

INCINERACIÓN DE RESIDUOS URBANOS Y SALUD PÚBLICA

EUSKO JAURLARITZA



GOBIERNO VASCO

OSASUN SAILA

DEPARTAMENTO DE SANIDAD

Jesús M^a Ibarluzea
Mikel Basterretxea

ÍNDICE

1. Introducción	5
1.1. Generalidades	5
1.2. Fuentes de dioxinas	8
1.3. Incineración y dioxinas	8
2. Estudios epidemiológicos sobre los efectos adversos para la salud derivados de las plantas de incineración de RU	10
3. Evaluación de riesgos sobre plantas de incineración de RU	20
4. Estudios con biomarcadores en poblaciones expuestas a plantas de incineración	25
5. Niveles de exposición a dioxinas en la población general	28
6. Síntesis	30
7. Anexo	32
8. Bibliografía	35

1. INTRODUCCIÓN¹⁻⁹

Para la elaboración de este documento se han utilizado referencias bibliográficas de diverso tipo, por ejemplo documentos generales de obligada mención que suscriben la posición de organizaciones internacionales, nacionales o de referencia en la materia y, por otro, referencias más específicas en torno a la pregunta que nos ocupa y que fundamentalmente recoge artículos publicados en revistas científicas indizadas. Las bases de datos bibliográficas utilizadas han sido: Medline, ISI, PolTox y Toxline. Las palabras clave utilizadas fueron: waste incineration, dioxins y health effects, sin restricción por año de publicación. Además se realizó un rastreo de la bibliografía referida en los artículos seleccionados, especialmente de los estudios epidemiológicos y de valoración de riesgos de incineración y efectos en la salud. Se seleccionaron fundamentalmente los artículos publicados en inglés, francés y castellano.

1.1. Generalidades

Actualmente, la mayoría de los residuos sólidos urbanos son depositados en vertederos controlados. Sin embargo, la creciente generación de este tipo de residuos, unida a las dificultades en la búsqueda de nuevos emplazamientos para los vertederos de residuos urbanos y las exigencias cada vez mayores de la legislación ambiental, han conducido a que en Euskadi y otras comunidades autónomas con sistemas de gestión de residuos similares a la nuestra, se haya generado un interés creciente sobre la incineración de los residuos que no han podido ser reutilizados o reciclados.

Paralelamente, la utilización de incineradoras de residuos sólidos urbanos ha generado en la sociedad preocupación sobre los posibles efectos adversos en la salud. La preocupación principal se deriva de las emisiones provenientes de la chimenea de tales instalaciones, siendo los contaminantes más importantes los metales pesados y algunos compuestos orgánicos clorados. Entre los primeros destacaremos al cadmio, mercurio, cromo y plomo, compuestos que forman parte de los residuos incinerados y que son capturados parcialmente por los sistemas de control de emisiones. Entre los segundos encontramos con las dioxinas y furanos, compuestos químicos que se generan a lo largo del proceso de combustión, incluyendo los conductos de evacuación y sistemas de tratamiento de los gases.

Las policlorodibenzodioxinas, PCDD, y policlorodibenzofuranos, PCDF, especialmente la 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-*p*-dioxina (TCDD), han generado un enorme interés y preocupación en la población, fundamentalmente como consecuencia del accidente que a mediados de los 70 se produjo en una industria química de Seveso (Italia), contaminando una importante zona alrededor de la misma, e iniciándose toda una serie de investigaciones dirigidas a conocer el grado de contaminación ambiental y los efectos para la salud de los residentes según distintos niveles de exposición.

El impacto mediático del término «dioxina» en la población se deriva de la alta toxicidad encontrada en estudios con animales de experimentación y a sus características físico-químicas, entre ellas su alta estabilidad química y liposolubilidad, y biológicas, alta resistencia a su degradación metabólica, las cuales confieren a este grupo de sustancias una gran capacidad de persistencia y bioacumulación. La TCDD está clasificada como cancerígena por la Agencia Internacional para la Investigación en Cáncer (I.A.R.C.). Los estudios toxicológicos revelan una amplia gama de efectos adversos: cáncer, toxicidad para el sistema reproductivo, inmunosupresión, hepatotoxicidad, disfunción neurológica y dermatotoxicidad.

Sin embargo, los estudios epidemiológicos realizados con poblaciones expuestas accidentalmente no han permitido confirmar tal gama de efectos. Así, aunque la discusión entre diversos grupos de investigadores se mantiene, y no todos los grupos están de acuerdo en los efectos adversos que pueden atribuirse a las dioxinas, se puede considerar que existe distinto grado de evidencia en relación a diferentes efectos adversos. Los efectos para los que se establece suficiente grado de asociación son: sarcoma de tejidos blandos,

linfoma de no-Hodgkin y cloracné. Aquellos para los cuales se considera que el grado de evidencia es limitado o sugerente son: cánceres respiratorios, cáncer de próstata, mieloma múltiple, espina bífida y porfiria adquirida. Otros efectos adversos han sido asociados con un grado menor de evidencia. Las cohortes que se han estudiado con más profundidad son la de Seveso, la de Yuso y Yucheng en Taiwán, expuestas a través de aceite contaminado con una mezcla comercial de PCBs y dioxinas y la población del entorno de los Grandes Lagos en EE.UU., expuesta a través de la ingesta de pescado contaminado. Otras cohortes, como la del personal militar americano en contacto con los plaguicidas fenoxiácidos en Vietnam, también han servido como una fuente importante de información.

La situación de la población general no expuesta ocupacionalmente ni a episodios accidentales no puede considerarse similar a la señalada anteriormente. Se considera que la población general está expuesta a dioxinas fundamentalmente a través de la dieta (>90%). La exposición por vía aérea, contaminación atmosférica y por vía dérmica se considera inferior a 10%. En términos de fuentes de exposición humana, es importante señalar la originada como consecuencia del hábito de fumar. De hecho, la exposición de los fumadores puede ser varios órdenes de magnitud superior que la que se produce por vía inhalatoria por los residentes en el entorno de una incineradora moderna que respete la legislación europea.

Tal y como se ha señalado, la exposición a través de los alimentos es la vía principal de exposición para la población general y supone más del 90% de la exposición ambiental. Así mismo se considera que, en general, la exposición por alimentos de origen animal supone a su vez el 80%-90% de la alimentaria. En el País Vasco se lleva estudiando la contaminación de los alimentos que forman parte de la dieta desde 1990, a través del estudio de dieta total, modalidad cesta de la compra. Los resultados del estudio señalan que la ingesta media de dioxinas en la CAPV fue, como máximo, de 128 I-TEQ pg/día en el periodo 1994-95, descendiendo en 1999-2000 a 54 I-TEQ pg/día. Entre los alimentos o grupos de los mismos que más contribuyen a dicha exposición se encuentran los pescados, carnes, huevos, lácteos y grasas y aceites. Los resultados de un estudio similar realizado en 1996 en Tarragona, sobre alimentos de origen animal, aportan valores muy similares, 117 I-TEQ pg/día. Estos valores son a su vez muy parecidos a los observados en otros estudios de dieta realizados en países occidentales.

1.2. Fuentes de dioxinas

En general, se considera que un proceso es «previsiblemente» generador de dioxinas cuando se producen procesos térmicos a temperatura inferior a 800°C, existe una fuente de materia orgánica y están presentes átomos de halógeno en un medio alcalino. Parece que determinados metales favorecen las reacciones de formación de dichos compuestos. Las fuentes de este tipo de contaminantes tienen una distribución muy amplia, ya que muchos procesos industriales, actividades domésticas o hábitos como el tabáquico pueden considerarse como tales, si bien su impacto ambiental o a escala de individuo puede ser de una magnitud marcadamente diferente.

Las principales fuentes ambientales de dioxinas son procesos térmicos o de síntesis en los que se generan subproductos en cantidades traza. Entre ellos son destacables: 1) los procesos de combustión donde existen precursores (carbón, hidrógeno, oxígeno y halógeno) como la incineración de residuos municipales, hospitalarios y residuos peligrosos, las cementeras e incineración de fangos; 2) los procesos químicos de síntesis de compuestos clorados, 3) los procesos industriales de metales no ferrosos (aluminio, cobre y zinc), 4) las acerías, 5) el blanqueo del papel con cloro, 6) la quema de maderas tratadas con clorofenoles, 7) las emisiones de tráfico y 8) los fuegos incontrolados.

Para conocer cuáles son las fuentes más importantes de emisión de dioxinas es necesario disponer de un inventario de fuentes. Existen inventarios en países como EE.UU., Canadá, Japón, Australia y en varios países europeos, entre ellos Alemania; sin embargo, es probable que su exhaustividad no sea la deseable, sospechándose que pueda haber fuentes importantes no identificadas todavía. La incineración de residuos municipales, hospitalarios y peligrosos ha sido, junto a la industria del reciclado de metales, la fuente principal de emisión de dioxinas. Esta situación está experimentando un cambio profundo como consecuencia de los avances tecnológicos y el desarrollo y cumplimiento de legislación ambiental.

1.3. Incineración y dioxinas

La política actual de los países desarrollados en relación con la gestión de los residuos sólidos se basa en la aplicación de los criterios de minimización,

recuperación y reciclado de los residuos y materiales. Sin embargo, siempre queda una cantidad de residuo difícil o imposible de aprovechar y que es necesario tratar. Una solución adoptada frecuentemente es la revalorización de los residuos basada en la aplicación de tratamientos térmicos controlados, es decir, en la incineración de los mismos. Existen, por supuesto, alternativas a este sistema de tratamiento como el vertido controlado, la pirólisis, el plasma, la digestión anaeróbica, el reciclado químico o la producción de combustible, algunos de ellos no totalmente desarrollados tecnológicamente para su uso a gran escala.

Entre las plantas de incineración de residuos deben diferenciarse aquellas que utilizan como material combustible los RU de aquellas que utilizan residuos hospitalarios o peligrosos, ya que estos últimos son, en general, generadores de mayores cantidades de contaminantes atmosféricos tipo metales pesados o dioxinas.

La directiva de la CE relativa a la incineración de residuos peligrosos de 1994 estableció un nivel máximo de emisiones de PCDDs/PCDFs a la atmósfera de 0.1 ng I-TEQ/Nm³. Sin duda, esta norma tuvo un importante valor a la hora de innovar tecnologías obsoletas, procediendo al cierre o renovación de las instalaciones ya existentes y diseñando y construyendo nuevas instalaciones con tecnología apropiada, utilizando sistemas de depuración de gases más avanzados.

