

Proyecto Internacional de Eliminación de COP
*Promoviendo una activa y eficiente participación de la Sociedad Civil en
la preparación para aplicar el Convenio de Estocolmo*

Estimando las liberaciones y priorizando las fuentes de dioxinas en el Convenio de Estocolmo

**Factores de emisión para incendios forestales, incendios de
pastizales y páramos, quema de residuos agrícolas en el campo, quema de
desechos domésticos al aire libre, incendios en rellenos sanitarios y vertederos**

Pat Costner
Owltree Environmental Consulting
Eureka Springs, Arkansas, USA
pcostner@ipa.net

Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México (RAPAM)
Texcoco, México
rapam@prodigy.net.mx

IPEN[®]
International POPs Elimination Network



Agradecimientos

El 1 de mayo de 2004 la Red Internacional para la Eliminación de los COP (IPEN) inició un proyecto a nivel mundial llamado Proyecto Internacional para la Eliminación de los COP (IPEP) en sociedad con la Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial (ONUDI) y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). El Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) aportó el financiamiento central para el proyecto.

El IPEP tiene tres objetivos principales:

- Incentivar y capacitar a las ONG de 40 países en desarrollo y en transición para que se involucren en actividades que constituyan aportes concretos e inmediatos a los preparativos nacionales para implementar el Convenio de Estocolmo;
- Ampliar el acervo de habilidades y conocimientos de las ONG a fin de ayudarles a desarrollar sus capacidades como partes interesadas en el proceso de implementación del Convenio;
- Ayudar a establecer la coordinación y afianzar las capacidades a nivel regional y nacional de las ONG de todas las regiones del mundo, como forma de apoyar los esfuerzos a más largo plazo para lograr la seguridad química.

El IPEP brindará apoyo para la preparación de informes sobre la situación de los países, lugares críticos, informes políticos y actividades regionales. El IPEP apoyará tres tipos principales de actividades: participación en el Plan Nacional de Implementación, talleres de capacitación y concientización, y campañas de información pública.

Para más información, ver <http://www.ipen.org>

IPEN reconoce el generoso apoyo financiero del Fondo para el Medio Ambiente Mundial, la Agencia Suiza para la Cooperación y el Desarrollo, la Agencia Suiza para el Ambiente, el Bosque y el Paisaje; El Fondo Canadiense para COPs y el Ministerio Holandés de Vivienda, Planeación Espacial y Medio Ambiente (VROM).

Las opiniones expresadas en este informe corresponde a su autor y no refleja necesariamente las opiniones de las instituciones que proporcionan apoyo administrativo y/o financiero.

La autora agradece los comentarios de Joseph Di Gangi y Fernando Bejarano, a versiones preliminares de este informe.

Este informe esta disponible en ingles y español, en su versión electrónica en http://www.oztoxics.org/ipepweb/projects/project%20index_5_3.html#mexico

Primera edición en español, México, Enero 2006

Supervisión editorial: Fernando Bejarano

Diseño: Leonel Reyes Rivera

Para obtener mas copias comunicarse con:

Fernando Bejarano: rapam@prodigy.net.mx

Red de Accion sobre Plaguicidas y Alternativas en México (RAPAM)

Amado Nervo 23, Int. 2, Col. San Juanito, C.P. 56121, Texcoco, Edo. de México. México

Tel./Fax: (595) 95 477 44

Agradecemos el apoyo para la difusión en español de:

Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en América Latina (RAPAL), www.rap-al.org

Salud sin Daño, www.saludsindanio.org

Alianza Global para Alternativas a la Incineración / Alianza Global Anti-Incineración (GAIA)

www.No-Burn.org y www.NOalaIncineracion.org

CONTENIDO

Agradecimientos/2

1. Introducción/7

2. Inventarios de Contaminantes Orgánicos Persistentes no intencionales (COPNI)/8

2.1 Los inventarios de COPNI y la asignación de recursos/8

2.2 Elementos de los inventarios de COPNI/9

2.2.1 Fuentes/9

2.2.2 Niveles de actividad/9

2.2.3 Factores de emisión/10

2.3 La incertidumbre de los inventarios/10

3. QUEMA AL AIRE LIBRE: Incendios forestales, incendios de pastizales y páramos, quema de residuos agrícolas en el campo, quema de desechos domésticos al aire libre, incendios en rellenos sanitarios y vertederos/11

3.1 Incendios forestales, incendios de pastizales y páramos/12

3.1.1 Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA/12

3.1.2 Estudios australianos/13

3.1.3 Estudios canadienses/14

3.1.4 Estudio japonés/14

3.1.5 Estudio coreano/14

3.1.6 Estudio neozelandés/14

3.1.7 Estudio español/14

3.1.8 Estudio estadounidense/14

3.1.9 Resumen – Incendios forestales, incendios de pastizales y páramos/15

3.2 Quema de residuos agrícolas en el campo/16

3.2.1 Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA/16

3.2.2 Estudios australianos/16

3.2.3 Estudio danés/16

3.2.4 Estudios alemanes/16

3.2.5 Estudio japonés/16

3.2.6 Estudios británicos/16

3.2.7 Estudios estadounidenses/16

3.2.8 Resumen – Quema de residuos agrícolas en el campo/16

3.3 Quema de residuos domésticos al aire libre/19

3.3.1 Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA/19

3.3.2 Estudio belga/19

3.3.3 Estudio sueco/20

- 3.3.4 Estudios japoneses/20
- 3.3.5 Estudios estadounidenses/21
- 3.3.6 Resumen – Quema de residuos domésticos al aire libre/22

3.4 Incendios en rellenos sanitarios y vertederos/25

- 3.4.1 Instrumental para dioxinas y furanos del PNUMA/25
- 3.4.2 Estudios asiáticos/26
- 3.4.3 Estudio japonés/26
- 3.4.4 Estudio suizo/26
- 3.4.5 Estudios relacionados/26
- 3.4.6 Resumen – Incendios en rellenos sanitarios y vertederos/27

3.5 Hallazgos y recomendaciones/27

ANEXOS

Inventarios de dioxinas en América Latina/29

A.1 Argentina/29

A.2 Cuba/31

A.3 México/34

REFERENCIAS/38

Lista de Cuadros

- Cuadro 1:** Quema de residuos domésticos al aire libre — Factores de emisión de dioxinas para las liberaciones al aire, de acuerdo a las condiciones de la combustión, la composición general de los residuos y el contenido de PVC de los residuos / 24
- Cuadro 2:** Factores de emisión de dioxinas con el más sólido respaldo científico hasta la fecha / 28
- Cuadro 3:** Factores de emisión generales, de valor único / 29
- Cuadro 4:** México. Estimación de las emisiones de dioxinas de los incendios forestales; según diversos informes / 34

Lista de Gráficas

- Gráfica 1:** Incendios forestales – factores de emisión para la liberación a la atmósfera (DM = ediciones directas de incendio forestal; SB = quema sustituta en instalación cerrada) / 15
- Gráfica 2:** Incendios forestales – factores de emisión para la liberación a la tierra (DM = medición directa de la ceniza del incendio forestal) / 16
- Gráfica 3:** Quema de residuos agrícolas en el campo – factores de emisión para la liberación a la atmósfera (DM = medición directa de la quema de residuos agrícolas; SB = quema sustituta en instalación cerrada) / 18
- Gráfica 4:** Quema de residuos agrícolas en el campo – factores de emisión para la liberación a la tierra (DM = medición directa de la quema de residuos agrícolas) / 18
- Gráfica 5:** Quema de residuos domésticos en barriles de acero y en pilas al aire libre – Factores de emisión para la liberación a la atmósfera (GW = basura de jardín; HHW = residuos domésticos; RDF = combustible derivado de desechos; OP = pila al aire libre; B = barril) / 23
- Gráfica 6:** Quema de residuos domésticos en barriles de acero y en pilas al aire libre – Factores de emisión para la liberación en los residuos (GW = basura de jardín; HHW = residuos domésticos; RDF = combustible derivado de desechos; OP = pila al aire libre; B = barril) / 23
- Gráfica 7:** Argentina – Las diez categorías principales de fuentes, de acuerdo a los factores de emisión del Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA (2001) / 30
- Gráfica 8:** Argentina — Contribución porcentual de las diez principales fuentes de dioxinas, de acuerdo a los factores de emisión del Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA (2001) / 30

- Gráfica 9:** Argentina – Las diez principales categorías de fuentes de dioxinas, de acuerdo a los factores de emisión para cuatro fuentes seleccionadas (incendios forestales, incendios de pastizales y páramos, quema de residuos agrícolas en el campo, quema de residuos domésticos al aire libre) que aparecen en el Cuadro 3 / 31
- Gráfica 10:** Argentina — Contribución porcentual de las diez principales categorías de fuentes de dioxinas, de acuerdo a los factores de emisión para fuentes seleccionadas (incendios forestales, incendios de praderas y brezos, quema de residuos agrícolas en el campo, quema de residuos domésticos al aire libre) que aparecen en el Cuadro 3 / 31
- Gráfica 11:** Cuba – Las diez categorías principales de fuentes, de acuerdo a los factores de emisión del Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA (2001) / 32
- Gráfica 12:** Cuba – Contribución porcentual de las diez principales categorías de fuentes, de acuerdo a los factores de emisión del Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA (2001) / 32
- Gráfica 13:** Cuba – Las diez principales categorías de fuentes de dioxinas, de acuerdo a los factores de emisión para cuatro fuentes seleccionadas (incendios forestales, incendios de pastizales y páramos, quema de residuos agrícolas en el campo, quema de residuos domésticos al aire libre) que aparecen en el Cuadro 3 / 33
- Gráfica 14:** Cuba — Contribución porcentual de las diez principales categorías de fuentes de dioxinas, de acuerdo a los factores de emisión para fuentes seleccionadas (incendios forestales, incendios de praderas y brezos, quema de residuos agrícolas en el campo, quema no controlada de residuos domésticos) que aparecen en el Cuadro 3 / 33
- Gráfica 15:** México – Las diez categorías principales de fuentes, de acuerdo a los factores de emisión del Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA / 36
- Gráfica 16:** México — Distribución porcentual de las diez principales categorías de fuentes de dioxinas, de acuerdo a los factores de emisión del Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA (2001) / 36
- Gráfica 17:** México – Las diez principales categorías de fuentes de dioxinas, de acuerdo a los factores de emisión para cuatro fuentes seleccionadas (incendios forestales, incendios de pastizales y páramos, quema de residuos agrícolas en el campo, quema de residuos domésticos al aire libre) como se observa en el Cuadro 3 / 37
- Gráfica 18:** México — Distribución porcentual de las diez categorías principales de fuentes de dioxinas, basada en factores de emisión revisados para fuentes seleccionadas (incendios forestales, incendios de pastizales y páramos, quema de residuos agrícolas en el campo, quema no controlada de residuos domésticos), como se observa en el Cuadro 3 / 37

1. Introducción

Los procesos de combustión no controlada y con control mínimo – incendios de bosques, incendios de pastizales y páramos, quema de residuos agrícolas en el campo, quema de residuos domésticos al aire libre e incendios en rellenos sanitarios y vertederos al aire libre – ocurren en todos los países, en mayor o menor grado.

La mayoría, si no la totalidad, de los países que prepararon inventarios de dioxinas utilizando sólo los factores de emisión proporcionados por el Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA comprobaron que estos procesos de combustión no controlada y con control mínimo son responsables de la gran mayoría de las emisiones totales de dioxinas, como se observa en el resumen que hizo Fiedler (2004) de algunos inventarios basados en el Instrumental:^{1 a}

- Argentina: Los incendios forestales, incendios de pastizales y quemados de residuos agrícolas figuraban entre los principales contribuyentes al total de emisiones de dioxinas;
- Cuba: La quema de residuos domésticos al aire libre es la actividad que más contribuye a las emisiones de dioxinas en los residuos; y
- Paraguay: La quema de residuos domésticos al aire libre fue la principal fuente de emisiones a la atmósfera, seguida por la quema de residuos agrícolas y los incendios forestales, en tanto que el 99 por ciento de las emisiones en los residuos provino de la quema de residuos domésticos al aire libre y de los incendios de rellenos sanitarios.

El objetivo de este informe es apoyar la preparación de estimaciones de liberación de dioxinas que tengan solidez científica, y que sirvan para establecer un orden de prioridad de las fuentes

La alta posición que ocupan algunas de estas fuentes en el ranking no se justifica cuando se toman en cuenta los hallazgos de numerosos estudios, que aparentemente no fueron considerados para preparar los factores de emisión del Instrumental.

El objetivo de este informe es apoyar la preparación de estimaciones de liberación de dioxinas que tengan solidez científica, y que sirvan para establecer un orden de prioridad de las fuentes y un manejo de ellas orientado a obtener el máximo beneficio para la salud pública y el medio ambiente. Con ese fin, este informe aporta lo siguiente:

- Descripciones resumidas de los estudios citados como fuentes de cada factor de emisión del Instrumental;
- Factores de emisión obtenidos en estudios que no son consideradas en el Instrumental, junto con descripciones resumidas de esos estudios;
- Una selección de los factores de emisión que puedan considerarse como los más apropiados; y

^a Por contraste, las fuentes predominantes de dioxinas en la Unión Europea son la producción de plaguicidas (30 por ciento del total de emisiones de dioxinas), seguida por los incineradores de residuos municipales (20 por ciento), e incendios accidentales relacionados con edificios, vehículos, etc. (19 por ciento.) Identification of Relevant Industrial Sources of Dioxins and Furans in Europe (The European Dioxin Inventory). Final Report No. 43, Essen, Germany: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Germany; and Wenborn, M., King, K., Buckley-Golder, D., Gascon, J., 1999. Releases of Dioxins and Furans to Land and Water in Europe. Final Report. Report produced for Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Germany, on behalf of European Commission DG Environment. September 1999.]

-
- Apéndices con ejemplos de estimaciones de emisión de dioxinas y tablas de clasificación de fuentes elaboradas ya sea sólo con los factores de emisión del Instrumental, o bien con factores de emisión más apropiados.

2. Inventario de Contaminantes Orgánicos Persistentes no intencionales (COPNI)

Para las Partes del Convenio de Estocolmo, uno de los primeros pasos hacia el cumplimiento del objetivo del Convenio de minimizar continuamente y, cuando resulte factible, eliminar las emisiones de contaminantes orgánicos persistentes no intencionales (COPNI), es la preparación de un inventario de fuentes de COPNI y la estimación cuantitativa de las emisiones provenientes de esas fuentes. Este inventario es un componente fundamental del plan de acción especificado en el Artículo 5 del Convenio, que obliga a cada Parte a desarrollar un plan de acción *“destinado a identificar, caracterizar y combatir la emisión”* de los COPNI incluidos en el Anexo C;²

Las fuentes de COP no intencionales que están identificadas como de alta emisión en los inventarios, y por consiguiente, en los planes de acción, tienen mayores probabilidades de atraer y/o calificar para financiamiento

- dibenzo-p-dioxinas y dibenzofuranos policlorados (PCDD/PCDF), denominados comúnmente, y en forma colectiva, *“dioxinas”*;
- bifenilos policlorados (PCB) y
- hexaclorobenceno (HCB).

En forma más específica, el plan de acción de cada una de las Partes debe incluir la siguiente información:³

“Una evaluación de las liberaciones actuales y proyectadas, incluida la preparación y el mantenimiento de inventarios de fuentes y estimaciones de liberaciones, tomando en consideración las categorías de fuentes que se indican en el Anexo C;”

2.1 Los inventarios de COPNI y la asignación de recursos

Una vez recopilados sus inventarios^b, las Partes pueden priorizar sus fuentes de COPNI y concebir planes que detallen las acciones que se adoptarán para minimizar de manera continua y/o eliminar las emisiones de COPNI dentro de sus fronteras. Es probable que las Partes centren sus esfuerzos en las fuentes que sus inventarios identifican como las que generan las mayores emisiones. Pueden tomar medidas tales como modificar y/o establecer políticas, leyes y reglamentos, hacer cumplir dichas leyes y reglamentos, preparar y llevar a cabo campañas educativas, etc. Resulta claro que esos y otros esfuerzos para minimizar y eliminar las emisiones de COPNI van a requerir la movilización y/o redestinación de recursos públicos y privados.

Las fuentes de COPNI que están identificadas como de alta emisión en los inventarios, y por consiguiente, en los planes de acción, tienen mayores probabilidades de atraer y/o calificar para:

- ayuda al desarrollo, en forma de financiamiento otorgado por fundaciones (como las de la ONU), por acuerdos bilaterales, por donantes del sector privado y de organizaciones no gubernamentales (ONG); y

^b Se considera generalmente que los inventarios de COPNI incluyen tanto las fuentes como la estimación de las emisiones.

- otros mecanismos financieros multilaterales tales como el Fondo para el Medio Ambiente Mundial, el Banco Mundial, etc.

Hay dos situaciones en las que puede perderse el acceso a esta ayuda económica, y los escasos recursos del sector público y privado pueden ser mal destinados: 1) cuando los COPNI importantes no son identificados e incluidos en los inventarios y planes de acción, 2) cuando las fuentes no se priorizan en forma apropiada, debido a que las emisiones de COPNI son subestimadas, o bien sobreestimadas, en forma sustancial. Al mismo tiempo se irán elevando cada vez más los costos del impacto causado en la salud pública y el medio ambiente por las emisiones no controladas de COPNI provenientes de fuentes importantes. Resulta claro que los inventarios son factores decisivos para determinar cómo y en qué medida se accede a, se obtienen y se destinan los recursos financieros.

