados en la fuente;
- Cantidad de mineral extraído y procesado; y
- Datos medidos sobre el equipo de reducción de emisiones aplicado a la fuente (o fuentes similares con equipo y condiciones de funcionamiento muy similares).

5.2.8 Otros metales no ferrosos: extracción y procesamiento

5.2.8.1 Descripción de la subcategoría

602. Esta subcategoría incluye la extracción y el procesamiento de otros metales no ferrosos que pueden ser una fuente de emisión de mercurio, por ejemplo, plata, níquel, cobalto, estaño, antimonio, molibdeno y tungsteno y otros.

603. Excepto los mencionados debajo, no se reunieron datos específicos sobre estas fuentes potenciales de emisión de mercurio. Los procesos de extracción involucrados posiblemente se parezcan a los procesos involucrados para otros metales no ferrosos descritos en este kit de herramientas.

5.2.8.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-80 Principales emisiones y medios receptores durante el ciclo de vida de la extracción y procesamiento de otros metales no ferrosos

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Extracción y procesamiento	X	X	X		X	X

Notas: X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x-Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

5.2.8.3 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

604. Basado en el Inventario de Emisiones Tóxicas (TRI) de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de Estados Unidos, existe en Nevada una mina de plata que informó emisiones de 6,4 kg de mercurio al aire y 15.911 kg a la tierra en el lugar para el año 2001. Las emisiones a otros medios (como agua) posiblemente sean bastante bajas ya que no se han informado emisiones para estos otros medios para esta mina (US EPA, 2003a).

605. No se invirtieron más esfuerzos para recolectar más información sobre las emisiones de mercurio de esta subcategoría. Se espera poder acceder a los datos de emisiones de mercurio a partir de la producción de algunos de estos metales.

5.2.8.4 Principales datos específicos de la fuente

606. Los datos específicos más importantes típicos para cada fuente podrían ser:

- Datos medidos o de la bibliografía sobre las concentraciones de mercurio en los minerales extraídos y procesados en la fuente;
- Cantidad de mineral extraído y procesado;
- las cantidades de combustibles y materiales auxiliares utilizados y las concentraciones de mercurio en estos materiales; y
- Los datos medidos sobre la distribución de las salidas de mercurio con (preferiblemente todas) las corrientes de salida, incluidos los porcentajes de mercurio retenidos por los equipos de reducción de emisiones aplicados en la fuente (o fuentes similares con un equipamiento y condiciones operativas muy similares).

5.2.9 Producción primaria de metales ferrosos

5.2.9.1 Descripción de la subcategoría

607. La industria del hierro y el acero hace un uso muy intensivo de materiales y energía. Cantidades considerables de la entrada de masa se convierten en salidas en forma de gases desprendidos y de residuos. Esta industria comprende establecimientos dedicados principalmente a la fundición de mineral de hierro para producir arrabio molido o sólido; convirtiendo al arrabio en acero mediante la eliminación, a través de la combustión en hornos, del carbón del hierro. Estos establecimientos pueden producir lingotes únicamente, o también producir formas básicas en hierro y acero como, por ejemplo, placas, láminas, bandas, varillas y varas, y otros productos fabricados.

608. Las plantas de sinterización se asocian a la fabricación de hierro, a menudo en trabajos integrados de hierro y acero. El proceso de sinterización es un paso de previo al tratamiento en la producción de hierro en el que finas partículas de minerales de metales son aglomerados por combustión. La aglomeración es necesaria para aumentar el pasaje de los gases durante el funcionamiento del alto horno. Las plantas de sinterización típicas son grandes sistemas de parrilla (hasta varios cientos de metros cuadrados) utilizados para preparar el mineral de hierro (a veces en forma de polvo) para su uso en el alto horno. Además del mineral de hierro, existe una fuente de carbono (generalmente coque) y otros agregados como piedra caliza. En algunos casos hay desechos provenientes de diversas partes del proceso de fabricación del acero. En el proceso de sinterización, quemadores colocados por encima de la cinta de parrilla calientan el material a la temperatura requerida (1.100-1.200 ° C) lo cual produce la ignición del combustible en la mezcla. El frente de la llama pasa a través del lecho de sinterización a medida que avanza por la parrilla causando la aglomeración. El aire es succionado a través del lecho. El proceso finaliza una vez que el frente de llama haya pasado a través toda la capa mezclada y todo el combustible se haya quemado. El sinterizado enfriado se transfiere a cribas que separan las piezas a ser utilizadas en el alto horno (4-10 mm y 20-50 mm) de las piezas que van a ser devueltas al proceso de sinterización (0-5 mm como "finos de retorno", 10-20 mm como "sobreparrilla") (PNUMA, 2003).

609. Es posible que el mercurio sea emitido de una variedad de puntos en las instalaciones integradas de procesamiento de hierro y acero, incluidas las plantas de sinterización en las que las materias primas son convertidas en un producto aglomerado (sinterizado) que se utiliza para alimentar el alto horno, los altos hornos que producen hierro y las tiendas de hornos BOP (proceso de oxígeno básico) que producen acero. Por conveniencia y en ausencia de datos detallados, los procesos de sinterizado y en los altos hornos son tratados como un solo proceso con arrabio como producto final.

El proceso de oxígeno básico ulterior no se considera una fuente significativa de mercurio y no se lo trata en este kit de herramientas.

5.2.9.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-81 Principales emisiones y medios receptores de la producción primaria de metales ferrosos

Fase del proceso	Aire	Agua	Tierra	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Sinterizado y altos hornos	X				x

Notas: X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

610. Los principales factores que determinan las emisiones de mercurio de este sector son las concentraciones de mercurio en las diferentes materias primas, especialmente en el mineral/concentrado y la cal.

5.2.9.3 Análisis de las entradas de mercurio

611. La concentración del mercurio en el mineral/concentrados de hierro, y la cantidad de mineral/concentrados utilizados son factores importantes que determinan las emisiones de mercurio. Por la concentración del mineral una parte importante del mercurio termina en los relaves que son enterrados.

612. El contenido de mercurio del mineral de hierro y los concentrados varía considerablemente.

613. Se ha informado que el contenido de mercurio en los concentrados de los depósitos de la anomalía magnética de Kursk, la principal fuente de mineral de hierro en la Federación de Rusia es 0,01-0,1 mg/kg; en tanto que los concentrados en el depósito de Korshunovsk de Siberia contienen 0,2-0,085 mg/kg (Lassen *et al.*, 2004). Para hacer la evaluación de las emisiones de mercurio a partir de la producción de arrabio en la Federación de Rusia, se asumió un contenido de mercurio promedio en los concentrados de 0,06 mg/kg (Lassen *et al.*, 2004).

614. La concentración de mercurio en el mineral de taconita recién molido y no beneficiado, el principal mineral de hierro explotado en EE. UU. proveniente de diferentes operaciones mineras de Minnesota varió desde 0,0006 hasta un máximo de 0,032 mg/kg (valores promedio para cada operación) (Berndt, 2003) La concentración de mercurio en el concentrado varió de 0,001 a 0,016 mg/kg en tanto en los relaves la variación fue de 0,001 a 0,040 mg/kg (Berndt, 2003). Comparado con los datos de la Federación de Rusia, el contenido de mercurio en el concentrado de taconita es aproximadamente diez veces menor.

615. Una evaluación de todos las materias primas para la producción de arrabio en la Federación de Rusia reveló que 20 % del mercurio se originaba de la piedra caliza (con un contenido de 0.05 mg Hg/kg), 75 % del concentrado (contenido promedio de 0,06 mg Hg/kg) y el restante 5 % de otras materias primas. El factor de emisión resultante fue estimado en 0.04 g por tonelada métrica de arrabio producido suponiendo que 99 % del mercurio se liberó hacia el aire. El factor de emisión es idéntico al factor utilizado por Pacyna y Pacyna (2000) para las estimaciones de la emisión de mercurio a partir de la producción de arrabio en la Federación de Rusia (Pacyna y Pacyna, 2000).

616. La guía de emisiones de EMEP/CORINAIR utiliza un factor de emisión predeterminado para el proceso en "plantas de sinterización y nodulizadoras" de 0,05 g por tonelada métrica de sinterizado (EMEP/CORINAIR, 2001)

Tabla 5-82 *Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de la producción primaria de metal ferroso*

Fase del proceso	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Sinterizado y altos hornos	Toneladas métricas de arrabio producidas	g mercurio emitido/tonelada métrica de arrabio producido

5.2.9.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

617. La emisión total de mercurio al aire en Minnesota de la explotación y sinterizado de mineral de hierro fue de 342 kg in 2000 (Berndt, 2003). Tal como se mencionó anteriormente, las concentraciones de mercurio en el concentrado usado para la producción de hierro en Minnesota (EE. UU.) fue de 0,001 to 0,016 mg/kg. Se estableció una correlación entre las emisiones de mercurio a la atmósfera a partir de las operaciones con la concentración de mercurio de los concentrados y las emisiones correspondientes variaron desde un valor de 1,8 kg por millón de toneladas métricas de gránulos producidos en el extremo este de la zona explota hasta aproximadamente 17 kg por millón de toneladas métricas en la parte norte del distrito. (Berndt, 2003).

618. Según Berndt (2003) se supone generalmente que el mercurio que es emitido de las pilas está predominantemente en forma elemental. A pesar de que esto no ha sido comprobado en todas las plantas, un estudio llevado a cabo en una de las plantas de Minnesota indicó que un promedio de 93,3 % de las emisiones de mercurio eran de Hg(0) y casi todo el resto correspondían a la forma oxidada, Hg(II) (HTC, 2000). 70-80 % del mercurio oxidado estaba siendo recogido en el depurador por vía húmeda, correspondiendo a aproximadamente 5 % del total.

619. Berndt (2003) cita estudios (Benner, 2001) que demuestran que puede obtenerse algún control sobre las emisiones modificando la práctica actual en Minnesota de reciclado del polvo obtenido de los depuradores por vía húmeda en hornos de consolidación. Benner (2001) encontró que este polvo contiene concentraciones extremadamente altas de mercurio, y si este material, en particular las fracciones finas, fuera canalizado hacia la corriente de desechos (en lugar de ser recicladas en el endurecedor), podrían reducirse las emisiones de mercurio. La disminución informada de las emisiones de mercurio por esta medición es del orden de 10-20 %.

620. En la evaluación de las emisiones de mercurio a partir de la producción de arrabio en la Federación de Rusia se presume que aproximadamente el 99 % del contenido de mercurio de las materias primas se sublima y es liberado potencialmente al aire mediante las operaciones realizadas.

5.2.9.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

621. Con base en la información compilada hasta ahora de entradas y salidas y principales factores que determinan emisiones, se sugieren los siguientes factores preliminares de entrada y distribución predeterminados para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que estos factores predeterminados se basan en una base de datos limitada y, como tales, deben considerarse como preliminares y sujetos a revisión.

622. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

623. Los datos reales sobre los niveles de mercurio en las materias primas utilizadas, permitirán hacer mejores estimaciones de las emisiones.

624. Para esta subcategoría de fuente, se utiliza un enfoque simplificado, el cual suma las entradas de mercurio totales con todas las materias primas (basado en los dos ejemplos descritos anteriormente).

625. El factor de entrada predeterminado para la producción de arrabio (sinterizado y alto horno): 0,05 g Hg/tonelada métrica de arrabio producida.

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

Tabla 5-83 Factores de distribución de salida predeterminados **preliminares** de la producción de metal ferroso

Fase del ciclo de vida	Factores de distribución, porcentaje de entrada de Hg				
	Aire	Agua	Tierra	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Producción de arrabio	0,95				0,05

Notas: No se ha investigado en detalle el destino del mercurio en los residuos del filtro; puede variar entre los países y en principio podría incluir la eliminación controlada o informal, o la reutilización en otros procesos.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

626. No se sugiere ninguna relación.

5.3 Producción de otros minerales y materiales con impurezas de mercurio

Tabla 5-84 Producción de otros minerales y materiales con impurezas de mercurio: subcategorías con vías primarias de emisión de mercurio y el enfoque de inventario recomendado

Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.3.1	Producción de cemento	X		x	x	x	FP
5.3.2	Producción de pulpa y papel	X	x	x		x	FP
5.3.3	Producción de cal y hornos para conglomerados livianos	X			x		FP
5.3.4	Otros minerales y materiales						FP

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;

X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

627. Además de las subcategorías de fuente mencionadas en la Tabla 5-84 anterior, la producción y uso de otros minerales y materiales de gran volumen, como por ejemplo, fertilizantes minerales, pueden ser fuentes potenciales de emisión de mercurio. Sin embargo, esas otras fuentes no son descritas en detalle en el kit de herramientas.

5.3.1 Producción de cemento

5.3.1.1 Descripción de la subcategoría

628. Las materias primas utilizadas para la producción de cemento contienen concentraciones de trazas de mercurio. El origen de este mercurio es el mercurio presente en la naturaleza en las materias primas vírgenes utilizadas (cal, carbón, petróleo, etc.), en el contenido de mercurio en residuos sólidos provenientes de otros sectores (ej. polvillo de cenizas y yeso producidos en la combustión del carbón) en los cuales el contenido de mercurio puede ser elevado en comparación con los materiales vírgenes y en los desechos utilizados a veces como combustible en la fabricación de cemento. El uso de productos de residuo como material de alimentación puede incrementar la entrada total de mercurio en la producción de cemento. La vía de salida primaria del mercurio alimentado junto con las materias primas son las emisiones a la atmósfera, y trazas de mercurio en el cemento producido. Esta subcategoría de fuente es una fuente potencial de emisiones de mercurio del tipo que involucra materiales con bajas concentraciones de mercurio pero en cantidades muy grandes.

Procesos involucrados

629. Las principales materias primas (arcilla y piedra caliza) se adquieren en primer lugar de las operaciones de las canteras. Las materias primas se trasladan al sitio, luego se mezclan, se aplastan y se muelen para producir un crudo del tamaño y propiedades químicas adecuadas. Existen cuatro tipos de procesos principales de fabricación de cemento: seco, semisecho, semihúmedo y húmedo (PNUMA, 2003). En el proceso seco, las materias primas son molidas y secadas para obtener una harina cruda, que se carga en el precalentador u horno de precalcificación (o más raramente en un horno largo y seco). El proceso seco requiere aproximadamente 40 % menos energía que el proceso húmedo. En el proceso húmedo, las materias primas son molidas en agua para formar una suspensión lechosa bombeable, que se carga directamente en el horno o primero en un secador para suspensiones (PNUMA, 2003).

630. El piropcesamiento (tratamiento térmico) de las materias primas se lleva a cabo en el horno, que es el corazón del proceso de fabricación del cemento Portland (US EPA, 1997a). El sistema de piropcesamiento involucra dos o más pasos: 1) secado o precalentamiento (si corresponde); 2) calcinación (proceso de calentamiento en el cual se forma óxido de calcio), y; 3) quemado (sinterización).

631. Luego del paso de secado o precalentamiento, en caso de que se use, con la calcinación comienza la verdadera fabricación de cemento que consiste en la descomposición de carbonato de calcio (CaCO_3) a aproximadamente 900 °C para formar óxido de calcio (CaO , cal) y dióxido de carbono (CO_2). Luego de la calcinación, tiene lugar el paso de sinterización por medio del cual la cal reacciona a temperaturas que rondan habitualmente los 1.400-1.500 °C con sílice, alúmina y óxido de hierro para formar silicatos, aluminatos y ferritos de calcio (también conocidos como “clinker” (torta vítrea de cemento sin pulverizar). La etapa final implica el enfriamiento del clinker. A medida que el clinker caliente sale del horno es enfriado rápidamente en un enfriador para clinker, como por ejemplo una parrilla móvil con ventiladores debajo que soplan aire frío a través del clinker.

632. Finalmente, el clinker enfriado es molido o triturado junto con yeso (CaSO_4) para obtener un polvo fino y mezclado con otros aditivos para producir el producto final de cemento que se almacena en silos antes de ser transportado o embolsado a granel.

633. Según CEMBUREAU (2010), el polvo del filtro que contiene mercurio del aire de los escapes de aire puede ser vueltos a cargar en el proceso reintroduciéndolo en el sistema de preparación de materias primas (proceso en seco), por medio de insuflaciones en la zona de sinterización (hornos húmedos), o cargando el polvo en el molino de mezcla de cemento final (si lo permiten los estándares de fabricación de cemento).

5.3.1.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-85 Principales emisiones y medios receptores de la producción de cemento

Proceso/etapa	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales *1	Tratamiento/eliminación específico del sector *1
Producción/manipulación de materias primas						
Producción de cemento (formación de clinker)	X			x		x
Eliminación de cemento (como residuos de construcciones o demoliciones)			x		x	x

Notas: *1 Los residuos de demolición pueden ser eliminados en vertederos para desechos generales o reutilizados en la construcción de carreteras y obras similares.

X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

634. Entre los factores importantes relacionados con las emisiones de mercurio se cuentan: la cantidad de materias primas procesadas, la concentración de mercurio en las materias primas, la cantidad de clinker y cemento producidos, las cantidades y tipos de combustibles quemados y las concentraciones de mercurio en cada uno de los combustibles quemados en las instalaciones.

635. La única vía potencial de emisiones de mercurio a partir de la adquisición de materias primas se debería a las partículas que contienen mercurio y que son transportadas por el viento desde la cantera, pero en esta etapa las concentraciones son muy bajas, por lo tanto se espera que las emisiones de mercurio de estas fases iniciales de la producción de cemento Portland sean despreciables (US EPA, 1997a). Como se describió anteriormente, el procesamiento de las materias primas difiere algo según se trate de procesos en húmedo o en seco. Las emisiones de mercurio pueden ocurrir durante el proceso de secado pero se prevé que sean bajas porque la temperatura de secado es generalmente bastante menor que el punto de ebullición del mercurio. Sin embargo, algunos secadores alcanzan una temperatura por encima del punto de ebullición del mercurio, lo que daría como resultado que se produjeran emisiones.

636. Como el mercurio se evapora a aproximadamente 350 °C, se espera que la mayor parte del mercurio presente en las materias primas se volatilice durante el paso de calcinación que ocurre en el horno (US EPA, 1997a; CEMBUREAU, 2010). Sin embargo, tal como se mencionó anteriormente, también puede liberarse algo de mercurio durante los pasos de secado y precalentamiento. Se esperaría que los pasos del proceso que ocurren luego del proceso de calcinación en el horno fueran una fuente mucho menor de emisiones (US EPA, 1997a)

637. En las plantas de cemento se queman diversos tipos de combustibles para generar el calor para el proceso en los hornos. Los combustibles típicos usados son carbón, petróleo, gas o coque de petróleo. El mercurio está presente en estos combustibles y es liberado durante la combustión. En muchos casos, también se utiliza una variedad de combustibles de desecho (llamados combustibles de alternativa o secundarios) para complementar el combustible fósil. Los desechos pueden incluir neumáticos, petróleos gastados, solventes, ciertos residuos industriales, y en algunos casos residuos peligrosos. El mercurio también puede estar presente en estos combustibles residuales. La mayoría de estos serán quemados en el extremo del quemador (caliente) del horno. Los neumáticos pueden agregarse al horno a una cierta distancia del extremo caliente enteros o en astillas. CEMBUREAU (2010) también manifiesta que además de los combustibles fósiles, en el proceso de fabricación de cemento también se utilizan combustibles alternativos (neumáticos, "pienso para animales", combustibles obtenidos de desechos, etc.). Las concentraciones de mercurio varían entre los diferentes tipos de combustibles pero también dentro del mismo tipo. Según CEMBUREAU, los combustibles de alternativa son analizados en forma regular en cuanto a su contenido de mercurio. Los datos de

CEMBUREAU muestran que las concentraciones de mercurio en los combustibles de alternativa varían desde 0.005 (por debajo del límite de detección) hasta aproximadamente 10 mg/kg.

638. En su conjunto de datos para las emisiones de mercurio a la atmósfera a partir de la producción de cemento, CEMBUREAU (2010) encontró que el promedio aritmético de las emisiones fue 0,009 mg/Nm³ para hornos por debajo de 10 % de sustitución térmica con desechos, 0,010 mg/Nm³ para hornos entre 10 y 40 % de sustitución y 0,013 mg/Nm³ para hornos con más de 40 % de sustitución. De acuerdo con el informe, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas.

639. Los datos recabados por PNUMA/AMAP (2012) indican que muchas plantas de cemento sustituyen una cantidad limitada de la energía de entrada con desechos (combustibles de alternativa); generalmente hasta 6 por ciento, mientras que algunas menos utilizan una mayor sustitución de desechos; tal vez a causa de la necesidad de una infraestructura para el manejo de los desechos o debido a otras reglamentaciones para las instalaciones de incineración de desechos. Sin embargo, PNUMA/AMAP utilizó una entrada de combustible de alternativa de 12 por ciento en sus cálculos de emisiones para las instalaciones que utilizan desechos como combustible.

640. El mercurio presente en las materias primas cargadas en el horno y en los combustibles se mezcla en el horno. Tener en cuenta que las materias primas, por ejemplo, el yeso se mezclan en el clinker luego del paso térmico y, como consecuencia, el mercurio presente en estas materias primas termina quedando en el cemento final.

5.3.1.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-86 *Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de la producción de cemento*

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Producción de cemento	Toneladas métricas de cemento producidas por año	g Hg por tonelada métrica de cemento producida
	Cantidades de materias primas utilizadas por año	g mercurio/tonelada métrica en cada una de las materias primas

641. El calcio, que es el elemento presente en mayor concentración en el cemento Portland, se obtiene de una variedad de materias primas calcáreas, entre las que se cuentan la piedra caliza, tiza, arcilla calcárea, conchas de mar, aragonito, y una piedra caliza impura conocida como "roca de cemento natural". Las otras materias primas, silicio, aluminio y hierro, se obtienen de menas y minerales como arena, esquisto, arcilla y mineral de hierro. El mercurio está presente en las menas y minerales extraídos de la tierra. En algunos países, además de los productos de desechos como las cenizas volantes (por ejemplo, de las centrales eléctricas a carbón), se utilizan como materias primas la escoria de cobre, cenizas de pirita y residuos de los altos hornos.

642. Como se describió anteriormente, el mercurio también está presente en los combustibles y en los residuos de los combustibles quemados en estas plantas. Consultar los capítulos 5.1 y 5.8 por información sobre las concentraciones de mercurio en estos combustibles y desechos.

643. La tabla a continuación muestra ejemplos de contenido de mercurio en materias primas para la producción de cemento de varios países.

Tabla 5-87 Ejemplos de contenido de mercurio en materias primas para la producción de cemento (mg Hg/kg).

Fuente	Piedra caliza y arcilla calcárea	Arena y limolita	Arcilla o esquistos	Productos de desecho	Otras materias primas	Harina cruda
Schäfer y Hoenig, 2001 (Alemania) *1						0,03-0,13
Sprung, 1982 (Alemania) *1	0,03		0,45			
Schneider y Oerter, 2000 (Alemania) *1	0,005-0,13		0,02-0,15			0,02-0,5
Adriano, 2001 *1	0,04-0,22		0,005-3,25	0,04 y 0,1 (cenizas volantes)		
Kanare, 1999 (EE. UU.) *1	<0,01-0,03					
Klemm, 1993 *1						<0,1 y 0,14
Kirchartz, 1994 (Alemania) *1	0,005-0,05		0,02-0,15			>1,0 (cuando se utilizan materiales alternativos)
Fukuzaki <i>et al.</i> , 1986 (Japón) *1	0,12		0,013	0,17 (escoria de cobre)		
Airey, 1982 *1	0,04 y 0,46					
Bowen, 1979 *1	0,16					
BUWAL, 1997 (Suiza) *1	0,03 y 0,02		0,45			0,02-0,6
Kitamura <i>et al.</i> , 1976 (Japón)*1	0,01-0,22					
Fujinuki, 1979 (Japón) *1	0,07 y 0,04					
Saupe, 1972 *1	0,033 y 0,048					
Rusia, 2003 *2	0,031 (promedio de 131 muestras)	0,039 (promedio de 45 muestras)	0,035 (promedio de 58 muestras)			
Dinamarca, 2002 *3	0,01			0,13-0,39 (cenizas volantes)		
Kakareka <i>et al.</i> , 1998 (Países de la CEI) *4	<0,01-0,17			0,19-4,0 (cenizas de pirita) 0,01-0,12 (residuos de altos hornos)		

Fuente	Piedra caliza y arcilla calcárea	Arena y limolita	Arcilla o esquisto	Productos de desecho	Otras materias primas	Harina cruda
Hills y Stevenson, 2006 (57 plantas de cemento en EE. UU. y Canadá)	Piedra caliza > 0,001-0,391 (promedio 0,017)	Arena <0,001-0,556 (prom. 0,029)	Arcilla 0,001-0,27 (prom. 0,052) Esquisto 0,002-0,436 (prom. 0,057)	Escoria 0,002-0,054 (prom. 0,012) Cenizas depositadas 0,003-0,382 (prom. 0,048) Mineral de hierro 0,002-0,672 (prom. 0,078) Cenizas volantes 0,002-0,685 (prom. 0,205) Polvo de horno de cemento reciclado 0,005-24,56 (av. 1,53)		
CEMBUREAU, 2010*5	< 0,005-0,4	< 0,005 - 0,55	Arcilla: 0,002 - 0,45 Esquisto: 0,002 - 3,25	Desechos como combustible: 0,005 - 10 Cenizas volantes: < 0,002 - 0,8 Esquisto bituminoso quemado: 0,05 - 0,3 Residuos de altos hornos: < 0,005 - 0,2	Mineral de hierro: 0,001 - 0,68 Puzolana: < 0,01 - 0,1 CaSO ₄ : < 0,005 - 0,02 Yeso (natural): < 0,005 - 0,08 Yeso (artificial)*6: 0,03 - 1,3 Conglomerados: < 0,01 - 0,1	
CEMBUREAU, 2010 ("Cement_Company_B, 2008")	0,01	0,00		Cenizas de pirita: 0,54		0,18
CEMBUREAU, 2010 ("Cement_Company_D, 2008")	"Hasta 2"		"Hasta 2"			

Fuente	Piedra caliza y arcilla calcárea	Arena y limolita	Arcilla o esquisto	Productos de desecho	Otras materias primas	Harina cruda
CEMBUREAU, 2010 ("Cement_Company_F, 2008")	Piedra caliza: 1,0 Arcilla calcárea: "Generalmente por debajo de 0,3"		Arcilla: "Generalmente por debajo de 0,3"			

Notas: *1 Según Johansen y Hawkins (2003); *2 Lassen *et al.*, 2004;
 *3 Skårup *et al.*, 2003; *4 Kakareka *et al.*, 1998;
 *5 CEMBUREAU, 2010 citando varias fuentes;
 *6 Probablemente producto de la limpieza de gas de combustión húmedo en centrales eléctricas alimentadas a carbón.

644. La contribución de materias primas y combustibles a la entrada total de mercurio varía considerablemente dependiendo de los materiales y usos de los combustibles. Tal como indican los datos de la tabla anterior, el uso de productos de desecho como cenizas volantes o cenizas de pirita pueden aumentar la entrada total de mercurio.

645. Las contribuciones de mercurio de los combustibles fósiles quemados se atribuyen en este kit de herramientas a los combustibles pertinentes, en tanto los desechos se atribuyen a la forma de tratamiento. Tener cuidado de no computar dos veces dichas cantidades de mercurio. Los desechos utilizados como combustible en la producción de cemento se atribuyen a la producción de cemento en este kit de herramientas. Según Zhou *et al.* (2003) y Leaner *et al.* (2008), las cantidades de carbón utilizadas para la producción de cemento son 0,15 – 0,2 toneladas métricas de carbón por tonelada de cemento producido. Las contribuciones de mercurio del carbón pueden ser deducidas utilizando estos números en combinación con los factores de entrada para el carbón. Con factores de entrada para el carbón de 0,05-0,5 g Hg/tonelada métrica de carbón, esto equivale aproximadamente a una deducción de aproximadamente 0,01-0,1 g de mercurio por tonelada métrica de cemento producido.

646. Son escasos los balances de masa del mercurio en la producción de cemento. Debajo se muestra un ejemplo de las contribuciones de las diferentes materias primas a las entradas totales de mercurio en dos plantas de cemento de Belarús. Ver también los dos ejemplos en la Figura 5-8 que figura más adelante.

Tabla 5-88 *Contenido de mercurio de diferentes materias primas utilizadas en la producción de cemento en dos plantas de cemento de Belarús (Kakareka et al., 1998)*

	Krichevcementnoshiver Amalgamation		Krasnoselskcement JSC	
	Concentración de mercurio mg/kg peso en seco	Aporte a las entradas totales, %	Concentración de mercurio mg/kg peso en seco	Aporte a las entradas totales, %
Tiza	0,05 *1	38,9	0,05	30,5
Arcilla	0,1	11,2	0,066	12,7
Cenizas de pirita	2,16	49,6	2,043	55,9
Residuos granulados de altos hornos	0,012	0,1	0,01	0,5
Piedra de yeso	0,013	0,2	0,014	0,4
Petróleo residual	-	-	-	-
Lignosulfato	-	-	-	-
Total		100		100

Notas: *1 Estimado a partir de la contribución total informada de la tiza.

647. PNUMA/AMAP utilizó el factor de entrada de mercurio ("factores de emisiones no reducidas") para la producción de cemento mostrada en la Tabla 5-89, basada en un contenido de clinker de 80 por ciento en el producto final de cemento (también sugerido por CEMBUREAU, 2010). Tener en cuenta que ellos basaron sus factores parcialmente en los factores de entrada predeterminados de la versión 2011 de este kit de herramientas. Asimismo, tener en cuenta que la emisión de mercurio a partir del uso de coque de petróleo es asignada al uso de combustible fósil en el contexto del kit y no a la producción de cemento.

Tabla 5-89 Factores de entrada de mercurio ("factores de emisiones no reducidas") utilizados para la producción de cemento por PNUMA/AMAP (2012)*1.

	Factor de emisiones no reducidas				Notas
	bajo	intermedio	alto	unidades	
Factor genérico predeterminado (piedra caliza solamente)	0,003	0,087	0,4	g/t cemento	Basado en la versión 2011 del kit de herramientas sobre Hg; documento de referencia BREF (mejores técnicas disponibles) para el cemento (2010) y datos específicos para el país. Aplicable si el combustible principal es carbón, petróleo, gas o fuente renovable (excluida) y no hay coincineración de residuos.
Factor genérico predeterminado (piedra caliza + desechos)	0,05	0,118	0,8		Basado en la versión 2011 del kit de herramientas sobre Hg; documento de referencia BREF (mejores técnicas disponibles) para el cemento (2010) y datos específicos para el país. Aplicable si el combustible principal es carbón, petróleo, gas o fuente renovable (excluida) y hay coincineración de residuos (incluida).
Factor genérico predeterminado (piedra caliza + coque de petróleo, sin coincineración de desechos)	0,005	0,091	0,6		Basado en la versión 2011 del kit de herramientas sobre Hg; documento de referencia BREF (mejores técnicas disponibles) para el cemento (2010) y datos específicos para el país. Aplicable si el combustible principal es coque de petróleo (incluido) y no hay coincineración de residuos.
Factor genérico predeterminado (piedra caliza + coque de petróleo + desechos)	0,01	0,105	1,5		Basado en la versión 2011 del kit de herramientas sobre Hg; documento de referencia BREF (mejores técnicas disponibles) para el cemento (2010) y datos específicos para el país. Aplicable si el combustible principal es coque de petróleo (incluido) y hay coincineración de residuos (incluido).

Nota *1: El término "factor genérico predeterminado" fue utilizado por PNUMA/AMAP (2012) y no debe confundirse con los factores predeterminados recomendados en este kit de herramientas.

5.3.1.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

648. Se espera que la vía principal de salida de mercurio al aire es el horno.

649. Dependiendo de la tecnología de limpieza de los gases de combustión empleada, una parte del mercurio es capturado por los sistemas de remoción del polvo, por ejemplo, filtros de tela y PES. La eficiencia de la captación de mercurio depende de los filtros reales usados y de la temperatura en la entrada del filtro. Cuanto más baja es la temperatura de los gases de escape en la entrada del filtro, mayor es la proporción de mercurio unido a las partículas de polvo que puede ser eliminado del gas de escape (Cembureau, 1999). La información sobre la eficiencia de la eliminación de mercurio de los diferentes sistemas de reducción de las emisiones empleados en las plantas de cemento es escasa, pero en comparación con otros metales pesados la eficiencia de los sistemas en el mercurio es relativamente baja.

650. Según los datos recogidos por CEMBUREAU (2010), los hornos equipados con PES tienen valores de emisión de mercurio mayores que los equipados con filtros de bolsa (también llamados

filtros de tela, FT). La media aritmética de las emisiones fue 0.015 mg/Nm³ para PES y 0.009 mg/Nm³ para los filtros de bolsa.

651. En Estados Unidos y Canadá las emisiones de los hornos se reducen por el uso de filtros de tela (FT) o de PES, pero solo se dispone de información limitada sobre la eficiencia de estos dispositivos con respecto a la eliminación del mercurio. Una fuente indica (US EPA, 1993 mencionada en Pirrone *et al.*, 2001) que los PES captan aproximadamente 25 % y los FT lo hacen hasta 50 % de las emisiones potenciales de mercurio en forma de partículas. Sin embargo, cuando se recicla el polvo del filtro, una parte importante de la mayoría de los metales pesados terminan finalmente en el clinker, pero en el caso del mercurio, que es relativamente volátil, el resultado del reciclado puede ser que al final del proceso una parte mayor del mercurio sea emitido al aire (VDZ, 2001), a menos que parte del polvo sea purgado continuamente o a intervalos regulares del proceso y mezclado con el cemento en la etapas de mezclado finales luego de la operación en el horno (CEMBUREAU, 2010).

652. Basado en la revisión y análisis de los datos disponibles en EE. UU. para las emisiones de mercurio al aire en las plantas de cemento, US EPA elaboró un factor de emisiones atmosféricas promedio de 0,065 g de mercurio por tonelada métrica de clinker producido (US EPA, 1997a). Basado en los datos informados al TRI para el año 2001, parece que la mayor parte de las emisiones de mercurio se producen al aire y a la tierra en las plantas (US EPA, 2003a). Las emisiones a otros medios parecen ser mínimas según los datos informados al TRI.

653. La guía de emisiones de EMEP/CORINAIR recomendada para una "metodología más simple" (para la que hay poca información) un factor de emisión de mercurio a la atmósfera de 0,1 g/tonelada métrica de cemento producido (EMEP/CORINAIR, 2001).

654. En un estudio sobre las emisiones de mercurio de la Federación de Rusia se obtuvo un factor de emisiones promedio de 0,045 g/tonelada métrica de cemento producido tomando como base la información sobre el contenido de mercurio en materias primas y una suposición de que, en promedio, 80 % del mercurio presente en las materias primas fue emitido al aire (Lassen *et al.*, 2004).

655. En una respuesta de la Asociación Europea de Cemento a la emisión calculada de mercurio a partir de la producción de cemento en Europa en un documento sobre la posición de la UE respecto del mercurio (Pirrone y col, 2001), la asociación calcula las emisiones de mercurio atmosférico de cuatro países europeos basada en las mediciones reales realizadas en Austria (1996), Alemania (1998), Reino Unido (1999) y España (2000). Tomando como base los datos presentados, resultan los siguientes factores de emisiones atmosféricas promedio: 0,03 g/tonelada métrica de cemento producida (Austria), 0,03 g/tonelada métrica (Alemania), 0,01 g/tonelada métrica (Reino Unido) y 0,01 g/tonelada métrica (España).

656. CEMBUREAU (2010) sugirió un factor de emisión atmosférica promedio para la producción de cemento de aproximadamente 0,035 g Hg/tonelada cemento producida.

657. Las emisiones de mercurio a partir de la producción de cemento varía entre otros, dependiendo de la cantidad de residuos peligrosos coincinerados en los hornos. Los datos sobre los hornos de cemento en EE. UU. que coincineran residuos peligrosos muestran que en 16 hornos, los residuos peligrosos son responsables de un promedio de 77 % de las entradas totales de mercurio (US EPA 2002, según Senior y Eddings, 2006). En los hornos individuales, la entrada con residuos peligrosos varía de 9 % a 99 % de la entrada total, dependiendo del contenido de mercurio en los residuos, los otros combustibles y las materias primas. Los autores destacan que la magnitud relativa de los residuos peligrosos no puede deducirse exactamente de los datos, debido a la incertidumbre de los mismos pero los datos se utilizan aquí como los mejores datos de los que se dispone que ilustran la posible magnitud de la entrada de mercurio con los residuos peligrosos.

658. En general, solo una pequeña parte del mercurio termina en el clinker. El contenido de mercurio en el cemento final dependerá en gran medida del contenido de mercurio en los otros

materiales que se mezclan con el clinker luego de los pasos de pioprocesamiento, especialmente en cualquier adición de polvo de filtro en los pasos de producción previos; ver ejemplo en la Figura 5-8.

659. La concentración de mercurio en el yeso producido a partir de los residuos ácidos de limpieza de los gases de combustión, por ejemplo, de centrales eléctricas alimentadas a carbón, puede superar la concentración de mercurio del yeso natural. Si el yeso proveniente de la limpieza de los gases de combustión ácidos se utiliza para la producción de cemento puede aumentar el contenido de mercurio en el producto final de cemento.

660. De un incinerador alemán de DSU (desechos sólidos urbanos) se informa que la concentración de mercurio en el yeso obtenido a partir del tratamiento de los gases de combustión ácidos de la planta en el período 2000-2003 fue de 0,26-0,53 mg/kg (promedios anuales). En el informe, se compara la concentración en el incinerador de yeso con la concentración de mercurio típica en el yeso natural y en el yeso obtenido en las centrales eléctricas alimentadas a carbón de 0,09 mg/kg y 1,3 mg/kg, respectivamente (con referencia a Beckert *et al.*, 1990).

661. La concentración de mercurio promedio en 418 muestras de cemento producidas en Alemania en 1999 fue 0,07 mg/kg (VDZ, 2000). La concentración osciló entre <0,02 mg/kg (límite de detección) a 0,3 mg/kg. Se estima que el contenido total de mercurio en 36,7 millones de toneladas métricas de cemento producidas en Alemania en 1999 fue 2,6 toneladas métricas; significativamente mayor que las 0,72 toneladas métricas de mercurio emitidas al aire a partir de la producción estimada por la Asociación Europea del Cemento (incluido en Pirrone *et al.*, 2001). Considerando que la concentración de mercurio en los clinker (la producción procesar del horno) es generalmente muy baja, aparentemente el mercurio se originaría de los otros materiales mezclados en el producto final de cemento, por ejemplo, el polvo del filtro utilizado en producción o los residuos sólidos de otros sectores (cenizas volantes).

662. El contenido de mercurio promedio del cemento producido en Dinamarca en 2001 fue estimado en 0,02-0,05 mg/kg (Skårup *et al.*, 2003)

663. CEMBUREAU (2010) informó dos casos de balances de masas completos en plantas de producción de cemento (denominados Estudio de caso 1 y 2 en la referencia). En la Figura 5-8, se muestran las entradas y salidas para el "estudio de caso 1" - una planta con coincineración de residuos moderada (combustibles secundarios) - con y sin "exudación" (mezclado) del polvo de filtro que contiene mercurio al cemento comercializado. La figura también muestra las entradas y salidas de mercurio para el "estudio de caso 2", una planta con 70 por ciento de sustitución de combustible (por contenido de energía) por desechos (combustibles secundarios).

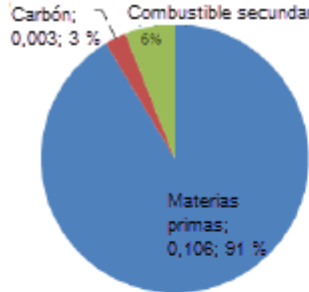
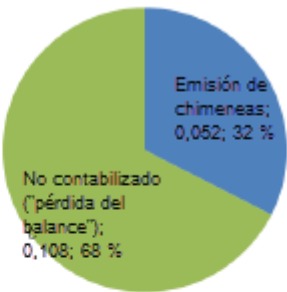
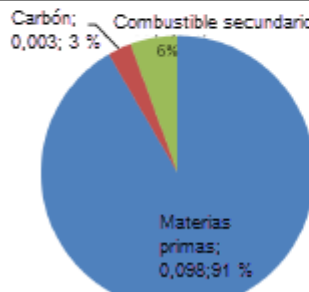
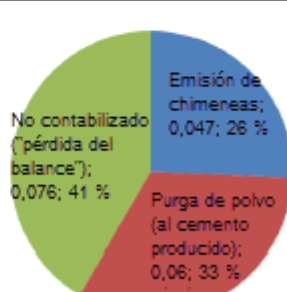
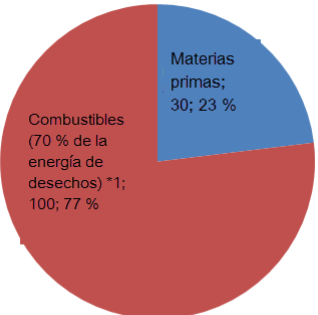
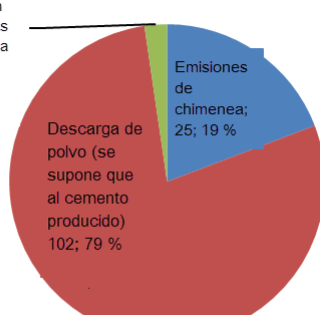
	Entradas de mercurio	Salidas de mercurio
"Estudio de caso 1"	g Hg/t clinker producida; y porcentaje	g Hg/t clinker producida; y porcentaje
- sin polvo exudado al cemento		
- con polvo exudado al cemento		
"Estudio de caso 2"	kg Hg/año; y porcentaje	kg Hg/año; y porcentaje
		

Figura 5-8 Distribuciones de entrada y salida de mercurio de dos plantas de producción de cemento (datos de CEMBUREAU, 2010. Nota*1: Basado en los otros datos proporcionados se suponen contribuciones mínimas de Hg de los combustibles fósiles.

664. PNUMA/AMAP (2012) utilizaron las siguientes eficiencias de retención de mercurio para las configuraciones de los filtros utilizados en las plantas de producción de cemento tomando como base diversas fuentes de datos. Los niveles 0 y 1 fueron considerados predominantes en los países en desarrollo, y el nivel 1 fue considerado predominante en los países desarrollados, en los que solo una fracción menor (20 por ciento) se consideraron con niveles superiores a 1, y solo 1 por ciento en el nivel 4 (con ICA, inyección de carbón activado):

Nivel 0: Ninguno: 0 por ciento

- Nivel 1: CCA simple para material particulado: FT/PES/DP: 25 por ciento
 Nivel 2: Material particulado optimizado/combinado CCA: FT+RNCS/FT+DH/PES+DGC/FT optimizado: 55 por ciento.
 Nivel 3: CCA eficiente: FT+DS/PES+DS/PES+DH/PES+RNCS: 75 por ciento.
 Nivel 4: CCA muy eficiente: DGCh + /ICA / FT + depurador + RNCS: 95 por ciento retenido.

5.3.1.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

665. Con base en la información compilada anteriormente sobre las entradas y salidas y los principales factores que determinan las emisiones, se sugieren los siguientes factores preliminares de entrada y de distribución de salida predeterminados para su uso en casos en que no estén disponibles los datos específicos de fuente. Se hace hincapié en que estos factores predeterminados se basan en una base de datos limitada y, como tales, deben considerarse como preliminares y sujetos a revisión.

666. Los factores predeterminados sugeridos reflejan los factores usados por PNUMA/AMAP (2012), excepto en que se incluye el mercurio agregado con los materiales que no pertenecen al clinker en la etapa de mezclado del cemento y se asume igual a la entrada de mercurio con las otras materias primas.

667. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

668. Si no se dispone de información sobre la concentración de mercurio en las materias primas, combustibles y desechos coincinerados cargados en los hornos se puede hacer una primera estimación utilizando los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-90 a continuación (basada en los datos presentados en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto). La estimación media se utiliza en el cálculo de los factores predeterminados en el nivel de inventario 1 del kit de herramientas. Si se opta por no calcular los intervalos, el uso del valor máximo dará la indicación más segura de la posible importancia de la categoría de fuente para una posterior investigación. El uso de la estimación del límite superior no implica automáticamente que las emisiones reales sean tan altas, sino solamente que quizás haya que seguir investigando.

Tabla 5-90 Factores de entrada predeterminados *preliminares* en materias primas y combustibles para la producción de cemento (excluidas las contribuciones de combustibles fósiles).

Calidad del gas	Factores de entrada predeterminados; g Hg por tonelada métrica de cemento producida (bajo, alto (intermedio))
Hornos de cemento sin coincineración de residuos (excluidas las contribuciones de combustibles fósiles)	0,004 - 0,5 (0,11)
Hornos de cemento con coincineración de residuos (excluidas las contribuciones de combustibles fósiles)	0,06 - 1 (0,15)

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

669. En la Tabla 5-91 que figura a continuación, se sugieren los factores predeterminados de distribución de salida para la combustión de cemento.

Tabla 5-91 *Factores de distribución predeterminados **preliminares** de las salidas de mercurio provenientes de la producción de cemento*

Dispositivo de reducción de las emisiones	Factores de distribución, porcentaje de entrada de Hg					
	Aire	Agua *1	Tierra	Productos	Desechos generales *3	Tratamiento/e eliminación específico del sector *3
Ninguno	0,8			0,2		
Con control de contaminación de aire sin reciclado del polvo del filtro:						
Control simple de partículas (PES/DP/FT)	0,6			0,2		0,2
Control optimizado de partículas (FT+RNCS / FT+DH / PES+DGC / FT optimizado)	0,4	?		0,2		0,4
Control eficiente de la contaminación por Hg (FT+DS / PES+DS / PES+DH / PES+RNCS)	0,2	?		0,2		0,6
Control muy eficiente de la contaminación por Hg (DGChúm+ICA / FT+depurador+RNCS)	0,04	?		0,2		0,76
Con control de contaminación de aire y reciclado del polvo del filtro *2:						
Control simple de partículas (PES/DP/FT)	0,7			0,3		
Control optimizado de partículas (FT+RNCS / FT+DH / PES+DGC / FT optimizado)	0,6	?		0,4		
Control eficiente de la contaminación por Hg (FT+DS / PES+DS / PES+DH / PES+RNCS)	0,5	?		0,5		
Control muy eficiente de la contaminación por Hg (DGChúm+ICA / FT+depurador+RNCS)	0,04	?		0,5		0,46

- Notas: *1 En el caso de sistemas de limpieza de los gases de combustión en húmedo (DH, DGC húmeda), puede haber vertido de agua con contenido de mercurio.
- *2 Para la producción de cemento con reciclado del polvo del filtro, se asume que parte del polvo con contenido de mercurio depositado de otra forma exuda al cemento comercializado en la etapa final de mezclado. Se asume que el mercurio reciclado por este medio se divide en partes iguales entre las emisiones al aire y el cemento comercializado. Una excepción la constituye la configuración del filtro con ICA, inyección de carbón activado, para lo cual se asume que el mercurio queda retenido en la corriente descendente de carbono de los filtros de partícula y depositado (no reciclado). La información sobre estos temas es escasa y debe tenerse presente que los factores predeterminados sugeridos están asociados a una considerable incertidumbre.
- *3 La eliminación para cada sector específico posiblemente incluya la eliminación en vertederos especiales asegurados, en vertederos especiales sin seguro de lixiviado, y un uso más difuso en la construcción de carreteras u otras obras de construcción. La distribución real entre la eliminación con los desechos generales (vertederos corrientes) y depósito por sector específico puede variar y debe recabarse información específica sobre los procedimientos locales de eliminación.
- Abreviaturas: ICA – Inyección de carbón activado; DS – Depurador en seco; PES – Precipitador Electrostático; FT - Filtro de tela (o "filtro de bolsa"); DGC – Desulfurización de gases de combustión; MP – Material particulado (o filtro MP); DP - Depurador de partículas; SCR - Reducción catalítica selectiva; SP - Secador por pulverización; ASP - Adsorbente del secador por pulverización; RNCS - Reducción no catalítica selectiva; DGC húmeda – Desulfurización de gas de combustión húmeda; DH – Depurador en húmedo.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

670. Otras subcategorías que son pertinentes a la fabricación de cemento incluyen: combustión de combustibles fósiles, incineración de residuos, producción de cal, y posiblemente otros.

5.3.1.6 Principales datos específicos de la fuente

671. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Las concentraciones medidas de mercurio en diversos tipos de materias primas, combustibles y desechos coincinerados;
- Cantidad de cada tipo de materia prima, combustible y desechos;
- Cantidad de cemento producido y concentración de mercurio en el cemento y
- Datos registrados en los equipos de reducción de las emisiones aplicados a la fuente, o en fuentes similares con equipos y condiciones operativas muy similares.

5.3.2 Producción de pulpa y papel

5.3.2.1 Descripción de la subcategoría

672. En la industria de la pulpa y del papel, la pulpa de madera se produce a partir de la madera cruda por medios químicos o mecánicos o por una combinación de ambos. La fuente de entrada de mercurio es trazas de mercurio en la materia prima madera, en los combustibles utilizados para la producción de energía y muy probablemente en los productos químicos empleados en los procesos (NaOH, cloruros y posiblemente otros). Anteriormente, el uso de bactericidas que contiene mercurio contribuían a las emisiones de mercurio a partir de la producción de pulpa y papel en occidente. Este uso puede haber cesado o haberse reducido en occidente pero tal vez continúa en otras partes del mundo. Las emisiones atmosféricas generadas en los procesos de combustión, que involucran combustibles fósiles, corteza y otros residuos de la madera, y los procesos líquidos que contienen carbono (para reciclado de productos químicos y producción de energía), eliminación de residuos sólidos y emisiones acuosas de los procesos son, entre otras, las vías de salida del mercurio proveniente de la fabricación de pulpa y papel. Esta subcategoría de fuente es una fuente potencial de

emisiones de mercurio del tipo que involucra materiales con muy bajas concentraciones de mercurio pero en cantidades muy grandes.

Resumen de los procesos

673. Los cuatro procesos químicos de producción de pulpa de madera principales actualmente en uso son (1) kraft, (2) soda, (3) sulfito y (4) semiquímico (US EPA, 1997a) En el proceso de producción de pulpa kraft, las astillas de madera se "cuecen" bajo presión en un digestor en una solución acuosa de hidróxido de sodio (NaOH) y sulfito de sodio (NaS), que se denomina "licor de cocción" o "licor blanco". Tienen lugar diversos procesos (no descritos aquí) y se produce una pulpa lavada. La pulpa lavada puede ingresar en una secuencia blanqueadora, antes de ser prensada y secada para obtener el producto terminado. Algo del mercurio que está presente en las astillas de madera también puede estar presente en el producto terminado, y el resto estará presente en el licor de cocción gastado. Los niveles de mercurio en el producto y en el licor deben ser relativamente bajos porque los niveles de mercurio en las astillas de madera son relativamente bajos. Se espera que la cantidad de mercurio que está presente en las astillas de madera varíe algo de molino a molino según el origen de la madera procesada por los molinos. Las emisiones de mercurio se asocian con las unidades de combustión ubicadas en el área de recuperación de productos químicos. El área de recuperación de productos químicos en un molino de pulpa kraft incluye hornos de recuperación de, tanques de disolución de olor (SDT) y hornos de cal (US EPA, 1997a).

674. Los otros procesos químicos de pulpa son similares a los procesos kraft pero con algunas diferencias claras. El proceso de obtención de pulpa de celulosa con soda es en esencia el mismo que el proceso kraft, excepto en que el primero es un proceso que no utiliza azufre (se utiliza Na_2CO_3 solo, o una mezcla de Na_2CO_3 y NaOH), y, por lo tanto, no requiere la oxidación del licor negro para reducir las emisiones de azufre malolientes (US EPA, 1997a).

675. El proceso de obtención de pulpa con sulfito también se realiza de manera similar al proceso kraft, salvo porque se utiliza un licor de cocción ácido para cocer las astillas de madera. Similar a los molinos de pulpa kraft, para recuperar el licor gastado en los molinos de pulpa de sulfito se lo quema en un tipo de unidad de combustión. Las unidades de combustión utilizadas en los molinos de pulpa de sulfito incluyen hornos de recuperación y reactores de lecho fluidificado. Las temperaturas de combustión típicas en las unidades de combustión de sulfito varían de 704 a 760 °C. Estas temperaturas son lo suficientemente altas como para volatilizar cualquier mercurio presente (US EPA, 1997a).

676. El proceso semiquímico de obtención de pulpa se utiliza para producir, por ejemplo, un medio corrugado (la capa interior de contenedores corrugados) o nuevas calidades de papel. El proceso semiquímico de obtención de pulpa utiliza una combinación de métodos químicos y mecánicos. Las astillas de madera se ablandan parcialmente en un digestor con productos químicos, vapor y calor; una vez que ablandaron, el proceso se completa aplicando métodos mecánicos. En la actualidad, en los molinos semiquímicos se utilizan tres tipos de métodos químicos de obtención de pulpa --semiquímico con uso de sulfito neutro (NSSC) (proceso sulfito con base de sodio), licor kraft verde y método sin azufre (Na_2CO_3 solo o una mezcla de Na_2CO_3 y NaOH). En algunos molinos, los procesos semiquímicos y kraft para la obtención de pulpa están ubicados juntos. En esos molinos en EE. UU., el licor gastado del proceso semiquímico se quema en el horno de recuperación del kraft (US EPA, 1997a).

677. Algunos molinos utilizan solo el proceso semiquímico. Dichos molinos, conocidos como "molinos de pulpa semiquímicos independientes", utilizan una variedad de equipos de recuperación de productos químicos para la combustión del licor gastado. Los tipos de recuperación de productos químicos usados en dichos molinos independientes incluyen reactores de lecho fluidificado, hornos de recuperación, hornos de fundición, hornos de licor rotatorios y unidades de pirólisis. Las temperaturas de combustión típicas en los hornos de recuperación y los hornos de fundición son similares a las de los procesos kraft y soda, en tanto las temperaturas de combustión típicas en los reactores de lecho fluidificado y los hornos de licor rotatorios son de aproximadamente 704 a 760 °C. De manera similar

al proceso kraft, los productos químicos del licor de cocción en los molinos semiquímicos se recuperan de los equipos de combustión como ceniza o fundido, que se mezcla con agua en un tanque de disolución para formar un licor verde. El licor verde se combina luego con los productos químicos de reposición para obtener un licor de cocción nuevo. Una temperatura típica en el respiradero del tanque de disolución sería 85 °C, que es inferior a la temperatura de volatilización del mercurio. Por lo tanto, se espera que el mercurio esté en forma de partículas en el respiradero del tanque de disolución (US EPA, 1997a).

5.3.2.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-92 Principales emisiones y medios receptores de la producción de pulpa y papel

Procesos	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Producción de pulpa y papel	X	x	x		x	x
Eliminación de papel						

Notas: X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

678. Se puede introducir el mercurio en el proceso de obtención de pulpa a través de la madera que es procesada, en el agua usada en el proceso y como contaminante en los productos químicos de reposición agregados al proceso. La concentración de mercurio en la madera y los otros materiales de entrada son factores importantes que determinan las emisiones.

679. Si el mercurio no es purgado del proceso en las aguas residuales o como escoria, puede acumularse en la zona de recuperación de productos químicos y posteriormente ser emitido de las fuentes de combustión. La cantidad de mercurio emitido puede depender de cuán hermético es el proceso de obtención de pulpa (como la medida en que las aguas utilizadas en el proceso son recicladas y reutilizadas) (US EPA, 1997a).

5.3.2.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-93 Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de la producción de pulpa

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Producción	Cantidades de materias primas usadas	Concentraciones de mercurio en las materias primas usadas

680. El mercurio está presente en la madera y otros materiales de entrada en diversas concentraciones.

681. US EPA recomienda un factor de emisión promedio de 0,0026 g de mercurio por tonelada métrica de madera quemada como el llamado "mejor factor de emisión típico" para la combustión de desechos de madera en las calderas de EE. UU. (US EPA, 1997b).

682. En investigaciones llevadas a cabo en EE. UU., el contenido de mercurio los desperdicios y la vegetación verde en 7 lugares de EE. UU. fueron 0,01-0.07 mg Hg/kg peso en seco (Friedly *et al.*, 2001).

683. Según investigaciones danesas el contenido de mercurio en la madera y paja quemadas en Dinamarca está en el intervalo de 0,007-0,03 mg/kg peso en seco (Skårup *et al.*, 2003) Las

investigaciones suecas encontraron concentraciones de mercurio de 0,01-0,02 mg/kg peso en seco en leña; sin embargo, la concentración encontrada en la madera de sauce fue 0,03-0,07 mg/kg peso en seco (Kindbom y Munthe, 1998). En la corteza se encontró una concentración de mercurio de 0.04 mg/kg de peso en seco, en tanto, en las agujas de abeto la concentración fue 0,3-0,5 mg/kg peso en seco (Kindbom y Munthe, 1998).

5.3.2.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

684. En EE. UU., solo se dispone de datos de emisiones de mercurio de las unidades de combustión en las plantas de pulpa kraft. Se dispone de datos de emisiones de mercurio para ocho hornos de recuperación, un tanque de disolución de olor (SDT), y tres hornos de cal ubicados en 11 plantas de pulpa kraft. Se calcularon los factores de emisión de mercurio promedio para los hornos de recuperación, los SDT y los hornos de cal tomando como base los datos de emisiones de mercurio disponibles. En la tabla que figura a continuación se muestran los factores de emisión de mercurio para estas unidades que incluyen hornos de recuperación, SDT y hornos de cal.

Tabla 5-94 Factores de emisiones atmosféricas para diversas unidades en molinos de pulpa y papel en EE. UU. (US EPA, 1997a)

Unidad de combustión de kraft	Factor de emisiones (kg/tonelada métrica)	Número de unidades examinadas/dispositivo de control
Horno de recuperación	$2 \times 10^{-5} *1$	8 hornos de recuperación, cada uno de ellos controlado con un PES
Tanque de disolución de olores	$2,6 \times 10^{-8} *2$	1 SDT, controlado con un eliminador de neblina
Horno de cal	$1,5 \times 10^{-6} *2$	3 hornos de cal, cada uno de ellos controlado con un depurador en húmedo

Notas: *1 – kg Hg emitidos por tonelada métrica de sólidos de licor negra quemados en el horno de recuperación o SDT;
*2 – kg Hg emitidos por tonelada métrica de cal producida en el horno.

685. Se estimaron las emisiones anuales totales de mercurio (para 1994) en EE. UU. (para 153 instalaciones) utilizando estos factores de emisión para los hornos de recuperación de kraft y soda, SDT y hornos de cal. Las emisiones de mercurio totales calculadas fueron 1.6 toneladas métricas. Si se toma en cuenta que hay 153 instalaciones, las estimaciones dan un promedio de aproximadamente 0.01 toneladas métricas por instalación. La única fuente más grande de emisiones de mercurio en la zona de recuperación de los productos químicos es el horno de recuperación (US EPA, 1997a).

686. Casi todas las emisiones de mercurio procedentes de la fabricación de pulpa y papel provienen de los procesos de recuperación de kraft y soda (aproximadamente 99,9 %) (US EPA, 1997a). Se sumaron las emisiones calculadas de todas las instalaciones en 1996 y se llegó a la cifra de 1,7 toneladas métricas de emisiones de mercurio por año para el inventario de EE. UU. tomado en su conjunto. (US EPA, 1997b)

687. En la Tabla 5-95 se muestran las emisiones de compuestos de mercurio y de mercurio procedentes de todas las vías de emisión en EE. UU. en 2002. Las vías principales son emisiones al aire y a la eliminación de desechos sólidos. No se informan los compuestos de mercurio específicos y están basadas en datos que no permiten estimar las emisiones de mercurio totales.

Tabla 5-95 Emisiones de mercurio y compuestos de mercurio a partir de la producción de kraft y papel en EE. UU., 2002 (TRI, 2004)

Vía de emisión	Compuestos de mercurio		Mercurio (elemental)	
	kg/año	%	kg/año	%

Aire	2.098	71	319	39
Aguas superficiales	36	1	19	2
Tratamiento de la tierra y embalses superficiales	217	7	20	2
Tratamiento de aguas residuales fuera de las instalaciones	3	0	0	0
Eliminación de desechos sólidos fuera de las instalaciones	594	20	451	56
TOTAL (redondeado, %)	2.948	100	809	100

5.3.2.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

688. Con base en los ejemplos compilados hasta ahora de concentraciones de mercurio en biomasa y en la información general de la eficiencia de los sistemas de reducción de emisiones, se sugieren los siguientes factores predeterminados de entrada y distribución preliminares para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

689. Teniendo en cuenta la gran variación presentada anteriormente sobre las concentraciones de mercurio en la biomasa y la eficiencia de los sistemas de reducción de emisiones de mercurio, el enfoque preferido es el uso de datos específicos de fuente, siempre que sea viable.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

Tener en cuenta que debido a la falta de información, los factores de entrada predeterminados incluyen aportes de la biomasa solamente, y no de otras materias primas no combustibles. Los combustibles fósiles, en caso de que se usen, contribuirán a las entradas de mercurio pero el consumo de éstos se computa en otra subcategorías.

Tabla 5-96 Factores de entrada predeterminados **preliminares** para mercurio en carbón para la generación de energía

Material	Factores de entrada predeterminados; g mercurio por tonelada métrica de biomasa (peso en seco); (límite inferior, límite superior)
Biomasa utilizada en producción (principalmente madera)	0,007 - 0,07

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

Tabla 5-97 Factores **preliminares** de distribución predeterminados para las salidas de mercurio procedentes de la producción de pulpa y papel (con producción de pulpa propia)

Dispositivo de reducción de las emisiones	Factores de distribución, porcentaje de entrada de Hg					
	Aire	Agua	Tierra *1	Productos	Desechos generales *1	Tratamiento/e liminación específico del sector *1
ninguno	1	?		?		
Control de MP con PES general o DP	0,9	?	?	?	0,1	?

Notas: *1 La distribución real entre la eliminación con los desechos generales (vertederos corrientes) y depósito en tierra por sector específico posiblemente varíe mucho entre los países y debe recabarse información específica sobre los procedimientos locales de eliminación.

Abreviaturas: MP – Material particulado; PES – Precipitador electrostático; DP – Depurador de partículas.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

690. No se sugiere ninguna relación.

5.3.3 Producción de cal y conglomerados livianos

5.3.3.1 Descripción de la subcategoría: Producción de cal

691. Esta subcategoría incluye la producción de cal en hornos de cal (diferente de la producida en plantas de cemento y en las plantas de pulpa y papel descritas en secciones anteriores de este documento) y en hornos de producción de conglomerados livianos.

692. La cal se produce de diversas maneras y el resultado de la producción a granel es tanto la cal hidratada como la cal viva. En 1994, se produjeron $17,4 \times 10^6$ toneladas métricas de cal en 109 plantas de EE. UU. La cal se utiliza en la fabricación de acero, en la fabricación de pulpa y papel, y en tratamiento de agua, lodos cloacales y emisiones de chimeneas (US EPA, 1997a).

693. La cal se produce por la calcinación de piedra caliza (i.e., eliminando el CO₂ de la piedra caliza) a altas temperaturas (US EPA, 1997a). El proceso de calcinación, que involucra quemar carbonato de calcio a altas temperaturas, es el principal responsable de las emisiones de mercurio en las plantas de producción de cal (NESCAUM, 1998).

694. El producto de la operación de calcinación es la cal viva, material que puede ser hidratado con agua para producir cal hidratada o cal apagada. El producto de la calcinación de la dolomita es la cal viva dolomítica que también puede ser hidratada (US EPA, 1997a).

695. La fabricación de cal se lleva a cabo en 5 pasos principales. Estos son: 1) extracción de la piedra caliza bruta de la cantera; 2) preparación de la piedra caliza para calcinación; 3) calcinación de la piedra caliza; 4) procesamiento de la cal mediante hidratación y 5) procesos varios de transferencia, almacenamiento y manipulación.

696. Los pasos de producción de cal son muy similares a los de producción de cemento Portland, y se analizan en una sección anterior de este documento.

697. Durante la calcinación, la temperatura del horno puede alcanzar los 1.820 °C. Aproximadamente 90 % de la cal producida en EE. UU. se fabrica calcinando la piedra caliza en un horno giratorio. Entre los otros tipos de hornos de cal se cuentan el horno de calcinación vertical o de cuba, solera giratoria, y hornos de lecho fluidificado (US EPA, 1997a).

698. Combustibles como carbón, petróleo, coque de petróleo o gas natural, pueden utilizarse como fuente de energía para la calcinación. El coque de petróleo se utiliza generalmente en combinación con carbón; raramente se utiliza petróleo como combustible. Combustibles auxiliares como caucho astillado y solventes gastados pueden ser una fuente potencial de energía (US EPA, 1997a).

699. Es de esperar que el mercurio en la piedra caliza y algunos de los combustibles esté presente en muy pequeñas cantidades. En la sección 5.1 se analiza el contenido de mercurio en carbón, petróleo y otros combustibles. Al igual que en la producción de cemento Portland, es previsible que el mercurio presente en las materias primas sea liberado del horno de cal hacia el aire. La quema de combustible en el horno de cal es una fuente primaria de emisiones de mercurio.

700. Otras fuentes de emisión del proceso de fabricación de cal pueden ser las emisiones del proceso en sí o emisiones fugitivas. Los contaminantes principales que resultan de estas fuentes fugitivas es el MP. En 1997 US EPA informó que la bibliografía no daba cuenta de ninguna medida de control específica de la industria de la cal en EE. UU. respecto de estas fuentes fugitivas (US EPA, 1997a).

701. Las medidas de reducción utilizadas para las fuentes fugitivas de polvo en las plantas de fabricación de cemento Portland también pueden ser aplicadas a las industrias de producción de cal. Los dispositivos de control de contaminación de aire en los hornos de cal se utilizan principalmente para recuperar el producto o para controlar el polvo fugitivo y las emisiones de MP. Generalmente, los gases de escape en un horno de calcinación son dirigidos a un ciclón para recuperación de producto y luego a través de un filtro de tela o PES para recoger las emisiones de partículas finas. Otros controles de las emisiones encontrados en los hornos de cal son los depuradores húmedos (generalmente depuradores venturi). No está bien documentada la eficiencia de estos dispositivos de control de la contaminación de aire en relación con las emisiones de mercurio en fase vapor en la producción de cal. Es de esperar que la eficiencia de control sea similar a la observada en la producción de cemento Portland habida cuenta de las similitudes en los procesos y dispositivos de control (US EPA, 1997a).

702. Se producirán emisiones de mercurio a partir de la quema de combustible en los hornos de cal (calcinación). El mercurio presente en la piedra caliza también será emitido del horno. Se espera que todas las otras fuentes de emisión potenciales en el proceso contribuyan de manera muy pequeña a las emisiones totales de mercurio.

5.3.3.2 Descripción de la subcategoría: Conglomerados livianos

703. Los hornos de producción de conglomerados livianos procesan una variedad de materias primas (como arcilla, esquistos o pizarra) que, luego de un proceso térmico, pueden combinarse con cemento para formar productos de hormigón. Este hormigón conglomerado liviano se produce con fines estructurales o para aislamiento térmico. Generalmente, una instalación de producción de conglomerados livianos está compuesta de una cantera, una zona de preparación de las materias primas, un horno, un enfriador y una zona de almacenamiento de la producción. El material se obtiene y se transporta desde la cantera hasta la zona de preparación de las materias primas, y luego se introduce en el horno rotatorio (US EPA, 1997a).

704. En hornos de producción de conglomerados livianos, hay un horno rotatorio que consiste de un largo cilindro de acero, alineado internamente con ladrillos refractarios, que es capaz de rotar sobre su eje y tiene un ángulo de inclinación de aproximadamente 5 grados con respecto a la horizontal. La longitud del horno depende en parte de la composición de la materia prima a ser procesada pero generalmente es de 30-60 metros. La materia prima preparada es ingresada en el horno por su extremo superior mientras el fuego tiene lugar en el extremo inferior. La materia prima seca cargada en el horno es calentada previamente por los gases calientes provenientes de la combustión. Una vez que el material es precalentado, pasa hacia una segunda zona de hornos donde se funde a un estado semiplástico y comienza a generar gases que ofician de agente dilatador o expansor. En esta zona, compuestos como SO, CO y O comienzan a descomponerse y desprender gases que finalmente desencadenan la acción dilatadora deseada dentro del material. A medida que las temperaturas alcanzan su máximo (aproximadamente 1150 °C), la materia prima semiplástica se torna viscosa y atrapa los gases en expansión. Esta acción dilatadora produce pequeñas celdas de gas desconectadas que permanecen en el material luego de enfriarse y solidificarse. El producto sale del horno e ingresa en una sección del proceso donde se enfría con aire frío y luego se envía a la descarga (US EPA, 1997a).

705. Los parámetros operativos del horno como la temperatura de llama, exceso de aire, tamaño de materias primas, flujo de material y velocidad de rotación varían de planta a planta y son determinados teniendo en cuenta las características de la materia prima. La temperatura máxima del horno rotatorio varía aproximadamente entre 1.120 - 1.260 °C, dependiendo del tipo de materia prima procesada y su contenido de humedad. Las temperaturas de salida típicas pueden oscilar entre aproximadamente 427 - 650 °C, también dependiendo de la materia prima y del diseño interior del horno. Aproximadamente 50 a 200 % de exceso de aire se hace ingresar en el horno como ayuda para la expansión de la materia prima (US EPA, 1997a).

706. La fuente principal de emisiones de mercurio a partir de hornos de conglomerados livianos son los tubos de escape de los gases de combustión.

707. Los hornos para conglomerados livianos deben utilizar un dispositivo de control de contaminación de aire, o una combinación de ellos, incluidos filtros de tela, depuradores venturi, ciclones y depuradores en seco. Todas las instalaciones de EE. UU. utilizan filtros de tela como tipo principal de control de emisiones, si bien también pueden utilizarse un secador por pulverización, un depurador venturi y un depurador en seco, además de los filtros de tela (US EPA, 1997a). Estos dispositivos de control pueden captar algo del mercurio en la corriente de gas y, como consecuencia, reducir las emisiones al aire.

5.3.3.3 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-98 Principales emisiones y medios receptores de la producción y procesamiento de otras materias primas

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Producción	X			x		

Notas: X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

708. Los principales factores que determinan las emisiones serán las concentraciones de mercurio en las materias primas y las medidas de control de las emisiones implementadas.

5.3.3.4 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-99 *Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de la producción de cal*

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Producción	Cantidades de materias primas usadas	Concentraciones de mercurio en las materias primas usadas

709. El mercurio está presente en la piedra caliza que es procesada para obtener cal (NESCAUM, 1998).

5.3.3.5 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

710. Se calculó un factor de emisiones atmosféricas de 0,055 g de mercurio por tonelada métrica de cal producida para un horno de cal utilizando un enfoque de balance de masa basado en la información sobre el contenido de mercurio en la piedra caliza de 5 hornos de cal en Wisconsin (Miller, 1993, citado en NESCAUM, 1998). El factor de emisiones fue utilizado por NESCAUM (1998) para calcular las emisiones al aire de 15 kg por año de 1 fábrica de producción de cal en Massachusetts, EE. UU.

711. En 1994 había 109 plantas de producción de cal en EE. UU. (US EPA, 1997a). Según los datos de US EPA, estas 109 plantas liberaron un total de 37,8 toneladas métricas al suelo, 0,1 toneladas métricas de mercurio al aire y menos de 0,05 toneladas métricas al agua. La planta de cal más grande de EE. UU. informó emisiones de 37.500 kg a la tierra y aproximadamente 1 kg al aire (US EPA, 2003a, datos de emisiones de TRI para el año 2001).

712. Se dispone de información para dos plantas de EE. UU. y una en Canadá (US EPA, 1997a). En una planta canadiense, se examinaron dos hornos diferentes; uno era un horno rotatorio alimentado a carbón/coque y el otro era un horno vertical alimentado a gas natural. Para el horno rotatorio alimentado a carbón/coque, los resultados de las pruebas mostraron un factor de emisión de 9 miligramos (mg) de mercurio por tonelada métrica de cal producida (o 9 mg Hg/toneladas métricas de cal producida); los factores de emisión variaron de 8 mg a 10 mg Hg/tonelada métrica de cal producida durante la realización de las cuatro pruebas. En el horno vertical alimentado a gas natural, los resultados mostraron un factor de emisión de mercurio promedio de 1,5 mg Hg/tonelada métrica de cal producida. Los datos del proceso obtenidos de las pruebas en la planta canadiense se utilizaron para calcular la cantidad de piedra caliza cargada necesaria para producir 0,91 toneladas métricas de cal. Tomando como base los datos del proceso en el horno rotatorio, la proporción promedio de piedra caliza cargada a cal producida fue 0,5 (es decir, son necesarias 2 toneladas de piedra caliza para producir 1 tonelada de cal). La proporción promedio calculada para el horno vertical fue 0,51. Los resultados de las pruebas para una de las plantas en EE. UU. mostraron un factor de emisión de mercurio promedio de 1,9 mg Hg/tonelada métrica de piedra caliza cargada. Tomando como base la proporción promedio de piedra caliza a cal producida de 2:1, esto corresponde a un factor de emisión de 3,8 mg Hg/tonelada métrica de cal producida. En la otra planta, los resultados mostraron un factor de emisión de mercurio promedio de 4,7 mg Hg/tonelada métrica de piedra caliza cargada. Utilizando la relación de conversión 2:1, esto corresponde a un factor de emisión de mercurio de 9,4 mg Hg/toneladas métricas de cal producida (US EPA, 1997a).

713. Se combinaron los factores de emisión de mercurio atmosférico promedio para los hornos rotatorios alimentados a carbón de la planta canadiense y las dos en EE. UU. para mostrar un factor de emisión de mercurio atmosférico promedio total de 7,4 mg Hg/tonelada métrica de cal producida (US EPA, 1997a).

5.3.3.6 Factores de entrada y factores de distribución de salida

714. No se realizaron intentos por establecer los factores predeterminados para esta subcategoría.

5.3.4 Otros minerales y materiales

715. Pueden existir otras fuentes potenciales de mercurio. Incluir cualquier dato que se posea sobre estas fuentes en el inventario. No hubo intentos de describir ninguna de estas fuentes en este informe del kit de herramientas.

5.4 Uso deliberado de mercurio en procesos industriales

Tabla 5-100 *Uso deliberado de mercurio en procesos industriales: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado*

Capítulo	Subcategorías	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desecho s/ residuos	Enfoque del inventario principal
5.4.1	Producción de cloro-álcali con tecnología de mercurio	X	X	X	X	X	FP
5.4.2	Producción de CVM (cloruro de vinilo monómero) con catalizador de dicloruro de mercurio (HgCl ₂)	x	x			X	FP
5.4.3	Producción de acetaldehído con catalizador de sulfato de mercurio (HgSO ₄)	?	?	?	?	?	FP
5.4.4	Otra producción de productos químicos y polímeros con compuestos de mercurio como catalizadores	?	?	?	?	?	FP

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;
 X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional;
 ? - Puede haber emisión, pero no hay datos disponibles sobre este aspecto.

5.4.1 Producción de cloro-álcali con tecnología de mercurio

5.4.1.1 Descripción de la subcategoría

716. En una instalación de cloro-álcali de celdas de mercurio, se utiliza mercurio elemental como electrodo fluido en un proceso electrolítico utilizado para la producción de cloro e hidróxido de sodio (NaOH) o hidróxido de potasio (KOH) a partir de salmuera (la electrólisis divide la sal, NaCl). También se produce hidrógeno como subproducto. El proceso también se denomina a veces proceso de "celdas de mercurio". Tener en cuenta que también son muy ampliamente utilizados otros dos métodos (que no son a base de mercurio): el proceso de membrana y el de diafragma. El porcentaje de capacidad de producción nacional basada en el proceso de celdas de mercurio varía entre los distintos países, y de manera general está disminuyendo en muchos de ellos. En muchos países la industria se ha comprometido a no basar las nuevas instalaciones cloroalcalinas en procesos de celdas de mercurio, y en algunos países/regiones, la conversión o cierre de instalaciones de celdas de mercurio se está planificando o ya está en curso.