Las emisiones de dioxinas procedentes de incineradoras de residuos en relación al total de las emisiones generadas por el resto de las fuentes han supuesto un porcentaje muy importante, y en determinados periodos y países ha sido la fuente mayoritaria de emisión. Sin embargo, en los últimos 20 años ha disminuido de forma notable en los países donde se ha producido una adaptación de las tecnologías utilizadas. Por ejemplo, en Alemania se ha estimado que las emisiones globales de PCDDs/PCDFs han disminuido más de un 90%, a la vez que la emisiones procedentes de plantas incineradoras de RU disminuyeron más del 99%, es decir, la contribución de las plantas pasó de representar aproximadamente un 25% a finales de los 80 a menos de un 0.5% en el año 2000. Sin embargo, la situación no es igual en todos los países sobre los que existe información del catálogo de fuentes de emisión, produciéndose variaciones que en buena medida tienen que ver con la renovación de las instalaciones y tecnología aplicada en las plantas de incineración de residuos en general.

En relación a la contribución de las fuentes de incineración de RU a las emisiones de dioxinas, algunos autores incluso apuntan la idea de que las incineradoras de RU que utilizan tecnología avanzada sean sumideros de PCDDs/PCDFs, como consecuencia de que en los estudios del balance global de las cantidades que se generan y se destruyen revelan una mayor destrucción de dioxinas que ya forman parte de los RU que de la síntesis de este tipo de sustancias en el proceso de incineración. Sin embargo, sobre este tema tal vez habría que apuntar que la forma en la que son emitidas las dioxinas por la plantas de incineración probablemente las haga más biodisponibles que cuando formaban parte de algunos de los residuos incinerados.

2. ESTUDIOS EPIDEMIOLÓGICOS SOBRE LOS EFECTOS ADVERSOS PARA LA SALUD DERIVADOS DE LAS PLANTAS DE INCINERACIÓN DE RU

La investigación epidemiológica realizada con el objetivo de analizar los efectos adversos para la salud derivados de la exposición a dioxinas proviene fundamentalmente de situaciones accidentales en las que se ha producido una exposición generalmente importante y frecuentemente inadvertida a cantidades mayores que las que está expuesta la población general. La incidencia o mortalidad por cáncer han sido los resultados más frecuentemente estudiados, aunque también se han analizado efectos adversos en la reproducción y desarrollo.

Los estudios que se han centrado en los efectos adversos generados en la población general expuesta a las emisiones de las plantas de incineración de RU son relativamente pocos. Este hecho se contrapone de alguna manera con la gran alarma social generada por la instalación de estos sistemas de tratamiento, lo cual suele conllevar que la forma de gestionar este tipo de situaciones tenga que ser extremadamente cuidadosa y requiera la dedicación de importantes recursos, tanto en la realización de estudios de impacto ambiental como en el manejo de la información que desde las instituciones debe dirigirse a la población cercana a dichas instalaciones. Todo ello, sin embargo, no garantiza que los planes de gestión de RU de un área determinada se ejecuten tal y como han sido previamente establecidos, bien porque no se han seguido los pasos y actuaciones apropiadas en cada momento o

bien porque, a pesar de haberlo hecho de una forma «razonable», la problemática social generada supera las posibilidades de conducir «el problema» de forma satisfactoria para todos los actores implicados. Por supuesto, una de las razones aducidas por la población afectada por la instalación de una planta de incineración de RU es la de los importantes efectos adversos para la salud que se pueden producir, fundamentalmente a través de la exposición a dioxinas.

En este documento no se van a valorar los posibles riesgos derivados de la exposición o residencia próxima a otras instalaciones utilizadas en la gestión de residuos urbanos o de otra naturaleza. Sin embargo, conviene señalar que aunque el número de estudios epidemiológicos también es reducido para este otro tipo de instalaciones, probablemente los más numerosos sean los efectuados con población general residente en las cercanías de vertederos, en buena medida de residuos peligrosos. Estos estudios han identificado posibles incrementos de riesgo de malformaciones congénitas y bajo peso al nacer entre los niños nacidos en las cercanías este tipo de vertederos^{10,11}.

Los estudios epidemiológicos realizados con el objetivo de analizar efectos adversos en la población que reside en el entorno de una incineradora de RU se han centrado fundamentalmente en efectos en la reproducción y desarrollo, en el sistema respiratorio y en cáncer¹². Presentaremos de forma resumida los principales resultados para cada tipo de efectos:

*Efectos reproductivos y en el desarrollo*¹³⁻¹⁶. Entre los efectos estudiados tenemos la frecuencia de gemelos, la incidencia de hendidura palatal y labio leporino, otras malformaciones congénitas y la razón de sexos en los recién nacidos. En términos generales, se ha encontrado cierta asociación entre los efectos mencionados y la residencia en entornos contaminados, consecuencia de la exposición de la población a las emisiones de plantas de incineración de RU y peligrosos, vías de comunicación con alta densidad de tráfico y otras actividades industriales, cuando se comparaba poblaciones residentes en zonas más cercanas con aquellas que vivían más alejadas de dichas fuentes, supuestamente menos contaminadas. Se ha señalado que uno de los posibles mecanismos de actuación que podría producir efectos adversos en la reproducción es el carácter estrogénico o antiestrogénico de algunos compuestos organoclorados quemados y/o emitidos por diversas fuentes de contaminación.

Recientemente, se han publicado varios estudios, uno realizado en Bélgica, otro en Francia, dos en Alemania y dos en Inglaterra. En el primero de ellos¹⁷ se midió la concentración en sangre de plomo, cadmio, PCBs y compuestos tipo dioxina (ensayo «in vitro», Calux assay) y la concentración en orina de cadmio y 1-hidroxipireno (indicador de exposición a hidrocarburos aromáticos policíclicos) y de metabolitos del benceno y tolueno. Los 200 adolescentes reclutados procedían de dos zonas contaminadas por una fundición de plomo, una imprenta, dos incineradoras de RU y otras industrias, además de carreteras con alta densidad de tráfico y de una zona rural utilizada como control. Las incineradoras fueron cerradas a finales de la década de los 90 por incumplir los niveles de emisión permitidos por la legislación de la Comunidad Europea. Los resultados del estudio muestran que buena parte de los contaminantes medidos en sangre y orina eran superiores en los residentes de las zonas contaminadas. Los niveles de PCBs fueron superiores en los jóvenes que residían cerca de las incineradoras, mientras que los niveles de compuestos que actúan como dioxinas fueron superiores en la zona próxima a la fundición de plomo. Los jóvenes que vivían más cerca de las incineradoras mostraron evidencias de una maduración sexual más tardía y los de las dos zonas contaminadas, un volumen testicular menor que los procedentes de la zona rural. El volumen testicular no se asoció con la concentración de PCBs o dioxinas. Sin embargo, sí se observó asociación entre los niveles de PCBs y desarrollo genital más lento en chicos, y entre compuestos que funcionan como dioxinas y desarrollo mamario más lento en chicas. El estudio no atribuye a una fuente única de contaminación la asociación entre los niveles de contaminante en sangre u orina y los efectos observados. Los autores del estudio destacan el valor, desde el punto de vista de la salud pública, de la utilización de biomarcadores de exposición y efecto temprano para detectar efectos biológicos anteriores al desarrollo de la enfermedad y, por tanto, útiles para informar de la necesidad de una posible «intervención».

Cordier y col¹⁸ estudiaron en la región francesa de Rhône-Alpes el impacto de la emisión de las incineradoras en la tasa de anomalías congénitas. Esta región dispone desde 1978 de un registro poblacional de este tipo de anomalías (Registro del Centro-Este de Francia). De las 2.879 comunidades que hay en la región, seleccionaron para el estudio las 2.872 que tienen menos de 50.000 habitantes. En toda la región se identificaron 70 incineradoras que a lo largo del periodo de estudio (1988-1997) habían estado en funcionamiento

durante al menos un año. La exposición se definió a partir de la inmisión de cada uno de los contaminantes calculada con un modelo Gaussiano, en el que, al no disponerse de medidas de la emisión, se introducía una estimación semicuantitativa realizada para cada una de las incineradoras por un grupo de expertos, para lo que habían tenido en cuenta las siguientes variables: capacidad de la planta, régimen de funcionamiento, control de polvo, tratamiento de las emisiones y año de inicio de la actividad. El índice de inmisión asignado a cada una de las 2.872 comunidades fue el estimado para el punto geográfico de mayor densidad de población. Fueron consideradas expuestas 194 comunidades y no expuestas, 2.678. Mediante modelos de Poisson se estimaron los riesgos relativos para el conjunto de anomalías congénitas, para distintos grupos de anomalías e individualmente para algunas de ellas, ajustados por año de nacimiento, edad de la madre, departamento de nacimiento, densidad de población, ingresos familiares medios y, cuando se disponía de la información, tráfico local. El estudio mostró que la tasa global de malformaciones no era mayor en las áreas expuestas que en las no expuestas (RR: 1,04; IC al 95%: 0,97-1,11); se observó un exceso de riesgo para algunos grupos de anomalías: hendiduras faciales (RR: 1,30; IC al 95%: 1,06-1,59) y displasia renal (RR: 1,55; IC al 95%: 1,10-2,20). En las comunidades expuestas se encontró una relación dosis respuesta entre las uropatías obstructivas y el incremento de la exposición. Además, se observó una relación lineal entre el riesgo de anomalías cardíacas, uropatías obstructivas y anomalías en la piel y la densidad del tráfico. Aunque las asociaciones encontradas son biológicamente plausibles, los mismos autores concluyen que hay que ser muy cautos a la hora de valorarlas por las limitaciones que presenta el estudio, relacionadas fundamentalmente con la forma de estimar la exposición, lo que hace que no se puedan descartar otras explicaciones a las asociaciones encontradas. Por otra parte, señalan que si hubiera alguna relación entre los efectos observados y la exposición a las incineradoras debería atribuirse a la persistencia de la contaminación generada por incineradoras de tecnología antigua.

