

## **INFORME FINAL DICIEMBRE 2019**

# **ESTUDIO EPIDEMIOLÓGICO RELATIVO A LA PLANTA DE VALORIZACIÓN ENERGÉTICA QUE FORMA PARTE DEL COMPLEJO MEDIOAMBIENTAL GIPUZKOA 2017/11-HH-ZE**

## ***RESUMEN DEL ESTUDIO EPIDEMIOLÓGICO***

**Jesús Ibarluzea Maurologoitia**

**Investigador Principal**

**Grupo de Investigación Epidemiología Ambiental y Desarrollo Infantil**

**CIBERESP (Centro de Investigación Biomédica en Red, Epidemiología y Salud Pública,  
Instituto de Salud Carlos III)**

## Contenido

<b>1. ANTECEDENTES</b>	<b>3</b>
<b>2. ABORDAJE DEL ESTUDIO</b>	<b>5</b>
<b>3. CONCLUSIONES GENERALES</b>	<b>10</b>
<b>4. REFERENCIAS</b>	<b>12</b>

## 1. ANTECEDENTES

La gestión de los residuos sólidos urbanos que producimos es uno de los grandes retos a los que nos enfrentamos hoy en día como sociedad. Uno de los métodos de reducción de volumen es la incineración de residuos, aunque sea una potencial fuente de contaminación, dado que durante el proceso se incineran materiales que contienen cloro y metales pesados (Van Caneghem et al., 2010). Durante el proceso de combustión, se emiten diferentes contaminantes como dioxinas y furanos (PCDD/Fs) y bifenilos policlorados (PCBs). De hecho, la fuente principal de dioxinas en el medio ambiente corresponde a la incineración (Domingo et al., 2000), y durante los años 80 y 90, la combustión de residuos sólidos urbanos fue la principal causa de emisión de dioxinas (Jones et al., 1993; Eduljee et al., 1996; Quaß et al., 2000; Kim et al., 2001; Quaß et al., 2004; Burns et al., 2010). Las dioxinas son compuestos clasificados como cancerígenos por la Agencia Internacional para el Estudio del Cáncer (IARC). Diferentes estudios han podido establecer una asociación entre las plantas incineradoras y las incidencias de distintos tipos de cáncer en poblaciones cercanas, como por ejemplo el linfoma no Hodgkin (Viel, 2000; Floret, 2004; Viel, 2008; Biggeri, 2005), sarcoma (Zambon, 2007) y laringe (Elliot, 1996; Federico, 2010; Gouveia, 2010; Ranzi, 2011). Sin embargo, estas evidencias se refieren en algunos casos a plantas de incineración antiguas con controles de calidad de aire y filtros obsoletos. Otro de los inconvenientes de estudiar los casos de cáncer como variables de efecto de las plantas de incineración es el largo periodo de latencia de estas enfermedades, ya que los primeros casos no se pueden detectar antes de los 5 años de haber estado expuesto a los contaminantes cancerígenos, en los casos de tumores hematológicos y tampoco antes de los 15 años en el caso de los tumores sólidos.

Además de las dioxinas, las plantas de valorización energética producen y emiten otros contaminantes ambientales. Entre ellos se encuentran las partículas de diámetro aerodinámico  $\leq 2.5 \mu\text{m}$  (PM<sub>2.5</sub>) y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs).

Las partículas PM<sub>2.5</sub> se generan mayormente a partir de procesos industriales y la combustión de combustibles fósiles. La literatura científica ha recogido extensamente los efectos en la salud de las PM<sub>2.5</sub>, entre los que se encuentran efectos a corto plazo, es decir, los efectos dentro de un número limitado de días de exposición (por lo general menos de una semana). Existen muchos estudios publicados, tanto Europa como a nivel Mundial sobre la asociación entre la exposición a partículas y mortalidad, así como aumento de ingresos hospitalarios (OMS, 2013). Este tipo de estudios suelen ser muy útiles para evaluar de manera