717. El mercurio se libera al medio ambiente con emisiones de aire, emisiones de agua, en desechos sólidos, y, en menor medida, en productos (como NaOH y H₂).

Procesos involucrados

718. Cada bucle de producción de celdas de mercurio incluye una celda electrolítica alargada, un descomponedor, una bomba de mercurio, tubos y conexiones a otros sistemas (Anscombe, 2004). El electrolizador produce cloro gaseoso y el descomponedor produce gas hidrógeno y solución cáustica (NaOH o KOH). Generalmente el electrolizador es una cubeta de acero alargada rodeada de paneles laterales y una cubierta superior. Un electrolizador típico contiene aproximadamente 3.600 kg de mercurio. El descomponedor es una vasija cilíndrica ubicada en la salida del electrolizador. Generalmente el electrolizador y el descomponedor están conectados por una caja de conexión de entrada y una caja de conexión de salida. Salmuera y una corriente superficial de mercurio líquido elemental fluyen continuamente entre el electrolizador y el descomponedor. Si bien cada celda es una unidad de producción independiente, numerosas celdas están conectadas eléctricamente en serie.

Habitualmente en una planta hay muchas celdas. Por ejemplo, en EE. UU. cada planta tiene 24 a 116 celdas, con un promedio de 56 (US EPA, 2002b). En una planta pueden utilizarse muchas toneladas métricas de mercurio. Por descripciones completas de los procesos, emisiones, etc. consultar por ejemplo, el Documento de referencia de la Comisión Europea sobre las mejores técnicas disponibles en la industria de la producción de cloro-álcali (Comisión Europea, 2001b; o consultar el borrador de actualización de 2011 en <http://eippcb.jrc.es/reference/>).

719. En el electrolizador, se aplica una corriente eléctrica que causa una separación de cloro gaseoso de la sal (salmuera de cloruro de sodio) y el sodio (o a veces potasio) se une al mercurio para formar una amalgama (amalgama Na-Hg o de K-Hg). El gas cloro se recoge y la amalgama de mercurio sale por la caja de salida e ingresa en el descomponedor. En el descomponedor, la amalgama (Na-Hg o K-Hg) se convierte por medio de otra reacción electrolítica en NaOH o KOH cáustico, hidrógeno gaseoso y mercurio elemental. El NaOH o KOH cáustico y el hidrógeno se transfieren a otro equipo y se bombea el mercurio de regreso hacia la entrada de la celda.

5.4.1.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-101 Principales emisiones y medios receptores de la producción de cloro-álcali con tecnología de mercurio

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Producto *3	Desechos generales *2	Tratamiento/eliminación específico del sector *1
Producción de cloro-álcali con celdas de mercurio	X	X	X	X	X	X

Notas: *1 Puede incluir el tratamiento para recuperar mercurio, vertido seguro como desechos peligrosos.

Tanto el vertido *in situ* como el vertido fuera de las instalaciones se consideran aquí como emisiones directas a la tierra;

*2 Solamente en los casos en los que los desechos de la producción se tiran en un vertedero de desechos generales;

*3 En algunos casos se pueden perder cantidades significativas de mercurio en el producto cáustico;

X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

720. El mercurio se libera al medio ambiente con emisiones de aire, emisiones al agua, en desechos sólidos, y, en menor medida, en productos (como NaOH). Estas emisiones pueden tener lugar en diversas etapas y lugares del proceso. El grado de emisión a cada medio (aire, agua, tierra), a partir de las diversas etapas y puntos de emisión del proceso, es depende en gran medida del nivel de los controles presentes, las prácticas en el lugar de trabajo y de gestión, tratamiento de los desechos y procedimientos de eliminación y otros factores. Una parte del mercurio sigue en los productos y puede ser posteriormente liberado cuando tanto el producto cáustico como el hidrógeno sean utilizados más tarde.

721. La mayoría de las emisiones de mercurio son emisiones fugitivas del recinto de las celdas y otros lugares. Las medidas preventivas y las buenas prácticas de gestión pueden reducir significativamente estas emisiones fugitivas (PNUMA, 2002). Los puntos específicos principales de salida de mercurio al aire están constituidos por el sistema de ventilación de la caja de conexión y el respiradero del gas hidrógeno. Pueden emplearse diversas técnicas de control para reducir los niveles de mercurio en las corrientes de hidrógeno y en los sistemas de ventilación de la caja de conexión. Las técnicas más comunes son (1) enfriamiento por corriente de gas, (2) eliminadores de neblina, (3) depuradores y (4) adsorción en carbón activado o tamices moleculares. El enfriamiento por pasaje de una corriente gaseosa puede utilizarse como principal técnica de control de mercurio o como paso preliminar para luego continuar con un dispositivo de control más eficiente. El uso correcto de estos dispositivos puede eliminar más del 90 % del mercurio de las corrientes gaseosas (Pacyna y Pacyna, 2000). A continuación se analizan cada uno de los procesos y/o lugares importantes donde pueden tener lugar las emisiones.

722. **Ventilación de la caja de conexión.** En gran cantidad de plantas se utiliza un sistema de ventilación de la caja de conexión para ventilar el aire de las cajas de conexión y a veces también otros equipos. La concentración de mercurio en los sistemas de ventilación de las cajas de conexión antes de tomar ninguna medida para eliminar el mercurio varía de manera sensible dependiendo de los equipos evacuados. Muy a menudo, se enfrían los gases recogidos y se tratan con los equipos de control. Sin embargo, algo del mercurio permanece en la corriente gaseosa tratada que abandona el sistema de ventilación de la caja de conexión y se libera al aire (US EPA, 1997a). El alcance de las emisiones a partir de este sistema depende en gran medida del tipo de controles utilizados.

723. **Corriente de hidrógeno.** El gas hidrógeno que abandona el descomponedor contiene grandes concentraciones de vapor de mercurio (tanto como 3.500 mg/m³). En la mayoría de los casos, cada descomponedor está equipado con un enfriador adyacente a través del cual se dirige la corriente de gas hidrógeno para condensar el mercurio y regresarlo a la celda de mercurio. Luego del enfriamiento inicial, el gas hidrógeno de cada descomponedor se recoge en un colector común. El mercurio excedente se elimina del gas combinado mediante otro equipo de control por enfriamiento y adsorción (o absorción). Sin embargo, algo del mercurio permanece en la corriente tratada, que se emite a la atmósfera (o en algunos casos quemado como combustible en una caldera o transferido a otro proceso como materia prima).

724. **Emisiones fugitivas al aire:** Los seres humanos no pueden oler ni ver el vapor de mercurio (en condiciones de luz normales). El vapor de mercurio puede ser detectado por analizadores de vapor disponibles en el mercado. Además, cuando el mercurio líquido elemental es visible al aire, libera algo de vapor a velocidades que dependen de la temperatura y otros factores. Por lo tanto, la inspección visual para detectar la presencia de mercurio es una práctica efectiva para reducir las emisiones al aire. Sin embargo, también pueden generarse vapores de mercurio a partir de fugas en equipos presurizados, del trabajo de mantenimiento y del mal funcionamiento donde no existan indicios visuales de la existencia de mercurio líquido. Por ende, otra práctica laboral es la inspección visual de las fugas de vapor de los equipos de producción por medio de luz ultravioleta. Cuando se detectan fugas de vapor, los trabajadores pueden tomar medidas correctivas para sellarlas. Otros métodos para reducir las potenciales emisiones fugitivas al aire son la limpieza de los recintos independientes de mercurio líquido herméticos de los desechos que contienen mercurio.

725. **Desechos sólidos.** Se producen una diversidad de desechos sólidos que están contaminados con mercurio. El nivel de seguridad en el manejo de los desechos sólidos varía y puede incluir el tratamiento *in situ* con los procesos de recuperación del mercurio, uso de vertederos de desechos peligrosos o eliminación *in situ* o en vertederos para desechos generales. Algunos de los desechos sólidos generados incluyen lodos obtenidos del tratamiento de aguas residuales (descritos más adelante) y diversos desechos no específicos que incluyen grafito de los descomponedores, lodos de derrumbe de las salas de las celdas, y dispositivos de adsorción del carbono agotado. Además, se eliminan diversos artículos de desechos más grandes contaminados incluidos hardware, dispositivos de protección, tubos y equipos.

726. Algo del mercurio presente en los desechos sólidos puede recuperarse y reciclarse para ser devuelto al proceso de producción, a menudo como una parte integrada a la planta de producción. Por ejemplo, en EE. UU., 9 (de cada 12) plantas de producción de cloro-álcali con celdas de mercurio tenían procesos de recuperación de mercurio *in situ* en 2002. El tipo más común de recuperación térmica (formación de retorta), en el que los desechos que contienen mercurio se calientan para volatilizar el mercurio que luego se condensa, se recupera y luego se vuelve a utilizar como alimentación en el proceso de celda de mercurio (US EPA, 2002b). Sin embargo, no todo el mercurio es capturado mediante este proceso. Algo de mercurio se emite al aire a través de la rejilla de ventilación para la liberación de gases. Otras plantas utilizan un proceso químico o un proceso de purificación a granel (US EPA, 2002b). Además, las plantas en algunos otros países y regiones no pueden utilizar esos tratamientos de desechos sólidos. En estos casos, las emisiones a partir de los desechos sólidos podrían ser sustanciales.

727. Además, algunos desechos sólidos (que contienen mercurio) son generados a partir de los procesos de recuperación del mercurio. Por ejemplo, el proceso de formación de retorta produce cenizas de retorta que generalmente contienen bajos niveles de mercurio. Otros procesos de recuperación también generan algunos desechos sólidos como un proceso químico en el cual el sulfuro de mercurio y el mercurio elemental se transforman en cloruro mercúrico (US EPA, 2002b).

728. **Mercurio en productos.** El producto cáustico contiene bajos niveles de mercurio en forma de cloruro mercúrico, que tiene una presión de vapor relativamente baja. Por lo tanto las emisiones al aire son mínimas. La concentración de mercurio en la corriente cáustica que abandona el descomponedor varía de aproximadamente 3 a 15 ppm (estos valores pueden reflejar la situación en EE. UU. en 2002). El mercurio se elimina por enfriamiento y filtración. En este proceso se genera algo de aguas residuales que contienen mercurio, que en general se somete a un tratamiento adecuado de aguas residuales. El contenido de mercurio residual del producto cáustico probablemente es bajo. Por ejemplo, en EE. UU. los productos cáusticos generalmente tienen aproximadamente 0,06 ppm (US EPA, 2002b). Aproximadamente 2,26 toneladas métricas de soda cáustica al 50 % se producen por cada tonelada de cloro producido (Eurochlor, 1998). El gas cloro producido generalmente tiene niveles inferiores a 0,03 ppm.

729. Teniendo en cuenta la información disponible, a pesar de que el mercurio se libera como contaminante de productos, los niveles aparentan ser bajos en EE. UU. (US EPA, 1997b). Sin embargo, los niveles en estos productos podrían ser más altos en otros países si no se emplearan similares medidas de purificación y limpieza.

730. Por ejemplo, en una revisión exhaustiva de la industria de cloro-álcali en India, el Centro para la Ciencia y el Medio Ambiente (CSE) informó que 10,6 % del mercurio perdido a través de la producción sería encontrado en los productos (o 15,5 gramos/tonelada de soda cáustica producida). La mayor parte de este mercurio (10 gramos/tonelada de soda cáustica producida) estaba en la soda cáustica producida pero una gran cantidad (5,25 g/tonelada de producto cáustico) estaba en el hidrógeno producido también (CSE, 2002, citado en los comentarios de NRDC a PNUMA Productos Químicos, 2005).

731. **Aguas residuales.** Las plantas productoras de cloro-álcali con celdas de mercurio generan una variedad de corrientes de desechos acuosos que contienen mercurio y que a menudo son tratados en el sistema de tratamiento de aguas residuales. Estas aguas residuales se originan de una variedad de fuentes, desde aguas residuales producidas de la desinfección del recinto de las celdas y actividades de limpieza a líquidos o suspensiones producidos de la sal muera purgada y el agua de retrolavado del equipo de filtración usado para la purificación cáustica (US EPA, 2002b). A modo de ejemplo, en EE. UU. la mayoría de las plantas utilizan un proceso que convierte el mercurio de los desechos en sulfuro mercúrico que tiene una presión de vapor muy baja. El sulfuro mercúrico se elimina de las aguas residuales por precipitación y filtración. El resultado final es un lodo que principalmente contiene la torta del filtro de sulfuro mercúrico. En EE. UU. este lodo debe ser tratado respetando las reglamentaciones sobre desechos peligrosos que minimizan las emisiones. Si una planta productora en particular no utiliza un proceso efectivo de tratamiento de las aguas residuales y del lodo, las emisiones de mercurio a través del agua residual pueden llegar a ser importante.

732. **Retortas.** En EE. UU., se unidades de recuperación de mercurio emplean retortas de horno. La unidad de mayor rendimiento trata los gases desprendidos con un depurador húmedo y un condensador seguido de un adsorbedor de carbono. Tomando como base 134 pruebas realizadas en estas instalaciones sobre los niveles de mercurio en el gas emitido al final, los valores más altos fueron 20,4; 22,1 y 26,4 mg/m³ (US EPA, 2002b). Dos instalaciones en EE. UU. utilizan retortas en hornos rotatorios. Los datos de una de estas plantas muestran concentraciones de mercurio en las emisiones al aire de 1,4 mg/m³ a 6,0 mg/m³, con un promedio de 2,8 mg/m³ de estas retortas. Una planta en EE. UU. utiliza una retorta de solera. Las concentraciones van desde 0,2 a 10,8 mg/m³, con un valor medio de 1,6 mg/m³ para esta unidad (US EPA, 2002b).

Tabla 5-102 *Resumen de los procesos, equipos o actividades en las plantas de producción de cloro-álcali en las que pueden producirse emisiones significativas de mercurio y medios receptores potenciales*

Fuente de las emisiones (proceso, equipo o actividad) *1	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos específicos de la fuente
Corriente de hidrógeno	X	x		x	x
Aire de ventilación de la caja de salida	X				x
Aire de ventilación del recinto de las celdas	X				x
Emisiones fugitivas, especialmente las del recinto de las celdas	X		x		x
Unidad de recuperación de mercurio	X				X
Aguas residuales (de la limpieza del recinto de las celdas, del sistema de salmuera, la purificación cáustica y otras actividades)	X		x		X
Desechos sólidos y lodos provenientes del tratamiento de las aguas residuales	X		X	X	X
Productos de gas cloro, NaOH, KOH vendidos				X	

Notas: *1 El alcance y el tipo de emisiones para cada uno de estos procesos, equipos o actividades depende del grado de controles aplicados, de los métodos de tratamiento del agua, de las prácticas de manejo y de otros factores;
X - Vía de emisión que se espera que sea potencialmente significativa;
x - Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

5.4.1.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-103 *Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de la producción de cloro-álcali con tecnología de mercurio*

Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Cantidad de cloro (o NaOH) producido por año (p. ej., toneladas métricas de Cl ₂).	Cantidad de entradas de mercurio por unidad de cloro (o NaOH) producido (g Hg por tonelada métrica de Cl ₂).

733. En esta industria se utilizan grandes cantidades de mercurio como materiales de entrada. Por ejemplo, el consumo anual en EE. UU. en 1996 fue de aproximadamente 136 toneladas métricas de mercurio en las 14 plantas. El consumo mundial (entrada) de mercurio en la industria ha sido estimado en aproximadamente 1.344 toneladas métricas para 1996 (Sznoppek y Goonan, 2000, según cita de PNUMA, 2002). Generalmente, en estas instalaciones se utilizan continuamente muchas toneladas de mercurio. Durante 2002, 39 fábricas del oeste de Europa informaron a OSPAR un consumo de mercurio total de 109 toneladas. Nueve fábricas de EE. UU. informaron un consumo total de 30 toneladas en el mismo año. Sin embargo, estas fábricas han estado aplicando programas de custodia del mercurio durante muchos años. Es plausible que las fábricas en algunos otros países tuvieran un consumo mayor adaptado a la capacidad (Anscombe, 2004).

734. La cantidad de mercurio de entrada utilizado por unidad de producto (gas cloro o Cl₂) fabricado varía sensiblemente entre las distintas plantas de producción de cloro-álcali. Esta entrada se expresa habitualmente en unidades tales como gramos de mercurio por tonelada métrica de Cl₂, (g Hg/tonelada métrica de Cl₂), o gramos de mercurio por tonelada métrica de producto cáustico (g

Hg/tonelada métrica de producto cáustico; para su conversión entre una base de Cl₂ y una base de producto cáustico, puede utilizarse el siguiente factor: Hg usado por tonelada métrica de producto cáustico = [g Hg/tonelada métrica de NaOH] = [g Hg/tonelada métrica de Cl₂]/1.128]; basado en la Comisión Europea, 2001b, p.7). Se necesita este aporte de mercurio para reemplazar la cantidad de mercurio "perdida" por unidad de Cl₂ producido. Por lo tanto, también podría considerarse este aporte como g de mercurio perdidos por Cl₂ producido. Las instalaciones de mayor rendimiento, con tecnología de producción y prácticas en el lugar de trabajo de última generación y de primera calidad, utilizaban como entrada, a principios de 2000, aproximadamente 6 gramos de mercurio elemental por tonelada métrica de cloro producido (6 g Hg/tonelada métrica de Cl₂).

735. Las instalaciones que utilizan tecnologías de producción y prácticas en el lugar de trabajo menos efectivas consumirán más mercurio por tonelada métrica de cloro producido. Por ejemplo, las instalaciones de India utilizaban un promedio aproximado de 125 g Hg/tonelada métrica de Cl₂ en 1999 (Srivastava, 2003). Durante 2002, según informes disponibles esto había sido reducido a aproximadamente 80 g Hg/tonelada métrica de Cl₂, un índice de consumo similar a las fábricas en EE. UU. durante mitad de las década de 1990, antes de que se adoptaran a partir de ahí otras medidas de custodia del mercurio (que lograron una reducción del consumo de mercurio superior al 70 % hasta aproximadamente 22 g Hg/tonelada métrica de Cl₂ durante 2002). Para tener otra perspectiva, dos fábricas de Rusia informaron un consumo de 250 y 580 gramos de mercurio por tonelada métrica de producto fabricado (Treger en Lassen *et al.*, 2004), un índice de consumo no diferente al de otras fábricas en el oeste de Europa y América del Norte antes de 1970 (Anscombe, 2004). No se dispone de datos actualizados para las plantas rusas.

736. En 1990, la entrada promedio para las instalaciones de EE. UU. era de aproximadamente 75 g Hg/tonelada métrica de Cl₂. Sin embargo, luego de casi una década de esfuerzos importantes para reducir las emisiones (sobre todo enfocadas en la mejora de la prácticas laborales para controlar las emisiones fugitivas), las instalaciones de EE. UU. utilizaban un promedio aproximado de 18 g Hg/tonelada métrica de Cl₂ a principios de 2000.

737. La tasa de actividad (o la cantidad de cloro producido por año) también varía entre las plantas productoras de cloro-álcali. Por ejemplo, en las 12 plantas existentes en EE. UU. en 1997, la mayor tasa de actividad fue de 234.056 toneladas métricas por año y el menor fue 43.110 toneladas métricas de cloro por año, con un promedio de 121.615 toneladas métricas por año.

738. En sus estimaciones de las emisiones, PNUMA/AMAP (2012) utilizaron los llamados factores genéricos de emisiones no reducidas correspondientes a factores totales de entrada de 50-100 g Hg/tonelada métrica de capacidad de producción de Cl₂, excepto para algunos pocos países con factores específicos informados.

739. Según Toxics Link (2012), que cita a la Asociación de Fabricantes de Álcali de India, las dos plantas restantes que utilizan tecnología de celda de mercurio (de un total de 36) tienen un consumo de mercurio (presumiblemente sumando todas las compras de Hg) de 1,54 toneladas métricas por año para la producción de aproximadamente 160 toneladas métricas de producto cáustico por año; en otras palabras, aproximadamente 10 g Hg/tonelada cáustico producido (o 11 g Hg/tonelada Cl₂ producido, utilizando un factor de conversión mencionado anteriormente).

5.4.1.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

740. Como se analizó anteriormente, la cantidad de mercurio liberada a cada vía depende del tipo de tecnología presente, del alcance de las prácticas de gestión para limitar y prevenir las emisiones y de otros factores. Los resultados más significativos para el mercurio consumido pueden estar en la acumulación en planta, los desechos sólidos y las emisiones al aire que son todos difíciles de cuantificar. En algunas fábricas, es probable que una parte importante del mercurio se pierda hacia el agua y los productos, teniendo en cuenta la experiencia en EE. UU. y Europa occidental, antes de 1970 (Anscombe, 2004).

741. Los datos sobre la producción de mercurio en plantas de cloro-álcali de Francia indican que 3 a 14 % de la producción de mercurio es liberada al aire, 16 a 90 % a través de desechos sólidos (u otros tipos de desechos semisólidos, por ejemplo, lodos), 10 a 70 % de las pérdidas son consideradas pérdidas internas (emisiones no contabilizadas en otras vías de emisión) y menos de 2 % es liberado a las 3 vías restantes (vertidos de agua, tierra y otros productos) (OSPAR, 2002).

742. Según los datos informados al Inventario de Emisiones Tóxicas (TRI) de EPA EE. UU. para el año 2001, (que aparentemente no incluyen las pérdidas internas) aproximadamente 26-67 % de las emisiones cuantificadas informadas son al aire, aproximadamente 32-73 % a través de los desechos y menos de 2 % va al agua y la tierra (US EPA, 2003d). Si se incluyeran las pérdidas internas, estos valores porcentuales serían algo menores. Sin embargo, los datos de TRI brindan información útil sobre la magnitud relativa de las emisiones a estos medios seleccionados.

743. En EE. UU. se han realizado estimaciones de las emisiones atmosféricas basadas en los datos de las pruebas de chimenea para las corrientes de hidrógeno y las rejillas de ventilación de las cajas de conexión en 10 plantas. Los valores van desde 0,067 gramos de mercurio por tonelada métrica de cloro producido (0,067 g Hg/toneladas métricas de Cl₂) a 3,41 g Hg/toneladas métricas de Cl₂. El promedio para las cinco plantas con mejores rendimientos fue de 0.14 g Hg/toneladas métricas de Cl₂. Además, había dos plantas en EE. UU. que no disponían de un sistema de ventilación de las cajas de conexión. Para estas 2 plantas, se realizaron pruebas solo en la corriente de hidrógeno. Los dos valores fueron 0,033 g Hg/tonelada métrica de Cl₂ y 0,17 g Hg/tonelada métrica de Cl₂, con un promedio de 0,1 g Hg/tonelada métrica de Cl₂. La EPA, de EE. UU., tiene factores de emisión para las rejillas de ventilación del hidrógeno de las celdas y de las cajas de conexión. Estos factores pueden ser útiles para estimar las emisiones de algunas fuentes; sin embargo, estos factores están basados en pruebas realizadas solo en 2 plantas en 1973 y por lo tanto tienen limitaciones importantes (ver US EPA, 1997 por más detalles). Estudios posteriores realizados en EE. UU. indican que las emisiones de mercurio medidas a la atmósfera son muy dependientes del lugar donde se toman las muestras de aire en el recinto de las celdas.

744. Los factores de emisión relativamente bajos informados en los últimos años (por ejemplo en la UE y EE. UU.) no se consideran aplicables en general (en una perspectiva regional y global) porque las plantas en otros países y regiones liberan más mercurio por tonelada métrica de cloro producido (o por tonelada métrica de hidróxido de sodio producido) que una planta típica de EE. UU. y la UE (PNUMA, 2002).

745. Treger informa en (Lassen *et al.*, 2004) los balances de mercurio para las cuatro plantas de producción de cloro-álcali con celdas de mercurio restantes de Rusia en 2002, ver Tabla 5-104.

Tabla 5-104 Balances de mercurio para plantas de producción de cloro-álcali con celdas de mercurio en la Federación de Rusia en 2002 (Treger en Lassen *et al.*, 2004)

Plant a	Mercurio consumo, g/tonelada métrica de capacidad de Cl	Mercurio comprado, toneladas métricas *1	Emisiones a la atmósfera, toneladas métricas	Vertido a masas de agua, toneladas métricas	Cantidades no contabilizadas, toneladas métricas	Eliminados en vertederos, toneladas métricas	Pérdidas en productos comercializables, toneladas métricas
1	251	15,1	0,15	0,0001	0,015	14,9	0,03
2	52	7,3	0,39	0,0008*	4,5	1,4	0,08
3	42	10,0	0,44	0,0001	4,2	0,007	0,02
4	582	70,8	0,24	Sin datos	47,6	22,9	0,08
Total	-	103,2	1,22	> 0,001	56,3	39,3	0,22

- Notas: * Al sistema de tratamiento de aguas (estanques- evaporadores);
 *1 Las cantidades de mercurio compradas pueden diferir del consumo dentro de un mismo año debido a los cambios internos en las existencias (*stock*) de mercurio.

746. En la Tabla 5-105 los mismos datos de Rusia se convierten a la distribución relativa de salida.

Tabla 5-105 Plantas rusas de producción de cloro-álcali en 2002, salidas totales y distribución de salidas en la participación de los resultados informados (basados en Treger en Lassen *et al.*, 2004)

Planta	Suma de salidas + cantidades no contabilizadas, toneladas métricas de Hg	Al aire, porción	Al agua, porción	Al productos, porción	Al vertederos, porción	Cantidades no contabilizadas, porción
1	15	0,01	0,000007	0,002	0,99	0,001
2	6	0,06	0,0001	0,01	0,22	0,71
3	5	0,09	0,00002	0,004	0,001	0,90
4	71	0,003	Sin datos	0,001	0,32	0,67
Total	97	0,013	0,00001	0,002	0,40	0,58

747. Los datos sobre las instalaciones que utilizan celdas de mercurio cerradas en Rusia en las décadas de 1980 y 1990 indican que las cantidades de mercurio en el suelo en dichas instalaciones pueden ser significativa (Treger en Lassen *et al.*, 2004). Las fugas, pérdidas por manipulación, así como el almacenamiento en planta de los desechos de mercurio han sido fuentes de este mercurio.

748. La limpieza de las plantas de producción de cloro-álcali en EE. UU., ya sea las cerradas o las que continúan operando puede causar importantes dificultades como la contaminación con mercurio de aguas subterráneas, aguas superficiales, suelos y sedimentos, desechos y reservas de mercurio elemental (ver <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/mercury/cleanup.htm>; Southworth *et al.* (2004); Kinsey *et al.* (2004); Kinsey *et al.* (2004); todos citados en las reseñas de NRDC, 2005).

749. **Pérdidas totales de mercurio.** Incluso si se emplean sistemas de recuperación de mercurio y buenos controles de las emisiones, el mercurio se pierde de todos modos. Debe añadirse mercurio en forma periódica para reponer estas pérdidas. Las emisiones informadas al aire, desechos y productos, con frecuencia no constituyen todas las fuentes de entrada de mercurio al proceso que tiene lugar en la celda, y a veces se informa un balance "no contabilizado" para reflejar esto. Algunas salidas de mercurio son relativamente fáciles de medir (vertido al agua, acumulación de emisiones al aire). Otras estimaciones de salidas de mercurio no son tan fáciles de medir o cuantificar (la masa de mercurio que se adhiere a los desechos metálicos, contenidos dentro de los desechos sólidos, emisiones de aire fugitivas, y acumulación de mercurio en planta). Habida cuenta de las incertidumbres en lo que refiere a las mediciones de algunas salidas, una posibilidad para evaluar el rendimiento general de una fábrica es mediante la métrica de rendimiento de consumo de mercurio por tonelada métrica de producto fabricado. Esta es una medida holística que abarca todas las formas en que se puede consumir mercurio durante el proceso de producción. Es relativamente fiable, basado en los simples datos económicos de reposición de mercurio para compensar el mercurio consumido durante la producción. Vincular el consumo de mercurio con las toneladas métricas de salida permite la comparación directa entre fábricas dentro de un mismo país y entre los países, ya que compensa las diferencias en el tamaño de las fábricas (Anscombe, 2004). En algunos casos en los que no es posible realizar una evaluación de calidad, se pueden obtener indicios de, por ejemplo, las emisiones fugitivas a través de medidas realizadas con monitores de mercurio de mano.

5.4.1.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

750. Con base en la información compilada hasta ahora de entradas y salidas y principales factores que determinan emisiones, se sugieren los siguientes factores preliminares de entrada y distribución predeterminados para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse que son preliminares y están sujetos a revisiones a medida que crece dicha base. Asimismo, los factores predeterminados presentados son criterios expertos que se basan únicamente en datos resumidos.

751. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

752. Los factores de entrada apropiados para uso en los cálculos de las emisiones variarán dependiendo de los dispositivos de control presentes, de las técnicas de prevención de la contaminación y de las prácticas de manejo específicas utilizadas. Se prefieren los datos e información para cada planta específica. Para determinar los factores de entrada más apropiados debe utilizarse toda la información pertinente disponible para la planta evaluada.

753. Si no hay información disponible sobre el consumo de mercurio por capacidad de producción, se puede hacer una primera estimación utilizando los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-106 a continuación (basada en los conjuntos de datos presentados en esta sección). Dado que los factores de consumo varían tanto, se recomienda calcular e informar intervalos para las entradas de mercurio a esta categoría de fuentes. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto). La estimación intermedia se utiliza en el cálculo de los factores predeterminados en el nivel de inventario 1 del kit de herramientas. Si se opta por no calcular los intervalos, el uso del valor máximo dará la indicación más segura de la posible importancia de la categoría de fuente para una posterior investigación. El uso de la estimación del límite superior no implica automáticamente que las emisiones reales sean tan altas, sino solamente que quizás haya que seguir investigando.

Tabla 5-106 Factores de entrada predeterminados preliminares para la estimación de emisiones de la producción de cloro-álcali

Proceso	Factores de entrada predeterminados; g de mercurio por tonelada métrica de cloro producida; (límite inferior - límite superior (intermedio)) *1
Producción de cloro-álcali con celdas de mercurio	10 - 200 (100)

Notas: 1* La entrada de mercurio también puede expresarse en gramos de mercurio por tonelada métrica de producto cáustico (g Hg/tonelada métrica de producto cáustico); para la conversión entre una base de Cl₂ y una base de producto cáustico, se puede utilizar el siguiente factor: Hg usado por tonelada métrica de producto cáustico = [g Hg/tonelada métrica de NaOH] = [g Hg/tonelada métrica de Cl₂]/1,128]; basado en la Comisión Europea, 2001b, p.7).

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

754. Los factores de distribución apropiados para uso en los cálculos de las emisiones variarán dependiendo de los dispositivos de control presentes, de las técnicas de prevención de la contaminación y de las prácticas de manejo específicas utilizadas. Se prefieren los datos e información para cada planta específica. Para determinar los factores de distribución más apropiados debe utilizarse toda la información pertinente disponible para la planta evaluada. Se debe tener en cuenta que las cantidades de mercurio "no contabilizadas" a menudo son considerables y pueden, en algunos casos, ser en realidad emisiones que no se cuantifican de otra manera. La cuestión acerca de si dichas cantidades son realmente recicladas o liberadas en una planta específica es de enorme importancia en este inventario. Por esta razón se presentan dos escenarios de salida opcionales. En el escenario superior, las cantidades de mercurio no contabilizadas se informarán junto con las salidas de mercurio recicladas o tratadas de alguna otra forma. En el escenario inferior, las cantidades de mercurio no contabilizadas se muestran como si fueran liberadas a través de las vías de salida mencionadas. Debido a la incertidumbre y condiciones de producción variables, este escenario de salidas se elaboró como opción para la presentación de las salidas de mercurio potenciales. El objetivo principal de este escenario es señalar las posibles emisiones y no pretende ser preciso de ninguna manera. Queda a criterio del equipo a cargo de la elaboración del inventario qué presentación elegir.

755. Si no se dispone de datos específicos ni ninguna otra información significativa para estimar la distribución de las emisiones a los diversos medios para la planta de producción, pueden utilizarse los factores preliminares de distribución de salida sugeridos debajo para estimar las emisiones a diversos medios; sin embargo, en ese caso debe insertarse una nota en el informe de inventario estableciendo que las emisiones reales podrían muy bien ser más altas.

Tabla 5-107 Factores de distribución predeterminados **preliminares** de instalaciones de producción de cloro-álcali con celdas de mercurio

Fase del ciclo de vida	Factores de distribución de salida predeterminados, porción de las entradas de Hg					
	Aire	Agua	Tierra *1	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector/ no contabilizado
Producción de cloro y NaOH/KOH con el proceso de celda de mercurio *2	0,1	0,01	0,01	0,01	?	0,87
Prod. de Cl/NaOH/KOH con celda de Hg - si no está contabilizada se considera emisión *3	0,2	0,02	0,38	0,1	?	0,3

Notas: *1 Las emisiones de mercurio a la tierra pueden ser significativas y algo del mercurio no contabilizado probablemente sea en realidad emisiones al suelo debajo de la planta donde se encuentra la celda de mercurio. Como estas emisiones en general no son cuantificadas, deben ser, sin embargo, representadas aquí como no contabilizadas;

*2 Las salidas de mercurio específicas por sector pueden provenir del reciclado o vertido de mercurio en planta o fuera de ella. El almacenamiento o vertido en planta o fuera de ella deben ser considerados emisiones directas a la tierra. En este escenario las cantidades de mercurio "no contabilizadas" también son designadas aquí a "tratamiento/eliminación/no contabilizado específico por sector" para permitir la compatibilidad con otras categorías de fuente en el informe general de los resultados de inventario; debe observarse que las cantidades de mercurio "no contabilizadas" son a menudo considerables y en algunos casos pueden en realidad ser emisiones que no son cuantificadas de otra manera. La cuestión acerca de si tales cantidades son realmente recicladas o liberadas es por lo tanto de enorme importancia en el inventario.

*3 En este escenario, las cantidades de mercurio no contabilizadas se muestran como si fueran liberadas

a través de las vías de salida mencionadas. Debido a la incertidumbre y condiciones de producción variables, este escenario de salidas se elaboró como opción para la presentación de las salidas de mercurio potenciales. El objetivo principal de este escenario es señalar las posibles emisiones y no pretende ser preciso de ninguna forma. Queda a criterio del equipo a cargo de la elaboración del inventario qué presentación elegir.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

756. No se sugiere ninguna relación.

5.4.1.6 Principales datos específicos de la fuente

757. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Datos reales sobre la cantidad de mercurio utilizado por año en la planta. Esto pudo obtenerse por los registros sobre la cantidad de mercurio adquirido y/o ingresado en el proceso en el año;
- Datos sobre la cantidad de cloro y/o soda cáustica producida por año en la planta (toneladas métricas de Cl₂ por año);
- Información sobre los tipos de equipos de control utilizados y el alcance de las prácticas de prevención de la contaminación;
- Datos medidos sobre el equipo de reducción de emisiones aplicado a la fuente (o fuentes similares con equipo y condiciones de funcionamiento muy similares);
- Datos reales sobre las emisiones de las pruebas de chimenea, mediciones de g de mercurio emitido por tonelada métrica de cloro producido para diversos puntos de emisión (corriente de hidrógeno, rejilla de ventilación de la caja de conexión, rejilla de conexión en el recinto de las celdas, etc.)

758. Para consultar recomendaciones sobre la recopilación de datos, ver la sección 4.4.5.

5.4.1.7 Resumen del enfoque general para estimar emisiones

759. Los factores de entrada descritos anteriormente, junto con los factores de distribución, pueden utilizarse para estimar las emisiones de mercurio a cada uno de los medios (aire, agua, tierra, desechos, productos y tratamiento/eliminación/no contabilizado específico para cada sector) y las emisiones totales. Por ejemplo, pueden calcularse las emisiones totales promedio estimadas (a todos los medios/vías) de una planta en EE. UU. multiplicando la tasa de actividad promedio (es decir, 121.615 toneladas métricas de Cl₂) por el factor de entrada del límite inferior (25 g Hg/toneladas métricas de Cl₂). Esto da un promedio estimado de emisiones totales de mercurio de 3 toneladas métricas de Hg por año para las emisiones del "límite inferior" a todas las vías (incluidas las pérdidas no contabilizadas). Sin embargo, para calcular con exactitud las emisiones totales en plantas individuales reales en EE. UU. y otros países se necesita conocer la tasa de actividad para cada planta específica, e incluso más importante, un factor de entrada representativo (en g de Hg por tonelada métrica de Cl producido). Además, para estimar las emisiones a cada uno de los medios representa una dificultad adicional habida cuenta de la variabilidad e incertidumbre de la distribución de las emisiones en las diversas vías posibles (aire, desechos de cada sector específico, agua, tierra, productos y pérdidas internas).

760. Cuando se dispone de datos y/o estimaciones de emisiones de mercurio generalmente se informan como g Hg/tonelada métrica de Cl₂. Posteriormente, para estimar las emisiones de mercurio anuales (para toda la planta), se multiplican los g de Hg/tonelada métrica de Cl₂ por las toneladas métricas totales de cloro producidas por año; de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$\begin{array}{l} \text{g Hg/toneladas} \\ \text{métricas de Cl}_2 \end{array} * \begin{array}{l} \text{toneladas métricas de} \\ \text{Cl}_2/\text{año} \end{array} = \text{g mercurio liberado por año.}$$

Luego, se pueden aplicar los factores de distribución de salida para estimar las emisiones a cada medio.

5.4.2 Producción de CVM (cloruro de vinilo monómero) con catalizador de dicloruro de mercurio (HgCl₂)

5.4.2.1 Descripción de la subcategoría

761. Dos procesos se utilizan en la fabricación de cloruro de vinilo: el proceso de acetileno que usa cloruro mercúrico sobre perlas de carbono como catalizador, y el otro basado en la oxiclорación de etileno (sin uso de mercurio). Una planta en EE. UU. utilizaba el proceso de cloruro mercúrico en 1997 (US EPA, 1997a) y en todo el mundo alrededor de 100 instalaciones están utilizando esta tecnología (Chemical and Engineering News, 2010). El número ha ido aumentando en los últimos años, por ejemplo en China, donde la disponibilidad de carbón como materia prima favorece el uso de esta tecnología. Y para esta aplicación es considerable el consumo de mercurio. Sin embargo, China desarrolló una estrategia para reducir las emisiones de mercurio del sector. No se encontró información relativa a las medidas de control específicas para las emisiones de mercurio de la producción de cloruro de vinilo; no obstante, se considera que la mayoría del mercurio se deposita en los catalizadores de mercurio usados.

762. En la Federación de Rusia, cuatro empresas utilizan dicloruro de mercurio. Debajo se muestra su balance total y balance de salida.

5.4.2.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-108 Principales emisiones y medios receptores de la producción de CVM con dicloruro de mercurio como catalizador

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Producción de CVM	x	x				X

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

5.4.2.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-109 Resumen de los datos sobre índices de actividad y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para la producción de CVM con dicloruro de mercurio como catalizador

Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Producción anual de CVM	Consumo de mercurio (en catalizadores) por unidad de CVM producido

763. Lassen *et al.* (2004) estimaron el balance de masa total de la producción de CVM con catalizadores de mercurio en 2002 en la Federación de Rusia. En la Tabla 5-110 se presenta un resumen de los datos.

Tabla 5-110 Balance de masa estimado de la producción de CVM con catalizadores de mercurio en 2002 en la Federación de Rusia (Lassen *et al.*, 2004)

Entradas	
Consumo anual de Hg con catalizador, toneladas métricas/año	16
Producción anual de CVM, toneladas métricas/año	130.000
Cálculo de la entrada de Hg en g por tonelada métrica de CVM producido, promedio, redondeada	100-140
Distribución de las salidas	
Porción	
Catalizador consumido para reciclaje externo	0,62
Ácido HCl inferior vendido	0,37
Emisiones directas al aire	0,003
Emisiones directas a las aguas residuales	0,003

764. Una decisión de la Convención de OSPAR de 1985 (Decisión 85/1) definió los umbrales recomendados para las emisiones de mercurio al ambiente acuático de la producción de CVM con catalizadores de mercurio en 0,05 mg Hg/l de efluente y 0,1 g Hg/tonelada métrica de capacidad de producción de CVM. Estos valores pueden indicar tal vez el orden de magnitud de las emisiones de mercurio al agua de este sector aproximadamente en 1985 en la situación de Europa occidental y corresponden al nivel de 2002 presentado para la producción de CVM referida anteriormente.

5.4.2.4 Factores de entrada y factores de distribución de salida

765. Con base en la información presentada anteriormente de Rusia sobre entradas y salidas, se sugieren los siguientes factores predeterminados de entrada y distribución preliminares para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que estos factores predeterminados se basan en una base de datos limitada y, como tales, deben considerarse como preliminares y sujetos a revisión.

766. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

767. Los datos reales sobre el consumo de mercurio con catalizador para la producción de CVM en las instalaciones específicas conducirán a las mejores estimaciones de las emisiones. Si no hay información disponible sobre la concentración de mercurio en los concentrados utilizados en la etapa de extracción, se puede hacer una primera estimación utilizando los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-111 a continuación (basados en los conjuntos de datos presentados en esta sección).

Tabla 5-111 Factor de entrada predeterminado preliminar para mercurio en catalizador para la producción de CVM

Material	Factores de entrada predeterminados; g de mercurio usado por tonelada métrica de CVM producido;
Consumo de Hg en catalizadores para la producción de CVM	100 – 140

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

Tabla 5-112 Factores de distribución de salida de mercurio preliminares sugeridos para la producción de CVM con catalizador de mercurio *1

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra *4	Productos *3	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector *2
Porción del total de entradas de mercurio a la producción de CVM	0,02	0,02	?	0,36		0,60

Notas: *1 Basados únicamente en los datos nacionales para la Federación de Rusia; pueden tener un grado considerable de incertidumbre;

*2 En Rusia esto es el reciclado externo del catalizador;

*3 En forma de HCl de baja calidad técnica vendido para fines limitados

*4 No se pueden descartar las emisiones a la tierra desde el almacenamiento y manejo *in situ*.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

768. No se sugiere ninguna relación.

5.4.2.5 Principales datos específicos de la fuente

769. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- El consumo anual de catalizador con mercurio y la concentración de mercurio en el catalizador; y
- los datos medidos sobre la distribución entre todas las vías de salida, preferiblemente basados en un enfoque que considere el balance de masa.

5.4.3 Producción de acetaldehído con catalizador de sulfato de mercurio (HgSO₄)

5.4.3.1 Descripción de la subcategoría

770. El sulfato de mercurio puede utilizarse en la producción de acetaldehído, si bien existen otros procesos alternativos que no utilizan mercurio. En el siglo XX el mercurio se utilizaba para la producción de acetaldehído en EE. UU. y otros países. Este proceso ya no se utiliza en EE. UU. y es probable que tampoco se lo utilice en muchos otros países. No obstante, todavía no se ha obtenido información (mientras se escribe este borrador de informe) con respecto al uso de mercurio para la producción de acetaldehído en otros países.

771. La oxidación en fase líquida de etileno utilizando una solución catalítica de cloruro de paladio y cobre se usó por primera vez comercialmente en EE. UU. en 1960 y más de 80 % de la producción mundial de acetaldehído en los últimos años se ha obtenido por este proceso. El resto es producido por oxidación del etanol y la hidratación de acetileno. El acetaldehído es producido por un número no muy grande de empresas en el mundo. La producción total de acetaldehído de EE. UU. en 1982 fue de 281 mil toneladas métricas. La producción total de acetaldehído en Europa occidental en 1982 fue de 706 mil toneladas métricas y la capacidad de producción fue estimada en cerca de 1 millón de toneladas métricas. En Japón, la producción estimada en 1981 fue 323 mil toneladas métricas (Hagemeyer, 1978; IARC, 1985, citado en OMS, 1995).

772. Las emisiones potenciales de mercurio de este tipo de instalaciones fueron bien ilustradas en la famosa tragedia de la contaminación de mercurio que ocurrió en la Bahía de Minamata en Japón en las décadas de 1950-1960. Durante 20 años, una planta de fabricación de productos químicos había producido acetaldehído que se utiliza para hacer plásticos, medicamentos y perfume. Como parte de sus operaciones habituales, la planta vertió productos de desecho, incluidas grandes cantidades de

mercurio en la Bahía de Minamata. Muchas personas murieron o sufrieron de incapacidad permanente como consecuencia de esta contaminación. En 1968, la planta dejó de utilizar mercurio en su proceso de fabricación y de verter los desechos en la bahía. Hoy en día, la planta produce cristales líquidos, conservantes, fertilizantes y otros productos químicos con tecnología segura para el medio ambiente.

773. Otro incidente ocurrido en Kazajstán en el que se liberó mercurio de una planta de acetaldehído en la región de Karaganda de Kazajstán central provocó una seria contaminación de la región circundante y en particular el río Nura (referencia: Management of Mercury Pollution of the River Nura [gestión de la contaminación con mercurio del río Nura]), investigación de la Universidad de Southampton, Reino Unido, disponible en: <http://www.soton.ac.uk/~env/research/pollution/>).

774. Si no se dispone de otros datos, los factores predeterminados presentados para la producción de CVM pueden ser utilizados como valor indicadores para también para acetaldehído. Sin embargo, en la actualidad este uso de mercurio puede haber cesado en el mundo.

5.4.4 Otra producción de productos químicos y polímeros con compuestos de mercurio como catalizadores

5.4.4.1 Descripción de la subcategoría

775. El acetato de vinilo se puede producir usando sales de mercurio como catalizador (referencia: ATSDR, perfil toxicológico del acetato de vinilo). Sin embargo, se cree que proceso de mercurio para esta aplicación se ha dejado de utilizar en las últimas décadas.

776. Lassen *et al.* (2004) informan que en la Federación de Rusia se utilizó sulfato de mercurio (II) como catalizador en la producción de colores (/pigmentos) cubo (1-aminoantraquinona), con un consumo anual de varias toneladas métricas de mercurio como catalizador hasta el año 2000.

5.4.4.2 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

777. Una decisión de la Convención de OSPAR de 1985 (Decisión 85/1) definió los umbrales recomendados para las emisiones de mercurio al ambiente acuático a partir de actividades de la industria química seleccionadas que implican manipulación de mercurio. Los umbrales se resumen en la Tabla 5-113. Estos valores pueden indicar tal vez el orden de magnitud de las emisiones de mercurio al agua de estas aplicaciones aproximadamente 1985 en la situación de Europa occidental. Tener en cuenta que la producción de CVM se describe en la sección 5.4.2 anterior; aquí solo se menciona para comparación.

Tabla 5-113 Valores umbrales recomendados por OSPAR para las emisiones de mercurio al agua de la fabricación de productos químicos (www.ospar.org, 2004)

Actividad	Valores umbral para las emisiones de mercurio
Producción de CVM con catalizadores de Hg	0,05 mg Hg/l efluente; 0,1 g Hg/ toneladas métricas de capacidad de producción de CVM
Producción de otras sustancias químicas con uso de catalizadores de Hg	0,05 mg Hg/l efluente; 5 g Hg/kg Hg usados
Producción de catalizadores de Hg para síntesis de CVM	0,05 mg Hg/l efluente; 0,7 g Hg/kg Hg procesados
Fabricación de otros compuestos de Hg orgánicos e inorgánicos	0,05 mg Hg/l efluente; 0,05 g Hg/kg Hg procesados

5.5 Productos de consumo con uso deliberado de mercurio

Tabla 5-114 *Productos de consumo con uso deliberado de mercurio: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado*

Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.5.1	Termómetros con mercurio	X	X	X	X	X	DC
5.5.2	Interruptores eléctricos y electrónicos, contactos y relés con mercurio	X	x	X	X	X	DC
5.5.3	Fuentes de luz con mercurio	X	x	X	X	X	DC
5.5.4	Pilas que contienen mercurio	X	x	X	X	X	DC
5.5.5	Poliuretano con catalizador de mercurio	X	x	x	X	X	DC
5.5.6	Biocidas y pesticidas	X	X	X	X	X	DC
5.5.7	Pinturas	X	x	x	X	x	DC
5.5.8	Productos farmacéuticos para uso humano y veterinario	X	x	x	x	X	DC
5.5.9	Cosméticos y productos relacionados		X		X	x	DC

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;

X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

5.5.1 Termómetros con mercurio

5.5.1.1 Descripción de la subcategoría

778. Tradicionalmente, se han utilizado termómetros de mercurio para la mayoría de las mediciones de intervalos medios de temperatura. En la actualidad, están siendo sustituidos cada vez más por termómetros electrónicos y de otros tipos pero el grado de sustitución probablemente varía entre los países. Varios países europeos han prohibido el uso de termómetros y otros productos que contienen mercurio, por ejemplo, Suecia, Dinamarca, Holanda y Francia. En EE. UU. se están realizando esfuerzos voluntarios conjuntos con la industria y asociaciones apropiadas con el fin de reducir el mercurio de los termómetros mediante sustitutos que no lo contengan. En varios estados de EE. UU. se ha prohibido el uso de termómetros para medir la fiebre y la mayoría de los comercios ya no los venden (PNUMA, 2002).

779. Los usos principales de mercurio que todavía persisten pueden ser los termómetros de uso médico (medida de la temperatura corporal en hospitales, hogares, etc.), termómetros para medir la temperatura ambiente, en laboratorios químicos y en controles de algunas máquinas (motores diésel grandes) y equipamiento industrial. Los termómetros de mercurio pueden contener entre 0,6 y varios cientos de gramos/unidad, dependiendo del uso (COWI, 2002 y US EPA, 1997a)

780. En la producción de termómetros de vidrio, los tubos se llenan generalmente con mercurio en una sala aislada. Un proceso de llenado con mercurio típico se realiza bajo una campana de vidrio. Cada lote de tubos se coloca con el extremo abierto hacia abajo en una bandeja y ésta se coloca debajo de la campana que baja y se sella. Se hace llegar mercurio al interior de la campana, ya sea desde un sistema de adición de mercurio cerrado o desde un tanque llenado manualmente. Se utiliza un sistema de vacío para introducir el mercurio en los tubos. Luego del llenado, la bandeja de tubos se retira

manualmente de la campana. El exceso de mercurio en el fondo de la bandeja se purifica y se vuelve a transferir al sistema de adición de mercurio o al tanque de llenado. No se ha identificado información específica sobre la emisión de mercurio a partir de este paso en la referencia; sin embargo, algo de vapor de mercurio se pierda posiblemente a la atmósfera durante este proceso. El exceso de mercurio en el vástago de los tubos se hace salir por el extremo abierto calentando el extremo del bulbo de los tubos en un baño de agua o de aceite caliente. Se cortan los tubos a una altura justo por encima de la columna de mercurio y se sellan sus extremos. Estas operaciones son realizadas manualmente en diversos lugares de trabajo (Reisdorf y D'Orlando, 1984 y US EPA, 1984, citado en US EPA, 1997a).

5.5.1.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-115 Principales medios de emisión y recepción durante el ciclo de vida de los termómetros de mercurio

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Producción	X	X	x	X		x
Uso	X	X	x			
Eliminación	X		X		X	x

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

781. Pueden tener lugar emisiones:

- 1) A partir de la producción de termómetros de mercurio (al aire, agua y tierra) dependiendo de qué tan bien cerrados están los sistemas de fabricación, y de la manipulación y procedimientos del lugar de trabajo en las unidades de producción individuales;
- 2) Por rotura o pérdida de termómetros (al aire, agua, tierra) durante el uso; y
- 3) Durante la eliminación de los termómetros después de su uso (directamente a la tierra o vertedero y posteriormente al agua y aire), dependiendo en gran medida de los tipos y la eficiencia de los procedimientos de recolección y manipulación de desechos.

782. En algunos países las partes de los termómetros usados se recogen para manipulación segura y posible reciclaje del mercurio.

i) Producción

783. Según un análisis realizado por Barr (2001), parecería que la cantidad de entrada de mercurio liberada durante la producción en EE. UU. es muy pequeña (Barr, 2001). Las emisiones de vapor a partir de la purificación y transferencia de mercurio son controladas en general por procedimientos de contención, ventilación local, reducción de la temperatura para reducir la presión de vapor, ventilación de la dilución o aislamiento de la operación de otras áreas de trabajo. También puede modificarse el diámetro interior del tubo para reducir el uso de mercurio. La principal fuente de emisiones de mercurio en la producción de termómetros puede ser el paso de llenado con mercurio (US EPA, 1997a)

784. No obstante, pueden tener lugar emisiones de mercurio de varias fuentes durante la producción de termómetros. Muchos de los procedimientos utilizados en la producción de termómetros son realizados manualmente y, como consecuencia, las emisiones a partir de estos procedimientos son más difíciles de controlar. Las fuentes potenciales de emisiones de mercurio más importantes son los procesos de purificación y transferencia, llenado con mercurio, y eliminación por calentamiento (quema). Pueden tener lugar otras emisiones originadas por derrames de mercurio, termómetros rotos y otros accidentes que pueden ocurrir durante el proceso de producción.

ii) Uso

785. Como los termómetros se sellan, no se libera mercurio durante su uso a menos que se rompan o se quiebren. Es frecuente que los termómetros se quiebren durante el uso, como lo indica el porcentaje de roturas estimado más adelante en este capítulo. Esta rotura puede dar lugar a niveles elevados de mercurio en el ambiente de residencias, provocando riesgos en las poblaciones vulnerables como los niños pequeños (Carpi y Chen, 2001). Una vez que el termómetro se quiebra, el mercurio se emite a varios medios, entre ellos el aire (en forma de vapores), tierra y aguas residuales. Los termómetros rotos también pueden eliminarse con desechos sólidos, pero en este caso se considera aquí como una eliminación (ver debajo). El alcance de las emisiones de cada vía depende de los procedimientos de limpieza y otros factores.

iii) Eliminación

786. Algunos termómetros que contienen mercurio pueden reciclarse y el mercurio recuperarse para un uso futuro. Sin embargo, un gran porcentaje se elimina en los desechos sólidos municipales, desechos médicos, desechos peligrosos, o posiblemente otros tipos de métodos de eliminación de desechos (incineradores, vertidos informales, aguas residuales, etc.) (Barr, 2001). El alcance de cada uno de estos métodos de eliminación probablemente varíe considerablemente entre países. En algunos países occidentales, la cantidad que se recolecta separadamente y se recicla ha aumentado en los últimos años.

5.5.1.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-116 *Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de los termómetros con mercurio*

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Producción	Consumo total de mercurio para producción de termómetros *1	kg de mercurio emitidos por kg de mercurio utilizado para producción o por kg de mercurio en termómetros producidos
Uso	Número de termómetros de mercurio consumidos por año, por tipo y sector	g de mercurio por termómetro suministrado, por tipo y sector
Eliminación	Número de termómetros de mercurio consumidos por año, por tipo y sector	g de mercurio por termómetro suministrado, por tipo y sector

Notas: *1 Si no se conoce la cantidad de mercurio total, puede estimarse mediante el uso de factores predeterminados para mercurio por termómetro de cada tipo.

i) Producción

787. En la mayoría de los países los termómetros son producidos por unos pocos fabricantes, si los hay. La cantidad de mercurio utilizada para la producción, el número de termómetros producidos y las emisiones reales a partir de la producción de termómetros deberían obtenerse preferiblemente por el contacto directo con los fabricantes, si fuera posible. Las emisiones de la producción pueden en algunos casos estar disponibles de estadísticas ambientales nacionales.

788. En caso de que no pueda obtenerse información de un caso específico, la cantidad de termómetros producidos por año puede estar disponible a partir de estadísticas nacionales y la cantidad de mercurio utilizado para la producción puede estimarse utilizando factores predeterminados para el mercurio por termómetro. Si se dispone de información específica sobre los volúmenes de producción pero no se dispone de estimaciones sobre las emisiones, se puede hacer una primera estimación

utilizando factores de distribución. A continuación se muestran algunos ejemplos de contenido de mercurio por unidad y los factores de distribución.

ii) Uso

789. Las emisiones de mercurio por rotura o pérdida durante el uso de termómetros pueden estimarse a partir del consumo nacional de mercurio en los termómetros y la fracción estimada de termómetros que se rompen o se pierden durante el uso. El número de termómetros de mercurio en uso refleja el contenido de mercurio y el consumo de años anteriores (ciclo de vida de unos pocos años a muchos, dependiendo del tipo y uso). Si no se dispone de datos históricos, se puede utilizar una combinación de los números de entrada del consumo actual y las opiniones de expertos sobre las tendencias de suministro para realizar una primera aproximación.

790. Los números de consumo de termómetros pueden obtenerse por contacto directo con los principales proveedores (incluidos los fabricantes) o de estadísticas de comercio nacional. Preferiblemente, el consumo de termómetros debe desglosarse por sectores: sector hospitalario, hogares e industrias/laboratorios. Es muy probable que no pueda realizarse el desglose por sectores basándose solo en las estadísticas de comercio nacional sino que se requiere consultar la información necesaria a los proveedores.

iii) Eliminación

791. La entrada de mercurio a la eliminación es el contenido de mercurio en los termómetros según se suministra, multiplicado por los números de consumo de los mismos termómetros. Tener en cuenta que la eliminación de mercurio con los termómetros refleja el contenido de mercurio de años anteriores (vidas útiles de unos pocos a muchos años, dependiendo del tipo y uso). Esto es importante dado que las concentraciones de mercurio en los termómetros pueden haber disminuido con el tiempo en muchos países. Si no se dispone de datos históricos, se puede utilizar una combinación de los números de entrada del consumo actual y las opiniones de expertos sobre las tendencias de suministro para realizar una primera aproximación. Preferiblemente, el consumo de termómetros debe desglosarse por sectores: sector hospitalario, hogares e industrias/laboratorios ya que los sistemas de eliminación para los tres sectores son con frecuencia diferentes.

792. En la Tabla 5-117 se muestran ejemplos de contenido de mercurio por tipo de termómetro. Hoy en día, los termómetros de uso médico contienen hoy de 0,25 a 1,85 g de mercurio por termómetro dependiendo del tipo, país y región. Existe una tendencia en el sentido de usar cantidades menores de mercurio por termómetro y los termómetros desechados pueden contener mayor cantidad de mercurio que los nuevos. Los termómetros para medir la temperatura ambiente en general contienen levemente más mercurio, entre 2 y 5 g. Un gran número de termómetros de vidrio diferentes se utilizan en laboratorios, la industria y para aplicaciones especiales y el contenido de mercurio informado para éstos varía de 0,3 a 48 g por termómetro.

Tabla 5-117 Ejemplos de contenido de mercurio en termómetros por tipo y región (g mercurio por unidad)

Tipo de termómetro	Contenido de mercurio (g Hg/artículo)	País/región para los datos	Comentarios
Termómetros médicos	0,5-1,5	Unión Europea	Floyd <i>et al.</i> , 2002
	2	Francia	AGHTM, 2000
	1,85	Rusia	Yanin, 2004
	0,61	EE. UU.	US EPA, 1992
	0,7	Canadá	Environment Canada, 2003a
	0,25	Dinamarca	Skårup <i>et al.</i> , 2003

Tipo de termómetro	Contenido de mercurio (g Hg/artículo)	País/región para los datos	Comentarios
Termómetros domésticos	0,5-2,25	Unión Europea	Floyd <i>et al.</i> , 2002 No se especifican más detalles sobre el uso
Termómetros para medir la temperatura del aire ambiente	2-5 2,25 3	Rusia EE. UU. Canadá	Yanin, 2004 US EPA, 1992 Environment Canada, 2003a
Termómetros industriales y para aplicaciones especiales	10 3,9-7,4 5-200	Unión Europea Rusia Dinamarca	Floyd <i>et al.</i> , 2002 Yanin, 2004 Maag <i>et al.</i> , 1996; Control de motores de diesel grandes en barcos, etc.
Termómetros de laboratorio	1,4-48	Rusia	Yanin, 2004
Termómetros para pruebas en productos petrolíferos	0,3-2,2	Rusia	Yanin, 2004

5.5.1.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

i) Producción

793. Parece haber información muy limitada sobre las emisiones de mercurio a partir de la producción de termómetros en EE. UU. Un informe de la EPA de EE. UU. de 1973 presenta un factor de emisión atmosférica de 9 kg de mercurio emitido al aire por cada tonelada métrica de mercurio usado en la fabricación de instrumentos en general (9 kg perdidos/tonelada métrica de producción). Sin embargo, este factor de emisión debe utilizarse con extremo cuidado ya que está basado en las respuestas de una encuesta recogidas en la década de 1960, no en datos de pruebas reales y puede no ser aplicable el factor de emisiones a la producción de termómetros. Además, la fabricación de instrumentos y los métodos de control de mercurio utilizados en la fabricación de instrumentos probablemente hayan cambiado considerablemente desde la época en que fueron realizadas las encuestas (US EPA, 1997a).

794. Unilever informa que durante un período de operaciones de 18 años en su planta de fabricación de termómetros de India, menos de 1 % (10 kg/tonelada métrica de entrada de mercurio, en el peor de los casos) fue emitido a la atmósfera principalmente a través de la evaporación (Unilever, 2003).

795. Se dispone de muy poca información sobre otras emisiones de la producción. Toxics Link (2003) informa una tasa de roturas de 30-40 % durante la producción en plantas de fabricación de instrumentos en India, algunos de los cuales son, no obstante, reportados por los fabricantes como recuperados. Pueden tener lugar emisiones debidas a derrames de mercurio, termómetros rotos y otros accidentes que pueden ocurrir durante el proceso de producción. Es frecuente que estas emisiones no sean contabilizadas y solo pueden ser estimadas a partir de los balances de masa detallados para la producción de los termómetros.

ii) Uso y eliminación

796. Las rutas de eliminación serán diferentes para los termómetros utilizados en hospitales, hogares y laboratorios y en la industria.

797. Los termómetros de mercurio son general desechados por mal funcionamiento (la temperatura registrada no es correcta) o por rotura. En algunos países, por ejemplo, EE. UU. y Suecia, algunos termómetros pueden ser desechados a través de programas de intercambio de termómetros en los que termómetros de mercurio son intercambiados por termómetros electrónicos. La tasa de roturas informada en diferentes estudios es muy variable y depende del uso real que se le dé a los

termómetros, siendo las tasas más altas las que corresponden a los termómetros de uso médico utilizados en los hogares.

798. En un informe de la EPA de EE. UU. (US EPA, 1992) de 1992 se asumió una tasa de rotura de 5 % basada en una encuesta telefónica realizada en 1990 a los fabricantes de termómetros de EE. UU.

799. Por el contrario, Barr (2001) supone que 50 % de los termómetros de EE. UU. son rotos por los consumidores porque no hay motivo para descartar un termómetro si no es por rotura. Del 50 % de los termómetros rotos, Barr supone que 20 % del mercurio va a parar a las aguas residuales luego de que las personas eliminan el derrame lavando el área y 10 % se pierde al aire a través de la volatilización. El mercurio remanente se distribuye entre los desechos municipales sólidos, desechos infecciosos y operaciones de reciclado. Estos porcentajes son estimaciones aproximadas de Barr, basadas en información muy limitada (Barr, 2001). Como los termómetros para medir la fiebre son utilizados frecuentemente en contextos clínicos, se incluye la eliminación como desechos infecciosos como una vía de eliminación potencial para los termómetros, junto con la rotura, eliminación de desechos municipales sólidos, reciclado, y las aguas residuales (Barr, 2001). Barr (2001) estima que 88 % de los termómetros para medir la fiebre no rotos durante el uso en Minnesota en 1996 fue eliminado como desecho sólido municipal, en tanto un 12 % se recogió para ser reciclado.

800. Skårup *et al.* (2003) no informan tasas de rotura pero estiman que aproximadamente 1/3 del mercurio de los termómetros médicos utilizados en los hogares se libera al agua residual por limpieza de los derrames de los termómetros rotos. La parte restante se considera distribuida aproximadamente en partes iguales entre la eliminación a través de los desechos sólidos municipales y los desechos peligrosos en Dinamarca. Se estima que 90 % del mercurio de los termómetros usados en la industria y los laboratorios se elimina con los desechos peligrosos (para ser reciclados), en tanto un 5 % se elimina con los desechos municipales y las aguas residuales respectivamente. En Dinamarca, el mercurio proveniente de los termómetros utilizados en el sector hospitalario es reportado como eliminado principalmente como residuo químico; independientemente de si los termómetros están rotos o no (Skårup *et al.*, 2003).

801. Floyd *et al.* (2002) asumen que 5 % los equipos de medida y control que contienen mercurio en la Unión Europea se quiebran antes de completar su vida útil. La tasa de rotura se aplica a todos los equipos y la tasa para los termómetros médicos utilizados en los hogares puede ser significativamente superior. Se estima que 10 % del mercurio en los equipos rotos es emitido a la atmósfera, 20 % va a las cloacas, 20 % es recogido para su recuperación y 50 % se elimina como desechos generales. Floyd *et al.* (2002) estiman que en el caso del mercurio de todos los equipos de medida y control de la Unión Europea, 15 % es recogido para su recuperación, 80 % se elimina como residuo sólido y 5 % se rompe durante el uso.

802. En Francia, aproximadamente 90 % del consumo de termómetros de mercurio se atribuye al sector hospitalario (AGHTM, 2000). La vida útil promedio de los termómetros es estimada en 1-2 meses como máximo en los hospitales y se informa que los termómetros se quiebran de manera muy frecuente. Los autores suponen que 100 % de los termómetros se quiebran y que la posibilidad de recuperación del mercurio es muy baja porque la rotura ocurre en lugares donde el acceso es dificultoso. Como consecuencia, el mercurio se libera en gran medida a las aguas residuales cuando se barren las salas.

803. Los termómetros recogidos por los programas de intercambio de termómetros son enviados a instalaciones de reciclado de mercurio o a tratamiento de desechos peligrosos.

5.5.1.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

804. Con base en los ejemplos compilados hasta ahora que se proporcionaron anteriormente, se sugiere el uso de los siguientes factores de distribución de entrada y salida predeterminados preliminares en casos en los que los datos específicos de la fuente no están disponibles. Se hace

hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

805. Los datos reales sobre los niveles de mercurio en cada termómetro en particular llevará a las mejores estimaciones de las emisiones.

806. Si no hay información disponible sobre el contenido de mercurio de los termómetros reales utilizados, se puede hacer una primera estimación con los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-118 a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto).

807. Tener en cuenta que estos números refieren solo a termómetros llenos de mercurio. Al cuantificar los suministros anuales de termómetros, se debe tener en cuenta que se venden muchos termómetros que no utilizan mercurio (termómetros de vidrio con alcohol o aleaciones metálicas líquidas, y termómetros electrónicos), de modo que la información que se necesita es la que refiere específicamente a los termómetros de mercurio.

Tabla 5-118 Factores de entrada de mercurio predeterminados *preliminares* por tipo de termómetro

Tipo de termómetro	Contenido de mercurio (g Hg/artículo)
Termómetros médicos	0,5-1,5
Termómetros para medir la temperatura del aire ambiente	2-5
Termómetros industriales y para aplicaciones especiales (p. ej., control de motores marinos)	5-200
Termómetros de vidrio varios con Hg, incl. los de laboratorio	1-40

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

808. El factor de salida al aire de la producción está basado en los datos proporcionados arriba por Unilever. No se conocen las emisiones de mercurio a los desechos y otras vías.

809. Los factores de distribución de salida predeterminados preingresados en la hoja de cálculo IL2 se basaron en datos limitados disponibles para termómetros y pilas, asumiendo algunas similitudes en la manipulación de mercurio, etc.

810. Para la eliminación, las salidas dependen en gran medida de las prácticas de gestión de desechos reales en cada uno de los sectores donde se usan termómetros de mercurio, y el factor predeterminado que se proporciona a continuación son simplificaciones que tienen como fin de provocar la señal de que las salidas de mercurio considerables pueden seguir cada una de las vías indicadas. Las cuantificaciones de las corrientes reales de desechos en cada uno de los sectores en el país darán una imagen más pertinente de las salidas de mercurio de este grupo de productos. Si no están disponibles datos cuantitativos específicos, pueden usarse los factores de distribución que se proporcionan en la tabla a continuación.

811. Tenga en cuenta que la tabla solo distribuye salidas de emisiones directas al ambiente y las dos categorías de desechos mencionadas. El destino final del mercurio en los desechos depende en gran medida del escenario de tratamiento de desechos a nivel nacional/regional y los diseños de reducción de emisión implicados. Ver las descripciones de estas cuestiones en las secciones que cubren la incineración de desechos generales (sección 5.8) y vertederos/depósitos (sección 5.9).

812. Tenga en cuenta también que en los factores de distribución de salida de mercurio predeterminados mencionados en la presente, el vertido informal o incineración de desechos se cuantifica como emisiones directas al aire, tierra y agua, según corresponda. Tenga cuidado con el conteo doble, si las estimaciones de las emisiones de mercurio también se hacen por separado para vertido informal o incineración de desechos.

Tabla 5-119 Factores de distribución de salida de mercurio predeterminados **preliminares** para uso y eliminación de termómetros

Fase del ciclo de vida	Factores de distribución de salida predeterminados, porción de las entradas de Hg				
	Aire	Agua	Tierra	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector *1
Producción *3	0,01	?	0,01	?	?
Durante el uso y la eliminación (estado real del manejo de los desechos en el país): *2					
Sin recolección de termómetros separada o muy limitada. Todos los desechos o la mayoría de los mismos son recolectados y manipulados de manera públicamente controlada	0,1	0,3		0,6	
Sin recolección de termómetros separada o muy limitada. Recolección y manipulación faltante o informal de desechos generales es generalizada	0,2	0,3	0,2	0,3	
Recolección de termómetros separada con altas tasas de recolección. Todos los desechos o la mayoría de los mismos son recolectados y manipulados de manera públicamente controlada	0,1	0,3		0,3	0,3

Notas: *1 Reciclaje de mercurio o eliminación especial, por ejemplo, eliminación segura en viejas minas;

*2 Las entradas de mercurio a la eliminación son las cantidades de mercurio en los tipos de termómetro, combinadas con las cantidades eliminadas de los tipos de termómetro respectivos. Si los datos de suministro anual para algunos años anteriores (para los mismos tipos de termómetros) están disponibles, se pueden usar como aproximaciones para las cantidades eliminadas;

*3 Cantidades en el porcentaje de entradas de mercurio a la producción en el país. Si no pueden obtenerse las cantidades de mercurio suministradas a la producción, una aproximación puede ser la cantidad de mercurio en los productos producidos.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

813. Las salidas estimadas a desechos recolectados por separado y desechos sólidos municipales de esta sección contribuyen a las entradas de mercurio a vertederos/depósitos (sección 5.9) e incineración de desechos (sección 5.8).

814. Las salidas estimadas para reciclaje de esta sección contribuyen a la entrada de mercurio a reciclaje de mercurio (sección 5.7.1).

5.5.1.6 Principales datos específicos de la fuente

815. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Los números de producción doméstica para termómetros que contienen mercurio;
- Consumo de termómetros que contienen mercurio del sector hospitalario, hogares y laboratorios y la industria, respectivamente, y
- Establecimiento y eficiencia de los sistemas de gestión de desechos en cada uno de los sectores en los que se utilizan termómetros.

816. Con respecto a la producción doméstica, el consumo y salida de mercurio de la producción puede ser información confidencial. Los volúmenes de producción pueden obtenerse de las estadísticas de producción nacional pero muy probablemente no estén desglosados por tipo de termómetro.

817. El consumo de termómetros de mercurio puede obtenerse de las estadísticas de comercio nacional pero muy probablemente no esté desglosado por tipo y sector. La información desglosada por tipo debe obtenerse de los proveedores.

818. Para consultar recomendaciones sobre la recopilación de datos, ver la sección 4.4.5.

5.5.2 Interruptores eléctricos y relés con mercurio

5.5.2.1 Descripción de la subcategoría

819. El mercurio se ha utilizado (y continúa utilizándose) en diversos interruptores eléctricos y relés. Los datos de EE. UU. indican que el consumo de mercurio sigue siendo considerable para este grupo de productos (EE. UU., 2012). En algunos países, se ha estado sustituyendo el mercurio en componentes eléctricos durante las últimas dos décadas y se están utilizando sustituyentes no mercúricos para la mayoría o todas estas aplicaciones actualmente en algunos países. Sin embargo, el estado y el alcance de la sustitución probablemente varía considerablemente entre los países. Además, independientemente del estado de sustitución, los interruptores y relés de mercurio probablemente estarán presentes en los desechos durante los próximos años debido a la extensa vida útil de estos artículos. Esta subcategoría es un grupo de productos muy diverso en términos de las diferencias en las aplicaciones, el contenido de mercurio y el ciclo de vida para los componentes eléctricos y puede ser necesario realizar esfuerzos considerables para estimar las emisiones de mercurio de esta subcategoría. Estudios recientes realizados en los Estados Unidos demuestran que hay alternativas no mercúricas de interruptores/relés que con comparables o superiores a los productos de mercurio con respecto a su costo y funcionalidad para virtualmente todas las aplicaciones (Galligan *et al.*, 2003, tal como lo cita el NRDC en comentarios al PNUMA, 2005). Por consiguiente, cada vez más estados de los Estados Unidos han promulgado leyes que prohíben la venta de nuevos interruptores y relés de mercurio.

820. El uso principal del mercurio elemental en la fabricación de aparatos eléctricos es en interruptores de inclinación, también designados interruptores "silenciosos". Un interruptor de inclinación de mercurio se construye al agregar mercurio a un tubo de vidrio que contiene contactos de alambre metálico y luego sellar el tubo. Una fuerza o gravedad mecánica externa activa el interruptor al mover al interruptor de una posición vertical a una posición horizontal haciendo que el mercurio fluya de un extremo del tubo al otro, proporcionando así un conducto para una corriente eléctrica. Los interruptores de inclinación en los Estados Unidos se han utilizado principalmente para interruptores de pared eléctricos silenciosos e interruptores eléctricos para termostatos utilizados en calefacción residencial y comercial. Barr (2001) informa que los interruptores de mercurio se han utilizado en termostatos durante más de 40 años. Están disponibles termostatos sin mercurio. Sin embargo, se ha informado que no duran tanto ni funcionan tan bien como los termostatos de mercurio. A algunos países les va bien sin ellos, no obstante. Los estudios realizados en los Estados Unidos indican ahora que los termostatos que no contienen mercurio son equivalentes o superiores a los modelos de mercurio debido a las mejoras que se hicieron en los modelos sin mercurio (Centro Lowell para

Producción Sostenible (Lowell Center for Sustainable Production, 2003)), (Orden del DEP de Maine, 2003 y Dirección de Protección Ambiental de Maine, 2004). Los termostatos con interruptores de mercurio seguían comercializándose en los Estados Unidos en el año 2001 (Barr, 2001) y los termostatos de mercurio continúan vendiéndose en los Estados Unidos al 2005, aunque el mercado está disminuyendo un 10 %/año, y esta tendencia se acelerará a medida que entren en vigencia las leyes en los seis estados (pendientes en otros) que prohíben la venta de nuevos termostatos de mercurio (PSI, 2004). Quienes contratan calefacción, ventilación y aire acondicionado son los consumidores principales de estos dispositivos, que probablemente continúan utilizándose ampliamente en los hogares y otros edificios alrededor del mundo. En los autos, los interruptores se han utilizado ampliamente para "luces de conveniencia" como las que funcionan cuando se abre un baúl. Además, los interruptores de inclinación pequeños se han utilizado para sistemas antibloqueo de frenos (ABS) y sistemas de control activo de viaje. En los autos de los Estados Unidos fabricados en 1996, los interruptores de luz representaban el 87 % del uso total de 11.2 toneladas métricas, ABS el 12 % y el control de viaje el 1 %. (Griffith *et al.*, 2001) En sistemas ABS el mercurio se utilizaba principalmente en sistemas de vehículos de 4 ruedas. Los autos nuevos que se venden en los Estados Unidos no contienen interruptores de mercurio en luces de conveniencia o sistemas ABS, al 2003. En los autos europeos el mercurio no se ha utilizado desde mediados de los años noventa (Skårup *et al.*, 2003).