En la región de Cumbria (Gran Bretaña) Dummer y col. estudiaron el posible efecto de la contaminación generada por instalaciones industriales peligrosas en la mortalidad neonatal, los nacidos muertos y en la anomalías congénitas letales, utilizando una cohorte retrospectiva que abarcaba el periodo entre 1950 y 1993¹⁹. Los autores no encontraron riesgos significativos para los residentes en las cercanías de dichas instalaciones para ninguno de

los efectos estudiados, salvo para las muertes por defectos congénitos cardíacos y sólo en el periodo 1983-93. En general, no se encontró evidencia que sugiriera un incremento de riesgo en los embarazos de mujeres que vivían cerca de instalaciones industriales peligrosas. Entre las instalaciones identificadas en la zona se encuentra un amplio abanico de industrias del sector químico, del metal y plástico, así como instalaciones que trabajaban con radionúclidos, excluyéndose las de incineración y los vertederos. Cuando los mismos autores investigaron la posible asociación entre los efectos anteriormente señalados y la cercanía de la residencia de las madres embarazadas a plantas de incineración y crematorios de la región²⁰, los resultados mostraron un leve incremento significativo para anomalías congénitas letales, fundamentalmente para espina bífida y para anomalías cardíacas. En la región de Cumbria solamente se identificaron cuatro incineradoras, tres de ellas construidas antes de 1980, para las cuales no se aportó ningún dato de sus niveles de emisión, ni de la tecnología del proceso de incineración y tratamiento de emisiones. Los autores hacen hincapié en la necesidad de investigar este tipo de efectos utilizando niveles de contaminación reales. También señalan la ausencia de información sobre otros posibles factores de riesgo ambientales (dos de las zonas estudiadas estaban ubicadas en las cercanías de otras fuentes industriales definidas como peligrosas), de la dieta u ocupacionales, concluyendo que solamente pueden identificar una asociación estadística para la cual no pueden establecer plausibilidad biológica.

En el Estado federal de Hessen (Alemania) se ha estudiado el efecto de los niveles de PCBs, Cd y Pb medidos en sangre de niños de 7 a 10 años en los niveles de hormonas tiroideas: TSH, triyodotironina (T_3) y tiroxina (T_4)²¹. La zona de estudio incluía un área próxima a una planta de incineración de residuos peligrosos (autorizada para la quema de residuos altamente contaminados con PCBs) en la que también existe un polígono químico y fuerte actividad agrícola, un área control, también con fuerte actividad industrial y agrícola, y otra área control descrita como ligeramente montañosa. Los resultados del estudio muestran una asociación entre los niveles de Cd en sangre y un incremento de los niveles de TSH y una disminución de los de T_4 , una asociación positiva entre niveles en sangre de PCB 118 y TSH, y una asociación negativa entre PCB 138, 153, 180, 183 y 187 y niveles de T_3 . Los cambios encontrados en los niveles de T_3 del grupo de población estudiado no se caracterizarían como una alteración funcional, sino más bien como un moderado desplazamiento dentro de los valores normales.

El mismo equipo de investigadores estudió la incidencia de gemelos en la zona próxima a la incineradora de residuos peligrosos, comparándola con la de las dos zonas de referencia mencionadas anteriormente²². Se analizaron 20.603 nacimientos del periodo 1994-97, utilizando la información aportada por el registro perinatal de Hessen. La incidencia de gemelos fue superior (1,4-1,6 por 100 nacimientos) en la zona próxima a la incineradora y otras industrias que en las zonas de referencia (0,8 por 100 nacimientos). Los autores concluyen que el incremento de tasas puede estar asociado a la exposición de contaminación ambiental generada en entornos con este tipo de incineradoras y otras industrias contaminantes.

*Efectos respiratorios*²³⁻²⁵. Los efectos adversos estudiados incluyen la prevalencia de enfermedades respiratorias agudas y crónicas, frecuencia de síntomas, hipersensibilidad de las vías respiratorias, atopia e indicadores de función respiratoria tipo FEV₁. En términos generales no se observan diferencias significativas entre las poblaciones expuestas y las no expuestas en relación a la prevalencia de enfermedades o síntomas respiratorios.

Efectos cancerígenos. Se ha realizado un número reducido de estudios epidemiológicos con el objetivo de investigar la posible asociación entre vivir en el entorno de incineradoras de residuos y el cáncer. También se han llevado a cabo varias valoraciones del riesgo cancerígeno derivado del hecho de vivir en el entorno de este tipo de instalaciones. Elliott y col. realizaron en Gran Bretaña un primer estudio epidemiológico en el entorno de 10 plantas incineradoras de residuos químicos (solventes y aceites) y no encontraron exceso de cáncer de laringe o de pulmón entre los residentes en las cercanías de dichas instalaciones cuando se compararon con los estándares del país. Tampoco encontraron un incremento de la incidencia de todos los tipos de cáncer relacionado con la proximidad de la residencia a las incineradoras²⁶.

Elliott y col. realizaron posteriormente otro estudio en el que, tras identificar qué tipos de tumores podrían mostrar un incremento de incidencia entre los residentes en el entorno de 20 incineradoras, efectuaron una confirmación de los hallazgos obtenidos con el resto de las incineradoras (52) de RU identificadas en Gran Bretaña. El análisis de los resultados obtenidos muestra que, si bien en primera instancia parece observarse un incremento sobre los casos esperados de todos los cánceres combinados, cáncer de estómago, colorectal, pulmón e hígado, este efecto era ya observable en el periodo anterior al de

funcionamiento de dichas incineradoras y antes de que hubiera transcurrido el periodo de latencia mínimo considerado para los cánceres en su totalidad y para los de estómago, pulmón y colorrectal, lo cual no hace atribuible a las emisiones de las incineradoras los efectos observados. El único tipo de cáncer que presentó un incremento significativo en las áreas próximas a las incineradoras no atribuible al azar fue el de hígado. Los autores señalan que es probable que tal efecto sea consecuencia del efecto de variables socioeconómicas asociadas con los entornos urbanos más próximos a las incineradoras, así como al efecto de la mala clasificación de los tumores de hígado²⁷. En un estudio posterior, los autores mostraron una sobreestimación de los cánceres primarios de hígado sobre el total de los tumores de esa localización, lo cual, aunque no eliminaba el incremento de riesgo encontrado, sí lo reducía de forma significativa, no excluyendo que, en general, el pequeño incremento observado fuera debido a la confusión generada por factores socioeconómicos. Los hallazgos de los estudios de Elliott se refieren en todo caso a plantas de incineración «antiguas», que se pusieron en marcha antes de 1976 y que distan mucho de las características de las instalaciones actuales que tienen que cumplir con la legislación de la CE en términos de emisiones de dioxinas⁽²⁸⁾.

Siguiendo con los estudios realizados en Gran Bretaña, Knox publicó un reanálisis con los cánceres infantiles identificados en el segundo estudio de Elliott y col. citado. El ámbito geográfico del estudio incluye el entorno de 70 de las 72 plantas incineradoras identificadas en el estudio de referencia. El cálculo de la medida de riesgo se realizó utilizando como medida aproximada del mismo, la razón entre el número de personas que emigran del entorno próximo de cada una de las incineradoras y el número de las que inmigran a dicho entorno. El riesgo de cáncer total y de leucemias en el entorno de 5 km de la incineradora fue de 2. Entre los resultados del estudio se destaca que la mayor parte del efecto observado se debía a los entornos de las instalaciones puestas en marcha antes de 1955. De nuevo, es importante señalar que las características de las instalaciones estudiadas no se corresponden con las que actualmente se requieren a las incineradoras, ya que todas comenzaron a funcionar antes de 1976. Efectos similares se observaron en relación a las incineradoras de residuos sanitarios, pero no en el entorno de vertederos. Los autores sugieren que, en general, dada la ubicación de las incineradoras, es difícil separar el efecto de las mismas del efecto de otras fuentes de combustión ubicadas en el mismo área, que también son generadoras de dioxinas²⁹.

Biggeri y col. llevaron a cabo un estudio de casos y controles apareado en Trieste (Italia) comparando el efecto sobre la mortalidad por cáncer de pulmón de cuatro fuentes de contaminación ambiental: un astillero, una fundición de hierro, el propio centro de la ciudad y una incineradora de RU. Los resultados, ajustados por variables de interés como edad, exposición ocupacional a cancerígenos, contaminación atmosférica y hábito de fumar, mostraron que el cáncer de pulmón estaba significativamente relacionado con la proximidad a la incineradora y al centro de la ciudad³⁰. El estudio se realizó utilizando información obtenida del registro de cáncer y del departamento de patología de la provincia de finales de los 70 y mediados de los 80 y mostraba un reanálisis de un estudio publicado por el mismo equipo de investigadores (Barbone et al., 1995), en el que también se observaba un incremento de cáncer de pulmón, de determinados tipos histológicos, en relación con el lugar de residencia: centro de la ciudad o zona industrial. Sin embargo, hay que tener en cuenta que la asignación de riesgos superiores a los residentes próximos a la incineradora se ha centrado en un entorno muy pequeño que difícilmente puede hacerse coincidir con la zona de mayor impacto de las emisiones atmosféricas de la misma, siendo, además, muy difícil poder establecer cuál es la procedencia de la contaminación atmosférica en un área con múltiples focos de emisión. Por otro lado, la incineradora de Trieste se puso en marcha en 1970 y, aunque posteriormente se mejoró su sistema de tratamiento de emisiones a la atmósfera, fue finalmente clausurada. Actualmente, se ha construido una nueva planta con recuperación de energía que dispone de un sistema de tratamiento de emisiones más avanzado³¹.

También en Italia (área de Malagrotta, región del Lazio), Michelozzi y col., utilizando metodología de análisis de pequeñas áreas, compararon la mortalidad por cáncer de hígado, laringe, pulmón, riñón y de los sistemas linfático y hematopoyético entre los residentes a menos de 10 km de tres fuentes de contaminación: un vertedero de residuos, una refinería de petróleo y una incineradora de RU. La incineradora y la refinería entraron en funcionamiento a principios de los años 60. Los autores no encontraron disminución de la mortalidad a medida que aumentaba la distancia a las fuentes de contaminación, salvo para el cáncer de laringe en el hombre. El estudio, realizado utilizando los certificados de mortalidad del periodo 1987-1993, no diferenciaba el efecto de las emisiones de la incineradora de las otras dos fuentes de contaminación identificadas y, por tanto, de existir algún efecto adverso, éste no puede atribuirse a la exposición a las emisiones de aquélla.