2.2 Elementos de los inventarios de COPNI

Los inventarios de COPNI constan de tres elementos fundamentales: fuentes, niveles de actividad y factores de emisión.

2.2.1 Fuentes

El PNUMA ha reunido muchas fuentes de dioxinas -pero en ningún caso todas- en las tres versiones de su "Instrumental para Dioxinas y Furanos".^{4,5,6, c} No existe una lista completa de fuentes para ninguno de los COPNI investigados, ni es probable que se compile una lista semejante en un futuro cercano, dado que aún continúan descubriéndose nuevas fuentes.

Con el fin de proporcionar a las Partes los medios para identificar las fuentes que no figuran en el Instrumental, se acordó en sesión plenaria del Comité Negociador Intergubernamental (CNI-7) que se incluiría una estrategia de identificación de fuentes en la segunda edición del Instrumental para Dioxinas y Furanos. Lamentablemente este acuerdo no se cumplió. La explicación que se dio para justificar este incumplimiento fue que el Consejo Internacional de Asociaciones de la Industria Química (ICCA) "no ve la necesidad de incluir tal estrategia."^{7 d}

El PNUMA ha reunido muchas fuentes de dioxinas pero no existe una lista completa para ninguno de los COPNI intencionales investigados

2.2.2 Niveles de actividad

Al contar con los requisitos apropiados para la preparación de informes, las Partes tendrán niveles de actividad de mediana a alta confianza para fuentes puntuales, tales como establecimientos específicos. Estos niveles de actividad incluyen, por ejemplo, las cantidades de un producto producidas anualmente, la cantidad de residuos incinerados anualmente, etc., para un establecimiento o para todos los establecimientos de ese tipo en un país o una región.

^c Por ejemplo, el Instrumental identifica solamente una brevísima lista de fuentes en los sectores industriales que elaboran productos químicos y plaguicidas. Se sabe o se sospecha que la formación de dioxinas acompaña el proceso de manufactura de cientos de estas sustancias. Todas contienen cloro como parte de su estructura molecular, o bien, en su proceso de producción están presentes el cloro y/o productos químicos que contienen cloro.

^d El comentario al cual se refiere en este punto el Secretariado fue en realidad un comentario presentado conjuntamente por el Consejo Mundial del Cloro (WCC) y el ICCA (ver UNEP/POPS/COP.1/9). En su sitio web, el WCC reconoce que "Pueden formarse dioxinas en los procesos químicos en los que se halla presente el elemento cloro" (ver World Chlorine Council, 1998. Dioxins and Furans in the Chemical Industry. <http://www.eurochlor.org/chlorine/issues/dioxins.htm>).

Por contraste, los niveles de actividad para los procesos de combustión no controlada o mínimamente controlada, tales como quema de residuos domésticos al aire libre, incendios en rellenos sanitarios y vertederos, incendios de bosques, quema de residuos agrícolas en el campo, etc., se basan la mayoría de las veces en supuestos muy amplios y escasamente documentados. Como consecuencia de ello, los niveles de actividad para estos procesos tienen un grado de confianza muy bajo.

Hasta la fecha pocos estudios han obtenido factores de emisión para otros COPNI aparte de las dioxinas^e. Más aún, los factores de emisión de dioxinas que se han obtenido corresponden sobre todo a emisiones a la atmósfera desde fuentes puntuales, tales como incineradores.

Tal como lo indica su nombre, el Instrumental del PNUMA está limitado a las dioxinas y presenta sólo factores de emisión de dioxinas. La mayoría de los factores de emisión del Instrumental se derivan de estudios realizados en los países de la Unión Europea, Estados Unidos y otros países industrializados, debido a que existen escasos estudios sobre fuentes de dioxinas en países en desarrollo y países con economías en transición.

El uso de los factores de emisión del Instrumental del PNUMA para calcular la emisión de dioxinas en los países en desarrollo y los países con economías en transición puede sobreestimar las emisiones de algunas fuentes y subestimar las emisiones de otras

El uso de los factores de emisión del Instrumental para calcular la emisión de dioxinas en los países en desarrollo y los países con economías en transición puede sobreestimar las emisiones de algunas fuentes y subestimar las emisiones de otras. De hecho, esto también puede aplicarse a los países industrializados. Por ejemplo, Estados Unidos encontró que la emisión total de dioxinas a la atmósfera desde los incineradores de residuos municipales en Estados Unidos era 6,8 veces mayor cuando se calculaba usando los factores de emisión del Instrumental que cuando se calculaba usando los valores medidos en Estados Unidos, y que la emisión total de dioxinas a la atmósfera desde los incineradores de residuos hospitalarios era 80 veces más alta cuando se utilizaban los factores de emisión del Instrumental.⁸

En un estudio que destacaba la importancia de las mediciones específicas para cada establecimiento, Webster y Connett (1998) calcularon las emisiones a la atmósfera de dioxinas producidas por los incineradores de residuos municipales de los que existían datos disponibles sobre emisiones de chimeneas, y compararon esos valores con los valores obtenidos mediante el uso de factores de emisión predeterminados (default). En general, encontraron que las emisiones a la atmósfera calculadas en base a factores de emisión predeterminados eran considerablemente más bajas que aquellas basadas en emisiones realmente medidas. De hecho, encontraron que la estimación basada en la medición de las liberaciones anuales a la atmósfera generadas por dos de los incineradores era igual o más grande que las estimaciones de emisión basadas en factores para el conjunto de todos los incineradores.⁹

2.3 La incertidumbre de los inventarios

Los inventarios de dioxinas deben ser considerados “obras en construcción”, ya que una gran parte de los datos utilizados en su preparación tiene una incertidumbre relativamente

^e Este informe se guía por la convención común de utilizar los términos “dioxina” o “dioxinas” para incluir tanto las dibenzo-p-dioxinas policloradas como los dibenzofuranos policlorados.

alta. Algunas de las fuentes de incertidumbre de los inventarios de dioxinas incluyen incertidumbres relacionadas con los niveles de actividad, al igual que otras relacionadas con el muestreo y el análisis, como lo señaló Horie (2001).¹⁰

Dado que los niveles de actividad, cálculo de emisiones e identificación de fuentes tienen con frecuencia un alto grado de incertidumbre, la determinación del orden de prioridad de las fuentes también puede ser altamente incierta y propensa a errores. Esto es especialmente válido para procesos de combustión no controlada o mínimamente controlada tales como incendios forestales, quema de residuos agrícolas, quema de residuos domésticos al aire libre, e incendios en rellenos sanitarios/vertederos. Para estas fuentes, los factores de emisión y los niveles de actividad son por lo general de escasa confianza.

Al aumentar las capacidades en los países en desarrollo y países con economías en transición, habrá respaldo para una identificación más rigurosa de las fuentes y para estimaciones de emisión más exactas. Entretanto, todas las Partes necesitan tener acceso a factores de emisión de dioxinas que sean tan sólidos científicamente y tan apropiados como resulte posible. Este informe está destinado a llenar esa necesidad en lo que se refiere a los incendios forestales, la quema de residuos agrícolas, la quema no controlada de residuos domésticos y los incendios en rellenos sanitarios/vertederos.

3.0 QUEMA AL AIRE LIBRE - Incendios forestales, incendios de pastizales y páramos, quema de residuos domésticos en barriles de acero y en pilas al aire libre, quema de residuos agrícolas en los campos, incendios en rellenos sanitarios/vertederos.

En muchos países la mayor parte de las emisiones de dioxina se atribuye a las quemas no controladas, y mínimamente controladas, de bosques, sabanas, pastizales, residuos agrícolas y/o residuos domésticos. Esto es especialmente cierto en aquellos países que han confiado únicamente en el Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA para elaborar sus inventarios, como se observa en un resumen de los resultados de algunos inventarios basados en el Instrumental, preparados por Fiedler (2004):¹¹

- Argentina: Los incendios forestales, incendios de pastizales y quemas agrícolas estuvieron entre los mayores contribuyentes a la liberación total de dioxinas;
- Cuba: La quema no controlada de residuos domésticos fue el mayor contribuyente a la liberación de dioxinas en los residuos; y
- Paraguay: La quema no controlada de residuos domésticos fue la mayor fuente de liberación a la atmósfera, seguida por las quemas agrícolas y los incendios forestales, en tanto que el 99 por ciento de la liberación a los residuos correspondió a la quema no controlada de residuos domésticos y a los incendios en rellenos sanitarios.

Por contraste, en el Inventario Europeo de Dioxinas no se identifica como fuentes a los incendios de bosques, sabanas, pastizales y residuos agrícolas. En lugar de ello, y con base en el inventario de emisiones a la atmósfera y el de emisiones a la tierra y al agua, las mayores fuentes son la producción de plaguicidas (30 por ciento de las emisiones totales de

Los inventarios de dioxinas deben ser considerados «obras en construcción», ya que una gran parte de los datos utilizados en su preparación tiene una incertidumbre relativamente alta

En el Inventario Europeo de Dioxinas (..) las mayores fuentes son la producción de plaguicidas (30 por ciento de las emisiones totales de dioxinas), seguida por los incineradores de residuos municipales (20 por ciento) ...

dioxinas), seguida por los incineradores de residuos municipales (20 por ciento) y por los incendios accidentales relacionados con edificios, vehículos, etc.^{12,13} Sin embargo, en el inventario más reciente hecho en Estados Unidos, la quema de residuos domésticos al aire libre es responsable de más del 30 por ciento de las emisiones cuantificables de dioxinas, en tanto que las estimaciones preliminares indican que las emisiones de dioxinas de los incendios forestales y los incendios en rellenos sanitarios son 9,6 y 2,4 veces más grandes, respectivamente, que las emisiones provenientes de la quema de residuos domésticos al aire libre.¹⁴

Esta disparidad tan grande entre los inventarios de dioxinas sugiere la necesidad de un examen más cercano de los factores de emisión, especialmente de los que corresponden a la combustión no controlada, o mínimamente controlada, de bosques, sabanas, pastizales, residuos agrícolas y/o basura. Tal como se vio más arriba, para estas fuentes se ha elaborado y publicado una extensa gama de factores de emisión. Esta amplia selección proporciona una latitud considerable para calcular las emisiones de dioxinas de cada una de estas fuentes y, en definitiva, para identificar las fuentes dominantes – aquellas fuentes que resultan más elegibles para financiamiento.

3.1 Incendios de bosques, incendios de pastizales y páramos

3.1.1 Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA

Las tres versiones del Instrumental Normalizado para la Identificación y Cuantificación de Liberaciones de Dioxinas y Furanos, del PNUMA, ^f presentan un factor de emisión a la atmósfera de 5 ng TEQ/kg para los incendios forestales.^g En los Instrumentales de 2001 y 2002 se indicó que este factor de emisión se basaba en estudios sobre la combustión de la madera en cocinas/estufas y chimeneas caseras realizados en Holanda y Alemania hace más de una década. En el Instrumental de 2005 se indicó que este mismo factor de emisión a la atmósfera estaba basado en la investigación de Ikeguchi y Tanaka (1999), en que se quemaban hojas en un horno bajo condiciones que simulaban una quema al aire libre.¹⁵ Las tres versiones del Instrumental entregaron la misma explicación para basarse en estos estudios: *“No se encontraron datos que aportaran mediciones directas de PCDD/PCDF emitidos por incendios forestales.”*^{5,6}

El Instrumental presenta un factor de emisión de 4ng TEQ/kg para las emisiones terrestres generadas por incendios forestales, pero no cita estudios que respalden este valor.

Más abajo se describen estudios en los cuales los investigadores hicieron mediciones directas de las emisiones de dioxinas de los incendios de bosques. Los factores de emisión obtenidos

^f El Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA existe en tres versiones: la versión preliminar, de 2001; la primera edición, de 2003; y la segunda edición, de 2005.

^g Para efectos de consistencia y para simplificar la comparación, los factores de emisión que se presentan en el Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA y en los estudios e informes científicos citados en este documento se expresan en las mismas unidades. Por ejemplo, en el Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA, los factores de emisión al aire para los incendios forestales se expresan en microgramos TEQ por tonelada métrica (µg TEQ/ tonelada), mientras que en este documento se emplean las unidades de mayor uso en la literatura científica: nanogramos TEQ por kilogramo (ng TEQ/kg).

a partir de estos estudios son notoriamente más bajos que los que presenta el Instrumental, como se observa en los Gráficas 1 y 2 (ver pág. 15, 16).

3.1.2 Estudios australianos

Con la intención de identificar la fuente de los elevados niveles de dioxinas en los suelos de Queensland, Australia, Prange et al. (2003) examinaron los suelos y los sedimentos luego de incendios forestales, pero *“no identificaron un aumento en PCDD/Es o de OCDD tras el proceso de combustión.”* Concluyeron que *“los incendios forestales no son una fuente de PCDD/F; constituyen más bien un proceso para la redistribución de PCDD/Es a partir de las fuentes y de los precursores existentes”*.¹⁶ En apoyo a esta conclusión, se sabe que los ecosistemas forestales capturan y secuestran las dioxinas transportadas por el aire¹⁷ y otros compuestos semi volátiles.^{18,19} Por ejemplo, Horstmann y McLachlan (1998) hallaron que la sedimentación en los bosques de las dioxinas y PCB transportadas por el aire puede aumentar por un factor de hasta 10, en comparación con un área cercana no forestada, expuesta a las mismas concentraciones de dioxinas y PCB en el aire, ya sea gaseosas o particuladas.²⁰ En fecha más reciente, Su y Wania (2005) informaron que *“los bosques pueden reducir las concentraciones [de dioxinas y sustancias relacionadas] en el aire, los océanos, y el agua dulce, a expensas de la formación de mayores concentraciones en los suelos forestales ...”*²¹

Los factores de emisión obtenidos a partir de mediciones directas de las emisiones de dioxinas de los incendios de bosques son notoriamente más bajos que los que presenta el Instrumental del PNUMA

En 2004, el gobierno de Australia completó el estudio más amplio realizado hasta la fecha sobre las emisiones de dioxinas provenientes de los incendios forestales y de la quema de residuos agrícolas en el campo. Este proyecto, que fue *“diseñado para medir las emisiones de dioxinas de 21 quemas en terreno y 19 pruebas de laboratorio, a fin de reproducir rigurosamente los procesos de combustión de fuegos abiertos en terreno”*, dio como resultado un factor de emisión a la atmósfera de 0,5 ng TEQ/kg para los incendios forestales (incendios destructivos y quemas programadas) y de 1.0 ng TEQ/kg para los incendios en las sabanas.^{22,23}

Estos y otros factores de emisión a la atmósfera se basaron en datos de campo que fueron *“consistentes a lo largo de 20 mediciones en distintos sitios a través de Australia.”* Otro hallazgo importante del estudio realizado por Meyer et al. (2004) es el siguiente:²²

“Las pruebas de laboratorio no simulan en forma adecuada los procesos de combustión que ocurren en terreno ... La diferencia fundamental entre emisiones en terreno y en laboratorio puede ser la duración del período durante el cual la columna de humo se mantiene a alta temperatura. En las quemas en terreno, el aire arrastrado hacia la columna de humo se enfría rápidamente hasta alcanzar temperaturas que no permiten las reacciones heterogéneas que se requieren para la síntesis de las dioxinas.”

Siempre en relación con estudio australiano, Ivory y Mobbs (2004) hicieron la siguiente observación:²⁴

“Las emisiones de dioxinas en las pruebas de laboratorio fueron hasta diez veces más altas que las de las quemas realizadas en terreno, pero fueron comparables con otras pruebas de laboratorio. Se estima que la diferencia fundamental entre las emisiones de campo y las de laboratorio puede ser el tiempo durante el cual el humo se mantiene a alta temperatura en el laboratorio.”