821. Un tipo especializado de interruptor de inclinación es el "interruptor de flotador". Estos se han utilizado comúnmente en bombas de sumidero y bombas de sentina para activar o desactivar el equipo. El brazo del flotador se unirá a una caja de control, que contiene el interruptor de inclinación de mercurio. El movimiento del brazo enciende o apaga los interruptores. En Dinamarca en 1992, los interruptores de flotador de mercurio representaban aproximadamente 60 % del uso total de mercurio en interruptores y relés (Skårup *et al.*, 2003). Los interruptores de "nivel" utilizados para activar o desactivar una corriente eléctrica en respuesta a movimientos mecánicos (tradicionalmente un tubo de vidrio con mercurio flotante) puede ser el artículo más importante con respecto a las cantidades de mercurio que se consumen. Los interruptores de inclinación de mercurio también se encuentran en numerosos otros productos que incluyen cubiertas de arcones congeladores, teléfonos, alarmas antirrobo en barcos, lavarropas, zapatos deportivos con luces, luces de control de vías férreas y computadoras portátiles.

822. Además del uso de interruptores de inclinación de mercurio en termostatos comunes, el mercurio también se utiliza en otros dos tipos de termostatos. Un "accustat" es un termostato de vidrio que se asemeja a un termómetro con dos conexiones eléctricas. Por la expansión del mercurio éste activa/desactiva un flujo eléctrico.

823. Otro tipo son las sondas de termostato de mercurio, también conocidas como sensores de llama o válvulas de seguridad de gas. La sonda de metal consiste en una lámpara de metal y un tubo fino unido a una válvula de control de gas. El mercurio está dentro del tubo y se expande o contrae para abrir y cerrar la válvula. Más comúnmente están presentes como parte de la válvula de seguridad que evita el flujo de gas si la luz piloto no se enciende en varios tipos de aparatos alimentados por gas, como calentadores de agua, hornos y calentadores de ambiente. Los termofusibles de mercurio se han utilizado en cafeteras automáticas y planchas (Skårup *et al.*, 2003)

824. Los relés son interruptores controlados por electricidad. Los relés de núcleo móvil o desplazamiento se utilizan en iluminación y calefacción de corriente alta. El relé de desplazamiento de mercurio usa un dispositivo de percutor metálico para desplazar el mercurio. El percutor es más liviano que el mercurio de modo que flota en el mercurio. Cuando se desactiva la energía eléctrica de la bobina, el nivel de mercurio está por debajo de la punta del electrodo y no existe una vía de corriente entre el electrodo de centro aislado y el charco de mercurio. Cuando se aplica la energía eléctrica de la bobina el percutor es impulsado hacia el charco de mercurio por el impulso del campo magnético y el percutor se centra dentro de la vía de corriente. Los relés de núcleo móvil contienen hasta 400 g de mercurio (Environment Canadá, 2003b).

825. Los relés de láminas humedecidas se encuentran en pequeños controles de circuito para dispositivos electrónicos de baja tensión. Un relé de láminas humedecidas consiste en una lámina encapsulada de vidrio con su base sumergida en un charco de mercurio y el otro extremo capaz de moverse entre dos conjuntos de contactos (Galligan *et al.*, 2003). El mercurio fluye hacia la lámina por acción capilar y humedece la superficie de contacto de la lámina y los contactos fijos. Los relés de láminas se utilizan principalmente en equipos de prueba, calibración y medición, es decir, aplicaciones especializadas donde es necesaria una resistencia de contacto estable a lo largo de la vida del producto. El contenido de mercurio de cada relé es normalmente 1-10 mg (Skårup *et al.*, 2003), y aunque puede que se utilicen ampliamente el consumo total de mercurio con los relés de artículos electrónicos ha sido relativamente pequeño en comparación con los interruptores de mercurio descritos anteriormente. Pueden utilizarse relés de contacto de mercurio con un interruptor similar a los interruptores de inclinación descritos anteriormente, pero su uso no parece ser muy extendido.

5.5.2.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

826. De manera similar a otros productos que contienen mercurio, pueden ocurrir emisiones:

- 1) A partir de la producción de interruptores y relés de mercurio (a aire, agua y tierra) dependiendo de qué tan bien cerrados están los sistemas de fabricación, y de los procedimientos del lugar de trabajo en las unidades de producción individuales;
- 2) Por rotura o pérdida de interruptores (a aire, agua, tierra) durante el uso; y
- 3) Durante la eliminación de los productos que contienen los interruptores (o los interruptores en sí mismos) después de su uso (directamente a la tierra o vertedero y posteriormente a agua y aire), dependiendo en gran medida de los tipos y la eficiencia de los procedimientos de manipulación de desechos (COWI, 2002).

Tabla 5-120 Principales medios de emisión y recepción durante el ciclo de vida de los interruptores y relés con mercurio

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Producción	x	x	x	X		x
Uso	x	x	x			
Eliminación	X		X		X	X

Notas: **X** -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

i) Producción

827. Durante la fabricación de interruptores eléctricos (pared y termostato), puede emitirse mercurio durante la soldadura o empaste, como resultado de derrames o roturas, durante las pruebas del producto, y como resultado de la transferencia de material (US EPA, 1997a). Ver US EPA (1997a) para acceder a una descripción de los procesos de producción para estos dispositivos.

ii) Uso

828. Dado que el mercurio está contenido en una lámpara de vidrio sellada dentro del dispositivo, no se producen emisiones durante el uso normal (Environment Canada, 1999). Una vez que el interruptor se rompe, el mercurio se emite a varios medios, entre ellos el aire (en forma de vapores), tierra y aguas residuales. Los interruptores rotos también pueden eliminarse con desechos sólidos, pero en este caso se considera como una eliminación. El alcance de las emisiones de cada vía depende de los procedimientos de limpieza y otros factores.

iii) Eliminación

829. Debido a la extensa vida útil del equipo y a la considerable disminución en el consumo en los últimos años en algunos países, la disponibilidad de los datos de consumo históricos es fundamental para determinar la cantidad de mercurio eliminado con el equipo desechado. Un estudio realizado en los EE. UU. estimó que el 10 % de los interruptores es desechado después de 10 años, 40 % después de 30 años y el 50 % restante después de 50 años (US EPA, 1992, según se cita en US EPA, 1997b). Los interruptores de inclinación que contienen mercurio utilizados en los edificios (por ejemplo, interruptores de pared e interruptores en termostatos) normalmente duran 30 a 50 años, y su eliminación normalmente tiene lugar cuando los edificios son renovados o demolidos (Environment Canada, 1999). Los interruptores y relés en equipos eléctricos/electrónicos y autos normalmente se eliminan cuando el equipo o los autos se desechan y la cantidad que se elimina hoy refleja el consumo 15-20 años atrás.

830. Floyd *et al.* (2002), al estudiar el consumo en la UE, observan que en la práctica el ciclo de vida se determinará por la vida del equipo dentro del cual están contenidos los interruptores, y estiman que en la práctica es probable que el ciclo de vida esté en el orden de 5-10 años. Esto probablemente se aplica solamente para otros interruptores y relés que los tipos utilizados en casas y autos.

831. Dado que el patrón de consumo ha cambiado considerablemente en los últimos años en algunos países, la cantidad de mercurio eliminado con productos desechados es más probable que no se estime de manera confiable con base en la información sobre el consumo de hoy en día, utilizando un supuesto de estado estacionario. Sin embargo, a veces puede ser posible estimar la cantidad de termostatos de mercurio desechados anualmente sin hacer uso de datos de ventas históricos al obtener la cantidad de reposiciones de termostatos (de todos los tipos) vendidas por año (según lo establecen las publicaciones comerciales) y al estimar el porcentaje de termostatos reemplazados que son de mercurio (PSI, 2004). Esta metodología podría utilizarse para otros productos de mercurio donde están disponibles datos de ventas de reposiciones.

832. Con base en los datos de consumo históricos puede ser posible estimar la cantidad de equipo acumulado en la sociedad (equipo aún en uso). La fracción del equipo desechado recolectado para una manipulación segura del mercurio dependerá principalmente de la existencia y la eficiencia de las campañas de recolección específicas y la práctica general para el tratamiento de desechos de equipos eléctricos y electrónicos. La información sobre las cantidades recolectadas y la eficiencia de la recolección estimada pueden ser la mejor base para las estimaciones de mercurio en el equipo desechado. En algunos casos puede ser útil formar estimaciones aproximadas con base en los datos correspondientes de países con condiciones similares.

833. En algunos países existen campañas específicas para la recolección de interruptores que contienen mercurio, por ejemplo, "Campaña de Colorado libre de mercurio: Programa de reciclaje de termostatos" (DPHE, 2003). Las campañas pueden aumentar considerablemente la cantidad de mercurio recolectado dado que generalmente no hay un incentivo económico fuerte para reciclar el mercurio. Lamentablemente, no obstante la campaña de Colorado y otros esfuerzos similares en otras partes, los esfuerzos de voluntarios en EE. UU. han producido resultados muy limitados hasta el momento (PSI, 2004, según lo cita el NRDC en comentarios al PNUMA, 2005). Por consiguiente, cada vez más Estados están prohibiendo nuevas ventas.

834. La cantidad de interruptores desechados que se recogen para reciclaje dependerá además de la práctica y los requisitos legales con respecto al tratamiento de desechos eléctricos y electrónicos. En países de la Unión Europea se implementará antes de agosto de 2004 un requisito específico para la eliminación de componentes que contienen mercurio, tales como interruptores o lámparas de luz de fondo.

835. Incluso en países con recolección separada, una parte de los interruptores y relés se eliminan con DSM y desechos de recicladores y destructores.

836. Para interruptores en desechos que terminarán en vertederos protegidos, parte del mercurio se emitirá solo lentamente a medida que se degrada la encapsulación, por evaporación gradual a la atmósfera, con un lixiviado lento en aguas residuales (o el agua subterránea, si no se usa una membrana bajo el vertedero), y tal vez finalmente a mayor escala si tienen lugar trabajos de excavación (o incluso cambios climáticos, geológicos). Ver la descripción de vertederos/eliminación en la sección 5.9.

837. Para interruptores en desechos que terminan en incineración de desechos, la mayor parte del mercurio se emitirá a la atmósfera al incinerarse, mientras que las pequeñas partes permanecerán en la incineración de sólidos y, si corresponde, en residuos de limpieza de gas de combustión, y posteriormente se deposita en vertederos u otros depósitos, tal como se describe en la sección 5.8.

838. En caso de desechos no recolectados, difusamente perdidos, o informales, vertederos de desechos no protegidos, las pérdidas ocurren directamente a la tierra.

5.5.2.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-121 Resumen de datos de tasa de actividad y tipos de factores de entradas de mercurio necesarios para estimar las emisiones de interruptores y relés con mercurio

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Producción	El consumo total de mercurio para producción o la cantidad de interruptores y relés producidos por año (en el país) por tipo	kg de mercurio emitidos por kg de mercurio utilizado para producción o por kg de mercurio en interruptores producidos
Uso *1	Datos históricos sobre la cantidad de interruptores de mercurio consumidos por año	g de mercurio por interruptor proporcionado, por tipo y sector
Eliminación *1	Datos históricos sobre la cantidad de interruptores de mercurio consumidos por año	g de mercurio por interruptor proporcionado, por tipo y sector

Notas: *1 Si estos datos no están disponibles, pueden utilizarse los factores de entrada predeterminados presentados a continuación; se basan en los datos del suministro de mercurio per cápita con este tipo de producto y operan con la tasa de actividad del número de habitantes en el país.

i) Producción

839. En la mayoría de los países el número de fabricantes de interruptores y relés que contienen mercurio probablemente no es de más que unos pocos, si los hubiere. La información sobre la cantidad de mercurio utilizada para la producción, la cantidad de dispositivos producidos y las emisiones reales a partir de la producción deberían preferiblemente obtenerse por contacto directo con los fabricantes, si fuera posible. Las emisiones de la producción pueden estar disponibles también de estadísticas ambientales nacionales. Si no puede obtenerse información de un caso específico, la cantidad de interruptores producidos por año puede estar disponible de estadísticas nacionales y la cantidad de mercurio utilizado para la producción puede estimarse utilizando factores predeterminados para mercurio por unidad. Sin embargo, dichas estadísticas probablemente no estén disponibles en la mayoría de los países. En caso de que solo esté disponible información sobre el volumen de

producción, una primera estimación de las emisiones de la producción puede obtenerse utilizando los ejemplos de contenido de mercurio por interruptor y los factores de distribución a continuación.

840. En los Estados Unidos en 1996, se consumió un total de 48 toneladas métricas de mercurio en la producción de dispositivos inalámbricos e interruptores (Sznoppek y Goonan, 2000), lo que representa aproximadamente el 13 % del consumo deliberado total de mercurio en el país. Tal como se informó en 2004 (Barr, 2004) el consumo anual estimado de mercurio en productos tales como el uso de interruptores/relés (incluidos termostatos) representó el 42 % del uso de productos en EE. UU., es decir, un total de 103 toneladas cortas (aprox. 91 toneladas métricas). La base de datos del Centro de Intercambio de Información Interestatal sobre Educación y Reducción de Mercurio (Interstate Mercury Education and Reduction Clearinghouse, IMERC) indica que los fabricantes de interruptores/relés (incluidos termostatos) notificaron a este consorcio de Estados que utilizaron más de 69 toneladas cortas de mercurio en productos comercializados en los Estados Unidos en 2001 (NEWMOA, 2001).

ii) Uso

841. A diferencia de, por ejemplo, los termómetros, los interruptores y relés que contienen mercurio normalmente llegan a los consumidores como componentes de otros equipos, y por esta razón es difícil obtener una estimación confiable del consumo real de mercurio con los productos comercializados. Cabe señalar que esta parte de la evaluación puede requerir de mucho tiempo. La información del mercado probablemente no estará disponible de estadísticas de comercio nacionales. El consumo actual de interruptores que contienen mercurio puede obtenerse por contacto directo con los principales proveedores de los principales productos en los que estos dispositivos pueden estar presentes: termostatos, equipos de aire acondicionado, bombas sumergidas, autos, etc. En caso de que existan inventarios o evaluaciones de mercurio para países vecinos, puede utilizarse la información de dichos países si no hay más información disponible. Como ejemplo de la metodología, la EPA, en US EPA (1992) estimó la cantidad de termostatos adquiridos con base en la cantidad de hogares construidos anualmente (US EPA, 1992, según se cita en Barr, 2001). Este abordaje puede representar parte del consumo real, pero no cubrirá las ventas de reposiciones. En todo caso, también es necesaria información sobre el número de termostatos/interruptores por edificio y el porcentaje de termostatos/interruptores que contienen mercurio con respecto a los tipos no mercurícos (Barr, 2001).

842. Una dificultad adicional en la estimación es si se ha suspendido o reducido en gran medida el uso de interruptores de mercurio en la sociedad. En este caso los datos de consumo actual no son útiles, y las emisiones de mercurio por rotura durante el uso de interruptores, y por eliminación, deben estimarse con base en datos de suministro antiguos con estimaciones de vida útil para los interruptores. La cantidad acumulada de interruptores de mercurio en uso refleja el contenido de mercurio y la cantidad de consumo de años anteriores. La vida útil puede ser de hasta 50 años para algunas aplicaciones.

843. Otro posible abordaje es estimar la rotura y eliminación con base en la cantidad total acumulada en la sociedad, multiplicada por el porcentaje estimado de interruptores en uso que se rompen o se eliminan por año. El porcentaje de interruptores que se rompen puede ser insignificante, pero las cantidades totales acumuladas en la sociedad se utilizan en todo caso para la estimación de la cantidad que se elimina tal como se describe a continuación.

844. El primer paso para estimar la cantidad de mercurio en uso es determinar si los interruptores que contienen mercurio se han utilizado (y aún se comercializan) en el país. Las principales áreas de aplicación a verificar se presentan en la Tabla 5-122. Cuando se confirma que los interruptores que contienen mercurio se han utilizado (o aún se comercializan) para una aplicación específica, el próximo paso es estimar la cantidad que aún está en uso.

Tabla 5-122 Ejemplos de contenido de mercurio en interruptores, contactos y relés eléctricos y electrónicos en g de mercurio por kg de los artículos particulares, por tipo y origen de datos.

Tipo de interruptor, contacto o relé eléctrico y electrónico	Contenido de mercurio (g Hg/artículo)	País o región para los datos	Comentarios
Interruptores de inclinación de termostatos	3	EE. UU.	PRF de EE. UU., 1996; Los termostatos contienen con frecuencia 2-6 interruptores de inclinación
Termostatos (accustat)	1,8 – 14,4 1	Rusia EE. UU.	Yanin, 2004 Huber, 1997
Sensor de llama	2,5	EE. UU.	Huber, 1997; Utilizado en estufa a gas
Interruptores de pared silencioso	3 2	EE. UU. EE. UU.	US EPA, 1997a PRF, 1996
Interruptores de luces de refrigeradores y lavarropas	2	EE. UU.	Huber, 1997
Interruptores industriales	hasta 3.600 3-6	EE. UU. EE. UU.	PRF, 1996 Huber, 1997
Interruptores de flotador	6,8-13,6	Dinamarca	Skårup <i>et al.</i> , 2003 (para bombas para cloacas, etc.)
Interruptor en zapatos deportivos con luces	2	Dinamarca	Skårup <i>et al.</i> , 2003
Interruptores en automóviles	0,7-1,5	EE. UU.	Griffith <i>et al.</i> , 2001; Interruptores de mercurio utilizados en luces de compartimientos de motores y baúles. Sistemas antibloqueo de frenos (ABS) para vehículos de 4 ruedas, y sistemas de control de manejo
Interruptores	0,9-23	Rusia	Yanin, 2004
Relés de núcleo móvil o desplazamiento	hasta 400	Canadá	Environment Canada, 2003b
Relés de mercurio en artículos electrónicos	0,001-0,01	Dinamarca	Skårup <i>et al.</i> , 2003

iii) Eliminación

845. Para aquellas aplicaciones donde existen datos históricos de consumo, la cantidad eliminada puede estimarse asumiendo una vida útil promedio para el equipo. Por ejemplo, Barr estimó una eliminación total de mercurio con termostatos en Minnesota del consumo de 20 años antes asumiendo una vida útil promedio de 20 años para un termostato (Barr, 2001).

846. La información sobre los tipos de equipos recolectados y las cantidades recolectadas de mercurio puede obtenerse al comunicarse con las compañías u otras organizaciones involucradas en el tratamiento de desechos que contienen mercurio. La información recolectada puede indicar qué tipos de equipos pueden eliminarse en el país. El total para el país puede estimarse por extrapolación de los datos obtenidos de los lugares o sectores descritos.

847. Los ejemplos de contenido de mercurio en interruptores y relés eléctricos y electrónicos se presentan en la Tabla 5-122.

5.5.2.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

i) Producción

848. Tres instalaciones en EE. UU. que fabrican interruptores eléctricos y componentes eléctricos informaron emisiones de aproximadamente 2 kg de mercurio al aire para el año 1994, o un total de aproximadamente 6 kg de las 3 instalaciones (US EPA, 1997a). Estas instalaciones no se conocen por emplear tecnologías para eliminar mercurio de corrientes de escape. Sin embargo, se están tomando medidas para reducir las exposiciones en el lugar de trabajo, y estas incluyen la modificación del proceso, la contención, recinto ventilado, ventilación de escape local, control de temperatura, ventilación de dilución y aislamiento (US EPA, 1997a).

849. No se han identificado datos de emisiones de mercurio para otros fabricantes de interruptores eléctricos. En la producción de botones de mercurio para interruptores de pared o interruptores de termostatos, las principales fuentes de emisiones de mercurio ocurren durante los procesos de carga que se realizan en salas aisladas. Las salas de aislamiento se ventilan para mantener la sala a una presión levemente negativa y evitar la contaminación por mercurio de las áreas de trabajo adyacentes. En 1997, la EPA de EE. UU. informó que no estaban disponibles datos de emisión ni resultados de pruebas para desarrollar una estimación de las emisiones de mercurio de los dos procesos (US EPA, 1997a). Sin embargo, un informe (US EPA, 1973, según se cita en US EPA, 1997a) presenta un factor de emisión para el proceso de producción de aparatos eléctricos de 4 kg de mercurio emitidos para cada tonelada métrica de mercurio utilizada. Este factor de emisión debería utilizarse con cautela porque se basa en un criterio de ingeniería y no en datos de pruebas reales (US EPA, 1997a). La producción de interruptores eléctricos y los métodos de control de mercurio utilizados en la industria probablemente cambiaron de manera considerable desde 1973.

ii) Uso

850. Se espera que ocurran emisiones mínimas durante el uso ya que estos interruptores y dispositivos similares normalmente se encierran en un recipiente de vidrio sellado y otro revestimiento. En comparación con los termostatos, para los que la rotura es una de las principales razones para su eliminación, los interruptores de mercurio se desechan principalmente con el equipo al que están incorporados.

851. Sin embargo, ocasionalmente estos dispositivos pueden romperse durante el uso, lo que resultará en emisiones al aire, y posiblemente a la tierra y el agua. No ha sido posible identificar ningún estudio que estime que las emisiones de mercurio por la rotura de estos dispositivos, sin embargo, puedan ser posiblemente considerables para algunos países. Aunque, para la Unión Europea, Floyd *et al.* (2002) estiman que la rotura del equipo del interruptor es insignificante. Skårup *et al.* (2003) no estima ninguna emisión por la rotura de interruptores.

iii) Eliminación

852. La eliminación de mercurio con interruptores dependerá de la presencia de sistemas de recolección.

853. En Dinamarca en 2001, se recolectó la mayor parte del mercurio, principalmente a través de un sistema de recuperación para teléfonos (Skårup *et al.*, 2003). Además, los interruptores se recolectaron como parte del tratamiento de refrigeradores y equipos electrónicos usados. Aproximadamente 10-30 % del mercurio total desechado se eliminó a DSM (y se incineró). En total se desecharon 0,9-1,7 toneladas métricas mientras que el consumo actual se estimó en menos de 0,024 toneladas métricas/año.

854. Floyd *et al.* (2002) estimó que en la Unión Europea 15 % del mercurio en estos dispositivos se recolecta para su recuperación, 80 % se elimina con desechos sólidos y 5 % se elimina con desechos de acero (por ejemplo, interruptores en autos y refrigeradores). Una posible explicación de las cantidades relativamente bajas que fluyen a los desechos de acero, es que el uso de los interruptores de mercurio en autos se sustituyó en la Unión Europea antes que en, por ejemplo, EE. UU. Se estima que las cantidades totales de mercurio eliminadas en la UE fueron 13,5 toneladas métricas/año en el año 2000, mientras que el consumo en el año 2000 fue de 9 toneladas métricas/año. El consumo a

mediados de los años noventa fue de alrededor de 28 toneladas métricas/año de acuerdo con dicho estudio.

855. En los Estados Unidos, el consumo total informado de mercurio con dispositivos inalámbricos e interruptores se estimó en 49 toneladas métricas/año para 1996, mientras que la cantidad de mercurio eliminado que representó este grupo de productos fue de 32 toneladas métricas/año, de las cuales la mitad se recolectaron para recuperación. El consumo de mercurio para la producción de interruptores en EE. UU. fue bastante estable dentro del período 1970-1995 (Sznoppek y Goonan, 2000). Tal como se informó en 2004 (Barr, 2004) el consumo anual estimado de mercurio en productos tales como el uso de interruptores/relés (incluidos termostatos) representó el 42 % del uso de productos en EE. UU., es decir, un total de 103 toneladas cortas (aprox. 91 toneladas métricas).

856. Los datos de eliminación y consumo informados anteriormente se resumen en Tabla 5-123, junto con los datos calculados per cápita.

Tabla 5-123 *Consumo de mercurio anual informado con interruptores y relés en países y regiones seleccionadas, en total y por habitante *1*

	Dinamarca, 1993	Dinamarca, 2001	UE 15, 2000	UE 15, mediados de los 90	EE. UU. 1996	EE. UU., 2004(?)
Consumo de mercurio informado para interruptores y relés, kg/a	300	24	9.000	28.000	49.000	909.000
Población, millones	5,4	5,4	376	376	281	296
Consumo de mercurio anual con interruptores y relés en g por habitante	0,06	0,004	0,02	0,07	0,17	0,31

Notas: 1* Dinamarca: Ya en 1993, la mayoría de los interruptores y relés de mercurio habían sido sustituidos por alternativas sin mercurio; la mayor parte del consumo fue para interruptores de inclinación en bombas de cloacas, un uso que ya se había suspendido en 2001;

UE: El uso de interruptores de mercurio en autos había sido abandonado en la mayoría de los autos del mercado ya a mediados de los noventa o antes;

EE. UU.: El consumo de mercurio para la producción de interruptores en EE. UU. fue bastante estable dentro del período 1970-1995 (Sznoppek y Goonan, 2000); desde 1996, el uso en autos probablemente ha disminuido. De acuerdo con Barr (2004, según lo cita el NRDC en comentarios al PNUMA, 2005), una estimación posterior para el consumo de los Estados Unidos es 100 toneladas cortas (90,9 toneladas métricas), utilizando esta estimación los gramos/habitante se calculan como 0,31 g por habitante para los Estados Unidos.

5.5.2.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

857. Con base en la información compilada hasta ahora de entradas y salidas y principales factores que determinan emisiones, se sugieren los siguientes factores preliminares de entrada y distribución predeterminados para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base.

858. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

859. Debido a la falta de datos suficientes, no se establecieron factores predeterminados para la producción de interruptores y relés de mercurio.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

860. Si no está disponible otra información que permita una estimación de entrada tal como se describió anteriormente, una primera estimación puede formarse mediante el uso de los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-124 a continuación (con base en los conjuntos de datos en esta sección). Dado que el consumo varía tanto, se recomienda calcular e informar intervalos para las entradas de mercurio a esta categoría de fuentes. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto).

861. Los factores de entrada predeterminados se basan en datos de consumo de los países desarrollados y regiones descritas anteriormente. En los países desarrollados con partes considerables de la población sin acceso a electricidad y de esta forma una prevalencia supuestamente más baja de lo que podría denominarse a grandes rasgos "instalaciones técnicas", la prevalencia de los tipos de productos con mercurio agregado en cuestión también puede ser más baja, con respecto a los países desarrollados de los que derivan los factores de entrada predeterminados. Se observa, sin embargo, que los productos con mercurio agregado son en muchos casos tecnología vieja, que están en proceso de ser sustituidos por soluciones electrónicas. En países en los que predominan las tecnologías más antiguas, pero con acceso general a la electricidad, la prevalencia de productos con mercurio agregado puede ser tan alta como en los países desarrollados, o incluso más.

862. Un acceso más bajo a la electricidad se puede ajustar al multiplicar la cantidad de población utilizada en los cálculos por la tasa de electrificación según la evalúa la IEA. Las tasas de estratificación estimadas de la IEA para los países desarrollados seleccionados desde 2009 se muestran en el Anexo 8.4. Para países sin estimaciones de la IEA, las tasas de estratificación se estimaron aquí con base en los datos de la IEA para países vecinos, o con base en otros conocimientos acerca de las regiones en cuestión (ver detalles en el anexo). Este abordaje se utiliza en la hoja de cálculo del Nivel de Inventario 1 (automáticamente) y se ha implementado también como una opción en la hoja de cálculo del Nivel de Inventario 2 (manualmente).

863. Tenga en cuenta que el Anexo 8.4 también incluye datos de población para la mayoría de los países del mundo.

Tabla 5-124 Factores de entrada predeterminados **preliminares** para el uso de mercurio en interruptores, contactos y relés

	Factores de entrada predeterminados; g de mercurio consumidos por habitante por año; (límite inferior, límite superior)
Mercurio consumido anualmente con interruptores y relés de mercurio	0,02 - 0,25

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

864. Tenga en cuenta que en los factores de distribución de salida de mercurio predeterminados mencionados en la presente, el vertido informal o incineración de desechos se cuantifica como emisiones directas a aire, tierra y agua, según corresponda. Tenga cuidado con el conteo doble, si las estimaciones de las emisiones de mercurio también se hacen por separado para vertido informal o incineración de desechos.

865. Si no están disponibles los factores de distribución de salida locales, pueden utilizarse los factores de distribución de salida predeterminados preingresados en la hoja de cálculo IL2. Se basaron en datos limitados disponibles para termostatos y pilas, asumiendo algunas similitudes en la manipulación del mercurio, etc.

Tabla 5-125 Factores de distribución de salida de mercurio predeterminados **preliminares** para uso y eliminación de interruptores, contactos y relés eléctricos y electrónicos

Fase del ciclo de vida	Factores de distribución de salida predeterminados, porción de las entradas de Hg 2*				
	Aire	Agua	Tierra	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector *1
Uso y eliminación (dependiendo del estado real del manejo de los desechos en el país):					
Sin recolección de interruptores separados o muy limitada. Todos los desechos o la mayoría de los mismos son recolectados y manipulados de manera públicamente controlada *4	0,1		0,1	0,8	
Sin recolección de interruptores separada o muy limitada. Recolección y manipulación faltante o informal de desechos generales es generalizada *3	0,3		0,4	0,3	
Recolección separada con altas tasas de recolección de interruptores. Todos los desechos o la mayoría de los mismos son recolectados y manipulados de manera públicamente controlada *4	0,1		0,1	0,4	0,4

- Notas: *1 Recolección separada de interruptores y relés que contienen mercurio que pueden dirigirse a reciclaje de mercurio o a un depósito especial seguro;
- *2 Las entradas de mercurio para el uso y eliminación son las cantidades de mercurio en los tipos de componentes, combinadas con las cantidades eliminadas de los tipos de componentes respectivos. Si los datos de suministro anuales (para los mismos tipos de componentes) están disponibles para un vida útil de componente anterior, se pueden usar como aproximaciones para las cantidades eliminadas;
- *3 La distribución entre el aire, la tierra y los desechos generales aquí es artificial, y tiene como fin únicamente provocar una señal de que emisiones de mercurio considerables pueden seguir estas vías en países con manipulación informal de desechos extendida, tal como vertido difuso e incineración informal de desechos. Dicha manipulación de desechos se considera aquí como emisiones directas al ambiente;
- *4 No se observaron datos sobre la distribución del mercurio no recolectado por separado. La distribución sugerida entre los desechos generales, el aire y la tierra es artificial, y tiene como fin señalar que además de los desechos generales, parte del mercurio en los interruptores utilizados en los edificios podría seguir posiblemente los desechos de demolición que pueden no conducir a un vertedero seguro, y parte del mercurio en interruptores utilizados en refrigeradores y autos puede emitirse posiblemente a través de la trituración del hierro y acero reciclado de estos productos.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

866. Las salidas estimadas de mercurio a desechos recolectados por separado y desechos domésticos generales de esta subcategoría **contribuyen** a las entradas de mercurio a vertederos/depósitos (sección 5.9) e incineración de desechos domésticos (sección 5.8).

5.5.2.6 Principales datos específicos de la fuente

867. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Producción doméstica de interruptores y relés que contienen mercurio;
- Datos reales e históricos sobre el consumo de interruptores que contienen mercurio; y
- Configuración y eficiencia de sistemas de gestión de desechos.

868. Es más probable que los interruptores que contienen mercurio se produzcan en algunas plantas de producción, si hubiere, y por lo tanto se recomienda un abordaje de fuente puntual de las estimaciones de emisión de mercurio. El consumo de mercurio para producción doméstica y la salida de producción deberían obtenerse por contacto directo con los fabricantes, dado que los volúmenes de producción probablemente no puedan obtenerse de estadísticas de producción nacionales.

869. Si no están disponibles datos históricos nacionales, pueden utilizarse evaluaciones/inventarios de países vecinos (o países en la misma región del mercado), si estuvieran disponibles, para una estimación aproximada.

870. Ver también las recomendaciones sobre recopilación de datos en la sección 4.4.5

5.5.3 Fuentes de luz con mercurio

5.5.3.1 Descripción de la subcategoría

871. El mercurio se utiliza en pequeñas cantidades por lámpara en una serie de diferentes tipos de lámparas de descarga, con tubos fluorescentes y lámparas fluorescentes compactas (CFL) como los ejemplos más comunes (COWI, 2002). Aproximadamente 95 % de las lámparas que contienen mercurio utilizadas en los Estados Unidos a fines de los años noventa eran tubos lumínicos fluorescentes (NESCAUM, 1998). Las restantes son lámparas fluorescentes compactas o lámparas especiales (tales como lámparas de haluro metálico, vapor de mercurio, sodio a alta presión y neón) que se producen para uso comercial o municipal, tal como para iluminación de calles (NJ MTF, 2002). Algunos productores han hecho un avance considerable para reducir la cantidad de mercurio por lámpara, con reducciones de aproximadamente un factor 10 alcanzado en lámparas de mercurio más nuevas en comparación con tipos tradicionales. Sin embargo, continúa informándose que se encuentran en el mercado tipos de lámparas con alto contenido de mercurio, y que pueden venderse en grandes cantidades ya que generalmente son más económicas que las lámparas con bajo contenido de mercurio (COWI, 2002). Las alternativas no mercúricas para estas lámparas, con calidades de ahorro de energía similares, están disponibles ahora en el mercado en forma de lámparas de LED, que están disponibles para fines de iluminación generales con calidades de luz que se aproximan a aquellas de las lámparas fluorescentes. Otras fuentes de luz que se informa que contienen mercurio incluyen: lámparas especiales con fines fotográficos, análisis químicos (lámparas de espectrometría de absorción atómica), esterilización ultravioleta y luces de fondo para pantallas planas para computadoras (y probablemente para televisores).

872. El mercurio elemental se introduce en el tubo cuando se fabrica, y actúa como una fuente de múltiples fotones, produciendo luz ultravioleta cuando una corriente eléctrica se pasa a través del tubo. El mercurio en lámparas fluorescentes tiene esencialmente dos composiciones químicas diferentes: mercurio elemental de fase de vapor y mercurio divalente adsorbido en el polvo de fósforo, los extremos de la lámpara de metal u otros componentes. La cantidad de mercurio necesaria en forma de vapor en la descarga para dar energía a la lámpara es 50 microgramos, aproximadamente 0,5 a 2,5 % del total colocado en la lámpara cuando se fabrica (Dunmire *et al.*, 2003). Con el tiempo, el mercurio en el tubo reacciona con el polvo de fósforo que recubre la superficie interior del tubo, y pierde su eficacia. Por lo tanto, debe haber suficiente mercurio elemental inicial en la lámpara de modo que al menos 50 microgramos estén disponibles en forma de vapor incluso al final del ciclo de vida de la lámpara (normalmente 5 años de uso para tubos lineales en servicio comercial, y aproximadamente la misma para CFL en uso residencial). Al final del ciclo de vida de la lámpara, la mayor parte del mercurio está en forma divalente. De acuerdo con Floyd *et al.*, 2002 (citando a NEMA, 2000) 99 % del mercurio presente en las lámparas cuando se elimina se incrusta en el tubo que contiene polvo.

873. Históricamente, los fabricantes agregaron mercurio en cantidades suficientes para asegurar un suministro adecuado de mercurio disponible en el tubo a lo largo de su vida útil. Los avances recientes en el desarrollo de tubos fluorescentes han permitido a los fabricantes reducir la cantidad de mercurio necesario para representar una vida útil adecuada del tubo (Bleasby, 1998, según se cita en Environment Canada, 1999).

5.5.3.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

874. En América del Norte (EE. UU., Canadá y México), las emisiones de mercurio del tubo de luz fluorescente indebidas se han reducido considerablemente en la última década como resultado de los programas de reciclaje y cambios en la tecnología del diseño (Environment Canada, 1999).

Tabla 5-125 Principales medios de emisión y recepción durante el ciclo de vida de las fuentes de luz con mercurio

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Producción	X	x	x	X		X
Uso	x	x	x			
Eliminación	X		X		X	X

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

875. Las emisiones de mercurio de la fabricación de lámparas fluorescentes puede ocurrir durante las operaciones de manipulación de mercurio y durante la producción de lámparas. Las operaciones de manipulación que pueden resultar en emisiones de vapor de mercurio incluyen purificación de mercurio, transferencia de mercurio y reparación de partes. Durante la producción de lámparas, puede emitirse mercurio a partir de la operación de inyección de mercurio y de lámparas rotas, vertidos y material de desecho. (US EPA, 1997a).

876. Dado que el mercurio está contenido en un tubo de vidrio sellado, no se considera que haya emisión durante el uso normal. No se encontraron estimaciones de emisión. Las lámparas pueden romperse durante el uso, pero más probablemente las lámparas se rompen después de haber sido reemplazadas, durante el almacenamiento temporal antes de que se eliminen de manera apropiada. Cuando estas lámparas se rompen, pueden ocurrir emisiones de mercurio elemental, mercurio líquido y polvo de fósforo con mercurio adsorbido. Además, el mercurio puede emitirse de pequeños trozos de vidrio y otros componentes de lámpara, que se contaminan con mercurio si no se manejan de manera adecuada (NJ MTF, 2002).

877. Las emisiones de mercurio por eliminación de las lámparas dependen del método de eliminación. En muchos países existen sistemas para recolección de lámparas de mercurio usadas para reciclaje. Las lámparas recolectadas pueden procesarse para reciclaje del polvo de fósforo que contiene mercurio para producción de lámparas nuevas o las lámparas recogidas pueden procesarse para recuperación del mercurio contenido en el polvo. En algunos países el polvo recolectado puede eliminarse en vertederos sin recuperación del mercurio. Durante el reciclaje, puede haber una emisión de mercurio por el corte/triturado de lámparas o por la recuperación de mercurio del polvo. Las lámparas eliminadas en vertederos en gran medida se romperán por la eliminación y el vapor de mercurio se emitirá inmediatamente a la atmósfera. La mayor parte del mercurio en las lámparas está unida a polvo de fósforo y solo se emitirá lentamente. Por incineración de las lámparas, la mayor parte del mercurio se evaporará y será capturada por los controles de aplacamiento de la contaminación o se emitirá a la atmósfera.

5.5.3.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-126 Resumen de datos de tasa de actividad y tipos de factores de entradas de mercurio necesarios para estimar las emisiones de fuentes de luz con mercurio

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Producción	Consumo total de mercurio anual para producción de lámparas. o Cantidad de lámparas de mercurio producidas por año, por tipo de lámpara	(no pertinente) o mg de mercurio por lámpara, por tipo de lámpara
Uso	Cantidad de lámparas de mercurio suministradas por año, por tipo de lámpara	mg de mercurio por lámpara, por tipo de lámpara
Eliminación	Cantidad de lámparas de mercurio suministradas por año (5 a 10 años atrás), por tipo de lámpara	mg de mercurio por lámpara (5 a 10 años atrás), por tipo de lámpara

878. El contenido de mercurio de las lámparas por tipo se utiliza como factor de entrada para todas las fases del ciclo de vida. Los ejemplos del contenido de mercurio en lámparas se muestran en la Tabla 5-127. En general la cantidad de mercurio en tubos de luz fluorescentes se ha reducido en el mundo occidental, y actualmente el contenido de mercurio de los tubos fluorescentes (doble terminal) varía de 3 mg a 46 por tubo.

879. Se ha informado en la industria de EE. UU. que el contenido de mercurio promedio de lámparas de 4 pies se ha reducido de aproximadamente 48 mg en 1985 a 42 mg en 1990, a 23 mg en 1994, y a 12 mg en 1999 (NEMA, según se cita en NJ MTF, 2002). La mayoría de las lámparas fluorescentes en servicio en los Estados Unidos en los últimos años son lámparas T12 (de aproximadamente 3.3 cm de diámetro), que contienen un promedio de 22 mg (NJ MTF, 2002). Las lámparas T8 (de aproximadamente 2.2 cm de diámetro), que están diseñadas para ser más eficientes en consumo de energía, también contienen menos mercurio (aproximadamente 14 mg) (MTF, 2002). Sin embargo, desde 1995 se redujo el contenido de mercurio en estas lámparas T12 y T8 debido a la introducción de bombitas “con bajo contenido de mercurio”, con menos de 10 mg de mercurio (NJ MTF, 2002). En Canadá, el contenido de mercurio promedio en lámparas fluorescentes cayó de 48,2 mg en 1985 a 27,0 mg en 1995, con un objetivo en la industria de reducir aún más el contenido de mercurio a 15,0 mg para el año 2000 (Environment Canada, 1999).

880. En la Unión Europea el promedio para tubos fluorescentes se redujo de 15 mg en 1997 a 10 en 2001 (Floyd *et al.*, 2002). Se informa que el contenido promedio de tubos fluorescentes compactos es de 5 mg tanto en 1997 como 2001.

i) Producción

881. En 1995 en EE. UU., se adquirieron 30 toneladas de mercurio para la fabricación de luces eléctricas, incluidas lámparas fluorescentes, de vapor de mercurio, haluro metálicas y de sodio de alta presión (Plachy, 1996, según se cita en US EPA, 1997a). Las lámparas no contienen todo el mercurio adquirido para la fabricación; la mayor parte del mercurio que no se retiene en las lámparas se devuelve a los recicladores de mercurio para purificación y reutilización. Sin embargo, una pequeña cantidad de entrada de mercurio se pierde al ambiente durante el proceso de producción. En 1994, 15,7 toneladas métricas de las 27 toneladas métricas de mercurio estaban realmente contenidas en las lámparas (NEMA 1996, según se cita en US EPA, 1997a).

882. En la Unión Europea se usaron 5,9 toneladas de mercurio para la producción de lámparas de mercurio, de estas 4,0 toneladas se usaron para la producción de tubos fluorescentes de doble terminal, y el resto se destinó a la producción de otros tipos de lámparas (Floyd *et al.*, 2003).

ii) Uso

883. Las emisiones de mercurio por rotura de lámparas antes de eliminarse puede estimarse a partir del consumo nacional de lámparas de mercurio y la fracción estimada de las lámparas que se rompen antes de su eliminación. Los números de consumo de lámparas pueden obtenerse por contacto directo con los principales proveedores o de estadísticas de comercio nacional. Ver las estimaciones de las tasas de rotura a continuación.

iii) Eliminación

884. La entrada de mercurio a la eliminación es el contenido de mercurio en las fuentes de luz tal como se suministró multiplicado por el número de dichos artículos consumidos unos años antes (vidas útiles de unos pocos años, dependiendo del tipo y uso). Esto es importante dado que las concentraciones de mercurio en las fuentes de luz pueden haber cambiado en años anteriores en muchos países. Si no están disponibles datos históricos, pueden utilizarse los datos de entrada de la producción actual como una estimación de los años anteriores. NJ MTF (2002) espera que las lámparas eliminadas actualmente tengan unos 5 años (NJ MTF, 2002). Skårup *et al.* (2003) estiman el ciclo de vida de fuentes de luz fluorescentes en 8 a 10 años en las condiciones danesas.

885. Ejemplos de contenido de mercurio en fuentes de luz por tipo y región (para datos) se presentan en la Tabla 5-127 a continuación.

Tabla 5-127 Ejemplos de contenido de mercurio en fuentes de luz en mg de mercurio por artículo, por tipo y origen de datos

Tipo de fuente de luz	Contenido de mercurio en fuente de luz (mg Hg/artículo)	País o región para los datos	Comentarios
Tubos fluorescentes (de doble terminal)	15 (1997)	Unión Europea	Floyd <i>et al.</i> , 2002
	10 (2002)		
	15-45	Rusia	Yanin, 2004
	10-22	EE. UU.	DiFrancesco y Shinn, 2002
	23-46	Canadá	Environment Canada, 2003a
	3-4	Global	Contenido más bajo en el mercado, con base en información de los fabricantes
Lámpara compacta fluorescente (de un solo terminal)	5	Unión Europea	Floyd <i>et al.</i> , 2002
	10	Canadá	Environment Canada, 2003a
	12-30	Rusia	Yanin, 2004
Vapor de mercurio de alta presión	30	Unión Europea	Floyd <i>et al.</i> , 2002
Lámparas de descarga de alta presión	38	Rusia	Yanin, 2004
Lámparas de sodio de alta presión	30	Unión Europea	Floyd <i>et al.</i> , 2002
	9	Rusia	Yanin, 2004
Luz UV para bronceado	25	Dinamarca	Maag <i>et al.</i> 1996
	5	Rusia	Yanin, 2004
Lampas de haluro metálico	25	Unión Europea	Floyd <i>et al.</i> , 2002
	24	Rusia	Yanin, 2004

5.5.3.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

i) Producción

886. Con base en los datos para 1994 en los Estados Unidos, se adquirió un total de 27 toneladas métricas de mercurio para la fabricación de lámparas en 4 instalaciones. Aproximadamente 15,7 toneladas métricas de este mercurio estaban contenidas en las lámparas de productos. La mayor parte del mercurio restante se devolvió a los recicladores. Una de las instalaciones de producción informó emisiones de 0,21 toneladas para 1994, y las emisiones totales en 1994 para las 4 instalaciones durante la producción se estimó en 0,4 toneladas de mercurio (US EPA, 1997a). Las emisiones en 1995 fueron probablemente bastante similares en magnitud (aproximadamente 0.4 toneladas).

887. No se identificaron controles adicionales para estas instalaciones de producción. Sin embargo, se emplean métodos para mantener bajos los niveles de mercurio, que incluyen contención, ventilación de aire, control de temperatura y aislamiento. Las emisiones de mercurio pueden ocurrir durante las operaciones de manipulación tales como purificación de mercurio, transferencia de mercurio y reparación de varias partes. Durante el proceso de producción, el mercurio puede emitirse a partir de la

operación de inyección y de lámparas rotas, vertidos accidentales y de varios materiales de desecho (US EPA, 1997a).

ii) Uso

888. Floyd *et al.* (2002) estiman que 5 % de las lámparas se rompen antes de eliminarse. Con base en la información de que el 99 % del mercurio presente en las lámparas se incorpora en el recubrimiento del tubo, estiman que como máximo un 5 % del mercurio en las lámparas rotas se emite a la atmósfera mientras que el 95 % restante, presente en el polvo fosforoso, se recolecta y se elimina con desechos sólidos.

889. US EPA (1997c) describe diferentes estimaciones de tasas de emisión atmosférica general de lámparas rotas. Las estimaciones varían de 1,2-6,8 % del contenido total de mercurio y la EPA de EE. UU. asume una estimación central de 3 % del mercurio total. También se menciona la cuestión de migración del mercurio desde el polvo de fósforo. Los estudios han demostrado que para la lámpara rota no cubierta, las emisiones en un período de 20 días alcanzaron un total de 1,28 mg sobre el contenido total estimado de la lámpara de 42 mg, o aproximadamente 3 % del contenido total de mercurio de la lámpara.

890. Barr (2001) asume que 5 % del mercurio suministrado con lámparas se emite al aire a partir de la rotura por parte de los usuarios.

iii) Eliminación

891. El destino del mercurio utilizado en las lámparas depende de muchos factores, especialmente los métodos de eliminación del país. Por ejemplo, en EE. UU., se estima que 13-15 % de las lámparas eliminadas se recicla o elimina como desecho peligroso, y 85 a 87 % se elimina en desechos sólidos municipales (DSM) regulares (NEMA, 2000 y US EPA, 1997a, según se cita en NJMTF, 2002). A principios de la década de 1990, solo aproximadamente 2 % de las lámparas se reciclaron en EE. UU. (US EPA, 1994). Sin embargo, desde entonces, el porcentaje reciclado probablemente haya aumentado considerablemente en EE. UU.

892. El inventario de emisiones de mercurio de EE. UU. estima, basado en el modelo de 1993, que el 8 % del contenido total de mercurio de lámparas de desecho se emite a la atmósfera a partir de la rotura de lámparas por transporte del desecho. La estimación se basa en el supuesto de que todas las lámparas se rompen por la recolección y el transporte del desecho.

893. Floyd *et al.* (2002) estiman, por consiguiente, que 6 % del mercurio en las lámparas que se eliminan en vertederos se emitirá cuando las lámparas se rompan. En la Unión Europea, 75 % de las lámparas *eliminadas con desechos sólidos* va a vertederos, mientras que el 25 % restante se incinera.

894. Para las lámparas que se reciclan en sistemas de bucle cerrado efectivos, la mayor parte del mercurio es capturada. Se prevé que habrá una baja emisión directamente al ambiente durante el proceso de reciclaje.

895. Aproximadamente 700 millones de lámparas se desecharon en EE. UU. en 1999. Dado que estas lámparas tenían unos 5 años, y probablemente contenían un promedio de aproximadamente 20 mg de mercurio, se puede estimar que se desecharon alrededor de 14 toneladas métricas en EE. UU. en 1999. Barr (2001) estimó que aproximadamente 26 - 42 % de este mercurio se emite al aire, y que el resto termina en la tierra (Barr, 2001). NJMTF estima que 15 - 45 % del mercurio en las lámparas eliminadas va al aire.

896. Skårup *et al.* (2003) estiman el ciclo de vida de fuentes de luz fluorescentes en 8 a 10 años en las condiciones danesas.

897. La emisión a largo plazo del polvo de fósforo vertido en vertedero en general se entiende poco, pero esta fuente probablemente contribuye a las emisiones de mercurio observadas de vertederos (ver la sección 5.9).

5.5.3.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

898. Con base en los ejemplos compilados hasta ahora que se proporcionaron anteriormente, se sugiere el uso de los siguientes factores de distribución de entrada y salida predeterminados preliminares en casos en los que los datos específicos de la fuente no están disponibles. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

Tabla 5-128 Factores de entrada de mercurio predeterminados *preliminares*, por tipo de fuente de luz

Tipo de fuente de luz	Contenido de mercurio en fuente de luz (mg de Hg/artículo) (mín. - máx.)
Tubos fluorescentes (de doble terminal)	10 - 40
Lámpara compacta fluorescente (de un solo terminal)	5 - 15
Vapor de mercurio de alta presión	30
Lámparas de sodio de alta presión	10 - 30
Luz UV para bronceado	5 - 25
Lampas de haluro metálico	25

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

899. No se definieron factores de distribución de salida para la producción de fuentes de luz debido a que se carece de datos. Si no están disponibles los factores de distribución de salida locales, pueden utilizarse los factores de distribución de salida predeterminados preingresados en la hoja de cálculo IL2. Se basaron en datos limitados disponibles para termostatos y pilas, asumiendo algunas similitudes en la manipulación del mercurio, etc.

900. Dado que solo se emiten pequeñas cantidades de mercurio a la atmósfera de la rotura de lámparas por parte de los usuarios, mientras la mayor parte del mercurio en lámparas rotas se elimina con los desechos, no se definen factores de distribución de salida predeterminados para la fase de uso.

901. Para la eliminación, las salidas dependen en gran medida de las prácticas de gestión de desechos reales en cada uno de los sectores donde se usan termómetros de mercurio, y el factor predeterminado que se proporciona a continuación son simplificaciones que tienen como fin de provocar la señal de que las salidas de mercurio considerables pueden seguir cada una de las vías indicadas. Las cuantificaciones de las corrientes reales de desechos en cada uno de los sectores en el país darán una imagen más pertinente de las salidas de mercurio de este grupo de productos. Si no están disponibles datos cuantitativos específicos, pueden usarse los factores de distribución que se proporcionan en la tabla a continuación.

902. Tenga en cuenta que la tabla solo distribuye salidas de emisiones directas al ambiente y las dos categorías de desechos mencionadas. El destino final del mercurio en los desechos depende en gran medida del escenario de tratamiento de desechos a nivel nacional/regional y los diseños de reducción de emisión implicados. Ver las descripciones de estas cuestiones en las secciones que cubren la incineración de desechos generales (5,8) y vertederos/depósitos (5,9).

903. Tenga en cuenta también que en los factores de distribución de salida de mercurio predeterminados mencionados en la presente, el vertido informal o incineración de desechos se cuantifica como emisiones directas al aire, tierra y agua, según corresponda. Tenga cuidado con el conteo doble, si las estimaciones de las emisiones de mercurio también se hacen por separado para vertido informal o incineración de desechos.

Tabla 5-129 Factores de distribución de salida de mercurio predeterminados **preliminares** para producción, consumo y eliminación de fuentes de luz

Fase del ciclo de vida	Factores de distribución de salida predeterminados, porción de las entradas de Hg 2*				
	Aire	Agua	Tierra	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector *1
Uso y eliminación (dependiendo del estado real del manejo de los desechos en el país):					
Sin recolección de lámparas separadas o muy limitada. Todos los desechos o la mayoría de los mismos son recolectados y manipulados de manera públicamente controlada	0,05			0,95	
Sin recolección de lámparas separadas o muy limitada. Recolección y manipulación faltante o informal de desechos generales es generalizada *3	0,3		0,3	0,4	
Recolección de lámparas separadas con altas tasas de recolección. Todos los desechos o la mayoría de los mismos son recolectados y manipulados de manera públicamente controlada	0,05			0,8	0,15

Notas: *1 Reciclaje de mercurio que contiene polvo de luz para lámparas nuevas, o reciclaje del mercurio;

*2 Las entradas de mercurio para uso y eliminación son las cantidades de mercurio en los tipos de lámparas, combinadas con las cantidades eliminadas de los tipos de lámparas respectivos. Si los datos de suministro anuales para 5-10 años (para los mismos tipos de lámparas) están disponibles, se pueden usar como aproximaciones para las cantidades eliminadas;

*3 La distribución entre el aire, la tierra y los desechos generales aquí es artificial, y tiene como fin únicamente provocar una señal de que emisiones de mercurio considerables pueden seguir estas vías en países con manipulación informal de desechos extendida, tal como vertido difuso e incineración informal de desechos. Dicha manipulación de desechos se considera aquí como emisiones directas al medio ambiente.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

904. Las salidas estimadas de mercurio a desechos recolectados por separado y desechos domésticos generales de esta subcategoría **contribuyen** a las entradas de mercurio a vertederos/depositos (sección 5.9) e incineración de desechos domésticos (sección 5.8).

5.5.3.6 Principales datos específicos de la fuente

905. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- El consumo de lámparas que contienen mercurio, incluidas importaciones;
- Las tendencias nacionales o regionales en las concentraciones de mercurio en los diversos tipos de lámparas;
- El porcentaje estimado de lámparas suministradas que se rompen durante el uso; y
- La configuración y eficiencia de sistemas de gestión de desechos.

906. Las fuentes de luz que contienen mercurio principalmente se producen en relativamente pocas plantas grandes, y por lo tanto se recomienda un abordaje de fuente puntual a las estimaciones de emisión de la producción, cuando sea posible.

907. Para consultar recomendaciones sobre la recopilación de datos, ver la sección 4.4.5.

5.5.4 Pilas con mercurio

5.5.4.1 Descripción de la subcategoría

908. El uso del mercurio en varios tipos de pilas ha sido amplio y ha estado entre los usos de producto más grandes de mercurio. El mercurio se ha utilizado principalmente, o tal vez únicamente, en pilas primarias (es decir, no recargables).

909. El mercurio se utiliza en altas concentraciones (aproximadamente 30-32 % p/p) en pilas de óxido de mercurio (a veces denominado pilas de zinc-mercurio), donde el óxido de mercurio sirve como el electrodo positivo en la pila. Estas se han vendido principalmente como celdas con forma de botón en occidente, pero también con formas cilíndricas más grandes y otras. La comercialización de las pilas de óxido de mercurio está ahora severamente limitada, mientras que algunos usos específicos pueden incluso estar exentos (para usos militares en algunos países). En EE. UU., por ejemplo, las pilas de óxido de mercurio están prohibidas ahora, pero se utilizaban anteriormente en equipos con transistores, audífonos, relojes, calculadoras, computadoras, detectores de humo, grabadoras, suministros de energía regulados, medidores de detección de radiación, equipo científico, localizadores, monitores de oxígeno y metal y monitores de electrocardiograma portables (US EPA, 1997a).

910. En los siguientes otros tipos de pila, el mercurio ha servido como modificador de reacción, evitando el desarrollo del gas (y por lo tanto la rotura) durante el uso de la pila, y un inhibidor de corrosión (US EPA, 1997a).

911. Las células cilíndricas alcalinas anteriores en el mercado europeo tenían concentraciones de mercurio de hasta aproximadamente 1 %. Debido a las restricciones ambientales en los mercados de occidente, el consumo de mercurio con pilas alcalinas cilíndricas disminuyó, sin embargo, y la mayor parte de las marcas de pilas en el mundo se producen ahora sin agregar intencionalmente contenido de mercurio. Sin embargo, aún existen algunas marcas de pilas alcalinas que se comercializan tanto a nivel nacional como regional.

912. Las pilas con forma de celda de tipo alcalinas, de óxido de plata y zinc/aire aún contienen mercurio en la mayoría de los casos (a concentraciones de hasta aproximadamente 1 % p/p).

913. No se considera que otros tipos de pilas contengan mercurio actualmente. Tenga en cuenta que además de las ventas de pilas simples, las pilas pueden importarse y exportarse en cantidades considerables en el paquete de otros productos como artículos electrónicos, juguetes, tarjetas de felicitaciones con sonido, etc.

5.5.4.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-130 Principales medios de emisión y recepción durante el ciclo de vida de las pilas con mercurio

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Producción	X	x	x	X		x
Uso						
Eliminación	X		X		X	X *1

Notas: *1: Las pilas con mercurio recolectadas por separado (o categorizadas bajo dicha clasificación como tales) pueden desecharse en vertederos especialmente asegurados;
 X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

i) Producción

914. Los procedimientos en el lugar de trabajo en la fabricación de pilas, particularmente para pilas de óxido de mercurio, y tasas de rechazo de productos, pueden ser un factor importante que determina el alcance de las emisiones.

915. Tenga en cuenta que muchos países no tienen producción de pilas domésticas, pero dependen de las importaciones.

ii) Eliminación

916. Las concentraciones reales de mercurio en las pilas suministradas es de fundamental importancia para el tonelaje de mercurio emitido de esta categoría de productos.

917. Para la categoría como tal, el consumo de pilas de óxido de mercurio es de particular importancia, debido al contenido relativamente alto de mercurio.

918. Además del contenido de mercurio, sin embargo, la existencia y eficiencia de los esquemas de recolección de pilas, el patrón de manejo de desechos generales, son los factores más importantes que afectan las emisiones de mercurio de las pilas. La distribución del mercurio en las pilas eliminadas a las vías de recepción depende en gran medida de la práctica de manejo de desechos en el país en cuestión.

919. En algunos países las partes de las pilas usadas se recolectan para manipulación segura del mercurio (y cadmio en otros tipos) y posiblemente reciclaje. A partir de las experiencias en América del Norte se considera que tasas de recolección de aproximadamente 50 % son altas, y en muchos casos se recolecta menos, incluso cuando se produce información considerable y se hacen esfuerzos de recolección. En general se espera que las pilas recolectadas por separado se depositen con un grado más alto de seguridad que los desechos domésticos. El reciclaje de pilas con mercurio probablemente no es un procedimiento extendido hoy día, aunque un reciclaje más extenso de los materiales de pila está en consideración en algunos países.

920. Incluso en países con recolección de pilas separadas, las partes principales de las pilas consumidas se eliminan con desechos domésticos generales. Para pilas en desechos que terminarán en vertederos protegidos, partes del mercurio será liberado solo lentamente a medida que se degrada la encapsulación, por evaporación gradual a la atmósfera, con un lixiviado lento en aguas residuales (o el agua subterránea, si no se usa bajo el vertedero), y tal vez finalmente a gran escala si ocurren los

trabajos de excavación (o incluso cambios climáticos, geológicos). Ver la descripción de vertederos/eliminación en la sección 5.9. En caso de desechos no recolectados, difusamente perdidos, o informales, vertederos de desechos no protegidos, las pérdidas ocurren directamente a la tierra. La evaporación o biodisponibilidad real del mercurio contenido puede retrasarse varios años o incluso décadas, debido a que se espera que la degradación de la encapsulación de las pilas ocurra lentamente.

921. Para pilas en desechos que terminan en incineración de desechos, parte del mercurio será liberada a la atmósfera al incinerarse, mientras que las otras partes permanecerán en la incineración de sólidos. Y, si corresponde, en residuos de limpieza de gas de combustión, y posteriormente se deposita en vertederos u otros depósitos, tal como se describe en la sección 5.8. En caso de incineración informal de desechos, partes del mercurio se evaporarán y emitirán a la atmósfera, mientras que otras partes permanecerán en residuos sólidos y perderse a la tierra.

5.5.4.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-131 *Resumen de datos de tasa de actividad y tipos de factores de entradas de mercurio necesarios para estimar las emisiones de fuentes de luz con mercurio*

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Producción	Mercurio utilizado para producción, kg/a*2	No pertinente (el factor es 1)
Uso	Innecesarios (emisiones despreciables)	Innecesarios (emisiones despreciables)
Eliminación	Toneladas métricas de pilas suministradas por año desde el inicio de vida útil de la pila *1, de cada tipo de pila	kg de mercurio por tonelada métrica de pilas suministradas de cada tipo

Notas: *1 Como sustituto para las toneladas métricas desechadas por año. Si existen buenas estimaciones de cantidades de pilas eliminadas anualmente, estas deberían utilizarse preferiblemente. En momentos de cambios en el consumo o sustitución con pilas sin mercurio, el suministro actual y la eliminación actual diferirán entre sí. *2: Si la cantidad de mercurio utilizado por año en la producción no está disponible, la cantidad puede estimarse a partir de datos de la cantidad de pilas de cada tipo pertinente producida en combinación con datos sobre el contenido de mercurio, según se proporciona en este informe.

Producción

922. Los datos de entrada sobre el mercurio para producción de las diferentes pilas que contienen mercurio pueden no estar disponibles en general (excepto por contacto directo con los fabricantes). Estimar las emisiones de la producción como un porcentaje del contenido de mercurio esperado en el tipo de pila en cuestión puede ser un abordaje fácil para una primera estimación. Ver los siguientes ejemplos de contenido y emisiones de mercurio de producción.

Eliminación

923. La entrada de mercurio a la eliminación es el contenido de mercurio en las pilas según se suministra, multiplicado por la cantidad de pilas (del mismo tipo) que son eliminadas. Tenga en cuenta que la eliminación de mercurio con pilas refleja el contenido de mercurio de pilas de años anteriores (vidas útiles de unos pocos años, dependiendo del tipo y uso). Esto es importante dado que las concentraciones de mercurio en las pilas pueden haber cambiado en los últimos años en muchos países. Si no están disponibles datos históricos, pueden utilizarse los números de entrada del suministro actual como estimación.

924. Ejemplos de contenido de mercurio en pilas por tipo y región (para datos) se presentan en la Tabla 5-132 a continuación.

Tabla 5-132 Ejemplos de contenido de mercurio en pilas en g de mercurio por kg de pilas, por tipo y origen de datos.

Tipo de pila	Contenido de mercurio en pilas (kg de Hg/tonelada métrica de pilas)	País o región para los datos	Comentarios
Óxido de mercurio (todos los tamaños); también llamadas "celdas de zinc-mercurio"	320	Unión Europea	Floyd <i>et al.</i> (2002). La venta de pilas de óxido de mercurio está prohibida en la UE desde el año 2000.
Pilas de botón de zinc-aire	12,4	Unión Europea	Datos de EBPA (industria) tal como se los cita en Floyd <i>et al.</i> (2002). Probablemente valores promedio, dado que las concentraciones de mercurio pueden variar en cierta forma. Las pilas con un contenido de mercurio en las pilas de botón que supere los 20 kg/tonelada métrica están prohibidas en la UE desde el año 2000.
Pilas de botón alcalinas	4,5 - 10 *1	Unión Europea	Idénticos comentarios que para zinc-aire. 10 kg/tonelada métrica es un valor más antiguo de Escandinavia (principios de los años ochenta).
Pilas de botón de óxido de plata	3,4 - 10 *1	Unión Europea	Idénticos comentarios que para zinc-aire. 10 kg/tonelada métrica es un valor más antiguo de Escandinavia (principios de los años ochenta).
sin incluir las que tienen forma de botón	"0" - 10 *1	Unión Europea	La mayoría de las marcas internas no contienen mercurio actualmente, pero aún existen algunas marcas de pilas alcalinas que se comercializan tanto a nivel nacional como regional con mercurio. Las pilas alcalinas que no son de tipo botón con contenido de mercurio que supera los 0.25 kg/tonelada métrica de pila se prohibieron en la UE desde 1993, mientras que aquellas con un contenido que supera los 0.005 kg/tonelada métrica están prohibidas desde el año 2000.

Notas: *1: 10 kg/tonelada métrica es un valor más antiguo de Escandinavia (principios de los años ochenta). Se utiliza aquí para ilustrar los valores potenciales máximos en marcas de pilas producidas con tecnología más vieja.

5.5.4.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

Producción

925. La US EPA (1997a) informa un ejemplo de una instalación de producción de óxido de mercurio donde el aire de ventilación de las salas de producción se filtró con filtros de tela de retención de partículas y un filtro de carbón vegetal, donde solo 0,1 % (1 g/kg) del mercurio utilizado en la producción se emitió a la atmósfera. Las supuestas cantidades adicionales de mercurio se eliminaron con el material de filtro usado, pero esto no se informó. La US EPA establece que este ejemplo debería utilizarse con cautela, debido a la calidad de los datos cuestionables, y debido a que otros fabricantes de pilas pueden no contar con equipos de reducción de emisión similares.

926. Otro ejemplo fue informado en Rusia donde se perdió hasta 27 % del mercurio utilizado para la producción de pilas de óxido de mercurio durante la producción, con productos rechazados y otros desechos sólidos (24 %), con emisiones a aguas residuales (2 %) y la atmósfera (1 %); (Lassen *et al.*, 2004).

927. Con respecto a la producción de otros tipos de pilas con mucho menos contenido de mercurio, los porcentajes de emisión podrían ser similares a la producción de pilas de óxido de mercurio.

ii) Eliminación

928. En Dinamarca un 20-30 % estimado del consumo de pilas de botón se recolectó por separado en 2001, mientras que el número fue más alto: una estimación de 30-60 %, para las pilas alcalinas más grandes (Hansen y Hansen, 2003). Se esperaba que las partes restantes de las pilas se eliminaran con desechos domésticos, de los cuales la mayoría terminan en incineración de desechos. El vertido difuso e informal o incineración de desechos se considera insignificante en Dinamarca. La eliminación de mercurio con las pilas refleja el contenido de mercurio en pilas de años anteriores; por lo tanto, el óxido de mercurio seguía representando la mayoría de las emisiones/desechos de mercurio de pilas en Dinamarca en el 2001 (después de que se prohibieron las ventas de óxido de mercurio en el año 2000; Skårup *et al.*, 2003). En Países Bajos la eficiencia de la recolección para todos los tipos de pilas puede estimarse en aproximadamente 50-70 % del potencial, dependiendo de cómo se calcula la eficiencia de la recolección. Las tasas de recolección en este nivel o un poco por debajo de él también se indicaron para la (gran) municipalidad de Göteborg en Suecia (según Hansen y Hansen, 2003). Probablemente estos ejemplos estén entre las tasas de recolección más altas entre los esquemas de recolección de pilas actuales.

5.5.4.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

929. Con base en los ejemplos compilados hasta ahora que se proporcionaron anteriormente, se sugiere el uso de los siguientes factores de distribución de entrada y salida predeterminados preliminares en casos en los que los datos específicos de la fuente no están disponibles. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

Tabla 5-133 Factores de entrada de mercurio predeterminados *preliminares*, por tipo de pila

Tipo de pila	Contenido de mercurio en pilas (kg de Hg/tonelada métrica de pilas)
Óxido de mercurio (todos los tamaños); también llamadas "celdas de mercurio y zinc"	320
Pilas de botón de zinc-aire	12
Pilas de botón alcalinas	5
Pilas de botón de óxido de plata	4
sin incluir las que tienen forma de botón	0,25 *1

Notas: *1 En los países de la UE probablemente debería utilizarse un factor de entrada de 0,005 kg/tonelada métrica.

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

930. Tenga en cuenta que los factores de salida para la producción de pilas solo son pertinentes para países con producción interna. Las entradas a la producción son en realidad las compras de mercurio para la producción (del cual una parte se pierde durante la producción), pero pueden estimarse a partir de las concentraciones en las pilas combinadas con los datos de los volúmenes de producción. Los factores de distribución de salida predeterminados preingresados en la hoja de cálculo

IL2 (levemente diferente a aquellas que se enumeran aquí) se basaron en datos limitados disponibles para termómetros y pilas, asumiendo algunas similitudes en la manipulación de mercurio, etc.

931.

932. Con respecto a la eliminación, las cuantificaciones de las corrientes reales de desechos en el país darán una imagen más pertinente de las salidas de mercurio de este grupo de productos. Si no están disponibles datos cuantitativos específicos, pueden usarse los factores de distribución que se proporcionan en la tabla a continuación. Son simplificaciones que indican las principales tendencias únicamente, establecidas con el objetivo de aumentar la señal de que pueden ocurrir emisiones considerables a estas vías.

933. Tenga en cuenta que la tabla solo distribuye salidas de emisiones directas al ambiente y las dos categorías de desechos mencionadas. El destino final del mercurio en los desechos depende en gran medida del escenario de tratamiento de desechos a nivel nacional/regional y los diseños de reducción de emisión implicados. Ver las descripciones de estas cuestiones en las secciones que cubren la incineración de desechos generales (sección 5.8) y vertederos/depositos (sección 5.9).

934. Tenga en cuenta también que en los factores de distribución de salida de mercurio predeterminados mencionados en la presente, el vertido informal o incineración de desechos se cuantifica como emisiones directas al aire, tierra y agua, según corresponda. Tenga cuidado con el conteo doble, si las estimaciones de las emisiones de mercurio también se hacen por separado para vertido informal o incineración de desechos.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

935. Las salidas estimadas de mercurio a desechos recolectados por separado y desechos domésticos generales de esta subcategoría contribuyen a las entradas de mercurio a vertederos/depositos (sección 5.9) e incineración de desechos domésticos (sección 5.8).

Tabla 5-134 Factores de distribución de salida de mercurio predeterminados preliminares para la producción y eliminación de pilas

Fase del ciclo de vida	Factores de distribución de salida predeterminados, porción de las entradas de Hg				
	Aire	Agua	Tierra	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Producción *2	0,005	0,005	?	?	0,01
Eliminación (Estado del manejo real de desechos en el país) *4:					
Sin recolección de pilas separadas o muy limitada. Todos los desechos o la mayoría de los mismos son recolectados y manipulados de manera públicamente controlada				1	
Sin recolección de pilas separadas o muy limitada. Recolección y manipulación faltante o informal de desechos generales es generalizada *3	0,25		0,25	0,5	
Separate battery collection with high collection rates. Todos los desechos o la mayoría de los mismos son recolectados y manipulados de manera públicamente controlada				0,6	0,4 *1

Notas: *1 Para pilas de celdas de botón, esta categoría a menudo consistirá en depósitos especiales con protección de seguridad más alta contra las emisiones de mercurio;

- *2 Salidas en el porcentaje de cantidades de mercurio en las pilas producidas. Tenga en cuenta que los factores de salida para la producción de pilas solo son pertinentes para países con producción interna;
- *3 No se considera que una alta tasa de recolección separada de pilas, combinada con un alto grado de manejo informal de los desechos generales sea una combinación pertinente, dado que la recolección separada suele ser un paso avanzado posterior a la implementación de normas generales de alto nivel;
- *4 Las entradas de mercurio a la eliminación son las concentraciones de mercurio en los tipos de pilas, combinadas con las cantidades eliminadas de los tipos de pilas respectivos. Si los datos de suministro anual para algunos años anteriores (para los mismos tipos de pilas) están disponibles, se pueden usar como aproximaciones para las cantidades eliminadas.

5.5.4.6 Principales datos específicos de la fuente

936. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- El consumo de pilas de óxido de mercurio; incluidas importaciones (también las importaciones incorporadas en otros productos como juguetes, tarjetas de felicitación, etc.)
- Las tendencias nacionales o regionales en las concentraciones de mercurio en otras pilas (marcas locales, regulación nacional/regional, etc.); y
- La configuración y eficiencia de sistemas de gestión de desechos.

937. Con respecto a las pilas de óxido de mercurio, un problema que se encuentra a menudo es que las estadísticas de comercio nacional a menudo son severamente imprecisas, dado que estas pilas normalmente se venden en pequeñas cantidades y por lo tanto son muy vulnerables a la categorización errónea de otras pilas en los informes de los comerciantes a las oficinas de estadística. Esto tiene consecuencias, ya que incluso las ventanas informadas moderadas de pilas de óxido de mercurio pueden representar una renovación de mercurio que excede por lejos el consumo total de mercurio con otros tipos de pilas.

938. Más probablemente, las pilas se producen principalmente en relativamente pocas plantas grandes, y por lo tanto se recomienda un abordaje de fuente puntual a las estimaciones de emisión de la producción, cuando sea posible.

939. Para consultar recomendaciones sobre la recopilación de datos, ver la sección 4.4.5.

5.5.5 Poliuretano con catalizadores de mercurio

5.5.5.1 Descripción de la subcategoría

940. En poliuretanos de dos componentes, para muchas aplicaciones, los catalizadores elegidos para catalizar la reacción entre un polioliol y una composición de isocianato, es decir, para endurecer o curar los materiales de poliuretano (PU), han sido durante mucho tiempo compuestos de mercurio orgánico (Lassen *et al.*, 2008). Tenga en cuenta que el uso de los catalizadores para poliuretanos difiere del uso de los catalizadores en la producción de monómeros (por ejemplo, CVM) de manera que el catalizador en los poliuretanos se incorpora al producto final.

941. En años anteriores, el mercurio se utilizaba ampliamente como catalizador para promover una gran variedad de reacciones poliméricas. Los compuestos de mercurio han continuado siendo importantes catalizadores en la producción de elastómeros de poliuretano, recubrimientos, sellantes y adhesivos (denominadas aplicaciones CASE). Los compuestos de mercurio se utilizan en particular para elastómeros de poliuretano (plásticos flexibles) que se funden con formas a veces complejas, o se pulverizan sobre una superficie como aislamiento, protección contra la corrosión, etc. Sin embargo, están disponibles catalizadores sin mercurio alternativos que se utilizan ampliamente hoy en día (Lassen *et al.*, 2008).

942. Los productos de poliuretano se utilizan para una amplia variedad de productos finales incluidas ruedas, suelos, juntas, encapsulación de componentes electrónicos, suelas de zapato, absorción de impacto y reparación de instalaciones industriales.

943. Los principales compuestos de mercurio utilizados son compuestos de mercurio de fenilo, primero que nada neodecanoato de fenilmercurio. El contenido de los compuestos de fenilmercurio en los catalizadores normalmente varía entre 60-70 % en peso que corresponde a 25-30 % de mercurio en peso.

944. Como cualquier catalizador utilizado en sistemas de poliuretano, el catalizador de mercurio se incorpora a la estructura polimérica y permanece en el producto final. El catalizador se agrega al poliuretano a niveles de 0,2-1 %, dependiendo de los otros componentes y las propiedades deseados del polímero. Por consiguiente, la concentración de neodecanoato de fenilmercurio en el producto de poliuretano está en el orden de 0,1-0,6 % y el contenido de mercurio en el rango de 0,05-0,3 % (Lassen *et al.*, 2008).

945. Se estima que pueden utilizarse globalmente en aplicaciones de poliuretano 300-350 toneladas métricas/año de catalizador de mercurio (Lassen *et al.*, 2008).

5.5.5.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-135 Principales medios de emisión y recepción durante el ciclo de vida del poliuretano con catalizador de mercurio

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Producción	x	x		X		x
Uso	X	X				
Eliminación	X		X		X	

Notas: *1 X - Vía de emisión que se espera sea predominante para la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

946. Las principales emisiones de mercurio provienen del uso de productos con partes de poliuretano y por la eliminación de los productos desechados.