Por último, el hecho de encontrar una asociación positiva cuando se realizan múltiples comparaciones conduce a que no sea descartable que el posible responsable de la misma sea el azar³². Recientemente se han dado a conocer los resultados de un estudio preliminar realizado en un área con diversas fuentes de contaminación del sudeste de Pisa (carreteras con tráfico muy denso y una planta de incineración de RU con 20 años de funcionamiento), llevado a cabo como consecuencia de una demanda de la población ante la intención de construir en la zona una planta adicional de incineración, en este caso de residuos peligrosos. Entre las múltiples asociaciones analizadas se observa un incremento significativo de leucemias en mujeres. Sin embargo, los autores señalan que el diseño descriptivo no permite obtener conclusiones de causalidad entre los niveles de contaminación y los efectos adversos para la salud asociados a este tipo de exposiciones, ya que en general no se observan diferencias significativas con lo que sería esperado utilizando como referencia las tasas de Pisa³³.

En Francia, en el departamento de Doubs, se estudió el efecto de una incineradora puesta en marcha entre 1971 (dos hornos) y 1976 (tercer horno) en los residentes de los cantones próximos (Audeux y Besançon). La planta incineradora estudiada presentaba un claro incumplimiento de la Directiva Europea de incineración de residuos peligrosos con emisiones de dioxinas que superan en más de cien veces la autorizada. En el estudio se comparó el número de casos de cáncer esperados (sarcoma de tejidos blandos y linfoma no-Hodgkin) con los observados, intentando determinar si: 1) se producía un cluster espacial alrededor de la incineradora, 2) un cluster temporo-espacial y 3) algún cluster adicional en el ámbito geográfico del estudio. Los resultados mostraron un claro incremento del riesgo para ambos tipos de cáncer en la proximidad a la incineradora que difícilmente podía atribuirse a factores sociodemográficos, urbanísticos o de otro tipo. Los autores señalan la importancia de poder reproducir los resultados obtenidos estudiando otras instalaciones de incineración altamente contaminantes. El horno más contaminante se cerró a finales de 1998 y se pusieron en marcha medidas para corregir el nivel de emisiones y construir una nueva planta³⁴.

El cluster de casos del cantón de Besançon fue investigado en mayor profundidad por medio de un estudio de casos y controles poblacional. Los 222 casos de linfoma de no-Hodgkin diagnosticados en el periodo de 1980-1995 fueron comparados con controles obtenidos del censo poblacional en una proporción de 10 controles por caso. Los niveles de dioxinas en aire fueron

modelizados utilizando un modelo de dispersión tipo Gaussiano, delimitándose cuatro áreas con niveles de dioxinas inferiores a: 0.0001 pg/m³, 0.0002 pg/m³, 0.0004 pg/m³, y 0.0016 pg/m³. La utilización de un sistema de información geográfica (GIS) permitió localizar en el plano el lugar de residencia de los casos y controles. Este nuevo diseño de estudio, más adecuado para valorar la asociación entre exposición (inmisión debida a la incineradora) y efectos adversos en la salud (linfoma de no-Hodgkin) confirmó los resultados obtenidos en el estudio anterior, observándose un riesgo significativamente elevado (OR = 2.3) para aquellos que vivían en la zona con mayores niveles de dioxinas en relación a los que lo hacían en la zona menos contaminada (niveles menores de 0.0001 pg/m³). Los residentes de las zonas de contaminación intermedia no mostraron incremento de riesgo alguno con respecto a la zona de referencia. Los autores sugieren que estos resultados no parecen ser explicables en términos de variables socioeconómicas u otras variables de confusión, si bien el número de variables de las que disponían de información era reducido. Las mayores debilidades de este estudio podrían ser el hecho de que la medida de la exposición se ha realizado utilizando un modelo de dispersión no validado y no a través de mediciones ambientales (reales) o en la población, lo cual puede conducir a cierto error en la clasificación de zonas/personas más o menos contaminadas. Por otro lado, no se observa una relación dosis-respuesta, lo cual podría sugerir cierto nivel umbral en la exposición por debajo del cual no se produciría efecto adverso. A la hora de valorar las conclusiones de los dos últimos estudios hay que recordar que las emisiones de la incineradora de Besançon superaban los niveles actualmente permitidos en más de dos órdenes de magnitud³⁵.

El cáncer de mama ha sido uno de los tipos de tumores más estudiado en relación a la exposición a sustancias organocloradas procedentes de la contaminación ambiental. La plausibilidad biológica de tal asociación procede del carácter xenoestrogénico de ciertos compuestos organohalogenados y de su capacidad para unirse al receptor de hidrocarburos de arilo (Ah), que incluyen la expresión de enzimas del grupo CYP 450. Información procedente de algunos estudios con población laboralmente expuesta sugiere cierto incremento del riesgo de cáncer de mama, aunque no se observa en la población de Seveso. Recientemente, en un estudio de una serie de casos realizado en Francia, en la región de Languedoc-Roussillon, se ha observado una asociación entre las mujeres que son portadoras del alelo Val CYP1B1 y han vivido cerca de una incineradora más de 10 años o más de 20 años en un ambiente agrícola y el

riesgo de cáncer de mama. En el estudio no se define qué es vivir cerca de una incineradora ni en un entorno agrícola, aportando una clasificación de la exposición muy débil. Tampoco se hace referencia a otras posibles variables de confusión, relacionadas con otras fuentes de contaminación de la zona o con la dieta. Este tipo de estudios donde no existe estrictamente un grupo control permite obtener hipótesis de estudio que han de confirmarse en estudios posteriores que cuenten con mayor capacidad analítica. En cualquier caso, aporta valiosa información en relación a posibles interacciones medio ambiente-genéticas, las cuales, actualmente, son objeto de gran interés³⁶.

Finalmente, hay que señalar que en Japón se llevó a cabo un estudio para comparar las tasas de mortalidad, por todas las causas y por cinco grupos de enfermedades principales, de 590 municipios con plantas de incineración de residuos con las de municipios sin plantas de incineración. Como indicadores de exposición a dioxinas se utilizaron las concentraciones de emisión de dioxinas de las incineradoras, la cantidad de dioxinas por población, la cantidad acumulada de dioxinas y la cantidad de dioxinas acumuladas por unidad de área. Los resultados no mostraron diferencias significativas para ninguna de las causas de muerte analizadas cuando se ajustaron por las características socioeconómicas de las ciudades³⁷.

3. EVALUACIÓN DE RIESGOS SOBRE PLANTAS DE INCINERACIÓN DE RU

Además de los estudios epidemiológicos señalados, se han efectuado estudios de valoración de riesgos, en los que se establecen distintos escenarios a partir de información disponible sobre las emisiones de las incineradoras, mediciones de contaminantes en muestras ambientales (aire, suelo, vegetales), hábitos alimentarios, contenido en dioxinas de los alimentos y lugar de residencia, entre otros factores. En cada uno de los escenarios se estiman las dosis de los distintos contaminantes a las que puede estar expuesta la población y los distintos tipos de riesgo asociados a esa exposición estimada.

En la ciudad de Chicago, Hallenbeck y col. realizaron una valoración de riesgos teniendo en cuenta las emisiones de dos plantas incineradoras de RU, con una capacidad de operación de 1.200 toneladas y 500 toneladas por día, respectivamente. Ambas plantas entraron en funcionamiento a principios de

la década de los 70. Se utilizaron los datos de emisión de partículas para estimar la concentración de cuatro metales clasificados como cancerígenos: Be, As, Cd y Cr (VI), en el aire de la ciudad. Los resultados del estudio muestran que, aun en las peores condiciones ambientales y tomando los valores de riesgo de cáncer más conservadores, el número de casos de cáncer atribuibles a estas fuentes de exposición en un periodo de 70 años sería extremadamente pequeño³⁸.

Nessel y col. valoraron la contribución relativa de distintas rutas de exposición de dioxinas procedentes de una planta de incineración de RU ubicada en el noroeste de EE.UU., puesta en funcionamiento a finales de los 80 y que disponía de un equipo de tratamiento de gases ácidos constituido por scrubbers y filtros de mangas para la retención de partículas. El estudio estimó el riesgo de cáncer debido a las emisiones de PCDD/Fs de la planta incineradora, considerando tres escenarios diferentes. El primero de ellos, el considerado más razonable por ser «representativo de la población general», consumía alimentos de fuentes comerciales. En este caso, la fuente principal de exposición fue la inhalación de partículas, seguida de la ingesta de pescado, carne, leche, vegetales y suelo. En el escenario de «población altamente expuesta» se consideró que buena parte de los alimentos consumidos procedían del entorno de la planta más afectado por la contaminación y que el consumo de este tipo de alimentos o suelo era superior al del escenario anterior. Por último, el peor de los tres escenarios consideró que el total de la leche, carne y pescado consumido procedía del entorno de la planta. Los autores concluyeron que en los escenarios más desfavorables la exposición por vías indirectas (dieta) era superior a la directa y que el incremento de riesgo de cáncer a lo largo de una vida era ligeramente superior a un caso por millón de habitantes y, por tanto, no podía considerarse significativo en términos de salud pública³⁹.

Nouwen y col. realizaron un estudio en Bélgica, en la Neerlandquarter, cerca de Antwerp, en relación a la preocupación de esta pequeña zona residencial sobre los posibles efectos adversos generados por dos incineradoras ubicadas en su proximidad, puestas en marcha en 1971 y 1980 respectivamente. Ambas incineradoras han sufrido cambios importantes tanto en su capacidad de incineración como en la tecnología de tratamiento de emisiones, debido a sus altos niveles de emisión. En cualquier caso, una de ellas ha sido cerrada definitivamente y la otra ha experimentado adaptaciones técnicas importantes. La valoración de riesgos no cancerígenos consideró una serie de escenarios. En el primero de ellos solamente se consideraba la residencia

cercana a las incineradoras como fuente de exposición. En los restantes escenarios se consideró, además de residir en el entorno cercano a la incineradora, que el consumo de una parte o del total de ciertos alimentos (vegetales, leche y carnes) procedía del entorno de la planta incineradora. Se apreciaron exposiciones que pudieron suponer riesgo para niños y adultos a principios de los 80. Sin embargo, la estimación del riesgo a finales de los 90, considerada en los distintos escenarios señalados, no mostró riesgos significativos. Por otro lado, el hecho de residir en la proximidad de estas incineradoras, con una historia de niveles de emisión de dioxinas muy elevado, no supuso una exposición mayor al 2% del total, siendo la principal vía de exposición la alimentaria⁴⁰. Estudios realizados por otros autores también confirman que, aunque originalmente se pensó que la exposición a dioxinas y metales pesados procedentes de la combustión de RU se producía principalmente por la inhalación de gases y partículas, la información actualmente disponible señala que la exposición a través de los alimentos es la ruta preponderante^{41;42}.