3.1.3 Estudios canadienses

Tashiro et al. (1990) publicaron uno de los primeros estudios sobre la formación de dioxinas en los incendios forestales. Luego de analizar el aire, el suelo y la ceniza en los incendios forestales controlados en Canadá, concluyeron que la sedimentación atmosférica, y no los incendios forestales, era la fuente que aportaba dioxinas.²⁵ En un estudio de seguimiento, Clement y Tashiro (1991) reportaron una concentración promedio de 20 pg/m³ de dioxinas totales en el humo de los incendios forestales.²⁶

Van Oostdam (1995) no encontró ninguna dioxina detectable en tres muestras de suelo y cuatro muestras de ceniza tomadas justo después de un incendio forestal en Columbia Británica, Canadá.²⁷ En otro estudio realizado en Canadá, Ikonomou et al. (1999) informaron que *“los datos no muestran niveles suficientemente altos y/o patrones distintivos que puedas sugerir que los sedimentos de los arroyos examinados han sufrido el impacto de los PCDDs/Fs producidos por los incendios forestales.”*²⁸ Gabos et al. (2001) llegaron a una conclusión similar tras encontrar concentraciones muy bajas de dioxinas en los sedimentos, luego de vastos incendios forestales en Canadá.²⁹

3.1.4 Estudio japonés

Ikeguchi y Tanaka (1999) quemaron árboles y hojas en un horno metálico, en condiciones que simulaban una quema al aire libre. El factor de emisión a la atmósfera producido por sus resultados es de 4.6 ng TEQ/kg.¹⁵

3.1.5 Estudio coreano

Kim et al. (2003) encontraron una concentración de 2,5 ng TEQ/kg en las cenizas de los lugares donde habían ocurrido incendios forestales. Este nivel fue 2,5 veces más alto que los que se obtuvieron en un lugar usado como control.³⁰

3.1.6 Estudio neozelandés

Buckland (1994) no encontró diferencias marcadas entre los niveles de dioxinas en las muestras de suelo recolectadas en tres áreas quemadas y tres áreas no quemadas de los parques nacionales de Nueva Zelanda, seis semanas después de que ocurrieran incendios de matorrales a gran escala.³¹

3.1.7 Estudio español

Martínez et al (2000) analizaron la vegetación y los suelos en áreas de incendios forestales en España y concluyeron que *“los incendios de origen natural no parecen ser una fuente importante de compuestos del tipo de las dioxinas.”*³²

3.1.8 U.S. Study

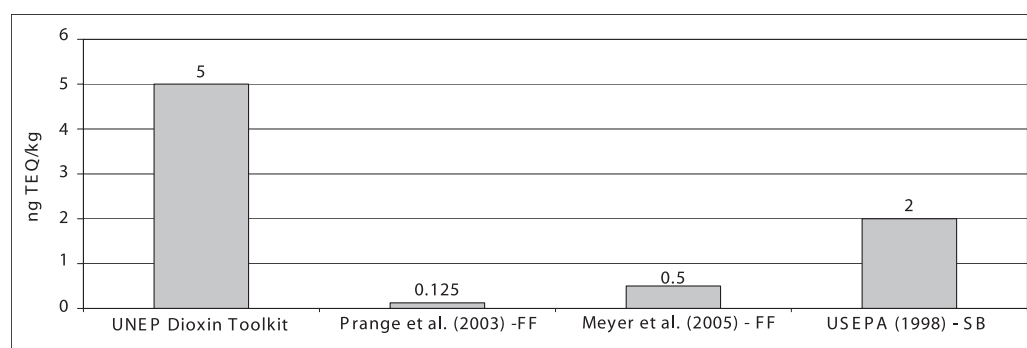
Gullet y Touati (2003) quemaron tallos vivos y agujas secas del piso del bosque, sobre una plataforma de metal en una instalación cerrada, para quema controlada, y obtuvieron un

factor de emisión a la atmósfera de 19 ng TEQ/kg.³³ En el inventario más reciente realizado en Estados Unidos, la Agencia de Protección Ambiental de ese país (US EPA), citando este estudio, utilizó un factor de emisión a la atmósfera de 20 ng W-TEQ/kg para calcular las emisiones de dioxinas provenientes de los incendios forestales.

3.1.9 Resumen —Incendios forestales, incendios de páramos y pastizales

Existe un considerable caudal de evidencia científica, incluyendo mediciones directas durante incendios forestales, que indica que las emisiones de dioxinas de los incendios de bosques son relativamente bajas, con un factor de emisión a la atmósfera de un 0,5 ng TEQ/kg o menos. Tales emisiones se atribuyen en gran parte a la captura de las dioxinas transportadas en el aire y de los precursores de dioxinas que se hallan en las hojas y cortezas de los árboles del bosque y la consiguiente sedimentación de estas sustancias en el suelo de los bosques. Como se observa en la Gráfica 1, para los incendios forestales, el factor de emisión a la atmósfera del Instrumental es mucho mayor que los factores basados en mediciones hechas durante incendios forestales reales. Es incluso 2,5 veces mayor que el factor derivado por la EPA (1998) de muchos de los mismos estudios que se usaron para obtener el factor del Instrumental.³⁴

Existe un considerable caudal de evidencia científica (...), que indica que las emisiones de dioxinas de los incendios de bosques son relativamente bajas, con un factor de emisión a la atmósfera de un 0,5 ng TEQ/kg o menos



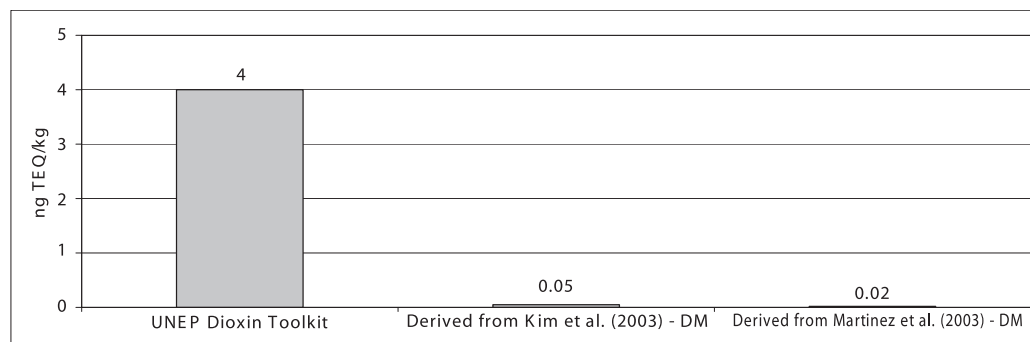
Gráfica 1: Incendios forestales - factores de emisión para liberaciones a la atmósfera (FF = mediciones directas de incendios forestales; SB = quema sustituta en instalación cerrada)

El Instrumental presenta un factor de emisión de 4 ng TEQ/kg para liberaciones a la tierra desde incendios forestales, pero no cita estudios que respalden este valor. Sin embargo, como se explicó antes, los estudios de Buckland (1994) y Von Oostdam (1995) indican un factor de emisión para las liberaciones a la tierra que corresponde a cero, o que está muy cerca de cero, lo que es respaldado por los hallazgos de Ikonomou et al. (1999) y Martínez et al. (2000).

En los suelos de sitios afectados por incendios forestales, Kim et al. (2003) midieron niveles de dioxinas que eran, en promedio, 2,5 veces más altos que los de un sitio de control. Además informaron sobre una concentración media de dioxinas de 2,5 ng TEQ/kg en las cenizas de los incendios forestales, en comparación con el 1,2 ng TEQ/kg observado por Martínez et al. (2000) en una muestra compuesta básicamente por cenizas. En contraste con ello, el factor de emisión del Instrumental para las liberaciones a la tierra se basa en una “concentración en la ceniza de 200 ng TEQ/kg,” y no cita ningún estudio que respalde ese valor.

Utilizando la concentración en las cenizas reportada por Kim et al. (2003) y Martínez et al.

(2003), y el supuesto del Instrumental de “una producción media de ceniza del 2% de la masa quemada” se obtienen factores de emisión para la liberación de dioxinas a tierra de 0,05 ng TEQ/kg y 0,02 ng TEQ/kg, respectivamente, como se observa en la Gráfica 2.



Gráfica 2: Incendios forestales - factores de emisión para liberaciones a la tierra (DM = medición directa de la ceniza de los incendios forestales)

3.2 Quema de residuos agrícolas al aire libre

3.2.1 Instrumental para dioxinas y furanos del PNUMA

Las tres versiones del Instrumental presentan un factor de emisión para liberaciones a la tierra de 10 ng TEQ/kg. No se citan estudios que respalden este valor

Para la quema de residuos agrícolas al aire libre, en el campo, el Instrumental 2001 entrega un factor de emisión a la atmósfera de 30 ng TEQ/kg. Las ediciones de 2003 y 2005 del Instrumental presentan factores de emisión de 0,5 TEQ/kg cuando se queman residuos limpios en condiciones favorables, y de 30 ng TEQ/kg cuando los residuos han estado expuestos a plaguicidas y/o las condiciones de la combustión son desfavorables. '

El factor de emisión a la atmósfera del Instrumental, de 30 ng TEQ/kg, se atribuye a un estudio efectuado por Ikeguchi y Tanaka (1999) en el cual la combustión se realizó en un horno, bajo condiciones que buscaban simular una quema al aire libre. El factor de emisión de 0,5 ng TEQ/kg se basa en un estudio de Gullet y Touati (2002), en el cual se quemaron residuos en una parrilla metálica en una instalación cerrada destinada a simular una quema al aire libre.

Las tres versiones del Instrumental presentan un factor de emisión para liberaciones a la tierra de 10 ng TEQ/kg. No se citan estudios que respalden este valor.

3.2.2 Estudios australianos

Meyer et al. (2004; 2005) informaron sobre la obtención de un factor de emisión a la atmósfera de 0,8 ng TEQ/kg para la quema de caña de azúcar en el campo, que era aproximadamente tres veces menor que el factor de emisión a la atmósfera obtenido en una instalación destinada a simular condiciones de quema al aire libre. No se entregó información sobre el uso de plaguicidas, clorados o no. ' Sin embargo, en los cultivos de caña de azúcar se usan más de 30 plaguicidas distintos. La atrazina, uno de los más utilizados, es un plaguicida que contiene cloro.

3.2.3 Estudio danés

Schleicher et al. (2002) informaron haber obtenido un factor de emisión a la atmósfera de 5,3 ng TEQ/kg al quemar paja en una caldera pequeña, mal controlada, sin limpieza de los gases de combustión.³⁶

3.2.4 Estudios alemanes

Usando distintos sistemas de combustión, Vierle et al. (1999) y Launhardt et al. (2000) hallaron una clara relación entre el contenido de cloro de los combustibles biogénicos - entre ellos la paja - y la emisión de dioxinas.^{37, 38}

3.2.5 Estudio Japonés

Ikeguchi y Tanaka (1999) quemaron atados de paja y cascarilla de arroz sobre una parrilla metálica en una instalación cerrada, en condiciones que buscaban simular una quema al aire libre. Sus informes muestran factores de emisión a la atmósfera de 20,2 ng TEQ/kg con la paja y de 67,4 ng TEQ/kg con la cascarilla de arroz.

3.2.6 Estudios en el Reino Unido

Guyton et al. (1986) no encontró niveles detectables de dioxinas transportadas por el aire durante la quema de caña de azúcar en campo,³⁹ y Walsh (1994) no observó aumento alguno de los niveles de dioxinas en el suelo luego de pruebas controladas realizadas en el Reino Unido consistentes en quemar paja en campo.⁴⁰ Chaggar et al. (1998) presentaron datos que mostraban factores de emisión a la atmósfera más altos para la biomasa, como por ejemplo, la paja, que por lo general tiene un mayor contenido de cloro.⁴¹

3.2.7 Estudios en Estados Unidos

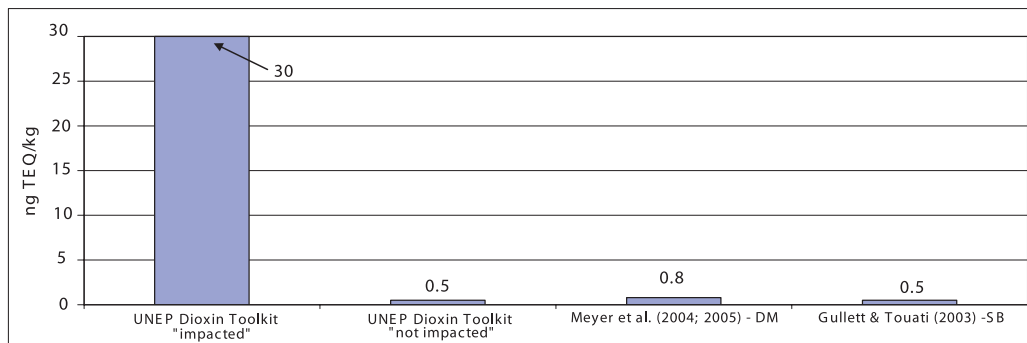
Gullett y Touati (2002) quemaron residuos agrícolas de trigo (de primavera y de invierno) y de arroz sobre una parrilla metálica en una instalación cerrada destinada a simular una quema al aire libre. Presentaron factores de emisión a la atmósfera de 0,337-0,602 ng TEQ/kg para los residuos agrícolas de trigo de primavera y de invierno, y de 0,537 ng TEQ/kg para los residuos agrícolas de arroz.⁴² En este estudio, al igual que en una descripción más detallada incluida en Gullett y Touati (2003), se consideró que un factor de emisión a la atmósfera de 0,5 ng TEQ/kg era apropiado para ambos residuos. Los autores especificaron que el trigo de primavera había sido tratado con herbicidas no clorados, pero no entregaron información sobre los demás residuos.⁴³

3.2.8 Resumen — Quema de residuos agrícolas en el campo

El factor de emisión a la atmósfera que aporta el Instrumental, de 0,5 ng TEQ/kg para los residuos "no impactados" es similar a los valores entregados por Gullett y Touati (2003) y Meyer et al. (2004; 2005), como se presenta en la Gráfica 3. Sin embargo no se encontraron

(..)no se encontraron estudios que respalden el factor de emisión de 30 ng TEQ/kg que el Instrumental asigna a la quema de residuos agrícolas «impactados» o quemados en «condiciones inadecuadas»

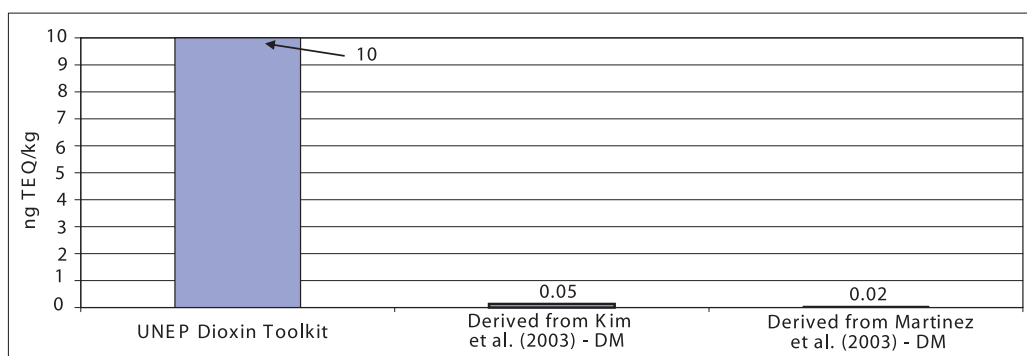
estudios que respalden el factor de emisión de 30 ng TEQ/kg que el Instrumental asigna a la quema de residuos agrícolas “*impactados*” o quemados en “*condiciones inadecuadas*”.



Gráfica 3: Quema de residuos agrícolas en el campo – factores de emisión para la liberación a la atmósfera (DM = medición directa de la quema de residuos agrícolas; SB = quema sustituta en instalación cerrada)

El Instrumental no cita ningún estudio que respalde un factor de emisión para liberaciones a la tierra de 10 ng TEQ/kg para la quema de residuos agrícolas. Durante la elaboración de este informe no se encontraron estudios que presenten algún factor de emisión para las liberaciones a la tierra. Sin embargo, no resulta convincente que la emisión de dioxinas a la tierra sea 20 veces más elevada que la emisión a la atmósfera, como lo indican los factores de emisión del Instrumental.

Los resultados de la quema experimental de basura y tierra de hojas realizada por Prange et al. (2003) indican que las liberaciones a la atmósfera son mucho mayores que las liberaciones en la ceniza y el suelo.⁴⁴ Por consiguiente, resultan mucho más convincentes los factores de emisión a la tierra de 0,02 ng TEQ/kg y 0,05 ng TEQ/kg, obtenidos previamente por Martínez et al. (2003) y por Kim et al. (2003), respectivamente, para las liberaciones a la tierra en los incendios forestales. En la Gráfica 4, siguiente, se comparan estos valores con los del instrumental del PNUMA.



Gráfica 4: Quema de residuos agrícolas en el campo – factores de emisión para la liberación a la tierra (DM = medición directa de la quema de residuos agrícolas)

Es interesante observar que Bakker y Jenkins (2003) informaron que la lixiviación producida por el lavado de la lluvia en el terreno redujo el contenido de cloro de los residuos agrícolas. Observaron reducciones sustantivas del contenido de cloro y álcali de la paja de arroz, paja de trigo, pasto aguja y combustibles de madera, debidas a la lixiviación por el agua, con la

consiguiente mejoría en el funcionamiento de la combustión. También notaron que la lixiviación producida durante la extracción de azúcar es en gran parte responsable de las habitualmente bajas tasas de contaminación asociadas a la combustión del bagazo de la caña de azúcar.⁴⁵

3.3 Quema de residuos doméstico al aire libre

*“La mayor parte de la basura del mundo todavía se acumula al aire libre, y en la mayoría de estos vertederos la basura también puede quemarse a cielo abierto (quemar al aire libre)”.*⁴⁶

Incluso en los países más ricos, más avanzados tecnológicamente, la gente quema sus residuos domésticos en pilas al aire libre, en barriles, chimeneas, estufas de calefacción doméstica y en incineradores primitivos. En Estados Unidos, por ejemplo, se ha identificado la quema no controlada de residuos domésticos como la mayor fuente cuantificable de emisión de dioxinas a la atmósfera.