inmediata los beneficios que aporta una política de reducción de las emisiones, o al revés. Los efectos de la exposición a PM<sub>2.5</sub> son muy diversos, como la muerte prematura de personas con enfermedades respiratorias y coronarias, ataques de corazón no letales, taquicardias, ataques de asma, descenso de la función pulmonar, incremento de síntomas respiratorios como irritación de los conductos respiratorios, tos o respiración dificultosa (Anderson et al., 2012). Los metales como el As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Zn, Fe, Se, V y Pb adheridos a las partículas son algunos de los componentes causantes de la toxicidad del material particulado. Bajo peso al nacer, infertilidad, genotoxicidad, cáncer, teratogenicidad, neurotoxicidad y cambios en el comportamiento son algunos de los efectos que han sido observados por la exposición a metales presentes en partículas (Cao et al., 2014; Loomis et al., 2014; Wiseman and Zereini, 2009). Por ello, diversas organizaciones internacionales han elaborado guías o directivas sobre la calidad del aire que limitan la concentración de PM<sub>2.5</sub> (OMS, 2005; EPA, 2012).

En cuanto a los HAP, generan una gran preocupación dada su larga persistencia en el medio ambiente. Así, 16 HAPs han sido introducidos en la lista de contaminantes prioritarios de la US EPA (EPA, 2014), los cuales son el naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, indeno[1,2,3- c,d]pireno, dibenzo(a,h)antraceno y benzo(g,h,i)perileno. Los HAPs, en especial los de mayor peso molecular como en benzo(a)pireno y dibenzo(a,h)antraceno, están catalogados como carcinógeno y probable carcinógeno respectivamente (Delgado-Saborit et al., 2011). Aunque el nivel de carcinogenicidad y toxicidad puedan variar dependiendo del compuesto, se han desarrollado factores de equivalencias tóxicas para todos los HAPs (Collins et al., 1998; Nisbet et al., 1992), por lo que se han convertido en contaminantes de interés para la comunidad científica.

Aunque durante los últimos años las mejoras tecnológicas de las plantas de valorización han incrementado la eficiencia en el control de contaminantes (Ranzi et al., 2011), y las evidencias sobre los efectos de estas plantas en la incidencia de diferentes tipos de cáncer, efectos reproductivos y de nacimiento sean limitadas (Mattiello et al., 2013), la incineración de residuos sigue generando dudas respecto a sus efectos tanto en la salud como en el medio ambiente.

Por ello, la Diputación Foral de Gipuzkoa, mediante licitación pública adjudicó a la Asociación Instituto Biodonostia el contrato para la realización de un estudio epidemiológico en relación con la Planta de Valorización Energética que forma parte del Complejo Medioambiental de Gipuzkoa (en adelante PVECMG). El objetivo principal del contrato era que el estudio sirviera

de base para la determinación de los valores basales en relación a la evaluación de la salud de los habitantes próximos al complejo, con la finalidad de que los resultados sirvieran a futuro para la comparación de dichos valores con los posteriores, durante el funcionamiento de la planta.

El objeto del contrato es la realización de un estudio epidemiológico que permita la evaluación de la salud pública en el periodo previo a la puesta en marcha de la Planta de Valorización Energética que forma parte del CMG, prevista en los primeros meses de 2020. El contenido de dicho estudio se divide en tres partes: la evaluación de la exposición a contaminantes atmosféricos en aire (entendiéndose como contaminantes las dioxinas-furanos y PCBs, partículas  $PM_{2.5}$  y elementos- traza asociados a  $PM_{2.5}$  como metales y HAPs), la evaluación de la exposición a contaminantes a partir de análisis de biomarcadores y, por último, la evaluación de la salud a corto y largo plazo.

## 2. ABORDAJE DEL ESTUDIO

El objeto del presente estudio epidemiológico es la evaluación de la situación previa a la puesta en marcha de la PVECMG de Zubieta en cuanto a la calidad del aire, la exposición a contaminantes de la población y la salud de la población.