Shumacher y col. han estimado los riesgos atribuibles a la exposición a dioxinas y furanos en el entorno de la planta de incineración de RU de Tarragona. Los objetivos de este estudio fueron: 1) estimar la exposición total a PCDD/Fs de la población residente en las proximidades de la planta y evaluar los riesgos por medio de la simulación de Monte Carlo, 2) comparar los riesgos para la salud causados por la exposición directa a las emisiones de la incineradora con las originadas por otras rutas de exposición (dieta), y 3) determinar qué fuentes de exposición tenían mayor contribución en términos de riesgo. Los resultados del estudio muestran que la dieta era responsable del 99,9% de la exposición, del 99,6% del riesgo no cancerígeno y del 99,8% del riesgo cancerígeno. En términos generales, ni la exposición directa a las emisiones de la planta de incineración, ni la exposición indirecta debida a los alimentos suponía un riesgo adicional significativo de cáncer para los residentes en las proximidades de la planta incineradora. Para un periodo de tiempo equivalente a 70 años, el incremento de casos debidos a la exposición directa se estimó en 1,42 casos por millón de habitantes, mientras que el debido a la dieta era de 8,21 casos por cada cien mil habitantes. El incremento total del riesgo de cáncer para el conjunto de rutas de exposición fue de 8,35 casos por cien mil habitantes para la población residente en el área, en un periodo equivalente a 70 años. La preponderancia de la vía alimentaria como fuente de exposición a PCDD/Fs es tan manifiesta que los autores del estudio sugieren pequeños cambios en la dieta como el procedimiento principal y más sencillo

para reducir de forma significativa la exposición a estos compuestos orgánicos persistentes⁴³.

Boudet y col. realizaron una valoración de riesgos en Grenoble (Francia) en la planta de incineración de RU del área metropolitana de esta ciudad, después de que se efectuaran los cambios en la instalación que permitieran su parcial adaptación a la legislación vigente. La valoración de riesgos se realizó teniendo en cuenta sólo la exposición por vía respiratoria y no incluyó la emisión de dioxinas, pero sí las de otros compuestos tóxicos, clasificados como cancerígenos (benceno, níquel y cadmio) o no (tricloroetano). En el modelo se incluyeron patrones de actividad según edad y niveles de contaminantes en distintas áreas del entorno urbano. Los riesgos atribuibles a los contaminantes considerados deben valorarse, tal y como lo señalan los autores del estudio, como mínimos y muy difíciles de detectar desde el abordaje de estudios epidemiológicos convencionales⁴⁴.

Domingo y col. hicieron un valoración de riesgo en población infantil y adulta residente en el entorno de la incineradora de residuos urbanos de Montcada (Barcelona). Los objetivos del estudio fueron: 1) valorar en la población residente a 500 y 1.000 metros de la incineradora el riesgo para la salud derivado de la exposición a dioxinas/furanos y 2) estudiar los cambios producidos en ese riesgo después de las mejoras técnicas realizadas en la planta en 1999, que redujeron de forma importante las emisiones de dioxinas/furanos: los valores medios de emisión pasaron de 10 ng I-TEQ/Nm³ a estar por debajo de 0,1 ng I-TEQ/Nm³. Los riesgos fueron estimados 6 meses antes y 18 meses después de introducir las mejoras técnicas. La exposición ambiental directa estimada disminuyó un 75% en los adultos y un 67% en los niños; la exposición a través de la dieta estimada también disminuyó un 67% para ambos grupos; en los dos momentos analizados, la exposición directa respecto a la exposición total no llega al 2% en los adultos ni al 1% en los niños. Los autores estiman en cada uno de los dos momentos analizados que para un periodo de tiempo equivalente a 70 años el incremento de casos debidos a la exposición directa es de 0,7 y 0,2 casos por año por millón de habitantes en población adulta, mientras que el incremento total del riesgo de cáncer por el conjunto de rutas de exposición es de 40 y 13 casos por año por millón de habitantes. Los autores no pueden estimar el riesgo de cáncer para los niños por no haber datos sobre este tipo de efectos en población infantil⁴⁵.

Nerrière y col. han realizado en Francia una estimación de los riesgos sanitarios asociados a las emisiones a la atmósfera de una incineradora tipo que cumpla con las normas de emisión definidas por la UE. Para ello seleccionan algunos contaminantes trazadores en base a los siguientes criterios: su naturaleza química, su toxicidad y su relativa especificidad en relación a la fuente considerada. Los contaminantes seleccionados son: mercurio, cadmio, arsénico, cromo, plomo, dioxinas y partículas. Las concentraciones ambientales se han estimado por modelización de la dispersión atmosférica de los contaminantes emitidos en las cantidades fijadas como valores límite en la directiva de 2000 y a partir de ahí se han estimado las concentraciones en el suelo y en los alimentos producidos localmente. En el escenario definido por los autores se asume que hay un consumo importante de productos locales (12% de frutas, 27% de legumbres, 16% de aves de corral y 17% de huevos), escenario poco frecuente en nuestro ámbito. Los autores concluyen que los valores límites de la nueva directiva aseguran un nivel de riesgo muy bajo. Incluso en las peores circunstancias estimadas, el riesgo de cáncer inducido es inferior a 1 por 100.000 hab. en todos los metales considerados para toda la vida, e inferior a 1 por 10.000 hab. para las dioxinas incluyendo la exposición por ingestión de productos alimentarios locales; para las partículas finas el impacto sobre la supervivencia es insignificante, siendo del orden de 5 días de pérdida en 15 años en el escenario más pesimista⁴⁶.

La posible contribución de las emisiones de plantas modernas a los niveles de contaminantes del suelo, hierba y alimentos generados en el entorno de la planta no parece ser significativa, y dado que el patrón de consumo de alimentos mayoritario en las zonas urbanas indica que la procedencia de los mismos es muy variada y sólo una pequeña parte procede de la misma área, es razonable considerar que las emisiones directas de dioxinas de las plantas modernas no supongan un riesgo adicional significativo.

Yoshida y col. han evaluado el riesgo para la salud de las dioxinas en varios grupos de población de Japón: población general, residentes en el entorno de una incineradora de RU, altos consumidores de pescado y niños y fetos de todos estos grupos. Los autores evaluaron el riesgo de que se produjeran efectos adversos para la salud como cáncer, disfunciones reproductivas, endometriosis y efectos neuro-conductuales. Aunque los riesgos estimados para cáncer y disfunciones reproductivas no fueron excesivamente altos para los tres grupos de adultos definidos, se plantean algunas dudas respecto al riesgo de endometriosis, si bien para este tipo de efecto la evidencia de

causalidad en humanos es muy débil. Además, los resultados sugieren que niños y fetos de mujeres residentes en el entorno de una incineradora o consumidoras importantes de pescado pueden estar expuestos a un riesgo considerable de efectos neuro-conductuales. Japón es un país pequeño con una altísima densidad de población, un consumo muy elevado de pescado y marisco, que cuenta con más de 2.000 incineradoras, en el que se observa una preocupación creciente por los posibles efectos derivados de la exposición a dioxinas. Los datos de los niveles de contaminación por dioxinas (aire, suelo y vegetales) utilizados en este estudio para la estimación de la ingesta diaria en la población residente en el entorno de las incineradoras fueron, en general, muy superiores a los utilizados en las valoraciones de riesgo comentadas anteriormente. Este hecho explicaría en buena medida los efectos observados en este último grupo de población, así como en su descendencia⁴⁷.

4. ESTUDIOS CON BIOMARCADORES EN POBLACIONES EXPUESTAS A PLANTAS DE INCINERACIÓN

Como se ha visto, en los estudios de evaluación de riesgos la exposición a los distintos contaminantes emitidos por las plantas de incineración se estima a partir de datos obtenidos en el aire, agua, suelos u otros medios, teniendo en cuenta las distintas vías de exposición posibles para cada contaminante y realizando asunciones respecto al intercambio de los contaminantes entre los distintos compartimentos ambientales. Esta exposición externa se puede considerar únicamente como una estimación grosera de la dosis de exposición interna a los componentes químicos. En los estudios con biomarcadores se mide la concentración de los distintos compuestos en diferentes compartimentos orgánicos, lo que permite medir la exposición interna a la que están sometidos tejidos y células. Además, alguno de estos estudios ha tenido un carácter longitudinal, de seguimiento en el tiempo a un mismo grupo de personas con un antes y un después respecto al inicio de actividad de la planta incineradora, lo que permite valorar el impacto que tiene esa actividad en la exposición interna.

Los datos de mayor interés de España proceden de Mataró (Barcelona), ya que es la única población en la que se ha estudiado la evolución de los niveles

de dioxinas en el tiempo como consecuencia del interés en conocer el impacto de la puesta en marcha de la incineradora municipal en la población general. La ciudad cuenta con una planta de incineración de RU desde 1995. Las emisiones medias de dioxina entre enero de 1995-julio 1997 fueron de 2,5 ng TEQ/m³ en la chimenea 1 y 0,98 ng TEQ/m³ en la chimenea 2. El estudio se inició en 1995, en los primeros meses de funcionamiento de la planta, cuyos resultados pueden considerarse como los niveles basales, y fue repetido en 1997, 1999 y 2002. En las 4 fases se comparan los niveles de dioxinas en muestras de sangre de la población general que reside en las proximidades a la planta (< 1.5 km) y la que vive aproximadamente a 4 km de la misma; en 1999 se procedió a un tercer muestreo, incorporando además una muestra de una población similar ubicada a 20 km de la incineradora que también fue estudiada en 2002. Los participantes en el estudio fueron seleccionados aleatoriamente a partir de los censos municipales. No se observaron diferencias significativas en los niveles de dioxinas entre los residentes cerca y lejos de la planta incineradora en ninguna de las fases estudiadas (1995, 1997, 1999 y 2002). Sin embargo, los estudios muestran una tendencia al aumento de los niveles de dioxinas expresados en TEQ: desde aproximadamente 13 pg/g de lípido en 1995 hasta aproximadamente 20 pg/g de lípido en 1999, consistente en todos los grupos de edad y en ambos sexos. En 2002 se observa una disminución en las personas más expuestas (con residencia entre 0,5-1 km. de la misma) y en los controles residentes a 20 km., mientras que en el grupo control de Mataró se observa un incremento. Los datos revelan que los incrementos y decrementos observados del nivel de dioxinas no pueden atribuirse a la planta de incineración, sino que habría que relacionarlos con los niveles de dioxinas en los alimentos⁴⁸⁻⁵¹.