947. Pueden ocurrir emisiones de mercurio de productos durante su uso. El mercurio se puede emitir en forma de compuestos de fenilmercurio y como mercurio elemental a partir de la descomposición de los catalizadores de mercurio en los productos. Las tasas de emisión dependen del desgaste de los productos.

948. Las partes de poliuretano normalmente terminan en los desechos domésticos generales o en desechos generales de la construcción y la industria. Los sistemas para recolección separada de poliuretanos con catalizador de mercurio no se conocen de ningún país. Para desechos de poliuretano que terminan en incineración de desechos, parte del mercurio será liberada a la atmósfera al incinerarse, mientras que las otras partes permanecerán en la incineración de sólidos. Y, si corresponde, en residuos de limpieza de gas de combustión, y posteriormente se deposita en vertederos u otros depósitos, tal como se describe en la sección 5.8. En caso de incineración informal de desechos, partes del mercurio se evaporarán y emitirán a la atmósfera, mientras que otras partes permanecerán en residuos sólidos y perderse a la tierra.

5.5.5.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-136 Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes del poliuretano con mercurio

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Producción	Toneladas métricas de poliuretano catalizado de mercurio producidas por año (en el país)	kg de mercurio emitidos por kg de mercurio utilizado en la fabricación de poliuretanos
Uso	Población nacional	g de mercurio en poliuretano consumido por habitante por año
Eliminación	Población nacional	g de mercurio en poliuretano consumido por habitante por año

Producción

949. En la mayoría de los países los catalizadores para producción de poliuretano los producen solo un fabricante, si hubiere. La cantidad de mercurio utilizada para la producción, las cantidades de catalizador producidas y las emisiones reales a partir de la producción de los catalizadores deberían preferiblemente obtenerse por contacto directo con los fabricantes, si fuera posible. Las emisiones de la producción pueden en algunos casos estar disponibles de estadísticas ambientales nacionales.

950. Los catalizadores de mercurio se utilizan para la producción de sistemas de poliuretano de dos componentes donde el catalizador se mezcla con uno de los dos componentes. Se estima que las emisiones de esta operación serán insignificantes.

951. Los sistemas de poliuretano de dos componentes los utilizan los fabricantes de productos finales de poliuretano o usuarios de sellantes y adhesivos. Los datos de entrada sobre el mercurio para producción de las diferentes productos de poliuretano que contienen mercurio pueden no estar disponibles en general (excepto por contacto directo con los fabricantes).

Uso

952. Las emisiones de mercurio por evaporación de compuestos de fenilmercurio y mercurio elemental pueden en principio estimarse sobre la base de la información acerca de la cantidad de poliuretano catalizado de mercurio acumulada en los productos en la sociedad. Las cantidades acumuladas reflejan el contenido de mercurio y el consumo de poliuretanos que contienen mercurio de años anteriores. Una parte importante del poliuretano puede importarse en los productos finalizados. En la mayoría de los países ni los datos sobre las cifras del consumo real ni los datos históricos estarán disponibles, y será necesario basar las estimaciones en información general sobre el uso global del mercurio para esta aplicación.

953. Está disponible información muy limitada sobre el uso del mercurio en poliuretanos en diferentes países y hasta hace poco tiempo se asumía que el uso total de mercurio para esta aplicación era muy pequeño.

954. En un estudio detallado para la Comisión Europea Lassen et al. (2008) estimaron con base en las comunicaciones de la industria que 300-350 toneladas métricas de catalizador de mercurio pueden usarse globalmente en aplicaciones de poliuretano, de las cuales se utilizan unas 60-105 toneladas métricas en la Unión Europea. Corresponde a más de 100 toneladas métricas de consumo de mercurio alrededor del mundo, y 20-35 toneladas métricas de consumo de mercurio con poliuretanos en la Unión Europea. Existen catalizadores de mercurio que no deberían ser esenciales como alternativa y de acuerdo con Kometani *et al.* (no se indica el año) los catalizadores de mercurio no se utilizan en

Japón. Aunque los catalizadores de mercurio pueden no utilizarse en algunos países, es muy probable que los productos importados aún contengan poliuretanos catalizados de mercurio.

955. Si las 100 toneladas de mercurio por año se distribuyen equitativamente en la población mundial de 6.200 millones de habitantes, el consumo de mercurio por persona (cápita) puede estimarse en 0,02 g Hg/año. El consumo en la Unión Europea corresponde a un consumo de mercurio por persona de 0,05 g Hg/año.

Eliminación

956. En la mayoría de los países no estarán disponibles datos sobre el poliuretano que contiene mercurio en la corriente de desechos y será casi imposible obtener datos confiables para estimar las cantidades totales.

957. Asumiendo una situación de estado estacionario las cantidades totales eliminadas corresponden a la entrada total con productos restados de las emisiones durante el uso de los productos.

5.5.5.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

Producción

958. La US EPA (1997a) informa que durante la producción de compuestos de mercurio, las emisiones de vapor de mercurio y los compuestos de mercurio particulados pueden ocurrir en las siguientes fuentes: reactores, secadoras, tintes, filtros, molinillos y operaciones de transferencia.

959. No están disponibles datos sobre las emisiones reales a partir de la producción de compuestos de fenilmercurio, pero se asume que las emisiones son pequeñas en comparación con emisiones posteriores en la semivida de los productos.

960. Las emisiones a partir de la fabricación de sistemas de poliuretano y las partes del poliuretano finales pueden ser considerables, pero no ha habido datos disponibles para estimar las emisiones.

ii) Uso y eliminación

961. Las investigaciones reales de emisiones de mercurio de artículos se han informado para pisos de elastómero de poliuretano en EE. UU. Los pisos de poliuretano con catalizadores de mercurio se han utilizado ampliamente anteriormente en gimnasios de escuelas y estadios deportivos en EE. UU. y probablemente también en otras partes del mundo.

962. De acuerdo con una investigación del Departamento de Salud de Minnesota (EE. UU.) algunos pisos de elastómero de poliuretano fabricados desde aproximadamente 1960 a al menos 1980 contuvieron hasta 0,1 % de mercurio en acetato fenilmercúrico u otras sales organomercúricas que se utilizaban como catalizadores (Reiner, 2005, según se cita en ATSDR, 2006). Esta concentración es similar a la concentración en elastómeros de poliuretano en muchos lugares del mundo hoy día.

963. Las concentraciones de mercurio ambiente en gimnasios escolares varían de 0,13 a 2,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, y en 5 de 6 gimnasios estuvieron por encima del nivel de RfC de 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ establecido por la EPA de EE. UU. dado que no se espera que el nivel de exposición a continuación tenga efectos adversos para la salud (MDH, 2006). Una investigación independiente en Ohio (EE. UU.) mostró que los pisos de elastómero de PU en escuelas también emitían mercurio superando los 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ del nivel de RfC (Newhouse 2003). Se han obtenido resultados similares de otras escuelas en EE. UU., pero no se han identificado informes de otros países del mundo.

964. De acuerdo con ATSDR (2008) la literatura química no aclara si el vapor de mercurio de acetato de fenilmercurio u otros compuestos de mercurio que se encuentran en pisos sea vapor de mercurio elemental, o si es la forma de vapor del compuesto mercúrico en los pisos. Sin embargo, no se sabe si el acetato de fenilmercurio en el piso se convierte a mercurio elemental antes de volatilizarse, o si se convierte en mercurio elemental en el aire. La Información de Salud Ambiental

del Departamento de Salud de Minnesota establece que cuando eran nuevos, estos pisos contenían hasta 0,1 % de mercurio, pero a medida que pasa el tiempo y los pisos se van envejeciendo, el contenido de mercurio se reduce lentamente, al igual que los niveles en los pisos que tienen décadas de edad pueden ser considerablemente menores que 0,1 % (MDH, 2008a). No se proporciona documentación sobre la disminución en el contenido de mercurio.

965. En una investigación en Ohio, las pruebas mostraron que cinco de nueve pisos 3M Tartan Brand deberían considerarse desechos peligrosos dado que una prueba de lixiviado de material mostró una concentración por encima de 0,2 mg Hg/l. (ATSDR, 2003). Los resultados indican que puede tener lugar una exposición por contacto con la piel, pero esa exposición se considera insignificante en comparación con la exposición por inhalación.

966. El desgaste de las superficies puede conducir a mayores emisiones dado que el mercurio se puede emitir de las partículas y de la parte de la superficie que está expuesta a la abrasión. Pueden esperarse en particular niveles altos de abrasión para algunos usos externos, por ejemplo, suelas de zapatos y ruedas de patines.

967. Además de las emisiones al aire, el lixiviado y la abrasión pueden conducir a emisiones a aguas residuales.

968. No están disponibles datos para estimar las emisiones promedio de los productos de poliuretano, pero tal como lo indicó el Departamento de Salud de Minnesota anteriormente las emisiones pueden ser tan considerables que la concentración en el material de poliuretano se redujo considerablemente con el tiempo. En ausencia de datos reales se asumirá a grandes rasgos que en promedio 5 % del mercurio en el poliuretano se emite a aguas residuales y 10 % al aire por todo el ciclo de vida de los productos.

5.5.5.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

969. Con base en los ejemplos compilados hasta ahora que se proporcionaron anteriormente, se sugiere el uso de los siguientes factores de distribución de entrada y salida predeterminados preliminares en casos en los que los datos específicos de la fuente no estén disponibles.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

970. Si no está disponible otra información que permita una estimación de entrada tal como se describió anteriormente, una primera estimación puede formarse mediante el uso de los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-137 a continuación (con base en los conjuntos de datos en esta sección). Debido a la gran incertidumbre sobre la estimación, se recomienda calcular e informar intervalos para las entradas de mercurio a esta categoría de fuentes. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto).

Tabla 5-137 Factores de entrada predeterminados **preliminares** para uso de poliuretanos que contienen mercurio

	Factores de entrada predeterminados; g de mercurio consumidos por habitante por año; (límite inferior, límite superior)
Mercurio consumido anualmente con poliuretanos que contienen mercurio	0,01-0,05

971. Los factores de entrada predeterminados se basan en datos de consumo de los países desarrollados y regiones descritas anteriormente. En los países desarrollados con partes considerables

de la población sin acceso a electricidad y de esta forma una prevalencia supuestamente más baja de lo que podría denominarse a grandes rasgos "instalaciones técnicas", la prevalencia de los tipos de productos con mercurio agregado en cuestión también puede ser más baja, con respecto a los países desarrollados de los que derivan los factores de entrada predeterminados. Mientras que los productos de poliuretano no solo se usan en "instalaciones técnicas", la tasa de electrificación se sugiere como un posible factor indicativo para el nivel de desarrollo en el país.

972. Un nivel más bajo de desarrollo técnico puede entonces ajustarse al multiplicar la cantidad de población utilizada en los cálculos por la tasa de electrificación según lo evalúa la IEA (multiplicar por la tasa de electrificación en porcentaje y dividir por 100 por ciento). Las tasas de electrificación estimadas de la IEA para los países desarrollados seleccionados desde 2009 se muestran en el Anexo 8.4. Para países sin estimaciones de IEA, las tasas de electrificación se estimaron sobre la base de otras fuentes (ver los detalles en el anexo). Este abordaje se utiliza en la hoja de cálculo del Nivel de Inventario 1 (automáticamente) y se ha implementado también como una opción en la hoja de cálculo del Nivel de Inventario 2 (manualmente).

Tenga en cuenta que el Anexo 8.4 también incluye datos de población para la mayoría de los países del mundo.

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

973.

974. Tabla 5-138 a continuación proporciona factores de salida de mercurio predeterminados para producción, uso y eliminación de mercurio en poliuretanos. Tenga en cuenta que los factores de salida para la producción de catalizadores de mercurio solo son pertinentes para países con producción interna. Las entradas a la producción son las compras reales del mercurio para la producción (de las cuales una pequeña parte se pierde durante la producción).

975. En la mayoría de los países los datos sobre las emisiones de mercurio de los productos de poliuretano y los datos sobre los poliuretanos catalizados de mercurio en las corrientes de desechos no estarán disponibles, y pueden usarse los factores de distribución que se proporcionan en la tabla a continuación.

976. Tenga en cuenta que la tabla solo distribuye salidas de emisiones directas al ambiente y las dos categorías de desechos mencionadas. El destino final del mercurio en los desechos depende en gran medida del escenario de tratamiento de desechos a nivel nacional/regional y los diseños de reducción de emisión implicados. Ver las descripciones de estas cuestiones en las secciones que cubren la incineración de desechos generales (sección 5.8) y vertederos/depositos (sección 5.9).

977. Tenga en cuenta también que en los factores de distribución de salida de mercurio predeterminados mencionados en la presente, el vertido informal o incineración de desechos se cuantifica como emisiones directas al aire, tierra y agua, según corresponda. Tenga cuidado con el conteo doble, si las estimaciones de las emisiones de mercurio también se hacen por separado para vertido informal o incineración de desechos.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

978. Las salidas estimadas de mercurio para desechos sólidos municipales de esta subcategoría contribuyen a las entradas de mercurio a vertederos/depositos (sección 5.9) e incineración de desechos domésticos (sección 5.8).

*Tabla 5-138 Factores de distribución de salida de mercurio predeterminados **preliminares** para uso y eliminación de desechos de poliuretano catalizados de mercurio*

Fase del ciclo de vida	Factores de distribución de salida predeterminados, porción de las entradas de Hg				
	Aire	Agua	Tierra	Desechos generales	Tratamiento/e eliminación específico del sector
Fabricación de productos de poliuretano	s. d.	s. d.	s. d.	s. d.	s. d.
Uso y eliminación (estado real del manejo de los desechos en el país) *1					
Todos los desechos o la mayoría de los mismos son recolectados y manipulados de manera públicamente controlada	0,1	0,05	?	0,85	
Recolección y manipulación faltante o informal de desechos generales es generalizada.	0,2	0,1	0,4	0,3	

Notas: *1 Las entradas de mercurio a eliminación son las concentraciones de mercurio en partes de poliuretano en los desechos eliminados. Si los datos de suministro anual para algunos años anteriores están disponibles, pueden utilizarse como aproximaciones para las cantidades eliminadas, de lo contrario se asume un estado estacionario mediante el uso de las estimaciones por habitante

5.5.5.6 Principales datos específicos de la fuente

979. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Las cantidades de mercurio utilizadas anualmente en producción interna de catalizadores de mercurio para producción de poliuretano;
- Emisiones cuantificadas de mercurio de la producción interna de catalizadores de mercurio para producción de poliuretano; y
- La información sobre el porcentaje de productos de poliuretano catalizado de mercurio en el consumo nacional de las categorías de productos pertinentes.

980. Los catalizadores de mercurio se producen en algunas plantas de producción, si hubiere en el país, y por lo tanto se recomienda un abordaje de fuente puntual a las estimaciones de la emisión de mercurio de la producción. El consumo de mercurio para producción doméstica y la salida de producción deberían obtenerse por contacto directo con los fabricantes, dado que los volúmenes de producción probablemente no puedan obtenerse de estadísticas de producción nacionales.

5.5.6 Biocidas y pesticidas

5.5.6.1 Descripción de la subcategoría

981. Muchos compuestos de mercurio son tóxicos a los microorganismos, y los compuestos de mercurio se han utilizado en biocidas en la industria del papel (productos antimoho en la producción, ver la sección 5.3.2), en pinturas (descritas por separado en la sección 5.5.6), y en granos de semilla y otras aplicaciones agrícolas. Estos usos han sido discontinuados o prohibidos en muchos países (PNUMA, 2002).

982. Un uso principal de biocidas de compuestos de mercurio ha sido el recubrimiento de semillas. El uso de semillas de siembra con recubrimiento de semillas a base de mercurio para hornear pan fue la causa de dos incidentes graves de intoxicación por mercurio en Iraq hace algunas décadas (PNUMA, 2002).

983. En la ex Unión Soviética la producción de los pesticidas organomercúricos se inició en 1955 con una producción de 5 toneladas métricas/año alcanzando un máximo de 200 toneladas métricas/año para 1960 (Lassen *et al.* 2004) La producción en la Federación de Rusia ha cesado, pero se estima que en los últimos años se han utilizado anualmente 20-40 toneladas métricas de soluciones concentradas (Lassen *et al.*, 2004). El compuesto principal es el cloruro de mercurio etílico con un contenido de mercurio de 1.9-2.3 % en el pesticida, pero se han aplicado 14 compuestos diferentes como pesticidas en el país.

984. En Australia, un producto de fungicida líquido contiene 120 g/l de mercurio como cloruro mercúrico de metoxi-etilo para controlar la enfermedad del ananá en contextos de caña de azúcar. PNUMA (2002)

985. En la India, el uso de pesticidas organomercúricos en 1999-2000 informado por la Dirección General de protección de plantas fue de 85 toneladas métricas (Wankhade, 2003). Durante el período de 1995 al 2000 no se informó producción, importación o exportación que indicara que los pesticidas consumidos se originaron de reservas (Wankhade, 2003). Anteriormente se utilizaban en la India varios pesticidas basados en mercurio, pero hoy en día están prohibidos.

5.5.6.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-139 Principales medios de emisión y recepción durante el ciclo de vida de los biocidas y pesticidas con mercurio

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Producción	?	?	?	X	?	?
Uso (pesticidas)	X	X	X		x	x
Eliminación		x	X		x	X

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

? - Puede haber emisión, pero no hay datos disponibles sobre este aspecto.

986. No hay datos disponibles con respecto a las posibles emisiones de mercurio de la producción de biocidas basados en mercurio.

987. Para el uso de biocidas/pesticidas, los factores más importantes que determinan las emisiones son la concentración de mercurio en los productos utilizados, y la forma en que estos productos se aplican. Dado que los pesticidas pueden haber tenido un uso dominante (además de las pinturas, ver la sección 5.5.6), las indicaciones de las vías de emisión en la Tabla 5-139 se refieren a este uso. Mientras que la mayoría de los productos en uso terminarán en la tierra, algunos probablemente terminen en el agua por la eliminación de cantidades sin utilizar, el lavado del equipo utilizado, la lixiviación al agua del suelo y escorrentía con aguas de la superficie. El producto no utilizado, incluidas soluciones concentradas de pesticidas obsoletos, puede perderse o eliminarse con el desgaste normal o a través de programas de eliminación especiales.

5.5.6.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-140 Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de biocidas y pesticidas

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Uso de pesticidas	Cantidad de pesticidas utilizados	Concentración de mercurio en los pesticidas utilizados

988. Además de los datos proporcionados anteriormente, no se encontraron datos sobre las concentraciones de mercurio en pesticidas y otros usos de biocidas que no sean pinturas y productos farmacéuticos (ver las secciones 5.5.6 y 5.5.7, respectivamente).

5.5.6.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

989. En algunos países se almacenan cantidades importantes de pesticidas obsoletos en casas de campo y depósitos en condiciones no adecuadas.

990. En la Federación de Rusia, la cantidad de pesticidas que contienen mercurio almacenados en depósitos (excepto vertederos) y que requieren de destrucción o almacenamiento en vertederos especiales se supone que excede las 1.000 toneladas métricas que contienen aproximadamente 20 toneladas métricas de mercurio (Lassen *et al.*, 2004).

5.5.6.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida predeterminados

991. Debido a la falta de datos, no se definieron factores predeterminados para esta categoría de fuente. La recopilación de datos específicos se recomienda en países en los que tiene lugar el uso de pesticidas/biocidas. Los factores de distribución de salida predeterminados preingresados en la hoja de cálculo IL2 para producción se basaron en datos limitados disponibles para termómetros y pilas, asumiendo algunas similitudes en la manipulación de mercurio, etc.

5.5.7 Pinturas

5.5.7.1 Descripción de la subcategoría

992. El acetato mercúrico de fenilo (PMA) y compuestos de mercurio similares se agregaban ampliamente antes como biocidas a pinturas a base de agua y aún pueden utilizarse en algunos países. Estos compuestos se utilizaron para extender el ciclo de vida mediante el control de la fermentación bacteriana en la lata (conservantes en lata) y para retrasar los ataques de hongos en las superficies pintadas en condiciones húmedas (fungicidas).

993. En EE. UU. el uso de biocidas de mercurio en pinturas finalizó en 1991. En EE. UU. antes de la prohibición en 1991, los compuestos de mercurio se utilizaban en 25 a 30 % de toda la pintura látex de interior (no se usó en pintura a base de aceite) y en 20 a 35 % de la pintura látex de exterior (Heier, 1990).

994. Para la Evaluación de Mercurio Global (PNUMA, 2002), Tailandia informa que menos del 25 % de las fábricas de pinturas en Tailandia aún utilizan mercurio como aditivo en el proceso y en cantidades de no más que 0,5 % en peso total. Es probable que el mercurio se utilice como conservante en pintura en otros países, pero el estado de fabricación de pintura a base de mercurio y el uso en otros países es incierto.

995. Asimismo, los compuestos de mercurio inorgánico de muy baja solubilidad se usaban anteriormente como aditivos en recubrimientos marinos y pinturas para evitar la contaminación del barco por bacterias y otros organismos marinos. Este uso hace tiempo se ha discontinuado hacia mediados de los años setenta (US DOC, según se cita en NJ MTF, 2002).

5.5.7.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-141 Principales medios de emisión y recepción durante el ciclo de vida de las pinturas con mercurio

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Producción *1	x	x	x	X	x	x
Uso	X	x			x	
Eliminación					x	x

*1 Las emisiones de mercurio de la producción de pinturas y sus ingredientes pueden tener lugar probablemente, pero no hay datos disponibles para describir dichas emisiones. Las emisiones en la fase de uso probablemente sean mucho más altas, dado que se espera que la mayoría de los compuestos de mercurio utilizados sigan a las pinturas producidas;

X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

996. No hay datos disponibles para describir las emisiones potenciales de mercurio de la producción de pinturas.

997. Algunos estudios sugieren que cuando se aplicaron las pinturas que contienen mercurio, las superficies pintadas emitieron mercurio elemental al aire (US EPA, 1992 y Agos *et al.*, 1990). NJ MTF (2002) informa que el aire es el principal medio de recepción de estas emisiones (NJ MTF, 2002). Se ha estimado que la semivida del mercurio en estas pinturas es de aproximadamente 1 año, es decir, que la mitad del contenido de mercurio se emite cada año (NJMTF, 2002). Las emisiones de pinturas en EE. UU. (y posiblemente otros países) fueron considerables hasta años recientes. Se utilizaron aproximadamente 227 toneladas métricas de PMA y otros compuestos de mercurio por año en pinturas en EE. UU. entre mediados de la década de 1960 y 1991. Asumiendo que todo el mercurio utilizado en estas pinturas eventualmente se emitirá al medio ambiente, y que la semivida es de aproximadamente 1 año, se puede estimar que desde finales de la década de 1960 y principios de los años noventa, unas 227 toneladas métricas de mercurio se emitieron por año en EE. UU. al medio ambiente de estas pinturas. Sin embargo, dada la semivida relativamente corta de estas pinturas y debido a que el uso se detuvo en 1991, se espera que actualmente las emisiones de esta fuente en EE. UU. sean bastante bajas. (Ver NJ MTF, 2002 para más descripción y análisis sobre este asunto).

5.5.7.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-142 Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de las pinturas con mercurio

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Uso y eliminación	Consumo de pintura que contiene mercurio en toneladas métricas por año	Concentración de mercurio en las pinturas utilizadas; g de mercurio por toneladas métricas de pintura

998. Los datos más importantes necesarios para estimar las emisiones de pinturas serían datos sobre la concentración de mercurio en las pinturas utilizadas, cantidad de pinturas utilizadas, fecha (en qué años) en la que se usaron estas pinturas, para indicar qué tan rápido se emite el mercurio de las

pinturas aplicadas (por ejemplo, la semivida del mercurio en las pinturas). Además, es muy útil saber en qué año finalizó el uso de estas pinturas, si este fuera el caso, en el país que se está estudiando.

999. La información sobre la concentración real del mercurio en las pinturas es escasa. Antes de la prohibición en 1991, la EPA de EE. UU. permitió que la pintura látex de interior contuviera menos que o el equivalente a 300 ppm (0.03 %) de mercurio elemental y que la pintura látex de exterior contuviera menos que o el equivalente a 2000 ppm (0,2 %; MMMW, 1990) La concentración real varió. Husar y Husar citan una evaluación que informa una concentración de mercurio en pintura látex de interior de 45 ppm, y concentraciones en pintura de exterior de 1,050 ppm con base en las entrevistas de compañías de pintura de EE. UU. en la década de 1990 (Husar y Husar, 2001).

1000. En una incidencia reportada de envenenamiento por mercurio en 1989 en EE. UU., las paredes se pintaron con pintura látex que contenía 930-955 ppm de mercurio. (MMWR, 1990).

1001. Desde Australia Alphen (1998) informa sobre un aditivo de pintura que contiene 37 g Hg/L; agregado a la pintura a la tasa recomendada resultaría en 460 mg Hg/L (Alphen, 1998). Alphen informó también que se habían encontrado pinturas con más de 300 ppm de mercurio en un estudio limitado de pinturas de Australia del sur. Tal como se mencionó anteriormente, Tailandia informa que menos del 25 % de las fábricas de pinturas en Tailandia aún utilizan mercurio como aditivo en el proceso y en cantidades que no superan los 5000 ppm (0,5 %) en peso total. En Costa Rica, la regulación del contenido de plomo y mercurio en pinturas establece un límite máximo de mercurio en pinturas de 50 ppm (0,005 %) (PNUMA, 2002).

5.5.7.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

1002. Por la aplicación de las pinturas una parte menor de la pintura se liberará con aguas residuales al limpiar el equipo y una parte que queda en las latas se eliminará con los desechos sólidos. Bass (2001) estima que aproximadamente 5 % se libera con aguas residuales, 3 % termina en desechos sólidos municipales mientras que el 92 % restante se emite al aire de la pintura tras la aplicación.

1003. Con una semivida reportada de un año casi todo el mercurio se emitirá de la pintura.

5.5.7.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

1004. Debido a la falta de datos suficientes, no se establecieron factores predeterminados para la producción de pinturas y sus ingredientes. Si no están disponibles datos de distribución de salida locales, pueden utilizarse los factores de distribución de salida predeterminados preingresados en la hoja de datos IL2 para producción. Se basaron en datos limitados disponibles para termostatos y pilas, asumiendo algunas similitudes en la manipulación del mercurio, etc.

1005. Con base en la información compilada hasta ahora de entradas y salidas y principales factores que determinan emisiones se sugieren los siguientes factores predeterminados de entrada y distribución preliminares para su uso en casos en que no haya datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base.

1006. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

1007. Los datos reales sobre los niveles de mercurio en las pinturas utilizadas llevará a las mejores estimaciones de las emisiones.

1008. Si no están disponibles otras indicaciones sobre la concentración de mercurio en las pinturas, se puede formar otra estimación mediante el uso de factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-143 a continuación (con base en los conjuntos de datos presentados en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados de gama baja se han establecido para indicar una estimación de gama baja para la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y se espera que el factor de gama alta resulte en una estimación de gama alta.

Tabla 5-143 Factores de entrada predeterminados **preliminares** para uso de mercurio en pinturas

Material	Factores de entrada predeterminados; g Hg/tonelada métrica de pintura; (límite inferior, límite superior)
Pinturas con biocidas a base de mercurio	300 - 5000

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

1009. Los factores de distribución de salida de mercurio predeterminados para el uso de pinturas se basan en estimaciones de Bass (2001) tal como se describió anteriormente.

Tabla 5-144 Factores de distribución de salida de mercurio predeterminados **preliminares** para el uso de pinturas

Fase del ciclo de vida	Factores de distribución de salida predeterminados, porción de las entradas de Hg				
	Aire	Agua	Tierra	Desechos generales	Tratamiento/ eliminación específico del sector *1
Uso de pintura (aplicación y cuando se aplica)	0,92	0,05		0,03	

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

1010. No se sugiere ninguna relación.

5.5.7.6 Principales datos específicos de la fuente

1011. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Concentraciones de mercurio en pinturas utilizadas que contienen mercurio; y
- Cantidades de pinturas que contienen mercurio utilizadas anualmente.

5.5.8 Productos farmacéuticos para uso humano y veterinario

5.5.8.1 Descripción de la subcategoría

1012. El mercurio se ha utilizado en diversos productos farmacéuticos tales como vacunas, gotas para los ojos, algunos medicamentos herbales y otros productos, que funcionan principalmente como conservantes (COWI, 2002). Por ejemplo, el timerosal/tiomersal (tiosalicilato de etilo) se ha utilizado durante décadas en vacunas para prevenir el crecimiento de varios patógenos. El uso del mercurio en vacunas y gotas para los ojos y algunos productos farmacéuticos ha disminuido considerablemente en los últimos años (PNUMA, 2002). Sin embargo, la producción y el uso aún ocurren, también en los

países occidentales. Las emisiones pueden ocurrir durante la producción, el uso y la eliminación de estos productos (PNUMA, 2002 y COWI, 2002).

1013. De acuerdo con información presentada del gobierno de Australia para las preparaciones para la 23a sesión del Consejo de Gobierno de PNUMA y el uso en la Evaluación Global de Mercurio (PNUMA, 2002), hay varios químicos veterinarios que contienen cloruro mercúrico (un producto), nitrato fenilmercúrico (cinco productos) y etilmercuritiosalicilato de sodio (97 productos). En muchos de estos productos el compuesto mercúrico no es el principio activo (por ejemplo, algunas vacunas contienen pequeñas cantidades de tiomersal: etilmercuritiosalicilato de sodio), y un "contrairritante" para caballos contiene cloruro mercúrico a 3 g/L y se utiliza tópicamente para tratar lesiones de piernas, dolor y afecciones musculoesqueléticas.

1014. De acuerdo con Skårup *et al.* (2003), el mercurio se sigue utilizando como conservante en ciertas vacunas utilizadas en Dinamarca; en aproximadamente la mitad de las vacunas contra la gripe consumidas, y en vacunas para la "encefalitis japonesa". Las vacunas contra la gripe contienen 50 µg de timerosal por dosis (las vacunas se proporcionan como unidades de dosis únicas en Dinamarca, a diferencia de muchos países en desarrollo). Con esta pequeña cantidad por dosis, el consumo total de timerosal (compuesto de mercurio), el consumo total con vacunas contra la gripe en Dinamarca (aproximadamente 5 millones de habitantes) está por debajo de los 20 g mercurio/año.

1015. El uso de los compuestos de mercurio en vacunas puede ser mucho más prevalente en otros países, tal vez especialmente en países desarrollados y otros países en los que las vacunas se suministran en unidades de dosis múltiples, y, por lo tanto, las demandas de conservantes pueden ser más altas. Es más probable que las cantidades de mercurio utilizadas sean, sin embargo, mínimas en comparación con otros usos de mercurio tales como empastes dentales, termómetros, indicadores de presión sanguínea, pilas, etc.

Tabla 5-145 Otros ejemplos de productos farmacéuticos que contienen mercurio.

Producto farmacéutico/ compuesto de mercurio	Uso informado	Referencia
Timerosal, C ₉ H ₉ HgNaO ₂ S	Conservante de uso extendido en productos farmacéuticos y vacunas	NIH, 2004
Acetato fenilmercúrico, C ₈ H ₈ HgO ₂	Conservante en productos farmacéuticos	NIH, 2004
Nitrato fenilmercúrico, C ₆ H ₅ HgNO ₃	Conservante en productos farmacéuticos	NIH, 2004
Mercurocromo	Tratamiento de cortes	SH, 2004

1016. Otro antiguo uso importante del mercurio en los productos farmacéuticos fue en medicinas contra la sífilis. Sin embargo, no se han encontrado registros de uso en el presente a estos efectos.

1017. El mercurio en productos farmacéuticos se emitirá a través del cuerpo a las aguas residuales o la tierra, y los productos no utilizados pueden eliminarse como desechos generales o peligrosos dependiendo de las prácticas de gestión de desechos prevalentes.

1018. No se intentó establecer los factores de entrada y los factores de distribución de salida predeterminados para esta subcategoría.

5.5.9 Productos cosméticos y otros relacionados

5.5.9.1 Descripción de la subcategoría

1019. El mercurio se ha utilizado en cremas para iluminación de la piel, jabones, y como conservantes en algunos productos cosméticos para los ojos. Estos productos son poco comunes o no

existen en algunos países. La producción y el uso ha disminuido considerablemente en Occidente en las últimas décadas. Sin embargo, en otros países la producción y uso continúan. Las emisiones pueden ocurrir durante la producción, el uso y la eliminación de estos productos (PNUMA, 2002 y COWI, 2002).

5.5.9.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-146 Principales emisiones y medios de recepción durante el ciclo de vida de los productos cosméticos y otros relacionados con mercurio

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Producción	?	?		X	?	
Uso		X				
Eliminación					x	

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.
 ? - Puede haber emisión, pero no hay datos disponibles sobre este aspecto.

5.5.9.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-147 Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de cosméticos y productos relacionados con mercurio

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Uso	Toneladas métricas de productos cosméticos que contienen mercurio	g de mercurio por tonelada métrica de productos cosméticos usados

1020. El jabón y la crema están destinados a aplicarse a la piel, luego se dejan secar y se dejan durante la noche. Los jabones contienen hasta 3 % de yoduro de mercurio (HgI₂) y las cremas contienen hasta 10 % de mercurio amoniacal (OCDE, 1994).

1021. El uso de productos cosméticos para iluminación de la piel es extendido en muchos países de África. Aproximadamente 25 % de 210 mujeres interrogadas en Bamako, Mali, usaban agentes blanqueadores para la piel (Mahe *et al.*, 1993). Entre estas, 11 % usaban productos con mercurio agregado; mientras que 16 % usaban agentes de composición desconocida. En Dakar, Senegal, 53 % de 425 mujeres interrogadas eran usuarias actuales de agente blanqueador de la piel. Diez por ciento del producto contenía yoduro de mercurio y 12 % era de composición desconocida (Guidice e Yve, 2002). En Lagos, Nigeria, 77 % de 440 mujeres entrevistadas (mujeres y hombres) usaban productos cosméticos para iluminar la piel (Adebajo, 2002). Los productos a base de hidroquinolona eran los productos más comúnmente utilizados, pero también se utilizaban ampliamente corticoides y productos a base de mercurio.

1022. En una encuesta de 536 mujeres en Lome, Togo, los derivados de mercurio eran el principio activo en 31 % de los cosméticos utilizados. (Pitche *et al.*, 1997). En Kenia, se recolectaron en Kisumu catorce tipos de jabón de tocador y se analizaron (Harada *et al.*, 2001). Los jabones elaborados en Europa analizados contenían 0,47-1,7 % de mercurio (como yoduro de mercurio) mientras que el contenido de mercurio de los jabones elaborados domésticamente se encontraba en el nivel de contenido traza. Glahder *et al.* (1999) informan el análisis de mercurio en tres marcas de jabones

adquiridos en Tanzania. De acuerdo con la declaración los jabones contenían 2 % de yoduro de mercurio. El contenido de mercurio analizado fue 0,69 % (como mercurio); aproximadamente 78 % del contenido declarado.

1023. El uso de cosméticos que contienen mercurio en los últimos años ha sido prohibido en muchos países africanos y el uso extendido de productos cosméticos que contienen mercurio puede no tener lugar hoy en algunos de los países mencionados anteriormente.

1024. El uso de jabón para iluminar la piel que contiene mercurio puede tener lugar también en países europeos, a pesar de una amplia prohibición de su uso en la UE. La EPA danesa encontró en el año 2000 a través de una encuesta 7 tipos de jabones que contienen mercurio comercializados en Dinamarca (EPA de Dinamarca, 2000). Los jabones contenían 1-3 % de yoduro de mercurio.

1025. Anteriormente se utilizaba una cantidad considerable de mercurio en Europa para la producción de productos cosméticos que contenían mercurio que se exportaban a otras partes del mundo. Por ejemplo, Irlanda importó 17 toneladas métricas de mercurio en 1999 para utilizar en jabones, que posteriormente se exportaban desde la UE (Maxson, 2004). La producción de cosméticos que contenían mercurio se prohibió en 2003 en virtud del Anexo 5 de la Regulación de la UE que implementa la Convención de Rotterdam.

1026. Los biocidas de mercurio pueden utilizarse en algunos productos cosméticos para los ojos a concentraciones muy bajas.

1027. No ha sido posible identificar estimaciones del consumo total de mercurio con cosméticos de cualquier país. El uso de productos cosméticos que contienen mercurio es un problema sanitario para las personas que usan estos productos cosméticos. Por consiguiente, mientras que los datos de emisión para este uso pueden ser difíciles de obtener, y probablemente sería pequeña si se estimara, las implicaciones de este uso para la salud pueden garantizar atención prioritaria.

5.5.9.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

1028. No ha sido posible identificar ninguna evaluación del destino del mercurio utilizado en productos cosméticos. Se supone que la vía principal son emisiones al agua cuando los productos cosméticos se retiran mediante lavado. Una pequeña parte de los tubos y recipientes puede eliminarse con los desechos generales.

5.5.9.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

1029. Debido a la falta de datos, no se establecieron factores predeterminados para la producción de cosméticos y sus ingredientes. Por razones similares, no se establecieron factores predeterminados para otros productos cosméticos que no fueran productos para iluminación de la piel. Si no están disponibles datos de distribución de salida locales, pueden utilizarse los factores de distribución de salida predeterminados preingresados en la hoja de datos IL2 para producción. Se basaron en datos limitados disponibles para termostatos y pilas, asumiendo algunas similitudes en la manipulación del mercurio, etc.

1030. Con base en la información compilada anteriormente sobre entradas y salidas y los principales factores que determinan las emisiones, se sugieren los siguientes factores de entrada y distribución predeterminados preliminares para el uso de cremas y jabones para iluminación de la piel, en casos en los que los datos específicos de la fuente no están disponibles. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base.

1031. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores

predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

1032. Los datos reales sobre los niveles de mercurio en las cremas y jabones utilizados, permitirán hacer mejores estimaciones de las emisiones.

1033. Si no se cuenta con ningún otro indicio sobre la concentración de mercurio en estos cosméticos, se puede hacer una primera estimación con los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-148 a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y se espera que el factor de límite superior resulte en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto).

Tabla 5-148 Factores de entrada **preliminares** para cosméticos y productos relacionados que contienen mercurio

Material	Factores de entrada predeterminados; g Hg/tonelada métrica de crema/jabón; (límite inferior, límite superior)
Cremas y jabones aclarantes de la piel con mercurio	10.000 - 50.000

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

1034. Los siguientes factores de distribución de salida de mercurio predeterminados para jabones y cremas para iluminación de la piel se basan en supuestos con respecto a su uso y eliminación.

Tabla 5-149 Factores de distribución de salida de mercurio predeterminados **preliminares** para uso y eliminación de productos cosméticos con mercurio

Fase del ciclo de vida	Factores de distribución de salida predeterminados, porción de las entradas de Hg				
	Aire	Agua	Tierra	Desechos generales	Tratamiento/ eliminación específico del sector
Uso y eliminación de productos cosméticos con mercurio		0,95	0,05		

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

1035. No se sugiere ninguna relación.

5.5.9.6 Principales datos específicos de la fuente

1036. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Concentraciones de mercurio en los cosméticos que contienen mercurio utilizados; y
- Las cantidades de productos cosméticos que contienen mercurio utilizadas anualmente.

5.6 Otros usos deliberados en productos/procesos

Tabla 5-150 Otros usos deliberados en productos/procesos: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado

Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.6.1	Empastes de amalgamas dentales	x	X		X	X	DC
5.6.2	Manómetros y medidores	x	X	x	X	X	DC
5.6.3	Productos químicos y equipos de laboratorio	x	X		X	X	DC
5.6.4	Uso de mercurio metálico en rituales religiosos y medicina folclórica	X	X	X	X	X	DC
5.6.5	Usos de productos varios, usos de mercurio metálico y otras fuentes	X	X	X	X	X	DC

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;

X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

5.6.1 Empastes de amalgamas dentales de mercurio

5.6.1.1 Descripción de la subcategoría

1037. Los empastes de amalgamas dentales consisten en una aleación de mercurio, plata, cobre y estaño (en general aproximadamente 44-51 % de mercurio en peso). La aleación normalmente se proporciona a los dentistas: 1) en forma de mercurio puro junto con una mezcla de polvo de los otros metales, que se pesan y mezclan en un agitador en la clínica; o 2) en forma de cápsulas pequeñas donde el mercurio y el polvo metálico están presentes en la fórmula correcta y solo deben mezclarse (en la cápsula antes de abrirse) en la clínica, antes de llenar la cavidad en el diente (COWI, 2002). Pueden darse otras variantes de los mismos principios.

1038. El mercurio se emite al aire, agua y desechos durante la producción, el uso y la eliminación de los empastes de amalgama (tal como luego de la eliminación de empastes o piezas dentales que contienen empastes durante procedimientos médicos/dentales, o a través de piezas dentales perdidos). Asimismo, las emisiones pueden ocurrir al final de la vida de una persona con empastes. Por ejemplo, las amalgamas dentales son un factor importante para determinar las emisiones de mercurio al aire de crematorios (ver la sección 5.10.1).

1039. En la clínica dental las partes del empaste de amalgama mezclado se cargan en la cavidad, pero siempre hay restos que no se utilizan, que a menudo se recolectan para eliminación de desechos o reciclaje (especialmente debido al valor de la plata). A menudo el empaste se ajusta en la superficie que emite pequeñas partículas de amalgama al sistema de aguas residuales. Asimismo, en la renovación de rutina de empastes de amalgama, se perforan los empastes antiguos, y las partículas de la amalgama se conducen al sistema de aguas residuales. A menudo las partículas más grandes de amalgama de dichas operaciones serán retenidas en un filtro de malla en el sistema de succión de agua, desde donde pueden recuperarse para eliminación o reciclaje de desechos. En países con normas estrictas de aguas residuales para clínicas odontológicas, las clínicas pueden tener un filtro central adicional que es mucho más efectivo que el filtro de malla gruesa para retener la amalgama de mercurio de las aguas residuales. Adicionalmente, las piezas dentales con empastes de amalgama pueden retirarse en la clínica, y eliminarse como desechos generales o desechos peligrosos recolectados por separado, o enviarse para reciclaje. En Dinamarca, y tal vez también en otros países, se envía un número considerable de piezas dentales extraídas a escuelas de odontología para su uso en la enseñanza práctica a los dentistas (Maag *et al.*, 1996; Skårup *et al.*, 2003).

5.6.1.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-151 Principales emisiones y medios de recepción durante el ciclo de vida de empastes de amalgama de mercurio

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector *1
Producción/suministro de materiales para empastes				X		
Preparaciones odontológicas y procedimientos en consultorios odontológicos	x	X			X	X
Uso (mientras se trabaja en la boca del paciente)		X				
Eliminación		X			X	X

Notas: *1: Recolección separada para el tratamiento como desechos médicos/peligrosos o para reciclaje;
 X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

1040. Las emisiones de mercurio podrían tener lugar durante el procesamiento/empaquetamiento de mercurio y las cápsulas en los productores/proveedores, pero las emisiones pueden ser mínimas debido al procesamiento simple. No se conocen controles de emisiones que deberían utilizarse en la producción en EE. UU. Pequeñas fracciones de mercurio se emiten al aire en la clínica del dentista.

1041. Los aspectos más importantes que afectan a las emisiones de mercurio de amalgama dental son los siguientes:

- Las cantidades de amalgama dental utilizadas por persona (cápita) en el país, que reflejan el estándar de cuidado dental general en la población y el alcance de uso de materiales de empastes dentales alternativos (compuestos de plástico, cerámica y coronas de oro moldeadas);
- La presencia de filtros de amalgama de alta eficiencia modernos en el sistema de aguas residuales de clínicas odontológicas. Si estuvieran presentes, pueden recolectar 90 – 99,9 % de la entrada de amalgama al aguas residuales en la clínica. Si solo se utilizan los filtros de malla gruesa (coladores), la mayor parte de la amalgama, tal vez 80 - 90 %, con base en los estudios de Dinamarca, se pierde al sistema de aguas residuales público (o se emite al ambiente si no existe dicho sistema);
- El destino del desecho de amalgamas (sobrante de amalgama proveniente de empastes nuevos, en material de filtro recolectado y en una pieza dental extraída o perdida). Puede recolectarse por separado para reciclaje u otro tratamiento como desechos peligrosos/médicos, o puede eliminarse con desechos generales a vertederos, incineración u otro tratamiento de desechos según prevalezca en el país.

1042. Las pérdidas de mercurio de empastes durante el uso (mientras que aún se encuentra en la boca) suceden continuamente a tasas muy bajas. Hasta hace poco tiempo, estas salidas de mercurio eran consideradas insignificantes por algunos investigadores, pero un estudio de 2001 de la capital de Suecia, Estocolmo, indicó que aproximadamente 44 % de las entradas totales de mercurio al tratamiento de aguas residuales se originó de empastes de amalgama en la boca, mientras que solo aproximadamente el 21 % de las entradas totales de mercurio al tratamiento de aguas residuales se originó en clínicas odontológicas (Sörme y Lagerkvist, 2002; Sörme *et al.*, 2003). Las estimaciones de emisiones de mercurio de amalgama en la boca de los habitantes se basaron en las tasas de excreción

de 60 µg/ (día*persona) con heces y orina (citando a Skare y Engquist, 1994), y no incluían los aportes de la ingesta de alimentos (Sörme y Lagerkvist, 2002; Sörme *et al.*, 2003). Estos resultados deberían verse en el contexto de que otras fuentes de entrada de mercurio a aguas residuales probablemente sean mínimas en Suecia en comparación con otros varios lugares en el mundo (Suecia es tal vez uno de los países donde el mercurio ha estado regulado de manera más rigurosa durante varias décadas).

5.6.1.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-152 Resumen de los datos sobre tasas de actividad y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de los empastes de amalgamas de mercurio

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Producción de ingredientes	Mercurio comprado para la producción por año	Pérdida de mercurio por kg de mercurio comprado para la producción
Preparaciones de empastes en las piezas dentales en clínicas odontológicas	Número de empastes de amalgamas hechos por año o Población nacional	g de mercurio usados para la elaboración de un empaste de amalgama o Consumo estimado de mercurio para los empastes de amalgamas per cápita
Uso (mientras se trabaja en la boca del paciente)	Población nacional	Excreción estimada de mercurio per cápita por año
Eliminación	Número de empastes de amalgamas hechos por año de 10 a 20 años atrás o Población nacional	g de mercurio usados para la elaboración de un empaste de amalgama o Consumo estimado de mercurio para los empastes de amalgamas per cápita de 10 a 20 años atrás

1043. Con base en los datos de Dinamarca, dependiendo del tamaño y el tipo de empaste, se utilizan aproximadamente 0,4-1,2 g de mercurio por empaste en promedio, incluido el exceso de amalgama; aproximadamente 0,4 g de mercurio para empaste de una superficie y aproximadamente 1,2 g para un empaste sobre tres superficies del diente. Con base en los datos detallados de Dinamarca sobre los tipos de empastes que se realizan en realidad, el consumo de mercurio promedio por empaste es aproximadamente 0.8 g de Hg/empaste (con base en Maag *et al.*, 1996, y Skårup *et al.*, 2003). Cantidades similares por empaste pueden utilizarse en otros países.

Tabla 5-135 Consumo de mercurio anual informado para empastes dentales en países y regiones seleccionadas, en total y por habitante *I

	Dinamarca, 1983	Dinamarca, 1993	Dinamarca, 2001	Suecia, 1991	Suecia, 2003	Noruega, 1995	Noruega, 1999	EE. UU., 1996
Consumo de mercurio informado en empastes de amalgamas, kg/año	3.100	1.800	1.200	1.700	103	840	510	31.000
Población, millones *2	5,4	5,4	5,4	8,9	8,9	4,5	4,5	281
Consumo anual de mercurio en amalgamas dentales, g por habitante	0,57	0,33	0,22	0,19	0,01	0,19	0,11	0,11

Notas: *1 Dinamarca: Se ha ido sustituyendo la amalgama de mercurio gradualmente por otros materiales para empastes. Desde 1994, los empastes de amalgamas están prohibidos, excepto los de muelas de adultos en superficies con fuerte desgaste (Skårup *et al.*, 2003). Suecia: A principios de los años noventa, se produjo un rápido cambio hacia alternativas que hicieron que cayera el consumo de amalgamas, desde ese entonces la reducción del consumo ha sido más lenta (Kemi, 1998). En los últimos 5 a 6 años se han reducido significativamente tanto el uso de amalgamas dentales, como las cantidades utilizadas. Las cantidades de mercurio vendidas en 1997 para amalgamas dentales fue de 980 kg y en 2003 fue de 103 kg (Kemi, 2004). Noruega: Autoridad del Control de la Contaminación de Noruega (Norwegian Pollution Control Authority), citada por Maag *et al.* (2001). EE. UU.: Según se informa, el consumo de mercurio para empastes de amalgamas informado es casi constante entre 1980 y 1996 (Sznoppek y Goonan, 2000);

*2 Libro de hechos del mundo de la Agencia Central de Inteligencia de EE. UU. (CIA World Fact Book); consultado en 2003 en <http://www.odci.gov/cia/publications/factbook/index.html>.

1044. Rothenburg y Katz (2011) sugirieron que basar la estimación de las entradas de mercurio con amalgama dental en factores de entrada tal como se mostró anteriormente en combinación únicamente con los números de población, podría producir estimaciones demasiado altas para países con frecuencia de restauración dental más baja que los países desarrollados mencionados anteriormente. Sugirieron ajustar adicionalmente dichas estimaciones de entrada de mercurio con un factor que describe el número de personal odontológico presente en el país de interés, en comparación con el número de personal odontológico en los países de los que derivó el consumo de mercurio per cápita. Este ajuste se aplicó en el Nivel de Inventario 1 y también puede utilizarse en el Nivel de Inventario 2, si se desea; ver también la Sección 5.6.1.5 a continuación. Las últimas estimaciones acumuladas disponibles del número de personal odontológico en la mayoría de los países del mundo son informadas por la OMS (2006). El Anexo 8.4 de este Informe de Referencia muestra las estimaciones de la OMS de la densidad del personal odontológico cada 1000 habitantes. En algunos países faltaban dichas estimaciones, y las aproximaciones se hicieron aquí tal como se describe en las notas del Apéndice. Algunos datos del personal odontológico, en combinación con la descripción de la OMS de los antecedentes para las estimaciones, indican que los datos del personal odontológico informados para algunos países pueden ser vulnerables a errores de informe y principios de estimación (en el contexto de este Kit de herramientas). Las densidades del personal odontológico informadas por debajo del percentil de 20 % para países no miembros de la OCDE (es decir, algunos países desarrollados) se reemplazaron, por lo tanto, por el mismo percentil de 20 % en el apéndice (ver el apéndice).

1045. Los empastes de amalgama normalmente tienen una vida útil de 10-20 años (para piezas dentales de adulto), lo que significa que las salidas de mercurio actuales debido a la eliminación de empastes "gastados" normalmente refleja el consumo hace aproximadamente 10-20 años. NJ MTF asumió una semivida de aproximadamente 15 años por empaste (NJ MTF, 2002).

5.6.1.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

1046. En estudios detalladas de Dinamarca (Skårup *et al.*, 2003; Maag *et al.*, 1996) se estimó que en Dinamarca aproximadamente 60 % de las amalgamas (nuevas) consumidas se construyen en empastes,

mientras que aproximadamente 25 % es exceso de amalgama (se mezcla un poco más de lo que se usa) y aproximadamente 15 % se aspira de la boca y va a aguas residuales (o a un filtro) durante el empaste y el proceso de moldeo. En el mismo estudio se estimó, con base en un abordaje de balance de masa, que aproximadamente 70 % del mercurio en empastes antiguos se secó y fue a aguas residuales (o a desecho por medio de filtros), mientras que aproximadamente 20 % se extrajo (principalmente de adultos) o se perdió (principalmente de niños) y fueron a desecho, y aproximadamente 10 % permaneció con las personas fallecidas y se liberó al suelo (cementeros) o a la atmósfera (por la cremación) (COWI, 2002). Con respecto a los desechos de amalgamas que siguen a las aguas de desecho producidos en las clínicas odontológicas, un 80 % estimado de las clínicas odontológicas en Dinamarca tienen filtros centrales de alta eficiencia que pueden retener aproximadamente 95 % del desecho de amalgama en el aguas residuales, mientras que el 20 % restante más o menos de las clínicas no se asume que tengan estos filtros (Skårup *et al.*, 2003). Para las clínicas que tienen filtros de malla gruesa únicamente, y no tienen filtros de alta eficiencia, se estima a grandes rasgos que solo 20 - 50 % del mercurio en el aguas residuales se retiene en los filtros y se elimina a desechos peligrosos, desechos municipales o reciclaje (basado en Skårup *et al.*, 2003, y sus citas de Arenholt-Bindslev y Larsen, 1996).

1047. NJ MTF informa que las pruebas de aguas de desecho de consultorios odontológicos en 6 ciudades de EE. UU. y una ciudad europea sugieren que se emite un promedio de aproximadamente 0,1 g de mercurio por dentista por día de los consultorios odontológicos (Bill Johnson, 1999, según se cita en NJ MTF, 2002). Sin embargo, los datos indican que la cantidad emitida por cada dentista varía considerablemente (NJ MTF, 2002). Un estudio de Massachusetts, EE. UU., (MWRA, 1997) estimó que se emitieron 0.06 - 0.34 g de mercurio por instalación por día a aguas residuales (MWRA, 1997, según se cita en NJ MTF, 2002).

1048. Algunas clínicas odontológicas tienen filtros que recolectan fracciones variables del mercurio en las aguas residuales de la clínica (hasta aproximadamente 95 %). El exceso de amalgama y a veces la fracción de filtro pueden recolectarse y procesarse para recuperar la plata. La cantidad de mercurio liberada por el consultorio de un dentista depende de varios factores, entre los que se encuentra si se usan filtros (o filtros de "sillas de dentistas"). Un estudio informa que se libera un promedio de 2 g de mercurio por dentista por día si no se usa filtración (Drummond *et al.*, 1995, según se cita en NJ MTF, 2002). Si se usan filtros de sillas de dentistas, se captura aproximadamente 60 - 70 % del mercurio y no se emite a aguas residuales (NJ MTF, 2002). Algunas instalaciones también usan sistemas de filtro adicionales tales como filtros de vacío o separadores de aire/agua que recolectan partículas de mercurio adicionales más pequeñas (NJ MTF, 2002).

1049. En NJ, el material contaminado con mercurio capturado por trampas y otros dispositivos de control normalmente se libera en DSM o se reciclan (NJ MTF, 2002).

1050. La cantidad total de mercurio utilizada en la industria dental en EE. UU. en 1995 fue 32 toneladas métricas (Plachy, 1996, según se cita en US EPA, 1997a). Un informe de Perwak, *et al.* (1981) estimó que 2 % del mercurio utilizado en aplicaciones odontológicas se emite a la atmósfera (de la clínica). Usando la cifra de 2 %, se estimó que las emisiones de mercurio para 1995 fueron 0,64 toneladas métricas en EE. UU. (US EPA, 1997a).

1051. Hay emisiones lentas de vapores de mercurio elemental a lo largo del ciclo de vida del empaste, que pueden emitirse directamente al aire o terminar en desechos humanos (como en la orina y las heces) (Barr, 2001).

1052. Además lo mencionado anteriormente, las amalgamas de mercurio mencionadas anteriormente también conducen a emisiones considerables durante los crematorios (descritos en la sección 5.10.1) y en cementerios (ver la sección 5.10.2).

5.6.1.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

1053. Con base en la información compilada hasta ahora de entradas y salidas y principales factores que determinan emisiones, se sugieren los siguientes factores preliminares de entrada y distribución predeterminados para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base.

1054. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

1055. Debido a la falta de datos, no se pueden fijar factores predeterminados para la producción y el suministro de los ingredientes de amalgamas.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

1056. Los datos reales sobre la cantidad de empastes de amalgama preparados anualmente llevarán a las mejores estimaciones de las emisiones. Esta cantidad puede multiplicarse con la cantidad de mercurio promedio utilizada por empaste: 0,8 g de Hg/empaste, tal como se describió anteriormente para la situación danesa.

1057. Si no está disponible información sobre la cantidad de empastes de amalgama preparados anualmente, puede formarse una primera estimación mediante el uso de los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-153 a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en esta sección). Dado que el consumo varía tanto, se recomienda calcular e informar intervalos para las entradas de mercurio a esta categoría de fuentes. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto).

Tabla 5-153 Factores de entrada predeterminados preliminares para uso de mercurio en la preparación de empastes de amalgamas dentales

	Factores de entrada predeterminados; g de mercurio consumidos por habitante por año; (límite inferior, límite superior)
Mercurio utilizado anualmente para preparaciones de amalgamas dentales	0,05 - 0,2

1058. Tenga en cuenta que si desea utilizar los factores predeterminados anteriores en combinación con el ajuste para número de personal odontológico en el país tal como se describió anteriormente en la Sección 5.6.1.3, se recomienda utilizar el factor de entrada predeterminado de alta gama (0,2 g de mercurio consumido por habitante por año), multiplicado por la densidad de personal odontológico estimada para los países (tal como se muestra en el Anexo 8.4) y dividido por la densidad de personal odontológico de Dinamarca. Este abordaje se utiliza en la hoja de cálculo del Nivel de Inventario 1 (automáticamente) y se ha implementado también como una opción en la hoja de cálculo del Nivel de Inventario 2 (manualmente). Tenga en cuenta que el Anexo 8.4 también incluye datos de población para la mayoría de los países del mundo.

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

1059. Los factores de salida predeterminados a continuación se basan principalmente en los datos de Dinamarca anteriores, ya que proporcionan conjuntos de datos de entrada y salida correlacionados y se basan en investigaciones detalladas.

1060. Tenga en cuenta que las salidas de mercurio deberían calcularse sobre la base de las entradas de mercurio con empastes dentales en diferentes momentos (tal como se muestra en la tabla a continuación) para las diferentes fases del ciclo de vida de los empastes de amalgama, debido a la larga vida útil de los empastes de amalgama. Si se sabe que el suministro de mercurio para la preparación de empastes de amalgamas dentales ha sido relativamente constante en los últimos 20 años, los datos de suministro actuales pueden utilizarse como una aproximación de entrada.

1061. Debido a que las rutinas de eliminación de desechos variarán mucho entre los países, se eligió una distribución uniforme artificial entre los tipos de desechos para provocar la señal de que salidas de mercurio considerables pueden tener lugar a través de ambas de estas salidas. Si está disponible más información específica con respecto a las prácticas de gestión de desechos, pueden hacerse ajustes individuales a los cálculos. En países con una carencia general de prácticas de gestión especial para desechos peligrosos o médicos, la salida completa de desechos debería asignarse probablemente a "desechos generales".

Tabla 5-154 Factores de distribución de salida de mercurio predeterminados preliminares para amalgamas dentales

Fase del ciclo de vida	Factores de distribución de salida predeterminados, porción de las entradas de Hg					
	Aire	Agua	Tierra *1	Productos 2*	Desechos generales *1	Tratamiento/eliminación específico del sector *1
/Preparaciones de empastes en las piezas dentales en clínicas odontológicas (porcentaje del suministro de mercurio actual para empastes de amalgamas)	0,02	0,14		0,6	0,12	0,12
Uso: de empastes en la boca (porción del suministro de mercurio para los <i>empastes</i> de 5 a 15 años atrás) *3		0,02				
Eliminación: a través de clínicas, hogares y la muerte (porción del suministro de mercurio para los empastes de 10 a 20 años atrás) *4:						
- En los países en los que la mayoría de las clínicas odontológicas cuentan con filtros de amalgamas de alta eficiencia (tasa de retención del 95 %)		0,02		0,06	0,26	0,26
- En países donde solo se usan filtros/coladores de sillones odontológicos en la mayoría de las clínicas		0,3	0,08	0,06	0,08	0,08

Notas:

*1 Debido a que las rutinas de eliminación de desechos variarán mucho entre los países, se eligió una distribución uniforme artificial entre los tipos de desechos para provocar la señal de que pueden tener lugar salidas de mercurio considerables a través de estas dos salidas. El tratamiento específico del sector puede ser reciclaje, eliminación como desechos peligrosos o eliminación como desechos médicos;

*2 Para la preparación de empastes: los empastes reales cuando se encuentran en las piezas dentales. Para la

fase de eliminación, el mercurio emitido con "productos" es el mercurio restante en los empastes por el tiempo de la muerte de la persona; este mercurio se emitirá a los cementerios por medio de la cremación.

*3 Es una estimación muy aproximada de las emisiones de mercurio de empastes dentales en la boca con base en los datos de Suecia que se presentan anteriormente (con base en Sörme y Lagerkvist, 2002; Sörme *et al.*, 2003; y su cita de Skare y Engquist, 1994); la conversión de las cantidades en la boca a suministro de Hg está basada en los datos de Dinamarca (ver anteriormente) que indican que el 60 % del suministro de Hg para empastes dentales termina en los empastes colocados, mientras que el 40 % se pierde durante la preparación de los empastes.

*4 Los factores aquí reflejan que solo aproximadamente 60 % de los suministros originales se construyeron en los empastes cuando se hicieron.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

1062. No se sugiere ninguna relación.

5.6.1.6 Principales datos específicos de la fuente

1063. Los datos de fuentes específicos más importantes en este caso podrían ser algunos o todos los siguientes:

- Los datos sobre la cantidad total de mercurio utilizado en el sector dental en el país o
- Los datos sobre la cantidad promedio de mercurio utilizada por cada dentista por año;
- Los datos del porcentaje de clínicas odontológicas que usan filtros de amalgama de alta eficiencia;
- El número promedio de empastes por persona en un país (como una indicación de los estándares de atención dental generales; y
- Los datos sobre la distribución de desechos de amalgamas dentales de las clínicas odontológicas entre desechos generales, y reciclaje, desechos peligrosos, o desechos médicos.

5.6.2 Manómetros e indicadores

5.6.2.1 Descripción de la subcategoría

1064. El mercurio se utiliza en algunos indicadores de presión sanguínea, manómetros industriales y meteorológicos y válvulas de presión (PNUMA, 2002). Los indicadores de presión sanguínea probablemente se suministren principalmente con mercurio en el producto. Para válvulas de presión en usos de calefacción y educativos del distrito el mercurio metálico utilizado a menudo se suministra por separado y no como parte integrada del producto. El mercurio puede complementarse durante el período de uso para todos los tipos mencionados. El mercurio se puede eliminar con el aparato o por separado. Existen alternativas no mercúricas para todos los usos que están sustituyendo gradualmente a los equivalentes que utilizan mercurio en algunos países (Maag *et al.*, 1996, según se cita en COWI, 2002). Debería señalarse que la cuantificación del mercurio suministrada por separado para estos usos puede ser difícil de distinguir con respecto a otro consumo de mercurio metálico (COWI, 2002).

5.6.2.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-155 Principales emisiones y medios de recepción durante el ciclo de vida de los manómetros e indicadores con mercurio

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Producción	x	x		X	x	x

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Uso	x	X	x			
Eliminación					X	X

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

1065. Al igual que para otros productos que contienen mercurio, pueden ocurrir emisiones: 1) a partir de la producción de indicadores/manómetros suministrados con mercurio (a aire, agua y tierra) dependiendo de qué tan cerrados sean los sistemas de fabricación, y de las prácticas del lugar de trabajo de mercurio en las instalaciones de producción individuales; 2) por rotura o pérdida de mercurio de indicadores/manómetros (a aire, desechos/aguas residuales, tierra) durante el uso, y; 3) durante la eliminación del mercurio con o sin manómetros/indicadores/válvulas después de su uso (directamente a la tierra o vertedero y posteriormente al agua y aire), dependiendo de los tipos y la eficiencia de los procedimientos de manipulación de desechos (COWI, 2002).

5.6.2.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-156 Resumen de los datos sobre tasas de actividad y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones estimadas provenientes de manómetros e indicadores

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Producción	Mercurio suministrado a la producción anualmente	No pertinente (= 1)
Uso	Número de dispositivos suministrados anualmente	Cantidad de mercurio en cada tipo de dispositivo
Eliminación	Número de dispositivos eliminados anualmente	Cantidad de mercurio en cada tipo de dispositivo

1066. El grupo de productos es muy diverso y existe un número muy grande y diverso de diferentes equipos. Sin embargo, solo ha estado disponible información escasa sobre el contenido de mercurio real del equipo. Ejemplos de contenido de mercurio en manómetros e indicadores de diferentes países/regiones se muestran en la tabla a continuación. El contenido de mercurio varía de aproximadamente 70 g en indicadores de presión sanguínea médicos a varios cientos de kilos de mercurio en válvulas de presión para plantas de calefacción del distrito.

Tabla 5-157 Ejemplos de contenido de mercurio en manómetros e indicadores en g de mercurio por artículo, por tipo y origen de datos

Tipo de equipo	Contenido de mercurio en el equipo (g Hg/artículo)	País/región para los datos	Comentarios
Instrumentos para medir la presión arterial	85	Unión Europea	Floyd <i>et al.</i> , 2002
	70	Dinamarca	Skårup <i>et al.</i> , 2003
Manómetros	hasta 150	Unión Europea	Floyd <i>et al.</i> , 2002
Manómetros en forma de U	70-140	Dinamarca	Maag <i>et al.</i> , 1996
Manómetros para sistemas de ordeño	354	Minnesota	MTAP, 2003

Tipo de equipo	Contenido de mercurio en el equipo (g Hg/artículo)	País/región para los datos	Comentarios
Manómetros y barómetros utilizados para medir la presión del aire	100 - 500	EE. UU.	US EPA, 2003c
Barómetros	40-1.000 590-2.200	Unión Europea Rusia	Floyd <i>et al.</i> , 2002 Yanin, 2004
Manómetros ambientales	3.000	Unión Europea	Floyd <i>et al.</i> , 2002
Válvula de presión en plantas para calefacción urbana	100.000-600.000	Dinamarca	Maag <i>et al.</i> , 1996
Medidores de presión	211; 1683	Rusia	Yanin, 2004

1067. **Otros manómetros e indicadores con mercurio:** Incluye el resto de los manómetros e indicadores incluidos en la categoría. Un factor de entrada predeterminado puede basarse en Floyd *et al.* (2001) asumiendo que aproximadamente 2 toneladas métricas de la cantidad incluida en el grupo de productos de dicho informe “otros equipos de medición” sería “otros manómetros e indicadores con mercurio”. Esto corresponde a aproximadamente 0.005 g de Hg por habitante por año en los países europeos incluidos. Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

1068. El mercurio se puede emitir de manómetros y válvulas durante el uso y a menudo es necesario llenarlos de mercurio. El mercurio emitido de válvulas de mercurio, con varios cientos de kg de mercurio en cada una, en las plantas de calefacción del distrito se demuestra que es una fuente importante de mercurio para muchas plantas de tratamiento de desechos municipales en Dinamarca (Markmann *et al.*, 2001).

5.6.2.4 Factores de entrada y factores de distribución de salida

Dispositivos médicos para tomar la presión sanguínea (esfingomanómetros de mercurio): Estos manómetros se sugieren cuantificados por separado dado que los datos sobre la venta de indicadores presión sanguínea pueden estar disponibles más fácilmente. Se da por sentado que las salidas se distribuyen del mismo modo que en el caso de los termómetros médicos.

1069. Si no hay información disponible sobre el contenido de mercurio en los manómetros e indicadores reales utilizados, puede formarse una primera estimación mediante el uso de los factores de entrada predeterminados seleccionados en la continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en esta sección).

1070. Tenga en cuenta que estos números se refieren solo a productos rellenos con mercurio. Cuando se cuantifican los suministros anuales de indicadores de presión, se debería ser consciente de que se venden muchos indicadores que no son de mercurio (indicadores de presión eléctricos), de modo que es necesaria información específica sobre el suministro de indicadores cargados con mercurio.

Tabla 5-158 Factores de entrada de mercurio predeterminados *preliminares* para indicadores de presión sanguínea médicos

Tipo de producto	Contenido de mercurio (g Hg/artículo)
Instrumentos para medir la presión arterial	70-85

Tabla 5-159 Factores de entrada de mercurio predeterminados **preliminares** para otros manómetros e indicadores

Tipo de producto	Mercurio Consumo de mercurio por habitante (g Hg/habitante)
Otros manómetros e indicadores	0,005

Otros manómetros e indicadores con mercurio: Incluye el resto de los equipos dentro de la categoría. Según la experiencia europea, tal como se describe en el informe de referencia, el factor de entrada predeterminado es de aproximadamente 0.005 g de Hg por habitante por año. Se da por sentado que las salidas se distribuyen del mismo modo que en el caso de los termómetros médicos.

1071. Los factores de entrada predeterminados se basan en datos de consumo de los países desarrollados y regiones descritas anteriormente. En los países desarrollados con partes considerables de la población sin acceso a electricidad y de esta forma una prevalencia supuestamente más baja de lo que podría denominarse a grandes rasgos "instalaciones técnicas", la prevalencia de los tipos de productos con mercurio agregado en cuestión también puede ser más baja, con respecto a los países desarrollados de los que derivan los factores de entrada predeterminados. Se observa, sin embargo, que los productos con mercurio agregado son en muchos casos tecnología vieja, que están en proceso de ser sustituidos por soluciones electrónicas. En países en los que predominan las tecnologías más antiguas, pero con acceso general a la electricidad, la prevalencia de productos con mercurio agregado puede ser tan alta como en los países desarrollados, o incluso más.

1072. Un nivel más bajo de desarrollo técnico puede entonces ajustarse al multiplicar la cantidad de población utilizada en los cálculos por la tasa de estratificación según lo evalúa la IEA (multiplicar por la tasa de electrificación en porcentaje y dividir por 100 por ciento). Las tasas de estratificación estimadas de la IEA para los países desarrollados seleccionados desde 2009 se muestran en el Anexo 8.4. Para países sin estimaciones de la IEA, las tasas de estratificación se estimaron aquí con base en los datos de la IEA para países vecinos, o con base en otros conocimientos acerca de las regiones en cuestión (ver detalles en el anexo). Este abordaje se utiliza en la hoja de cálculo del Nivel de Inventario 1 (automáticamente) y se ha implementado también como una opción en la hoja de cálculo del Nivel de Inventario 2 (manualmente).

1073. Tenga en cuenta que el Anexo 8.4 también incluye datos de población para la mayoría de los países del mundo.

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

1074. Para ambos subgrupos de productos las salidas se asumen distribuidas como para los termómetros médicos, a falta de información más específica.

1075. Para la eliminación, las salidas dependen en gran medida de las prácticas de gestión de desechos reales en cada uno de los sectores donde se usan termómetros de mercurio, y el factor predeterminado que se proporciona a continuación son simplificaciones que tienen como fin de provocar la señal de que las salidas de mercurio considerables pueden seguir cada una de las vías indicadas. Las cuantificaciones de las corrientes reales de desechos en cada uno de los sectores en el país darán una imagen más pertinente de las salidas de mercurio de este grupo de productos. Si no están disponibles datos cuantitativos específicos, pueden usarse los factores de distribución que se proporcionan en la tabla a continuación.

1076. Tenga en cuenta también que en los factores de distribución de salida de mercurio predeterminados mencionados en la presente, el vertido informal o incineración de desechos se

cuantifica como emisiones directas al aire, tierra y agua, según corresponda. Tenga cuidado con el conteo doble, si las estimaciones de las emisiones de mercurio también se hacen por separado para vertido informal o incineración de desechos.

Tabla 5-160 Factores de distribución de salida de mercurio predeterminados **preliminares** para uso y eliminación de manómetros e indicadores

Fase del ciclo de vida	Factores de distribución de salida predeterminados, porción de las entradas de Hg				
	Aire	Agua	Tierra	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector *1
Producción *3	0,01	?	0,01	?	?
Durante el uso y la eliminación (estado real del manejo de los desechos en el país): *2					
Sin recolección de manómetros de mercurio separada o muy limitada. Todos los desechos o la mayoría de los mismos son recolectados y manipulados de manera públicamente controlada	0,1	0,3		0,6	
Sin recolección de manómetros de mercurio separada o muy limitada. Recolección y manipulación faltante o informal de desechos generales es generalizada	0,2	0,3	0,2	0,3	
Recolección de manómetros de mercurio separada con altas tasas de recolección. Todos los desechos o la mayoría de los mismos son recolectados y manipulados de manera públicamente controlada	0,1	0,3		0,3	0,3

Notas: *1 Reciclaje de mercurio o eliminación especial, por ejemplo, eliminación segura en viejas minas;

*2 Las entradas de mercurio a la eliminación son las cantidades de mercurio en los tipos de producto, combinadas con las cantidades eliminadas de los tipos de productos respectivos. Si los datos de suministro anual para algunos años anteriores (para los mismos tipos de productos) están disponibles, se pueden usar como aproximaciones para las cantidades eliminadas;

*3 Cantidades en el porcentaje de entradas de mercurio a la producción en el país. Si no pueden obtenerse las cantidades de mercurio suministradas a la producción, una aproximación puede ser la cantidad de mercurio en los productos producidos.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

1077. Las salidas estimadas a desechos recolectados por separado y desechos sólidos municipales de esta sección contribuyen a las entradas de mercurio a vertederos/depósitos (sección 5.9) e incineración de desechos (sección 5.8).

1078. Las salidas estimadas para reciclaje de esta sección contribuyen a la entrada de mercurio a reciclaje de mercurio (sección 5.7.1).

5.6.2.5 Principales datos específicos de la fuente

1079. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Los números de producción doméstica para indicadores de presión sanguínea que contienen mercurio;
- El consumo de indicadores de presión sanguínea que contienen mercurio para el sector hospitalario, y los médicos;

- La información sobre la prevalencia de manómetros y controles de presión que contienen mercurio en la industria, etc.; y
- La configuración y eficiencia de los sistemas de gestión de desechos en cada uno de los sectores en los que se usan indicadores de presión sanguínea que contienen mercurio.

1080. Para consultar recomendaciones sobre la recopilación de datos, ver la sección 4.4.5.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

1081. El mercurio utilizado en esta subcategoría puede contribuir a las entradas de mercurio al sistema de aguas residuales, al tratamiento de desechos generales y al tratamiento de desechos peligrosos/médicos.

5.6.3 Productos químicos y equipos de laboratorio

5.6.3.1 Descripción de la subcategoría

1082. El mercurio se utiliza en los laboratorios en instrumentos, reactivos, conservantes y catalizadores. Parte de este mercurio se emite al aire, principalmente a través de las ventilaciones de los laboratorios. Sin embargo, la mayor parte del mercurio puede emitirse en aguas residuales o eliminarse como desechos peligrosos o desechos municipales.

1083. Ejemplos de equipos de laboratorio que contienen mercurio y productos químicos de laboratorio se enumeran en las siguientes dos tablas. Para muchos de los productos químicos el uso total de mercurio es más probablemente muy bajo. El mercurio puede haber sido sustituido en algunos de los equipos y por algunos de los métodos analíticos mencionados. Algunos análisis estándar parecen, sin embargo, difíciles de sustituir en la práctica, aunque estén disponibles sustitutos en muchos casos, debido a que los estándares están para mejorar la reproducibilidad de las prácticas de análisis y por lo tanto favorecen a los bien conocidos, y a menudo también son necesarios en la regulación pública.