3.3.1 Instrumental para dioxinas y furanos del PNUMA

Las tres versiones del Instrumental entregan un factor de emisión a la atmósfera de 300 ng TEQ/kg para la quema no controlada de residuos domésticos – la incineración de este tipo de residuos en pilas al aire libre, en barriles y en chimeneas caseras – *“donde puede incinerarse una amplia gama de residuos, incluyendo ítems tales como residuos y productos químicos peligrosos usados en el hogar.”*^{5,6,6} Los estudios citados en el Instrumental como base para obtener este factor de emisión son dos investigaciones realizadas por científicos de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos – Lemieux (1997)⁴⁷ y Gullett et al. (1999)⁴⁸ – y también una revisión de la literatura reciente hecha por Lemieux et al. (2003).⁴⁹ Como se observa en la Gráfica 3, más abajo, el factor de emisión a la atmósfera de 300 ng TEQ/kg, proporcionado por el Instrumental, es notoriamente más alto que los factores de emisión a la atmósfera para los residuos domésticos con una composición que es común en los países desarrollados.

El factor de emisión del Instrumental para las liberaciones en los residuos es de 600 ng TEQ/kg y se atribuye al estudio realizado por Lemieux et al. (1997). Como se observa en la Gráfica 4, este valor es más alto que el presentado por Lemieux et al. (1997) para residuos con un contenido de PVC de 0,2 por ciento, que es considerado como típico de los residuos domésticos en Estados Unidos. Incluso es mucho más alto que el factor de emisión reportado por Hedman et al. (2005) al efectuarse la quema de la porción combustible de residuos domésticos en Suecia⁵⁰

3.3.2 Estudio belga

Wevers et al. (2004) quemaron residuos domésticos y basura de patio (restos de podas y hojas caídas) en un tambor de acero galvanizado, en un barril de petróleo y en pilas al aire libre. Los residuos domésticos correspondían a la *“porción combustible, una mezcla de plásticos, cajas de bebidas, papel y cartón”* seleccionada entre los residuos recolectados por 15 familias durante un mes. La composición de estos residuos *“se consideró representativa de la quema de*

Incluso en los países más ricos (..) la gente quema sus residuos domésticos en pilas al aire libre, en barriles, chimeneas, estufas de calefacción doméstica y en incineradores primitivos

basura de patio, pero con menos agua, materia orgánica y material inerte que los residuos municipales.” Con base en sus experimentos, Wevers et al. (2004) dieron a conocer los siguientes factores de emisión a la atmósfera:⁵¹

- 4,7 – 20 ng TEQ/kg para la basura de jardín en tambores galvanizados;
- 4,4 ng TEQ/kg para la basura de jardín en una pila al aire libre, y
- 35 ng TEQ/kg para los residuos domésticos en un barril de petróleo hecho de acero.

El factor de emisión a la atmósfera más elevado, 20 ng TEQ/kg, para la basura de jardín incinerada en un tambor galvanizado, se atribuyó a una mala combustión debida al flujo restringido del aire hacia el interior del tambor. No se determinó el contenido de dioxinas de las cenizas para ninguno de los experimentos.

Wevers et al. (2003) utilizaron estufas de leña destinadas a la calefacción del hogar y reportaron factores promedio de emisión a la atmósfera de 24,4 ng TEQ/kg y 350 ng TEQ/kg cuando quemaron la porción combustible de los residuos domésticos con maderas no tratadas y con maderas tratadas, respectivamente.⁵²

3.3.3 Estudio sueco

En un estudio realizado en la Universidad de Umea, Suecia, Hedman et al. (2005) quemaron basura de jardín y combustible compuesto por desperdicios (*“residuos municipales en que los componentes combustibles [e.g. papel, textiles y plásticos blandos] fueron seleccionados entre los residuos incombustibles y el material sujeto a descomposición en una planta clasificadora de residuos”*) en barriles de acero abiertos y sobre una plancha de acero. Sus hallazgos sugieren que *“los factores generales de emisiones [a la atmósfera] pueden estar en el rango... de 4 a 72 ng/kg, con un valor promedio de 20 ng/kg (OMS-TEQ)”*. También encontraron que los niveles de dioxinas en la ceniza *“eran por lo general inferiores al 5% del total”* de dioxinas liberadas. Específicamente, estos investigadores obtuvieron factores de emisión de dioxinas de 16 a 18 ng O-TEQ/kg para las liberaciones a la atmósfera y de 0,3 ng O-TEQ/kg para las liberaciones en los residuos, al quemar una mezcla de basura de jardín y combustible derivado de desperdicios. El combustible formado por desperdicios tenía un contenido de cloro que variaba entre 0,13 y 0,52%. Casi un 75 por ciento de este cloro era atribuible a la porción de basura compuesta por plásticos, que se sabía que contenía PVC.⁵³

3.3.4 Estudios japoneses

Ikeguchi y Tanaka (2000) quemaron varios componentes de los residuos domésticos en pequeños *“incineradores caseros”* metálicos que parecen no tener más complejidad que la de un simple barril con tomas de aire y una gran chimenea. Entre los factores de emisión a la atmósfera que se obtuvieron están los siguientes:⁵⁴

- 5 a 140 ng TEQ/kg para basura de jardín;
- 400 a 420 ng TEQ/kg para periódicos;
- 6 a 420 ng TEQ/kg para cartón corrugado;

- 1.670 a 11.500 ng TEQ/kg para cartón corrugado más un 5 por ciento de PVC;
- 4.000 a 17.000 ng TEQ/kg para cartón corrugado más un 10 por ciento de PVC;
- 6.100 a 28.000 ng TEQ/kg para cartón corrugado más un 20 por ciento de PVC;
- 40 ng TEQ/kg para cartón corrugado más un 5 por ciento de poliestireno;
- 3 a 30 ng TEQ/kg para cartón corrugado más un 10 por ciento de poliestireno;
- 10 ng TEQ/kg para cartón corrugado más un 10 por ciento de polietileno; y
- 3 a 40 ng TEQ/kg para cartón corrugado más un 20 por ciento de polietileno.

En este estudio, a los materiales quemados se les agregó cloro en forma de PVC y como cloruro de sodio. Se observó que las emisiones de dioxinas a la atmósfera aumentaron con los mayores niveles de cloro en los materiales incinerados.

Se observó que las emisiones de dioxinas a la atmósfera aumentaron con los mayores niveles de cloro en los materiales incinerados

Nakao et al. (2005) quemaron una diversidad de materiales – papel, hojas, madera natural, materiales de construcción, fibra, plásticos sin contenido de cloro, plásticos con contenido de cloro, y cable eléctrico de cobre – en un pequeño incinerador metálico, sin controles. No se obtuvieron factores de emisión. Sin embargo los investigadores encontraron que la inclusión de plásticos con contenido de cloro no tenía impacto sobre la liberación de dioxinas, pero que la adición de plásticos con contenido de cloro aumentaba las concentraciones de dioxinas en el gas de la combustión y en la ceniza residual en aproximadamente 60 veces, expresadas como TEQ. Con la inclusión adicional de alambre de cobre, las concentraciones de dioxinas en el gas de la combustión aumentaron 570 veces y las concentraciones en la ceniza residual, más de 2.000 veces.⁵⁵

3.3.5 Estudios en Estados Unidos

En el primero de una serie de experimentos, Lemieux (1997) quemó residuos domésticos simulados^h en barriles de acero en un local cerrado. Los factores promedio de emisión a la atmósfera obtenidos para los residuos con un contenido de PVC de 0,2 y 4,5 por ciento fueron de 140 ng TEQ/kg y 2.654 ng TEQ/kg, respectivamente. Con base en los datos de ese estudio, la Agencia Estadounidense de Protección Ambiental utilizó un factor de emisión a la atmósfera de 140 ng TEQ/kg en el inventario de dioxinas de Estados Unidos, en 1998.

En un estudio de seguimiento efectuado en las mismas instalaciones, Gullet et al. (1999; 2000) obtuvieron los siguientes factores de emisión a la atmósfera cuando quemaron residuos domésticos simulados en un barril de acero:⁵⁶

- 14 ng TEQ/kg with no PVC;
- 79 ng TEQ/kg with 0.2 percent PVC;
- 201 ng TEQ/kg with 1 percent PVC;
- 4,916 ng TEQ/kg with 7.5 percent PVC; and
- 734 ng TEQ/kg with no PVC but with the addition of chlorine, as calcium chloride, in a quantity equivalent to that present with 7.5 percent PVC.

^h Los desechos se describen como “representación razonable de una corriente de desechos ... conforme a los porcentajes habituales de diversos materiales caracterizados y cuantificados para los residentes del Estado de Nueva York.” Consistieron en diversos tipos de productos de papel, resinas plásticas, residuos de alimentos, textiles/cueros, madera, vidrio/cerámica, latas de hierro y aluminio, además de alambre, tubería de cobre y baterías (ver Lemieux, 1997). Esta misma composición general se usó en todas las investigaciones hechas en Estados Unidos que se describen aquí.

(..) el contenido de cloro, y especialmente el contenido de PVC, son los predictores más importantes de las emisiones de dioxinas generadas por la quema de los residuos domésticos al aire libre

A partir de los resultados de experimentos efectuados con anterioridad en esas instalaciones y con variables adicionales que incluían contenido de cobre, niveles de humedad y otras condiciones de combustión, Gullet et al. (2000) reportaron factores de emisión a la atmósfera que variaban entre 1,7 y 6.433 ng TEQ/kg. También observaron emisiones más bajas de dioxinas en un experimento en el cual los residuos se quemaron en una pila al aire libre en lugar de usar un barril de acero.⁵⁷

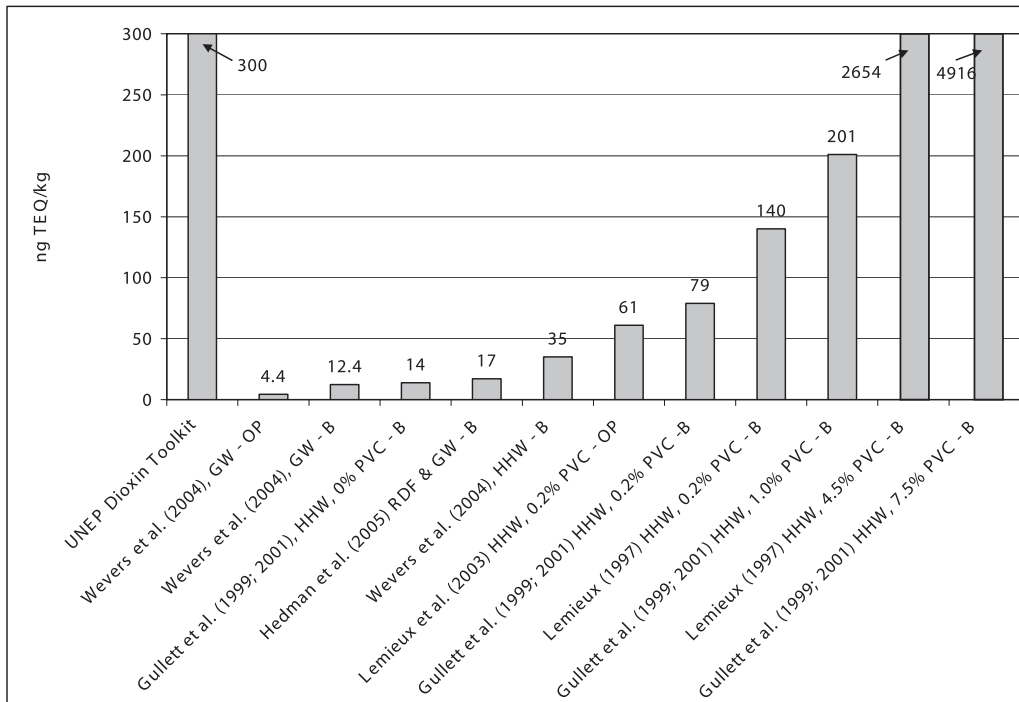
En otro estudio relacionado, Lemieux et al. (2000) quemaron residuos domésticos simulados que contenían un 0,2 por ciento de PVC y un 4,5 por ciento de PVC, en un barril de acero en el local cerrado utilizado para pruebas, y reportaron factores de emisión a la atmósfera de 759 a 903 ng TEQ/kg en el primer caso, y de 1.230 a 5.400 ng TEQ/kg en el segundo.⁵⁸ Sin embargo, aparentemente estos valores fueron reportados en forma errónea, dada la gran disparidad entre ellos y los factores de emisión a la atmósfera presentados en estudios estrechamente relacionados, incluyendo una posterior revisión actualizada del tema, del mismo autor.

En la descripción más reciente de estos resultados, y de otros adicionales relacionados con estas series de experimentos, Lemieux et al. (2003) reportaron un factor promedio de emisión a la atmósfera de 76,8 ng W-TEQ/kg para los residuos domésticos que contenían un 0,2 por ciento de PVC. Este factor de emisión a la atmósfera fue usado en el inventario de dioxinas más reciente de Estados Unidos. Lemieux et al. (2003) también informaron sobre un factor de emisión algo menor, 61 ng TEQ/kg, al quemar residuos domésticos en una pila al aire libre sobre una parrilla de acero, en vez de usar un barril de acero. Llegaron además a la conclusión de que *“A niveles moderados de [cloro] no se observa un efecto estadísticamente significativo de concentración de los residuos [cloro], porque otras variables más importantes tienen una influencia mucho mayor en las emisiones de [dioxinas].”* Sin embargo, en un reanálisis detallado de estos mismos datos, Neurath (2004) halló que el contenido de cloro, y especialmente el contenido de PVC, son los predictores más importantes de las emisiones de dioxinas generadas por la quema de los residuos domésticos al aire libre.⁵⁹

3.3.6 Resumen — Quema de residuos domésticos en barriles de acero y en pilas al aire libre

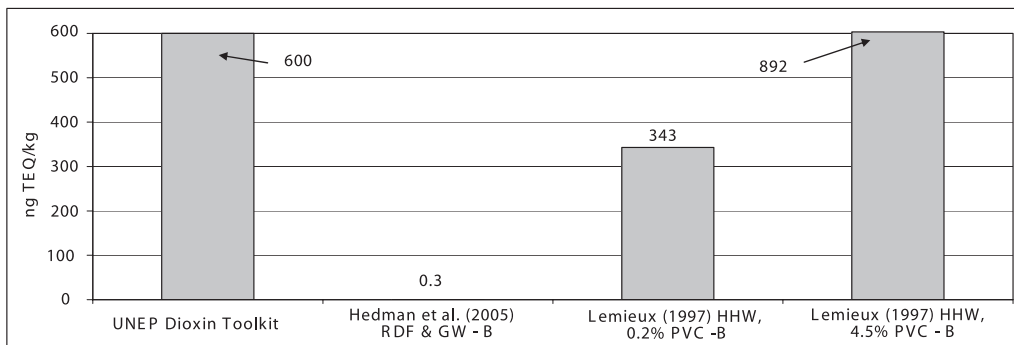
Tal como se observa en la Gráfica 5, el factor de emisión que entrega el Instrumental para la liberación de dioxinas durante la quema no controlada de residuos domésticos es considerablemente más alto que los factores de emisión reportados para los residuos domésticos con contenido de PVC en los niveles que habitualmente se encuentran en la basura doméstica de los países industrializados. El factor de emisión que presenta el Instrumental para las liberaciones en los residuos de esta basura es más elevado que los demás valores reportados, como se observa en la Gráfica 6.

La composición de los residuos domésticos y las condiciones de su combustión determinan el grado de formación de dioxinas durante la combustión. Obviamente ambos determinantes tienen un amplísimo rango de variación, de modo que no puede haber factores de emisión aplicables en forma universal, para la liberación de dioxinas a la atmósfera, a la tierra, o en los residuos, en los casos de quema de residuos domésticos al aire libre.



Gráfica 5: Quema de residuos domésticos en barriles de acero y en pilas al aire libre – Factores de emisión para liberaciones a la atmósfera (GW = basura de jardín; HHW = residuos domésticos; RDF = combustible derivado de desperdicios; OP = pila al aire libre; B = barril)

(..) el factor de emisión que entrega el Instrumental para la liberación de dioxinas durante la quema no controlada de residuos domésticos es considerablemente más alto que los factores de emisión reportados para los residuos domésticos con contenido de PVC (..)



Gráfica 6: Quema de residuos domésticos en barriles de acero y en pilas al aire libre – Factores de emisión para la liberación en los residuos (GW = basura de jardín; HHW = residuos domésticos; RDF = combustible derivado de desechos; OP = pila al aire libre; B = barril)

Para calcular la liberación de dioxinas generada por la quema de residuos domésticos al aire libre, las Partes deben estar familiarizadas con la composición de los residuos y las condiciones de combustión que prevalecen en sus respectivos países, además de elegir factores de emisión que se hayan obtenido en estudios con residuos y en condiciones muy similares a las propias. Al observar la escasez de datos del Cuadro 1 resulta obvia la necesidad de nuevos estudios sobre la quema de residuos domésticos al aire libre.