Deml y col. comparan las concentraciones de dioxinas/furanos medidas en muestras de sangre y leche materna de personas que viven en el entorno de una incineradora de RU con las concentraciones encontradas en la población general de Alemania no expuesta a fuentes conocidas de dioxinas, que puede ser considerada como la exposición de base de toda la población. La incineradora estudiada se puso en funcionamiento en 1983 y tenía unas emisiones de PCDD/F de 2 ng TEQ/m³. Tanto los niveles en sangre como en leche encontrados estaban en el rango de los niveles de fondo de la población alemana⁵².

Fierens y col. estudiaron la concentración de dioxinas y PCBs coplanares en sangre de 84 sujetos que habían residido durante una media de 18 años en el entorno de dos incineradoras de RU antiguas (dentro de una distancia

de 2 km.), una localizada en un área rural (51 sujetos) y la otra en un área industrial (33 sujetos). Estos sujetos se compararon con 63 controles residentes en un área rural no contaminada⁵³. Tanto las personas expuestas como los controles consumían regularmente alimentos producidos a nivel local. Las incineradoras comenzaron a funcionar en 1980 y 1978 y las emisiones de dioxinas excedían los 50 ng TEQ/m³. Los sujetos residentes en el entorno industrial no presentaron niveles superiores a los controles. Sin embargo, los residentes en el entorno de la incineradora situada en el área rural presentaron en suero unos niveles mayores de dioxinas (38 vs 24 pg TEQ/g de lípido) y de PCBs (10 vs 7 pg TEQ/g de lípido) que los controles. La diferencia de impacto entre las dos incineradoras es atribuida a los hábitos dietéticos de los residentes. Según los autores, los únicos determinantes del nivel de dioxinas en el organismo en los residentes en el entorno de las incineradoras fueron el consumo de grasa de origen animal y la edad. Los autores sugieren que un aumento significativo en el nivel de dioxinas es probable que ocurra sólo cuando las emisiones de dioxinas superen los 5 ng TEQ/m³.

Evans y col. realizan un estudio con el objeto de determinar si el hecho de vivir en el entorno de una incineradora de residuos peligrosos en la que se incineraba material contaminado con 2,3,7,8-TCDD se asociaba con un aumento de los niveles de dioxinas en sangre. Realizaron un estudio de cohorte prospectivo de evaluación con medidas secuenciales de los biomarcadores de exposición a TCDD. Los participantes fueron seleccionados al azar entre los residentes de 18-64 años en un área en que los modelos de la dispersión de las emisiones identificaban como potencialmente muy expuesta (76 individuos), y como controles se seleccionaron a personas del mismo rango de edad que los expuestos residentes en un área sin ninguna fuente identificada de emisión de dioxinas y a una distancia mínima de 15 Km. de la anterior (74 individuos). Ambas áreas presentaban similares características demográficas y socioeconómicas. Se tomaron muestras de sangre en tres momentos: antes de comenzar la incineración, a los 4 meses de iniciarla y a los 11 meses de terminarla. En las muestras se midieron distintos congéneres de dioxinas, furanos y PCB y se calcularon los equivalentes tóxicos (TEQ). En ninguno de los tres momentos en que se hicieron las mediciones se encontraron diferencias entre los expuestos y los controles ni antes ni después de ajustar por las variables de confusión; en los dos grupos la tendencia fue descendente: los TEQ descendieron de 11,8 a 8,21 ppt en los expuestos y de 10,82 a 9,05 ppt en los controles⁵⁴.

5. NIVELES DE EXPOSICIÓN A DIOXINAS EN LA POBLACIÓN GENERAL³

Los niveles de dioxinas en tejido humano y su patrón (presencia relativa de diferentes congéneres) varían según el área geográfica. En general, se considera que los países industrializados presentan niveles superiores a los países en vía de desarrollo y que los niveles de dibenzodioxinas son superiores a los de dibenzofuranos. Con la escasa información de la que se dispone a nivel de exposición a este tipo de sustancias, se considera que en general las variaciones dentro de cada país son pequeñas, si bien atendiendo a la información obtenida en Vietnam, con niveles superiores en el sur que en el norte, debido a la utilización del «Agente Naranja» y la industrialización, de nuevo se podrían relacionar niveles de exposición con industrialización o contaminación química.

La gran mayoría de los estudios que miden exposición biológica incluyen la determinación y cuantificación de las dibenzodioxinas y los dibenzofuranos que tienen posiciones 2,3,7,8 de su estructura química sustituidas con cloro, en total 17 congéneres (Anexo). Además, pueden incluirse los 12 congéneres de PCBs «tipo dioxina». El fundamento bioquímico-toxicológico para agrupar las sustancias de esta manera se basa en su capacidad para unirse al receptor de hidrocarburo de arilo (Ah), específicamente en la afinidad de su unión con dicho receptor. La configuración planar de estas moléculas parece ser muy importante para poder unirse a este receptor y desencadenar buena parte de las respuestas toxicológicas atribuidas a las dioxinas.

La valoración de la toxicidad de la exposición a una mezcla de PCDD/Fs y PCBs tipo dioxina se efectúa utilizando el factor de equivalencia toxicológica (TEF), el cual se establece para cada una de las formas moleculares anteriormente señaladas y representa un factor de ponderación en relación a la toxicidad de la 2,3,7,8-tetracloro-*p*-dibenzodioxina. Este factor multiplicado por la cantidad de cada sustancia química nos permite calcular la cantidad toxicológica equivalente (TEQ) de la mezcla presente en una muestra ambiental o biológica (Anexo).

Las poblaciones no expuestas ocupacionalmente con un mejor seguimiento de sus niveles de dioxinas en sangre son la alemana y la de EE,UU. En ambas se observa una disminución de los niveles de dioxinas o TEQ. En ambos países se produjo una reducción importante de los niveles detectados,

probablemente como consecuencia de la toma de medidas regulatorias estrictas que condujeron a la reducción de las emisiones procedentes de la incineración y otros procesos industriales como la cloración de la pulpa de papel o la prohibición o restricción del uso de gasolinas con plomo. Sin embargo, los últimos estudios realizados en Europa no apoyan que la rápida disminución observada en años anteriores se siga produciendo actualmente.

Los niveles de dioxinas en sangre, expresados en TEQ, en los EE.UU. han descendido de 25.5 pg/g de lípido en el año 1980 a 14.6 pg/g de lípido en el año 2000. En Alemania el nivel medio de dioxinas en sangre, expresado en TEQ, descendió desde los 42.6 pg/g de lípido en el año 1989 a los 15.3 pg/g de lípido en el año 1998-9. En la gráfica 1 se muestra la disminución señalada anteriormente de los niveles de dioxinas (TEQ) en Alemania. La escasísima información de los niveles de dioxinas en grupos de población con características singulares con respecto a su dieta, como la de los vegetarianos estrictos, nos señala que sus niveles son inferiores a los de la población general, lo que muestra que el consumo de alimentos grasos y de origen animal es una fuente importante de exposición.

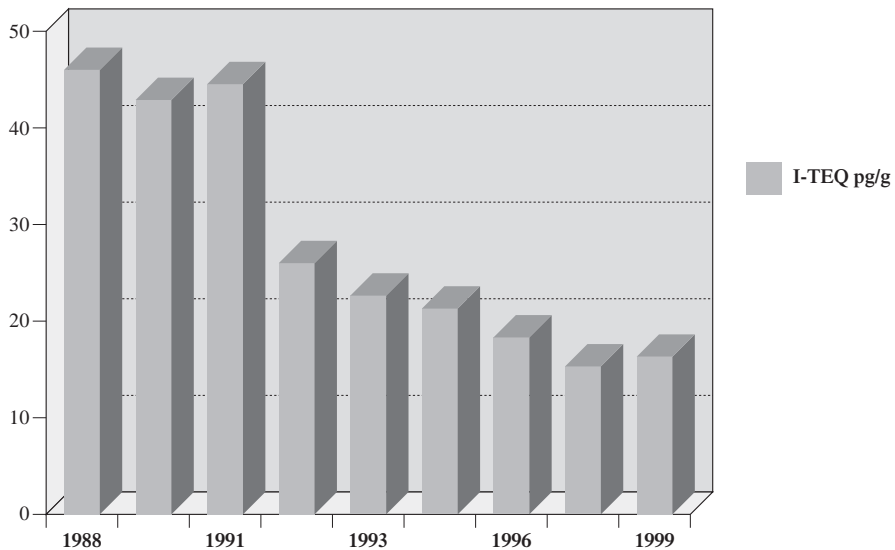


Figura 1. Tendencia de los niveles de PCDD/Fs en sangre, en Alemania.

La información de otros países es tal vez menos sistemática y más dispersa. En España se han estudiado al menos tres localizaciones: Madrid, Tarragona y Mataró (Barcelona), estas dos últimas en el entorno de una planta incineradora de RU. En Madrid, en un reducido número de muestras⁵⁵ recogidas en 1993, se cuantificó un TEQ medio total por PCDD/Fs de aproximadamente 15 pg/g de lípido.

La contribución en peso de las PCDD fue muy superior a la de las PCDF (515.3 pg/g de lípido vs 66.7 pg/g de lípido), aunque la contribución en equivalentes tóxicos fue sólo ligeramente superior (8.78 pg/g de lípido vs 6.96 pg/g de lípido)⁵⁵. Los resultados del estudio de Tarragona muestra niveles de PCDD/DFs expresados en TEQ de 27.0 pg/g de lípido, no observándose diferencias significativas entre los residentes en la zona próxima a la planta incineradora de RU y los que residen más lejos (entre 3 y 5 km), o entre los residentes en zona urbana e industrial, ni entre ambos sexos. Los autores señalan que los niveles más elevados encontrados con respecto a los de Madrid podrían deberse a diferencias en el método analítico utilizado, a la no representatividad de las muestras o a la importante contribución del consumo de pescado en la población de Tarragona⁵⁶.

6. SÍNTESIS^{2,57-61}

Las dioxinas se consideran sustancias muy tóxicas, clasificándose la 2,3,7,8-tetraclorodibenzodioxina como cancerígena, aunque existe un fuerte debate sobre la rotundidad de esta afirmación. Buena parte de la información sobre los efectos para la salud de las dioxinas proviene de población expuesta ocupacionalmente o en situaciones en la que se han producido accidentes o episodios que han conducido a exposiciones muy por encima de lo que pueden considerarse habituales para la población general. Entre los efectos que cuentan con mayor evidencia de asociación se encuentran el cloracné, algunos tipos de cáncer y efectos adversos en la reproducción y en el desarrollo.