Tabla 5-161 Equipos de laboratorio con mercurio

Equipo	Uso informado	Referencia
Analizador de gases en la sangre	Mercurio en electrodo de referencia en analizador de gases en la sangre Radiometer (marca)	Floyd <i>et al.</i> , 2001
Electrodos de mercurio (calomel)	Electrodo de referencia en electroquímica, p. ej., para medición de pH	Bjørnstad, 1992
Analizador de plomo en la sangre	Electrodo ESA (marca) modelo 2020B para análisis de plomo	Floyd <i>et al.</i> , 2001
Electrodo de gota de mercurio	Potenciometría	Bjørnstad, 1992
Contador Coulter	Conteo y medición del tamaño de partículas microscópicas. El mercurio puede estar en un indicador de presión, un interruptor de encendido, en el indicador de un cronómetro y, posiblemente, en otros indicadores, dependiendo del modelo.	Bjørnstad, 1992; SH, 2004
Recolector de muestras de petróleo en plataformas marinas		Bjørnstad, 1992
Centrífugas	Los modelos más antiguos pueden contener mercurio en los envases equilibradores	NIH, 2004
Microscopio electrónico	El mercurio se utiliza como un amortiguador de las vibraciones	NIH, 2004
Termostatos	Variedad de aplicaciones	Ver la sección XX
Termómetros, manómetros y otros instrumentos de medida	Variedad de aplicaciones	Ver la sección XX, XX
Lámparas de mercurio para espectrofotómetros de absorción atómica y otros equipos	Variedad de aplicaciones	Ver la sección XX

Tabla 5-162 Productos químicos de laboratorio que contienen mercurio

Reactivo/ compuesto de mercurio	Uso informado	Referencia
Sulfato mercúrico, HgSO ₄	Análisis de la demanda química de oxígeno (DQO) En electroquímica de laboratorio para la creación de cadenas electroquímicas Fotómetro de llama	Skårup <i>et al.</i> , 2003 Lassen <i>et al.</i> , 2004 NIH, 2004
Cloruro mercúrico, HgCl ₂	Ingrediente de las soluciones de Zenker (72 g Hg/l) y B5 (37 g Hg/l); fijadores de tejidos para anatomía patológica, histología Ingrediente del líquido de Hayem para conteos de glóbulos rojos Para identificación del tirrol, para la determinación nefelométrica de sulfuro de dimetilo, para la determinación cuantitativa de la cisteína mediante titulación potenciométrica y como catalizador en la hidroalogenación	Floyd <i>et al.</i> , 2002 Lassen <i>et al.</i> , 2004
Cloruro de mercurio, Hg ₂ Cl ₂ , calomel	Para la elaboración de electrodos de referencia	Lassen <i>et al.</i> , 2004

Reactivo/ compuesto de mercurio	Uso informado	Referencia
Óxido mercúrico, HgO	Catalizador para la detección de nitrógeno en compuestos orgánicos usando el método Kjeldahl (es posible que también se usen otros catalizadores) Hematoxilina de Harris	Skårup <i>et al.</i> , 2003 NIH, 2004
Sulfato de mercurio, HgSO ₄ , o una mezcla de este y CuSO ₄ o SeO ₂	Catalizador para la detección de nitrógeno en compuestos orgánicos usando el método Kjeldahl	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Óxidos de mercurio	Oxidantes en química preparativa; para la determinación de titulaciones de ácidos; en síntesis orgánicas de laboratorio; para la obtención de algunos compuestos nitrosos, hipocloruros, siloxanos orgánicos; para la elaboración de electrodos de referencia	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Mercurio metálico	En polarografía basada en el uso de goteo de mercurio o amalgama o electrodos indicadores; agente enmascarante para la determinación cuantitativa de nitratos orgánicos; determinación de la pureza de fluoruro y su concentración en gases; creación de nuevos materiales superconductores; desarrollo de nuevos dispositivos para la liberación de gases; porosimetría de mercurio (determinación de la porosidad de diversos materiales y sustancias); electroquímica de laboratorio (coulombimetría de mercurio y convertidores de datos electroquímicos); para la elaboración de electrodos de referencia	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Compuestos orgánicos de Hg	Para la determinación de disulfuro orgánico; en síntesis orgánicas de laboratorio; en química preparativa	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Reactivo de Nessler (solución alcalina K ₂ [HgI ₄])	Enzima para análisis de BUN, nitrógeno no proteico Para la detección y la determinación fotométrica de amoníaco (NH ₃), para la detección de alcoholes y aldehídos, para la identificación de hidroaminoácidos (en papel y cromatografía de capa fina)	NIH, 2004; Lassen <i>et al.</i> , 2004
Ioduro de mercurio, HgI ₂	Tinción en histología Agente enmascarante para la determinación cuantitativa de nitratos orgánicos; componente de líquidos pesados utilizados en análisis mineralógicos para diferenciar los minerales en función de su densidad; líquido Tule (solución acuosa de HgI ₂ + 2KI) y líquido de Shoushin-Rohrbach (BaI ₂ HgI ₂ x nH ₂ O). Para la elaboración de electrodos de referencia	SH, 2004; Lassen <i>et al.</i> , 2004
Fluoruro de mercurio, Hg ₂ F ₂	Para la elaboración de electrodos de referencia	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Bromuro de mercurio, Hg ₂ Br ₂	Para la elaboración de electrolitos	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Dibromuro de mercurio, HgBr ⁺	En electroquímica de laboratorio para la elaboración de cátodos para la conversión de concentración de corriente	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Soluciones acuosas de Hg(NO ₃) ₂ o Hg(ClO ₄) ₂	Como reactivos de valoración para mercurimetría (método titulométrico para el análisis de aniones Cl ⁻ , Br ⁻ , SCN ⁻ , CN ⁻).	Lassen <i>et al.</i> , 2004

Reactivo/ compuesto de mercurio	Uso informado	Referencia
Soluciones acuosas de $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$	Como reactivo de valoración en mercurimetría (detección de halogenuros con método titulométrico)	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Nitrato mercúrico, $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$	Determinación de cloruro en la sangre Catalizador para la síntesis de tetranitrometano Tinción tricrómica en parasitología	Lassen <i>et al.</i> , 2004 NIH, 2004
Tiocianato mercúrico, $\text{Hg}(\text{SCN})_2$	Reactivo analítico en rodanometría y mercurimetría (también para la determinación de halogenuros, sulfuros, tiosulfuros y cianuros)	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Fulminato de mercurio, $\text{Hg}(\text{ONC})_2$	Síntesis de cetonas aromáticas, usando la reacción de Hoesch	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Reactivo de Millon (solución de HgNO_3 y $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ en HNO_3 diluido, que contiene el aditivo HNO_2)	Análisis de proteínas (que contengan el grupo hidroxifenol) Reacción de color para proteínas y fenoles	NIH, 2004; Lassen <i>et al.</i> , 2004
Acetato de mercurio, $(\text{CH}_3\text{COO}_2)\text{Hg}$	Se usa en química de quinolizidina	Lassen <i>et al.</i> , 2004
$\text{Hg}(\text{COOCH}_3)_2$, $\text{Hg}(\text{CN})_2$, HgO , HgBr_2	Catalizadores en la reacción de Koenigs-Knorr (síntesis de glucósidos y oligosacáridos)	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Acetato mercúrico fenólico, $(\text{CH}_3\text{COO}_2)\text{Hg}$	Electrodo selectivo de iones	SH, 2004
Hidróxido de metilmercurio, CH_3HgO	Desnaturalizante en el análisis de polimorfismo de conformación de cadena simple (SSCP, por sus siglas en inglés) de productos de la reacción en cadena de la polimerasa (PCR, por sus siglas en inglés) Electroforesis en gel, Precipitación de proteínas	NIH, 2004
Reactivo de Takata	Prueba de Takata-Ara	NIH, 2004

1084. La monografía de mercurio de la OCDE (OCDE, 1994) proporciona información sobre el uso de mercurio por categoría en 13 países alrededor de 1990. El uso de laboratorio representó en todos los países un total de 2.7 % del uso total de mercurio. Para los países individuales el porcentaje representado por el uso de laboratorio varió de 0.2 % en Bélgica (en 1990) o 14 % en Alemania (en 1985).

1085. En EE. UU., el mercurio utilizado para productos químicos de laboratorio (reactivos y catalizadores) y equipo de laboratorio de aproximadamente 32 toneladas métricas en 1990 a 20 toneladas métricas en 1996 (Sznopke y Goonan, 2000). Se estima aproximadamente en este informe que un tercio del total se usó en instrumentos de laboratorio.

1086. En Dinamarca el uso del mercurio con productos químicos de laboratorio se ha reducido de aproximadamente 510 kg/año en 1982/83 (Hansen, 1985) a 20-40 kg/año en 2001 (Skårup *et al.*, 2003). La razón principal de la disminución es la sustitución de mercurio por análisis de nitrógeno en productos orgánicos utilizando el método Kjeldahl que anteriormente representó la parte principal del total. En 2001 el sulfato de mercurio utilizado para los análisis de demanda química de oxígeno (DQO) representó la parte principal del mercurio utilizado con productos químicos de laboratorio.

1087. Los análisis de la DQO representaron también en Francia el uso químico de laboratorio principal y se informa que se usaron anualmente aproximadamente 900 kg de mercurio para este método de análisis solo (AGHTM, 2000)

1088. Floyd *et al.* (2002) estima a grandes rasgos que se usan 100-200 kg de mercurio en agentes químicos y reactivos de laboratorio de hospital en la UE (15) alrededor del año 2000. Considerando que se usan 20-40 kg solo en Dinamarca la estimación parece, sin embargo, ser muy baja.

1089. De acuerdo con Lassen *et al.* (2008) el consumo EU27 de mercurio con productos químicos de laboratorio y para control de productos en la industria farmacéutica en 2008 en la Unión Europea fue de 3-10 toneladas, lo que corresponde a 0,006-0,02 g de Hg/habitante. Sobre esta base, se puede calcular un factor de entrada predeterminado de 0,01 g de Hg por habitante. Este factor predeterminado puede utilizarse cuando no hay otros datos disponibles.

1090. En la Unión Europea, el principal uso del mercurio para otros equipos de laboratorio es el mercurio en el análisis de características de pose y tamaño (porosimetría y picnometría) y electrodos de gota suspendida. Lassen *et al.* (2008) estimaron que en los países de UE-27, el uso de mercurio en laboratorios para porosimetrías y picnometrías en 2008 fue de 10 a 100 toneladas, en tanto que el uso de electrodos de gota suspendida se estimó en 0,1 a 0,5 toneladas. Información más reciente indicó que el consumo real en las porosimetrías y picnometrías está muy probablemente en el extremo más bajo, y se usarán 20 toneladas como la mejor estimación. Sobre esta base, se estima un valor predeterminado para otros equipos de laboratorio de 0,04 g de Hg por habitante.

5.6.3.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-163 Principales emisiones y medios de recepción del uso de mercurio en laboratorios

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Uso de mercurio en laboratorios	x	X		X	X

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

1091. Una pequeña parte del mercurio puede emitirse al aire durante el uso en los laboratorios y liberarse a los alrededores a través de escapes de aire de campanas de humo. La parte más importante del mercurio se eliminará con los agentes utilizados. El destino del mercurio depende de los sistemas para manejo de desechos de laboratorio en el país. Los desechos pueden eliminarse para tratamiento específico del sector, vertederos o descargarse a través del drenaje a la alcantarilla.

5.6.3.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-164 Resumen de datos de tasa de actividad y tipos de factores de entradas de mercurio necesarios para estimar las emisiones de productos químicos y equipos de laboratorio

Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Número/cantidad de dispositivos o reactivos químicos con mercurio suministrados por año	Cantidad de mercurio en cada tipo de dispositivo o reactivo químico

5.6.3.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

1092. En 1994, se emitió un estimado de 1,0 toneladas métricas de mercurio a la atmósfera en EE. UU. del uso general de laboratorio (US EPA, 1997b). Un factor de emisión de 40 kg de mercurio emitidos a la atmósfera por cada tonelada métrica de mercurio utilizada en laboratorios se usó para la estimación. El factor de emisión se basó en una evaluación relativamente vieja mediante el uso del

criterio de ingeniería y no en datos de prueba reales. Por lo tanto, el factor se considera bastante incierto.

1093. En la Federación de Rusia, los laboratorios están obligados a neutralizar los desechos que contienen mercurio. En general el desecho se transporta luego a vertederos, pero los pequeños laboratorios pueden verter los desechos de reactivos después de la neutralización en una solución bien diluida al sistema de alcantarillado (Lassen *et al.*, 2004).

5.6.3.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

1094. No se definieron factores predeterminados comunes para esta subcategoría de fuentes.

1095. Sin embargo, para productos químicos de laboratorio un factor de entrada predeterminado preliminar puede basarse en el consumo actual en la Unión Europea tal como se describió anteriormente. Sobre esta base, se puede calcular un factor de entrada predeterminado de 0,01 g de Hg por habitante. Este factor predeterminado puede utilizarse cuando no hay otros datos disponibles.

1096. Para otros equipos de laboratorio un factor de entrada predeterminado preliminar puede basarse en el consumo actual en la Unión Europea tal como se describió anteriormente. Sobre esta base, se estima un valor predeterminado para otros equipos de laboratorio de 0,04 g de Hg por habitante.

1097. Los factores de entrada predeterminados se basan en datos de consumo de los países desarrollados y regiones descritas anteriormente. En los países desarrollados con partes considerables de la población sin acceso a electricidad y de esta forma una prevalencia supuestamente más baja de lo que podría denominarse a grandes rasgos "instalaciones técnicas", la prevalencia de los tipos de productos con mercurio agregado en cuestión también puede ser más baja, con respecto a los países desarrollados de los que derivan los factores de entrada predeterminados. Se observa, sin embargo, que los productos con mercurio agregado son en muchos casos tecnología vieja, que están en proceso de ser sustituidos por soluciones electrónicas. En países en los que predominan las tecnologías más antiguas, pero con acceso general a la electricidad, la prevalencia de productos con mercurio agregado puede ser tan alta como en los países desarrollados, o incluso más.

1098. Un nivel más bajo de desarrollo técnico puede entonces ajustarse al multiplicar la cantidad de población utilizada en los cálculos por la tasa de estratificación según lo evalúa la IEA (multiplicar por la tasa de electrificación en porcentaje y dividir por 100 por ciento). Las tasas de estratificación estimadas de la IEA para los países desarrollados seleccionados desde 2009 se muestran en el Anexo 8.4. Para países sin estimaciones de la IEA, las tasas de estratificación se estimaron aquí con base en los datos de la IEA para países vecinos, o con base en otros conocimientos acerca de las regiones en cuestión (ver detalles en el anexo). Este abordaje se utiliza en la hoja de cálculo del Nivel de Inventario 1 (automáticamente) y se ha implementado también como una opción en la hoja de cálculo del Nivel de Inventario 2 (manualmente).

1099. **Vínculos con estimaciones de otras fuentes de mercurio** - Cabe señalar que el mercurio utilizado en esta subcategoría puede contribuir a las entradas de mercurio al sistema de aguas residuales, al tratamiento de desechos generales y al tratamiento de desechos peligrosos/médicos.

5.6.4 Uso de metal de mercurio en rituales religiosos y medicinas tradicionales

5.6.4.1 Descripción de la subcategoría

1100. El mercurio en determinadas prácticas culturales y religiosas, tales como algunas comunidades de América Latina y Afrocaribeñas, en EE. UU., México y probablemente en cualquier otra parte. Los usos incluyen el transporte en una bolsa sellada o en un bolsillo como un amuleto, rociar mercurio en los pisos de hogares o automóviles, quemarlo en velas y mezclarlo con perfumes. En EE. UU., el mercurio para dicho fin se adquiere en herboristerías (o tiendas similares). Muchas personas

recomiendan el uso de mercurio para tener suerte en el amor, el dinero o la salud y para protegerse contra el mal (Riley, *et al.*, 2001 y NJ MTF, 2002).

5.6.4.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-165 Principales emisiones y medios de recepción durante el ciclo de vida del uso del metal de mercurio en rituales religiosos y medicinas alternativas

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Preparación y distribución en herboristerías u otras tiendas	X	X	X	X	X	
Uso	X	X	X		X	
Eliminación	X	X	X		X	

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

1101. El mercurio utilizado en estas prácticas podría finalmente emitirse al aire, aguas residuales, o DSM. Los vapores de mercurio se emiten si el mercurio no está contenido en recipientes sellados. Algunas prácticas tales como su rociado en hogares y automóviles, y especialmente quemarlo en velas, aumentan las tasas de vaporización.

5.6.4.3 Análisis de las entradas de mercurio

1102. El mercurio normalmente se vende en cápsulas que contienen en promedio aproximadamente 8 - 9 gramos de mercurio.

5.6.4.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

1103. Con respecto a los métodos de eliminación, un estudio (Johnson, 1999, según se cita en NJ MTF, 2002) halló que el 64 % de los usuarios de mercurio informó que había tirado mercurio en la basura, 27 % lo tiró por el wáter y el 9 % lo tiró al exterior.

5.6.4.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

1104. No se definieron factores predeterminados para esta subcategoría de fuentes.

1105. **Vínculos con estimaciones de otras fuentes de mercurio** - Cabe señalar que el mercurio utilizado en esta subcategoría puede contribuir a las entradas de mercurio al sistema de aguas residuales, al tratamiento de desechos generales y a emisiones directos al ambiente.

5.6.5 Usos de productos diversos, usos de mercurio metálico y otras fuentes

1106. Las fuentes descritas a continuación se mencionan porque se conocen como posibles fuentes de uso y emisiones de mercurio. Sin embargo, en este Kit de herramientas, no hemos intentado proporcionar descripciones de fuentes, datos de ejemplo u otra información sobre estas fuentes dado que están disponibles datos limitados y debido a los recursos limitados para búsqueda de datos. Si se identifican estas fuentes en el país, deben realizarse investigaciones específicas para recoger datos sobre el consumo, uso, vías de emisión y eliminación que permitan la cuantificación de las emisiones al medio ambiente:

- Semiconductores de detección de infrarrojos, donde el mercurio es parte de la estructura de cristal de los semiconductores de detección de infrarrojos. Estos dispositivos se utilizan para varios usos infrarrojos (IR), por ejemplo visión nocturna y análisis espectroscópico IR;
- Tubos Bougie y tubos Cantor;
- Usos educativos;
- Giroscopios con mercurio;
- Bombas de vacío con mercurio;
- Uso de mercurio como refrigerante en ciertos sistemas de enfriamiento;
- Faros (luces de navegación marítima, en algunos tipos la unidad de la lente/lámpara flota sobre mercurio);
- Mercurio en grandes rodamientos de piezas mecánicas giratorias en, por ejemplo, plantas más antiguas de tratamiento de aguas residuales;
- Curtido;
- Pigmentos;
- Productos para oscurecer y grabar el acero;
- Ciertos tipos de papel de fotografía a color;
- Amortiguadores del retroceso en rifles;
- Explosivos (fulminato de mercurio, entre otros);
- Fuegos artificiales;
- Juguetes de escritorio.

1107. Pueden encontrarse cantidades importantes de mercurio en Tubos Bougie y tubos Cantor utilizados por médicos en hospitales. (Floyd *et al.*, 2002) El tubo Bougie es un instrumento lastrado con mercurio que se usa para ‘forjar’ una abertura en el esófago cuando hay crecimientos cancerosos u otras obstrucciones. Los tubos Bougie pueden contener hasta 1.361 g de mercurio (SH, 2004). El tubo Cantor es un tubo de casi 2 metros de largo que se carga con mercurio y se inserta por el tracto gastrointestinal del paciente. Se informa que contiene 54 - 136 g (SH, 2004).

5.7 Producción de metales reciclados (producción de metal "secundaria")

Tabla 5-166 Producción de metales reciclados: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado

Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.7.1	Producción de mercurio reciclado ("producción secundaria")	X	X	X	X	X	FP
5.7.2	Producción de metales ferrosos reciclados (hierro y acero)	X	x	x		x	FP
5.7.3	Producción de otros metales reciclados	X	x	x		x	FP

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;
 X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
 x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

5.7.1 Producción de mercurio reciclado ("producción secundaria")

5.7.1.1 Descripción de la subcategoría

1108. Hay dos tipos básicos de producción de mercurio secundaria: recuperación de mercurio líquido de equipo desmantelado y recuperación de mercurio de productos de desechos mediante procesos de extracción. En EE. UU. (y probablemente muchos otros países), la cantidad total de mercurio recuperada en forma de mercurio líquido es mucho mayor que aquella recuperada por procesos de extracción. Tres áreas que comprenden una gran proporción de la recuperación de mercurio líquido globalmente son: 1) la desmantelación de instalaciones de cloro-álcali; 2) la recuperación de medidores de mercurio utilizados en cañerías de gas natural; y 3) la recuperación de manómetros, termómetros y otros equipos. En cada uno de estos procesos, el mercurio líquido se drena del equipo desmantelado a los contenedores. El segundo tipo de producción implica el procesamiento de productos con mercurio agregado desechados y desechos industriales y lodos mediante el uso de procesos de extracción térmicos o químicos (US EPA, 1997a y COWI, 2002). (Para una descripción de los procesos, ver US EPA, 1997a).

1109. Las mismas plantas de reciclaje descritas en el párrafo anterior también pueden participar en la recuperación del mercurio de residuos minerales de minería y procesamiento primario de zinc y otros metales, y lodo de la limpieza de predistribución del gas natural. Estas actividades a menudo se denominan recuperación de mercurio de subproductos, en oposición al reciclaje posconsumo. Cuando se cuantifican los ciclos de mercurio nacional, esta distinción es útil, y si existen datos sobre esta división esta información podría proporcionarse en la documentación del inventario.

1110. Tenga en cuenta que el reciclaje del mercurio puede ser una fuente de importación de mercurio a la economía de los países donde existen las instalaciones. El mercurio recibido y refinado de estas fuentes se vuelve a traer al ciclo de comercio de mercurio global. Las actividades de reciclaje de mercurio a menudo se ven económicamente favorecidas por los gobiernos para motivar la recolección y el tratamiento de este tipo de desechos peligrosos (COWI, 2002)

1111. En algunos países las actividades de reciclaje de mercurio contribuyen en gran medida a suministros del mercado de mercurio mientras que otros países no tienen actualmente plantas de reciclaje doméstico. Algunos de estos países sin programas de reciclaje pueden exportar partes de sus desechos con altas concentraciones de mercurio a instalaciones de reciclaje en el exterior (COWI, 2002).

5.7.1.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-167 Emisiones y medios de recepción principales de la producción de mercurio reciclado (producción secundaria)

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Recuperación de mercurio líquido	X	X	X	x	X
Extracción de mercurio de productos de desechos	X	X	X	x	X
Recuperación de mercurio de subproductos	X	X	X	x	X

Notas: X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

1112. Las actividades de reciclaje/recuperación de mercurio pueden conducir a emisiones considerables de mercurio a la atmósfera, a medios acuáticos y terrestres. Las cantidades perdidas dependen mucho de qué tan cuidadosamente se manejan las emisiones del proceso. Las instalaciones de procesamiento pueden equiparse con dispositivos de reducción de emisión con el potencial de reducir las emisiones directas de contaminantes a la atmósfera así como a medios acuáticos y terrestres. Al igual que en otros sectores, la tecnología de reducción de emisiones produce residuos sólidos o fluidos adicionales, que también deben manejarse para evitar o reducir las emisiones adicionales (COWI, 2002).

1113. En EE. UU. (y probablemente muchos otros países) la información sobre el rendimiento de las medidas de control de emisión específicas es muy limitado y específico de cada lugar. Si se utiliza un depurador el vapor de mercurio o las gotitas en el gas de salida deben capturarse en el pulverizador. Las concentraciones en el aire de la sala de trabajo debido a emisiones de vapor de mercurio (tal como de un proceso de retorta a alta temperatura) pueden reducirse por medio de los siguientes métodos: contención, ventilación de escape local, ventilación por dilución, aislamiento y/o equipo de protección personal. Las emisiones de vapor debido a la transferencia de mercurio durante las etapas de destilación o carga pueden reducirse por contención, ventilación (escape o ventilación local) o control de temperatura (US EPA, 1997a).

5.7.1.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-168 Resumen de datos de tasa de actividad y tipos de factores de entradas de mercurio necesarios para estimar las emisiones de la producción de mercurio reciclado ("producción secundaria")

Tipo de proceso	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Recuperación de mercurio después del consumo	Cantidades de mercurio producido	kg entrada de Hg/kg totales de salidas de Hg

5.7.1.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

1114. Durante la extracción de mercurio de los materiales de desecho, las emisiones pueden variar considerablemente de un tipo de proceso a otro. Las emisiones pueden ocurrir de las siguientes fuentes: operaciones de retorta u horno, destilación y vertido a la atmósfera de los filtros de carbón vegetal. Las fuentes de emisión de mercurio principales se deben a salida de condensador y emisiones de vapor que ocurren durante la descarga de la cámara de retorta. Las emisiones de mercurio también pueden ocurrir en el área de relleno cuando el matraz se desborda y durante el proceso de embotellado.

Una compañía en EE. UU. (Compañía de Refinación de Mercurio) informó resultados de dos estudios de pruebas de emisión realizados en 1994 y 1995 que mostraron emisiones de mercurio promedio de 0,85 kg por tonelada métrica de mercurio recuperado (MRC, 1997, según se cita en la US EPA, 1997a). En 1973, los factores de emisión se estimaron en 20 kg por tonelada métrica de mercurio procesada debido a emisiones no controladas en todo el proceso (Anderson, 1973, según se cita en la US EPA, 1997a).

1115. En EE. UU., los datos de emisión de mercurio se informaron en el Inventario de Emisión de Tóxicos (IET) de 1994 para 2 instalaciones (que usan procesos de extracción). Una de las instalaciones informó emisiones de mercurio a la atmósfera de 116 kg para 1994, y la otra de las instalaciones informó 9 kg de mercurio emitido a la atmósfera para 1994. Se espera que las plantas que se enfocan principalmente en obtener mercurio líquido de antiguos equipos (y que no usan procesos de extracción) tengan emisiones más bajas.

1116. En EE. UU. en 1996, un estimado de 446 toneladas métricas de mercurio se recicló de desechos industriales. Se estima que el reciclaje ha representado aproximadamente 0,4 toneladas métricas de emisiones de mercurio en 1995 (US EPA, 1997b). Las fuentes principales de mercurio reciclado incluyen amalgamas dentales, mercurio de desecho de fabricantes de instrumentos y eléctricos (lámparas e interruptores), desechos y lodos de laboratorios de investigación y plantas de refinación electrolítica, y pilas de mercurio.

1117. El peso de los desechos que contienen mercurio procesado y el peso del mercurio comercial recuperado de los desechos en un centro de reciclaje de mercurio en Rusia se muestran en la tabla a continuación. El centro emplea un horno giratorio tubular para la recuperación. El horno es un cuerpo cilíndrico metálico con un diámetro de 1,6 m y una longitud de 14 m, instalado en un gradiente de 3-4° y alineado con ladrillos refractarios. La emisión total de mercurio informada del proceso fue 120 kg separado en 52 kg con gas de descarga, 65 kg con aguas residuales, 3 kg con cenizas y 0,5 kg de pérdidas no contabilizadas. La emisión promedio al aire del proceso fue 2 kg/tonelada métrica de mercurio procesado mientras que la emisión a aguas residuales corresponde a 2,5 kg por tonelada métrica de mercurio procesado. Los años anteriores las emisiones fueron considerablemente más altas y la emisión de mercurio al aire disminuyó de 1999 a 2001 para 20 g/tonelada métrica de mercurio procesado a 2 g/tonelada métrica. Durante el mismo período las emisiones a agua aumentaron de 0,5 – 2,5 g/tonelada métrica de mercurio procesado.

Tabla 5-169 Procesamiento de desechos que contienen mercurio en una instalación de reciclaje en Rusia en el año 2001 (Lassen *et al.*, 2004)

Tipo de desecho	Peso del desecho, kg	Hg comercial, kg
Catalizador, sorbente, lodos (de la producción de CVM)	244.312	9.793
Mercurio no acondicionado	16.113	16.097
Lámparas de mercurio	20.610	7
Dispositivos con mercurio	1.784	131
Concentrado de luminóforo	23.700	78
Otros (elementos galvánicos, desechos y suelos de construcción contaminados con mercurio, desechos de la producción adecuada, etc.)	54.800	343
Total	361.319	26.449

5.7.1.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

1118. Con base en la información recopilada anteriormente por Lassen *et al.* (2004) que describe un centro en Rusia, se sugieren los siguientes factores de emisión predeterminados promedio para utilizar en caso en los que no están disponibles los datos específicos de la fuente (se preingresan en la hoja de

cálculo IL2). Se hace énfasis en que el uso de estos datos en otras instalaciones obviamente está asociado con inseguridad considerable, y deben considerarse como indicativos exclusivamente. Se hace énfasis en que estos factores predeterminados se basan en una base de datos muy limitada, deberían considerarse preliminares y estar sujetos a revisión.

1119. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

Tabla 5-170 Salidas informadas específicas y factores de distribución de salida para un centro de reciclaje en Rusia (Lassen *et al.*, 2004)

	Salidas específicas informadas *1	Factores de distribución de salida, porción de entradas	Factores de emisiones específicos
	kg/año	Sin unidad	kg Hg liberados/tonelada métrica de Hg totalmente liberado (según se informa)
Hg producido	26.449	0,995	-
Emisiones al aire	52	0,002	2,0
Emisiones en aguas residuales	65	0,002	2,4
Eliminación de desechos específicos del sector (cenizas: residuos sólidos)	3	0,0001	0,1
Tratamiento/eliminación específico del sector (pérdidas no contabilizadas)	0,5	0,00002	0,02
Suma de salidas informadas	26.569,5	1	-

Notas: *1 Datos de Lassen *et al.* (2004) que describen un centro en Rusia. Se hace énfasis en que el uso de estos datos en otras instalaciones obviamente está asociado con una inseguridad considerable y, por lo tanto, los datos deben considerarse como indicativos exclusivamente.

1120. **Vínculos con una estimación de otras fuentes de mercurio** - Las entradas de mercurio a las subcategorías de tratamiento de desechos puede calificarse a través de una cuantificación de las entradas de mercurio a la sociedad con productos y materiales, tal como se describe en las secciones 5.1 a 5.6. Tenga cuidado con el conteo doble de las salidas de mercurio cuando se desarrolla el inventario de mercurio. Tenga en cuenta que las entradas de mercurio para las instalaciones de reciclaje pueden incluir desechos de mercurios importados del exterior.

5.7.1.6 Principales datos específicos de la fuente

1121. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Cantidades de mercurio específicamente medidas a todas las corrientes de salida.

5.7.2 Producción de metales ferrosos reciclados (hierro y acero)

5.7.2.1 Descripción de la subcategoría

1122. El hierro y acero son producidos de metal de desecho, usando varios procesos a alta temperatura. El mercurio puede estar presente en metales/materiales reciclados como resultado de la presencia de impurezas de mercurio natural en los materiales originales, así como la presencia de contaminación de mercurio (por ejemplo, interruptores de mercurio en autos que van al reciclaje de hierro/acero). La última fuente se considera que es una fuente predominante.

5.7.2.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-171 Emisiones y medios de recepción principales de la producción de metales ferrosos reciclados (hierro y acero)

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Trituración, almacenamiento y fundición	X	x	x		x	x

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

1123. Los desechos ferrosos son procesados por diferentes industrias y tipos de instalaciones e implican varios pasos del proceso. Por ejemplo, algunos automóviles se envían a desmanteladoras inicialmente y se retiran los componentes valiosos. El resto del automóvil normalmente se aplasta y se envía a una trituradora. Algunos automóviles más antiguos se envían directamente a las trituradoras. Otros artículos desechados ingresan al proceso de desecho en varias etapas del sistema de procesamiento. El mercurio se puede emitir al aire, agua o tierra durante varios puntos en el proceso, incluido triturado (NJ MTF, 2002) y autofundición.

5.7.2.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-172 Resumen de datos de tasa de actividad y tipos de factores de entradas de mercurio necesarios para estimar las emisiones de la producción de metales ferrosos reciclados (hierro y acero)

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Trituración, almacenamiento y fundición	Números de vehículos/electrodomésticos reciclados anualmente	Contenido de mercurio por vehículo/electrodoméstico reciclado

1124. Los desechos incluyen metales reciclados de vehículos motores y electrodomésticos descartados, y metales de desecho de estructuras de construcción demolidas. El mercurio está presente en muchos artículos que están incluidos en estos desechos. Por ejemplo, en EE. UU. en los años noventa, se usaron aproximadamente 9 toneladas métricas de mercurio por año en interruptores de inclinación (tales como luces de camiones) y en sistemas antibloqueo de frenos (ABS) en automóviles. Un estudio (ECGLU, 2001) estimó que entre 155 - 222 toneladas métricas de mercurio estaban en automóviles en la calle en EE. UU. en el año 2001. Dado que la edad promedio de los automóviles en la calle es de aproximadamente 9 años, y dado que la vasta mayoría de los automóviles descartados se convierten en metal de desecho, se puede estimar que aproximadamente 10 % (o 15 - 22 toneladas métricas) del mercurio en los automóviles ingresa al sistema de procesamiento de desechos cada año (NJMTF, 2002).

1125. El uso de mercurio en interruptores disminuyó aproximadamente de 60 - 80 % del período 1996 a 2000 en EE. UU. Sin embargo, el uso de mercurio en sistemas ABS ha aumentado aproximadamente de 130 - 180 % en el mismo período (NJMTF, 2002).

1126. Los interruptores de mercurio en los autos han sido sustituidos anteriormente en autos europeos que lo que se describió para EE. UU. anteriormente.

1127. El mercurio también se encuentra ampliamente en reguladores de presión de gas, los interruptores y sensores de llama en electrodomésticos que pasan a formar parte de los desechos para producción de hierro y acero (Cain, 2000, según se cita en NJ MTF, 2002).

1128. En su informe de 2006 a la Legislatura, la Agencia estimó que anualmente se descartan 43.000 vehículos en Vermont, EE. UU., con el potencial de 25.000 interruptores de mercurio individuales. Cada interruptor contiene aproximadamente un gramo de mercurio (Vermont ANR, 2008), igualando unos 2 gramos de mercurio por vehículo en promedio, incluidos vehículos que no contienen interruptores de mercurio.

1129. De acuerdo con Vermont ANR (2008) los interruptores de mercurio se discontinuaron del uso de la siguiente forma (supuestamente para el mercado de EE. UU., pero puede tener relevancia general): Ford y General Motors, años del modelo 2003; DaimlerChrysler, finales de la década de 1990; y fabricantes europeos, años del modelo 1993. Toyota y Honda, según se informó, nunca usaron autointerruptores de mercurio en luces de conveniencia o sistemas de frenos. Subaru, Nissan y Mitsubishi tenían uso limitado de interruptores de mercurio en sensores antibloqueo de frenos.

5.7.2.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

1130. En Nueva Jersey, EE. UU., hay tres instalaciones que producen acero por fusión de desechos en hornos de arco eléctricos y 3 instalaciones que producen hierro fundido de la fusión de desechos en hornos llamados "cúpulas". Las emisiones totales de mercurio estimadas al aire de estas seis instalaciones es aproximadamente 0,46 toneladas métricas/año (NJ MTF, 2002), o un promedio de aproximadamente 0,076 toneladas métricas/año de cada una de las instalaciones. Las emisiones totales de mercurio al aire en EE. UU. para esta subcategoría se estimaron en aproximadamente 15,6 toneladas métricas/año con base en un estudio por el Centro de Ecología (Ecology Center, 2001, según se cita en NJ MTF, 2002).

1131. Se espera que las vías de emisión principales sean al aire, por medio de emisiones apiladas de los hornos de las instalaciones de hierro y acero (NJ MTF, 2002). Las emisiones de mercurio al aire, tierra y agua también pueden ocurrir en otros puntos durante las actividades de almacenamiento, triturado y desmantelación (NJ MTF, 2002).

1132. Sin embargo, un estudio de balance de masa estimó que solo 31 % se emitió a través de emisiones apiladas, 49 % en horno de polvo de silo, 18 % en residuos de trituradora en forma de pelusas, y 2 % se emitió durante el triturado (2000, según se cita en NJ MTF, 2002).

5.7.2.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

1133. No se hicieron intentos por definir factores predeterminados para producción de hierro y acero reciclado.

1134. Si no están disponibles datos específicos sobre la prevalencia de interruptores de mercurio, etc., en metal ferroso reciclado, se puede formar una primera estimación mediante el uso de factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-173 a continuación (con base en los conjuntos de datos presentados en esta sección). Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto posible). Se estima que el factor de baja gama sea relevante en países donde los interruptores con mercurio no se han utilizado en usos y electrodomésticos en los últimos 10 años, o donde los interruptores generalmente se eliminan antes del reciclaje de metal.

1135. Tenga en cuenta que el factor de entrada predeterminado proporcionado solo incluye interruptores de mercurio en vehículos. Si se han utilizado componentes de mercurio (interruptores eléctricos, termostatos de gas, etc.) en otros electrodomésticos de metal reciclados a nivel nacional, estos se deben cuantificar por separado para incluirlos en el inventario.

Tabla 5-173 Factores de entrada predeterminados **preliminares** para uso de mercurio en el reciclaje de metales ferrosos

Material	Factores de entrada predeterminados; g Hg/vehículo; (límite inferior, límite superior) *1
Por vehículo reciclado	0,2 - 2

Notas: *1 Pertinencia: ver el texto anterior.

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

Tabla 5-174: Factores de distribución de salida de mercurio predeterminados **preliminares** para reciclaje de metales ferrosos

	Factores de distribución de salida predeterminados, porcentaje de entrada de Hg*1					
	Aire	Agua	Tierra *2	Productos	Desechos generales *2	Tratamiento/eliminación específico del sector
ninguno	0,33		0,34		0,33	?

Notas: *1 Estos factores predeterminados se derivan de un ejemplo de EE. UU. Es probable que las emisiones al aire sean superior en centros que no cuentan con filtros de retención de polvo en las salidas de aire de los hornos.

*2 Es probable que la distribución en el depósito en tierra y los desechos generales varíe en función de las condiciones locales y la distribución presentada aquí es artificial, y tiene por objeto marcar que estas pueden ser vías de salida importantes.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

1136. Para las subcategorías de tratamiento de desechos es muy importante tener en mente que el contenido de mercurio en los desechos se origina de 1) mercurio utilizado intencionalmente en productos descartados y desechos de procesos; 2) impurezas de mercurio natural en materiales de gran volumen (plásticos, papel, etc.) y minerales; y 3) mercurio como un contaminante traza generado por humanos en materiales de gran volumen. Tenga en cuenta que las partes de estas entradas de mercurio pueden dirigirse a desechos municipales, peligrosos y médicos.

1137. Las emisiones de mercurio al ambiente y los depósitos de desechos de estas subcategorías deberían por lo tanto verse como consecuencia del mercurio que está presente en los productos utilizados en la sociedad.

1138. De manera similar, las entradas de mercurio a las subcategorías de tratamiento de desechos pueden calificarse a través de una cuantificación de las entradas de mercurio a la sociedad con productos y materiales, tal como se describe en las secciones 5.4 a 5.6. Tenga cuidado con el doble conteo de dichas entradas de mercurio cuando desarrolla el inventario de mercurio.

1139. Tenga en cuenta que las entradas de mercurio a incineración de concentraciones traza de mercurio en materiales de gran volumen (plásticos, metales, etc.) no se cuantifican individualmente en este Kit de herramientas.

5.7.2.6 Principales datos específicos de la fuente

1140. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Las entradas dependen mucho de la historia nacional o regional de componentes que contienen mercurio en especial autos y electrodomésticos. La información nacional sobre la prevalencia/existencia de interruptores de mercurio en autos (y viviendas) en los últimos 10-20 años es un asunto clave para la mejora del inventario.
- La cantidad de cada tipo de metal de desecho procesado; y,
- Datos medidos sobre el equipo de reducción de emisiones aplicado a la fuente (o fuentes similares con equipo y condiciones de funcionamiento muy similares).

5.7.3 Producción de otros metales reciclados

5.7.3.1 Descripción de la subcategoría

1141. En principio el aluminio, cobre, zinc y otros metales que se reciclan en la mayoría de los países pueden contener mercurio. Las entradas de mercurio a la producción de metal no ferroso reciclado no se describen ampliamente en la literatura. Para la mayoría de los metales, los procesos que participan en su fabricación original indican que las impurezas de mercurio natural en los materiales de alimentación no siguen a los metales producidos a ningún grado importante. La mayor parte de la entrada de mercurio a reciclaje de metal no ferroso, si hubiere, por lo tanto se originaría del uso de mercurio en otros materiales o productos/componentes que contienen mercurio. Con respecto a la producción de acero reciclado, los aportes más evidentes pueden provenir probablemente de interruptores, relés, termostatos y similares de mercurio. Con base en los conocimientos de fondo sobre el uso de mercurio en componentes y productos, los metales no ferrosos alimentados a las actividades de reciclaje quizás pueden estar generalmente menos contaminados con mercurio que el acero reciclado.

1142. El aluminio es un metal reciclado entre otros con potencial para emisiones de mercurio. Se sospecha contaminación del aluminio reciclado y otros metales. El mercurio tiende a amalgamarse preferiblemente con el aluminio y no con los metales ferrosos, por lo tanto, en la corriente de metales reciclados, la contaminación con mercurio puede estar más asociada con el aluminio que con los metales ferrosos. Es posible que las instalaciones que procesan aluminio reciclado que utilizan calor emitan un poco de mercurio al aire y otros medios.

5.7.3.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-175 Principales emisiones y medios de emisión durante el ciclo de vida de la producción de otros metales reciclados

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/e liminiación específico del sector
Producción	X	x	x		x	x

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

5.7.3.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-176 Resumen de datos de tasa de actividad y tipos de factores de entradas de mercurio necesarios para estimar las emisiones de la producción de otros metales reciclados

Fase del ciclo de vida	Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Trituración, almacenamiento y fundición	Cantidades de metal reciclado producido	Contenido de mercurio por tonelada métrica de metal producido

5.7.3.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

1143. El NJ MTF asumió que las emisiones de instalaciones de producción de aluminio reciclado serían similares en cantidad a las emisiones de instalaciones que producen metales ferrosos reciclados (hierro y acero) descritos anteriormente, y el medio de recepción primario es el aire. Por lo tanto, NJ MTF asumió que se emiten aproximadamente 455 kg al aire de las instalaciones que producen aluminio reciclado en Nueva Jersey (NJ MTF, 2002).

5.7.3.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

1144. No se hicieron intentos por definir factores predeterminados para producción de otros metales reciclados. Las entradas dependen mucho de la historia nacional o regional de componentes que contienen mercurio productos de metal desechados.

5.7.3.6 Principales datos específicos de la fuente

1145. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Los datos medidos o los datos de la literatura sobre las concentraciones de mercurio en varios tipos de metal de desecho procesado en la fuente;
- La cantidad de cada tipo de metal de desecho procesado; y,
- Datos medidos sobre el equipo de reducción de emisiones aplicado a la fuente (o fuentes similares con equipo y condiciones de funcionamiento muy similares).

5.8 Incineración de desechos

Tabla 5-177 *Incineración de desechos: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado*

Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.8.1	Incineración de desechos municipales/ desechos generales	X	x	x	x	X	FP
5.8.2	Incineración de desechos peligrosos	X	x			X	FP
5.8.3	Incineración de desechos médicos	X	x			X	FP
5.8.4	Incineración de lodos residuales	X	X			X	FP
5.8.5	Incineración informal de desechos	X	X	X			DC

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;

X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

5.8.1 Incineración de desechos municipales o generales

5.8.1.1 Subcategoría y descripción del proceso

1146. El contenido de mercurio en la corriente de desechos se origina de tres grupos principales de entradas: 1) mercurio utilizado intencionalmente en productos descartados y desechos de procesos; 2) impurezas de mercurio natural en materiales de gran volumen (plásticos, papel, etc.) y minerales; y 3) mercurio como un contaminante traza generado por humanos en materiales de gran volumen. Las concentraciones de mercurio dependen directamente de las entradas de mercurio al desecho, y por lo tanto probablemente variarán mucho entre diferentes países y circunstancias.

1147. El rechazo de desechos sólidos municipales (DSM) consiste principalmente en basura doméstica y otros desechos comerciales no peligrosos, institucionales y sólidos industriales que no deriven de fabricación. En algunos países, los lodos residuales y los desechos médicos patogénicos incinerados junto con los desechos municipales.

1148. Los DSM a menudo se incineran (en condiciones controladas tal como se describió anteriormente), mientras que las fracciones de desechos dominadas por materiales minerales generalmente se depositan en vertederos. La división cuantitativa entre incineración y otros tratamientos de desechos de combustible varían entre los países.

1149. Los DSM pueden quemarse sin pretratamiento o pueden tratarse para producción del denominado "combustible derivado de rechazo". En EE. UU., los incineradores de combustibles derivados de rechazo queman los DSM que se han procesado a grados variables, solo de la eliminación de artículos grandes, voluminosos y no combustibles, al procesamiento extenso para producir un combustible bien separado adecuado para cocombustión en calderas a carbón. El procesamiento de DSM a combustible derivado de rechazo generalmente aumenta el valor de calentamiento de los desechos ya que muchos de los artículos no combustibles se eliminan (US EPA, 1997a).

1150. En algunos tipos de incineradores una parte del mercurio puede permanecer en parte del residuo no completamente incinerado y dejar el incinerador con la ceniza de la chimenea. En general, sin embargo, virtualmente todo el mercurio presente en el residuo se convierte en vapor debido a las altas temperaturas del proceso de combustión. La parte principal del mercurio sale con el gas de salida y el porcentaje de entrada de mercurio que se emite como emisiones de aire a través de la pila dependerá en gran medida de los dispositivos de control presentes. En instalaciones mal controladas la

mayoría de las emisiones saldrán a través de la pila en forma de emisiones al aire de mercurio mientras que en instalaciones bien controladas, la mayoría de la entrada de mercurio terminará en los residuos de los gases de combustión. A continuación se describe la efectividad de varios controles.

5.8.1.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-178 Principales emisiones y medios receptores de la incineración de desechos municipales o generales

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Incineración controlada de desechos	X	x	x	x	X	X

Notas: X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

1151. Los factores más importantes que determinan las emisiones de mercurio procedentes de esta subcategoría son la concentración de mercurio en los desechos y la eficiencia de los dispositivos de control (de haberlos) para reducir dichas emisiones.

1152. La tecnología de incineración y particularmente los sistemas de limpieza de gases de combustión aplicados determinan la distribución de la salida de mercurio entre emisiones aéreas, la acumulación en los residuos sólidos de incineración (ceniza de chimeneas) y de la limpieza de gases, y las emisiones al agua (solo indirectamente al agua mediante algunos tipos de tecnología de limpieza de gases de combustión). El equipo de poscombustión para la limpieza de gases de combustión, que en la actualidad es ampliamente aplicado en muchos países, retiene partes de mercurio que de otro modo se liberarían en forma de emisiones. Los sistemas de limpieza de gases de combustión son similares a los descritos para las grandes plantas de combustión de carbón (mencionadas en la sección 5.1.1), salvo por un posible paso adicional (integrado) que implica la inyección y subsiguiente captura de carbono activado (que adsorbe/absorbe algo de mercurio). La tecnología de carbono activado se usa en algunos países, como Estados Unidos, Alemania, Suecia, Dinamarca y Austria.

5.8.1.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-179 Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de la incineración de desechos municipales/generales

Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Cantidad de desechos quemados	Concentración de mercurio en los desechos

1153. El contenido de mercurio de los DSM dependerá del uso de productos con agregado de mercurio del país y de la presencia de sistemas específicos de recolección de los productos de desecho con contenido de mercurio. Entre las fuentes conocidas de mercurio en los DSM se incluyen, entre otros elementos, pilas, equipos y cables eléctricos desechados, lámparas fluorescentes, piezas dentales y demás desechos de amalgamas dentales, residuos de pintura y plásticos. Según el ciclo de vida de los productos, las fuentes de mercurio en los desechos reflejarán el uso de mercurio en los diferentes productos años antes de la evaluación de mercurio en los desechos.

1154. En Estados Unidos, las fuentes de mercurio al flujo de desechos ha cambiado con el tiempo como consecuencia de los cambios en el patrón de uso del mercurio. Las pilas de mercurio, durante el período entre 1980 y 2000, representaron la mayor parte del mercurio en productos de DSM en Estados Unidos (Tabla 5-180). En 1989, se estimaba que alrededor del 88 % del mercurio desechado provenía de las pilas. De ese 88 %, aproximadamente el 28 % provenía de las pilas con óxido de

mercurio y el resto, de pilas alcalinas y de otro tipo (US EPA, 1997a). No obstante, la cantidad de pilas con mercurio consumidas desde fines de 1980 ha disminuido significativamente en Estados Unidos y probablemente en muchos otros países, pero a medida que el contenido total de mercurio en los desechos se fue reduciendo considerablemente, las pilas en el año 2000 representaban más del 50 % del mercurio en los productos del flujo de desechos (Tabla 5-180).

1155. A partir de 1989, se informó que la cantidad de mercurio desechado en el flujo de desechos sólidos municipales era de 644 toneladas métricas en Estados Unidos, y la concentración de mercurio en los desechos sólidos estaba en el rango de menos de 1 a 6 ppm por peso, con un valor típico de 4 ppm por peso (ppm = g de mercurio por tonelada métrica de desechos). No obstante, debido a los cambios en el consumo de mercurio, la cantidad de este metal desechada en el flujo de desechos sólidos municipales ha disminuido drásticamente desde 1989 a un nivel de aproximadamente 157 toneladas métricas en 2000 (Tabla 5-180).

1156. La concentración de mercurio en DSM en Nueva Jersey en 2001 se estimó en un rango de 1,5 a 2,5 ppm (NJ MTF, 2002).

Tabla 5-180 *Porcentaje proyectado de mercurio en productos del flujo de DSM en Estados Unidos en 1980, 1989 y 2000 (con base en Franklin Associates, Ltd. (1989), tal como se cita en Yep et al., 2002)*

Tipo de desecho	Porcentaje del total		
	1980	1989	2000 (proyectado)
Pilas domésticas	78,4	87,6	57
Iluminación eléctrica	4,4	3,8	23,7
Residuos de pintura	4,9	2,6	0,3
Termómetros para medir la fiebre	4,7	2,3	9,7
Termostatos	1,3	1,6	6,0
Pigmentos	4,2	1,4	0,9
Usos odontológicos	1,3	0,6	1,3
Revestimiento de papel especial	0,2	0,2	0,0
Luz de mercurio prendida	0,1	0,1	1,1
Baterías del cartucho de película de cámaras instantáneas	0,5	0,0	0,0
Descartes totales	100	100	100
Descartes totales en EE. UU. (en toneladas métricas)	497	644	157

1157. Las fuentes de mercurio en los DSM en Dinamarca en 1992/93 y 2001, respectivamente, se muestran en la Tabla 5-181. En 1992/93, las pilas representaban más de la mitad del contenido total, en forma similar a los resultados de Estados Unidos que figuran anteriormente. En 2001, las pilas representaban solo el 27 %, principalmente debido a una disminución en el contenido de mercurio de las pilas alcalinas y de otro tipo. En 2001, el mercurio presente como impureza natural de los desechos (elemento de traza natural) representaba el 28 % del contenido total de mercurio en los desechos. Tómese en cuenta que esta contribución no está incluida en las fuentes de mercurio en los DSM de Estados Unidos que se muestran en la Tabla 5-180. Tal como se ilustra, la incertidumbre de las estimaciones de cada grupo de desechos es bastante alta, aun cuando las mismas se basan en análisis detallados de flujo de sustancias. El contenido total de mercurio de los desechos disminuyó en el período de 0,4 - 1,2 ppm a 0,1 - 0,6 ppm (lo más probable es que, según los estudios, el contenido de mercurio real se ubique en la parte superior de los rangos estimados).

Tabla 5-181 Fuentes de mercurio en DSM desechados para su incineración en Dinamarca 1992/93 y 2001 (Maag *et al.*, 1996; Skårup *et al.*, 2003)

Tipo de desecho	1992/93		2001	
	kg Hg/año	% del total	kg Hg/año	% del total
Piezas dentales y desechos odontológicos varios	200 - 310	18	64 - 180	12
Fuentes de luz	4 - 20	1	19 - 110	6
Interruptores y relés	0 - 120	4	75 - 380	22
Termómetros	80 - 200	10	19 - 38	3
Equipo de monitoreo	0 - 40	1	19 - 47	3
Pilas	420 - 1.100	53	52 - 510	27
Mercurio como impureza (elemento de traza)	20 - 370	14	28 - 560	28
Total (redondeado)	700 - 2.200	100	280 - 1.800	100

5.8.1.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

1158. Las emisiones atmosféricas de mercurio provenientes de las cámaras de combustión de los desechos municipales (CDM) se pueden reducir en cierta medida removiendo el mercurio adsorbido en las partículas del gas de combustión mediante precipitadores electrostáticos (PES) y filtros de tela (FT). La eficiencia de la remoción de mercurio de los filtros depende de su capacidad de remover partículas pequeñas. La reducción de gas ácido en el gas de combustión también puede contribuir a la retención de mercurio.

1159. La eficiencia de remoción de los controles se puede mejorar adsorbiendo los vapores de mercurio de la cámara de combustión al material adsorbente del gas ácido o a otros adsorbentes y luego eliminando el mercurio de la fase de partículas. Los dispositivos de control del MP más frecuentemente utilizados en Estados Unidos son los precipitadores electrostáticos (PES). Para lograr un elevado control del mercurio, es aconsejable reducir la temperatura del gas de combustión en la entrada del dispositivo de control a 175 °C (o menos). Típicamente, los sistemas más recientes de CRM se valen de una combinación de sistemas de enfriamiento de gas e inyección de sorbentes en ductos (ISD) o secador por pulverización (SP) antes del dispositivo de remoción de partículas para reducir las temperaturas y suministrar un mecanismo de control del gas ácido (US EPA, 1997a).

1160. En condiciones de incineración a temperaturas superiores a 850 °C y contenido de volumen de O₂ de 8 a 10 %, las especies de mercurio predominantes serán cloruros de mercurio (I y II) y mercurio elemental (Velzen *et al.*, 2002). El equilibrio químico del mercurio, calculado termodinámicamente, en un gas de combustión típico con HCl y SO₂, muestra que el principal producto entre 300 y 700 °C es HgCl₂, en tanto que por encima de los 700 °C, el mercurio elemental es la especie dominante. En la Tabla 5-182 (Velzen *et al.*, 2002), se muestra un resumen de las eficiencias de remoción de mercurio en diferentes equipos de limpieza de gases de combustión en incineradores. Para la estimación, se asume que la relación HgCl₂/Hg(0) se ubica entre 70/30 y 80/20. Los "adsorbentes (o absorbentes) especiales" agregados pueden ser absorbentes impregnados con azufre o compuestos sulfurosos o adsorbentes con base en carbono activo, que aumentan la adsorción del mercurio en las partículas.

Tabla 5-182 Eficiencias de la remoción de mercurio de los sistemas de limpieza de gases de combustión en incineradores de desechos

Equipo	Temperatura (°C)	HgCl ₂	Hg(0)	Global	Referencia
Precipitadores electrostáticos (PES)	180	0 - 10 %	0 - 4 %	0-8 %	Velzen <i>et al.</i> , 2002
Precipitadores electrostáticos (PES)				10 %	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
Filtros de tela (FT)				29 %	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
Depuradores en húmedo	65-70	70 - 80 %	0 - 10 %	55 - 65 %	Velzen <i>et al.</i> , 2002
Depuradores en húmedo con agente acondicionador		90 - 95 %	20 - 30 %	76 - 82 %	Velzen <i>et al.</i> , 2002
Absorbentes en aerosol + FT (piedra caliza)	130	50 - 60 %	30 - 35 %	44 - 52 %	Velzen <i>et al.</i> , 2002
Absorbentes en aerosol + FT (absorbentes especiales añadidos) *1		90 - 95 %	80 - 90 %	87 - 94 %	Velzen <i>et al.</i> , 2002
Absorbentes en aerosol aireados + filtro de tela (absorbentes especiales añadidos) *1	130	90 - 95 %	80 - 90 %	87 - 94 %	Velzen <i>et al.</i> , 2002
Lecho fluidificado circulante + filtro de tela (absorbentes especiales añadidos) *1	130	90 - 99 %	80 - 95 %	87 - 98 %	Velzen <i>et al.</i> , 2002
PES o FT + lechos de filtro de carbono				99 %	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
PES o FT + inyección de carbono				50 - >90 %	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
PES o FT + depuradores en húmedo para pulido				85 %	Pirrone <i>et al.</i> , 2001

Notas: *1 Los absorbentes especiales pueden ser absorbentes impregnados con azufre o compuestos con azufre o adsorbentes basados en carbón activado, que aumentan la adsorción del mercurio en las partículas.

1161. Tal como se muestra en la tabla, los precipitadores electrostáticos simples en ocasiones solo tienen eficiencias muy bajas de remoción de mercurio. Los depuradores en húmedo o los absorbentes en aerosol que utilizan piedra caliza para la remoción del gas ácido tienen eficiencias de 55 a 65 % y 44 a 52 %, respectivamente. Para obtener una elevada eficiencia de remoción, es decir, >90 %, es un requisito la adición de absorbentes/adsorbentes especiales, por lo general carbono activado.

1162. Según las pruebas de cumplimiento recientemente realizadas en 115 de 167 grandes incineradores de desechos sólidos municipales de Estados Unidos, las eficiencias promedio del control de mercurio en grandes plantas municipales de incineración fue del 91,5 %. La eficiencia promedio del control en cada sitio se basó en un promedio de tres pruebas determinado por la medición de la concentración total de mercurio en los gases de combustión antes y después del sistema de control de cada lugar (inyección de carbono activado en polvo antes de un secador por pulverización y una cámara de filtros de tela o de un secador por pulverización y un precipitador electrostático (PNUMA, 2002).

1163. El mercurio eliminado en los gases de escape es retenido en los residuos de la incineración y, en algunos tipos de tecnología de filtrado, en los residuos sólidos del tratamiento de aguas residuales (procedentes del proceso de depuración). Por lo general, estos residuos son enviados a vertederos o, según su contenido de materiales peligrosos y otras características, utilizados con fines especiales de construcción (tableros de yeso, balasto o similar). En algunos casos, tales residuos sólidos son almacenados en depósitos especiales para materiales peligrosos, que se protegen con una membrana u otra cubierta para eliminar o reducir las emisiones por evaporación o lixiviación.

1164. En la Tabla 5-183, se muestran ejemplos de la distribución de mercurio en las diferentes salidas de los incineradores municipales de residuos. En comparación con las típicas eficiencias de remoción que se muestran en la Tabla 5-182, los PES de estos incineradores presentan una eficiencia de remoción relativamente alta a través de la retención de una mayor porción de las partículas pequeñas.

Tabla 5-183 Ejemplos de eficiencias de la remoción de mercurio de los sistemas de limpieza de gases de combustión en incineradores de desechos

	Porcentaje de la salida total a:						Sistema de limpieza de gases de combustión
	Emisiones al aire	Cenizas de chimeneas	Polvo de PES/FT	Torta filtrante de limpieza de gas ácido	Residuo de adsorbente de carbono residuos	Aguas residuales	
Schachermayer <i>et al.</i> , 1995 (Austria)	< 1	5	30	65		< 1	PES, depurador en húmedo, desnitrificación (denox)
Amagerforbrænding, 2000 (Dinamarca)	7	1	92			<0.01	PES, proceso de limpieza semiseca de gases de combustión
Athenbosch y Richers, 2002 (Alemania)	0,4	-	44,3	54,6	0,7		PES, PES de secado por pulverización, depuradores en húmedo, RCS, adsorbente de carbono
Shin Chan-Ki <i>et al.</i> , 2000 (Corea)	7,3	1,8	13,9			77 *1	PES, depurador en húmedo

Notas: *1 Indicado en la referencia como "agua de limpieza de gas"; no se menciona si el agua residual se filtra y si la torta filtrante se desecha por separado.

1165. Las emisiones atmosféricas de mercurio procedentes de los CRM en Estados Unidos han disminuido significativamente durante la década pasada. Estas reducciones se debieron en parte a la reducción de mercurio en los desechos, pero también debido a la mejora de las tecnologías de control. A principios de la década de 1990, se emitieron alrededor de 40 toneladas métricas procedentes de CRM, y para 2001, las emisiones atmosféricas habían disminuido a alrededor de 4 toneladas métricas de mercurio (US EPA, 2001).

1166. Los actuales controles de emisiones de los incineradores de desechos sólidos de Nueva Jersey, EE. UU., que consisten principalmente en la inyección de carbono en el dispositivo de control de material particulado, remueven un estimado de 95 % o más del mercurio procedente del gas de escape. Al final, el carbono se mezcla con la ceniza. Con base en la información de la fuerza de tareas de Nueva Jersey, el mercurio permanece adsorbido en el carbono inyectado, y las emisiones de mercurio procedentes de este residuo probablemente sean bajas (NJ MTF, 2002).

1167. La EPA de EE. UU. ha elaborado factores de emisión atmosférica para los CRM correspondientes a 199, tal como se muestra en la Tabla 5-184. Es probable que los factores de emisión de años anteriores fueran más elevados, y los de años más recientes, más bajos, debido a la disminución en las concentraciones de mercurio en los desechos.

Tabla 5-184 Factores de emisiones promedio en incineradores municipales de desechos sólidos de EE. UU. en 1994-1995 (con base en US EPA, 1997a)

Tipo de cámara de combustión	Concentración de mercurio $\mu\text{g}/\text{m}^3$ secos en condiciones estándar, a 7 % O ₂	Factores de emisiones promedio en g/tonelada métrica de desechos
DSM sin control de gas ácido	340	1,4
DSM con control de gas ácido	205	0,83
DSM con control de gas ácido + carbono	19	0,077
Combustible derivado de desechos sin control de gas ácido	260	2,6
Combustible derivado de desechos con control de gas ácido	35	0,34

Notas: El control de gas ácido incluye las siguientes configuraciones: SP, ISD/FT, DP/PES, ISD/PES, SP/FT y SP/PES);
 SP = secador por pulverización; ISD = inyección de sorbentes en ductos; PES = precipitador electrostático.

5.8.1.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

1168. Con base en la información compilada hasta ahora de entradas y salidas y principales factores que determinan emisiones, se sugieren los siguientes factores preliminares de entrada y distribución predeterminados para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base. Asimismo, los factores predeterminados presentados son criterios expertos que se basan únicamente en datos resumidos. En muchos casos, el cálculo de los intervalos de emisiones dará una estimación más adecuada de las emisiones reales.

1169. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

1170. Los datos reales sobre los niveles de mercurio en los desechos -por ej., establecidos a través de los procedimientos de este kit- conducirán a las mejores estimaciones de las emisiones.

1171. Si no hay ningún indicio sobre la concentración de mercurio en los desechos municipales, se puede hacer una primera estimación con los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-185 a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior. El factor de entrada del límite inferior se espera que sea relevante para una situación donde partes substanciales de los desechos con concentraciones altas de mercurio (termómetros, pilas, desechos de amalgamas dentales, interruptores, etc.) se hayan separado de los desechos para un tratamiento aparte, y por lo tanto estarán presentes en menores cantidades en los desechos municipales. El factor de entrada de límite superior se espera que sea relevante para las

situaciones donde no se haga esta separación y la mayoría de los desechos con concentraciones altas de mercurio estén presentes en los desechos municipales. Como se mencionó anteriormente, los niveles de mercurio en los desechos dependen directamente del consumo de productos y materiales que contienen mercurio en el país investigado.

1172. Los factores de entrada predeterminados aquí se derivaron únicamente de datos de países en desarrollo. Una prueba sencilla con base en los resultados de su nivel de inventario 2, indicará si los factores predeterminados pueden sobrestimar las emisiones de mercurio de esta actividad en el país. Consulte el anexo 8.5 para ver más detalles.

Tabla 5-185 Factores de entrada predeterminados preliminares para mercurio en desechos sólidos municipales

Material	Factores de entrada predeterminados; g Hg/tonelada métrica de desechos; límite inferior - límite superior (intermedio) *1
Desechos sólidos municipales (desechos generales "domésticos") *1	1 - 10 (5)

Notas: *1 Se espera que el factor de entrada del límite inferior sea relevante para una situación en la que partes substanciales de los desechos con concentraciones altas de mercurio (termómetros, pilas, desechos de amalgamas dentales, interruptores, etc.) se hayan separado de los desechos para un tratamiento aparte y, por lo tanto, estarán presentes en menores cantidades en los desechos municipales. Se espera que el factor de entrada de límite superior sea relevante para las situaciones donde no se haga esta separación y la mayoría de los desechos con concentraciones altas de mercurio estén presentes en los desechos municipales. Como se mencionó anteriormente, los niveles de mercurio en los desechos también dependen directamente del consumo de productos y materiales que contienen mercurio en el país investigado; los factores predeterminados se derivaron principalmente de los datos de países desarrollados.

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

Tabla 5-186 Factores de distribución de salida de mercurio predeterminados preliminares para la incineración de desechos sólidos municipales

Dispositivo de reducción de las emisiones *1	Factores de distribución de salida predeterminados, porción de las entradas de Hg					
	Aire	Agua	Tierra	Productos *2	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico *4
ninguno	1			?	?	
Reducción de MP con PES simple o similar	0,9		*3	?	?	0,1
Control de gases ácidos con piedra caliza (o un absorbente de gases ácidos similar) y retención de MP con FT o PES en dirección del flujo	0,5		*3	?	?	0,5
Absorbentes específicos para mercurio y FT en dirección del flujo	0,1		*3	?	?	0,9

- Notas: *1 MP = material particulado; FT = filtro de tela; PES = precipitador electrostático;
- *2 Según los sistemas específicos de limpieza de gases de combustión que se apliquen, partes del mercurio que de otro modo se depositarían como residuo pueden irse con subproductos comercializados (por ejemplo, desechos/cenizas de balasto y cenizas volantes para la producción de cemento);
- *3 En caso de que los residuos no se depositen cuidadosamente, el mercurio contenido en estos se puede considerar como emitido a la tierra;
- *4 Pueden verse en vertederos de desechos generales o en vertederos de desechos peligrosos con medidas especiales de seguridad.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

1173. Para las subcategorías de tratamiento de desechos es muy importante tener en mente que el contenido de mercurio en los desechos se origina de 1) mercurio utilizado intencionalmente en productos descartados y desechos de procesos; 2) impurezas de mercurio natural en materiales de gran volumen (plásticos, papel, etc.) y minerales; y 3) mercurio como un contaminante traza generado por humanos en materiales de gran volumen. Tenga en cuenta que las partes de estas entradas de mercurio pueden dirigirse a desechos municipales, peligrosos y médicos.

1174. Las emisiones de mercurio al ambiente y los depósitos de desechos de estas subcategorías deberían por lo tanto verse como consecuencia del mercurio que está presente en los productos utilizados en la sociedad.

1175. De manera similar, las entradas de mercurio a las subcategorías de tratamiento de desechos pueden calificarse a través de una cuantificación de las entradas de mercurio a la sociedad con productos y materiales, tal como se describe en las secciones 5.4 a 5.6.

1176. Entradas totales calculadas procedentes de fuentes de mercurio relacionadas con desechos: Para evitar el doble conteo de entradas de mercurio de los productos de desechos en el total de entradas en la hoja de cálculo del nivel de inventario 2, solo se incluye el 10 % de la entrada de mercurio en las fuentes de incineración de desechos y eliminación y vertido informal de desechos generales en el total de las entradas de mercurio. Este 10 % representa aproximadamente la entrada de mercurio en los desechos procedente de materiales que no fueron cuantificados individualmente en este kit de herramientas. Estos materiales incluyen cosas como desechos de alimentos, papel, plástico, etc., que generalmente tienen muy bajas concentraciones de mercurio, pero grandes volúmenes. La fracción real de mercurio procedente de tales materiales del total de entradas de mercurio en los desechos variará de una región a otra. Hay muy poca información sobre esta cuestión en la bibliografía. Datos limitados producto de un análisis de flujo de sustancia (Skårup *et al.*, 2003) de mercurio indican, no obstante, que esta fracción de mercurio es pequeña, en un rango que va desde 2 a 20 % del total de entradas de mercurio en los desechos generales.

5.8.1.6 Principales datos específicos de la fuente

1177. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- En los casos en que se puedan estimar con bastante precisión las entradas de mercurio en los desechos (a través de productos, etc.), estos datos de entrada se pueden usar en la cuantificación de las emisiones de mercurio procedentes de la incineración de los desechos. Sin embargo, téngase en cuenta que las entradas de mercurio a la incineración de concentraciones de trazas de mercurio en materiales de gran volumen (plásticos, papel, etc.) no se cuantifican de forma individual en este kit de herramientas, y que por lo tanto la cuantificación del total de entradas tendería a subestimarse con el uso de este enfoque.

1178. Como las entradas de mercurio en los desechos son típicamente difíciles de medir o de cuantificar con precisión, los siguientes datos probablemente den las mejores estimaciones de las emisiones/salidas de mercurio procedentes de la incineración de desechos:

- Emisiones atmosféricas: Mediciones de concentraciones promedio de mercurio en el gas de combustión, en combinación con mediciones del gas de combustión producido (por año) en condiciones promedio;
- Salidas a residuos sólidos: Mediciones de concentraciones promedio de mercurio y cantidades de residuos producidas por año por cada flujo de salida de residuos pertinente (cenizas/desechos, residuos de la limpieza de gases de combustión, paneles de yeso, etc.);
- Emisiones acuáticas (de haberlas): Mediciones de concentraciones promedio de mercurio en los vertidos acuáticos, en combinación con mediciones de las cantidades descargadas (por año) en condiciones promedio.

1179. Para consultar recomendaciones sobre la recopilación de datos, ver la sección 4.4.5.

5.8.2 Incineración de desechos peligrosos

5.8.2.1 Descripción de la subcategoría

1180. El contenido de mercurio en el flujo de desechos peligrosos se origina principalmente en el mercurio utilizado en forma deliberada en productos desechados y desechos de procesos. Algunos desechos peligrosos se incineran como parte del manejo del tratamiento/eliminación. Las concentraciones de mercurio dependen directamente de las entradas de mercurio al desecho, y por lo tanto probablemente variarán mucho entre diferentes países y circunstancias.

1181. El término "desechos peligrosos" se refiere a los residuos y desechos que contienen materiales peligrosos en cantidades significativas. En general, todos los materiales, incluidos los bienes de consumo, que requieren precauciones y restricciones especiales durante su manejo y uso, pertenecen a este grupo. Todos los bienes de consumo que estén etiquetados con esas especificaciones y que hayan ingresado al flujo de desechos deben ser considerados desechos peligrosos. Estos incluyen solventes y otros hidrocarburos, pinturas y colorantes, productos químicos, como pesticidas y herbicidas, productos farmacéuticos, pilas, combustibles, aceites y otros lubricantes, así como artículos con metales pesados. Además, todos los materiales contaminados con lo anterior, como trapos o papeles empapados, madera tratada, residuos de producción, etc., se consideran desechos peligrosos (PNUMA, 2003).

1182. Los desechos con altas concentraciones de mercurio por lo general no son adecuados para la incineración, y es preferible retirarlos de los desechos peligrosos y tratarlos por separado. Pero en la práctica esto no siempre se logra.

1183. Los desechos peligrosos típicamente se queman ya sea en incineradores con tecnología especial o en hornos de tipo giratorio. Los incineradores con tecnología especial incluyen hornos tipo tambor, parrilla o mufla. Asimismo, se pueden incluir en este grupo otras tecnologías (como la oxidación con agua supercrítica y la vitrificación de arco eléctrico) que tratan los desechos peligrosos (si bien no necesariamente se clasifican como "incineración"). En algunos países, los desechos peligrosos se incineran en plantas de cemento y hornos de conglomerado liviano, que se describen en las secciones 5.3.1 y 5.3.3.

1184. Los incineradores están equipados con una amplia variedad de dispositivos de control de la contaminación del aire que varían en complejidad y que van desde ausencia de control a sistemas complejos de vanguardia que proporcionan control para diversos contaminantes. En líneas generales, las técnicas de control empleadas se asemejan a las que se describen para la incineración de desechos municipales (ver la sección 5.8).

5.8.2.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-187 Principales emisiones y medios receptores de la incineración de desechos peligrosos

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Incineración	X	x			x	X

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

1185. El contenido de mercurio en los desechos determina las entradas de mercurio. La tecnología de incineración y particularmente los sistemas de limpieza de gases de combustión aplicados determinan la distribución de la salida de mercurio entre emisiones aéreas, la acumulación en los residuos sólidos de incineración y de la limpieza de gases, y las emisiones al agua (solo indirectamente al agua mediante algunos tipos de tecnología de limpieza de gases de combustión).

5.8.2.3 Análisis de las entradas de mercurio

1186. Las entradas de mercurio en los desechos peligrosos puede variar ampliamente entre los distintos países debido a las diferencias en las prácticas de clasificación, manejo y tratamiento de los desechos. Muy probablemente, los datos generales sobre las entradas de mercurio en este sector no estén definidos y, en consecuencia, podría ser necesaria una búsqueda de datos o mediciones detalladas de instalaciones de desechos peligrosos individuales.

1187. En los casos en que haya estimaciones confiables de emisiones de mercurio en condiciones muy similares (aplicables dentro del mismo país o región), un posible enfoque para elaborar estimaciones preliminares puede ser realizar una extrapolación basada en las cantidades de desechos.

5.8.2.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

1188. La EPA de EE. UU. estimó las emisiones atmosféricas de mercurio procedentes de incineradores de desechos peligrosos para el año 1996. Con cálculos similares, también se calculó una tasa de referencia de emisiones promedio de mercurio para hornos de cemento y hornos de conglomerado liviano (US EPA, 1997a). Se estimó que en 1996, el total de las emisiones atmosféricas de mercurio procedentes de la combustión de desechos peligrosos en Estados Unidos fue de 6,3 toneladas métricas (US EPA, 1997a). No se proporcionaron datos de las salidas de mercurio a residuos sólidos o a aguas residuales.

1189. Los incineradores están equipados con una amplia variedad de dispositivos de control de la contaminación del aire que varían en complejidad y que van desde ausencia de control a sistemas complejos de vanguardia que proporcionan control para diversos contaminantes. En líneas generales, las técnicas de control empleadas se asemejan a las que se describen para la incineración de desechos municipales (ver la sección 5.8).

5.8.2.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

1190. Debido a la falta de información, no se considera razonable definir los factores predeterminados específicamente para la incineración de desechos peligrosos. No obstante, téngase en cuenta que la incineración de desechos peligrosos puede ser una fuente significativa de emisiones de mercurio, y por lo tanto no debería pasarse por alto en el inventario. De ser posible, debería obtenerse información sobre sitios específicos. En casos en que dicha información no esté disponible, se puede hacer una estimación muy aproximada combinando los datos de las cantidades de desechos peligrosos incinerados con los factores predeterminados de entrada fijados para los desechos médicos (sección 5.8.3); la mayoría de las posibles fuentes de entrada de mercurio son las mismas. Para las salidas de

mercurio, se pueden usar como predeterminados los factores de distribución de salida predeterminados fijados para la incineración de desechos municipales (sección 5.8.1).

1191. En los casos en que haya estimaciones confiables de emisiones de mercurio de sitios específicos en condiciones muy similares (aplicables dentro del mismo país o región), un mejor enfoque para elaborar estimaciones preliminares puede ser realizar una extrapolación basada en las cantidades de desechos.

1192. **Vínculos con la estimación de otras fuentes de mercurio** - Para las subcategorías de tratamiento de desechos es muy importante tener en mente que el contenido de mercurio en los desechos se origina de 1) mercurio utilizado intencionalmente en productos descartados y desechos de procesos; 2) impurezas de mercurio natural en materiales de gran volumen (plásticos, papel, etc.) y minerales; y 3) mercurio como un contaminante traza generado por humanos en materiales de gran volumen. Tenga en cuenta que las partes de estas entradas de mercurio pueden dirigirse a desechos municipales, peligrosos y médicos.

1193. Las emisiones de mercurio al medio ambiente y los depósitos de desechos de estas subcategorías pueden, por lo tanto, verse como consecuencia del mercurio presente en los productos utilizados por la sociedad.

1194. De manera similar, las entradas de mercurio a las subcategorías de tratamiento de desechos pueden calificarse a través de una cuantificación de las entradas de mercurio a la sociedad con productos y materiales, tal como se describe en las secciones 5.4 a 5.6. Tenga cuidado con el doble conteo de dichas entradas de mercurio cuando desarrolla el inventario de mercurio.