A pesar de la falta de datos el Cuadro 1 (ver pág. 24) aporta elementos potencialmente útiles para elegir el factor de emisión más apropiado entre los que se hallan disponibles:

- Pila al aire libre o contenedor metálico (barril de acero, etc.): En dos investigaciones, la quema de residuos en barriles dio como resultado emisiones más elevadas de dioxinas

Cuadro 1

Quema de residuos domésticos al aire libre — Factores de emisión de dioxinas para las liberaciones al aire, de acuerdo a las condiciones de la combustión, la composición general de los residuos y el contenido de PVC de los residuos

Composición general de los residuos	Condiciones de la combustión	Contenido de PVC					
		0 %	0,2 % o les s	1 %	4,5%	7,5%	Otro
Residuos	Pila al aire libre		61				
domésticos no clasificados, incluyendo vidrio, latas, alimentos, etc	Contenedor metálico (barril de acero, etc.)	14	79-140	201	2.654	4.916	
Porción combustible de los residuos domésticos	Pila al aire libre						
	Contenedor metálico (barril de acero, etc.)						35 ⁱ
Porción combustible de los residuos domésticos y la basura de jardín	Pila al aire libre						
	Contenedor metálico (barril de acero, etc.)						17 ^j
Basura de jardín	Pila al aire libre	4,4					
	Contenedor metálico (barril de acero, etc.)	12,4					

La composición de los residuos domésticos y las condiciones de su combustión determinan el grado de formación de dioxinas (...)

que la quema de residuos en pilas al aire libre. Esto no resulta sorprendente considerando que Halonen et al. (1997) descubrieron que el hierro, principal elemento constituyente de los barriles de acero y de muchos otros contenedores metálicos que podrían usarse para la quema de residuos, es “un poderoso promotor para la formación de PCDD/F [dioxinas]”.⁶⁰ El hierro de las parrillas y placas metálicas usadas como plataformas para la combustión en los experimentos de quema al aire libre puede estar promoviendo la formación de dioxinas.

- Residuos domésticos – clasificados o sin clasificar: Los residuos no clasificados que se quemaron en los estudios realizados en Estados Unidos incluían no solo combustibles sino también materiales de vidrio y cerámica, residuos de alimentos, latas de acero y de aluminio. Tal como se observó en los estudios llevados a cabo en Bélgica y Suiza, la quema de tales residuos no es una práctica común en esos países, o, con toda probabilidad, en ningún país. En consecuencia, los factores de emisión obtenidos por los estudios hechos en Estados Unidos pueden ser más útiles como indicadores de los efectos de variables tales como el contenido de PVC, que como factores para uso general en el cálculo de emisiones.
- Residuos domésticos o mezcla de residuos domésticos y basura de jardín: La porción combustible de los residuos domésticos habitualmente se quema junto con la basura del patio y el jardín. La reducción de la formación de dioxinas mediante estas “quemadas

ⁱ “Los residuos domésticos fueron recolectados por 15 familias durante un mes. Se utilizó principalmente la porción combustible, una mezcla de plásticos, cajas de bebidas, papel y cartón. Esta composición se considera representativa de las quemadas de residuos domésticos en el patio, pero con menos agua, materia orgánica y material inerte que los residuos municipales.”

^j “El combustible derivado de desperdicios (CDD) consistió en residuos municipales en los que la parte combustible (papel, textiles y plásticos blandos, por ejemplo) había sido seleccionada en forma mecánica entre los residuos no combustibles y el material sujeto a descomposición, en una planta de clasificación de residuos.”

conjuntas” queda respaldada por el hallazgo de 1) factores de emisión relativamente bajos en los estudios hechos en Bélgica y Suecia, en los que los residuos domésticos y la basura de jardín se quemaron juntos, y 2) factores de emisión notoriamente más altos en los estudios hechos en Estados Unidos en los que únicamente se quemaron residuos domésticos sin clasificar.

En la actualidad, los factores de emisión del estudio sueco – 17 ng TEQ/kg para las emisiones a la atmósfera y 0,3 ng TEQ/kg para las emisiones en los residuos — parecen ser los factores más apropiados en los caso en que, de acuerdo a la práctica común, la porción combustible de los residuos domésticos con un contenido corriente de PVC se quema junto con la basura de patio y jardín en pilas al aire libre.

Los factores de emisión del estudio sueco – 17 ng TEQ/kg para las emisiones a la atmósfera y 0,3 ng TEQ/kg para las emisiones en los residuos — parecen ser los factores más apropiados (..) en los casos en que (..) PVC se queme junto con la basura de patio y jardín en pilas al aire libre

3.4 Incendios en rellenos sanitarios e incendios en vertederos

Los incendios en rellenos sanitarios y vertederos son frecuentes, incluso en las regiones más ricas del mundo. Por ejemplo, el Inventario Europeo de Dioxinas más reciente señala lo que sigue:

“Es bien sabido que en algunos países europeos aún existen vertederos ilegales y carentes de control para los residuos municipales sólidos. Con frecuencia se producen incendios en estos vertederos, ya sea por combustión espontánea o en forma intencional, con el fin de aumentar su capacidad.”

Los administradores de rellenos sanitarios del Reino Unido que fueron encuestados por Bates (2004) consideran que en aproximadamente el 80 por ciento de los rellenos sanitarios se producen en un momento dado combustiones profundas. Estos incendios resultan generalmente más difíciles de identificar y de extinguir que los incendios en la superficie. 61 En Estados Unidos se notifican incendios en rellenos sanitarios y vertederos a una tasa de 8.400 al año. De hecho, en Estados Unidos los incendios deliberados de rellenos sanitarios son una práctica aceptada para reducir el volumen de desperdicios y los costos operativos, y para aumentar la vida útil de los rellenos sanitarios, 62 pese a que los incendios en rellenos sanitarios han sido identificados como una de las mayores fuentes de dioxinas en Estados Unidos.

3.4.1 Instrumental para dioxinas y furanos del PNUMA

Todas las versiones del Instrumental presentan un factor de emisión a la atmósfera de 1.000 ng TEQ/kg para los incendios en rellenos sanitarios y vertederos. Se ha indicado que este valor está basado en un trabajo sueco mencionado por la Agencia Estadounidense de Protección Ambiental.⁶ Aunque la investigación sueca original, de Persson y Bergstrom (1991),⁶³ no es de fácil acceso, sus resultados han sido descritos de la siguiente forma:

- Según la Agencia Estadounidense de Protección Ambiental, el estudio informó sobre una tasa promedio de emisión de 1.000 Nordic TEQ/kg de residuos quemado.
- Según el Inventario Europeo de Dioxinas, los investigadores suecos realizaron experimentos de simulación en los cuales las concentraciones de dioxinas del gas de combustión variaban entre 66 y 518 ng N-TEQ/m³. A un volumen específico de gas de combustión de 1.700 m³/t, puede obtenerse un factor de emisión a la atmósfera de aproximadamente 100 – 900 ng TEQ/kg.⁶⁴

-
- Según la revisión hecha por Bates (2004) de las investigaciones sobre rellenos sanitarios, el estudio sueco calculó emisiones de dioxinas de 0,07 g TEQ por incendio de superficie y de 0,35 g TEQ por incendio profundo.

3.4.2 Estudios en Asia

Minh et al. (2003) examinaron los suelos de vertederos abiertos de Filipinas, Cambodia, India y Vietnam en los que se observaban quemas al aire libre, y encontraron niveles de dioxinas en los suelos que en algunos casos eran centenares de veces mas elevados que en los suelos de los sitios de control.⁶⁵ En un estudio similar que se llevó a cabo en algunos de estos sitios, Hirai et al. (2003) determinaron que el factor de emisión para las emisiones totales (atmósfera y tierra) debía ser superior a 400 ng TEQ/kg para explicar los niveles de dioxinas presentes en las muestras de suelo del vertedero de la India, y superior a 4.000 ng TEQ/kg en el vertedero de Cambodia.⁶⁶

3.4.3 Estudio japonés

En una simulación de incendio en un relleno sanitario, Hirai et al. (2005) quemaron combustible derivado de desperdicios (CDD) en un recipiente de acero lleno con tierra. El CDD estaba compuesto de papel y textiles: 51,8 por ciento; plásticos y cuero: 32 por ciento; madera y pasto: 5,3 por ciento; basura: 9,5 por ciento, elementos no combustibles: 0,4 por ciento; y otros: 1 por ciento. Los investigadores reportaron factores de emisión de 23-46 ng TEQ/kg para la liberación a la atmósfera, y de 120-170 ng TEQ/kg para la liberación en los residuos, con un 70 a un 90 por ciento de las dioxinas incorporadas en los residuos.⁶⁷

3.4.4 Estudio suizo

En Suiza se obtuvo un factor de emisión a la atmósfera de 450 ng TEQ/kg para los incendios en rellenos sanitarios, basado en una concentración de dioxinas de 15 µg TEQ/kg en el polvo del filtro de un incinerador de residuos sólidos municipales y en una tasa de emisión de polvo de 30 kg polvo/t de residuos.

3.4.5 Estudios relacionados

Otros estudios han examinado la presencia de dioxinas durante o luego de incendios en rellenos sanitarios y vertederos, pero no han obtenido factores de emisión:

- Estonia: Roots et al. (2004) comprobaron que las dioxinas de los suelos de un relleno sanitario se hallaban presentes a nivel ambiental.⁶⁸
- Finlandia: Ruokojarvi et al. (1995) midieron niveles elevados de dioxinas en el aire y en residuos no quemados, quemados y con fuego latente en incendios experimentales y reales en rellenos sanitarios.⁶⁹
- Grecia: Martens et al. (1998) informaron también sobre un alto nivel de dioxinas observado en muestras de un suelo impactado directamente por una quema no controlada en un vertedero al aire libre.⁷⁰

- Jordania: Alwai et al. (1996) encontraron niveles de dioxinas que oscilaban entre 8,3 y 1.470 ng TEQ/kg en muestras de suelo de un relleno sanitario cerca de Amán. Se explicó que el patrón homólogo de la muestra con la mayor concentración de dioxinas era “característico de la pirólisis del PVC”.⁷¹
- España: Abad et al. (2003) encontraron dioxinas en muestras de musgo tomadas cerca de un relleno sanitario en España - donde se estaba efectuando una quema al aire libre - a niveles 19 veces más altos que en el musgo de un sitio de control⁷²

En la Unión Europea (..)el PVC es responsable de una porción abrumadoramente mayoritaria del cloro que está disponible para la formación de dioxinas durante los incendios de rellenos sanitarios

En la Unión Europea, Mersiowsky et al. (1999) examinaron cuatro grupos de productos de PVC – tuberías, láminas rígidas, recubrimientos para pisos, y cables – y encontraron que eran responsables del 40 por ciento del PVC enviado a los rellenos sanitarios y que contribuían con el 39 por ciento del cloro presente en los residuos sólidos municipales enviados a los rellenos sanitarios. Específicamente, los residuos sólidos municipales enviados a los rellenos sanitarios tenían una concentración de cloro de 9.000 mg/kg, de la cual 3.500 mg/kg eran aportados por los cuatro grupos de productos de PVC estudiados.⁷³ Asumiendo que el 60 por ciento restante del PVC enviado a los rellenos sanitarios tiene un contenido de cloro similar al de los cuatro grupos de productos de PVC revisados en este estudio, el 100 por ciento de los productos de PVC enviados a los rellenos sanitarios aportaría 8.750 mg/kg de cloro, o un 97 por ciento del contenido total de cloro de los residuos sólidos municipales enviados a los rellenos sanitarios. Si este es el caso, el PVC es responsable de una porción abrumadoramente mayoritaria del cloro que está disponible para la formación de dioxinas durante los incendios de rellenos sanitarios.

3.4.6 Resumen — Incendios en rellenos sanitarios e incendios en vertederos

Los factores de emisión para incendios en rellenos sanitarios y vertederos al aire libre cubren un rango muy amplio, que depende de muchos factores, altamente variables, tales como la composición de los materiales quemados. Al igual que con la quema de residuos domésticos al aire libre, no hay factores de emisión que sean aplicables en forma universal. Sin embargo, el reciente estudio de Hirai et al. (2005) presenta lo que parece ser una muy rigurosa determinación de factores de emisión: 23-46 ng TEQ/kg para emisiones a la atmósfera y 120-170 ng TEQ/kg para emisiones en residuos.

3.5 Hallazgos y recomendaciones

A partir de los estudios examinados arriba y los resúmenes asociados, parece ser que los factores de emisión presentados en el Cuadro 2 (ver pág. siguiente), tienen actualmente un respaldo científico más sólido y, por consiguiente, serían los más apropiados para la elaboración de cálculos de emisiones en los inventarios de dioxinas.

Los factores de emisión para los incendios de bosques, pastizales y páramos y para las quemaduras de residuos agrícolas en el campo tienen valores relativamente bajos y rangos estrechos. Para los incendios de bosques, pastizales y páramos, los factores de emisión más apropiados son los que se basan en mediciones efectuadas durante incendios reales: 0,5 ng TEQ/kg para emisiones a la atmósfera y 0,05 ng TEQ/kg para emisiones a la tierra. En

forma similar, los factores apropiados para la quema de residuos agrícolas en el campo son 0,8 ng TEQ/kg para emisiones a la atmósfera y 0,05 ng TEQ/kg para emisiones a la tierra. Los factores de emisión para la quema de residuos domésticos al aire libre varían por más de mil veces, como se observa en el Cuadro 2. En esta categoría de fuentes, los factores de emisión de 17 ng TEQ/kg para emisiones a la atmósfera y de 0,3 ng TEQ/kg para emisiones a la tierra son actualmente los más apropiados para la quema no controlada de residuos domésticos, cuando existe la práctica común de quemar la porción combustible de los residuos domésticos con un contenido corriente de PVC, junto con la basura del patio y el jardín.

Cuadro 2
Factores de emisión de dioxinas con el más sólido respaldo científico hasta la fecha

	Factor de emisión ATMOSFERA	Factor de emisión TIERRA	Factor de emisión RESIDUOS
ng TEQ/kg			
Incendio de bosques, Incendio de pastizales y páramos	0,125-0,5	0,02-0,05	
Residuos agrícolas, quema al aire libre	0,5-0,8	0,02-0,05	
Residuos domésticos, quema al aire libre			
Sin contenido de PVC, 0%	4,4-14		0,3 ^k
Contenido moderado de PVC, 0,2% o menos	17-79		0,3-343
Alto contenido de PVC, 1,0 -7,5%	200-5.000		343-892
Incendios en rellenos sanitarios y vertederos al aire libres	23-46		120-170

Las investigaciones que han desarrollado factores de emisión para los incendios en rellenos sanitarios y en vertederos al aire libre son muy limitadas. Sin embargo, cuando la composición de los desechos quemados es similar a la estudiada por Hirai et al. (2005), los promedios de los factores de emisión desarrollados en esa investigación pueden considerarse apropiados.

ANEXO

LOS INVENTARIOS DE DIOXINAS EN AMERICA LATINA

Tal como se describe en la Sección 2.0, la literatura científica y los informes oficiales, incluido el Instrumental del PNUMA para las Dioxinas y Furanos, presentan factores de emisión que difieren en tres o más órdenes de magnitud para algunas de las fuentes consideradas. En tales circunstancias no resulta fácil elegir los factores de emisión más apropiados, pero trata de una elección que debe hacerse dentro de un plazo muy limitado.

Los factores de emisión, junto con los niveles de actividad, determinan la estimación de liberaciones para cada categoría de fuentes y, por consiguiente, la prioridad – la importancia relativa – otorgada a cada categoría de fuente en el Plan Nacional de Acción que debe preparar cada Parte dentro de los dos años siguientes a la fecha de puesta en vigor del Convenio de Estocolmo para esa Parte. Para ilustrar el impacto de los factores de emisión sobre la estimación de liberaciones de dioxinas y la determinación del orden de prioridad de las fuentes, se hace aquí una comparación entre los inventarios de dioxinas para Argentina, Cuba y México, en los que se utilizaron los factores de emisión del Instrumental, con los inventarios que resultan del uso de los factores de emisión que se presentan en el Cuadro 3.

Cuadro 3
Factores de emisión generales, de valor único ¹

	Factor de emisión ATMOSFERA	Factor de emisión TIERRA	Factor de emisión RESIDUOS
ng TEQ/kg			
Incendio de bosques, Incendio de pastizales y páramos	0,5	0,05	
Residuos agrícolas, quema al aire libre	0,8	0,05	
Residuos domésticos, quema al aire libre	17		0,3

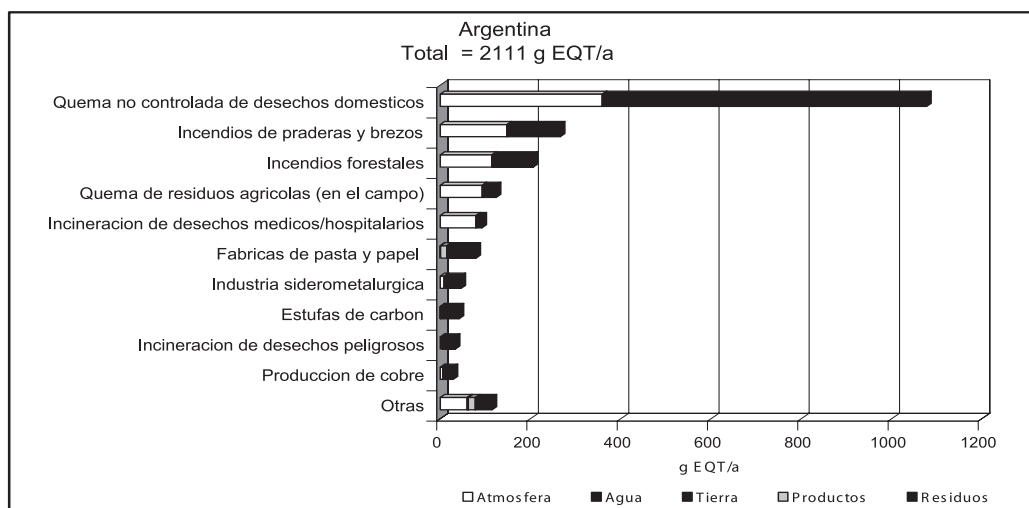
A.1 Argentina

Argentina preparó un inventario de dioxinas en 2004.⁷⁴ Este inventario, que presenta estimaciones de emisión correspondientes al año 2001, se basa enteramente en la lista de fuentes y de factores de emisión entregada por el borrador del Instrumental para Dioxinas y Furanos de 2001.