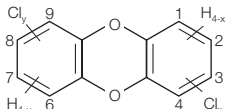
Actualmente existe un fuerte debate social sobre los posibles efectos derivados de la exposición de la población general a las dioxinas. Buena parte de la muy negativa percepción del riesgo derivado de la exposición a estas sustancias se ha centrado en las incineradoras de RU, ubicadas frecuentemente en el entorno de zonas densamente habitadas. La revisión de la literatura científica revela que el número de estudios epidemiológicos centrados en el análisis de

los efectos adversos para la salud derivados de las incineradoras de RU es limitado. Los resultados de dichos estudios muestran cierta evidencia de asociación entre las emisiones de dichas instalaciones con algunas malformaciones congénitas, alteraciones en el desarrollo y algunos tipos de cáncer. Cuando dichas evidencias se expresan en términos de riesgo, éstos son, en general, débiles. Sin embargo, la gran mayoría de los estudios no permite señalar a las incineradoras como fuente de emisiones responsable de los efectos observados, ya que frecuentemente se encuentran ubicadas en zonas donde existen otras fuentes de dioxinas y otros contaminantes que pudieran ser responsables del efecto observado. Además, y lo que es más importante, la mayoría de los estudios hace referencia a instalaciones con tecnologías que nada tienen que ver con las actualmente utilizadas y que cuando aportan datos sobre los niveles de emisión de dioxinas, claramente reflejan un grave incumplimiento de la legislación vigente en esta materia. No existen estudios que indiquen que la residencia en el entorno de plantas de incineración con tecnología moderna, que cumplen la legislación sobre emisiones de dioxinas, sea un factor de riesgo para cáncer o efectos adversos en la reproducción o desarrollo. A favor de esta afirmación juegan varios factores como: 1) los niveles de emisión de las plantas actualmente construidas en los países desarrollados son varios órdenes de magnitud inferiores a los de las plantas en cuyos entornos se han realizado estudios epidemiológicos y que han encontrado algún tipo de asociación negativa en términos de salud, 2) los estudios de valoración de riesgos señalan que la mayor parte de la exposición, incluso para la población residente en el entorno a las plantas de incineración, y más si lo son de las que utilizan tecnología moderna, se produce a través de la dieta y no por vía directa y 3) que los estudios de seguimiento de los niveles de dioxinas en la población residente en el entorno de plantas de incineración no revela incrementos de dichos niveles cuando se comparan con población que vive en zonas más alejadas que pueden considerarse de referencia.

En síntesis, no existe evidencia científica que haga suponer que la incineración de RU en plantas que utilizan tecnología moderna y respetan los niveles de emisión en vigor suponga un riesgo adicional significativo para la salud de la población. Este posicionamiento debe sustentarse en el establecimiento de los planes de vigilancia a los que el procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental obliga, además de aquellos que tanto la administración ambiental como sanitaria establezca como mecanismos de supervisión del funcionamiento de las plantas incineradoras y como garante de que el impacto de la planta, tanto medio ambiental como en la salud de la población, se encuentra bajo control.

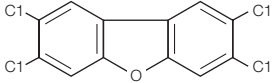
7. ANEXO

Denominación de dioxinas y su factor de equivalencia toxica

Dibenzo- <i>p</i> -dioxinas policloradas (PCDDs)	Denominación	I-TEF*
	2,3,7,8-Tetraclorodibenzodioxina (TCDD)	1
	1,2,3,7,8-penta-CDD	0.5
	1,2,3,4,7,8-penta-CDD	0.1
	1,2,3,6,7,8-penta-CDD	0.1
	1,2,3,7,8,9-penta-CDD	0.1
	1,2,3,4,6,7,8-penta-CDD	0.01
	Octa-CDD	0.001

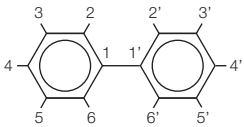
*OTAN, USEPA I-TEF

Denominación de furanos y sus factores de equivalencia

Dibenzofuranos policloradas (PCDFs)	Denominación	I-TEF*
	2,3,7,8-tetraclorodibenzofurano (TCDF)	0.1
	1,2,3,7,8-penta-CDF	0.05
	2,3,4,7,8-penta-CDF	0.5
	1,2,3,4,7,8-hexa-CDF	0.1
	1,2,3,6,7,8-hexa-CDF	0.1
	1,2,3,7,8,9-hexa-CDF	0.1
	2,3,4,6,7,8-hexa-CDF	0.1
	1,2,3,4,6,7,8-hepta-CDF	0.01
	1,2,3,4,7,8,9-hepta-CDF	0.01
Octa-CDF	0.001	

*OTAN, USEPA I-TEF

Denominación de PCBs y sus factores de equivalencia tóxica

Bifenilos policlorados	Denominación	I-TEF*
	3,3',4,4'-tetraclorobifenilo (CB). PCB 77	0.0001
	3,4,4',5-tetra-CB. PCB 81	0.0001
	2,3,3',4,4'-penta-CB. PCB 105	0.0001
	2,3,4,4',5-penta-CB. PCB 114	0.0005
	2,3',4,4',5-penta-CB. PCB 118	0.0001
	2',3,4,4',5-penta-CB. PCB 123	0.0001
	3,3',4,4',5-penta-CB. PCB 126	0.1
	2,3,3',4,4',5-hexa-CB. PCB 156	0.0005
	2,3,3',4,4',5'-hexa-CB. PCB 157	0.0005
	2,3',4,4',5,5'-hexa-CB. PCB 167	0.00001
3,3',4,4',5,5-hexa-CB. PCB 169	0.01	
2,3,3',4,4',5,5'-hepta-CB. PCB 189	0.0001	

*OMS TEF

8. BIBLIOGRAFÍA

- (1) INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER. *Polychlorinated dibenzo-para-dioxins and polychlorinated dibenzofurans. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans*. Vol. 69. Lyon: International Agency for Research on Cancer, 1997.
- (2) WHO. *Waste incineration. Local Authorities Health and Environment* 6. Copenhagen: World Health Organization, Regional Office for Europe, 1996.
- (3) SCHECTER A, GASIEWICZ TA, Editors. *Dioxins and health*. 2nd. ed. Hoboken, N.J.: Wiley-Interscience, 2003
- (4) SILBERGELD EK, THOMAS VT. *Dioxins and related compounds*. In: Rom WN, editor. *Environmental occupational medicine*. 3rd ed. Philadelphia: Lippincott-Raven., 1998: 1185-1198.
- (5) KOGEVINAS M. *Human health effects of dioxins: cancer, reproductive and endocrine system effects*. *Hum Reprod Update* 2001; 7(3):331-339.
- (6) JALÓN M, URIETA I, MACHO ML, AZPIRI M. *Vigilancia de la contaminación química de los alimentos en la Comunidad Autónoma del País Vasco : 1990-1995*. Vitoria-Gasteiz: Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, 1997
- (7) CUERVO L. *Ingesta de dioxinas y dioxin-like PCBs a través de los alimentos en la CAPV*. *Salud Pública = Osasun Publikoa* 2002; 14 (Trim 3):5-6.

- (8) DOMINGO JL, GRANERO S, SCHUHMACHER M. *Niveles de dioxinas en alimentos: estimación de la ingesta a través de la dieta en Tarragona*. Residuos 1997; (38):66-71.
- (9) Conferencia Internacional sobre Dioxinas y Residuos: 1 y 2 de febrero de 2001, Colegio Oficial de Ingenieros de Madrid. 2001
- (10) VRIJHEID M, DOLK H, ARMSTRONG B, ABRAMSKY L, BIANCHI F, FAZARINC I et al. *Chromosomal congenital anomalies and residence near hazardous waste landfill sites*. Lancet 2002; 359(9303):320-322.
- (11) ELLIOTT P, BRIGGS D, MORRIS S, DE HOOGH C, HURT C, JENSEN TK et al. *Risk of adverse birth outcomes in populations living near landfill sites*. BMJ 2001; 323(7309):363-368.
- (12) HU SW, SHY CM. *Health effects of waste incineration: A review of epidemiologic studies*. J Air Waste Manage Assoc 2001; 51(7):1100-1109.
- (13) JANSSON B, VOOG L. *Dioxin from Swedish municipal incinerators and the occurrence of cleft lip and palate malformations*. Intr J Environ Stud 2004; 34:99-104.
- (14) LLOYD OL, LLOYD MM, WILLIAMS FLR, LAWSON A. *Twinning in human populations and in cattle exposed to air pollution from incinerators*. Br J Ind Med 1988; 45(8):556-560.
- (15) WILLIAMS FLR, LAWSON AB, LLOYD OL. *Low sex ratios of births in areas at risk from air pollution from incinerators, as shown by geographical analysis and 3-dimensional mapping*. Int J Epidemiol 1992; 21(2):311-319.
- (16) RYDHSTROEM H. *No obvious spatial clustering of twin births in Sweden between 1973 and 1990*. Environ Res 1998; 76(1):27-31.
- (17) STAESSEN JA, NAWROT T, HOND ED, THUIS L, FAGARD R, HOPPENBROUWERS K et al. *Renal function, cytogenetic measurements, and sexual development in adolescents in relation to environmental pollutants: a feasibility study of biomarkers*. Lancet 2001; 357(9269):1660-1669.
- (18) CORDIER S, CHEVRIER C, ROBERT-GNANSIA E, LORENTE C, BRULA P, HOURS M. *Risk of congenital anomalies in the vicinity of municipal solid waste incinerators*. Occup Environ Med 2004; 61(1):8-15.