Así, los objetivos del estudio epidemiológico son los siguientes:

- 1- Evaluar la calidad del aire mediante la cuantificación de dioxinas-furanos y PCBs,  $PM_{2.5}$ , metales y HAPs asociados a partículas en el área de exposición previamente a la puesta en marcha de la planta.
- 2- Realizar una vigilancia epidemiológica de los niveles de dioxinas y algunos elementos traza en la población cercana y lejana a la planta con el fin de conocer la situación basal anterior a la puesta en marcha de la planta.
- 3- Evaluar la tendencia de los niveles de impregnación a estos contaminantes en el tiempo, antes de la puesta en marcha de la actividad.
- 4- Estimar el riesgo basal de la contaminación atmosférica, en relación a la exposición a partículas, en la salud en general y salud reproductiva para poder comparar en el futuro con el riesgo generado por la planta de valorización energética.

5- Describir la distribución del cáncer en la población de Gipuzkoa para poder evaluar en el futuro el efecto de la planta de valorización energética.

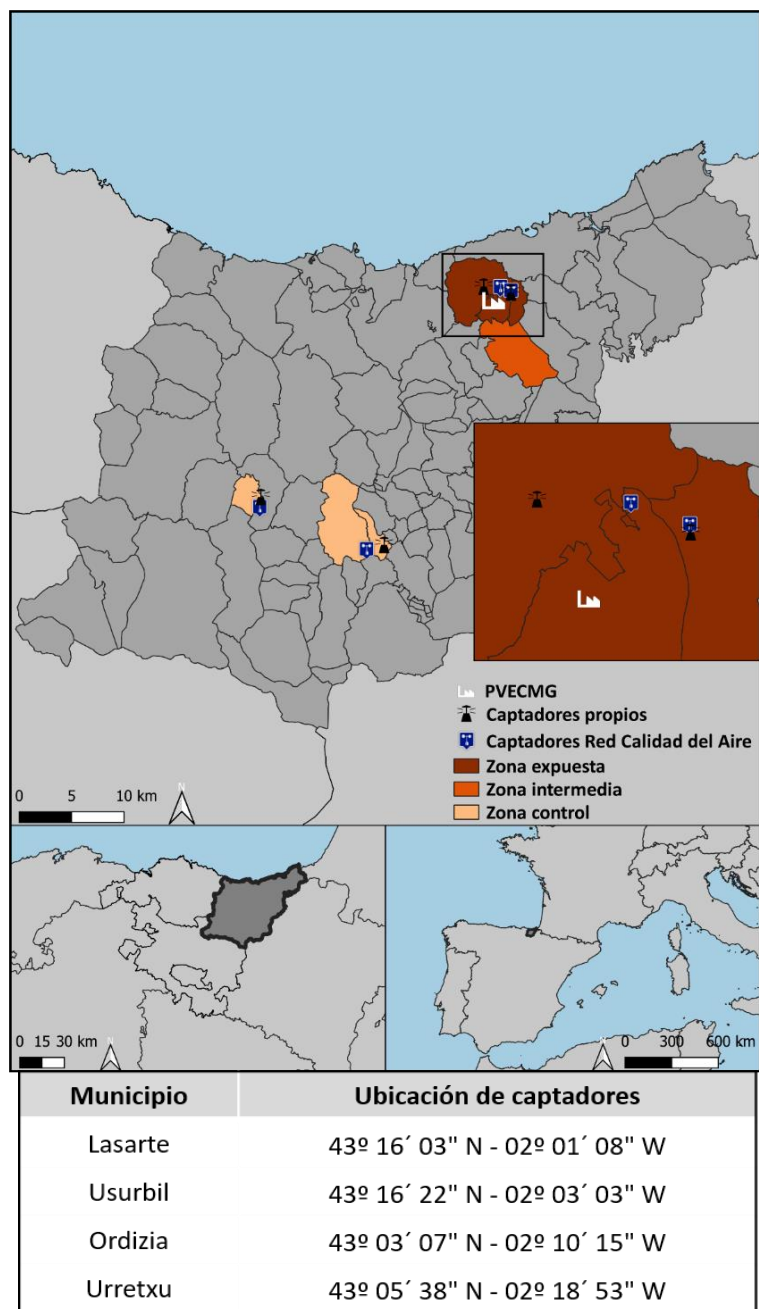
Para lograr estos objetivos, los trabajos a desarrollar se han concretado en tres líneas:

- **Línea 1:** Evaluación de la exposición a contaminantes atmosféricos en aire.
- **Línea 2:** Evaluación de la exposición a contaminantes a partir de análisis de biomarcadores.
- **Línea 3:** Evaluación de la salud a corto y largo plazo de la población expuesta y población general.

El área de estudio comprende la zona cercana o la zona de influencia de la PVECMG, denominada como zona expuesta, en el que se han incluido el barrio donostiarra de Zubieta y los municipios de Usurbil y Lasarte. Se ha seleccionado una zona intermedia de influencia comprendida por Andoain, y otra zona de referencia o de control que conforman los municipios de Beasain y Ordizia, ubicados en Goierri, y Urretxu en la comarca del Alto Urola. Estas zonas se han definido según la distancia a la PVECMG (figura 1).

La captación de aire diaria se ha realizado en los municipios de Lasarte y Usurbil (zona expuesta) y Ordizia y Urretxu (zona control), donde se han colocado 4 captadores (ubicación exacta en figura 1).

Los municipios de referencia o control del estudio son áreas fuertemente industrializadas que han tenido y tienen actualmente actividades metalúrgicas. En la tabla 1 se recoge el número de industrias incluidas en el Registro estatal de Emisiones y Fuentes contaminantes (PRTP) situadas en municipios de la zona de estudio y los contaminantes respecto a los que la empresa debe de suministrar información relativa a las emisiones.



**Figura 1.** Zonas de estudio



**Tabla 1.** Industrias emisoras PRTR.

	MUNICIPIO	NUMERO DE INDUSTRIAS PRTR EMISIONES SOBRE LAS QUE TIENE QUE INFORMAR				
		PM	HAP	PCDD/PCDF	PCB	METALES
ZONA EXPUESTA	Usurbil	1		1		1
	Lasarte	1				
ZONA INTERMEDIA	Andoain	1				
ZONA CONTROL	Beasain	3		2		2
	Legazpia					1
	Lazkao					
	Urretxu					
	Zumarraga					
	Ordizia					

Para la línea 1, se han realizado captaciones diarias de PM<sub>2.5</sub> en los municipios de Lasarte y Usurbil (zona expuesta) y Urretxu y Ordizia (zona control). Además, se han determinado metales, HAPs durante el periodo comprendido entre septiembre 2017-septiembre 2019 en los cuatro municipios mencionados anteriormente, y se han medido las concentraciones de dioxinas/furanos y PCBs en la zona expuesta (Usurbil) y la zona control (Urretxu) en distintas épocas el año.

Para la línea 2, se han recogido muestras biológicas (sangre y orina) de población general residente en la zona expuesta (Usurbil, Zubieta y Lasarte), zona intermedia (Andoain) y zona control (Beasain y Ordizia) para la realización de las determinaciones de metales, PCDD/Fs y PCBs. Además, se ha recopilado información sobre variables socioeconómicas y de alimentación de los participantes del estudio.

La línea 3 se ha dividido a su vez en 3 sublíneas diferentes, en las que han estudiado 1) la incidencia y mortalidad por cáncer y las anomalías en le CAPV mediante mapas de riesgo, 2) los efectos reproductivos (bajo peso al nacer, prematuridad y pequeño para edad gestacional) de la exposición a corto plazo a material particulado, y 3) los efectos en la salud de la población

general de la exposición a la contaminación. En las líneas 1 y 2 del proyecto (contaminación atmosférica y niveles de contaminantes en muestras biológicas) se han comparado los niveles de diferentes contaminantes atmosféricos medidos en aire y los niveles de las sustancias tóxicas, medidas en matrices biológicas diferentes, en dos poblaciones diferentes: una zona expuesta y una zona control. En el caso que nos ocupa, línea 3, el abordaje del problema es diferente al no disponer hasta el 2017 de información sobre contaminantes atmosféricos en la zona de exposición (Usurbil-Lasarte).