1195. Entradas totales calculadas procedentes de fuentes de mercurio relacionadas con desechos: Para evitar el doble conteo de entradas de mercurio de los productos de desechos en el total de entradas en la hoja de cálculo del nivel de inventario 2, solo se incluye el 10 % de la entrada de mercurio en las fuentes de incineración de desechos y eliminación y vertido informal de desechos generales en el total de las entradas de mercurio. Este 10 % representa aproximadamente la entrada de mercurio en los desechos procedente de materiales que no fueron cuantificados individualmente en este kit de herramientas. Estos materiales incluyen cosas como desechos de alimentos, papel, plástico, etc., que generalmente tienen muy bajas concentraciones de mercurio, pero grandes volúmenes. La fracción real de mercurio procedente de tales materiales del total de entradas de mercurio en los desechos variará de una región a otra. Hay muy poca información sobre esta cuestión en la bibliografía. Datos limitados producto de un análisis de flujo de sustancia (Skårup *et al.*, 2003) de mercurio indican, no obstante, que esta fracción de mercurio es pequeña, en un rango que va desde 2 a 20 % del total de entradas de mercurio en los desechos generales.

5.8.2.6 Principales datos específicos de la fuente

1196. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- En los casos en que se puedan estimar con bastante precisión las entradas de mercurio en los desechos (a través de productos, etc.), estos datos de entrada se pueden usar en la cuantificación de las emisiones de mercurio procedentes de la incineración de los desechos. Sin embargo, téngase en cuenta que las entradas de mercurio a la incineración de concentraciones de trazas de mercurio en materiales de gran volumen (plásticos, papel, etc.) no se cuantifican de forma individual en este kit de herramientas, y que por lo tanto la cuantificación del total de entradas tendería a subestimarse con el uso de este enfoque.

1197. Como las entradas de mercurio en los desechos son típicamente difíciles de medir o de cuantificar con precisión, los siguientes datos probablemente den las mejores estimaciones de las emisiones/salidas de mercurio procedentes de la incineración de desechos:

- Emisiones atmosféricas: Mediciones de concentraciones promedio de mercurio en el gas de combustión, en combinación con mediciones del gas de combustión producido (por año) en condiciones promedio;
- Salidas a residuos sólidos: Mediciones de concentraciones promedio de mercurio y cantidades de residuos producidas por año por cada flujo de salida de residuos pertinente (cenizas/desechos, residuos de la limpieza de gases de combustión, paneles de yeso, etc.);
- Emisiones acuáticas (de haberlas): Mediciones de concentraciones promedio de mercurio en los vertidos acuáticos, en combinación con mediciones de las cantidades vertidas (por año) en condiciones promedio.

5.8.3 Incineración de desechos médicos

5.8.3.1 Descripción de la subcategoría

1198. Los desechos médicos incluyen desechos infecciosos y no infecciosos generados por una variedad de instalaciones dedicadas a la atención médica o veterinaria o a las actividades de investigación, como hospitales, clínicas, consultorios médicos u odontológicos, hogares de ancianos, clínicas y hospitales veterinarios, laboratorios médicos y escuelas y unidades de investigación médicas y veterinarias. El contenido de mercurio en el flujo de desechos médicos se origina principalmente en el mercurio utilizado en forma deliberada en productos desechados y desechos de procesos. Las concentraciones de mercurio dependen directamente de las entradas de mercurio al desecho, y por lo tanto probablemente variarán mucho entre diferentes países y circunstancias.

1199. Los desechos médicos son todos aquellos que se generan en las actividades médicas, independientemente de que estas tengan lugar en un hospital o sean llevadas a cabo por un médico, dentista o cualquier otro clínico. Los desechos generados en el curso de estas actividades incluyen secreciones, sangre, materiales farmacéuticos o de envasado e instrumentos utilizados para el tratamiento médico de personas o animales. Para destruir virus, bacterias y gérmenes patógenos en forma confiable, los desechos se tratan por lo general mediante la incineración (PNUMA, 2003). Un incinerador de desechos médicos (IDM) es cualquier dispositivo donde se quemen tales desechos.

1200. En algunos países, los desechos médicos (tal como se definen anteriormente) son incinerados en incineradores de desechos peligrosos o en incineradores de desechos municipales adecuados para esa finalidad.

1201. La información disponible indica que los sistemas IDM pueden representar fuentes significativas de emisiones de mercurio. Estas son producto de materiales con mercurio contenidos en los desechos. Las fuentes de mercurio conocidas incluyen termómetros, material odontológico con amalgamas de mercurio, aparatos para tomar la presión sanguínea, pilas, productos químicos de laboratorio (en muestras de tejido, etc.), lámparas fluorescentes, lámparas de descarga de alta intensidad (vapor de mercurio, haluro metálico y sodio de alta presión), papel especial y revestimientos de film, así como pigmentos. Preferentemente, la mayoría de ellos deberían ser retirados del flujo de desechos antes de la incineración, siempre que sea posible. Téngase en cuenta que estos componentes se superponen con posibles entradas de mercurio a los desechos peligrosos, y que en muchos casos puede ser difícil determinar esta distribución de entradas de mercurio si ambos tipos de incineración de desechos tienen lugar en un mismo país.

1202. Los incineradores están equipados con una amplia variedad de dispositivos de control de la contaminación. En líneas generales, las técnicas de control empleadas se asemejan a las que se describen para la incineración de desechos municipales (ver sección 5.8.1).

1203. Se ha utilizado una serie de configuraciones de sistemas de control de la contaminación aérea para controlar el material particulado (MP) y las emisiones gaseosas provenientes de las chimeneas de combustión de los incineradores de desechos médicos. La mayoría de estas configuraciones se

encuentran dentro de las clases generales de sistemas húmedos y sistemas secos. En forma característica, los sistemas húmedos comprenden un depurador en húmedo designado para el control del MP (depurador venturi o depurador rotativo de pulverización) en serie con un depurador de lecho compacto para la remoción del gas ácido y un sistema de eliminación de neblina de alta eficiencia. La mayoría de los sistemas secos se valen de un filtro de tela para la remoción del MP, aunque en algunos grandes incineradores de desechos médicos se han instalado PES. Estos sistemas secos pueden utilizar inyección de sorbentes por medio de inyección seca o de secadores por pulverización antes del dispositivo de MP para mejorar el control del gas ácido. Adicionalmente, algunos sistemas incorporan una combinación de sistema seco y húmedo que comprende un sistema de inyección seca de sorbentes y filtro de tela seguido por un depurador venturi. Como los sistemas descritos anteriormente están diseñados principalmente para el control del MP y el gas ácido, tienen limitaciones en lo que respecta al control de mercurio. No obstante, recientes estudios realizados por la EPA indican que los sistemas de inyección de sorbente y filtración de tela pueden lograr un mejor control del mercurio mediante la incorporación de carbono activado al material sorbente (US EPA, 1997a).

5.8.3.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-188 Principales emisiones y medios receptores de la incineración de desechos médicos

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Incineración	X	x			x	X

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

1204. El contenido de mercurio en los desechos determina las entradas de mercurio. La tecnología de incineración y particularmente los sistemas de limpieza de gases de combustión aplicados determinan la distribución de la salida de mercurio entre emisiones aéreas, la acumulación en los residuos sólidos de incineración y de la limpieza de gases, y las emisiones al agua (solo indirectamente al agua mediante algunos tipos de tecnología de limpieza de gases de combustión).

5.8.3.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-189 Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de la incineración de desechos médicos

Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Cantidad de desechos incinerados	Concentración de mercurio en los desechos

1205. Según la EPA de Estados Unidos (2004), hay hasta 50 veces más mercurio en los desechos médicos que en los desechos municipales generales en Estados Unidos, y la cantidad de mercurio emitida por los incineradores médicos generales tiene un promedio 60 veces mayor que la emitida por los incineradores de desechos patológicos.

5.8.3.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

1206. En el año 1995 en Canadá, 218 incineradores biomédicos emitieron un total de 580 kg de mercurio al aire, lo que representó el 28 % de las emisiones totales de incineradores de desechos del

país (Environment Canada, 2000). Las fuentes de mercurio en los productos de desecho incluyeron pilas, dispositivos de iluminación fluorescentes y de alta intensidad, termómetros, papeles y film especializados y materiales farmacéuticos y pigmentados. Con base en un programa de muestreo de emisiones de 1990 en el que participaron seis hospitales de Ontario, se estimó que, en promedio, se emitieron 14 gramos de mercurio por cada tonelada métrica de desechos incinerados (Environment Canada, 2000).

1207. En 1996 en Estados Unidos, se emitieron a la atmósfera 14,6 toneladas métricas de mercurio procedentes de la incineración de 204.000 toneladas métricas de desechos patológicos y 1.410.000 toneladas métricas de desechos médicos generales (US EPA, 1997b). Esto corresponde a una emisión atmosférica promedio de 8,9 g/tonelada métrica de desechos.

1208. Los desechos médicos generales contienen una cantidad significativamente mayor de mercurio que los desechos patológicos y, por lo tanto, el promedio de los primeros será ligeramente más alto que 8,2 g de mercurio por tonelada métrica (US EPA, 2004).

1209. La principal salida de emisiones atmosféricas al aire provenientes de la incineración de desechos médicos es la chimenea de escape de los gases de combustión. No obstante, las emisiones fugitivas de MP de las operaciones de manejo de ceniza pueden contener pequeñas cantidades de mercurio, particularmente si las cenizas volantes se recogen en un sistema seco de control de la contaminación del aire con alta eficiencia en la remoción de mercurio. Durante las décadas de 1980 y 1990, se midieron las emisiones de mercurio en por lo menos 47 incineradores de desechos médicos (IDM) de Estados Unidos. Alrededor de 40 de estas pruebas fueron consideradas adecuadas por la EPA de EE. UU. para la elaboración de factores de emisión (US EPA, 1997a).

1210. Dicho organismo elaboró factores de emisión para los IDM con controles de combustión, depuradores en húmedo, sistemas de filtros de tela/lecho compacto y depuradores secos (con y sin inyección de carbono activado).

1211. Tabla 5-190 presenta los factores de emisiones atmosféricas para IDM con cada tecnología de control elaborados por la US EPA (1997a). Los factores de emisión presentados en la tabla son factores promedio que representan las emisiones de IDM continuas e intermitentes que queman una mezcla de desechos infecciosos y no infecciosos. Si bien el procedimiento utilizado para calcular los factores de emisión de los IDM proporciona factores de emisiones promedio que representan un corte transversal de la industria, no debería utilizarse para determinar factores de emisiones de instalaciones individuales. Los números parecen indicar que las entradas de mercurio en los desechos médicos incinerados estarían en este caso cerca (un poco por encima) de 37 g de mercurio por tonelada métrica de desechos. Desde 1997, es posible que la situación haya cambiado y los valores hayan disminuido.

Tabla 5-190 Factores de emisiones atmosféricas de mercurio para incineradores de desechos médicos (IDM), elaborados por la US EPA (1997a)

Control de contaminación del aire	g/tonelada métrica de desechos
Control de combustión	37
Depurador en húmedo	1,3
Depurador seco sin carbono	37
Depurador seco con carbono	1,7
Filtro de tela/lecho compacto	1,3

5.8.3.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

1212. Con base en la información compilada hasta ahora de entradas y salidas y principales factores que determinan emisiones, se sugieren los siguientes factores preliminares de entrada y distribución predeterminados para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base.

1213. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

1214. Los datos reales sobre los niveles de mercurio en los desechos -por ej., establecidos a través de los procedimientos de este kit- conducirán a las mejores estimaciones de las emisiones.

1215. Si no hay ningún indicio sobre la concentración de mercurio en los desechos, se puede hacer una primera estimación con los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-191 a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior.

Tabla 5-191 Factores de entrada predeterminados preliminares para uso de mercurio en desechos médicos

Material	Factores de entrada predeterminados; g Hg/tonelada métrica de desechos; límite inferior - límite superior (intermedio) *1
Desechos médicos *1	8 – 40 (24)

Notas: *1 El factor de entrada del límite inferior se espera que sea relevante para una situación donde partes substanciales de los desechos con concentraciones altas de mercurio (termómetros, pilas, desechos de amalgamas dentales, lámparas fluorescentes, etc.) se hayan separado de los desechos para un tratamiento aparte y, por lo tanto, estarán presentes en menores cantidades en los desechos. Se prevé que el factor de límite superior refleje una situación en la que los productos con mercurio añadido todavía se sigan usando en los sectores médicos y en la que la separación de estos productos del flujo de desechos sea más moderada.

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

1216. En caso de que no haya información disponible sobre la distribución de las salidas de mercurio, se pueden aplicar los factores predeterminados de distribución de salidas de mercurio fijados para la incineración de desechos municipales a fin de formar una primera estimación aproximada (ver sección 5.8.1).

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

1217. Para las subcategorías de tratamiento de desechos es muy importante tener en mente que el contenido de mercurio en los desechos se origina de 1) mercurio utilizado intencionalmente en

productos descartados y desechos de procesos; 2) impurezas de mercurio natural en materiales de gran volumen (plásticos, papel, etc.) y minerales; y 3) mercurio como un contaminante traza generado por humanos en materiales de gran volumen. Tenga en cuenta que las partes de estas entradas de mercurio pueden dirigirse a desechos municipales, peligrosos y médicos.

1218. Las emisiones de mercurio al ambiente y los depósitos de desechos de estas subcategorías deberían por lo tanto verse como consecuencia del mercurio que está presente en los productos utilizados en la sociedad.

1219. De manera similar, las entradas de mercurio a las subcategorías de tratamiento de desechos pueden calificarse a través de una cuantificación de las entradas de mercurio a la sociedad con productos y materiales, tal como se describe en las secciones 5.4 a 5.6. Tenga cuidado con el doble conteo de dichas entradas de mercurio cuando desarrolla el inventario de mercurio.

1220. Entradas totales calculadas procedentes de fuentes de mercurio relacionadas con desechos: Para evitar el doble conteo de entradas de mercurio de los productos de desechos en el total de entradas en la hoja de cálculo del nivel de inventario 2, solo se incluye el 10 % de la entrada de mercurio en las fuentes de incineración de desechos y eliminación y vertido informal de desechos generales en el total de las entradas de mercurio. Este 10 % representa aproximadamente la entrada de mercurio en los desechos procedente de materiales que no fueron cuantificados individualmente en este kit de herramientas. Estos materiales incluyen cosas como desechos de alimentos, papel, plástico, etc., que generalmente tienen muy bajas concentraciones de mercurio, pero grandes volúmenes. La fracción real de mercurio procedente de tales materiales del total de entradas de mercurio en los desechos variará de una región a otra. Hay muy poca información sobre esta cuestión en la bibliografía. Datos limitados producto de un análisis de flujo de sustancia (Skårup *et al.*, 2003) de mercurio indican, no obstante, que esta fracción de mercurio es pequeña, en un rango que va desde 2 a 20 % del total de entradas de mercurio en los desechos generales.

5.8.3.6 Principales datos específicos de la fuente

1221. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- En los casos en que se puedan estimar con bastante precisión las entradas de mercurio en los desechos (a través de productos, etc.), estos datos de entrada se pueden usar en la cuantificación de las emisiones de mercurio procedentes de la incineración de los desechos. Sin embargo, téngase en cuenta que las entradas de mercurio a la incineración de concentraciones de trazas de mercurio en materiales de gran volumen (plásticos, papel, etc.) no se cuantifican de forma individual en este kit de herramientas, y que por lo tanto la cuantificación del total de entradas tendería a subestimarse con el uso de este enfoque.

1222. Como las entradas de mercurio en los desechos son típicamente difíciles de medir o de cuantificar con precisión, los siguientes datos probablemente den las mejores estimaciones de las emisiones/salidas de mercurio procedentes de la incineración de desechos:

- Emisiones atmosféricas: Mediciones de concentraciones promedio de mercurio en el gas de combustión, en combinación con mediciones del gas de combustión producido (por año) en condiciones promedio;
- Salidas a residuos sólidos: Mediciones de concentraciones promedio de mercurio y cantidades de residuos producidas por año por cada flujo de salida de residuos pertinente (cenizas/desechos, residuos de la limpieza de gases de combustión, paneles de yeso, etc.);
- Emisiones acuáticas (de haberlas): Mediciones de concentraciones promedio de mercurio en los vertidos acuáticos, en combinación con mediciones de las cantidades vertidas (por año) en condiciones promedio.

5.8.4 Incineración de lodos residuales

5.8.4.1 Descripción de la subcategoría

1223. Los lodos residuales son el producto de cualquier proceso de tratamiento de aguas residuales independientemente de su origen (por ej., aguas residuales de actividades municipales, agrícolas o industriales). Las concentraciones de mercurio dependen directamente de las entradas de mercurio a las aguas residuales, y por lo tanto es probable que varíen mucho en diferentes países y circunstancias.

1224. Si las concentraciones de sustancias peligrosas son lo suficientemente bajas, el lodo se puede esparcir en tierras de cultivo como fertilizante en algunos países. De lo contrario, el lodo puede ser incinerado (aparte o por cocombustión en centrales eléctricas, incineradores de desechos municipales, hornos de cemento, etc.), arrojado en vertederos, o pasar por otros tratamientos como oxidación húmeda, pirólisis, gasificación, etc.

1225. En algunos países, los lodos residuales normalmente se envían a incinerar a modo de eliminación final. En EE. UU., por ejemplo, se estima que unas 785,000 toneladas métricas de lodos residuales (peso en seco) son incineradas anualmente (B. Southworth, 1996, según se cita en US EPA, 1997a).

Descripción del proceso

1226. El proceso de incineración de lodos residuales involucra dos pasos principales. El primer paso es la deshidratación del lodo (o vaporización de la humedad del lodo). Los lodos generalmente se deshidratan hasta ser aproximadamente un 20 % a 35 % de sólidos. Los sistemas que utilizan procesos de condicionamiento térmico obtienen regularmente lodos deshidratados que contienen más de 40 % de sólidos. El lodo normalmente se quema sin combustible auxiliar si tiene más de 25 % de sólidos. Tras la deshidratación, el lodo se envía al incinerador y ocurre la oxidación térmica. La siguiente descripción es para la incineración de lodos en incineradores aparte, a menudo como una parte de las centrales de tratamiento de aguas residuales más grandes: Las cenizas residuales que no se queman se retiran del incinerador, normalmente de forma continua, y se depositan en un vertedero o son reutilizadas (en ladrillos, hormigón, asfalto, etc.). Una parte de los desechos no combustibles, así como los compuestos orgánicos volátiles que no se queman, salen de la cámara de combustión a través del flujo de gases de escape. Los dispositivos de control de contaminación del aire, principalmente depuradores en húmedo, se utilizan para eliminar contaminantes del flujo de gases de escape. El flujo de gas es ventilado, y los contaminantes recolectados por el dispositivo de control se envían nuevamente a la cabeza de la central de tratamiento de aguas residuales con el efluente del depurador (y por lo tanto reintroducidos en el sistema de tratamiento de aguas residuales). Como el mercurio y los compuestos de mercurio son relativamente volátiles, la mayor parte del mercurio abandonará la cámara de combustión en el gas de escape; se espera que las concentraciones de residuos de ceniza sean insignificantes (US EPA, 1997a).

1227. Si dicho sistema no se purga deliberadamente a través de cualquier otra salida material (por ejemplo, depositando en vertederos las cenizas o algunos de los residuos de limpieza de gas de combustión), las únicas vías de salida de mercurio en principio serían las emisiones atmosféricas de la incineración, y las emisiones con las aguas residuales tratadas en la salida de la central de tratamiento de aguas residuales.

5.8.4.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-192 Principales emisiones y medios receptores de incineración de lodos residuales

Proceso	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eeliminación específico del sector
Incineración de lodos	X	X			x	X

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

1228. Los factores más importantes que determinan las emisiones de mercurio de esta subcategoría son la concentración de mercurio en los lodos que son incinerados, el tipo de medidas de control presentes en la fuente y el destino de los residuos de incineración. Si todos los residuos de incineración son volcados nuevamente a la central de tratamiento de aguas residuales, no se logra la retención de mercurio; se genera una situación estable y todas las entradas de mercurio son emitidas a la atmósfera o a entornos acuáticos a través de la salida de la central de aguas residuales.

5.8.4.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-193 Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipo de factor de entrada de mercurio necesario para estimar las emisiones provenientes de incineración de lodos residuales

Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Cantidad de lodos residuales incinerados (preferentemente con base de material seco)	Concentración de mercurio en lodos residuales incinerados (preferentemente con base de material seco) *1

Notas: *1 Para el mismo lodo (y con el mismo contenido real de mercurio), la concentración con base de material seco siempre será más alta que las concentraciones de material húmedo. Al calcular entradas de mercurio se debe usar siempre la misma base (húmeda o seca) para las cantidades de lodo y la concentración de mercurio en los lodos.

1229. Los datos más recientes sobre el contenido de mercurio de lodos residuales en EE. UU. obtenidos del estudio de 1988 "National Sewage Sludge Survey" muestran una concentración promedio de mercurio de 5,2 ppm (p/p) (partes por millón por peso = g Hg/tonelada métrica). Datos obtenidos previamente a mediados de la década de 1970 indican que las concentraciones de mercurio en lodos residuales municipales iban de 0.1 a 89 ppm (p/p) con un valor promedio de 7 ppm (p/p) y un valor de mediana de 4 ppm (p/p). Otros datos previos recogidos por la EPA de EE. UU. de 42 centrales de tratamiento de aguas residuales municipales a principios de la década de 1970 mostró un rango de 0,6 a 43 ppm (p/p) en una base de sólidos secos (US EPA, 1997a).

1230. En Dinamarca, en 1999, las concentraciones de mercurio promedio en muestras de lodo representando cerca del 95 % de la producción total de lodos residuales en Dinamarca eran de 1,2 g Hg/tonelada métrica de lodo seco (base de material seco). De este total, cerca del 41 % fue aplicado en tierras de cultivo o bosques, cerca del 28 % fue incinerado y el resto fue depositado en un vertedero o almacenado/tratado de otra forma. (Skårup *et al.*, 2003, basado en EPA de Dinamarca, 2001).

1231. En Finlandia, la concentración de mercurio promedio en lodos residuales es de 0.5 g/tonelada métrica (base de material seco; Instituto Ambiental Finandés, 2004).

1232. Lassen *et al.* (2004) presentan ejemplos de concentraciones de mercurio reportadas en lodos residuales municipales. En las ciudades importantes representadas (Moscú, San Petersburgo) las concentraciones son de 1 a 2 g Hg/tonelada métrica (base de material seco). En ciudades más pequeñas representadas las concentraciones varían más; la mayoría de los resultados están en el rango de 0,1-1 g

Hg/tonelada métrica (base de material seco), mientras que 4 de cada 14 ciudades más pequeñas tienen resultados en el rango de 2,4-10 g Hg/tonelada métrica (base de material seco).

5.8.4.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

1233. Varios depuradores en húmedo se utilizan para controlar las emisiones contaminantes de los incineradores de lodo, entre ellos torres de aspersión de baja caída de presión, ciclones en húmedo, depuradores venturi de alta caída de presión y combinaciones de depuradores venturi/placas de choque (US EPA, 1997a).

1234. Los factores de emisiones de la EPA de EE. UU., que fueron desarrollados para varios escenarios de controles, se presentan en la Tabla 5-194. No obstante, la concentración de mercurio en el lodo y la eficacia de las tecnologías de control varían ampliamente, por lo que estos factores de emisión tienen limitaciones e incertidumbre.

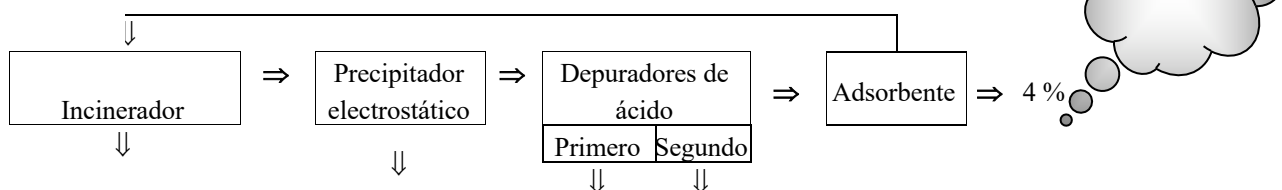
1235. Si dicho sistema no se purga deliberadamente a través de cualquier otra salida material (por ejemplo, depositando en vertederos las cenizas o algunos de los residuos de limpieza de gas de combustión), las únicas vías de salida de mercurio en principio serían las emisiones atmosféricas de la incineración, y las emisiones con las aguas residuales tratadas en la salida de la central de tratamiento de aguas residuales.

Tabla 5-194 Factores de emisiones de mercurio a la atmósfera para incineradores de lodos residuales en EE. UU.

Tipo de incinerador	Estado de control	Mercurio atmosférico Factor de emisión en g por toneladas métricas de lodo seco (g/toneladas métricas)
Solera múltiple	Ciclón	2,3
Solera múltiple	Ciclón y depurador venturi	1,6
Solera múltiple	Depurador de chorro	0,97
Solera múltiple	Depurador venturi y de chorro	0,005
Lecho fluidificado	Depurador venturi y de chorro	0,03

1236. En Alemania hay estudios que demostraron que solo el 1 a 6 % del mercurio presente en el lodo es hallado en las cenizas volantes separadas con precipitadores electrostáticos (Saenger *et al.*, 1999a).

1237. La distribución de mercurio por incineración de lodos residuales en un incinerador de lodo de lecho fluidificado en Hamburgo, Alemania, se muestra en la Figura 5-9. La concentración de mercurio del gas de combustión primo estaba en el rango de entre 500 y 950µg/m³ en tanto que en el gas limpio estaba por debajo de 40 µg/m³ (Saenger *et al.*, 1999b). El incinerador está equipado con un adsorbente con inyección de una mezcla de carbón activado e hidrato de cal. El adsorbente se retira en un filtro fibroso, que se arroja al incinerador.



Ceniza de lecho y caldera	Cenizas recolectadas	Residuo	Yeso	Diferencia para el balance
0,2 %	4,2 %	76,9 %	3,7 %	11 %

Figura 5-9 Balance de mercurio en una central incineradora de lodos residuales de Hamburgo, Alemania (Saenger et al., 1999b)

5.8.4.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

1238. No se realizaron intentos por establecer los factores predeterminados para esta subcategoría. Las entradas de mercurio a la incineración de lodo y las emisiones que surgen de allí son altamente dependientes de las cantidades de mercurio liberadas al sistema de tratamiento de aguas residuales.

1239. **Enlaces a otras estimaciones de fuentes de mercurio** - El mercurio en el lodo que es incinerado también se puede calcular en la sección sobre tratamiento de aguas residuales. Se debe evitar el conteo doble.

5.8.4.6 Principales datos específicos de la fuente

1240. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Datos medidos o de la bibliografía sobre las concentraciones de mercurio en los lodos quemados en la fuente;
- Cantidad de lodo quemado; y
- Datos medidos sobre el equipo de reducción de emisiones aplicado a la fuente (o fuentes similares con equipo y condiciones de funcionamiento muy similares).

1241. Para consultar recomendaciones sobre la recopilación de datos, ver la sección 4.4.5.

5.8.5 Quema informal de desechos

5.8.5.1 Descripción de la subcategoría

1242. La quema informal de desechos se define aquí como incineración de desechos realizada en condiciones informales; en barriles, contenedores o en tierras no urbanizadas, sin controles de gases de combustión y residuos de incineración vertidos de manera difusa en la tierra. Si el mercurio está presente en los desechos, parte de este será emitido al aire y otra parte permanecerá en los residuos de incineración (tal como desechos sin quemarse y semidegradados) con la posibilidad de emisiones de mercurio adicionales subsiguientes al aire, agua subterránea y aguas de la superficie. Dada la volatilidad del mercurio, se espera que la mayoría del mercurio se emita al aire (considerado como 100 % en los factores predeterminados de la hoja de cálculo del NI2) como resultado de la quema informal de desechos. Este método de eliminación de desechos puede representar un riesgo inmediato a la comunidad local donde se realiza, porque las emisiones al aire (de varios contaminantes potentes además del mercurio) no se controlan y los residuos pueden contaminar las aguas subterráneas locales.

1243. Si se trata de un método de eliminación de desechos generalizado en el país o la región examinada, las posibles emisiones de mercurio pueden indicarse a través de 1) la cuantificación de las entradas de mercurio con productos y materiales individuales como se describe en este kit o 2) mediante la aplicación de los factores predeterminados de entrada de mercurio (concentraciones de mercurio en desechos municipales) que se describen en la sección 5.8.1 (incineración de desechos municipales), en combinación con estimaciones aproximadas de las cantidades de desechos incinerados informalmente por año. Las estimaciones resultantes son, por supuesto, muy inciertas, pero pueden dar una indicación aproximada del orden de magnitud de las emisiones de mercurio procedentes de la quema informal de desechos.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

1244. Se debe tener en cuenta que las emisiones de mercurio a la quema informal de desechos y el vertido informal de desechos dentro de las subcategorías de productos y materiales individuales se cuantifican en ellas como emisiones directas a la tierra, el aire y el agua. Se debe tener cuidado de no computar doble. Sin embargo, tenga en cuenta que las entradas de mercurio a la incineración de concentraciones de trazas de mercurio en materiales de gran volumen (plásticos, papel, etc.) no se cuantifican de forma individual en ninguna otra parte de este kit de herramientas.

5.9 Eliminación o vertido de desechos y tratamiento de aguas residuales

Tabla 5-195 Depósito de desechos o vertederos y tratamiento de aguas residuales: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado

Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desecho s/ residuos	Enfoque del inventario principal
5.9.1	Vertederos o depósitos controlados	x	x	X		X	DC
5.9.2	Depósito difuso con algún control	x	X	X		X	DC
5.9.3	Eliminación informal local de desechos industriales	X	X	X			FP
5.9.4	Vertido informal de desechos generales	X	X	X			DC
5.9.5	Sistema/tratamiento de aguas residuales		X	X		x	DC/FP

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;

X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

5.9.1 Vertederos o depósitos controlados

5.9.1.1 Descripción de la subcategoría

1245. El contenido de mercurio en el flujo de desechos generales se origina de tres grupos principales: 1) mercurio utilizado intencionalmente en productos consumidos y desechos de procesos; 2) impurezas naturales de mercurio en materiales a granel (plásticos, latas, etc.) y minerales, y; 3) mercurio como contaminante en trazas antropogénicas en materiales a granel. La división cuantitativa entre depósito, incineración y otros tratamientos de desechos varían según el país. La eliminación informal sin control de los desechos puede ser significativa en algunos países. Los tipos de desechos (y por tanto el contenido de mercurio) permitido en vertederos/depósitos puede variar según el país, y los depósitos que reciben fracciones más grandes de desechos peligrosos (por ejemplo, químicos o residuos sólidos de incineración de desechos) a veces se diseñan con una mejor protección a las aguas subterráneas y otros medio ambientes.

1246. A lo largo de la historia de cualquier depósito/vertedero, cantidades relativamente pequeñas de mercurio se emiten cada año desde el depósito con salidas de agua (aguas lixiviadas y la escorrentía de superficie), y con el aire a la atmósfera, debido a que parte del mercurio se evapora lentamente desde los desechos. El destino del mercurio emitido al agua depende en gran medida de la presencia y eficacia del revestimiento protector bajo el depósito y el manejo de las aguas residuales asociadas. Si el agua no es recogida y enviada a la limpieza de aguas residuales, el mercurio (y otras sustancias) puede contaminar el suelo y las aguas subterráneas debajo y alrededor del depósito. Si el agua es enviada a la limpieza de aguas residuales, el mercurio seguirá principalmente la fracción de lodos y terminará en el uso para la tierra u otro destino, mientras que el resto seguirá la liberación de agua del tratamiento de aguas residuales (COWI, 2002).

1247. Las mayor "emisión" de mercurio, en términos de cantidades de mercurio asociadas con el depósito de desechos, es por supuesto la acumulación real de desechos -y, por lo tanto, de mercurio- en el lugar, posiblemente causando un impacto ambiental a largo plazo a través de la excavación, urbanización y otros impactos.

1248. Para la "composición promedio" de desechos municipales, puede ser útil para la cuantificación de emisiones considerar la división de cantidades de desechos entre los diferentes flujos de tratamiento de desechos aplicados en el país; las cuantificaciones de incineración de desechos puede dar alguna impresión del contenido general de mercurio en los desechos municipales.

1249. Según Lindberg *et al.* (2001), los vertederos son las únicas fuentes antropogénicas medidas de dimetilmercurio, junto con monometil-mercurio en las principales especies de mercurio responsables por los efectos de este elemento en la población mediante la digestión de mariscos. El metilmercurio también se forma de mercurio elemental (de fuentes antropogénicas y naturales) por procesos biológicos en la naturaleza (ver PNUMA, 2002).

1250. Shunlin Tang *et al.* (2004) indicó una clara tendencia de que las emisiones de mercurio a la atmósfera (mercurio gaseoso total) de desechos relativamente nuevos eran más altas durante el día que durante la noche. Este hallazgo podría indicar, como tal vez se pueda esperar, que las emisiones de mercurio a la atmósfera de los vertederos está influenciada por la temperatura ambiente. Otros factores que podrían cambiar en el lapso de un día, como la presión atmosférica, tal vez también podrían haber influenciado las concentraciones de mercurio en los gases de ventilación del vertedero. En la situación general, se podría esperar que las emisiones de mercurio de los gases del vertedero sean mayores en las regiones con mayor temperatura ambiente debido a la dependencia en la temperatura de la volatilidad del mercurio y metilmercurio, y tal vez también la dependencia en la temperatura de la actividad microbiana. Además de la concentración y la disponibilidad del mercurio en los desechos, las temperaturas ambiente regionales podrían ser un factor importante en la magnitud de las emisiones de mercurio a la atmósfera de los vertederos.

5.9.1.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-196 Principales emisiones y medios receptores de vertederos o depósitos controlados

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Vertederos	x	x	X		X	

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

5.9.1.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-197 Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de vertederos o depósitos controlados

Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Cantidades de desechos enterrados	Concentración de mercurio en los desechos

1251. Para un análisis del contenido de mercurio en desechos municipales, consulte la sección 5.8.1 sobre incineración de desechos municipales.

5.9.1.4 Ejemplos de mercurio en emisiones

1252. Se pueden ver ejemplos de concentraciones de mercurio en gases de vertederos y lixiviados en la Tabla 5-198 a continuación.

1253. Lindberg *et al.* (2004) señalan que los flujos de mercurio de los vertederos no están dominados por gases de vertederos, sino por emisiones durante las operaciones rutinarias de manejo de desechos en el área de trabajo del vertedero; las emisiones directas, según Lindberg *et al.* (2004), están normalmente por debajo del 10 % de la emisión total de mercurio de los vertederos.

1254. Investigadores del Oak Ridge National Laboratory (EE. UU.) estiman que la cantidad de mercurio perdida durante la recolección, almacenamiento, compactación y actividades de transferencia puede ser comparable a la perdida en el área de trabajo del vertedero. Basaron esta conclusión en las cantidades de mercurio medidas en basureros y lugares a cielo abierto en las estaciones de transferencia (NEWMOA, 2003).

1255. Basándose en medidas de emisiones de mercurio vía llamaradas de gases de vertedero, cobertura de vertederos y el área de trabajo donde se manipulan los nuevos desechos sin cubrirlos, Lindberg (2004) estimó que el total de emisiones a la atmósfera a partir de operaciones de vertederos municipales en el estado de Florida, EE. UU., están en el orden de los 10-50 kg de mercurio al año. Las emisiones de mercurio del área de trabajo de los vertederos fueron más de diez veces mayores que las emisiones de mercurio de las llamaradas de gas de vertedero.

Tabla 5-198 Ejemplos de concentraciones de mercurio en gases de vertedero y lixiviados

País (ubicación)	Gas de vertedero (ng/m ³) *1	Lixiviado (µg Hg/l)	Referencias y comentarios
México (Ciudad de México)	Rango en 4 vertederos: MGT 20-50; rango en un 5º vertedero: MGT 1100-1500	Rango en los mismos 4 vertederos: 0.3-5; mismo 5º vertedero; 9	De la Rosa <i>et al.</i> , 2004; 5 vertederos, desechos municipales del área de Ciudad de México
Corea	Promedio: MGT 420		Kim and Kim, 2002, tal como se cita en De la Rosa <i>et al.</i> , 2004
EE. UU. (Florida)	8 vertederos activos: Promedios de rangos del sitio: MGT 340 - 12000 (6 sitios con MGT por encima de 1390, 4 sitios con MGT por encima de 6900) 4 vertederos cerrados: Promedios de rangos del sitio: MGT 10 - 140		Lindberg <i>et al.</i> , 2004; también incluye concentraciones medidas de DMHg y MMHg
EE. UU. (Minnesota)	Promedio de un vertedero cerrado: MGT 8600		Lindberg <i>et al.</i> , 2004
EE. UU. (Delaware)	Promedio de un vertedero activo: MGT 410		Lindberg <i>et al.</i> , 2004
EE. UU. (California)	Promedio de un vertedero cerrado: MGT 4700		Lindberg <i>et al.</i> , 2004
China (Guiyang, capital de la provincia de Guizhou)	Gas ventilado de desechos municipales de 6 meses: MGT: 666 Gas ventilado de desechos de 12 meses: MGT: 25,6 Gas ventilado de desechos de 24 meses: MGT: 14,5		Shunlin Tang <i>et al.</i> , 2004. En desechos municipales.
Dinamarca		0,5	Maag <i>et al.</i> , 1996; utilizado como referencia de una estimación aproximada del promedio en Dinamarca

Notas: *1 MGT = mercurio gaseoso total (esto incluye todas las especies de mercurio gaseoso presentes); MMHg: Monometil-mercurio (especies orgánicas), DMHg. Dimetil-mercurio (especies orgánicas).

5.9.1.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

1256. Los datos reales sobre los niveles de mercurio en los desechos -por ej., establecidos a través de los procedimientos de este kit- conducirán a las mejores estimaciones de las entradas de mercurio a los vertederos.

1257. Si no se cuenta con indicios sobre la concentración de mercurio en desechos municipales, se puede hacer una primera estimación con los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-199 a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en la sección 5.8.1 sobre incineración de desechos municipales). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior. El factor de entrada del límite inferior se espera que sea relevante para una situación donde partes substanciales de los desechos con concentraciones altas de mercurio (termómetros, pilas, desechos de amalgamas dentales, interruptores, etc.) se hayan separado de los desechos para un tratamiento aparte, y por lo tanto estarán presentes en menores cantidades en los desechos municipales. El factor de entrada de límite superior se espera que sea relevante para las situaciones donde no se haga esta separación y la mayoría de los desechos con concentraciones altas de mercurio estén presentes en los desechos municipales. Como se mencionó anteriormente, los niveles de mercurio en los desechos dependen directamente del consumo de productos y materiales que contienen mercurio en el país investigado.

1258. Los factores de entrada predeterminados aquí se derivaron únicamente de datos de países en desarrollo. Una prueba sencilla con base en los resultados de su nivel de inventario 2, indicará si los factores predeterminados pueden sobrestimar las emisiones de mercurio de esta actividad en el país. Consulte el anexo 8.5 para ver más detalles.

1259. No se pudieron establecer factores de entrada para vertederos con desechos peligrosos debido a la falta de datos.

Tabla 5-199 Factores de entrada predeterminados *preliminares* para mercurio en desechos municipales

Material	Factores de entrada predeterminados; g Hg/tonelada métrica de desechos; límite inferior - límite superior (intermedio) *1
Desechos sólidos municipales (desechos generales "domésticos") *1	1 – 10 (5)

Notas: *1 El factor de entrada del límite inferior se espera que sea relevante para una situación donde partes substanciales de los desechos con concentraciones altas de mercurio (termómetros, pilas, desechos de amalgamas dentales, interruptores, etc.) se hayan separado de los desechos para un tratamiento aparte, y por lo tanto estarán presentes en menores cantidades en los desechos municipales. El factor de entrada de límite superior se espera que sea relevante para las situaciones donde no se haga esta separación y la mayoría de los desechos con concentraciones altas de mercurio estén presentes en los desechos municipales. Como se mencionó anteriormente, los niveles de mercurio en los desechos dependen directamente del consumo de productos y materiales que contienen mercurio en el país investigado.

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

1260. Los datos disponibles no son suficientes para conformar factores de distribución de salida correlacionados con la entrada, tal como se usan por lo general en este kit de herramientas. El informe

de referencia ofrece un resumen de datos de emisiones al aire y por medio de agua lixiviada. Los datos limitados disponibles indican que las emisiones aéreas de mercurio procedentes de vertederos pueden ser relativamente escasas en comparación con las principales fuentes de mercurio, como las centrales eléctricas a carbón, etc. No obstante, para indicar que los vertederos son una fuente de emisión de mercurio relevante, se fijaron los siguientes factores de salida artificiales como valores indicativos: Al aire: 0,01 de mercurio en desechos enterrados anualmente (lo que significa que se calcula que el 1 % del mercurio enterrado es emitido al aire durante toda el ciclo de vida del vertedero, una fracción realista, aunque quizá subestimada). Al agua (vía lixiviados): 0,0001 de mercurio en desechos enterrados anualmente. Ver la tabla a continuación.

Tabla 5-200 Factores de emisión predeterminados **preliminares** sugeridos para los vertederos de desechos municipales

	Factores de distribución de salida predeterminados, porción de las entradas de Hg					
	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Vertido de desechos municipales	0,01	0,0001	-	-	-	-

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

1261. Para las subcategorías de tratamiento de desechos es muy importante tener en mente que el contenido de mercurio en los desechos se origina de 1) mercurio utilizado intencionalmente en productos descartados y desechos de procesos; 2) impurezas de mercurio natural en materiales de gran volumen (plásticos, papel, etc.) y minerales; y 3) mercurio como un contaminante traza generado por humanos en materiales de gran volumen. Tenga en cuenta que las partes de estas entradas de mercurio pueden dirigirse a desechos municipales, peligrosos y médicos.

1262. Las emisiones de mercurio al ambiente y los depósitos de desechos de estas subcategorías deberían por lo tanto verse como consecuencia del mercurio que está presente en los productos utilizados en la sociedad.

1263. De manera similar, las entradas de mercurio a las subcategorías de tratamiento de desechos pueden calificarse a través de una cuantificación de las entradas de mercurio a la sociedad con productos y materiales, tal como se describe en las secciones 5.4 a 5.6. Tenga cuidado con el doble conteo de dichas entradas de mercurio cuando desarrolla el inventario de mercurio.

1264. Tenga en cuenta que las entradas de mercurio a incineración de concentraciones traza de mercurio en materiales de gran volumen (plásticos, papel, etc.) no se cuantifican individualmente en este Kit de herramientas.

5.9.1.6 Principales datos específicos de la fuente

1265. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Cantidades de desechos enviados a vertederos; y
- Concentración de mercurio en los desechos enviados a vertederos.

5.9.2 Depósito difuso con algún control

5.9.2.1 Descripción de la subcategoría

1266. Esta subcategoría cubre el depósito difuso de tipos especiales de desechos bajo carreteras, en construcciones, etc. bajo procedimientos controlados (basados en evaluación de riesgos) y con alguna retención de contaminantes de ser arrastrados por agua, etc.; por ej., residuos de incineración, cenizas volantes de combustión de carbón y otros residuos sólidos. Dicho depósito puede a largo plazo conducir a emisiones de mercurio a la tierra, aguas subterráneas, aguas superficiales y la atmósfera, y puede por lo tanto ser de interés como una posible fuente de mercurio bajo circunstancias individuales. La subcategoría cubre desechos que se producen a menudo en cantidades muy grandes.

1267. Aquí no se intenta cuantificar aparte la subcategoría, pero se cubre bajo las subcategorías donde se generan los desechos, donde generalmente se designa como salidas al "tratamiento/eliminación específico por sector" y se acompaña con una nota descriptiva en la tabla.

5.9.3 Eliminación informal local de desechos industriales

5.9.3.1 Descripción de la subcategoría

1268. En muchos países, se ha demostrado que las actividades de producción históricas que involucran el uso y la emisión de mercurio han causado depósitos locales -a menudo *in situ*- de desechos de producción con un elevado contenido de mercurio. No se intentó aquí recopilar pruebas de actividades similares en curso, pero no se pueden descartar, especialmente en países con donde las normas o el cumplimiento de las mismas es menos estricto en dichas actividades industriales.

1269. Los incidentes de eliminación informal o ilegal de desechos industriales con contenido elevado de mercurio son de carácter local o nacional, y es difícil dar una descripción general del fenómeno con la excepción de que los candidatos posibles podrían encontrarse probablemente entre las actividades industriales enumeradas en la sección sobre "posibles puntos calientes" (sección 5.11).

1270. La eliminación informal de desechos de mercurio puede causar una contaminación por mercurio local grave y es, por lo tanto, una fuente de emisión de mercurio posiblemente importante que se debe identificar e investigar de forma individual.

5.9.4 Vertido informal de desechos generales

5.9.4.1 Descripción de la subcategoría

1271. El vertido informal de desechos se define aquí como el vertido de desechos realizado en condiciones informales sin salvaguardas para minimizar las emisiones de contaminantes al entorno. Si el mercurio está presente en los desechos, representa una posibilidad de emisiones de mercurio al aire, agua subterránea y aguas de la superficie. Este método de eliminación de desechos puede representar un riesgo inmediato a la comunidad local donde se realiza, porque el mercurio (y otros contaminantes) pueden contaminar las aguas subterráneas locales.

1272. Si se trata de un método de eliminación de desechos generalizado en el país o la región examinada, las posibles emisiones de mercurio pueden indicarse a través de 1) la cuantificación de las entradas de mercurio con productos y materiales individuales como se describe en este kit o 2) mediante la aplicación de los factores predeterminados de entrada de mercurio (concentraciones de mercurio en desechos municipales) que se describen en la sección 5.8.1 (incineración de desechos municipales), en combinación con estimaciones aproximadas de las cantidades de desechos vertidos informalmente por año. Las estimaciones resultantes son, por supuesto, muy inciertas, pero pueden dar una indicación aproximada del orden de magnitud de las emisiones de mercurio procedentes del vertido informal de desechos.

5.9.4.2 Factores de entrada y factores de distribución de salida

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

1273. Los datos reales sobre los niveles de mercurio en los desechos, por ej., establecidos a través de los procedimientos de este kit, conducirán a las mejores estimaciones de las entradas de mercurio al vertido informal.

1274. Si no se cuenta con indicios sobre la concentración de mercurio en desechos generales, se puede hacer una primera estimación con los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-201 a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en la sección 5.8.1 sobre incineración de desechos municipales). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior. El factor de entrada del límite inferior se espera que sea relevante para una situación donde partes substanciales de los desechos con concentraciones altas de mercurio (termómetros, pilas, desechos de amalgamas dentales, interruptores, etc.) se hayan separado de los desechos para un tratamiento aparte, y por lo tanto estarán presentes en menores cantidades en los desechos municipales. El factor de entrada de límite superior se espera que sea relevante para las situaciones donde no se haga esta separación y la mayoría de los desechos con concentraciones altas de mercurio estén presentes en los desechos municipales. Como se mencionó anteriormente, los niveles de mercurio en los desechos dependen directamente del consumo de productos y materiales que contienen mercurio en el país investigado.

1275. Los factores de entrada predeterminados aquí se derivaron únicamente de datos de países en desarrollo. Una prueba sencilla con base en los resultados de su nivel de inventario 2, indicará si los factores predeterminados pueden sobrestimar las emisiones de mercurio de esta actividad en el país. Consulte el anexo 8.5 para ver más detalles.

Tabla 5-201 Factores de entrada **preliminares** para mercurio en desechos generales

Material	Factores de entrada predeterminados; g Hg/tonelada métrica de desechos; límite inferior - límite superior (intermedio) *1
Desechos sólidos municipales (desechos generales "domésticos") *1	1 – 10 (5)

Notas: *1 El factor de entrada del límite inferior se espera que sea relevante para una situación donde partes substanciales de los desechos con concentraciones altas de mercurio (termómetros, pilas, desechos de amalgamas dentales, interruptores, etc.) se hayan separado de los desechos para un tratamiento aparte, y por lo tanto estarán presentes en menores cantidades en los desechos municipales. El factor de entrada de límite superior se espera que sea relevante para las situaciones donde no se haga esta separación y la mayoría de los desechos con concentraciones altas de mercurio estén presentes en los desechos municipales. Como se mencionó anteriormente, los niveles de mercurio en los desechos dependen directamente del consumo de productos y materiales que contienen mercurio en el país investigado.

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

1276. Los factores de distribución de salida predeterminados a continuación se pueden usar si no hay conocimiento específico disponible. Estos factores predeterminados se forman bajo la suposición básica de que la mayoría del mercurio es emitido a la tierra, mientras que fracciones menores se pueden perder al aire vía evaporación, y al agua vía escorrentía de la superficie de precipitación. Estos factores predeterminados solo pretenden señalar que estas emisiones pueden ser significativas.

Tabla 5-202 Factores de distribución de salida de mercurio predeterminados **preliminares** para el vertido informal de desechos generales

	Factores de distribución de salida predeterminados, porción de las entradas de Hg					
	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Vertido informal de desechos generales	0,1	0,1	0,8	-	-	-

1277.

1278. **Enlaces a otras estimaciones de fuentes de mercurio** - Se debe tener en cuenta que las emisiones de mercurio a la incineración informal de desechos y el vertido informal de desechos dentro de las subcategorías de productos y materiales individuales se cuantifican en estas subsecciones como emisiones directas a la tierra, el aire y el agua. Se debe tener cuidado de no computar doble. Sin embargo, tenga en cuenta que las entradas de mercurio a los vertidos de concentraciones de trazas de mercurio en materiales de gran volumen (plásticos, papel, etc.) no se cuantifican de forma individual en ninguna otra parte de este kit de herramientas.

5.9.5 Sistema/tratamiento de aguas residuales

5.9.5.1 Descripción de la subcategoría

1279. Los factores más importantes que determinan las emisiones de mercurio de las aguas residuales son la cantidad de desechos que contienen mercurio que se liberan al sistema y la concentración de mercurio en estos desechos. El contenido de mercurio en aguas residuales se origina principalmente de los dos grupos de fuente: 1) mercurio utilizado intencionalmente en productos y procesos (como amalgamas dentales, derrame de termómetros y otros dispositivos, y descargas industriales); y 2) mercurio a la atmósfera lavado por precipitación que termina en sistemas de aguas residuales (originado tanto de fuentes antropogénicas como naturales). Como tal, el tratamiento de aguas residuales es una fuente de emisión de mercurio intermedia donde las entradas de mercurio de la contaminación de mercurio original se distribuye en las vías de salida de agua (con agua tratada), tierra (a través de la aplicación de lodo como fertilizante) y aire (a través de la incineración de lodo y la aplicación de lodo). Además, algo de lodo es eliminado en los vertederos.

1280. La división cuantitativa entre las partes de aguas residuales que van a los sistemas (de tratamiento) de aguas residuales, y las aguas residuales vertidas directamente a entornos acuáticos, y posiblemente también entre regiones locales dentro de un país. Puede ser el mismo caso para el grado de remoción de mercurio logrado en sistemas de tratamiento antes de que se vierta el agua al medio ambiente (la eficiencia de la retención de mercurio puede variar considerablemente según las configuraciones de la central individual). Esta subcategoría también incluye sistemas de cañerías de aguas residuales que conducen las aguas residuales recolectadas directamente al mar, océano o cursos de agua sin ninguna actividad de limpieza de aguas residuales.

1281. Los sistemas de tratamiento de aguas residuales son instalaciones que reciben aguas residuales de fuentes domésticas e industriales y luego la limpian, la filtran y la tratan en distintas maneras para eliminar materiales dañinos y para producir agua lo suficientemente limpia como para ser vertida en cursos de agua locales, como ríos u océanos. Una central de tratamiento de aguas residuales típica consiste de un sistema de recolección, una serie de procesos que retira sólidos, orgánicos y otros contaminantes del agua residual, y una serie de procesos para manejar y tratar los lodos. Además de estos procesos de tratamiento, estos sistemas también pueden incluir cloacas de interceptación, desagües, sistemas de recolección de alcantarillado, bombeo, energía y otros equipos (US EPA, 1998).

5.9.5.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-203 Principales emisiones y medios receptores de sistemas/tratamiento de aguas residuales

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Sistema/tratamiento de aguas residuales		X	X		x	x

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

1282. Algunas industrias mayores tienen instalaciones individuales para la limpieza de aguas residuales. En algunos casos de los sistemas de aguas residuales tanto industriales como municipales de algunos países puede tener lugar el vertido directo de aguas residuales sin tratar. Los sistemas de cañerías de aguas residuales que reciben tanto aguas residuales reales como agua de lluvia de las calles y otras escorrentías de agua, tienen mayor tendencia a incidentes periódicos de emisiones directas debido a las lluvias fuertes (por las aguas residuales esquivando los sistemas de tratamiento debido a los grandes volúmenes) (COWI, 2002).

1283. En sistemas de tratamiento de lodos activados u otros sistemas con una alta retención de material particulado, partes notables del mercurio en aguas residuales seguirán el lodo (p. ej. aproximadamente 50 % en Dinamarca), lo que significa que las concentraciones de mercurio en las salidas de agua se reducirán en comparación a las concentraciones de entrada. En algunos países se prefiere el uso de lodos de aguas residuales en tierras de cultivo, y se pueden aplicar valores límite en las concentraciones de mercurio permisibles. Otras fracciones de lodo (particularmente aquellas con concentraciones de contaminantes que exceden los límites) se depositan en vertederos o son incinerados (ver la sección 5.8.4). Algunas instalaciones de tratamiento de aguas residuales tienen su propia central de incineración de lodo, mientras que otra incineración de lodos se realiza en centrales de incineración de desechos municipales.

1284. Las emisiones de mercurio con aguas residuales parece ser subestimada en muchos casos. Una evaluación regional para el mar Báltico indicó, p. ej., que solo una fracción menor de las entradas de mercurio a esta área marina provino del depósito atmosférico (COWI, 2002).

5.9.5.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-204 Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de sistemas/tratamiento de aguas residuales

Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Cantidades de aguas residuales tratadas o transportadas	Concentraciones de mercurio promedio en aguas residuales de entrada.

1285. Si se hacen inventarios de emisiones de mercurio exhaustivos (por ejemplo, basados en este kit de herramientas) esto puede formar un enfoque a la verificación de cuantificación de entradas de mercurio al sistema de aguas residuales; ver p. ej. Skårup *et al.* (2003).

Tabla 5-205 Promedios y percentiles para las concentraciones de mercurio en entradas y salidas de las centrales de tratamiento de aguas residuales en Dinamarca en 2001 (EPA de Dinamarca, tal como se cita en Skårup *et al.*, 2003)

Flujo de entrada a la planta de aguas residuales (µg Hg/l)			Descarga de la planta de aguas residuales (µg Hg/l)		
Promedio	Percentil 5	Percentil 95	Promedio	Percentil 5	Percentil 95
0,5	0,1	1,6	0,17	0,02	0,39

1286. Tabla 5-205 muestra las concentraciones de mercurio en entradas y salidas de las centrales de tratamiento de aguas residuales municipales. En Dinamarca, la mayoría de las fuentes de emisión de mercurio han sido reducidas muy significativamente para 2001; cerca de 1993, las concentraciones promedio en las entradas a unas pocas centrales de tratamiento de aguas residuales importantes estaban en el rango de 1,1-3,4 µg mercurio/l (Maag *et al.*, 1996). Basándose en las cifras de la Tabla 5-205 en combinación con datos exhaustivos sobre concentraciones de mercurio en lodos residuales municipales, se puede calcular que cerca del 50-70 % de la entrada de mercurio a las centrales de tratamiento de aguas residuales municipales en Dinamarca en 2001 quedaron retenidas en el lodo (basado en Skårup *et al.*, 2003). Los diseños de las centrales de tratamiento de aguas residuales en Dinamarca favorecen mayores tiempos de retención y una muy eficiente producción y retención de lodos activos (debido al aplacamiento de otros contaminantes), y la retención de mercurio en el lodo en Dinamarca debería probablemente ser considerada como en el límite superior en la perspectiva mundial.

5.9.5.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

Mercurio en aguas de salida de las centrales de tratamiento de aguas residuales

1287. Ver datos de Dinamarca arriba.

Mercurio en lodos residuales

1288. Los datos más recientes sobre el contenido de mercurio de lodos residuales en EE. UU. obtenidos del estudio de 1988 "National Sewage Sludge Survey" muestran una concentración promedio de mercurio de 5.2 ppm (p/p) (partes por millón por peso = g mercurio/tonelada métrica). Datos obtenidos previamente a mediados de la década de 1970 indican que las concentraciones de mercurio en lodos residuales municipales iban de 0.1 a 89 ppm (p/p) con un valor promedio de 7 ppm (p/p) y un valor de mediana de 4 ppm (p/p). Otros datos previos recogidos por la EPA de EE. UU. de 42 centrales de tratamiento de aguas residuales municipales a principios de la década de 1970 mostraron un rango de 0.6 a 43 ppm (p/p) en una base de sólidos secos (US EPA, 1997a).

1289. En Dinamarca, en 1999, las concentraciones de mercurio promedio en muestras de lodo representando cerca del 95 % de la producción total de lodos residuales en Dinamarca eran de 1.2 g mercurio/tonelada métrica de lodo seco (base de material seco). De este total, cerca del 41 % fue aplicado en tierras de cultivo o bosques, cerca del 28 % fue incinerado y el resto (cerca del 31 %) fue depositado en un vertedero o almacenado/tratado de otra forma. (Skårup *et al.*, 2003, basado en EPA de Dinamarca, 2001).

1290. En Finlandia, la concentración de mercurio promedio en lodos residuales es de 0.5 g/tonelada métrica (base de material seco). 94 % del lodo fue esparcido en la tierra/utilizado en trabajos de suelo en parques, jardines y tierras de cultivo, mientras que el 6 % fue depositado en vertederos (Instituto Ambiental Finandés, 2004).

1291. Lassen *et al.* (2004) presentan ejemplos de concentraciones de mercurio reportadas en lodos residuales municipales en la Federación de Rusia. En las ciudades importantes representadas (Moscú, San Petersburgo) las concentraciones son de 1 a 2 g mercurio/tonelada métrica (base de material seco). En ciudades más pequeñas representadas las concentraciones varían más; la mayoría de los resultados

están en el rango de 0.1-1 g mercurio/tonelada métrica (base de material seco), mientras que 4 de cada 14 ciudades más pequeñas tienen resultados en el rango de 2.4-10 g mercurio/tonelada métrica (base de material seco). Solo una fracción de los lodos residuales producidos en Rusia se utilizan como fertilizante (probablemente debajo del 15 %). Tras largo tiempo de deshidratación y asentamiento en lechos, la mayoría del lodo termina en vertederos o es arrojado en canteras (Lassen *et al.*, 2004).

5.9.5.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

1292. Actualmente, no se han recopilado datos suficientes para definir factores predeterminados que reflejen las condiciones actuales de centrales de tratamiento de aguas residuales. En muchos países, no obstante, podrían existir datos específicos relevantes a nivel local o nacional. Con el objetivo de posibilitar el desarrollo de estimaciones de emisiones indicativas aproximadas de esta fuente, se desarrollaron estimaciones de entradas predeterminadas basadas en los datos disponibles de concentraciones de mercurio en lodos residuales y eficiencias de retención de mercurio. Estos valores predeterminados se pueden usar donde no haya datos nacionales o específicos de la fuente.

1293. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

1294. Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará probablemente en una estimación del límite superior.

1295. Los niveles de mercurio en aguas residuales dependen directamente del consumo de productos y materiales que contienen mercurio en el país investigado. El factor de entrada de límite inferior se espera que sea relevante para una situación donde la actividad económica sea tan baja que el consumo de mercurio con productos comercializables sea bajo, y el uso industrial de mercurio sea insignificante, o para países donde la mayoría del uso de mercurio haya sido sustituido por productos y procesos libres de mercurio.

1296. Los factores de entrada predeterminados aquí se derivaron únicamente de datos de países en desarrollo. Una prueba sencilla con base en los resultados de su nivel de inventario 2, indicará si los factores predeterminados pueden sobrestimar las emisiones de mercurio de esta actividad en el país. Consulte el anexo 8.5 para ver más detalles.

Tabla 5-206 Factores de entrada predeterminados **preliminares** para mercurio en sistemas/tratamientos de aguas residuales

Material	Factores de entrada predeterminados; µg Hg/l aguas residuales; (límite inferior, límite superior, (intermedio))
Aguas residuales municipales	0,5 – 10 (5,25)

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

Tabla 5-207 Factores de distribución de salida de mercurio predeterminados preliminares para sistemas/tratamiento de aguas residuales

Tipo de central de tratamiento de aguas residuales	Factores de distribución de salida predeterminados, porción de las entradas de Hg					
	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico eliminación*1
Sin tratamiento, emisión directa del alcantarillado		1				
Solo tratamiento mecánico		0,9			0,1	
Tratamiento mecánico y biológico (lodos activados), sin aplicación de los lodos al suelo		0,5			0,3	0,2
Tratamiento mecánico y biológico (lodos activados), 40 % de los lodos utilizados para aplicación al suelo		0,5	0,2		0,15	0,15

Notas: *1 Incineración de lodos residuales La distribución que se muestra entre desechos generales e incineración es arbitraria. Use estimaciones de la distribución real si fuera posible.

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

1297. Para las subcategorías de tratamiento de desechos es muy importante tener en mente que el contenido de mercurio en los desechos se origina de 1) mercurio utilizado intencionalmente en productos descartados y desechos de procesos; 2) impurezas de mercurio natural en materiales de gran volumen (plásticos, papel, etc.) y minerales; y 3) mercurio como un contaminante traza generado por humanos en materiales de gran volumen. Las emisiones de mercurio al ambiente y los depósitos de desechos de estas subcategorías deberían por lo tanto verse como consecuencia del mercurio que está presente en los productos utilizados en la sociedad.

1298. De manera similar, las entradas de mercurio a las subcategorías de tratamiento de desechos pueden calificarse a través de una cuantificación de las entradas de mercurio a la sociedad con productos y materiales, tal como se describe en las secciones 5.4 a 5.6. Tenga cuidado con el doble conteo de dichas entradas de mercurio cuando desarrolla el inventario de mercurio.

1299. El mercurio en el lodo que es incinerado también se puede calcular en la sección sobre incineración de lodo. Se debe evitar el conteo doble.

5.9.5.6 Principales datos específicos de la fuente

1300. Los datos específicos de fuente más importantes serían en este caso:

- Las mediciones de concentraciones de mercurio en el agua en entradas y salidas de centrales de tratamiento de aguas residuales representativas, y en los lodos residuales producidos;
- Cantidad de aguas residuales tratadas y cantidad de lodos residuales producidos; y
- Estimaciones de la distribución real de lodos residuales producidos en la tierra, vertederos e incineración.

5.10 Crematorios y cementerios

Tabla 5-208 *Crematorios y cementerios: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado*

Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
5.10.1	Crematorios	X				x	DC
5.10.2	Cementerios			X			DC

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;

X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

5.10.1 Crematorios

5.10.1.1 Descripción de la subcategoría

1301. La cremación es una práctica común en muchas sociedades para incinerar cadáveres humanos. Durante dicha cremación se emite mercurio. La mayoría del mercurio emitido se debe a la presencia de los empastes dentales de amalgama que contienen mercurio. No obstante, durante la cremación también se emiten cantidades más pequeñas de mercurio presentes en tejidos corporales.

1302. La mayoría de los incineradores de crematorio son alimentados con petróleo o gas natural; algunos funcionan con electricidad. Los crematorios normalmente se encuentran en las ciudades cercanos a áreas residenciales y, usualmente, las pilas de calcinación son relativamente bajas (PNUMA, 2003). Algunos crematorios están equipados con filtros de polvo o incluso filtros específicos de mercurio para reducir las emisiones de mercurio y otros contaminantes.

1303. Una gran cantidad de cremaciones ocurren en el mundo todos los años. Por ejemplo, en 1995 en EE. UU., se realizaron aproximadamente 488.224 cremaciones en los 1,155 crematorios.

5.10.1.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-209 *Principales emisiones y medios receptores de crematorios*

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Crematorios	X					x

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

1304. Se informa que el aire es el principal "medio receptor" del mercurio emitido por la cremación (NJ MTF, 2002). Como las cremaciones implican temperaturas altas y como la mayoría de los crematorios tienen controles de emisión limitados que pueden reducir las emisiones de mercurio, se espera que la amplia mayoría del mercurio en un cuerpo cremado sea emitido al aire a través de la pila. No obstante, en algunos crematorios que aplican controles de emisiones eficientes, una parte significativa del mercurio podría terminar en cenizas volantes y otros residuos. Además, un pequeño porcentaje de mercurio puede acumularse en los ladrillos del crematorio, y un muy pequeño porcentaje puede hallarse en la ceniza (en base a un estudio del Dr. T. Thomassen, tal como se cita en Reindl, 2003).

5.10.1.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-210 Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de crematorios

Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Número de cadáveres cremados	Cantidad promedio de mercurio contenido en cada cadáver

1305. La cantidad de mercurio en cada cadáver varía considerablemente y depende en gran medida de la cantidad de empastes dentales de amalgama, y en menor medida en el tamaño de los empastes. En Dinamarca, el empaste típico (tal como se halla en la boca) contiene entre 0,2 y 0,6 g de mercurio; en promedio cerca de 0,4 g mercurio/empaste. El contenido de mercurio promedio de los empastes de cadáveres en Dinamarca en 2001 fue estimado en 4.1 g de mercurio por cadáver (Skårup *et al.*, 2003). El contenido total de mercurio de 41.000 cadáveres quemados en 2001 fue de 170 kg y se estima en el informe que de esta cantidad, cerca del 100 % fue emitido a la atmósfera, ya que los crematorios no están equipados con controles de emisión.

1306. En base a información en NJ MTF (2002), cada cadáver en Nueva Jersey, EE. UU., contiene entre 0,8 y 5,6 gramos de mercurio, con una media de 2.9 g por cadáver debido a la presencia de empastes. La cantidad de mercurio adicional en cada cadáver debido a la presencia de mercurio en otros tejidos corporales (sangre, cabello, etc.) que en gran medida se debe al consumo de pescado y otras exposiciones, se ha estimado en un rango de 1×10^{-5} - 0,1 g de mercurio (Reindl, 2003).

1307. En Países Bajos las investigaciones indican que debido a las diferencias en la cantidad de empastes en personas de grupos de distintas edades, la cantidad promedio de empastes aumenta de 3,2 a 5,1 durante el período de 1995-2020 (OSPAR, 2002). Esto significa que las emisiones de las cremaciones en Países Bajos se duplicarán entre 2002 y 2020, a menos que se tomen medidas de aplacamiento.

1308. En una revisión de mercurio emitido de cremaciones en Reino Unido, se estima que los empastes de amalgama en promedio contienen 0,6 g de mercurio, pero estimaciones alternativas mencionadas en la revisión están en un rango de 0,36 - 1 g por empaste (Passant, 2004). El autor estima que la emisión de mercurio por cremación ha aumentado de forma constante de 0,49 g/cremación en 1968 a 1,92 g/cremación en 2003, debido a una mayor cantidad de empastes de amalgama y una menor cantidad de personas sin dientes (Passant, 2004). En 1969, el 73 % de las personas fallecidas no tenían piezas dentales en comparación a solamente un 44 % en 2003. Se espera que continúe la tendencia de cantidades aumentadas de mercurio por cremación y se estima que las emisiones totales de crematorios en Reino Unido (a menos que se implementen mejores controles de emisión) aumentará de 0,78 toneladas métricas en 1999 a 1.3 toneladas métricas en 2020 (DEFRA, 2004).

5.10.1.4 Ejemplos de mercurio en emisiones y desechos/residuos

1309. Las emisiones de mercurio totales calculadas en 1995 de todas las cremaciones en Estados Unidos (un total de aproximadamente 488.224 cremaciones) fueron 0,73 toneladas métricas (US EPA, 1997a). No obstante, estas estimaciones se basaron en un conjunto de datos (informado en la US EPA, 1997a) de pruebas realizadas para un incinerador a propano en un crematorio de California (por la California Air Resources Board). Los resultados de estas pruebas de emisiones de mercurio de crematorios sin controles de emisión estaban en el rango de 0,626 – 2,26 g de mercurio por cadáver cremado; el factor de emisión de mercurio promedio fue de 1,5 g/cadáver cremado (US EPA, 1997a).

1310. Según un estudio de OSPAR sobre emisiones de mercurio de crematorios en países europeos, la emisión por cremación informada estaba en el rango de 0,1 g (en Bélgica) a 2,3 g por cremación (en

Francia), ver Tabla 5-211. Se deben tener en cuenta las cifras levemente distintas para Dinamarca y Reino Unido citadas en la sección anterior.

Tabla 5-211 Emisión de mercurio de crematorios en algunos países europeos (basado en OSPAR, 2002)

País	Emisiones estimadas de Hg por año (kilos)	Número de crematorios	Número de cremaciones	Emisiones promedio por cremación (g)
Noruega	70	42		
Suecia	122	71	65.002	1.9
Alemania	42-168	130	333.800	0.1 - 0.5
Países Bajos	80			
Bélgica	3,7		35.793	0,1
Islandia		1		
Irlanda		2		
Suiza	45	26	40.000	1,1
Francia	200	80	87.000	2,3
Portugal		4	2.311	

1311. En un estudio presentado por Hylander y Meili (2005), las emisiones de mercurio al aire a partir de la cremación se estiman en unas 0,28 toneladas métricas por año en Suecia (Munthe *et al.*, 2001) o 0,03 g per cápita en una población de 8,5 millones con 40 a 100 toneladas métricas de mercurio acumulado en empastes dentales y una tasa de cremación cercana al 65 % (Munthe *et al.*, 2001; Rein y Hylander, 2000; SCB, 2002; todo tal como se cita en Hylander y Meili, 2005).

5.10.1.5 Factores de entrada y factores de distribución de salida

1312. Con base en la información compilada hasta ahora de entradas y salidas y principales factores que determinan emisiones, se sugieren los siguientes factores preliminares de entrada y distribución predeterminados para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base.

1313. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

1314. Los datos nacionales sobre los gramos de empastes de amalgama por cadáver cremado anualmente conducirán a las mejores estimaciones de las emisiones.

1315. Si no está disponible información sobre la cantidad de empastes de amalgama preparados anualmente, puede formarse una primera estimación mediante el uso de los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-212 a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en esta sección). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto).

Tabla 5-212 Factores de entrada predeterminados **preliminares** para las entradas de mercurio a la cremación

	Factores de entrada predeterminados; g de mercurio por cadáver; (límite inferior, límite superior)
Cremación	1 - 4

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

Tabla 5-213 Factores de distribución de salida de mercurio predeterminados **preliminares** para cremación

Fase del ciclo de vida	Factores de distribución de salida predeterminados, porción de las entradas de Hg					
	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Cremación	1					

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

1316. Las emisiones de mercurio de la cremación están estrechamente vinculadas al uso de amalgamas dentales, y la cremación es una de las vías de salida del uso de amalgamas; ver la sección 5.6.1.

5.10.1.6 Principales datos específicos de la fuente

1317. Los datos de fuentes específicos más importantes serían en este caso algunos (o todos) los siguientes:

- Datos de cantidad promedio de mercurio por cadáver;
- Los datos de la cantidad promedio de empastes de amalgama en la subpoblación humana que se espera cremar en la fuente;
- Cantidad promedio de mercurio por empaste;
- Cantidad de cadáveres humanos cremados; y
- Datos medidos sobre el equipo de reducción de emisiones aplicado a la fuente (o fuentes similares con equipo y condiciones de funcionamiento muy similares).

1318. Para consultar recomendaciones sobre la recopilación de datos, ver la sección 4.4.5.

5.10.2 Cementerios

5.10.2.1 Descripción de la subcategoría

1319. Un cementerio es un área donde se entierran cadáveres humanos.

1320. El mercurio en el cuerpo humano, principalmente por empastes dentales de amalgama, será emitido al suelo en el cementerio.

5.10.2.2 Principales factores que determinan las emisiones y salidas de mercurio

Tabla 5-214 Principales emisiones y medios receptores de cementerios

Fase del ciclo de vida	Aire	Agua	Tierra	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Entierro			X		

Notas: X -Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;

x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

5.10.2.3 Análisis de las entradas de mercurio

Tabla 5-215 Resumen de los datos sobre índices de actividades y tipos de factores de entrada de mercurio necesarios para estimar las emisiones provenientes de cementerios

Datos de la tasa de actividad necesarios	Factor de entrada de mercurio
Número de cadáveres enterrados	Cantidad promedio de mercurio contenido en cada cadáver

1321. Para ver datos sobre cantidades de mercurio por cadáver, consulte la sección 5.10.1.3 sobre cremación.

5.10.2.4 Factores de entrada y factores de distribución de salida

1322. Con base en la información compilada hasta ahora de entradas y salidas y principales factores que determinan emisiones, se sugieren los siguientes factores preliminares de entrada y distribución predeterminados para su uso en casos en que no estén disponibles los datos de fuentes específicas. Se hace hincapié en que los factores predeterminados sugeridos en este kit de herramientas se basan en una base de datos limitada y, como tal, deben considerarse con sujeción a revisiones a medida que crece dicha base.

1323. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

a) Factores predeterminados de entrada de mercurio

1324. Los datos nacionales sobre los gramos de mercurio (en empastes de amalgama) por cadáver enterrado anualmente conducirán a las mejores estimaciones de las emisiones.

1325. Si no hay información disponible sobre la cantidad de empastes de amalgama preparados anualmente, se puede hacer una primera estimación con los factores de entrada predeterminados seleccionados en la Tabla 5-216 a continuación (sobre la base de los conjuntos de datos presentados en la sección sobre cremación). Debido a que las concentraciones varían mucho, se recomienda calcular y reportar los intervalos de las entradas de mercurio en esta categoría de fuente. Los factores predeterminados del límite inferior se han configurado para que indiquen una estimación del límite inferior de la entrada de mercurio a la categoría de fuente (pero no el mínimo absoluto), y el factor de límite superior resultará en una estimación del límite superior (pero no el máximo absoluto).

Tabla 5-216 Factores de entrada predeterminados **preliminares** para mercurio en cementerios

	Factores de entrada predeterminados; g de mercurio por cadáver; (límite inferior, límite superior)
Entierro	1 – 4

b) Factores predeterminados de distribución de salida de mercurio

Tabla 5-217 Factores de distribución de salida de mercurio predeterminados **preliminares** para cementerios

Fase del ciclo de vida	Factores de distribución de salida predeterminados, porción de las entradas de Hg					
	Aire	Agua	Tierra	Productos	Desechos generales	Tratamiento/eliminación específico del sector
Entierro			1			

c) Relación con otras estimaciones de fuentes de mercurio

1326. Las emisiones de mercurio de la cremación están estrechamente vinculadas al uso de amalgamas dentales, y la cremación es una de las vías de salida del uso de amalgamas. Ver la sección 5.6.1.

5.10.2.5 Principales datos específicos de la fuente

1327. Los datos de fuentes específicos más importantes serían en este caso algunos (o todos) los siguientes:

- Datos de cantidad promedio de mercurio por cadáver;
- Los datos de la cantidad promedio de empastes de amalgama en la subpoblación humana que se espera cremar en la fuente;
- Cantidad promedio de mercurio por empaste; y
- Cantidad de cadáveres humanos enterrados.

1328. Para consultar recomendaciones sobre la recopilación de datos, ver la sección 4.4.5.

5.11 Posibles puntos calientes (sitios contaminados)

1329. Como se describe en la sección 4.3.11, los puntos calientes existen como resultado directo de las prácticas de eliminación según se describe en las secciones 5.9.3 y 5.9.4, o de la eliminación inadecuada de materiales contaminados con mercurio. Las emisiones de estos sitios pueden estar activas o se puede esperar que comiencen si no se toman medidas al respecto. La tabla 5-218 a continuación describe una lista indicativa de ubicaciones donde es posible hallar puntos calientes de mercurio. La evaluación específica de sitio de cada punto caliente debe determinar su estado actual: amenaza inmediata o posible de emisiones en el futuro. En cualquier caso, se debe registrar el sitio en el informe del inventario como se describe en la plantilla de informe del nivel de inventario 2.