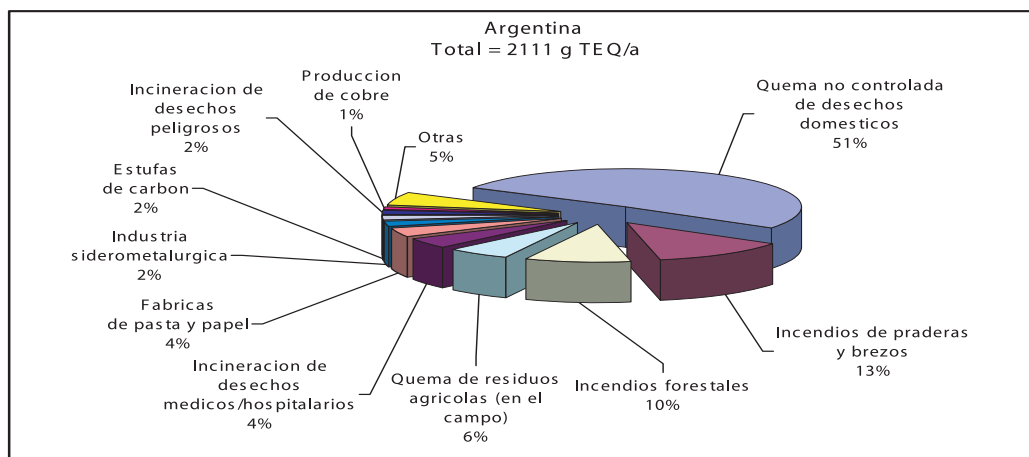
¹ Es ciertamente preferible contar con un rango de valores para cada factor de emisión. Sin embargo se entregan estos valores con el fin de seguir el modelo establecido por el Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA y facilitar las comparaciones con los inventarios que usan los factores de emisión de valor único del Instrumento.

La Gráfica 7 presenta más abajo las emisiones de dioxinas, por categoría de fuente y medio receptor (atmósfera, agua, tierra, productos, residuos), preparadas por Argentina, utilizando los factores de emisión del Instrumental; la contribución porcentual de cada categoría de fuentes aparece en la Gráfica 8. Datos similares se presentan en los Gráficas 9 y 10, con la salvedad de que las emisiones de dioxina de los incendios de bosques, praderas y páramos, la quema de residuos agrícolas en el campo y la quema de residuos domésticos al aire libre se calcularon usando los factores de emisión contemplados en el Cuadro 3, arriba.

Al comparar estos dos conjuntos de cifras, queda patente que el uso de los factores de emisión del Cuadro A.1 redujo el cálculo de la liberación total de dioxinas de 2.111 a 489 g TEQ/año y cambió en forma notable el ranking de las categorías de fuentes. Este cambio en el orden de importancia de las categorías de fuentes se ve probablemente con mayor claridad en los Gráficas 8 y 10, que muestran las contribuciones relativas de las categorías de fuentes en cada caso.



Gráfica 7: Argentina — Las diez categorías principales de fuentes, de acuerdo a los factores de emisión del Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA (2001)



Gráfica 8: Argentina — Contribución porcentual de las diez principales fuentes de dioxinas, de acuerdo a los factores de emisión del Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA (2001)

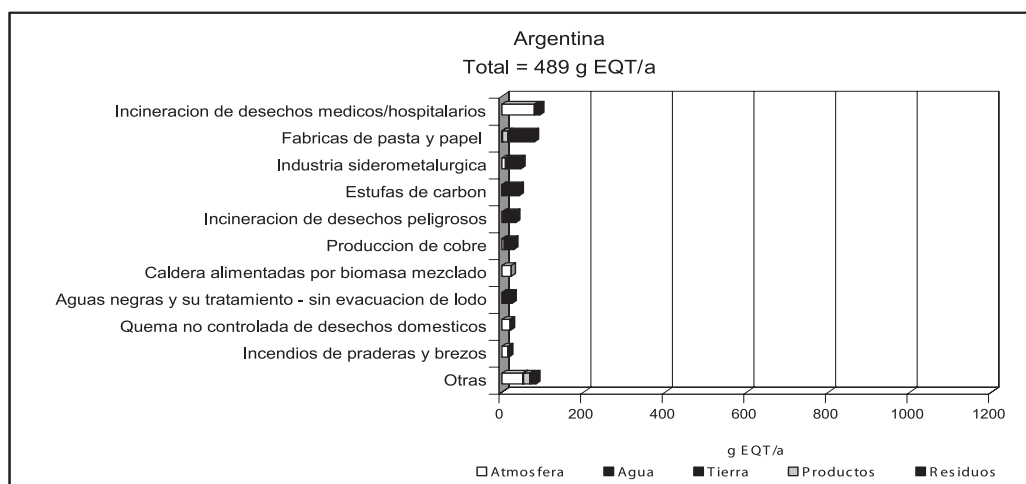


Gráfico 9: Argentina — Las diez principales categorías de fuentes de dioxinas, de acuerdo a los factores de emisión para cuatro fuentes seleccionadas (incendios forestales, incendios de pastizales y páramos, quema de residuos agrícolas en el campo, quema de residuos domésticos al aire libre) que aparecen en el Cuadro 3

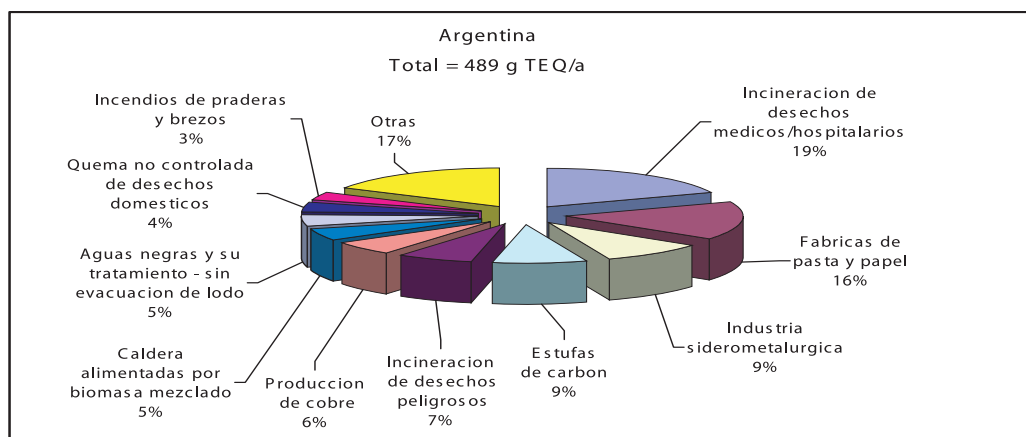


Gráfico 10: Argentina — Contribución porcentual de las diez principales categorías de fuentes de dioxinas, de acuerdo a los factores de emisión para fuentes seleccionadas (incendios forestales, incendios de praderas y brezos, quema de residuos agrícolas en el campo, quema de residuos domésticos al aire libre) que aparecen en el Cuadro 3

A.2 Cuba

Cuba preparó un inventario de dioxinas en 2003.⁷⁵ Este inventario, que presenta estimaciones de emisión para el año 2001, se basa totalmente en la lista de fuentes y factores de emisión del Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA (2001).⁴

En la Gráfica 11 se presentan las emisiones de dioxinas, por categoría de fuentes y medio receptor (atmósfera, agua, tierra, productos, residuos), basadas en los factores de emisión del Instrumental, en tanto que la Gráfica 12 muestra la contribución porcentual de cada categoría de fuente. En los Gráficas 13 y 14 se presentan datos similares, exceptuando el hecho de que las emisiones de dioxinas de los incendios forestales, los incendios de praderas y brezos, la quema de residuos agrícolas en el campo, y quema de residuos domésticos al aire libre se calcularon usando los factores de emisión que entrega el Cuadro 3.

Como se observa en estos dos conjuntos de cifras, la emisión total de dioxinas se reduce de 319 a 151 g TEQ/año y el orden de importancia de las categorías de fuentes cambia radicalmente cuando se sustituyen los factores de emisión del Cuadro 3 por los factores de emisión relevantes del Instrumental.

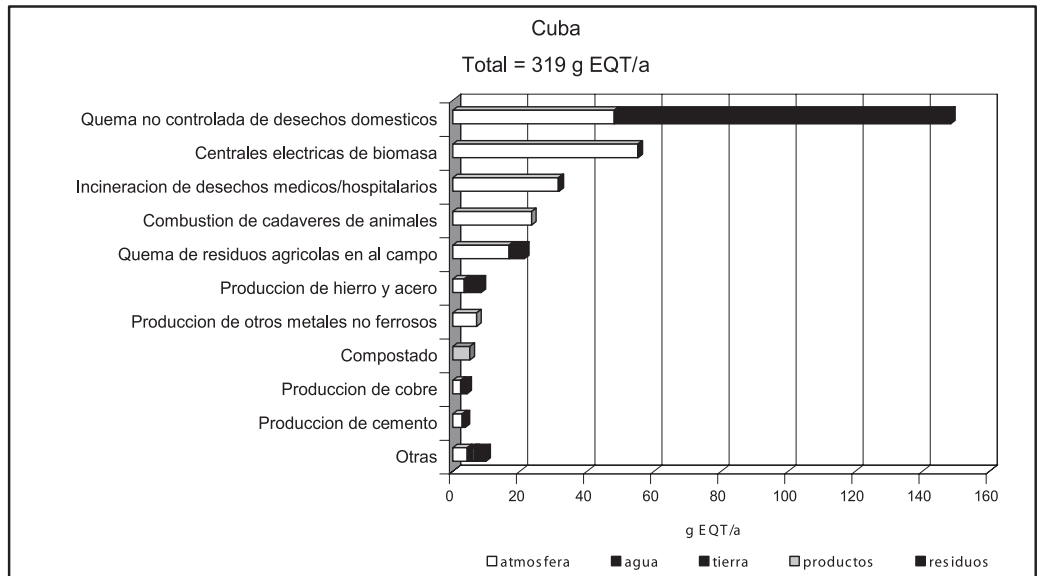


Gráfico 11: Cuba — Las diez categorías principales de fuentes, de acuerdo a los factores de emisión del Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA (2001)

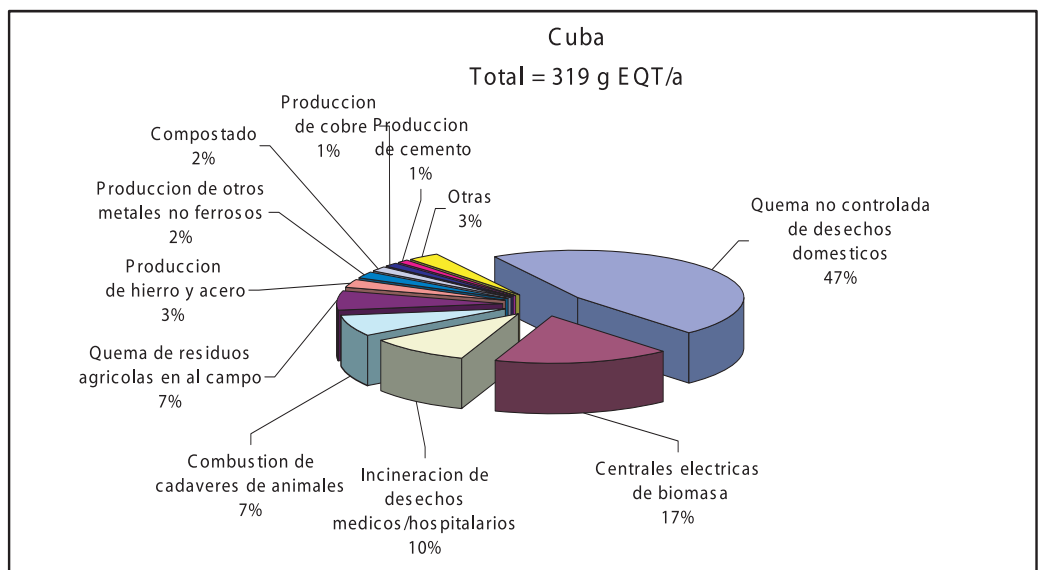


Gráfico 12: Cuba — Contribución porcentual de las diez principales categorías de fuentes, de acuerdo a los factores de emisión del Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA (2001)

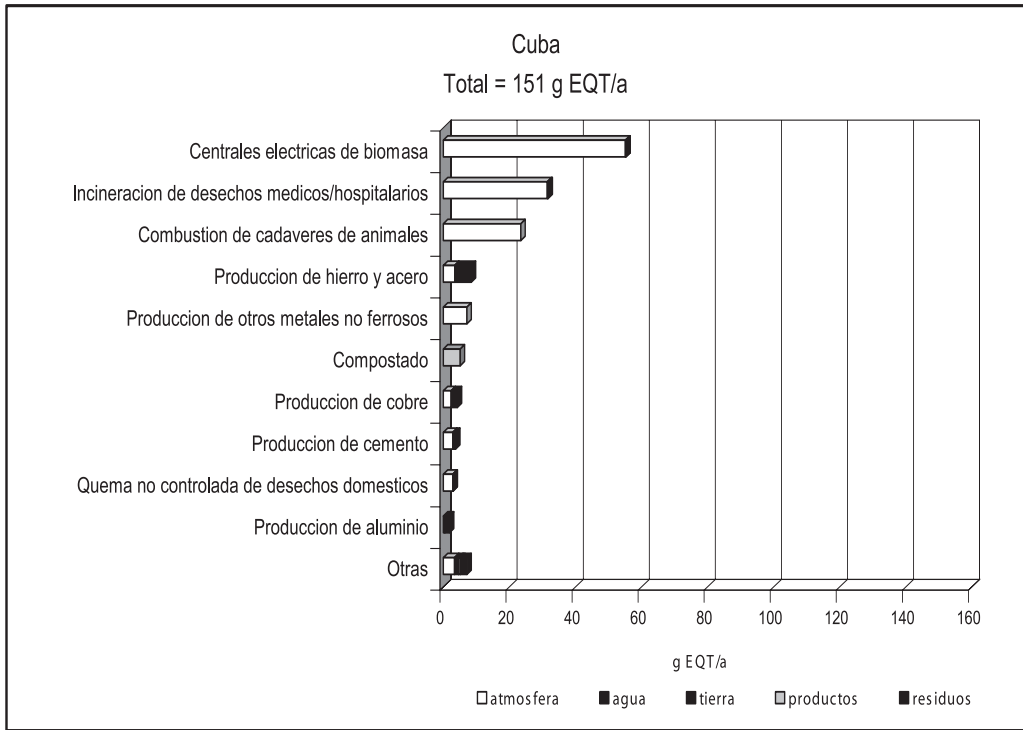


Gráfico 13: Cuba — Las diez principales categorías de fuentes de dioxinas, de acuerdo a los factores de emisión para fuentes seleccionadas (incendios forestales, incendios de pastizales y páramos, quema de residuos agrícolas en el campo, quema de residuos domésticos al aire libre) que aparecen en el Cuadro 3

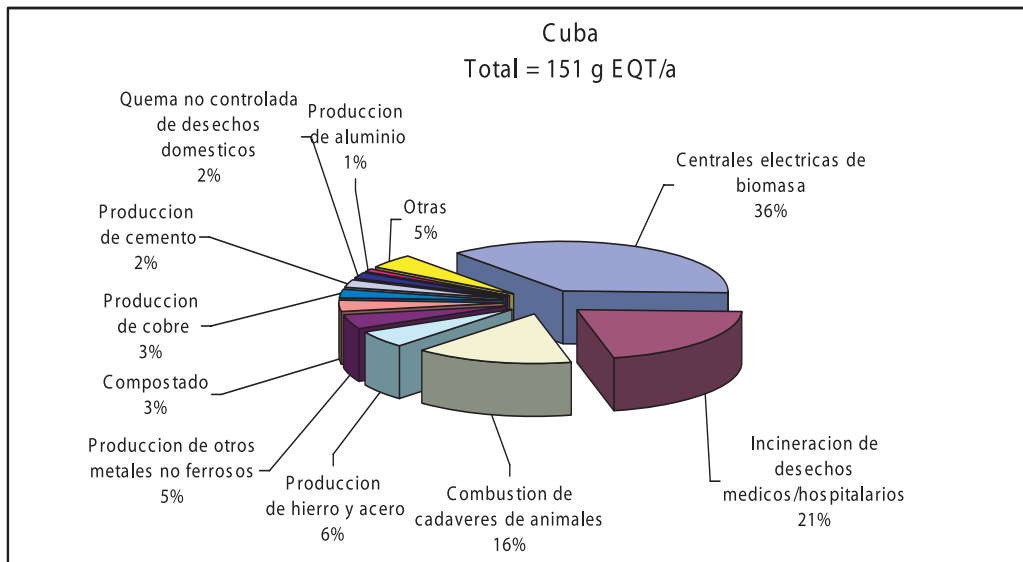


Gráfico 14: Cuba — Contribución porcentual de las diez principales categorías de fuentes de dioxinas, de acuerdo a los factores de emisión para fuentes seleccionadas (incendios forestales, incendios de praderas y brezos, quema de residuos agrícolas en el campo, quema no controlada de residuos domésticos) que aparecen en el Cuadro 3

A.3 México

México preparó una serie de ejercicios preliminares de inventarios de dioxinas en los que se calcularon las emisiones de dioxinas correspondientes al año 2000:

- En el primer inventario preliminar, que fue preparado por García et al. (2001),⁷⁶ las emisiones de dioxinas para cada categoría de fuentes se calcularon mediante los mismos factores de emisión que utilizó la Agencia Estadounidense de Protección Ambiental para el inventario de 1998 de Estados Unidos;
- Gutiérrez et al. (2002) prepararon una versión revisada del primer inventario, en 2002, que nuevamente se basó en los mismos factores de emisión utilizados por Estados Unidos;⁷⁷
- Alvarado y Gutiérrez (2003) prepararon un tercer informe en el que se usaron los factores de emisión del Instrumental para calcular las liberaciones de dioxinas y luego éstas se compararon con estimaciones de liberaciones que, según se dijo, habían sido tomadas de Gutiérrez et al. (2002);⁷⁸ y
- En una conferencia internacional en 2005, Alvarado et al. (2005) presentaron una ponencia que describiría la comparación de las estimaciones de liberación basadas en los factores de emisión del Instrumental con las estimaciones que se basaron en los factores de emisión de Estados Unidos, tal como los dieron a conocer Alvarado y Gutiérrez (2003).⁷⁹

En lo que respecta a las liberaciones de dioxinas de los incendios forestales, estos informes resultan inconsistentes con las estimaciones basadas en los factores de emisión de Estados Unidos y con los factores de emisión del Instrumental. Como se observa en el Cuadro 4, más abajo, el informe de Alvarado y Gutiérrez (2003) presenta dos cálculos de emisiones distintos – 1,85 g TEQ/año y 57,91 g TEQ/año – atribuidos a los factores de emisión de Estados Unidos y dos cálculos distintos para las emisiones totales – 49,23 g TEQ/año y 260,59 g TEQ/año – atribuidos a los factores de emisión del Instrumental.