- (19) DUMMER TJ, DICKINSON HO, PARKER L. *Prevalence of adverse pregnancy outcomes around hazardous industrial sites in Cumbria, north-west England, 1950-93*. Paediatr Perinat Epidemiol 2003; 17(3):250-255.
- (20) DUMMER TJB, DICKINSON HO, PARKER L. *Adverse pregnancy outcomes around incinerators and crematoriums in Cumbria, north west England, 1956-93*. J Epidemiol Community Health 2003; 57(6):456-461.
- (21) OSIUS N, KARMAUS W, KRUSE H, WITTEN J. *Exposure to polychlorinated biphenyls and levels of thyroid hormones in children*. Environ Health Perspect 1999; 107(10):843-849.
- (22) OBI-OSIUS N, MISSELWITZ B, KARMAUS W, WITTEN J. *Twin frequency and industrial pollution in different regions of Hesse, Germany*. Occup Environ Med 2004; 61(6):482-487.
- (23) SHY CM, DEGNAN D, FOX DL, MUKERJEE S, HAZUCHA MJ, BOEHLECKE BA et al. *Do waste incinerators induce adverse respiratory effects? An air quality and epidemiological study of six communities*. Environ Health Perspect 1995; 103(7-8):714-724.
- (24) HU SW, HAZUCHA M, SHY CM. *Waste incineration and pulmonary function: an epidemiologic study of six communities*. J Air Waste Manag Assoc 2001; 51(8):1185-1194.
- (25) GRAY EJ, PEAT JK, MELLIS CM, HARRINGTON J, WOOLCOCK AJ. *Asthma severity and morbidity in a population sample of Sydney school children: Part I—Prevalence and effect of air pollutants in coastal regions*. Aust N Z J Med 1994; 24(2):168-175.
- (26) ELLIOTT P, HILLS M, BERESFORD J, KLEINSCHMIDT I, JOLLEY D, PATTENDEN S et al. *Incidence of cancers of the larynx and lung near incinerators of waste solvents and oils in Great Britain*. Lancet 1992; 339(8797):854-858.
- (27) ELLIOTT P, SHADDICK G, KLEINSCHMIDT I, JOLLEY D, WALLS P, BERESFORD J et al. *Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain*. Br J Cancer 1996; 73(5):702-710.
- (28) ELLIOTT P, EATON N, SHADDICK G, CARTER R. *Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. Part 2: histopathological and case-note review of primary liver cancer cases*. Br J Cancer 2000; 82(5):1103-1106.

- (29) KNOX E. *Childhood cancers, birthplaces, incinerators and landfill sites*. Int J Epidemiol 2000; 29(3):391-397.
- (30) BIGGERI A, BARBONE F, LAGAZIO C, BOVENZI M, STANTA G. *Air pollution and lung cancer in Trieste, Italy: Spatial analysis of risk as a function of distance from sources*. Environ Health Perspect 1996; 104(7):750-754.
- (31) BARBONE F, BOVENZI M, CAVALLIERI F, STANTA G. *Air pollution and lung cancer in Trieste, Italy*. Am J Epidemiol 1995; 141(12):1161-1169.
- (32) MICHELOZZI P, FUSCO D, FORASTIERE F, ANCONA C, DELL'ORCO V, PERUCCI CA. *Small area study of mortality among people living near multiple sources of air pollution*. Occup Environ Med 1998; 55(9):611-615.
- (33) BIANCHI F, FRANCHINI M, LINZALONE N, PIERINI A, RIAL M, VOGOTTI M. *Geographical study on environment and health status in an area around a municipal waste incinerator, Pisa Italy*. XXI Reunión de la Sociedad Española de Epidemiología, Toledo. Gac Sanit 2003; 17(S2).
- (34) VIEL JF, ARVEUX P, BAVEREL J, CAHN JY. *Soft-tissue sarcoma and non-Hodgkin's lymphoma clusters around a municipal solid waste incinerator with high dioxin emission levels*. Am J Epidemiol 2000; 152(1):13-19.
- (35) FLORET N, MAUNY F, CHALLIER B, ARVEUX P, CAHN JY, VIEL JF. *Dioxin emissions from a solid waste incinerator and risk of non-Hodgkin lymphoma*. Epidemiology 2003; 14(4):392-398.
- (36) SAINTOT M, MALAVEILLE C, HAUTEFEUILLE A, GERBER M. *Interaction between genetic polymorphism of cytochrome P450-1B1 and environmental pollutants in breast cancer risk*. Eur J Cancer Prev 2004; 13(1):83-86.
- (37) FUKUDA Y, NAKAMURA K, TAKANO T. *Dioxins released from incineration plants and mortality from major diseases: an analysis of statistical data by municipalities*. J Med Dent Sci 2003; 50(4):249-255.
- (38) HALLENBECK WH, BREEN SP, BRENNIMAN GR. *Cancer risk assessment for the inhalation of metals from municipal solid waste incinerators impacting Chicago*. Bull Environ Contam Toxicol 1993; 51(1):165-170.
- (39) NESSEL CS, BUTLER JP, POST GB, HELD JL, GOCHFELD M, GALLO MA. *Evaluation of the relative contribution of exposure routes in a health risk assessment of dioxin emissions from a municipal waste incinerator*. J Expo Anal Environ Epidemiol 1991; 1(3):283-307.

- (40) NOUWEN J, CORNELIS C, DE FRE R, WEVER M, VIAENE P, MENSINK C et al. *Health risk assessment of dioxin emissions from municipal waste incinerators: the Neerlandquarter (Wilrijk, Belgium)*. *Chemosphere* 2001; 43(4-7):909-923.
- (41) TRAVIS CC, HATTEMER-FREY HA. *A perspective on dioxin emissions from municipal solid waste incinerators*. *Risk Anal* 1989; 9(1):91-97.
- (42) HATTEMER-FREY HA, TRAVIS CC. *Comparison of human exposure to dioxin from municipal waste incineration and background environmental contamination*. *Chemosphere* 1989; 18:643-649.
- (43) SCHUHMACHER M, MENESES M, XIFRO A, DOMINGO JL. *The use of Monte-Carlo simulation techniques for risk assessment: study of a municipal waste incinerator*. *Chemosphere* 2001; 43(4-7):787-799.
- (44) BOUDET C, ZMIROU D, LAFFOND M, BALDUCCI F, BENOIT-GUYOD JL. *Health risk assessment of a modern municipal waste incinerator*. *Risk Anal* 1999; 19(6):1215-1222.
- (45) DOMINGO JL, AGRAMUNT MC, NADAL M, SCHUHMACHER M, CORBELLA J. *Health risk assessment of PCDD/PCDF exposure for the population living in the vicinity of a municipal waste incinerator*. *Arch Environ Contam Toxicol* 2002; 43(4):461-465.
- (46) NERRIÈRE E, ZMIROU D. *Evaluation du risque pour la santé lié aux émissions atmosphériques des incinérateurs soumis aux nouvelles valeurs limites de l'Union Européenne: rapport final*. Vandoeuvre les Nancy: Institut Universitaire d'Hygiène et de Santé Publique, 2001
- (47) YOSHIDA K, IKEDA S, NAKANISHI J. *Assessment of human health risk of dioxins in Japan*. *Chemosphere* 2000; 40(2):177-185.
- (48) GONZÁLEZ CA, KOGEVINAS M, HUICI A, GADEA E, LADONA M, BOSCH A et al. *Blood levels of polychlorinated dibenzodioxins, polychlorinated dibenzofurans and polychlorinated biphenyls in the general population of a Spanish Mediterranean city*. *Chemosphere* 1998; 36(3):419-426.
- (49) GONZÁLEZ CA, KOGEVINAS M, GADEA E, HUICI A, BOSCH A, BLEDA MJ et al. *Biomonitoring study of people living near or working at a municipal solid-waste incinerator before and after two years of operation*. *Arch Environ Health* 2000; 55(4):259-267.

- (50) GONZÁLEZ CA, KOGEVINAS M, GADEA E, PERA G, PAPKE O. *Increase of dioxin blood levels over the last 4 years in the general population in Spain*. Epidemiology 2001; 12(3):365.
- (51) UNITAT DE RECERCA DEL CONSORCI SANITARI DEL MARESME. *Monitorització dels nivells de dioxinas (PCDD), furans (PCDF), policlorats bifenils (PCBs) i metalls pesants (Pb, Cd, Cr, Hg) a les poblacions de Mataró i Arenys de Mar*. Mataró: 2004
- (52) DEML E, MANGELSDORF I, GREIM H. *Chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans (PCDD/F) in blood and human milk of non occupationally exposed persons living in the vicinity of a municipal waste incinerator*. Chemosphere 1996; 33(10):1941-1950.
- (53) FIERENS S, MAIRESSE H, HERMANS C, BERNARD A, EPPE G, FOCANT JF et al. *Dioxin accumulation in residents around incinerators*. Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A 2003; 66(14):1287-1293.
- (54) EVANS RG, SHADEL BN, ROBERTS DW, CLARDY S, JORDAN ID, PATTERSON DG et al. *Dioxin incinerator emissions exposure study Times Beach, Missouri*. Chemosphere 2000; Chemosphere. 2000; 40(9-11):1063-1074.
- (55) JIMÉNEZ B, HERNÁNDEZ LM, GONZÁLEZ MJ, ELJARRAT E, CAIXACH J, RIVERA J. *Levels of PCDDs and PCDFs in serum samples of non exposed individuals living in Madrid (Spain)*. Organohalogen Compounds 1995; 26:249-253.
- (56) SCHUHMACHER M, DOMINGO JL, LLOBET JM, LINDSTROM G, WINGFORS H. *Dioxin and dibenzofuran concentrations in blood of a general population from Tarragona, Spain*. Chemosphere 1999; 38(5):1123-1133.
- (57) NATIONAL RESEARCH COUNCIL. *Waste incineration and public health*. Washington, DC: National Academy Press, 2000
- (58) Wissenschaftlicher Beirat der Bundesärztekammer. *Potentielle Gesundheitsgefahren durch Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen*. Dtsch Arztebl Ausg A 1993; 90(1/2 11 Januar):A51-A59.
- (59) AGENCE FRANÇAISE DE SECURITÉ SANITAIRE DES ALIMENTS, Institut de Veille Sanitaire. *Incinerateurs et santé*. Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM : etat des connaissances et protocole d'une étude d'exposition . Saint Maurice: Institut de Veille Sanitaire, 2003.[Consultado 21/01/2003] http://www.invs.sante.fr/publications/2003/incinerateurs_3/rapport_dioxines_iuom.pdf

- (60) INSTITUT DE VEILLE SANITAIRE. *Incinérateurs et santé*. Recommandations concernant les études épidémiologiques visant à améliorer la connaissance sur les impacts sanitaires des incinérateurs. Saint Maurice: Institut de Veille Sanitaire, 2003
- (61) ENVIROS CONSULTING LTD, University of Birmingham. *Review of environmental and health effects of waste management: municipal solid waste and similar wastes: extended summary*. London: Department for Environment, Food and Rural Affairs, 2004