1330. Las principales vías de emisiones de mercurio y el enfoque de inventario recomendado para cada posible punto caliente se indican en la siguiente tabla.

Tabla 5-218 Posibles puntos calientes: subcategorías con principales vías de emisión de mercurio y enfoque de inventario recomendado

Capítulo	Subcategoría	Aire	Agua	Tierra	Producto	Desechos/residuos	Enfoque del inventario principal
	Sitios de producción de cloro-álcali cerrados/abandonados	x	X	X		X	FP
	Otros sitios de la antigua elaboración de productos químicos donde se producían compuestos a base de mercurio (pesticidas, biocidas, pigmentos, etc.), o donde se utilizaban mercurio o compuestos como catalizadores (CVM/PVC etc.)	x	X	X	x	X	FP
	Sitios de producción cerrados de fabricación de termómetros, interruptores, pilas y otros productos	x	X	X	X	x	FP
	Sitios de fabricación cerrados de pulpa y de papel (con producción interna de cloro-álcali o antiguo uso de productos antimoho con base de mercurio)	x	X	X		X	FP
	Depósitos de relave/residuos de la explotación minera de mercurio	x	X	X	X	X	FP
	Depósitos de relave/residuos de la explotación minera de oro artesanal y a gran escala	x	X	X		X	FP
	Depósitos de relave/residuos de la explotación minera de otros metales no ferrosos	x	X	X	X	X	FP
	Sitios de accidentes relevantes	x	X	X		X	FP
	Dragado de sedimentos	x	X	X		X	FP
	Sitios de controles de calefacción urbana desechados (y otros controles de fluidos) con válvulas de presión de mercurio		X	X			FP
	Sitios de reciclado previo de mercurio (producción "secundaria" de mercurio)	x	X	X	X	X	FP

Notas: FP = Enfoque de fuente puntual por fuente puntual; DC = Enfoque nacional/de conjunto;
X - Vía de emisión que se prevé sea predominante en la subcategoría;
x- Vías de emisión adicionales que considerar, según la fuente específica y la situación nacional.

6 Referencias

1. ACAP (2005): Arctic Council Action Plan to Eliminate Pollution of the Arctic (ACAP) - Reduction of Atmospheric Mercury Releases from Arctic States, elaborado para el Consejo Ártico (Arctic Council Action Plan, ACAP) por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Dinamarca (Danish Environmental Protection Agency), 2005.
2. Achtenbosch, M. y Richers, U. (2002): Material flows and investment costs of flue gas cleaning systems of municipal solid waste incinerators. Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse, Forschungszentrum Karlsruhe, Alemania. Disponible en: <http://www.itas.kit.edu/pub/v/2000/acri00a.pdf>.
3. Adebajo S.B. (2002): An epidemiological survey of the use of cosmetic skin lightening cosmetics among traders in Lagos, Nigeria. *West African Journal of Medicine* 21: 51-55.
4. Adriano, D.C. (2001): Trace Elements in the Terrestrial Environment, Springer-Verlag, Nueva York, NY, EE. UU., 2001.
5. AGHTM (2000): Mercury waste in France. Informe de un grupo de trabajo de la Asociación General de Higienistas y Técnicos Municipales (Association Générale des Hygiénistes et Techniciens Municipaux, AGHTM). AGHTM, París. Disponible en inglés: http://www.apesa.asso.fr/mercure_AGHTM_english.pdf.
6. Agos, M., Etzel, R., Parrish, R., Paschal, D., Campagna, P., Cohen, D., Kilbourne, E. y Heese, J. (1990): Mercury exposure from interior latex paint, *New England Journal of Medicine*, 323, 1096-1101.
7. Airey, D. (1982): Contributions from Coal and Industrial Materials to Mercury in Air, Rainwater and Snow, *Sci. total. Envir.* 25, 1982, páginas 19 a 40.
8. Alcoa (2009): Alcoa-Developed Technology Reduces Mercury Emissions. Alcoa Corporate Center, Pittsburgh, PA. http://www.alcoa.com/global/en/about_alcoa/sustainability/case_studies/2005/case_usa_secures.asp
9. Alcock, F. J. (1930): Zinc and lead deposits of Canada. *Can. Geol. Surv. Serie Economic Geology*, n.º 8, 406 p.
10. Alphen, M. van (1998): Paint film components. National Environmental Health Forum Monographs. General Series N.º 2. National Environmental Health Forum, South Australia. Disonible en: <http://enhealth.nphp.gov.au/council/pubs/pdf/paint.pdf>
11. Amagerforbrænding (2000): Miljøredogørelse 2000. [Informe medioambiental de 2000]. I/S Amagerforbrændingen, Copenhague. (En danés).
12. Anderson, D. (1973): Emission Factors for Trace Substances. EPA-450/2-72-001. Agencia de Protección Ambiental de EE. UU., Research Triangle Park, NC. EPA-450/3-84-004. Emission Standards and Engineering Division, Research Triangle Park, NC.
13. Anscomb F. (2004): Comunicación personal. EPA de EE. UU., agosto de 2003 y marzo de 2004.
14. Arenholt-Bindslev D. y Larsen A.H. (1996): Mercury levels and discharge in waste water from dental clinics. *Water, air and Soil Pollution*. 86:93-99, 1996. Según lo citan Skårup *et al.*, 2003.
15. Arias, D., Boixereu, E., Zapardiel, J. M., Bernabé, M. y Sánchez, A. (1992): Estudio geoquímico de la esfalerita del yacimiento de Pd-Zn de Rubiales (Lugo, España). Implicaciones genéticas: *Rev. Soc. Geol. España*, v. 5, p. 135-144.
16. Armbrust, G. A. y Gannicott, R. A. (1980): Rb/Ar ratios as a source indicator for hydrothermal fluids at the Seneca volcanogenic massive sulphide deposit, British Columbia. *Economic Geology*, v. 75, p. 466-470.
17. ATSDR (2003): Health Consultation. Mercury Exposures from 3M Tartan Brand Floors. Ohio Department of Health, Health Assessment Section. En el marco de un acuerdo de cooperación con la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, por sus siglas en inglés).
18. ATSDR (2006): Mercury-containing polyurethane floors in Minnesota schools. Mercury vapor release/athletic polymer floors. Minnesota Department of Health, Environmental Health Division, setiembre de 2006.
19. ATSDR (2008): Health Consultation. Bethel University. Emissions from a Mercury-containing Gymnasium Floor: Mitigating exposures from mercury-containing polymer floors. EE. UU. Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Division of Health Assessment and Consultation.
20. Barr (2001): Substance Flow Analysis of Mercury in Products. Elaborado para Minnesota Pollution Control Agency. 15 de agosto de 2001. Barr Engineering, Minneapolis, MN.
21. Barr, L. (2004): International Mercury Market Study and the Role and Impact of US Environmental Policy. EPA Office of Solid Waste, noviembre de 2004.
22. Beaudoin, G. y Sangster, D. F. (1992): A descriptive model for silver-lead-zinc veins in clastic metasedimentary terranes. *Economic Geology*, v. 87, p. 1005-1021.
23. Beaulieu, H. J., Beaulieu, S. y Brown, C. (2008): Phenyl mercuric acetate (PMA). Mercury-bearing flexible gymnasium floors in schools — evaluation of hazards and controlled abatement. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 5, 360–366.

24. Beckert, J., Einbrodt, H-J. y Fisher, M. (1990): Comparison of natural gypsum and DGC gyp-sum. Forschungsprojekt 88, VGB PowerTech e.V., Alemania.
25. Benner, B. R. (2001): Mercury removal from induration off gas by wet scrubbers. Borrador de informe de Coleraine Minerals Research Laboratory (citado en Berndt, 2003)
26. Berndt, M.E. (2003): Mercury and Mining in Minnesota. Minerals Coordinating Committee. Informe final. Minnesota Department of Natural Resources, St. Paul, Minnesota. Disponible en: http://files.dnr.state.mn.us/lands_minerals/mercuryandmining.pdf.
27. Bischoff, J. L., Rosenbauer, R. J., Aruscavage, P. J., Baedecker, P. A. y Crock, J. C. (1983): Sea-floor massive sulphide deposits from 21° N, East Pacific Rise; Juan de Fuca Ridge; and Galapagos Rift: Bulk chemical composition and economic implications. *Economic Geology*, v. 78, p. 1711-1720.
28. Bjørnstad, S.L. (1992): Assessment of possibilities for reducing the use of mercury - summary of experiences from the Nordic countries. Nordiske Seminar- og Arbejdsrapporter 1992:598. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
29. Bloom, N. S. (2000): Analysis and Stability of Mercury Speciation in Petroleum Hydrocarbons, *Fresenius' J. Anal. Chem.*, 366(5):438. 65
30. Booz Allen & Hamilton (2001): Draft mercury mass balance and emissions factor estimates for gold ore processing facilities. Booz Allen & Hamilton Ltd. para la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU., 14 de enero de 2001.
31. Booz Allen & Hamilton (2002): Multi-state inventory of gold ore processing facilities. Booz Allen & Hamilton Ltd. para la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. 28 de febrero de 2002.
32. Bouley, B. A. y Hodder, R. W. (1984): Strata-bound massive sulphide deposits in Silurian-Devonian volcanic rocks at Harborside, Maine. *Economic Geology*, v. 79, p. 1693-1702.
33. Bowen, H.J.M. (1979): *Environmental Chemistry of the Elements*, Academic Press, Londres, Reino Unido, 1979.
34. Bragg, L.J., Oman, J.K., Tewalt, S.J., Oman, C.L., Rega, N.H., Washington, P.M. y Finkelmann, R.B. (1998): Base de datos de la calidad del carbón del Servicio Geológico de EE. UU. (US Geological Survey Coal Quality, COALQUAL) - versión 2.0. US Geological Survey Open-file report 97-134 (puede descargarse en <http://energy.er.usgs.gov/products/openfile/OFR97-134/>). Tal como se cita en la ficha técnica "Mercury in U.S. coal - abundance distribution and modes of occurrence" del USGS, consultado en octubre de 2002 en <http://pubs.usgs.gov/fs/fs095-01/fs095-01.pdf>
35. Breskovska, V. y Tarkian, M. (1993): Mineralogy and fluid inclusion study of polymetallic veins in the Madjarovo ore field, eastern Rhodope, Bulgaria. *Mineral. Petrol.*, v. 49, p. 103-118.
36. Brook Hunt (2005): *Global Copper Concentrate and Blister/Anode Markets to 2015*, December 2005 ed.; Brook Hunt and Associates: Londres, Reino Unido, 2005. Citado por Hylander y Herbert (2008).
37. Brook Hunt (2006a): *Global Lead Concentrate Market to 2016*, May 2006 ed.; Brook Hunt and Associates: Londres, Reino Unido, 2006. Citado por Hylander y Herbert (2008).
38. Brook Hunt (2006b): *Global Zinc Concentrate Market to 2016*, July 2006 ed.; Brook Hunt and Associates: Londres, Reino Unido, 2006. Citado por Hylander y Herbert (2008).
39. Brooks, G. (1989): *Estimating Air Toxic Emissions from Coal and Oil Combustion Sources*. EPA-450/2-89-001. Elaborado por Radian Corporation para la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU, Research Triangle Park, NC. Abril de 1989.
40. Bugge, J. A. W. (1978): Norway, en Bowie, S. H. U., Kvalheim, A., y Haslam, H. W., eds., *Mineral deposits of Europe*, vol. 1: Northwest Europe. London, *Inst. Min. Metallurg.*, p. 199-249.
41. BUWAL (1997): *Waste Disposal in Cement Plants*, Environment-Materials Nr. 70, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 3003 Berna, Suiza, 1997.
42. Cao, J. R. (1992): *Microwave Digestion of Crude Oils and Oil Products for the Determination of Trace Metals and Sulphur by Inductively-Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy*, Environment Canada Manuscript Report Number EE-140, Ottawa, Ontario, Canadá.
43. Carnell, P.J.H, Huang, R. y Row, V.A. (2009): Reduction in mercury emissions from fossil fuels. Presentación en la conferencia sobre Mercury 2009, Guiyang, 7 al 12 de junio de 2009.
44. Carnell, P.J.H. y Openshaw, P.J. (2004): Mercury distribution on mercury processing plants. Gas Processors Association. 83rd Annual GPA Convention Proceedings CD (2004).
45. Carpi, A. y Chen, Y.F. (2001): Gaseous Elemental Mercury as an Indoor Pollutant. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 35:4170-4173.
46. Cavanagh, J. y Glover, M. (1991): *Mines and miners in Peru*. Lima, Perú. Reporting Servicios Editoriales S.R.L., 371 p.
47. Cembureau (1999): *Best available techniques for the cement industry*. Asociación Europea del Cemento (Cembureau), Bruselas. Disponible en: http://www.cembureau.be/Documents/Publications/CEMBUREAU_BAT_Reference_Document_2000-03.pdf
48. Cembureau (2010): *Mercury in the cement industry*. Université de Liège para la Cembureau - CSI, abril de 2010. Presentado al PNUMA. Consultado en 2012 en

- [http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Mercury/A_Inventories/CEMENT %20Industry %20- %20Hg %20report %20CEMBUREAU %20April %202010.pdf](http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Mercury/A_Inventories/CEMENT%20Industry%20-%20Hg%20report%20CEMBUREAU%20April%202010.pdf)
49. Cerny, I. (1989): Die karbonatgebundenen Blei-Zink-Lagerstätten des alpinen and ausseralpinen Mesozoikums - Die Bedeutung ihrer Geologie, Stratigraphie und Faziesgebundenheit für Prospektion und Bewertung. Vienna, Archiv für Lagerstätten-forschung der *Geologischen Bundesanstalt*, v.11, p. 5-125.
 50. Chemical and Engineering News (2010): "China's venerable vinyl process: replaced in most of the world, the calcium carbide route to PVC gains ground in China." p. 18-19. 18 de enero de 2010.
 51. Chongprasith, P, Utoomprurkporn, W. y Wilairatanadilok. W. (2009): Mercury Situation in Thailand. 2009. [http://www.marinepcd.org/hgtaskforce/document/Mercury %20situation %20in %20Thailand.doc](http://www.marinepcd.org/hgtaskforce/document/Mercury%20situation%20in%20Thailand.doc)
 52. Chu, P. y Porcella, D. B. (1994): "Mercury Stack Emissions From U. S. Electric Utility Power Plants", Proceedings of the Third International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Whistler, British Columbia, Canadá, 10 al 14 de julio de 1994.
 53. CIM (1957): Structural geology of Canadian ore deposits. Montreal, Canadian Institute of Mining and Metallurgy (CIM), *CIM*, 524 p.
 54. COWI (2002): ACAP and Danish EPA Reduction of Atmospheric mercury emissions from Arctic countries – questionnaire on emissions and related topics. Noviembre de 2002.
 55. CSE (2002): Environmental Rating of Indian Caustic-Chlorine Sector. Centre for Science and Environment (CES), 2002, p.199 .
 56. Agencia de Protección del Medio Ambiente de Dinamarca (2000): Warning: Sale of mercury soaps is banned. Agencia de Protección del Medio Ambiente de Dinamarca. Disponible en: <http://www.mst.dk/news/02010000.htm>
 57. Agencia de Protección del Medio Ambiente de Dinamarca (2001): Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 1999 (Waste water sludge from municipal and private sewage treatment plants in 1999). Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 3, 2001. Agencia de Protección del Medio Ambiente de Dinamarca, Copenhagen (en danés).
 58. Agencia de Protección del Medio Ambiente de Dinamarca (2002): Punktkilder 2001. Orientering nr. 7, 2002 (Point Sources 2001, Revisión n.º 7, 2002). Agencia de Protección del Medio Ambiente de Dinamarca, Copenhagen (en danés).
 59. De la Rosa, D.A., Volke-Sepúlveda, T. y Solórzano, G. (2004): Release of total gaseous mercury from municipal solid waste disposal sites nearby Mexico City (Emisiones de mercurio gaseoso total en sitios de disposición final de desechos sólidos municipales en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México). En Mercury as a Global Pulutant, part 1, RMZ - Materials and Geoenvironment - periodical for mining, metallurgy and geology, Ljubljana, Eslovenia, 2004.
 60. DEFRA (2004): Mercury emissions from crematoria. Second consultation. Department for Environment, Food and Rural Affairs; Welsh Assembly Government; Scottish Executive Environment and Rural Affairs Dept. Disponible en: <http://www.defra.gov.uk/corporate/consult/crematoria-two/consultation.pdf>
 61. Del Guidice, P y Yves, P. (2002): The widespread use of skin lightening creams in Senegal: a persistent public health problem in West Africa. *The International Journal of Dermatology* 41: 69-72.
 62. deLoraine, W. F. y Dill, D. B. (1982): Structure, stratigraphic controls, and genesis of the Balmat zinc deposits, northwest Adirondacks, New York. *Geol. Assoc. Can. Spec. Pap.* 25, p. 571-596.
 63. DiFrancesco, D.T. y Shinn, R.C. (2002): Sources of mercury in New Jersey. New Jersey Mercury Task Force Report Volume III. New Jersey Department of Environmental Protection, Trenton. Disponible en: <http://www.state.nj.us/dep/dsr/Vol3-chapter1.pdf>
 64. Douglas, R. J. W. ed. (1970): Geology and economic minerals of Canada. Can. Geol. Surv. *Economic Geology Report 1*, 838 p.
 65. DPHE (2003): Mercury-free Colorado Campaign. Thermostat Recycling Program. Department of Public Health and Environment, Denver. Disponible en: <http://www.cdph.state.co.us/hm/mercury/therm.asp>
 66. Dunmire C., Calwell C., Andria J., A., Ton M., Reeder, T. y Fulbright V. (2003): Mercury in Fluorescent Lamps: Environmental Consequences and Policy Implications for NRDC. Natural Resources Defense Council (NRDC), New York. Disponible en: <http://www.nwalliance.org/resources/reports/NRDCMercury.pdf>
 67. Duo, W., Guthrie, T. y W. Edwards (2000): Mercury Emissions from The Petroleum Refining Sector In Canada, for Environment Canada, Trans-boundary Air Issues Branch, Hazardous Air Pollutants Program, Ottawa, Canadá, EC Contract: K2216-9- 0078.
 68. Dvornikov, A. G. (1962): Mercury dispersion aureoles in limestone at the Gruzskaya Ravine polymetallic deposit (Nagol'nyi Range). *Geochemistry, 1962*, p. 539-546.
 69. EMEP/ CORINAIR (2001): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 3rd edition, 2001, Technical report No 30. Disponible en: http://reports.eea.eu.int/technical_report_2001_3/en#TOC. También EMEP/ CORINAIR (2002): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 3rd edition October 2002 UPDATE, Technical report No 30, EEA - Agencia Europea de Medio Ambiente, Copenhagen y EMEP (1999): Emission Inventory Guidebook. Setiembre de 1999.

-
70. Environment Canada (1999): Meeting the Challenges of Continental Pollutant Pathways. Mercury Case Study. Febrero de 1999, disponible en: <http://www.eman-rese.ca/eman/reports>
 71. Environment Canada (2000): The status of mercury in Canada. Report #2. A Background Report to the Commission for Environmental Cooperation North American Task Force on Mercury. Environment Canada, Transboundary Air Issues Branch. Disponible en: <http://www.cec.org/files/PDF/POLLUTANTS/Hgcan-e3.pdf>.
 72. Environment Canada (2002): Environment Canada, Minerals and Metals Division, National Office of Pollution Prevention: Multi-pollutant emission reduction analysis foundation (MERAF) for the base metal smelter sector. Elaborado para Environment Canada y el Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente (CCME), Canadá. Disponible en: http://www.ccme.ca/assets/pdf/bms_final_meraf_e.pdf (consultado en octubre de 2003).
 73. Environment Canada (2003a): Fact Sheet #21 (Revised) Mercury-Containing Products. Disponible en: <http://www.on.ec.gc.ca/epb/fpd/fsheets/4021-e.html>
 74. Environment Canada (2003b): What Is Mercury? Environment Canada, Ontario Region. Disponible en: <http://www.on.ec.gc.ca/pollution/fpd/merc/merc-1000-e.html> (13 de noviembre de 2003).
 75. Environment Canada (2004): Comunicación personal. Air Pollution Prevention Directorate, Environment Canada, junio de 2004.
 76. EuroChlor (1998): Mercury process for making chlorine. Agosto de 1998.
 77. Comisión Europea (2001): Integrated pollution prevention and control (IPPC) - Reference document on best available techniques in the non ferrous metals industry. Disponible en: <http://eippcb.jrc.es/pages/Fmembers.htm> (consultado en octubre de 2003).
 78. Comisión Europea (2001b): Integrated pollution prevention and control (IPPC) - Reference document on best available techniques in the chlor-Alkali Manufacturing industry. Disponible en: <http://eippcb.jrc.es/pages/Fmembers.htm> (consultado en octubre de 2005).
 79. Comisión Europea (2003): Draft reference document on best available techniques for management of tailings and waste rock in mining operations. Centro Común de Investigación (Joint Research Centre, JRC), Sevilla, España. Disponible en: <http://eippcb.jrc.es/pages/Fmembers.htm> (consultado en octubre de 2003).
 80. Comisión Europea (2005): Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo - Estrategia comunitaria sobre el mercurio {SEC(2005) 101}. Disponible en: <http://europa.eu.int/comm/environment/chemicals/mercury/>
 81. Evans, D. W., DiGiulio, R.T y Ryan, E.A. (1984): "Mercury in Peat and its Drainage Waters in eastern North Carolina". The Water Resources Research Institute. Report No. 218. Setiembre de 1984.
 82. Feng, X., Li, G. y Qiu, G. (2004): Mercury contamination from artisanal zinc smelting using indigenous methods in Hezhang, Guizhou, PR China. En Mercury as a Global Pulotant, part 1, RMZ - Materials and Geoenvironment - periodical for mining, metallurgy and geology, Ljubliana, Eslovenia, 2004.
 83. Filby, R. H. y Shah, K. R. (1975): Neutron Activation Methods for Trace Metals in Crude Oil, in The Role of Trace Metals in Petroleum, by T. F.Yen, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan.
 84. Finkelman, B. (2003): Comunicación personal. United States Geological Survey (USGS), EE. UU.
 85. Finkelman, B. (2004): Comunicación personal. United States Geological Survey (USGS), EE. UU. Marzo de 2004.
 86. Instituto del Medio Ambiente de Finlandia (Finnish Environment Institute) (1999): Atmospheric emissions of heavy metals in Finland in the 1990's. *The Finnish Environment* N.º 329, Finnish Environment Institute, Helsinki (en finlandés).
 87. Instituto del Medio Ambiente de Finlandia (Finnish Environment Institute) (2003): Response to ACAP questionnaire on mercury releases, uses and wastes. Appendix to Maag (2004).
 88. Fontboté, L. y Gorzawski, H. (1990): Genesis of Mississippi Valley-type Zn-Pb deposit of San Vicente, central Peru: Geologic and isotopic (Sr, O, C, S, Ph) evidence. *Economic Geology*, v. 85, p. 1402-1437.
 89. Franklin Associates, Ltd. (1989): Characterization of Products Containing Mercury in Municipal Solid Waste in the United States, 1970 to 2000. EPA-530/SW-89-015A. Agencia de Protección Ambiental de EE. UU., Washington, D.C. Enero de 1989.
 90. Franklin, J. M. y Mitchell, R. H. (1977): Lead-zinc-barite veins of the Dorion area, Thunder Bay district, Ontario. *Can. Jour. Earth Sci.*, v. 14, p. 1963-1979.
 91. Franklin, J. M., Lydon, J. W., y Sangster, D. F. (1981): Volcanic-associated massive sulphide deposits. *Economic Geology* 75th Anniv. Vol., p. 485-627.
 92. Friedli, H.R., Radke, L.F. y Lu, J.Y. (2001): Mercury in Smoke from Biomass Fires. *Geophysical Research Letter*, 28: 3223-3226. Disponible en: <http://www.mindfully.org/Air/Mercury-Smoke-Biomass.htm>
 93. Fruth, I. y Maucher, A. (1966): Spurenelemente and Schwefel-Isotope in Zinkblenden der Blei-Zink-Lagerstätte von Gorno. *Mineral. Deposita*, v.1, p. 238-250.
 94. Fryklund, V. C., Jr. y Fletcher, J. D. (1956): Geochemistry of sphalerite from the Star mine, Coeur d'Alene district, Idaho. *Economic Geology*, v.51, p. 223-247.

95. Fugleberg, S. (1999): Finnish expert report on best available techniques in zinc production. The Finnish Environment series 315, Finnish Environment Institute, Helsinki. Disponible en: <http://www.vyh.fi/eng/orginfo/publica/electro/fe315/fe315.htm>
96. Fujinuki, T. (1979): Trace Components of Carbonate Rocks, Kozan Chishitsu, Japan, 23, páginas 295 a 306, 1979.
97. Fukuzaki, N., Tamura, R., Hirano, Y. y Mizushima, Y. (1986): Mercury Emission from a Cement Plant and its Influence on the Environment, *Atmospheric Environment*, Vol., 20, N.º 12, 1986, páginas 2291 a 2299.
98. Fursov, V. Z. (1958): Halos of dispersed mercury as prospecting guides at the Achisai lead-zinc deposits. *Geochemistry (1958)*, p. 338-344.
99. Fursov, V.Z. (1983): Gas-and-Mercury Method for Mineral Products. Moscow, "Nauka" Publishers, 1983. – 205 p. Citado por Lassen *et al.* (2004).
100. Galligan, C., Morose, G. y Giordani, J. (2003): An Investigation of Alternatives to Mercury Containing Products. Elaborado para The Maine Department of Environmental Protection, 22 de enero de 2003. Disponible en: <http://www.state.me.us/dep/mercury/lcspfinal.pdf>
101. Gallup, D.L. y Strong J.B. (2006): Removal of Mercury and Arsenic from Produced Water. 13th Annual International Petroleum Environmental Conference, October 17-20, 2006, San Antonio, Texas.
102. Glahder, C.M., Appel, P.W.U. y Asmund, G. (1999): Mercury in soap in Tanzania. NERI Technical Report No. 306, 23pp. National Environmental Research Institute, Dinamarca.
103. Griffith, C., Gearhart, J., Posset, H., McPherson, A., Gingras, S., Davis, G., Dhinga, R. y Kincaid, L. (2001): Toxics in vehicles: Mercury. Ecology Center, Great Lakes United and University of Tennessee Center for Clean Products and Clean technologies, Knoxville. Disponible en: <http://www.cleancarcampaign.org/pdfs/execsum.pdf>
104. Hansen, C. L. y Hansen, E. (2003): Collection systems for batteries - existing experiences from Denmark and abroad. Environmental project no. 777, 2003, Danish Environmental Protection Agency (en danés con resumen en inglés). Disponible en la sección Publicaciones de: www.mst.dk.
105. Hansen, E. (1985): Forbrug og forurening med kviksølv i Danmark [Consumption of and pollution with mercury in Denmark]. Agencia de Protección del Medio Ambiente de Dinamarca, Copenhague. (En danés).
106. Harada, M., Nakachi, S., Tasaka, K., Sakashita, S., Muta, K., Yanagida, K., Doi, R. y Kizaki, T. (2001): Wide use of skin-lightening soap may cause mercury poisoning in Kenya. *Sci Total Environ*: 26:183-187.
107. Heier, A. (1990): Use of mercury compounds in indoor latex paint to be eliminated. US EPA Environmental News, 29 de junio de 1990. En: <http://www.paint.org/protocol/app-d.cfm>
108. Hilmer, E. (1972): Geochemische Untersuchungen im Bereich der Lagerstätte Meggen, Rheinisches Schiefergebirge. Tesis doctoral inédita, Universidad de Aachen, Alemania, 162 p.
109. Hills LM y Stevenson RW (2006): Mercury and lead content in raw materials, PCA R&D Serial No. 2888, 2006. Citado por Zheng Y (2011): Mercury removal from cement plants by sorbent injection upstream of a pulse jet fabric filter. Tesis de doctorado, junio de 2011, CHEC/DTU, Dinamarca.
110. Hitchon, B. y Filby, R. (1983): Geochemical Studies – Trace Elements in Alberta Crude Oils, Open File Report 1983-02, Alberta Research Council for Alberta Energy and Utilities Board and Alberta Geological Survey.
111. Hoagland, A. D. (1971): Appalachian strata-bound deposits: Their essential features, genesis and the exploration problem. *Economic Geology*, v.66, p. 805-810. HTC (2000): Hibbing Taconite Company. Voluntary mercury reduction agreement.
112. Huber, K. (1997): Wisconsin Mercury SourceBook. Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, mayo de 1997. Disponible en: <http://www.epa.gov/glnpo/bnsdocs/hgsbook/>
113. Husar, J.D. y Husar, R. (2001): Trends of mercury flows in Florida. Progress Report. Lantern Corporation. En: <http://capita.wustl.edu/Capita/CapitaReports/Mercury/MercFlorida011112.doc>
114. Hylander LD y Herbert RB (2008): Global Emission and Production of Mercury during the Pyrometallurgical Extraction of Nonferrous Sulfide Ores. *Environ. Sci. Technol.* 2008, 42, 5971–5977.
115. Hylander, L. D. y Meili, M. (2005): The rise and fall of mercury: converting a resource to refuse after 500 years of mining and pollution. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 34:1-36.
116. Hylander, L.D. y Meili, M. (2002): 500 years of mercury production: global annual inventory by region until 2000 and associated emissions. In print, *Science of the Total Environment*.
117. Ingham, A. I. (1940): The zinc and lead deposits of Shawangunk Mountain, New York. *Economic Geology*, v.35, p. 751-760.
118. Isokangas, P. (1978): Finland, en Bowie, S. H. U., Kvalheim, A., y Haslam, H. W., eds., Mineral deposits of Europe, vol. 1: Northwest Europe. London, *Inst. Min. Metallurg.*, p. 39-92.
119. Jankovic, S. (1982): Yugoslavia, en Dunning, F. W., Mykura, W., y Slater, D., eds., Mineral deposits of Europe, vol. 2: Southeast Europe. London, *Inst. Min. Metallurg.*, p. 143-202.
120. Jewell, W. B. (1947): Barite, fluorite, galena, and sphalerite veins of middle Tennessee. *Tenn. Div. Geol. Bull.* 51, 114 p.

121. Johansen, V.C. y Hawkins, G.J. (2003): Mercury speciation in cement kilns: A literature review. R&D Serial No. 2567, Portland Cement Association, Skokie, Illinois, EE. UU. Disponible en: http://www.cement.org/pdf_files/SN2567.pdf
122. Jolly, J. L., y Heyl, A. V. (1964): Mineral paragenesis and zoning in the central Kentucky mineral district. *Economic Geology*, v.59, p. 596-624.
123. Jolly, J. L., y Heyl, A. V. (1968): Mercury and other trace elements in sphalerite and wallrocks from central Kentucky, Tennessee and Appalachian zinc districts: EE. UU. Geol. Surv. Bulletin 1252-F, 29 p.
124. Jonasson, I. R. y Sangster, D. F. (1975): Variations in the mercury content of sphalerite from some Canadian sulphide deposits. *Assoc. Expl. Geochem.*, Spec. Publ. No. 2, p. 313-332.
125. Jones, D. K. (1988): A geochemical study of a breccia body in the central Tennessee zinc district. *Jour. Geochem. Explorat.*, v.30, p. 197-207.
126. Jones G y Miller G (2005): Final Report to U.S. Environmental Protection Agency Region IX. Mercury and Modern Gold Mining in Nevada. Dept. of Natural Resources and Environmental Sciences, University of Nevada.
127. Kakareka, S., Khomich, V., Kukharchyk, T. y Loginov, V. (1998): Heavy metals emission factors assessment for the CIS countries. Institute for Problems of Natural Resources Use and Ecology, Minsk.
128. Kanare, H. (1999): Comparison of Trace Metal Concentrations in Cement Kiln Dust, Agricultural Limestone, Sewage Sludge, and Soil, SN2080, Portland Cement Association, Skokie, Illinois, EE. UU., 1999.
129. Kemi (1998): Kvicksilveravvecklinggen i Sverige [Mercury phase-out in Sweden]. Kemikalieinspektionen 5/98. Solna, Suecia.
130. Kemi (2004): Mercury-investigation of a general ban. Report No. 4/04 by the Swedish Chemicals Inspectorate in response to a commission from the Swedish Government, Suecia. Disponible en: http://www.kemi.se/upload/Trycksaker/Pdf/Rapporter/Rapport4_04.pdf
131. Kesler, S.E., Russell, N. y McCurdy, K. (2003): In press: Trace metal content of the Pueblo Viejo precious metal deposits and their relation to other high-sulfidation epithermal systems. *Mineral.Deposita* **38**, citado por Seal y Hammarström (2003).
132. Kim K.H. y Kim M.Y. (2002): Mercury emissions as landfill gas from a large-scale abandoned landfill site in Seoul. *Atmos. Environ.* 36, 4919-4928.
133. Kim JH, Park JM, Lee SB, Pudasainee D, Seo Y-C (2010a): Anthropogenic mercury emission inventory with emission factors and total emission in Korea. *Atmospheric Environment* 44 (2010) 2714-2721, citado en PNUMA/AMAP, 2012.
134. Kim JH, Pudasainee D, Yoon Y-S, Son U-S, Seo Y-C (2010b): Studies on speciation changes and mass distribution of mercury in a bituminous coal-fired power plant by combining field data and chemical equilibrium calculation. *Ind. Eng. Chem. Res.* 2010, 49, 5197-5203, citado en PNUMA/AMAP, 2012.
135. Kindbom, K y Munthe, J. (1998): Hur påverkas kvicksilver i miljön av olika energialternativ? IVL Svenska Miljöinstitutet. (En sueco).
136. Kinsey *et al.* (2004): Characterization of the Fugitive Mercury Emissions at a Chlor-alkali Plant: Overall Study Design. *Atmospheric Environment* 38: 633-641.
137. Kinsey *et al.* (2004): Characterization of Fugitive Mercury Emissions from the Cell Building at a US Chlor-alkali Plant. *Atmospheric Environment* 38: 623-631.
138. Kirchartz, B. (1994): Reaktion und Abscheidung von Spurenelementen beim Brennen des Zementklinkers, Schriftenreihe der Zementindustrie; Heft 56, Duesseldorf Beton-Verlag, Alemania, 1994.
139. Kissin, S. A. y Sherlock, R. L. (1989): Grant 300-the genesis of silver vein deposits in the Thunder Bay area, northwestern Ontario. *Ontario Geol. Surv. Misc. Pap.* 143, p. 33-41.
140. Kitamura, M., Kondo, M., Tagizawa, Y., Fujii, M. y Fujiki, M. (1976): Mercury, Kondansha, Tokio, Japón, 1976.
141. Kleinevoss, A. (1971): Zur geochemischen Charakteristik des Quecksilbers unter besonderer Berücksichtigung der Hg-Verteilung in den Erzlagern des Rammelberges und ihrer Umgebung. Tesis doctoral inédita, Universidad de Clausthal, Alemania, 190 p.
142. Klemm, W.A. (1993): "Cement Kiln Dust – A Look at Its Uses and Characteristics," Proceedings 29th International Cement Seminar, Rock Products, 1993.
143. Kolker A (2012): Comunicación personal, USGS, citado por PNUMA/AMAP, 2012.
144. Kometani, H., Tamano, Y., Gay, K.M., y van Maris, R. (no se indica el año). The evaluation of metal and tertiary amine catalyst in CASE applications. Sitio web de Tosoh. Update of paper presented at the API Polyurethanes Expo 2001. Conference Proceedings, p. 373-380.
145. Kotnik J., Dizdarevic T. y Horvat M. (2004): Current and past mercury distribution in air over Idrinja region. En Mercury as a Global Pulotant, part 1, RMZ - Materials and Geoenvironment - periodical for mining, metallurgy and geology, Ljubiana, Eslovenia, 2004.

146. Kovrigo, O. A., Mosolkov, V. T. y Shilov, L. I. (1976): Peculiarities of the mercury distribution in the Rid-der-Sokol'noe deposit (Rudnyi Altai). *Soviet Geol. Geophys.*, v.17, no. 9, p. 55-60.
147. Krahn, L., Friedrich, G., Gussone, R. y Scheps, V. (1986): Zur Blei-Zink-Vererzung in Carbonatgesteinen des Aachen-Stolberger Raums. *Fortschr. Geol. Rheinland und Westfalen*, v.34, p. 133-157.
148. Kraume, E. (1955): Die Erzlager des Rammelsberges bei Goslar. *Beihefte zum Geologischen Jahrbuch*, v.18, 394 p.
149. Krivtsov, A.I. y Klimenko, N. G. (1997): Mineral Raw Materials. Copper. Reference Book. Moscow: Geoinformmark Publishers, 1997. – 51 p. Citado en Lassen *et al.* (2004).
150. Kulms, M. (1970): Die Verteilung der Elemente Pb, Zn, Cd, Hg, Cu, Co, Ni, Mn und Fe in den Böden der Lagerstättegebiete Maubach und Bleialf sowie in den den Flusswässern und Flusssedimenten des Triasdreiecks von Maubach-Mechernich-Kall, Eifel-Ein Beitrag zur geochemischen Erzlagerstättenprospektion. Tesis doctoral inédita, Universidad de Aachen, Alemania, 195 p.
151. Kutliakhmetov, A.N. (2002): Mercury contamination of landscapes by mining enterprises of Bashkirian East-of-Ural Region (en ruso). Autoreferencia a una tesis Cand. Geogr. Sc. - Yekaterinburg. Citado en Lassen *et al.* (2004).
152. Kyle, J. R. (1976): Brecciation, alteration, and mineralization in the central Tennessee zinc district. *Economic Geology*, v.71, p. 892-903.
153. Kyrgyzstan Mercury team of UNEP, UNITAR y Zoï Environment Network (2009): Khaidarkan Mercury - Adressing primary mercury mining in Kyrgyzstan. PNUMA, 2009. Disponible en: <http://www.grida.no/publications/rr/mercury/> .
154. Lassen, C. (Ed.), Treger, Y.A., Yanin, E.P., Revich, B.A., Shenfeld, B.E., Dutchak, S.V., Ozorova, N.A., Laperdina, T.G. y Kubasov, V.L. (2004): Assessment of mercury releases from the Russian Federation. Ministry of Natural Resources of the Russian Federation, Danish Environment Protection agency, Arctic Council. Borrador, 2004.
155. Lassen, C., Birgitte Holt Andersen, B.H., Maag, J. y Maxson, P. (2008): Options for reducing mercury use in products and applications, and the fate of mercury already circulating in society. COWI and Concorde East/West for the European Commission, DG Environment.
156. Laznicka, P. (1981): Data on the worldwide distribution of stratiform and stratabound ore deposits, en Wolf, K. H., ed., Handbook of strata-bound and stratiform ore deposits, v.10. *Ámsterdam, Elsevier*, p. 79-389.
157. Leaner J. *et al.* (2008): Mercury Emissions from Point Sources in South Africa. In Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere: Measurements, Models and Policy Implications (Eds. Pirrone N. y Mason R.), consultado en diciembre de 2009 en http://www.chem.unep.ch/mercury/Sector-Specific-Information/Full_Report.pdf
158. Levin, L. (1997): Review comments from Dr. L. Levin, Electric Power Research Institute (EPRI), Palo Alto, CA, to D. Beauregard, Agencia de Protección Ambiental de EE. UU., Research Triangle Park, NC, 20 de junio de 1997.
159. Liang, L., Horvat, M. y P. Danilchik (1996): A Novel Analytical Method for Determination of Picogram Levels of Total Mercury in Gasoline and Other Petroleum Based Products, *Sci. Tot. Environ.*, 187:57.
160. Liang, L., Lazoff, S., Horvat, M., Swain, E. y Gilkeson, J. (2000): Determination of mercury in crude oil by in-situ thermal decomposition using a simple lab built system. *Fresenius' J. Anal. Chem.*, 367:8.
161. Lindberg S.E., Walschläger D., Prestbo E.M., Bloom N.S., Price J. y Reinhart D. (2001): Methylated mercury species in municipal waste landfill gas sampled in Florida, USA. *Atmos. Environ.* 35, 4011-4015.
162. Lindberg, S.E., (2004): Comunicación personal. Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, EE. UU.
163. Lindberg, S.E., Southworth, G., Prestbo, E.M., Wallschläger, D., Bogle, M.A., Price, J. (2004): Gaseous methyl- and inorganic mercury in landfill gas from landfills in Florida, Minnesota, Delaware, and California. *Atmospheric Environment* 39 (2005) 249–258.
164. Lowell Center for Sustainable Production (2003). A Review of Thersmostat Energy Efficiency and Pricing, Lowell Center for Sustainable Production, mayo de 2003. Disponible en: <http://www.sustainableproduction.org/>.
165. Luttrell, C. W. (1966): Base- and precious-metal and related ore deposits of Virginia. Virginia Div. Min. Resources, *Min. Resources Report* 7, 167 p.
166. Maag, J. (2004): Arctic mercury releases inventory. Appendix on Mercury releases from Finland. COWI para el Arctic Council y la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Dinamarca, Copenhague. Borrador del informe de 2004.
167. Maag, J., Hansen, E. y Dall, O. (2001): Mercury - a global pollutant requiring global initiatives. TemaNord 2002:516, Nordic Council of Ministers, Copenhague. Disponible en www.norden.org.
168. Maag, J., Lassen, C. y Hansen, E. (1996): Massestrømsanalyse for kviksølv [Substance flow assessment for mercury]. *Miljøproject* no. 344, 1996, Danish Environmental Protection Agency, Copenhague (en danés con resumen en inglés). Disponible en la sección Publikationer en: www.mst.dk.
169. Magaw, R., McMillen, S., Gala, W., Trefry, J., y Trocine, R. (1999): Risk evaluation of metals in crude oils, Proceedings SPE/EPA Exploration and Production Environmental Conference, SPE Paper No. 52725.

170. Mahe, A., Blanc, L., Halna, J.M., Keita, S., Sanogo, T. y Bobin, P. (1993): An epidemiologic survey on the cosmetic use of bleaching agents by the women of Bamako (Mali). *Ann. Dermatol. Vernereol* 120: 870-873. (En francés).
171. Maher, S. W. y Fagan, J. M. (1970): Trace element content of some ore deposits in the southeastern states. *Tenn. Div. Geol. Inform. Circular* 16, 1 p.
172. Maine Board of Environmental Protection (2004). Upheld on appeal by the Maine Board of Environmental Protection, Decision dated May 6, 2004. Disponible en: <http://www.maine.gov/dep/index.shtml>
173. Maine Department of Environmental Protection (2003). Denial of NEMA Exemption Request, Maine DEP Order dated August 13, 2003. Disponible en: <http://www.maine.gov/dep/index.shtml>
174. Marcoux, E., Moëlo Y. y Leistel, J. M. (1996): Bismuth and cobalt minerals as indicators of stringer zones to massive sulphide deposits, Iberian pyrite belt. *Mineral. Deposita*, v.31, p. 1-26.
175. Markmann P. N., Jensen, P. y Abildgård, J. (2001): Old heating plants still cause mercury pollution. NyViden de la EPA de Dinamarca. Disponible en: <http://www.mst.dk/project/NyViden/2001/11230000.htm>
176. Masekoameng KE, Leaner JJ, Dabrowski J (2010): Trends in anthropogenic mercury emissions estimated for South Africa during 2000-2006. *Atmospheric Environment* (2010). Doi:10.1016/j.atmosenv.2010.05.006, citado por PNUMA/AMAP, 2012.
177. Maxson, P. (2004): Mercury flows in Europe and the world: The impact of decommissioned chlor-alkali plants. Comisión Europea, Bruselas. Disponible en: europa.eu.int/comm/environment/chemicals/mercury/pdf/report.pdf.
178. Maxson, P.A. y Vonkeman, G.H. (1996): Mercury stock management in the Netherlands. Documento de fundamentación elaborado para el taller: "Mercury: Ban it or bridle it?" Realizado el 21 de noviembre de 1996, en La Haya, Países Bajos, Institute for European Environmental Policy, Bruselas, Bélgica, 48 p.
179. Mazzi E, Glesmann S, Bell A (2006): Canada wide standards mercury measurement methodologies for coal-fired power plants. Paper # 15. EPRI-EPA-DOE-AW&MA Power Plant Air Pollutant Control "MEGA" Symposium, August 28-31, 2006, Baltimore, Maryland, EE. UU., citado por PNUMA/AMAP, 2012
180. Mercury Watch (2012). Consultado en noviembre de 2012 en: <http://www.mercurywatch.org/default.aspx?panename=globalDatabase>.
181. MDH (2008b). Mercury flooring testing and mitigation: Guidance for environmental professionals. Minnesota Department of Health, Environmental Health Division, agosto de 2008.
182. MMMW (1990): Mercury exposure from interior latex paint -- Michigan. Morbidity and Mortality Weekly report, marzo de 1990. Disponible en: <http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/00001566.htm>
183. Morris, R. (2000): New TRI Reporting Rules on Mercury, Proceedings National Petroleum Refiners Association Meeting, San Antonio, Texas, (setiembre).
184. MPCA (2008): Report on the mercury TMDL implementation plan stakeholder process. Prepared for the Minnesota Pollution Control Agency by the Minnesota Environmental Initiative.
185. MRC (1997): Mercury Refining Company. Extractos de informes de pruebas de fuentes de emisiones realizadas por General Testing Corporation en setiembre de 1994 y Galson Corporation en junio de 1995, presentados ante el Midwest Research Institute, Cary, North Carolina, 3 de setiembre de 1997.
186. MTAP (2003): When the cows come home. Minnesota Technical Assistance Program. Disponible en: <http://www.mntap.umn.edu/source/16-3/Cows.htm>
187. Mukherjee A B, Bhattacharya P, Sarkar A, Zevenhoven R (2008): Mercury emissions from industrial sources in India and its effects in the environment. Chapter 4 en N. Pirrone y R. Mason (eds.) Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere., citado por PNUMA/AMAP, 2012
188. Munthe, J., Kindbom, K., Kruger, O., Petersen, G., Pacyna, J. y Iverfeldt, A. (2001): Examining source-receptor relationships for mercury in Scandinavia. Modelled and empirical evidence, *Water Air Soil Pollut. Focus* 1, 279, 2001.
189. Musa, M., Markus, W., Elghondi, A., Etwir, R., Hannan, A. y Arafa, E. (1995): Neutron Activation Analysis of Major and Trace Elements in Crude Petroleum, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 198(1):17.
190. Mustafin, S.K., Minigazimov, N.S. y Zainulin, H.N. (1998): Problems of mercury-related safety of Southern Ural. Environmental problems of industrial areas of Ural V.1, Magnitogorsk: MGMA, 1998, pp. 148-154. Citado en Lassen *et al.* (2004).
191. NCASI (1995): National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, Inc. (NCASI), 1995. Compilation of Air Toxic and Total Hydrocarbon Emissions Data For Sources at Chemical Wood Pulp Mills. NCASI Technical Bulletin No. 701. Octubre de 1995.
192. NCM (2010): Mercury – Reductions are feasible. Inspiration for reduction of mercury releases with known technologies and management solutions. ANP 2010:738. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 2010.
193. Nelson P (2012): Comunicación personal, citado por PNUMA/AMAP, 2012.

194. NEMA (1996): National Electrical Manufacturers Association (NEMA), 1996. Fluorescent Lamps and the Environment. Rosslyn, Virginia, julio de 1996. Disponible en: <http://www.nema.org/lamprecycle/nemafluorfinal.pdf>.
195. NEMA (2000): Environmental Impact Analysis: Spent Mercury-Containing Lamps, informe elaborado por (US) National Electrical Manufacturers Association de enero de 2000, disponible en: www.nema.org/papers/enviimpact.doc.
196. NESCAUM (1998): The Northeast States and Eastern Canadian Provinces Mercury Study, febrero de 1998. Disponible en internet en: <http://www.cciw.ca/ca/eman-temp/reports/publications/mercury/>
197. Newhouse, D.W. (2003): There is mercury in those rubber floors. Newhouse, Prophater y Lechter LLC. Consultado en: [http://www.npllawyers.com/source/profiles/Mercury %20Article.pdf](http://www.npllawyers.com/source/profiles/Mercury%20Article.pdf)
198. NEWMOA (2001): Interstate Mercury Education & Reduction Clearinghouse (IMERC) Mercury-Added Products Database. Disponible en: <http://www.newmoa.org/Newmoa/htdocs/prevention/mercury/imerc/notification/>
199. NEWMOA (2003): Summary of Research on Mercury Emissions from Municipal Landfills. NEWMOA, 2003. Consultado en diciembre de 2009 en: www.newmoa.org/prevention/mercury/landfillfactsheet.doc .
200. NIH (2004): Mercury free NIH Campaign. Reagents with mercury. National Institutes of Health. Disponible en: <http://www.nih.gov/od/ors/ds/nomercure/index.htm>
201. Nishiyama, T. (1974): Minor elements in some sulphide minerals from the Kuroko deposits of the Shakanai mine. Min. Geol. Spec. Iss., no. 6, p. 371-376.
202. NJ MTF (2002): New Jersey Mercury Task Force Report. Volume III. Sources of Mercury in New Jersey. Enero de 2002. Disponible en el sitio web: <http://www.state.nj.us/dep/dsr/Vol3-chapter1.pdf>.
203. NPI (1999a): Emission Estimation Technique Manual for Alumina Refining, Environment Australia, 1999. Consultado en: www.npi.gov.au, en octubre de 2004.
204. NPI (1999b): National Pollution Inventory (NPI), Emission Estimation Technique Manual for Aluminium Smelting, Environment Australia, 1999b. Consultado en: www.npi.gov.au, en octubre de 2004.
205. NPI (2004): National Pollution Inventory (NPI), Data extracted from the NPI database. Consultado en octubre de 2004 en: www.npi.gov.au.
206. NPI (2009): National Pollution Inventory (NPI), Data extracted from the NPI database. Consultado en noviembre de 2009 en: www.npi.gov.au.
207. Nriagu, J.O. y Pacyna, J.M. (1988): quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soil by trace metals. Nature 333, pp- 134-139. Citado por Feng *et al.* (2004).
208. Oftedal, I. (1941): Untersuchungen über die Nebenbestandteile von Erzmineralien Norwegischer zinkblendeführender Vorkommen. Skrifter utgit av Det Norske Videnskaps-Akademi i Oslo, I. Mat. Naturv. Klasse, 1940 no. 8, 103 p.
209. OilTracers (1999-2004): Using gas geochemistry to assess mercury risk. Disponible en: <http://www.gaschem.com/mercur.html>
210. Olsen, S., Westerlund, S. y Visser, R. (1997): Analysis of Metals in Condensates and Naphthas by ICP-MS, Analyst, 122:1229.
211. OSPAR (2002): Mercury emissions from crematoria and their control in the OSPAR Convention Area. OSPAR Commission, París. Disponible en: [http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00179_Mercury %20emissions %20from %20crematoria.pdf](http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00179_Mercury%20emissions%20from%20crematoria.pdf)
212. OSPAR (2011): Mercury losses from the Chlor-alkali industry in 2009, including an assessment of 2008 and 2009 data and trends. Consultado en enero de 2013 en: [http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00537_mercury %20losses %20report %202009.pdf](http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00537_mercury%20losses%20report%202009.pdf)
213. Outotec (2012): Comunicación personal. Outotec Sweden AB, 2012.
214. Ozerova, N. A. (1959): The use of primary dispersion halos of mercury in the search for lead-zinc deposits. Geochemistry, p. 793-802.
215. Ozerova, N. A. (1983): Mercury content of hydrothermal ore deposits. Doklady Earth Sci. Sect., v.261, p. 203-205.
216. Ozerova, N. A. (1986): Mercury and endogenetic ore formation. Moscow, Akad. Nauk SSSR, Ordena Trudovogo Krasnogo Znameni, Inst. Geol. Rudnykh Mestorozhdeniy, Petrog., Mineral., Geochim., 231 p. (en ruso).
217. Ozerova, N. A., Rusinov, V. L. y Ozerov, Y. K. (1975): The mercury in sulphide deposits emplaced in volcanic suites. Mineral. Deposita, v. 10, p. 228-233.
218. Pacyna, J.M. y Pacyna, E.G. (2000): Assessment of emissions/discharges of mercury reaching the Arctic environment. The Norwegian Institute for Air Research, NILU Report OR 7/2000, Kjeller, Noruega.
219. PAJ (2012): Submitted material and personal communication between UNEP and Yoshihiro Inoue of the Petroleum Association of Japan. 2012.
220. Passant, N.R. (2004): Review of emission factors for mercury emitted from cremation. AEA Technology for DEFRA/WEG/SE, Reino Unido. Disponible en: <http://www.defra.gov.uk/corporate/consult/crematoria-two/consultation.pdf>

-
221. Pirrone N y Mason, R (Eds.): Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere: Measurements, Models and Policy Implications. Interim Report of the UNEP Global Mercury Partnership - Mercury Air Transport and Fate Research partnership area. Disponible en: http://www.chem.unep.ch/mercury/Sector-Specific-Information/Full_Report.pdf .
222. Pirrone, N., Munthe, J., Barregård, L., Ehrlich, H.C., Petersen, G., Fernandez, R., Hansen, J.C., Grandjean, P., Horvat, M., Steinnes, E., Ahrens, R., Pacyna, J.M., Borowiak, A., Boffetta, P. y Wichmann-Fiebig, M. (2001): EU Ambient Air Pollution by Mercury (Hg) - Position Paper. Oficina de Publicaciones de las Comunidades Europeas, 2001. Presentado por Italia (disponible en <http://europa.eu.int/comm/environment/air/background.htm#mercury>).
223. Pitche, P., Afanou, A., Amanga, Y. y Tchangai-Walla, K. (1997): Prevalence of skin disorders associated with the use of bleaching cosmetics by Lome women. *Sante* 7:161-164. (En francés).
224. Plachy, J. (1996): Mercury. (En) *Minerals Yearbook, Volume 1 – Metals and Minerals*, US Geological Survey, United States Department of the Interior, Washington, D.C.
225. PRF (1996): Mercury in buildings. Purdue Research Foundation, West Lafayette. Disponible en: <http://pasture.ecn.purdue.edu/~mercury/src-01-02/toc.htm>.
226. Product Stewardship Institute (PSI) (2004). Thermostat Stewardship Initiative: Background Research Summary, Product Stewardship Institute (PSI), octubre de 18, 2004, pp. 5-6. Disponible en: http://www.productstewardship.us/prod_mercury_project.html
227. Pye, E. G. (1964): Mineral deposits of the Big Duck Lake area, district of Thunder Bay. Ontario Dept. Mines Geol. Report, no. 27, 47 p.
228. Qi, X., 1997. Development and application of an information administration system on mercury. Masters Dissertation, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Beijing, China (en chino con resumen en inglés).
229. Reese (1999): USA Geological Survey Minerals Yearbook – 1999: Mercury. USGS en www.usgs.gov
230. Rein, K. y Hylander, L.D. (2000): Experiences from phasing out the use of mercury in Sweden, *Regional Environ. Change* 1, 126, 2000.
231. Reindl, J. (2003): Summary of References on Mercury Emissions from Crematoria - DRAFT. Dane County Department of Public Works. Madison, Wisconsin. 12 de agosto de 2003.
232. Reisdorf, R. P. y D'Orlando, D.C. (1984): Survey of Health Hazard Control Systems for Mercury Use and Processing. NTIS PB85-107241. National Technical Information Service, Springfield, Virginia.
233. Renner, H. (2000): Gold, gold alloys, and gold compounds - production. En *Ullman's encyclopedia of industrial chemistry*, Wiley-VCH Verlag, consultado en diciembre de 2004 en: http://www.mrw.interscience.wiley.com/ueic/articles/a12_499/frame.html
234. Rentz, O., Sasse, H., Karl, U., Schleff, H.J. y Dorn, R. (1996): Emission control at stationary sources in the Federal Republic of Germany - Volume II, Heavy metal emission control. French-German Institute for Environmental Research (DFIU), University of Karlsruhe, 1996 (presentado por Alemania para la Evaluación mundial sobre el mercurio).
235. Rothenburg S E y Katz R W (2011): The UNEP Toolkit: Concerns about over-estimation of environmental Hg releases due to dental amalgam use. Póster presentado en la conferencia Mercury as a Global Pollutant, Halifax, Canadá, julio de 2011.
236. Rui, I. J. (1973): Geology and structures of the Rostvangen sulphide deposit in the Kvikne district, central Norwegian Caledonides. *Norsk Geologisk Tidsskrift*, v.53, p. 433-442.
237. Ryall, W. R. (1979a): Mercury in the Broken Hill (N.S.W., Australia) lead-zinc-silver lodes. *Jour. Geochem. Explorat.*, v.11, p. 175-194.
238. Ryall, W. R. (1979b): Mercury distribution in the Woodlawn massive sulphide deposit, New South Wales. *Economic Geology*, v.74, p. 1471-1484.
239. Saenger, M., Werther, J. y Hanssen, H. (1999b): Concentrations and mass balance of mercury in a fluidized bed sewage sludge incineration plants. Proceedings of the 15th International Conference on Fluidized Bed Combustion, May 16 - 19, 1999, Savannah, Georgia.
240. Saenger, M., Werther, J. y Lungwitz, H. (1999a): Mercury emissions from German fluidized bed sludge incinerators - A status report. Proceedings of the 15th International Conference on Fluidized Bed Combustion, May 16 - 19, 1999, Savannah, Georgia. Disponible en: <http://www.portalenergy.com/balpyo/15icfbc/99-0042.pdf>
241. Sangster, D. F. (1986): Classification, distribution and grade-tonnage summaries of Canadian lead-zinc deposits. *Can. Geol. Surv. Economic Geology Report* 37, 68 p.
242. Sangster, D. F. (1990): Mississippi Valley-type and sedex lead-zinc deposits: A comparative examination. *Trans. Inst. Min. Metallurg.*, v.99, p. B21-B42.
243. Saupe, F.R. (1972): *The Encyclopedia of Geochemistry and Environmental Science*, Editor Fairbridge R. W., Van Nostrand Reinhold, Nueva York, Nueva York, EE. UU., 1972.
244. SCB (2002): Bidrag till Sveriges officiella statistik (Contribution to the Official Statistics of Sweden): Fabriker och manufaktur. *Annal volumes for 1858–1895, Fabriker och hantverk Annual volumes for 1896–1910, Utrikes handel och*

- sjöfart. Annual volumes for 1858–1890, Utrikes handeln. Annual volumes for 1891–1894, Handel. Annual volumes for 1895–1910, Kommerskollegium. Norstedt och Söner and Isaac Marcus Boktr. AB, Estocolmo, Suecia, 1859–1912. Sveriges officiella statistik (Official Statistics of Sweden): Industri. Annual volumes for 1911–1961, Handel. Annual volumes for 1911–1961, Estocolmo, Suecia, 1912–1962. Estadísticas a partir de 1962 en Statistics Sweden, www.SCB.se (consultado el 20 de febrero de 2002).
245. Schachermayer, E., Bauer, G. y Ritter, E. (1995): Messung der Güter- und Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage. [Measurement of the material and substance balance of a municipal solid waste incineration plant]. Monographie; Band 56. Wien. (En alemán).
 246. Schäfer, S. y Hoenig, V. (2001): "Operational Factors Affecting the Mercury Emissions from Rotary Kilns in the Cement Industry," Zement-Kalk-Gips International, Bauverlag GmbH, Walluf, Alemania, Volumen 54, N.º 11, 2001.
 247. Schneider, M. y Oerter, M. (2000): "Limiting and Determining Mercury Emissions in the Cement Industry," Zement-Kalk-Gips International, Alemania, Vol., 53, No. 3, 2000.
 248. Schroll, E. (1953): Über Unterschiede im Spurengehalt bei Wurtziten, Schalenblenden und Zinkblenden. Sitzungsberichte der mathem.-naturw. KL., Abt. I, v.162, no. 5, p. 21-332 p.
 249. Schroll, E. (1983): Geochemical characterization of the Bleiberg type and other carbonate hosted lead-zinc mineralizations, in 4th ISMIDA, Berchtesgaden, Alemania, 4 a 10 de octubre de 1981, Proc., p. 189-197.
 250. Schwartz, M. O. (1972): Geochemische und Lagerstättenkundliche Untersuchungen in Minas de Osor und Umgebung (Provinz Gerona, Spanien). Tesis doctoral inédita, Universidad de Aachen, Alemania, 109 p.
 251. Schwartz, M.O. (1997): Mercury in zinc deposits: Economic geology of a polluting element. Internat. Geol. Rev. 39, 905-923.
 252. Scoullou, M., Vonkeman, G., Thornton, I., Makuch, Z., Arsenikos, S., Constantianos, V., Docx, P., Karavoltos, S., MacDonald, K., Mantzara, B., Maxson, P., Rautiu, R., Roniotes, S., Sakellari, A. y Zeri, C. (2000): EUPHEMET - Towards an integrated EU policy for heavy metals. For the European Commission DG12 - Research Directorate-General, Bruselas.
 253. Seal, R.R., II y Hammarstrom, J.M. (2003): Geoenvironmental models of mineral deposits: examples from massive sulphide and gold deposits: Environmental Aspects of Mine Wastes, J.L. Jambor, D.W. Blowes y A.I.M. Ritchie (eds.), Mineralogical Association of Canada Short Series, v. 31, p. 11-50.
 254. Senior, C. y Eric Eddings, E. (2006): Evolution of Mercury from Limestone. Portland Cement Association, Skokie, Illinois. <http://www.cement.org/Bookstore/download.asp?mediatypeid=1&id=13030&itemid=SN2949>
 255. Seraphim, R. H. (1980): Western Mines-Myra, Lynx and Price deposits. CIM Bull., diciembre de 1980, p.71-86.
 256. SH (2004): Mercury sources and alternatives in health care. Sustainable Hospitals. Disponible en: http://www.sustainablehospitals.org/HTMLSrc/IP_Merc_Tools_List.html
 257. Shah, K. R., Filby, R. H. y Haller, W. A. (1970): Determination of Trace Elements in Petroleum by Neutron Activation Analysis, Journal of Radioanalytical Chemistry, 6:413.
 258. Shin Chan-Ki *et al.* (2000): A study on the proper treatment of incineration residues from MSW Incinerator (I) - on the basis of bottom ash. Waste Treatment Engineering Division of the National Institute of Environmental Research, Corea. Citado en los documentos presentados por la República de Corea para la Evaluación mundial sobre el mercurio del PNUMA. Disponible en: <http://www.chem.unep.ch/mercury/2001-gov-sub/sub76govatt2.pdf>
 259. Shunlin Tang, Xinbin Feng, Zhonggen Li, Shaofeng Wang y Lian Liang (2004): A preliminary study on mercury speciation in municipal waste landfill gas from Guizhou, China. En Mercury as a Global Pollutant, part 1, RMZ - Materials and Geoenvironment - periodical for mining, metallurgy and geology, Ljubliana, Eslovenia, 2004.
 260. Skare, I. y Engqvist, L. (1994): Human exposure to mercury and silver released from dental amalgam restorations. Arch. Environ. Health 1994; 49:384-394.
 261. Skårup, S., Christensen, C.L., Maag, J. y Jensen, S.H. (2003): Substance Flow Analysis for Mercury. Environmental project no. 808, Danish EPA (en danés con resumen en inglés). Disponible en: www.mst.dk. Desde 2004 también se encuentra disponible en inglés en el mismo sitio web.
 262. Sloss LL (2008): Economics of mercury control. CCC/134, IEA Clean Coal Center, citado por PNUMA/AMAP, 2012.
 263. Smirnov, V. I., ed. (1977): Ore deposits of the USSR, v.3. Londres, Pitman, 424 p.
 264. Smith, R. C., II, (1977): Zinc and lead occurrences in Pennsylvania. Penn. Geol. Surv., Min. Resources Report 72, 318 p.
 265. Soler, P. (1982): Comentario sobre la distribución de elementos menores y trazas (Ag, Bi, Hg, Se, Cd, In, Ge, Ga, Sn) en los yacimientos de Pb-Zn del Perú central, en V Cong. Latinoamer. Geol., Argentina, 1982, Proc., v.IV, p. 159-175.
 266. Sörme, L. y Lagerkvist, R. (2002): Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. The Science of the Total Environment 298 (2002) 131-145
 267. Sörme, L., Lindqvist, A. y Söderberg, H. (2003): Capacity to Influence Sources of Heavy Metals to Wastewater Treatment Sludge. Environmental Management Vol. 31, No. 3, pp. 421-428
 268. Southworth *et al.* (2004): Fugitive Mercury Emissions from a Chlor-alkali Factory: Sources and Fluxes to the Atmosphere. Atmospheric Environment 38: 597-611

269. Sprung, S. (1982): "Technologische Probleme beim Brennen des Zementklinkers, Ursache und Lösung." Schrittenreihe der Zementindustrie, Verein Deutscher Zementwerke e.V., Düsseldorf, Alemania, Heft 43, 1982 Traducción al inglés de Brodek, T.V.: "Technological Problems in Pyro-Processing Cement".
270. Srivastava, R.C. (2003): "Guidance and Awareness Raising Materials under new UNEP Mercury Programs (Indian Scenario)". Center for Environmental Pollution Monitoring and Mitigation. Lucknow, India. Presentado a PNUMA en agosto de 2003.
271. Suralco (2007): Environment & Technology. Presentation at Bauxiet Instituut Suriname. Paramaribo. [http://www.bauxietinstituut.com/files/Environment %20 %20and %20Technology %20- %20Suralco %20LLC.pdf](http://www.bauxietinstituut.com/files/Environment%20and%20Technology%20-%20Suralco%20LLC.pdf)
272. Sznopce, J.L. y Goonan, T.G. (2000): The materials flow of mercury in the economies of the United States and the world. USA Geological Survey Circular 1197, vers. 1.0, USA Geological Survey, noviembre de 2000, descargado de: <http://greenwood.cr.usgs.gov/pub/circulars/c1197/> en enero de 2001. Disponible en: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/mercury/>.
273. Tao, H., Murakami, T., Tominaga, M. y Miyazaki, A. (1998): Mercury speciation in natural gas condensate by gas chromatography-inductively coupled plasma mass spectrometry, *J. Anal. At. Spectrom.*, 13:1085.
274. Telmer K (2012): Comunicación personal. Artisanal Gold Council. Setiembre de 2012.
275. Tempelman-Kluit, D. J. (1972): Geology and origin of the Faro, Vangorda, and Swim concordant zinc-lead deposits, central Yukon Territory. *Can. Geol. Surv. Bull.* 208, 73 p.
276. Terzic, S. B. (1972): Thallium and mercury in minerals from the Mezica ore deposit. *Geol. Razprave in Porocila*, v.15, p. 361-368.
277. Thorpe, R. I., (1972): Mineral exploration and mining activities, mainland Northwest Territories, 1966 to 1968. *Can. Geol. Surv. Pap.* 70-70, 204 p.
278. Thurlow, J. G., Swanson, E. A. y Strong, D. F. (1975): Geology and litho geochemistry of the Buchans polymetallic sulphide deposits, Newfoundland. *Economic Geology*, v.70, p. 130-144.
279. Tikkanen, G.D. (1986): World resources and supply of lead and zinc. En: Bush VR (Ed.): *Economics of internationally traded minerals*. Littleton, Colorado, Soc. Min. Eng., pp. 242-250. Citado por Schwartz (1997).
280. Toxics Link (2003): Mercury in India –Toxic Pathway-. Setiembre de 2003, p. 24. Disponible en: http://www.toxicslink.org/docs/06035_publications-1-33-2.pdf
281. TRI (2004): Toxics Release Inventory (TRI) Program. Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. Disponible en: <http://www.epa.gov/triexplorer/>
282. Ullmann (2000): Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry: Zinc, starting materials for zinc production. Consultado en: www.mrw.interscience.wiley.com/ueic/articles/a28_509/sect3.html en octubre de 2003 .
283. Ullmann (2001): Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry: Copper, Copper minerals. Consultado en: www.mrw.interscience.wiley.com/ueic/articles/a28_509/sect3.html en octubre de 2003.
284. PNUMA (2002): Evaluación Mundial sobre el Mercurio, PNUMA Productos Químicos, Ginebra, Suiza, diciembre de 2002.
285. PNUMA (2003): Standardized Toolkit for Identification and Quantification of Dioxin and Furan Releases, 1st edition, mayo de 2003, PNUMA Productos Químicos, Ginebra, Suiza.
286. PNUMA, 2010a. Study on mercury sources and emissions and analysis of the cost and effectiveness of control measures (Paragraph-29 Study). UNEP(DTIE)/Hg/INC.2/4. PNUMA Productos Químicos, Ginebra, citado por PNUMA/AMAP, 2012.
287. PNUMA (2011c): Reducing mercury emissions from coal combustion in the energy sector of China. Elaborado para el Ministerio de Protección del Medio Ambiente de China y PNUMA Productos Químicos. Universidad de Tsinghua, Beijing, China. Febrero de 2011, citado por PNUMA/AMAP, 2012.
288. PNUMA (2011d), Romanov: Reducing mercury emissions from coal combustion in the energy sector of the Russian Federation. Elaborado por el Scientific Research Institute para Atmospheric Air Protection (SRI Atmosphere, JSC), San Petersburgo, Rusia. Noviembre de 2011, citado por PNUMA/AMAP, 2012.
289. PNUMA/AMAP (2012): Informe técnico. Borrador final (13 de noviembre de 2012, Technical Background Report on Global Mercury Emissions and Releases).
290. PNUMA (2013): Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. PNUMA Productos Químicos, Ginebra, Suiza.
291. UNEP/CIMFR-CSIR (2012). Citado por PNUMA/AMAP, 2012
292. ONUDI (2003): Marcello M. Veiga y Randy Baker. Protocols for Environmental and Health Assessment of Mercury Released by Artisanal and Small-scale Miners. Abril de 2003.
293. Unilever (2003): Thermometer factory: Kodaikanal, India (actualizado el 7 de abril de 2003). Unilever PLC London. Disponible en: http://www.unilever.com/environmentsociety/newsandspeeches/Thermometer_factory_Kodaikanal_India.asp?ComponentID=5664&SourcePageID=165 .

-
294. UOP (sin fecha): Mercury removal from natural gas and liquid streams. Corvini G, Stiltner J y Clark K, UOP LLC , Houston, Texas, EE. UU.; consultado el 12 de setiembre en: www.upo.com.
 295. EE. UU. (2010): United States Response to UNEP Questionnaire for Paragraph 29 Study, Enclosure 3a, abril de 2010. Revisado en mayo de 2010. Consultado en 2012 en: [http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Mercury/Documents/para29submissions/USA-Non-Ferrous %20Metal %20Production _revised %206-1-10.pdf](http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Mercury/Documents/para29submissions/USA-Non-Ferrous%20Metal%20Production_revised%206-1-10.pdf).
 296. EPA de EE. UU. (1984): Review of National Emission Standards for Mercury. EPA-450/3-84-004. Emission Standards and Engineering Division, Research Triangle Park, Carolina del Norte.
 297. EPA de EE. UU. (1992): Characterization of Products Containing Mercury in Municipal Solid Waste in the United States, 1970 to 2000. Office of Solid Waste, Washington, DC. Marzo de 1992.
 298. EPA de EE. UU. (1994): Informe de W. Battye, U. McGeough y C. Overcash (EC/R)- 1994. Evaluation of Mercury Emissions from Fluorescent Lamp Crushing. EPA-453/R-94-018. EPA de EE. UU, RTP, Carolina del Norte.
 299. EPA de EE. UU. (1996): Emission Factor Documentation for AP-42, Section 1.6, Wood Waste Combustion in Boilers, Research Triangle Park, Carolina del Norte.
 300. EPA de EE. UU. (1997a): Locating and estimating air emissions from sources of mercury and mercury compounds. Report EPA-454/R-97-012, (NTIS PB98- 117054), Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, Carolina del Norte. Disponible en: <http://www.epa.gov/ttn/chief/le/index.html> .
 301. EPA de EE. UU. (1997b): Mercury Study Report to Congress. EPA de EE. UU., diciembre de 1997, Disponible en: <http://www.epa.gov/mercury/report.htm>
 302. EPA de EE. UU. (1997c): Mercury emissions from disposal of fluorescent lamps. Office of Solid Waste, Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. Disponible en: <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/id/merc-emi/merc-pgs/merc-rpt.pdf> .
 303. EPA de EE. UU. (1998): National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants: Publicly Owned Treatment Works MACT standard. US Federal Register Volume 63, No. 230. 1 de diciembre de 1998. páginas 66084-66101.
 304. EPA de EE. UU. (2000): Unified Air Toxics Website: Electric Utility Steam Generating Units, Section 112 Rule Making, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, Carolina del Norte. www.epa.gov/ttn/uatw/combust/utitox/utoxpg.html.
 305. EPA de EE. UU. (2001): Great Lakes Binational Toxics Strategy Progress Report 2001, disponible en: <http://www.epa.gov/glnpo/bns/reports/2001Progress/index.html>.
 306. EPA de EE. UU. (2002a): Control of Mercury Emissions from Coal-fired Electric Utility Boilers, Interim Report Including errata Data 3-21-02. EPA-600/R-01-109, National Risk Management Research Laboratory, Research Triangle Park, Carolina del Norte, abril de 2002. Disponible en: <http://www.epa.gov/apcdwww/ptb/EPA-600-R-01-109corrected.pdf>.
 307. EPA de EE. UU. (2002b): National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants: Mercury Emissions From Mercury Cell Chlor-alkali Plants; Proposed Rules. Federal Register. 3 de julio de 2002.
 308. EPA de EE. UU. (2003a): Mercury: Toxics Release Inventory Fact Sheet. Agencia de Protección Ambiental de EE. UU., Region 9. Junio de 2003.
 309. EPA de EE. UU. (2003b): Clean Energy Information. Disponible en el sitio web: <http://www.epa.gov/cleanenergy/oil.htm> .
 310. EPA de EE. UU. (2003c): What Devices Contain Mercury? Welcome to the US EPA Region 5/ Purdue University website. Disponible en: <http://pasture.ecn.purdue.edu/~mercury/src/devicepage.htm#man>
 311. EPA de EE. UU. (2003d): TRI. Reporting for year 2001 for the Chloralkali Industry. Disponible en: <http://dl.rtk.net/tri/fac,2003>.
 312. EPA de EE. UU. (2004): Mercury in medical waste. Disponible en: <http://www.epa.gov/reg5oair/glakes/fact1.htm>
 313. Vasquez R., H. (1974): Tablas prácticas para la determinación de minerales y directorio minero-metalúrgico Peruano. Lima, Perú, Offset S.A., 118 p.
 314. VDZ (2000): Umweltdaten der deutschen Zementindustrie. Verein deutscher Zementwerke e. V., Düsseldorf. (En alemán).
 315. VDZ (2001): Activity Report 1999-2001. Verein Deustcher Zementwerke e. V., Forshungsinstitut der Zementindustrie, Dusseldorf, Alemania. Disponible en: http://www.vdz-online.de/daten/tb_99_01/en/script/start.htm .
 316. Velzen, D. van, Langenkamp, H. y Herb, G. (2002): Review: Mercury in waste incineration. Waste Management and Research 20: 556-568.
 317. Vermont ANR (2008): Annual report on mercury auto switch recovery program. The Vermont Agency of Natural Resources (ANR). Presentado ante la Asamblea General de Vermont por: Department of Environmental Conservation, Agency of Natural Resources. 15 de enero de 2008. Consultado en diciembre de 2009 en: <http://www.leg.state.vt.us/reports/2008ExternalReports/228983.pdf> .
 318. Vokes, F. M. (1976): Caledonian massive sulphide deposits in Scandinavia. A comparative review, in Wolf, K. H., ed., Handbook of strata-bound and stratiform ore deposits, v.6. Amsterdam, Elsevier, p. 79-127.