Cuadro 4
México. Estimación de las emisiones de dioxinas de los incendios forestales;
según diversos informes

	Emisión, basada en el factor de emisión de Estados Unidos, g TEQ/año	Emisión, basada en los factores de emisión del Instrumental, g TEQ/año		
		Atmósfera	Tierra	Total
García et al. (2001)	1,85	--	--	--
Gutiérrez et al. (2002)	1,85	--	--	--
Alvarado y Gutiérrez (2003)	57,91 ^m	27,35 ⁿ	21,88	49,23 ^o
	1,85 ^p	nv	nv	260,59 ^q
Alvarado et al. (2005)	1,85	nv	nv	49,2

nv = no se entregó valor

^mTabla A, page iii; Tabla 7.2, page 65

ⁿTabla 1.1, page 6.

^oGráfica 1.1, page 7.

^pTabla 1.1, página 6; Gráfica 1.1, página 7.

^qTabla A, página iii; Tabla 7.1, página 64.

No se encontró un valor absoluto para el nivel de actividad — las toneladas de biomasa que se queman al año — para los incendios de bosques en ninguno de los informes. Sin embargo, este valor puede determinarse con cálculos retroactivos del total de liberaciones y de los factores de emisión asociados a ellos.

- Con el factor de emisión a la atmósfera de 2 ng TEQ/kg, de Estados Unidos, y una liberación total de 1,8 g TEQ/año, puede estimarse que la masa de materiales quemados es de 925.000 toneladas/año. Si a este valor se le aplican los factores de emisión del Instrumental — 5 ng TEQ/kg (aire) y 4 ng TEQ/kg (tierra) — el resultado es una liberación a la atmósfera de 4,6 g TEQ/año y una liberación a la tierra de 3,7 g TEQ/año para un total de emisiones de dioxinas de 8,3 g TEQ/año. Como se observa en el Cuadro 4, no aparece un valor similar para el total de emisiones de dioxinas en los incendios forestales en ninguno de los cuatro informes
- Con el factor de emisión a la atmósfera de 2 ng TEQ/kg, de Estados Unidos, y una liberación total de 57,91 g /TEQ/año, puede estimarse que la masa de materiales quemados es de 28.955.000 toneladas/año. Si a este valor se le aplican los factores de emisión del Instrumental — 5 ng TEQ/kg (aire) y 4 ng TEQ/kg (tierra) — el resultado es una liberación a la atmósfera de 144,8 g TEQ/año y una liberación a la tierra de 115,8 g TEQ/año para un total de emisiones de dioxinas de 260,6 g TEQ/año. Este valor para el total de emisiones es idéntico a uno de los valores de emisión total presentados por Alvarado y Gutiérrez (2003).
- El valor mayor – 28.955.000 toneladas/año – para la cantidad de biomasa que se quema en los incendios forestales en México está acorde con los valores reportados por otros países. Por ejemplo, Argentina reportó la quema de 22.901.192 toneladas/año de biomasa en incendios forestales.

Es evidente que algunos de los valores para el cálculo de emisión de dioxinas en los incendios forestales que aparecen en los cuatro informes se deben a errores tipo Gráficas o de otro tipo. Aún más, tal como se explicó más arriba, en este informe se parte de la base de que la cantidad de biomasa quemada durante los incendios forestales en México es de 28.955.000 toneladas/año.^r Suponiendo esto, se estima que la emisión total de dioxinas debida a los incendios forestales es de 57,91 g TEQ/año, usando el factor de emisión a la atmósfera de Estados Unidos, y de 260,6 g TEQ/año, usando los factores de emisión del Instrumental.

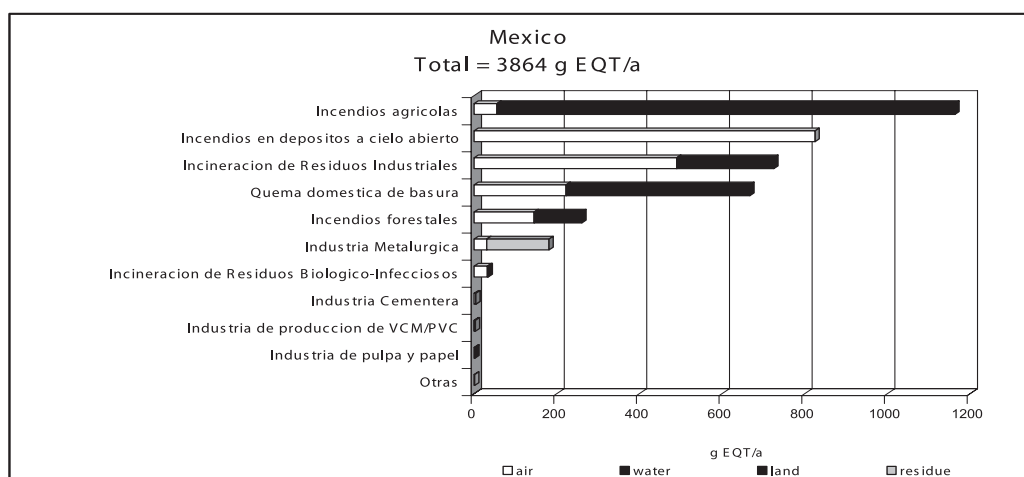
Los informes también resultan inconsistentes con relación a la emisión de dioxinas de los residuos agrícolas. Por ejemplo, Alvarado y Gutiérrez (2003) y Alvarado et al. (2005) presentan una estimación de alrededor de 222 g TEQ/año, basada en el factor de emisión de Estados Unidos. Sin embargo, para la liberación basada en factores de emisión del Instrumental, Alvarado y Gutiérrez (2003) presentan una estimación de 442,98 g TEQ/año, en tanto que Alvarado et al. (2005) presentan una estimación de 1.163 g TEQ/año.^r De acuerdo con el

^r Se agradecerá la corrección y/o confirmación de este valor.

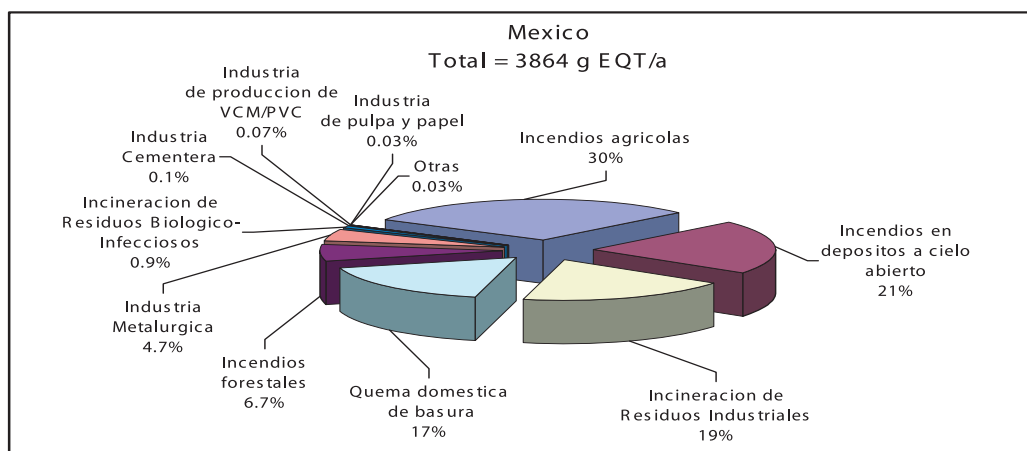
nivel de actividad reportado para la quema de residuos agrícolas, correspondiente a 110.750.000 toneladas/año, el valor correcto para la emisión de dioxinas desde esta fuente es de 1.163 g TEQ/año.

La Gráfica 15 presenta las emisiones de dioxinas, por categoría de fuente y medio receptor (atmósfera, agua, tierra, productos o residuos), calculadas según los factores de emisión del Instrumental, en tanto que la Gráfica 16 muestra la contribución porcentual de cada categoría de fuente. Los Gráficos 17 y 18 aportan datos similares, exceptuando el hecho de que las emisiones de dioxinas de los incendios de bosques, incendios de pastizales y páramos, quema de residuos agrícolas en el campo, y quemas no controlada de residuos domésticos se calcularon de acuerdo con los factores de emisión que entrega el Cuadro 3.

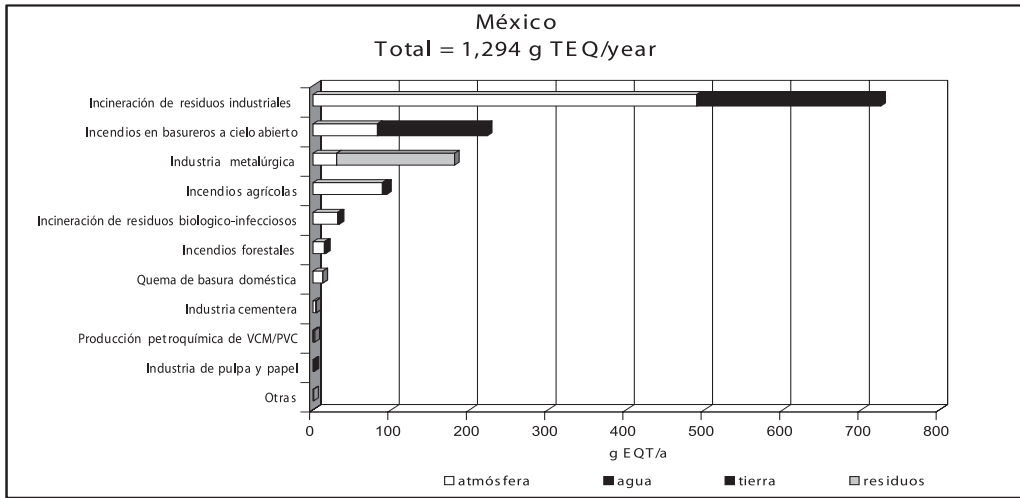
Tal como se muestra en estos dos conjuntos de cifras, la emisión total de dioxinas se reduce de 3.864 a 1.294 g TEQ/año y el orden de importancia de las categorías de fuentes cambia en forma notoria cuando se sustituyen los factores de emisión del Cuadro 3 por los factores de emisión pertinentes del Instrumental.



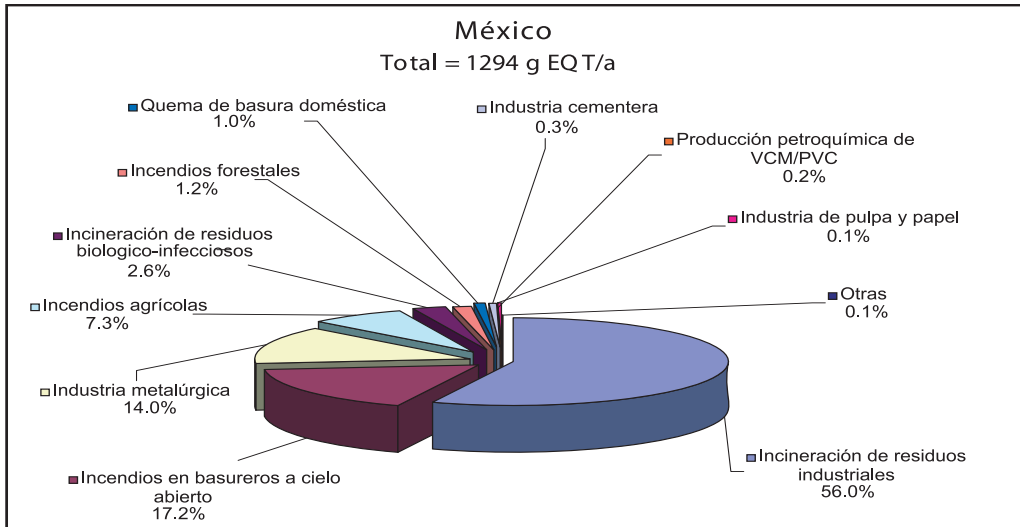
Gráfica 15: México — Las diez categorías principales de fuentes, de acuerdo a los factores de emisión del Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA



Gráfica 16: México — Distribución porcentual de las diez principales categorías de fuentes de dioxinas, de acuerdo a los factores de emisión del Instrumental para Dioxinas y Furanos del PNUMA (2001)



Gráfica 17. México — Las diez categorías principales de fuentes de dioxinas, con base en factores de emisión revisados para fuentes seleccionadas (incendios forestales, incendios de pastizales y páramos, quema de residuos agrícolas en el campo, quema no controlada de residuos domésticos), como se observa en el Cuadro 3



Gráfica 18. México — Distribución porcentual de las diez categorías principales de fuentes de dioxinas, basada en factores de emisión revisados para fuentes seleccionadas (incendios forestales, incendios de pastizales y páramos, quema de residuos agrícolas en el campo, quema no controlada de residuos domésticos), como se observa en el Cuadro 3

Tal como se indica más arriba, Alvarado y Gutiérrez (2003) y Alvarado et al. (2005) compararon también las emisiones de dioxinas de las principales categorías de fuentes, utilizando los factores de emisión de Estados Unidos y las emisiones basadas en los factores de emisión del Instrumental.⁷⁹ Sin embargo ninguna de estas comparaciones es útil. Para las fuentes consideradas, los factores de emisión de Estados Unidos están limitados a las emisiones a la atmósfera, de modo que no se incluyen las emisiones a otros medios, tales como la tierra y los residuos, en tanto que el Instrumental también presenta factores de emisión para las liberaciones a esos otros medios. Por añadidura, aunque se señala que la comparación hecha por Alvarado et al. (2005) está tomada de la comparación anterior de Alvarado y Gutiérrez (2003), existen obvias diferencias, no explicadas, en la estimación de emisiones atribuidas a incendios forestales y quema de residuos agrícolas.