-
319. Wankhade, K.K. (2003): Mercury in India. Toxic pathways. Toxics Link, Nueva Deli. Disponible en: <http://www.toxicslink.org/pub-view.php?pubnum=35>
 320. Watling, R. J. (1974): Identification and analysis of lattice-held mercury in sphalerite from Keel prospect, County Longford, Ireland. *Trans. Inst. Min. Metallurg.*, v.83, p. B88-B94.
 321. OMS (1995): Environmental Health Criteria 167. International Programme on Chemical Safety. Acetaldehyde. Organización Mundial de la Salud. Ginebra, Suiza.
 322. Widenfalk, L. (1979): Mercury as an indicator of stratigraphy and metamorphism in the Skellefte ore district. *Economic Geology*, v.74, p. 1307-1314.
 323. Wilhelm, S.M. (2001): Mercury in petroleum and natural gas: Estimation of emissions from production, processing, and combustion. Agencia de Protección Ambiental de EE. UU., Office of Research and Development, Washington. Disponible en: <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/600r01066/600r01066.pdf>
 324. Wilhelm, S.M. y Bigham, G.N. (2002): Concentration of mercury in crude oil refined in the United States. 5th International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Minamata, Japón. Disponible en: <http://www.hgtech.com/Publications/minamata.htm> .
 325. Wilhelm, S.M. Liang, L., Cussen, D y Kirchgessner, D.A. (2007): Mercury in crude oil processed in the United States (2004). *Environ. Sci. Technol.* 41, p. 4509–4514.
 326. Wright, G. M. (1967): Geology of the southeastern Barren Grounds, parts of the districts of Mackenzie and Keewatin. *Can. Geol. Surv. Memoir* 350, 91 p.
 327. WSPA (2009): Bay Area Petroleum Refinery Mercury Air Emissions, Deposition, and Fate. Environmental Resources Management for Western States Petroleum Association. McGuire, Hoffman y Paulsen, ERM y Flow Science, para Western States Petroleum Association. Consultado en 2012 en: http://www.waterboards.ca.gov/rwqcb2/water_issues/programs/TMDLs/sfbaymercury/Hg_Air_Dep_SFB_Refineries%20_WSPA.pdf.
 328. Yanin (2004): Description of non-ferrous metal industry en Lassen *et al.* (2004).
 329. Yep, C., Algazi, A. y Low, J. (2002): Mercury report. Department of Toxic Substances Control, Hazardous Waste Management Program and State Regulatory Programs Division, Sacramento, California. Disponible en: http://www.dtsc.ca.gov/hazardouswaste/mercury/HWM_REP_Mercury_Final.pdf.
 330. Zeeh, S. y Bechstädt, T. (1994): Carbonate-hosted Pb-Zn mineralization at Bleiberg-Kreuth (Austria): Compilation of data and new aspects. *Soc. Geol. Appl. Min. Dep., Spec. Publ.*, no. 10, p. 271-296.
 331. Zhang L, Wang S, Wu Q, Meng Y, Yang H, Wang F y Hao J (2012): Were mercury emission factors for Chinese non-ferrous metal smelters overestimated? Evidence from onsite measurements in six smelters. *Environmental Pollution* 171 (2012) 109-117.
 332. Zhou, D., Dai, Y., Yu, C. (2003): China's Sustainable Energy Scenarios 2002. China Environmental Science Press, Beijing (en chino). Citado en Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere: Measurements, Models and Policy Implications (Eds. Pirrone N. y Mason R.), consultado en diciembre de 2009 en http://www.chem.unep.ch/mercury/Sector-Specific-Information/Full_Report.pdf

7 Glosario, siglas y abreviaturas

< - menor que;

> - mayor que;

°C - grados Celsius (centígrados);

/ - dividido entre;

* - multiplicado por;

% - por ciento;

µg – microgramo (10^{-6} gramo);

ASP - Sistema adsorbente de secador por pulverización; equipo diseñado para reducir las emisiones de ciertos contaminantes procedentes de los gases de chimeneas de combustión;

ATSDR - Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades de EE. UU.;

CCDM – cámara de combustión de desechos municipales;

CE - La Comunidad Europea (A partir del 1.º de mayo de 2004, la Unión Europea tenía 25 Estados miembros (Austria, Bélgica, Chipre, República Checa, Dinamarca, Estonia, Finlandia, Francia, Alemania, Grecia, Hungría, Irlanda, Italia, Letonia, Lituania, Luxemburgo, Malta, Polonia, Portugal, Eslovaquia, Eslovenia, España, Suecia, Países Bajos, Reino Unido); luego se amplió, con la inclusión de dos miembros adicionales, a 27 Estados miembros;

CIIC - Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer;

CLRTAP – Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia, por sus siglas en inglés;

Dispositivos para el CCA - dispositivos para el control de contaminación del aire (CCA);

DGC – Desulfurización de gases de chimenea; proceso o equipo para minimizar de forma primaria las emisiones de azufre de los gases de chimeneas de combustión;

DGCh – Desulfurización de gases de chimenea por vía húmeda; proceso o equipo para minimizar de forma primaria las emisiones de azufre de los gases de chimeneas de combustión;

DP - Depurador de partículas; equipo diseñado para reducir las emisiones de partículas procedentes de los gases de chimeneas de combustión;

DS – Depurador seco, tipo de filtro utilizado para los gases de combustión ácidos, etc.;

DSM – desechos sólidos municipales;

EMEP – Programa concertado de vigilancia continua y de evaluación de la transmisión a larga distancia de los contaminantes atmosféricos en Europa, en el marco del Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia (CLRTAP, por sus siglas en inglés);

EPA de EE. UU. – Agencia de Protección Ambiental (por sus siglas en inglés) de los Estados Unidos de América;

Escoria - Material de desecho producido cuando se extrae carbón de la tierra, o una sustancia producida al mezclar productos químicos con un metal que se ha calentado hasta que se hace líquido a fin de retirarle sustancias no deseadas;

EE. UU. - Estados Unidos de América;

FAO – Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura;

FT - Filtro de tela; tipo de filtro utilizado para captar partículas en suspensión (aquí: procedente de gases de combustión);

g – gramo;

g/l o g/L – gramos por litro;

Hg⁰ o Hg(0) - mercurio elemental;

Hg²⁺ o Hg(II) - mercurio divalente, la forma de mercurio que predomina en los compuestos orgánicos e inorgánicos de mercurio. En la atmósfera, las especies de mercurio con mercurio divalente se retiran más fácilmente del aire mediante precipitación y deposición que el mercurio elemental;

Hg_p - mercurio particulado, mercurio unido a material particulado o adsorbido en este. En la atmósfera, el mercurio particulado se deposita mucho más rápido que el mercurio elemental;

IDM – incinerador de desechos médicos;

IPCS – Programa Internacional de Protección frente a los Productos Químicos, por sus siglas en inglés;

ISD – Inyección de sorbentes en ductos;

kg – kilogramo;

l o L – litro;

m – metro;

MetilHg o **MeHg** – metilmercurio;

mg - miligramo (10⁻³ gramo);

MSC-E – Centro de sintetización meteorológica-Este (asociado con el CLRTAP);

MW – megavatio;

NEMA – Asociación Nacional de Fabricantes de Productos Eléctricos (en EE. UU.);

ng – nanogramo (10⁻⁹ gramo);

OCDE - Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos;

OIT - Organización Internacional del Trabajo;

OMS - Organización Mundial de la Salud;

ONU - Naciones Unidas;

Países de la CEI – Países de la Comunidad de Estados Independientes (Armenia, Azerbaiyán, Belarús, Kazajistán, Kirguistán, República de Moldavia, Federación de Rusia, Tayikistán, Turkmenistán, Ucrania y Uzbekistán).

PES – Precipitador electrostático; equipo utilizado para reducir la emisión de ciertos contaminantes procedentes de los gases de combustión;

ppm - partes por millón;

PM – Partículas en suspensión; material particulado;

PNUMA - Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente;

ppmm – partes por mil millones (**ppb** en la nomenclatura anglosajona);

RCS - Reducción catalítica selectiva; equipo diseñado para reducir las emisiones de ciertos contaminantes procedentes de los gases de chimeneas de combustión;

RNCS - Reducción no catalítica selectiva; equipo diseñado para reducir las emisiones de ciertos contaminantes procedentes de los gases de chimeneas de combustión;

SP - Secador por pulverización;

t - tonelada métrica = 1.000 kg;

tonelada métrica – 1.000 kg;

UE - Unión Europea. A partir del 1.º de mayo de 2004, la Unión Europea tenía 25 Estados miembros (Austria, Bélgica, Chipre, República Checa, Dinamarca, Estonia, Finlandia, Francia, Alemania, Grecia, Hungría, Irlanda, Italia, Letonia, Lituania, Luxemburgo, Malta, Polonia, Portugal, Eslovaquia, Eslovenia, España, Suecia, Países

Bajos, Reino Unido) que cubren un área de más de 4 millones de kilómetros cuadrados con una población de aproximadamente 460 millones de habitantes; luego se amplió a 27 Estados miembros;

UE (15) – La Comunidad Europea antes de la ampliación del 1.º de mayo de 2004, cuando tenía 15 Estados miembros (Austria, Bélgica, Dinamarca, Finlandia, Francia, Alemania, Grecia, Irlanda, Italia, Luxemburgo, Países Bajos, Portugal, España, Suecia y el Reino Unido).

Vida útil - En descripciones de ciclos de vida de productos: El período desde que se pone en uso el producto (por lo general, el momento de la compra) hasta que se deja de usar o se desecha;

8 Anexos técnicos

8.1 Códigos aduaneros relativos al mercurio del Sistema Armonizado de Designación y Codificación de Mercancías (SA)

Las listas que se presentan a continuación, elaboradas por el Instituto de las Naciones Unidas para Formación Profesional e Investigaciones (Unitar, por sus siglas en inglés), para el kit de herramientas detallan los códigos aduaneros del SA para las mercancías que pueden ser pertinentes para los inventarios de mercurio. Las listas están ordenadas conforme a las categorías de fuentes del nivel de inventario 2 del kit de herramientas (el nivel que se presenta en este informe).

Referencias del kit de herramientas

5.1 Extracción y uso de combustibles/fuentes de energía

- 5.1.1 Combustión de carbón en grandes centrales eléctricas
- 5.1.2 Otro uso del carbón
- 5.1.3 Aceites minerales: extracción, refinación y uso
- 5.1.4 Gas natural: extracción, refinación y uso
- 5.1.5 Otros combustibles fósiles: extracción y uso

27	CAPÍTULO 27 - COMBUSTIBLES MINERALES, ACEITES MINERALES Y PRODUCTOS DE SU DESTILACIÓN; MATERIAS BITUMINOSAS; CERAS MINERALES
2701	Hullas; briquetas, ovoides y combustibles sólidos similares, obtenidos de la hulla
2701 11	Antracita
2701 11 10	Con un contenido límite de materias volátiles (calculado sobre producto seco, sin materias minerales) inferior o igual al 10 %
2701 11 90	Los demás
2701 12	Hulla bituminosa
2701 12 10	Carbón de coque
2701 12 90	Los demás
2701 19 00	Los demás carbones
2701 20 00	Briquetas, ovoides y combustibles sólidos similares, obtenidos de la hulla
2702	Lignitos, incluso aglomerados, excepto el azabache
2702 10 00	Lignitos, incluso pulverizados, pero sin aglomerar
2702 20 00	Lignitos aglomerados
2703 00 00	Turba (comprendida la utilizada para cama de animales), incluso aglomerada
2704 00	Coques y semicoques de hulla, lignito o turba, incluso aglomerados; carbón de retorta
2704 00 11	Para la fabricación de electrodos
2704 00 19	Los demás
2704 00 30	Coques y semicoques de lignito
2704 00 90	Los demás
2705 00 00	Gas de hulla, gas de agua, gas pobre y gases similares, excepto el gas de petróleo y demás hidrocarburos gaseosos
2706 00 00	Alquitranes de hulla, lignito o turba y demás alquitranes minerales, aunque estén deshidratados o descabezados, incluidos los alquitranes reconstituídos
2707	Aceites y demás productos de la destilación de los alquitranes de hulla de alta temperatura; productos análogos en los que los constituyentes aromáticos predominen en peso sobre los no aromáticos
2707 10	Benzol (benceno)
2707 10 10	Que se destine a ser empleado como carburante o como combustible
2707 10 90	Que se destinen a otros usos

2707 20	Toluol (tolueno)
2707 20 10	Que se destine a ser empleado como carburante o como combustible
2707 20 90	Que se destinen a otros usos
2707 30	Xilol (xilenos)
2707 30 10	Que se destine a ser empleado como carburante o como combustible
2707 30 90	Que se destinen a otros usos
2707 40 00	Naftaleno
2707 50	Las demás mezclas de hidrocarburos aromáticos que destilen (incluidas las pérdidas) una proporción superior o igual al 65 % en volumen a 250 °C, según la norma ASTM D 86
2707 50 10	Que se destinen al uso como fuente de energía o combustible para calefacción
2707 50 90	Que se destinen a otros usos
2707 91 00	Aceites de creosota
2707 99	Los demás
2707 99 11	Aceites crudos ligeros que destilen una proporción superior o igual al 90 % en volumen a temperaturas de hasta 200 °C
2707 99 19	Los demás
2707 99 30	Cabezas sulfuradas
2707 99 50	Productos básicos
2707 99 70	Antraceno
2707 99 80	Fenoles
2707 99 91	Que se destinen a la fabricación de los productos de la partida 2803
2707 99 99	Los demás
2708	Brea y coque de brea de brea de hulla o de otros alquitranes minerales
2708 10 00	Brea
2708 20 00	Coque de brea
2709 00	Aceites crudos de petróleo o de mineral bituminoso
2709 00 10	Condensados de gas natural
2709 00 90	Los demás
2710	Aceites de petróleo o de mineral bituminoso, excepto los aceites crudos, preparaciones no expresadas ni comprendidas en otra parte, con un contenido de aceites de petróleo o de mineral bituminoso superior o igual al 70 % en peso, en las que estos aceites constituyan el elemento base, desechos de aceites
2710 11	Aceites livianos (ligeros) y preparaciones
2710 11 11	Que se destinen a un proceso específico
2710 11 15	Que se destinen a una transformación química mediante un proceso distinto a los definidos en la subpartida 2710 11 11
2710 11 21	Espíritu de petróleo ("white spirit")
2710 11 25	Los demás
2710 11 31	Gasolinas de aviación
2710 11 41	Con un octanaje (RON) inferior a 95
2710 11 45	Con un octanaje (RON) superior o igual a 95, pero inferior a 98
2710 11 49	Con un octanaje (RON) superior o igual a 98
2710 11 51	Con un octanaje (RON) inferior a 98
2710 11 59	Con un octanaje (RON) superior o igual a 98
2710 11 70	Carburorreactores tipo gasolina
2710 11 90	Los demás aceites livianos (ligeros)
2710 19	Los demás
2710 19 11	Que se destinen a un proceso específico
2710 19 15	Que se destinen a una transformación química mediante un proceso distinto a los definidos en la subpartida 2710 19 11
2710 19 21	Carburorreactores

2710 19 25	Los demás
2710 19 29	Los demás
2710 19 31	Que se destinen a un proceso específico
2710 19 35	Que se destinen a una transformación química mediante un proceso distinto a los definidos en la subpartida 2710 19 31
2710 19 41	Con un contenido de azufre inferior o igual al 0,05 % en peso
2710 19 45	Con un contenido de azufre superior al 0,05 % pero inferior o igual al 0,2 % en peso
2710 19 49	Con un contenido de azufre superior al 0,2 % en peso
2710 19 51	Que se destinen a un proceso específico
2710 19 55	Que se destinen a una transformación química mediante un proceso distinto a los definidos en la subpartida 2710 19 51
2710 19 61	Con un contenido de azufre inferior o igual al 1 % en peso
2710 19 63	Con un contenido de azufre superior al 1 % pero inferior o igual al 2 % en peso
2710 19 65	Con un contenido de azufre superior al 2 % pero inferior o igual al 2,8 % en peso
2710 19 69	Con un contenido de azufre superior al 2,8 % en peso
2710 19 71	Que se destinen a un proceso específico
2710 19 75	Que se destinen a una transformación química mediante un proceso distinto a los definidos en la subpartida 2710 19 71
2710 19 81	Aceites lubricantes para motores, compresores y turbinas
2710 19 83	Líquidos para transmisiones hidráulicas
2710 19 85	Aceites blancos, parafina líquida
2710 19 87	Aceites para engranajes y para reductor
2710 19 91	Compuestos para la metalurgia, aceites de desmoldeo, aceites anticorrosivos
2710 19 93	Aceites para aislamiento eléctrico
2710 19 99	Los demás aceites lubricantes y los demás aceites
2710 91 00	Que contengan difenilos policlorados (PCB), terfenilos policlorados (PCT) o difenilos polibromados (PBB)
2710 99 00	Los demás
2711	Gas de petróleo y demás hidrocarburos gaseosos
2711 11 00	Gas natural
2711 12	Propano
2711 12 11	Que se destine a ser empleado como carburante o como combustible
2711 12 19	Que se destinen a otros usos
2711 12 91	Que se destinen a un proceso específico
2711 12 93	Que se destinen a una transformación química mediante un proceso distinto a los definidos en la subpartida 2711 12 91
2711 12 94	De pureza superior al 90 % pero inferior al 99 %
2711 12 97	Los demás
2711 13	Butanos
2711 13 10	Que se destinen a un proceso específico
2711 13 30	Que se destinen a una transformación química mediante un proceso distinto a los definidos en la subpartida 2711 13 10
2711 13 91	De pureza superior al 90 % pero inferior al 95 %
2711 13 97	Los demás
2711 14 00	Etileno, propileno, butileno y butadieno
2711 19 00	Los demás
2711 21 00	Gas natural
2711 29 00	Los demás

2712	Vaselina; parafina, cera de petróleo microcristalina, <i>slack wax</i> , ozoquerita, cera de lignito, cera de turba, demás ceras minerales y productos similares obtenidos por síntesis o por otros procedimientos, incluso coloreados
2712 10	Vaselina
2712 10 10	Crudo
2712 10 90	Los demás
2712 20	Parafina con un contenido de aceite inferior al 0,75 % en peso
2712 20 10	Parafina sintética con un peso molecular superior o igual a 460 pero inferior o igual a 1.560
2712 20 90	Los demás
2712 90	Los demás
2712 90 11	Crudo
2712 90 19	Los demás
2712 90 31	Que se destinen a un proceso específico
2712 90 33	Que se destinen a una transformación química mediante un proceso distinto a los definidos en la subpartida 2712 90 31
2712 90 39	Que se destinen a otros usos
2712 90 91	Mezcla de 1-alquenos con un contenido superior o igual al 80 % de 1-alquenos de longitud de cadena superior o igual a 24 átomos de carbono pero inferior o igual a 28 átomos de carbono
2712 90 99	Los demás
2713	Coque de petróleo, betún de petróleo y demás residuos de los aceites de petróleo o de mineral bituminoso
2713 11 00	Sin calcinar
2713 12 00	Calcinado
2713 20 00	Betún de petróleo
2713 90	Los demás residuos de los aceites de petróleo o de mineral bituminoso
2713 90 10	Que se destinen a la fabricación de los productos de la partida 2803
2713 90 90	Los demás
2714	Betunes y asfaltos naturales; pizarras y arenas bituminosas; asfaltitas y rocas asfálticas
2714 10 00	Pizarras y arenas bituminosas
2714 90 00	Los demás
2715 00 00	Mezclas bituminosas a base de asfalto o de betún naturales, de betún de petróleo, de alquitrán mineral o de brea de alquitrán mineral (por ejemplo: mástiques bituminosos, "cut backs")
2716 00 00	Energía eléctrica

Referencias del kit de herramientas

5.3 Producción de otros minerales y materiales con impurezas de mercurio

5.3.1 Producción de cemento

5.3.2 Producción de pulpa y de papel

Código aduanero	Designación
2521 00 00	Castinas; piedras calizas y calcáreas para la fabricación de cal o de cemento
2523	Cemento Portland, cementos aluminosos, cementos de escorias, cementos supersulfatados y cementos hidráulicos similares, incluso coloreados o en forma de piedritas (clinkers)
2523 10 00	Cemento sin pulverizar (clinkers)
	Cemento Portland
2523 21 00	Cemento blanco, incluso coloreado artificialmente
2523 30 00	Cemento aluminoso
2523 90	Los demás cementos hidráulicos

2523 90 10	Cemento de altos hornos
3214	Masilla, cementos de resina y demás mástiques; plastes (enduidos) utilizados en pintura; plastes (enduidos) no refractarios de los tipos utilizados en fachadas, paredes interiores, pisos, cielorrasos o similares
3214 10	Masilla, cementos de resina y demás mástiques; plastes (enduidos) utilizados en pintura
3214 10 10	Masilla, cementos de resina y demás mástiques
3816 00 00	Cementos refractarios, argamasas, hormigones y compuestos similares, excepto los productos de la partida 3801

Mercurio metálico

2805 40 10	Mercurio en envases con un contenido neto de 34,5 kg (peso estándar) y cuyo valor FOB sea inferior o igual a 224 € por envase
2805 40 90	Mercurio (excepto en envases con un contenido neto de 34,5 kg (peso estándar) y cuyo valor FOB sea inferior o igual a 224 € por envase)
2843 90 10	Amalgamas de metales preciosos
2852 00 00	Compuestos inorgánicos u orgánicos, de mercurio, excepto las amalgamas
2853 00 90	Los demás compuestos inorgánicos n. c. o. p.; amalgamas, excepto las de metales preciosos

Referencias del kit de herramientas

5.5 Productos de consumo con uso deliberado de mercurio

5.5.4 Pilas con mercurio

Se deben analizar los artículos que no contienen mercurio (mencionado en el arancel aduanero).

8506 10 11	Pilas y baterías de dióxido de manganeso, alcalinas, pilas cilíndricas (excepto las inservibles)
8506 10 15	Pilas y baterías de dióxido de manganeso, alcalinas, pilas de botón (excepto las inservibles)
8506 10 19	Pilas y baterías de dióxido de manganeso, alcalinas (excepto las inservibles, las pilas cilíndricas y las pilas de botón)
8506 10 91	Pilas y baterías de dióxido de manganeso, no alcalinas, pilas cilíndricas (excepto las inservibles)
8506 10 95	Pilas y baterías de dióxido de manganeso, no alcalinas, pilas de botón (excepto las inservibles)
8506 10 99	Pilas y baterías de dióxido de manganeso, no alcalinas (excepto las inservibles, las pilas cilíndricas y las pilas de botón)
8506 30 10	Pilas y baterías de óxido de mercurio, pilas cilíndricas (excepto las inservibles)
8506 30 30	Pilas y baterías de óxido de mercurio, pilas de botón (excepto las inservibles)
8506 30 90	Pilas y baterías de óxido de mercurio (excepto las inservibles, las pilas cilíndricas y las pilas de botón)
8506 40 10	Pilas y baterías de óxido de plata, pilas cilíndricas (excepto las inservibles)
8506 40 30	Pilas y baterías de óxido de plata, pilas de botón (excepto las inservibles)
8506 40 90	Pilas y baterías de óxido de plata (excepto las inservibles, las pilas cilíndricas y las pilas de botón)
8506 50 10	Pilas y baterías de litio, pilas cilíndricas (excepto las inservibles)
8506 50 30	Pilas y baterías de litio, pilas de botón (excepto las inservibles)
8506 50 90	Pilas y baterías de litio (excepto las inservibles, las pilas cilíndricas y las pilas de botón)
8506 60 10	Pilas y baterías de aire-zinc, pilas cilíndricas (excepto las inservibles)
8506 60 30	Pilas y baterías de aire-zinc, pilas de botón (excepto las inservibles)
8506 60 90	Pilas y baterías de aire-zinc (excepto las inservibles, las pilas cilíndricas y las pilas de botón)

8506 80 05	Baterías secas de zinc-carbón, de una tensión superior o igual a 5,5 V pero inferior o igual a 6,5 V (excepto las inservibles)
8506 90 00	Partes de pilas y baterías primarias, n. c. o. p.

Referencias del kit de herramientas

5.5 Productos de consumo con uso deliberado de mercurio

5.5.3 Fuentes de luz con mercurio

8539 31 10	Lámparas de descarga, fluorescentes, de cátodo caliente, de dos casquillos
8539 31 90	Lámparas de descarga, fluorescentes, de cátodo caliente (excepto las de dos casquillos)
8539 32 10	Lámparas de vapor de mercurio
8539 39 00	Lámparas de descarga (excepto las fluorescentes, las lámparas de cátodo caliente, las lámparas de vapor de mercurio o sodio, lámparas de halogenuros metálicos y lámparas de rayos ultravioletas)
8539 49 10	Lámparas de rayos ultravioletas
8539 49 30	Lámparas de rayos infrarrojos

Referencias del kit de herramientas

5.5 Productos de consumo con uso deliberado de mercurio

5.5.1 Termómetros con mercurio

5.5.2 Interruptores eléctricos y relés con mercurio

9025 11 20	Termómetros clínicos o veterinarios, de líquido, con lectura directa
9025 11 80	Termómetros, de líquido, con lectura directa, sin combinar con otros instrumentos (excepto termómetros clínicos o veterinarios)
9025 19 20	Termómetros y pirómetros, sin combinar con otros instrumentos, electrónicos
9025 19 80	Termómetros y pirómetros, sin combinar con otros instrumentos, no electrónicos (excepto termómetros de líquido con lectura directa)
9025 80 20	Barómetros, sin combinar con otros instrumentos
9025 80 40	Higrómetros, areómetros e instrumentos flotantes similares, higrómetros y sicrómetros, incluso combinados entre sí o con termómetros o barómetros, electrónicos
9025 80 40	Higrómetros, areómetros e instrumentos flotantes similares, higrómetros y sicrómetros, incluso combinados entre sí o con termómetros o barómetros, electrónicos
9025 80 80	Higrómetros, areómetros e instrumentos flotantes similares, higrómetros y sicrómetros, incluso combinados entre sí o con termómetros o barómetros, no electrónicos
9025 80 80	Higrómetros, areómetros e instrumentos flotantes similares, higrómetros y sicrómetros, incluso combinados entre sí o con termómetros o barómetros, no electrónicos
9026 20 40	Manómetros de espira o membrana manométrica metálica
9026 20 80	Instrumentos y aparatos para medida o control de la presión de líquidos o gases, no electrónicos (excepto los manómetros de espira o membrana manométrica metálica y los reguladores)
9027 30 00	Espectrómetros, espectrofotómetros y espectrógrafos que utilicen radiaciones ópticas (UV, visibles, IR)
9027 50 00	Instrumentos y aparatos para análisis físicos o químicos que utilicen radiaciones ópticas UV, visibles, IR (excepto espectrómetros, espectrofotómetros y espectrógrafos, así como analizadores de gases o humos)
9032 10 20	Termostatos electrónicos
9032 10 81	Termostatos no electrónicos, para control o regulación automática, con dispositivo de activación eléctrico
9032 10 81	Termostatos no electrónicos, para control o regulación automática, con dispositivo de activación eléctrico
9032 10 89	Termostatos no electrónicos, sin dispositivo de activación eléctrico

9032 20 00	Manómetros (presostatos, excepto llaves de paso, grifos de purga y válvulas de la partida 8481)
9032 89 00	Instrumentos y aparatos para regulación o control (excepto manómetros, termostatos y llaves de paso, grifos de purga y válvulas hidráulicos o neumáticos de la partida 8481)
9032 89 00	Instrumentos y aparatos para regulación o control (excepto manómetros, termostatos y llaves de paso, grifos de purga y válvulas hidráulicos o neumáticos de la partida 8481)

8.2 Números CAS (Servicio de Resúmenes de Productos Químicos, por sus siglas en inglés) de sustancias con mercurio

1331. En la siguiente lista, elaborada por Unitar para el kit de herramientas, se presentan sustancias químicas que contienen mercurio y los números CAS correspondientes. Se debe tener en cuenta que pueden existir otras sustancias que contengan mercurio.

CAS	Nombre químico	Categoría de la sustancia
10045-94-0	Ácido nítrico, sal de mercurio (2++)	Inorgánica
10112-91-1	Cloruro de mercurio (Hg ₂ Cl ₂)	Inorgánica
10415-75-5	Ácido nítrico, sal de mercurio (1++)	Inorgánica
104923-33-3	Cloruro mercurioso	Inorgánica
12068-90-5	Teluro de mercurio (HgTe)	Inorgánica
1344-48-5	Sulfuro de mercurio (HgS)	Inorgánica
15829-53-5	Óxido de mercurio (Hg ₂ O)	Inorgánica
19122-79-3	Sulfuro mercúrico rojo (cinabrio)	Inorgánica
21908-53-2	Óxido mercúrico (HgO)	Inorgánica
29870-72-2	Teluro de mercurio-cadmio ((Cd,Hg)Te)	Inorgánica
592-85-8	Ácido tiocianico, sal de mercurio (2++)	Inorgánica
7439-97-6	Mercurio	Inorgánica
7487-94-7	Cloruro mercúrico (HgCl ₂)	Inorgánica
7546-30-7	Cloruro mercurioso (HgCl)	Inorgánica
7774-29-0	Ioduro mercúrico (HgI ₂)	Inorgánica
7783-33-7	Tetraiodo (T-4) mercuriato (2-) de potasio	Inorgánica
7783-35-9	Ácido sulfúrico, sal de mercurio (2++) (1:1)	Inorgánica
7783-36-0	Ácido sulfúrico, sal dimercúrica (1++)	Inorgánica
7789-47-1	Bromuro mercúrico (HgBr ₂)	Inorgánica
1600-27-7	Ácido acético, sal de mercurio (2++)	Sal orgánica de metal
27685-51-4	(T-4)-Tetrakis(tiocianato-N)-cobaltato(2-) de mercurio(2++) (1:1)	Sal orgánica de metal
62638-02-2	Ácido ciclohexano butanoico, sal de mercurio (2++)	Sal orgánica de metal
63325-16-6	Diiodobis (5-iodopiridin-2-amina) de mercurio, dihidrato	Sal orgánica de metal
103-27-5	Propionato de fenilmercurio	Organometálica
104-60-9	(Z)-(9-octadecenoato-O) de fenilmercurio	Organometálica
129-16-8	(2'7'-dibromo-3',6'-dihidroxi-3-oxospiro[isobenzofuran-(3H),9'-[9H]xanten]-4'-il)hidroximercurio sal disódica	Organometálica
138-85-2	(4-carboxilatofenil)hidroximercurato(1-) de sodio	Organometálica
24806-32-4	[μ-[dodecil-butanodioato(2-)-O:O']] de difenildimercurio	Organometálica
26545-49-3	(neodecanoato-O) de fenilmercurio	Organometálica
33770-60-4	[2,5-dicloro-3,6-dihidroxi-2,5-ciclohexadieno-1,4-dionato(2-)-O1,O6]-mercurio	Organometálica
54-64-8	Etil[2-mercaptobenzoato-(2-)-O,S] mercurato(1-) de sodio	Organometálica
5954-14-3	(acetato-O)[3-(clorometoxi)propil-C,O]mercurio	Organometálica
62-38-4	(acetato-O) de fenilmercurio	Organometálica
94070-93-6	Difenil[μ-[(ftalato de oxidietileno) (2-)]mercurio	Organometálica
91082-69-8	Tementina, Venecia, sulfurada, productos de reacción con hidrógeno tetracloroaurato(-1), aceite de trementina sulfurado y nitrato mercurioso, mezcla con óxido mercurioso	Sustancia de composición desconocida o

		variable, productos de reacción compleja y materiales biológicos (UVCB, por sus siglas en inglés): biológica
1345-09-1	Sulfuro de cadmio y mercurio	UVCB: inorgánica
152923-45-0	Fangos y lodos, concentrado de mercurio obtenido de la calcinación de condensados de gas	UVCB: inorgánica

8.3 Concentraciones de mercurio en esfalerita en concentrados y en minerales para la extracción de zinc

1332. A continuación se presentan, con referencia a la sección 5.2.3 sobre extracción y procesamiento inicial de zinc, datos sobre las concentraciones de mercurio en esfalerita (Hg_{es}) en concentrados y minerales para la extracción de zinc (Schwartz, 1997).

Concentraciones de mercurio en esfalerita (Hg_{es}) en concentrados y en minerales para la extracción de zinc (Schwartz, 1997)

País	Número de depósitos	Nombre del depósito (distrito)	Concentración promedio de Hg _{es} ppm *1	Material analizado *2	Número de muestras	Referencias para los análisis y la clasificación de yacimientos	Referencias adicionales para la clasificación de yacimientos
Yacimientos del Arcaico VOLCEX (hasta facies de esquistos verde)							
Canadá	19	Cdn.-Jamieson, Coniagas, Delbridge, Hacket R., High L., Indian Mountain L., Kam-Kotia, Kidd Creek, Lac Dufault, Manitou-Barvue, Mattabi, Mattagami L., N. Slave, Orchan, Poirier, South Bay, Spi L., Sturgeon L., Zenmac	37	M	66	Jonasson y Sangster (1975)	Pye (1964), Wright (1967), Franklin <i>et al.</i> (1981), Laznika (1981), Sangster (1986)
Canadá	1		123	C	1	(confidencial)	
Yacimientos del Arcaico VOLCEX (facies de anfíbolita)							
Canadá	3	Geco, Normetal, Willecho	10	M	13	Jonasson y Sangster (1975)	Franklin <i>et al.</i> (1981)
Yacimientos del Proterozoico VOLCEX (hasta facies de esquistos verde)							
Canadá	4	Errington, Flin Flon, Ruttan L., Schist L.	95	M	10	Jonasson y Sangster (1975)	CIM (1957), Franklin <i>et al.</i> (1981), Laznicka (1981)
Suecia	11	Boliden, Kristineberg, Langdal, Langsele, Näsliden, Rävlieden ABC, Rävlieden Cu, Ravlidmyran, Renström, Sturemalmen, Udden	998	C	11	Widenfalk (1979)	
Yacimientos del Proterozoico VOLCEX (facies de anfíbolita)							
Canadá	9	Chisel L., Fox L., New Calumet, N. Contact L., Osborne L., Sherridon, Sulphide L., Tetrault, Western Nuclear	97	M	22	Jonasson y Sangster (1975)	Franklin <i>et al.</i> (1981), Laznicka (1981)
Finlandia	1	Vihanti	550	C	1	Kleinevoss (1971)	Isokangas (1978)
Suecia	1	Rudtjebäcken	582	C	1	Widenfalk (1979)	
Yacimientos del Fanerozoico VOLCEX (hasta facies de esquistos verde)							
Australia	1		50	C	1	(confidencial)	
Australia	1		4	M	2	(confidencial)	
Australia	1	Woodlawn	6	M	8	Ryall (1979b)	Laznicka (1981)
Canadá	1		11	C	1	(confidencial)	
Canadá	11	Big Bull, Brunswick No. 6, 12, Buchans, Heath Steele, Key Anacon, Seneca, Sturgeon R. Wedge, Weedon, Western	35	M	14	Jonasson y Sangster (1975)	CIM (1957), Douglas (1970), Thurlow <i>et al.</i> (1975), Armbrust y Gannicott (1980), Seraphim (1980), Franklin <i>et al.</i> (1981)
Japón	1	Shakanai	14	M	12	Nishiyama (1974)	
Japón	3	Furutobe, Hanaoka, Uchinotai	29	M	6	Ozerova (1986)	Ozerova <i>et al.</i> (1975)
Kazajistán	1	Ridder-Sokol'noye	1	M	4	Kovrigo <i>et al.</i> (1976)	
Noruega	4	Bjorkasen, Lokken, Rostvangen Vigsnes	55	M	5	Oftedal (1941)	Rui (1973), Vokes (1976), Bugge (1978)
Rusia	6	Mauk, (Urales del sur), Valentina	64	M	15	Ozerova (1986)	Ozerova <i>et al.</i> (1975), Smirnov (1977)

País	Número de depósitos	Nombre del depósito (distrito)	Concentración promedio de Hg _{es} ppm *1	Material analizado *2	Número de muestras	Referencias para los análisis y la clasificación de yacimientos	Referencias adicionales para la clasificación de yacimientos
España	1		548	C	1	(confidencial)	
España	1	Santa Ana	43	C	1	Marcoux <i>et al.</i> (1996)	
España	1	San Telmo	116	C	1	Marcoux <i>et al.</i> (1996)	
Estados Unidos	4	(Este de Maine)	17	M	6	Jolly y Heyl (1968)	Bouley y Hodder (1984)
	3	East Pacific Rise, Galapagos Rift, Juan de Fuca Ridge (lecho marino)	2	C	5	Bischoff <i>et al.</i> (1983)	

País	Número de depósitos	Nombre del depósito (distrito)	Concentración promedio de Hg _{es} ppm *1	Material analizado *2	Número de muestras	Referencias para los análisis y la clasificación de yacimientos	Referencias adicionales para la clasificación de yacimientos
Yacimientos del Fanerozoico VOLCEX (facies de anfibolita)							
Noruega	1	Hestekletten	30	M	1	Oftedal (1941)	Vokes (1976), Bugge (1978)
Noruega	1	Storvarts	100	M	1	Oftedal (1941)	Vokes (1976), Bugge (1978)
Noruega	1	Jakobsbakken	42	M	1	Kleinevoss (1971)	Vokes (1976), Bugge (1978)
Yacimientos del Proterozoico SEDEX (facies de anfibolita/granulita)							
Australia	1	Broken Hill	27	M	24	Ryall (1979a)	
Estados Unidos	1	Balmat	1198	M	2	Jonasson y Sangster (1975)	deLorraine y Dill (1982), Sangster (1990)
Yacimientos del Fanerozoico SEDEX (hasta facies de esquisto verde)							
Australia	1		48	C	1	(confidencial)	
Australia	1		89	C	1	(confidencial)	
Canadá	1		109	C	1	(confidencial)	
Canadá	1	Faro	114	M	2	Jonasson y Sangster (1975)	Tempelman-Kluit (1972), Sangster (1990)
Alemania	1	Rammelsberg	164	C	8	Kraume (1955)	
Alemania	1	Meggen	6	C	1	Hilmer (1972)	
Yacimientos del Fanerozoico SEDEX (facies de anfibolita)							
Noruega	1	Mofjell	60	C	1	Borsch (1970; citado por Kleinevoss (1971))	Vokes (1976), Sangster (1990)
Filones del pre-Terciario en rocas con bajo contenido de carbonatos							
Canadá	20	Arctic Silver, Berens R., Box, (Cobalt) Dorchester, Frontenac Lead, Homer L., (Keno Hill), Keymet, Kingdon Lead, Ramah, Severn R., Smithers, Thubin L., (Thunder Bay) Turnback L.	32	M	46	Jonasson y Sangster (1975)	Alcock (1930), CIM (1957), Douglas (1970), Thorpe (1972), Sangster (1986), Kissin y Sherlock (1989), Beaudoin y Sangster (1992)
República Checa	1	Pribram	65	M	2	Schroll (1953)	Beaudoin y Sangster (1992)

País	Número de depósitos	Nombre del depósito (distrito)	Concentración promedio de Hg _{es} ppm *1	Material analizado *2	Número de muestras	Referencias para los análisis y la clasificación de yacimientos	Referencias adicionales para la clasificación de yacimientos
Alemania	1	Clausthal	283	M	3	Kleinevoss (1971)	Beaudoin y Sangster (1992)
Alemania	1	Bad Grund	293	M	1	Kleinevoss (1971)	Beaudoin y Sangster (1992)
Alemania	1	Freiberg	30	M	2	Schroll (1953)	Beaudoin y Sangster (1992)
España	1	Osor	0,4	M	5	Schwartz (1972)	
Kazajistán	4	Bezymyannoye Kizyl-bel', Kok-tyube, Peraval'noye	86	M	8	Ozerova (1959)	
Ucrania	1	Nagol'no-Tarasovskoye	6	M	1	Saukov (1946; citado por Dvornikov, 1962)	
Ucrania	1	Gruzskaya	73	M	1	Dvornikov, 1962)	
Estados Unidos	1	Coeur d'Alene	95	M	14	Fryklund y Fletcher (1956)	
Estados Unidos	5	Armenius, Madison. (Shawangunk), Valzinco, Wheatley	23	M	5	Jolly y Heyl (1968)	Ingham (1940), Luttrell (1966), Smith (1977)
Filones del pre-Terciario en piedra caliza/dolomita							
Canadá	2	Blue Bell, Silver L.	18	M	3	Jonasson y Sangster (1975)	CIM (1957), Franklin y Mitchell (1977)
Estados Unidos	11	(Centro de Kentucky), (Centro de Tennessee, vein district)	48	M	27	Jolly y Heyl (1968)	Jewell (1947), Jolly y Heyl (1964), Kyle (1976)
Estados Unidos	1	Dove Creek	13	C	1	Maher y Fagan (1970)	Jolly y Heyl (1964)

País	Número de depósitos	Nombre del depósito (distrito)	Concentración promedio de Hg _{es} ppm *1	Material analizado *2	Número de muestras	Referencias para los análisis y la clasificación de yacimientos	Referencias adicionales para la clasificación de yacimientos
Yacimientos filonianos (y de reemplazo de carbonatos) asociados al magmatismo del Terciario							
Bulgaria	1	Madzharovo	0,5	M	2	Ozerova (1983)	Breskovska y Tarkian (1993)
Perú	20	Alianza, Atacocha, Austria Duvaz, Casapalca-Centromin, Casapalca-Gubbins, Cerro de Pasco, Colquirrumi, El Brocal, Huaron, Morococha, Pachapaqui, Perubar, Raura, San Cristóbal, Santa Rita, Santander, Uchucchacua, Volcan, Yauli, Yauricocha	31	C	20	Cavanagh y Glover (1991)	Vasquez (1974), Soler (1982, 1986)
Perú	1		31	C	1	(confidencial)	
Perú	1		76	C	1	(confidencial)	
Perú	1		147	C	1	(confidencial)	
Serbia	1	Trepca	33	M	1	Kleinevoss (1971)	Jankovic (1982)
Tipo valle de Mississippi (MVT, por sus siglas en inglés) del Proterozoico							
Canadá	3	Long L., Strathcona, Thirty Islands L.	14	M	9	Jonasson y Sangster (1975)	
MVT del Fanerozoico							

País	Número de depósitos	Nombre del depósito (distrito)	Concentración promedio de Hg _{es} ppm *1	Material analizado *2	Número de muestras	Referencias para los análisis y la clasificación de yacimientos	Referencias adicionales para la clasificación de yacimientos
Austria	1	Lafätsch	1	C	15	Cerny (1989)	
Austria	1	Bleiberg	2	C	100	Schroll (1983)	Zeeh y Bechstädt (1994)
Canadá	14	Bankeno, Ferndale, Gays R., H.B., Kaladar Road, Kicking Horse, Little Pike Day, Monarch, Newfoundland Zinc, Pine Point, Schoolhouse, Tobermory, Walton, Wiarton	5	M	83	Jonasson y Sangster (1975)	
Alemania	1	Stolberg	0,2	M	8	Krahn <i>et al.</i> (1986)	
Perú	1	San Vicente	4	C	1	Cavanagh y Glover (1991)	Fontboté y Gorzawski (1990)
Eslovenia	1	Mezica	0,4	M	4	Terzic (1972)	Cerny (1989)
Estados Unidos	20	Almedia, Bamford, (Este de Tennessee), Friedensville, (Suroeste de Virginia), (Timberville), (Tri-State), (Upper Mississippi Valley)	3	M	29	Jolly y Heyl (1968)	Hoagland (1971), Smith (1977), Sangster (1990)
Estados Unidos	1	Nashville Prospect	0,05	M	1	Jones (1988)	
Estados Unidos	18	(Este de Tennessee), (Suroeste de Virginia)	21	C	19	Maher y Fagan (1970)	
Plomo-zinc en arenisca							
Alemania	1	Maubach	10	M	1	Kulms (1970)	
Yacimientos no clasificados en piedra caliza/dolomita							
Canadá	1	Prairie Creek	933	M	2	Jonasson y Sangster (1975)	
Irlanda	1	Keel	227	M	113	Watling (1974)	
Italia	1	Gorno	55	M	20	Fruth y Maucher (1966)	
Kazajistán	1	Achisai	6	M	3	Fursov (1958)	
España	1	Rubiales	2054	M	76	Arias <i>et al.</i> (1992)	
Estados Unidos	3	Linville Falls, Serpent Mount, Smith	102	M	3	Jolly y Heyl (1968)	
Estados Unidos	1	East Fork Cabin Creek	10	C	1	Maher y Fagan (1970)	

Notas: *1 Las concentraciones de Hg_{es} hacen referencia al contenido de mercurio de la esfalerita (análisis mineralógico) o el contenido teórico de mercurio de la esfalerita en el mineral (ver texto).

*2 M = análisis mineralógico; C = análisis de concentrado.

8.4 Datos de los países para ciertos cálculos predeterminados

1333. Para las subcategorías que se enumeran a continuación, las estimaciones de entradas y emisiones de mercurio predeterminadas se basan en los datos de la población, en combinación con otros indicadores del nivel de actividad específicos para cada país:

Subcategoría	Tipos de datos utilizados como índices de actividad
Empastes de amalgamas dentales (empastes de "plata")	Población, densidad de personal odontológico
Interruptores eléctricos y relés con mercurio	Población, índice de electrificación (porcentaje de población con acceso a electricidad)
Poliuretano (PU, PUR) producido con catalizador de mercurio	Población, índice de electrificación (porcentaje de población con acceso a electricidad)
Otros manómetros e indicadores con mercurio	Población, índice de electrificación (porcentaje de población con acceso a electricidad)
Productos químicos de laboratorio	Población, índice de electrificación (porcentaje de población con acceso a electricidad)
Otros equipos de laboratorio con mercurio	Población, índice de electrificación (porcentaje de población con acceso a electricidad)

1334. A continuación se presentan los datos específicos de cada país sobre población, densidad de personal odontológico y tasa de electrificación necesarios para los cálculos, que están basados en los datos disponibles más recientes (a un nivel global) en otoño de 2012. El PNUMA podrá actualizar estos datos a medida que se disponga de información más nueva, en la medida de lo posible. En las notas de la tabla que figura a continuación se enumeran las fuentes de los datos. Estos datos se usan automáticamente en los cálculos de la hoja de cálculo del nivel de inventario 1 y también se sugiere su uso para los cálculos del nivel de inventario 2, como se describe en las secciones pertinentes de la subcategoría en el capítulo 5.

País	Número de habitantes 2010*3	Tasa de electrificación *2	Personal odontológico cada 1000 habitantes (ajustado)*1	Personal odontológico cada 1000 habitantes (datos originales de la OMS)	Año de los datos sobre personal odontológico*1
Predeterminado si no se selecciona ningún país (neutraliza el efecto del país)	-	100	0,8292		
Afganistán	24.485.600	16	0,0285	0,0285	2001
Albania*8	3.194.417	100	0,4452	0,4452	1998
Argelia	35.978.000	99	0,3055	0,3055	2002
Andorra*7	84.549	100	0,6667	0,6667	2003
Angola	10.609.000	26	0,0169	0,0002	1997
Antigua y Barbuda*8	90.801	100	0,1884	0,1884	1997
Argentina	40.518.951	97	0,7994	0,7994	1998
Armenia	3.256.066	100	0,2620	0,2620	2003
Australia*8	22.299.775	100	1,1005	1,1005	2001
Austria	8.387.742	100	0,4974	0,4974	2003
Azerbaiyán*8	9.054.300	100	0,2714	0,2714	2003
Bahamas*8	353.658	100	0,0709	0,0709	1998
Bahréin	1.234.571	99	0,4628	0,4628	2004
Bangladesh	148.620.000	41	0,0170	0,0170	2004
Barbados*8	276.302	100	0,2360	0,2360	1999
Belarús*9	9.480.686	78	0,4361	0,4361	2003
Bélgica	10.879.155	100	0,8083	0,8083	2002
Belice*8	312.698	85	0,1333	0,1333	2000
Benín	8.778.648	25	0,0169	0,0017	2004
Bután*6	695.823	72	0,0249	0,0249	2004
Bolivia	10.426.154	78	0,7071	0,7071	2001
Bosnia-Herzegovina*6	3.843.126	99	0,1658	0,1658	2003
Botsuana	1.822.859	45	0,0212	0,0212	2004
Brasil	193.252.604	98	1,1086	1,1086	2000
Brunéi Darusalam	406.200	100	0,1437	0,1437	2000
Bulgaria*8	7.534.289	99	0,8199	0,8199	2003
Burkina Faso	15.730.977	15	0,0169	0,0043	2004
Burundi*6	14.302.779	4	0,0169	0,0020	2004
Camboya	19.406.100	24	0,0169	0,0159	2000
Camerún	34.126.181	49	0,0169	0,0090	2004
Canadá*9	517 831	97	0,5868	0,5868	2003
Cabo Verde*6	517 831	67	0,0233	0,0233	2004
República Centroafricana*6	3.151.072	6	0,0169	0,0033	2004
Chad*6	8.322.124	4	0,0169	0,0017	2004
Chile	17.094.275	99	0,4271	0,4271	2003
China	1.339.724.852	99	0,1056	0,1056	2001
China Taipéi/Taiwán*10	23.113.901	99	0,4078	0,4078	
Colombia	45.508.205	94	0,7800	0,7800	2002
Comoras*6	575.660	45	0,0367	0,0367	2004
Islas Cook*8	23.200	99	0,5556	0,5556	2001

País	Número de habitantes 2010*3	Tasa de electrificación *2	Personal odontológico cada 1000 habitantes (ajustado)*1	Personal odontológico cada 1000 habitantes (datos originales de la OMS)	Año de los datos sobre personal odontológico*1
Costa Rica	4.562.087	99	0,4849	0,4849	2000
Costa de Marfil	20.807.216	47	0,0201	0,0201	2004
Croacia*8	4.425.747	99	0,6967	0,6967	2003
Cuba	11.241.894	97	0,8731	0,8731	2002
Chipre*9	803.791	100	0,8166	0,8166	2002
República Checa*8	10.517.247	99	0,6582	0,6582	2003
República Popular Democrática de Corea	24.052.231	26	0,3669	0,3669	2003
República Democrática del Congo	36.671.512	11	0,0169	0,0029	2004
Dinamarca	5.545.039	100	0,8292	0,8292	2002
Djibouti*6	818.159	62	0,0169	0,0140	2004
Dominica*6	72.030	88	0,0526	0,0526	1997
República Dominicana	9.884.371	96	0,8380	0,8380	2000
Ecuador	15.004.674	92	0,1660	0,1660	2000
Egipto	78.684.622	100	0,1351	0,1351	2004
El Salvador	6.183.002	86	0,5401	0,5401	2002
Guinea Ecuatorial*11	1.014.999	34	0,0296	0,0296	2004
Eritrea	3.164.500	32	0,0169	0,0037	2004
Estonia*8	1.340.160	99	1,2780	1,2780	2000
Etiopía*8*13	73.750.932	41	0,0169	0,0028	
Fiyi	857.000	87	0,0398	0,0398	1999
Finlandia	5.375.276	100	1,2842	1,2842	2002
Francia	62.967.680	100	0,6768	0,6768	2004
Gabón	1.312.500	37	0,0489	0,0489	2004
Gambia*6	1.436.000	34	0,0302	0,0302	2003
Georgia*6	4.452.800	100	0,2805	0,2805	2003
Alemania	81.757.471	100	0,7834	0,7834	2003
Ghana	24.223.431	61	0,0184	0,0184	2004
Grecia	11.315.510	100	1,1322	1,1322	2001
Granada*8	109.480	100	0,0854	0,0854	1997
Guatemala	14.361.666	81	0,1840	0,1840	1999
Guinea*6	10.537.234	20	0,0169	0,0070	2004
Guinea-Bisáu*6	1.558.090	54	0,0169	0,0143	2004
Guyana*6	778.100	78	0,0395	0,0395	2000
Haití	10.085.214	39	0,0169	0,0121	1998
Honduras	8.045.990	70	0,2123	0,2123	2000
Hungría*8	10.000.023	99	0,5431	0,5431	2003
Islandia	318.006	100	1,0035	1,0035	2000
India	1.182.105.000	75	0,0568	0,0568	2004
Indonesia	237.641.326	65	0,0314	0,0314	2003
Irán, República Islámica del	74.339.576	98	0,0944	0,0944	2004
Irak	32.105.000	86	0,4443	0,4443	2004
Irlanda	4.470.700	100	0,5594	0,5594	2004

País	Número de habitantes 2010*3	Tasa de electrificación *2	Personal odontológico cada 1000 habitantes (ajustado)*1	Personal odontológico cada 1000 habitantes (datos originales de la OMS)	Año de los datos sobre personal odontológico*1
Israel	7.623.561	100	1,1674	1,1674	2003
Italia	60.483.386	100	0,5755	0,5755	2004
Jamaica	2.702.314	92	0,0800	0,0800	2003
Japón*8	128.070.000	100	0,7100	0,7100	2002
Jordania	6.113.000	100	1,2950	1,2950	2004
Kazajistán*9	16.338.700	73	0,3379	0,3379	2003
Kenia	40.400.000	16	0,0413	0,0413	2004
Kiribati*12	92.533	95	0,0494	0,0494	1998
Kuwait	2.672.926	100	0,2860	0,2860	2001
Kirguistán	5.192.806	100	0,1931	0,1931	2003
República Popular Democrática Lao (Laos)	6.256.197	55	0,0408	0,0408	1996
Lituania*8	2.239.008	98	0,5579	0,5579	2003
Líbano	3.755.034	100	1,2109	1,2109	2001
Lesoto	1.891.830	16	0,0169	0,0089	2003
Liberia*6	3.476.608	2	0,0169	0,0037	2004
Libia	5.484.426	100	0,1403	0,1403	1997
Lituania*8	3.286.820	99	0,6887	0,6887	2003
Luxemburgo	506.953	100	0,7130	0,7130	2003
Madagascar	20.142.015	19	0,0229	0,0229	2004
Malauí*14	14.553.011	9	0,0169	0,0083	
Malasia	28.250.458	99	0,0932	0,0932	2000
Maldivas*6	319.738	100	0,0427	0,0427	2004
Malí*6	14.517.176	17	0,0169	0,0063	2004
Malta	415.995	100	0,4239	0,4239	2003
Islas Marshall*8	54.305	69	0,0784	0,0784	2000
Mauritania*8	3.340.627	19	0,0215	0,0215	2004
Mauricio	1.280.924	99	0,1890	0,1890	2004
México*8	112.336.538	97	0,7913	0,7913	2000
Micronesia, Estados Federados de*8	107.839	95	0,1308	0,1308	2000
Mónaco	31.109	100	1,0625	1,0625	1995
Mongolia*8	2.758.269	88	0,1317	0,1317	2002
Montenegro*5	633.000	100	0,3599	0,3599	2002
Marruecos	31.894.000	97	0,0995	0,0995	2004
Mozambique	21.854.387	12	0,0169	0,0083	2004
Myanmar	59.130.000	13	0,0279	0,0279	2004
Namibia	2.103.761	34	0,0562	0,0562	2004
Nauru*8*12	10.065	100	0,1308	0,1308	
Nepal	28.043.744	44	0,0169	0,0140	2004
Países Bajos	16.615.394	100	0,4805	0,4805	2003
Nueva Zelanda*8	4.367.800	87	0,6779	0,6779	2001
Nicaragua	5.815.524	72	0,0445	0,0445	2003

País	Número de habitantes 2010*3	Tasa de electrificación *2	Personal odontológico cada 1000 habitantes (ajustado)*1	Personal odontológico cada 1000 habitantes (datos originales de la OMS)	Año de los datos sobre personal odontológico*1
Níger*8	15.203.822	9	0,0169	0,0012	2004
Nigeria	133.767.000	51	0,0200	0,0200	2003
Niue*8	1.496	97	1,0000	1,0000	1996
Noruega	4.889.252	100	0,8235	0,8235	2003
Omán	2.773.479	98	0,1853	0,1853	2004
Pakistán	165.150.000	62	0,0500	0,0500	2004
Palaos*8	21.388	97	0,1111	0,1111	1998
Panamá	3.504.483	88	0,7563	0,7563	2000
Papúa Nueva Guinea*6	5.461.940	11	0,0169	0,0169	2000
Paraguay	6.451.120	97	0,5544	0,5544	2002
Perú	29.461.933	86	0,1100	0,1100	1999
Filipinas	94.013.200	90	0,1131	0,1131	2000
Polonia*8	38.186.860	100	0,2968	0,2968	2003
Portugal	10.637.346	100	0,5477	0,5477	2003
Catar	1.715.010	99	0,3723	0,3723	2001
República de Corea*8	49.879.811	100	0,3361	0,3361	2003
República de Moldova*6	3.562.045	99	0,3288	0,3288	2003
República Democrática del Congo	3.751.781	37	0,0169	0,0031	2004
Rumania	21.431.298	99	0,2202	0,2202	2003
Federación de Rusia*8	142.905.208	93	0,3209	0,3209	2003
Ruanda*6	10.412.820	6	0,0169	0,0025	2004
San Cristóbal y Nieves	38.958	95	0,1860	0,1860	1997
Santa Lucía	173.720	98	0,0621	0,0621	1999
San Vicente y las Granadinas*6	99.086	67	0,0517	0,0517	1997
Samoa	184.032	93	0,1754	0,1754	1999
San Marino*9	33.163	100	0,3478	0,3478	1990
Santo Tomé y Príncipe*8	163.800	60	0,0667	0,0667	2004
Arabia Saudita	27.563.432	99	0,1700	0,1700	2004
Senegal	12.509.434	42	0,0169	0,0094	2004
Serbia*5*8	7.291.436	100	0,3599	0,3599	2002
Seychelles*8	89.770	96	1,1750	1,1750	2004
Sierra Leona*6	5.746.800	12	0,0169	0,0010	2004
Singapur*8	5.076.700	100	0,2648	0,2648	2001
Eslovaquia	5.431.024	98	0,4376	0,4376	2003
Eslovenia	2.049.261	99	0,6037	0,6037	2002
Islas Salomón*6	530.669	16	0,0613	0,0613	1999
Somalia*8	6.799.079	30	0,0169	0,0019	1997
Sudáfrica	50.034.236	75	0,1326	0,1326	2004
España	46.072.831	100	0,4872	0,4872	2003
Sri Lanka	20.653.000	77	0,0648	0,0648	2004
Sudán	38.193.000	36	0,0315	0,0315	2004
Surinam*8	531.170	84	0,0169	0,0094	2000

País	Número de habitantes 2010*3	Tasa de electrificación *2	Personal odontológico cada 1000 habitantes (ajustado)*1	Personal odontológico cada 1000 habitantes (datos originales de la OMS)	Año de los datos sobre personal odontológico*1
Suazilandia	1.055.506	27	0,0295	0,0295	2004
Suecia	9.378.126	100	0,8199	0,8199	2002
Suiza	7.826.153	100	0,5019	0,5019	2003
República Árabe Siria	20.125.000	93	0,7194	0,7194	2001
Tayikistán*8	6.710.161	85	0,1513	0,1513	2003
Tanzania*6*13	34.443.603	12	0,0413	0,0413	
Tailandia	67.311.917	99	0,1717	0,1717	2000
Ex-República Yugoslava de Macedonia*8	2.055.004	97	0,5528	0,5528	2001
Timor Oriental	79.221.000	17	0,0169	0,0013	2003
Timor Oriental	1.066.582	22	0,0549	0,0549	2004
Togo	6.191.155	20	0,0169	0,0038	2004
Tonga	102.371	23	0,3235	0,3235	2001
Trinidad y Tobago	1.317.714	99	0,0840	0,0840	1997
Túnez	10.549.300	100	0,2468	0,2468	2004
Turquía*8	72.698.000	100	0,2411	0,2411	2003
Turkmenistán*8	5.123.940	100	0,1827	0,1827	2002
Tuvalu*8	9.650	92	0,1818	0,1818	2002
Uganda	30.661.300	9	0,0169	0,0136	2004
Ucrania	45.962.947	100	0,3989	0,3989	2003
Emiratos Árabes Unidos	4.765.000	100	0,3314	0,3314	2001
Reino Unido	62.261.967	100	1,0109	1,0109	1997
República Unida de Tanzania	41.900.000	14	0,0169	0,0074	2002
Estados Unidos de América	309.050.816	100	1,6269	1,6269	2000
Uruguay	3.356.584	98	1,1607	1,1607	2002
Uzbekistán	25.567.663	100	0,1382	0,1382	2003
Vanuatu*8*12	234.023	27	0,1308	0,1308	
República Bolivariana de Venezuela	28.833.845	99	0,5527	0,5527	2001
Vietnam*4	86.927.697	98	0,0284	0,0284	
Yemen	23.154.000	40	0,0410	0,0410	2004
Zambia	13.046.508	19	0,0449	0,0449	2004
Zimbabue	12.260.000	42	0,0240	0,0240	2004
Otros países de la OCDE		100	0,7358		
Otros países que no son miembros de la OCDE		68	0,23		
Valores globales					
Densidad odontológica promedio en la OCDE	0,735785881				
Densidad de personal odontológico promedio en países que no son miembros de la OCDE	0,231390132				
Percentil 20 de países no miembros de la OCDE	0,016919938				

País	Número de habitantes 2010*3	Tasa de electrificación *2	Personal odontológico cada 1000 habitantes (ajustado)*1	Personal odontológico cada 1000 habitantes (datos originales de la OMS)	Año de los datos sobre personal odontológico*1
Tasas de electrificación, países no miembros de la OCDE	68				

Notas de la tabla:

*1: Fuente: OMS: Informe sobre la salud en el mundo 2006, Anexo, Cuadro 4. Distribución mundial de los trabajadores sanitarios en los Estados Miembros de la OMS. Consultado en junio de 2012. Cifras calculadas por la OMS para asegurar la comparabilidad; no coinciden necesariamente con las estadísticas oficiales de los Estados Miembros, que pueden emplear a ese fin otros métodos rigurosos. Respecto a las fuentes y los métodos, véanse las notas explicativas. En el caso de los países no pertenecientes a la OCDE que tienen valores de densidad de personal odontológico inferiores al percentil 20 para este grupo en los datos originales, se utilizó el percentil 20 en los cálculos a fin de eliminar los errores de los informes.

<http://www.who.int/whr/2006/annex/en/index.html>

*2: Porcentaje de población con acceso a electricidad. Fuente de los datos: Informe "Electricity access Today – WEO-2011 new Electricity access Database" de la Agencia Internacional de Energía (International Energy Agency, IEA) (datos de cada país de 2009), consultado en junio de 2012. Excepto por unos pocos países, consultar las notas *6, *8 y *9.

<http://www.worldenergyoutlook.org/resources/energydevelopment/accesstolectricity/>

*3: Fuente de los datos: Estadísticas demográficas de la División de Estadísticas de la ONU (UNSD Demographics Statistics), consultadas en agosto de 2012. Las cifras de población de los países que están en verde son del último año para el que se disponía de datos antes de 2010; en la mayoría de los casos de 2000 a 2009.

http://data.un.org/Data.aspx?d=POP&f=tableCode_%3a1

*4: Densidad de personal odontológico supuesto como promedio de Laos y Camboya.

*5: Supuesto como Serbia y Montenegro en 2002 (o 2007, para ver informe:

http://www.reeep.org/file_upload/296_tmpphpW16ncV.pdf

*6 Fuente de los datos para la tasa de electrificación: Datamarket.com, consultado en agosto de 2012. Datos recopilados por personal del Banco Mundial a partir de encuestas de hogares. <http://datamarket.com/data/set/1459/household-electrification-rate-of-households#!display=line&ds=1459!q6f=6.12.15.n.g>

*7 Tasa de electrificación supuesta para España, Italia y Francia.

*8 Fuente de los datos de la tasa de electrificación: reegle www.reegle.info -> Resources & Services (principalmente datos de 2000) <http://www.reegle.info/countries>

*9 Fuente de los datos de la tasa de electrificación: Centro de datos geofísicos de EE. UU. (National Geophysical Data Center): En los casos en que no había otros datos/estimaciones disponibles, se utilizó esta fuente. Los datos se basan en análisis de imágenes satelitales. http://www.ngdc.noaa.gov/dmsp/pubs/Evidence_WINTD_20091022.pdf

*10: Supuesto = promedio de China (continental) y Japón.

*11: Tasa de electrificación supuesta para Gabón.

*12: Tasa de electrificación supuesta para Estados Federados de Micronesia.

*13: Densidad de personal odontológico supuesta para Kenia.

*14: Densidad de personal odontológico supuesta para Mozambique.

8.5 Prueba de los factores predeterminados de entrada de desechos y aguas residuales

En el kit de herramientas, los factores predeterminados usados para calcular las emisiones de mercurio procedentes de las categorías de manejo de desechos se basan en ejemplos de contenido de mercurio en los desechos y aguas residuales de otros países de los cuales hay datos disponibles. Esto puede diferir de los desechos reales de su país, principalmente debido a las diferencias en el patrón de consumo de productos con añadido de mercurio y el uso deliberado de mercurio en procesos. Los factores de entrada predeterminados de desechos y aguas residuales utilizados en este kit de herramientas se derivaron únicamente de datos de países desarrollados. Puede hacer una prueba sencilla con base en los resultados de su nivel de inventario 1 que indicará si los factores predeterminados de entrada correspondientes al tratamiento de desechos generales (municipales) pueden sobrestimar las emisiones de mercurio de su país.

¿La suma de las ENTRADAS calculadas de todas las subcategorías de desechos generales es más del doble que la suma de las SALIDAS DE DESECHOS procedentes de usos deliberados de mercurio en

productos más procesos (y estas están bien cubiertas en el inventario)? Si es así, descríballo en su informe de inventario (con los números de las sumas) e indique que los flujos de mercurio a las subcategorías de desechos generales pueden estar sobrestimados y que puede ser necesario realizar investigaciones más detalladas sobre esta cuestión.

En la hoja de cálculo del NI2 (sin modificar), la prueba se hace de la siguiente manera: Seleccione la pestaña "Nivel 2-Resumen", compruebe si las celdas contienen

$$(E59+E63+E65+E68) > 2*(J23 + \sum(J36 \text{ a } J53)).$$

En el informe, debería realizarse y analizarse una prueba similar para el tratamiento de aguas residuales: ¿La suma de las ENTRADAS calculadas del tratamiento de aguas residuales es más del doble que la suma de las SALIDAS AL AGUA procedentes de usos deliberados de mercurio en productos más procesos (y estas están bien cubiertas en el inventario)? Si es así, descríballo en su informe de inventario (con los números de las sumas) e indique que los flujos de mercurio al tratamiento de aguas residuales pueden estar sobrestimados y que puede ser necesario realizar investigaciones más detalladas sobre esta cuestión.

En la hoja de cálculo del NI2, la prueba se hace de la siguiente manera: Seleccione la pestaña "Nivel 2-Resumen", compruebe si las celdas contienen

$$E69 > 2*(G23 + \sum(G36 \text{ a } G53)).$$

En la plantilla de informe del inventario, ya viene una sugerencia para el texto referido a estas cuestiones. Si las pruebas son negativas, simplemente borre el texto propuesto (vea la plantilla de informe).

No debe interpretarse que estas pruebas dan cierta evidencia de que los factores predeterminados están sobrestimados, pero sí que dan una indicación de ello. En principio, los flujos de mercurio a los desechos y a las aguas residuales procedentes de otros sectores (sin uso deliberado de mercurio) podrían contribuir también, aunque lo más frecuente es que no contribuyan a la corriente de desechos generales/aguas residuales, sino a corrientes de sectores específicos.

9 Anexos

9.1 Hoja de cálculo para facilitar el cálculo de las emisiones de mercurio en el nivel de inventario 2

1335. Una hoja de cálculo de Excel independiente que complementa este kit de herramientas está disponible en línea con el fin de facilitar el cálculo de entradas y salidas de las diferentes categorías de fuente. La hoja de cálculo está disponible en línea en el sitio web del kit de herramientas de mercurio de PNUMA Productos Químicos

<http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/MercuryPublications/GuidanceTrainingMaterialToolkits/MercuryToolkit/tabid/4566/language/en-US/Default.aspx> o se puede obtener escribiendo a PNUMA Productos Químicos a la dirección que figura en la cubierta interior de este documento.

1336. La hoja de cálculo de Excel consiste en una serie de hojas de trabajo individuales: la primera es una hoja de cálculo resumida en la que se presenta un panorama general de las principales salidas para cada categoría, y la siguen nueve hojas de cálculo individuales que corresponden cada una a una categoría de fuente.

1337. Dentro de la misma hoja de cálculo figuran las instrucciones de uso específicas. Es sumamente importante que los usuarios lean los capítulos del kit de herramientas con detenimiento antes de usar la hoja de cálculo, dado que su funcionamiento no es evidente y hay un claro riesgo de cometer errores graves si el usuario no se familiariza con la metodología empleada y no se leen y entienden correctamente los principios y datos propuestos. Asimismo, antes de comenzar a trabajar con una subcategoría de fuente en particular de esta hoja de cálculo, se debe estudiar la sección del kit de herramientas en la que se describe esa categoría de fuente.

1338. En el capítulo 5, que ofrece descripciones detalladas de las diversas categorías de fuentes de emisiones de mercurio posibles, se sugieren factores de entrada y salida predeterminados para una serie de subcategorías, para que se usen en casos en los que no se dispone de datos específicos de las fuentes. Se han ingresado fórmulas de cálculo predeterminadas en la hoja de cálculo Excel para las subcategorías en las que se sugiere el uso de dichos factores predeterminados. En los casos en que se sugieren rangos predeterminados, en la fórmula de cálculo se utiliza el factor predeterminado máximo. Como ya se ha recalado en todo el kit de herramientas, siempre se deben preferir los factores de entrada y salida nacionales o locales bien documentados, cuando estén disponibles. Si este fuera el caso, los factores de entrada y salida de las hojas de cálculo deben modificarse manualmente. Además, en los casos en que no se sugirió ningún factor predeterminado, los usuarios deben ingresar los datos correspondientes y la fórmula de cálculo aplicable a las condiciones específicas que se están considerando.

1339. El propósito principal de usar estos factores predeterminados es obtener una primera impresión de si la subcategoría es una fuente significativa de emisión de mercurio en el país. Por lo general, las estimaciones de emisiones deberían ajustarse más (luego del cálculo con los factores predeterminados) antes de que se tome cualquier medida de largo alcance sobre la base de dichas estimaciones.

1340. La hoja de cálculo real con las hojas de cada categoría de fuente no se reproduce en el kit de herramientas, sin embargo, la Tabla 9-1 y la Tabla 9-2 muestran, a título ilustrativo, dos ejemplos de hojas individuales para las categorías de fuente 5.1 Extracción y uso de combustibles/fuentes de energía y 5.5 Productos de consumo con uso deliberado de mercurio. Puede obtener la hoja de cálculo del nivel de inventario 2 actualizada en

<http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/MercuryPublications/GuidanceTrainingMaterialToolkits/MercuryToolkit/tabid/4566/language/en-US/Default.aspx>.

1341. Cuando se hayan completado las nueve hojas individuales de la planilla Excel para las distintas categorías de fuentes, se generará automáticamente una tabla de resumen para mostrar el total de emisiones provenientes de todas las categorías. En la Tabla 9-3 a continuación se presentan un ejemplo de una tabla de resumen tomada del Inventario de emisiones de mercurio de ACAP (ACAP, 2005). Nota: la tabla del ejemplo está adaptada a las condiciones de Dinamarca y el diseño es levemente diferente al de la tabla de la hoja de cálculo, además, las categorías de fuentes no son totalmente iguales.

Tabla 9-3 Entradas y salidas de mercurio a todos los medios informadas en Dinamarca, 2001; en toneladas métricas de mercurio/año. Para obtener más detalles sobre las estimaciones e incertidumbres, consultar la respuesta del cuestionario en el apéndice del documento mencionado (ACAP, 2005).

Se redondean las medias y las sumas	Nuevas entradas a la biosfera:		Emisiones/salidas informadas a (media de los rangos):								Suma, emisiones informadas (medias)	
	Rango	Media	Aire	Agua	Suelo	Desec. hos. munici. pales	Desec. hos. pelig./ méd.	Depósito de desechos sector *1	Sistema de aguas residuales	Subprod uctos		
Movilización de impurezas de mercurio												
Grandes plantas de combustión de carbón	0,6-1	0,8	0,3	0	0	0	0	0,1	0	0,3	0,7	
Otra combustión y uso del carbón		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Extracción y uso de petróleo, gas y biocombustibles	0,06-0,33	0,2	0,06	0,06	0,003	0,006	0	0,01	0,002	0	0,1	
Producción de cemento	0,1-0,3	0,2	0,1	0	0	0	0	0,03	0	0,09	0,2	
Extracción primaria y procesamiento de materiales de otros tipos	0,011-0,04	0,03	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0,03	
Subsuma, movilización de impurezas de mercurio		1,2	0,4	0,06	0,03	0,006	0	0,2	0,002	0,4	1,1	
Uso deliberado de mercurio												
Empastes de amalgamas dentales	1,1-1,3	1,2	0,2	0	0,07	0,1	1,2	0	0,2	NR	1,8	
Pilas	0,07-0,15	0,1	0	0	0	0,4	0,4	0	0	NR	0,8	
Termómetros	0,016-0,024	0,02	0	0	0	0,03	0,1	0	0,03	NR	0,2	
Manómetros, indicadores de presión arterial y educación	0,013-0,049	0,03	0,04	0	0	0,04	0,3	0	0,04	NR	0,4	
Interruptores, contactos y relés	0-0,024	0,01	0	0	0	0,2	1,1	0	0	NR	1,3	
Fuentes de luz	0,06-0,17	0,1	0,005	0	0	0,07	0,07	0	0	NR	0,1	
Otros productos y procesos	0,135-2,021	1,1	0	0	0	0,4	0,05	0,03	0,01	NR	0,5	
Subsuma, uso deliberado de mercurio		2,6	0,2	0	0,07	1,3	3,2	0,03	0,2	0	5,1	
Tratamiento de desechos y sistemas de aguas residuales												
Incineración de desechos generales o municipales	NR	NR	0,6	0	0	0	0	2,5	0	NR	3,1	
Incineración de desechos peligrosos o médicos	NR	NR	0,008	0,001	0	0	NR	0	0	NR	0,009	
Vertederos/depositos *3	NR	NR	NC	0	0	0,08	0	2,8	0,003	NR	2,9	
Sistemas de aguas residuales	NR	NR	0,04	0,2	0,08	0	0	0,06	NR	NR	0,4	
Reciclaje de otros materiales	NR	NR	0,04	0	0,04	0,005	0	0,2	0	0,9	1,2	
Otros tratamientos de desechos	NR	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Subsuma, tratamiento de desechos y sistemas de aguas residuales *2			0,71	0,20	0,12	0,085	0,0	5,5	0,003	0,9		

Notas:

*1: "Depósitos de desechos específicos del sector" es una de las categorías de otros tipos de depósito controlado, que incluye, por ejemplo, depósitos especiales para residuos de la combustión de carbón en algunos países y depósitos propios de la industria (sujeto al control de las autoridades).

*2: Se debe tener en cuenta que no se puede descartar el doble conteo en las sumas globales del tratamiento de desechos, depende de las prácticas a nivel nacional y de la forma en que se informaron los datos en las respuestas al

cuestionario. Por lo tanto, estas sumas no están incluidas en la tabla.

*3: Las cifras de salidas de vertederos/depósitos a desechos municipales y desechos peligrosos/médicos describen la distribución de estos dos tipos de depósitos, y no el hecho de que el mercurio se traslade físicamente de depósitos a los desechos municipales o peligrosos.

*

www.unep.org

United Nations Environment Programme
P.O. Box 30552 Nairobi, Kenya
Tel: ++254-(0)20-762 1234
Fax: ++254-(0)20-762 3927
E-mail: unepub@unep.org



**

División de Tecnología, Industria y Economía (DTIE)
Productos Químicos
Ginebra
Suiza
Abril de 2013