Referencias

- ¹ Fiedler, H., 2004. PCDD/PCDF Release Inventories. *Organohalogen Cpds.* 66: 962-967.
- ² Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs), Article 5, paragraph (a).
- ³ Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs), Article 5, paragraph (a), sub-paragraph (i).
- ⁴ UNEP Chemicals, 2001. Standardized Toolkit for Identification and Quantification of Dioxin and Furan Releases. Draft, January 2001. Geneva.
- ⁵ UNEP Chemicals, 2003. Standardized Toolkit for Identification and Quantification of Dioxin and Furan Releases. First Edition, May 2003. Geneva.
- ⁶ UNEP Chemicals, 2005. Standardized Toolkit for Identification and Quantification of Dioxin and Furan Releases. Second Edition, February 2005. Geneva
- ⁷ UNEP, 2005. Consideration of comments on the standardized toolkit for identification and quantification of dioxin and furan releases. UNEP/POPS/COP.1/INF/10. Conference of the Parties of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. First Meeting. Punta del Este, Uruguay, 2-6 May 2005.
- ⁸ Ford, R., 2004. Letter of 13 May 2004 from Robert Ford, Deputy Director, Office of Environmental Policy, U.S. Department of State, to James Willis, Executive Secretary, Interim Secretariat of the Stockholm Convention. Re: U.S. Comments on the 1st Edition of the Standardized Toolkit for Identification and Quantification of Dioxin and Furan Releases.
- ⁹ Webster, T., Connett, P., 1998. Dioxin emission inventories and trends: the importance of large point sources. *Chemosphere* 37: 2105-2118.
- ¹⁰ Horie, Y., 2001. Sources of uncertainties in the dioxins inventory for ambient air emissions under the dioxins counter-measure law and JIS K 0311. Presented at Dioxin 2001 — 21st International Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants & POPs, Kyong ju, Korea, Sept. 9-14, 2001.
- ¹¹ Fiedler, H., 2004. PCDD/PCDF Release Inventories. *Organohalogen Cpds.* 66: 962-967.
- ¹² Quass, U., Fermann, M., 1997. Identification of Relevant Industrial Sources of Dioxins and Furans in Europe (The European Dioxin Inventory). Final Report No. 43, Essen, Germany: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Germany.
- ¹³ Wenborn, M., King, K., Buckley-Golder, D., Gascon, J., 1999. Releases of Dioxins and Furans to Land and Water in Europe. Final Report. Report produced for Landesumwamt Nordrhein-Westfalen, Germany, on behalf of European Commission DG Environment. September 1999.
- ¹⁴ U.S. Environmental Protection Agency, 2005. The Inventory of Sources and Environmental Releases of Dioxin-Like Compounds in the United States: The Year 2000 Update. EPA/600/P-03/002A. External Review Draft. Washington, D.C.
- ¹⁵ Ikeguchi, T., Tanaka, M., 1999. Experimental study on dioxins emission from open burning simulation of selected wastes. *Organohalogen Cpds.* 41: 507-510.
- ¹⁶ Prange, J., Gaus, C., Weber, R., Papke, O., Muller, J. 2003. Assessing forest fire as a potential PCDD/F source in Queensland, Australia. *Environ. Sci. Technol.* 37: 4325-4329

- ¹⁷ Kaupp, H., McLachlan, M., 1999. Atmospheric particle size distributions of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their implications for wet and dry deposition. *Atmos. environ.* 33: 85-95.
- ¹⁸ Simonich, S., Hites, R., 1995. Organic pollutant accumulation in vegetation. *Environ. Sci. Technol.* 29: 2905-2914.
- ¹⁹ Simonich, S., Hites, R., 1995. Global distribution of persistent organochlorine compounds. *Science.* 269:1851-1854.
- ²⁰ Horstmann, M., McLachlan, M.S., 1998. Atmospheric deposition of semivolatile organic compounds to two forest canopies. *Atmos. Environ.* 32, 1799-1809.
- ²¹ Su, Y., Wania, F., 2005. Does the forest filter effect prevent semivolatile organic compounds from reaching the Arctic? *Environ. Sci. Technol.* In Press.
- ²² Meyer, C., Beer, T., Muller, J., Gillett, R., Weeks, I., Powell, J., Tolhurst, K., McCaw, L., Cook, G., Marney, D., Symons, R., 2004. Dioxin Emissions from Bushfires in Australia. National Dioxins Program Technical Report No. 1. Canberra: Australian Government Department of the Environment and Heritage. <http://www.deh.gov.au/industry/chemicals/dioxins/index.html>.
- ²³ Meyer, C., Muller, J., Beer, T., Tolhurst, K., McCaw, L., Cook, G., Ivory, A., Mobbs, C., 2005. Dioxin emissions from broad scale biomass burning in Australia. In: Towards a new agenda: 17th International Clean Air & Environment Conference proceedings, Hobart. Clean Air Society of Australia and New Zealand. http://www.dar.csiro.au/publications/meyer_2005a.pdf
- ²⁴ Ivory, A., Mobbs, C., 2004. Dioxin levels in Australia: key findings of studies. *Organohalogen Cpds.* 66: 3446-3451.
- ²⁵ Tashiro, C., Clement, R., Stocks, B., Radke, L., Cofer, W., Ward, P., 1990. Preliminary report: dioxins and furans in prescribed burns. *Chemosphere* 20: 1533.
- ²⁶ Clements, R., Tashiro, C., 1991. Forest fires as a source of PCDDs and PCDFs. Presented at Dioxin '91: 11th International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds, Research Triangle Park, North Carolina. 23-27 September 1991.
- ²⁷ Van Oostdam, J.C. and Ward, J.E.H. (1995) *Dioxins and Furans in the British Columbia Environment*, BC Environment, Environmental Protection Department, Victoria, British Columbia.
- ²⁸ Ikononou, M., Gabos, S., Schopflocher, D., White, J., Prepas, E., Prince, D., Chen, W., 1999. Dioxins, furans and PCBs determinations in sediment and fish tissue following forest fires. *Organohalogen Cpds.* 43: 299-302.
- ²⁹ Gabos, S., Ikononou, M., Schopflocher, D., Fowler, B., White, J., Prepas, E., Prince, D., Chen, W., 2001. Characteristics of PAHs, PCDD/Fs and PCBs in sediment following forest fires in northern Alberta. *Chemosphere* 43: 709-719
- ³⁰ Kim EJ, Oh JE, Chang YS. 2003. Effects of forest fire on the level and distribution of PCDD/ Fs and PAHs in soil. *Sci Total Environ* 311: 177 – 89.
- ³¹ Buckland, J.G., Dye, E.A., Leathem, S.V., and Taucher, J.A. (1994) "The levels of PCDDs and PCDFs in soil samples collected from conservation areas following brush fires." *Organohalogen Compounds* 20: 385-390.

-
- ³² Martinez, M., Diaz-Ferrero, J., Marti, R., Broto-Puig, F., Comellas, L., Rodriguez-Larena, M., 2000. Analysis of dioxin-like compounds in vegetation and soil samples burned in Catalan forest fires. Comparison with the corresponding unburned material. *Chemosphere* 41: 1927-1935.
- ³³ Gullet, B., Touati, A., 2003. PCDD/F emissions from forest fire simulations. *Atmos. Environ.* 37: 803-813
- ³⁴ U.S. Environmental Protection Agency, 1998. The Inventory of Sources of Dioxin in the United States, Review Draft, EPA/600/P-98/002Aa. Washington, D.C.
- ³⁵ Ball, J., 2001. Australia State of the Environment Report 2001: Inland Waters Theme Report. ISBN 0 643 06750 7. Commonwealth of Australia. <http://www.deh.gov.au/soe/2001/inland/water02-3a.html>
- ³⁶ Schleicher, O., Jensen, A., Blinksbjerg, P., Thomsen, E., Schilling, B., 2002. Dioxin emissions from biomass fired energy plants and other sources in Denmark. *Organohalogen Cpd.* 56: 147-150.
- ³⁷ Vierle, O., Launhardt, T., Strehler, A., Dumler-Gradl, R., Thoma, H., Schreiner, M., 1999. Investigation of organic pollutants from house heating systems using biogenic fuels and correlations with other exhaust gas components. *Anal. Chim. Acta* 393: 131-140.
- ³⁸ Launhardt, T., Thoma, H. 2000. Investigation on organic pollutants from a domestic heating system using various solid biofuels. *Chemosphere* 40: 1149-1147.
- ³⁹ Guyton B, Stephenson G, Clayton R., 1986. Sampling support for cane field burning. Acurex final report TR-86-010/SR. As described in Lemieux, P., Lutes, C., Santoianni, D., 2004. Emissions of organic air toxics from open burning: a comprehensive review. *Prog. Energy & Combust. Sci.* 30: 1-32.
- ⁴⁰ Walsh, P.J., Brimblecombe, P., Creaser, R.W., and Olphert, R. (1994) "Biomass burning and polychlorinated dibenzo-p-dioxins & furans in soil." *Organohalogen Compounds* 20: 283-287.
- ⁴¹ Chaggar, H., Kendall, A., McDonald, A., Pourkashanian, M., Williams, A., 1998. Formation of dioxins and other semi-volatile organic compounds in biomass combustion. *Appl. Energy* 60: 101-114.
- ⁴² Gullett, B., Touati, A., 2002. PCDD/F from agricultural field burning. *Organohalogen Cpd.* 56: 135-138.
- ⁴³ Gullett, B., Touati, A., 2003. PCDD/F emissions from burning wheat and rice field residue. *Atmos. Environ.* 37: 4893-4899.
- ⁴⁴ Prange, J., Gaus, C., Weber, R., Papke, O., Muller, J., 2003. Are forest fires a source of PCDD/Fs in Queensland, Australia? *Organohalogen Cpd.* 63: 130-133.
- ⁴⁵ Bakker, R., Jenkins, M., 2003. Feasibility of collecting naturally leached rice straw for thermal conversion. *Biomass & Bioenergy* 25: 597-614.
- ⁴⁶ Tanaka, M., 2003. Results of the 10th Pacific Basin Conference on Hazardous Waste. *J. Mater. Cycles Waste Manage* 5:1-4
- ⁴⁷ Lemieux, P., 1997. Evaluation of emissions from the open burning of household waste in barrels. Research Triangle Park, NC: U.S. Environmental Protection Agency, National Risk Management Research Laboratory. EPA-600/R-97-134a.
- ⁴⁸ Gullett, B., Lemieux, P., Lutes, C., Winterrowd, C., Winters, D., 1999. PCDD/F emissions

- from uncontrolled, domestic waste burning. *Organohalogen Compounds* 41:27-30.
- ⁴⁹ Lemieux, P., Gullett, B., Lutes, C., Winterrowd, C., Winters, D., 2003. Variables affecting emissions of PCDD/Fs from uncontrolled combustion of household waste in barrels. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 53: 523-531.
- ⁵⁰ Hedman, B., Naslund, M., Nilsson, C., Marklund, S., 2005. Emissions of polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans and polychlorinated biphenyls from uncontrolled burning of garden and domestic waste (backyard burning). *Environ. Sci. Technol.* 39:790-8796..
- ⁵¹ Wevers, M., De Fre, R., Desmedt, M., 2004. Effect of backyard burning on dioxin deposition and air concentrations. *Chemosphere* 54: 1351-1356.
- ⁵² Wevers, M., De Fre, R., Vanermen, G., 2003. PCDD/F and PAH emissions from domestic heating appliances with solid fuel. *Organohalogen Cpds.* 63: 21-24.
- ⁵³ Hedman, B., 2005. Dioxin Emissions from Small-Scale Combustion of Bio-Fuel and Household Waste. Department of Chemistry, Environmental Chemistry, Umea University, Umea Sweden.
- ⁵⁴ Ikeguchi, T., Tanaka, M., 2000. Dioxins emission from an open-burning-like waste incineration: Small incinerators for household use. *Organohalogen Cpds.* 46: 298-301.
- ⁵⁵ Nakao, T., Aozasa, O., Ohta, S., Miyata, H., 2005. Formation of toxic chemicals including dioxin-related compounds by combustion from a small home waste incinerator. *Chemosphere*. In Press.
- ⁵⁶ Gullett, B., Lemieux, P., Lutes, C., Winterrowd, C., Winters, D., 2001. Emissions of PCDD/F from uncontrolled, domestic waste burning. *Chemosphere* 43: 721-725.
- ⁵⁷ Gullett, B., Lemieux, P., Winterrowd, C., Winters, D., 2000. PCDD/F emissions from uncontrolled, domestic waste burning. Presented at Dioxin '00, 20th International Symposium on Halogenated and Environmental Organic Pollutants & POPs, held Aug 13-17 at Monterey, CA. Corrected revision of short paper in *Organohalogen Compounds* 46:193-196.
- ⁵⁸ Lemieux, P., Lutes, C., Abbot, J., Aldous, K., 2000. Emissions of polychlorinated dibenzodioxins and polychlorinated dibenzofurans from the open burning of household wastes in barrels. *Environ.Sci. Technol.* 34: 377-384.
- ⁵⁹ Neurath, C., 2004. PVC's role in dioxin emissions from open burning: New analysis of US EPA data. *Organohalogen Cpds.* 66: 1146-1152.
- ⁶⁰ Halonen, I., Tupperainen, K., Ruuskanen, J., 1997. Formation of aromatic chlorinated compounds catalyzed by copper and iron. *Chemosphere* 34: 2649-2662.
- ⁶¹ Bates, M., 2004. Managing Landfill Site Fires in Northamptonshire. SITA - Sustainable Wastes Management Centre, University College Northampton, Northamptonshire, UK.
- ⁶² TriData Corp., 2002. Landfill Fires: Their Magnitude, Characteristics and Mitigation. Federal Emergency Management Agency, U.S. Fire Administration, National Fire Data Center, Arlington, Virginia, May 2002.
- ⁶³ Persson, P., Bergström, J., 1991. Emission of chlorinated dioxins from landfill fires. *Proceedings Sardinia 91: Third International Landfill Symposium.* pp. 1635-1641.
- ⁶⁴ Quass, U., Fermann, M., Broker, G., 2000. The European Dioxin Emission Inventory, Stage II. Vol. 3: Assessment of dioxin emissions until 2005. Nordrhein-Westfalen, Germany: Landesumweltamt NRW. December 2000.

-
- ⁶⁵ Minh, N., Minh, T., Watanabe, M., Kunisue, T., Monirith, I., Tanabe, S., Sakai, S., Subramanian, K., Viet, P., Tuyen, B., Tana, T., Prudente, M., 2003. Open dumping site in Asian developing countries: A potential source of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans. *Environ. Sci. Technol.* 37: 1493-1502.
- ⁶⁶ Hirai, Y., Sakai, S., Kunisue, T., Tanabe, S., 2003. Emission factors for uncontrolled burning and simulation of PCDD/F contamination in open dumping sites. *Organohalogen Cpds.* 63: 114-117.
- ⁶⁷ Hirai, Y., Kida, A., Sakai, S., 2005. Emission factors of PCDD/DF and PBDE by landfill fire simulation. Presented at the 25th International Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants and Persistent Organic Pollutants (POPs), Toronto, Canada, 21-26 August 2005. CD ID 1037.
- ⁶⁸ Roots, O., Henkelmann, B., Schramm, K.W., 2004. Concentrations of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in soil in the vicinity of a landfill. *Chemosphere* 57: 337-342.
- ⁶⁹ Ruokojarvi, P., Ettala, M., Rahkonen, P., Tarhanen, J., Ruuskanen, J., 1995. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and -furans (PCDDs and PCDFs) in municipal waste landfill fires. *Chemosphere* 30: 1697-1708.
- ⁷⁰ Martens, D., Balta-Brouna, K., Brotsack, R., Michalke, B., Schramel, P., Klimm, C., Henkelmann, B., Oxyinos, K., Schramm, K.-W., Diamadopoulos, E., Kettrup, A., 1998. Chemical impact of uncontrolled waste combustion to the vicinity of the Kouropoupitos Ravine, Crete, Greece. *Chemosphere* 36: 2855-2866.
- ⁷¹ Alawi, M., Wichmann, H., Lorenz, W., Bahadir, M., 1996. Dioxins and furans in the Jordanian environment. Part 1: Preliminary study on a municipal landfill site with open combustion nearby Amman Jordan. *Chemosphere* 32: 907-912.
- ⁷² Abad, E., Caixach, J., Rivera, J., Real, C., Aboal, J., Fernandez, A., Carballeira, A., 2003. Study on the use of mosses as biomonitors to evaluate the environmental impact of PCDDs/PCDFs from combustion processes – preliminary results. *Organohalogen Cpds.* 60: 283-286.
- ⁷³ Mersiowsky, I., Stegman, R., Ejlertsson, J., Svensson, B., 1999. Long-Term Behaviour of PVC Products Under Soil-Buried and Landfill Conditions, final report of the research project from Dept of Waste Mgmt. and Dept of Water and Environmental Studies. Hamburg: Technische Universitat. June 1999.
- ⁷⁴ González, G., Savino, A., Couyoupetrou, L., Craviotto, M., 2004. Inventario Nacional de Liberaciones de Dioxinas y Furanos, Argentina – 2001. Buenos Aires: Ministerio de Salud Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Direccion Nacional de Gestion Ambiental.
- ⁷⁵ Cuba Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, Centro de Información, Gestión y Educación Ambiental, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente-Productos Químicos, 2003. Inventario Nacional de fuentes y liberaciones de dioxinas y furanos. Cuba, Año 2000 : Informe Final. La Habana, Cuba, Diciembre 2003.
- ⁷⁶ García, A., Rosas, A., Velasco, H., Gómez, J., Ramos, G., 2001. Informe de la Situación y los Conocimientos Actuales sobre las Principales Fuentes y Emisiones de Dioxinas en Mexico: Segundo Reporte. Instituto Nacional de Ecología. México.

- ⁷⁷ Gutiérrez, V., García, A., Rosas, A., Velasco, H., Gómez, J., Ramos, G., 2002. Informe de la situación y los conocimientos actuales sobre las principales fuentes y emisiones de dioxinas en México: Segundo Reporte, Revisión 1. Instituto Nacional de Ecología. México.
- ⁷⁸ Alvarado, V., Gutiérrez, V., 2003. Analisis comparativo de la aplicacion de dos metodos de cuantificacion de liberaciones de dioxinas y furanos en México: Metodología EPA – Metodología PNUMA. Instituto Nacional de Ecología, México.
- ⁷⁹ Alvarado, V., Fiedler, H., Gutiérrez, V., 2005. The Mexican experience in the elaboration of release inventories of PCDD/PCDF. Presented at the 25th International Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants and Persistent Organic Pollutants (POPs), Toronto, Canada, 21-26 August 2005. CD ID 1848.