En esta línea, la evaluación del riesgo que supone la exposición a contaminación atmosférica se ha realizado en dos zonas (zona urbana y zona urbano-industrial) definidas a partir de las diferentes fuentes de emisión existentes en cada una de ellas. Los contaminantes escogidos han sido las partículas  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  por ser los contaminantes con mayor impacto en salud. Por otro lado, un estudio previo (Lertxundi et al., 2011), mostró que la concentración de Ni, Cd, Cr, Mn asociada a las partículas presentes en el aire en zonas donde el foco de contaminación principal eran las industrias era más elevada en comparación con zonas donde el foco de contaminación era fundamentalmente el tráfico rodado. La zona definida como zona de exposición, Usurbil-Lasarte, tiene características similares a la zona urbano-industrial definido en las líneas 3.1 y 3.2, por lo que es de esperar que el riesgo que se observe en la zona urbano-industrial sea también similar al que se observaría en la zona expuesta.

En la línea 3.1, en los estudios sobre efectos al nacer, se comparan dos zonas; la zona urbana correspondiente al municipio de Donostia-San Sebastián, y una zona urbano-industrial (en la línea 1 y 2 definida como zona “control”) que incluye los municipios más poblados de los valles de Goierri y Alto Urola (periodo de estudio 2014 a 2015). En esta línea se evalúa si antes de la puesta en marcha de la PVECMG la contaminación atmosférica afecta a la salud en las dos zonas, y si el efecto es diferente en función de las diferentes fuentes de contaminación dominantes en cada una de las zonas.

En la línea 3.2, el estudio de mortalidad e ingresos hospitalarios (periodo de estudio 2013 - 2015), se ha ampliado las zonas de estudio y se han añadido valles que tienen peso industrial con el objeto de aumentar la potencia estadística. La zona urbana incluye: Donostia-San Sebastián, Rentería, Lezo y Pasaia, y la zona urbano-industrial incluye: Beasain, Ordizia, Lazkao, Bergara, Aretxabaleta, Arrasate, Tolosa, Azpeitia y Azkoitia. El objetivo de la línea 3.2 es el mismo que el de la línea 3.1: evaluar si la contaminación afecta en la mortalidad e ingresos hospitalarios registrados diariamente y, si es así, analizar si el riesgo es diferente por zona.

El período escogido en un principio para este estudio fue de 2010-2015, pero finalmente se centró en el período 2014-2015 en la línea 3.1 y 2013-2015 en la línea 3.2 debido a que los datos del periodo 2011 y 2012 presentaban un alto porcentaje de valores perdidos en la serie temporal de partículas.

### 3. CONCLUSIONES GENERALES

Los niveles medios de PM<sub>2.5</sub> en aire en el periodo de estudio (9.56 µg/m<sup>3</sup>, 10.58 µg/m<sup>3</sup>, 12.20 µg/m<sup>3</sup> y 10.15 µg/m<sup>3</sup> en Lasarte, Usurbil, Ordizia y Urretxu respectivamente) fueron menores que el límite establecido por el Real Decreto 102/2011 (25 µg/m<sup>3</sup>) durante el periodo de estudio (septiembre 2017-septiembre 2019) tanto en la zona expuesta como en la zona control. Ordizia fue el municipio con mayores niveles de PM<sub>2.5</sub>, metales y HAPS. De los cuatro municipios analizados Urretxu presentó los niveles más bajos de contaminantes. Se han detectado altas concentraciones de níquel asociado a PM<sub>2.5</sub> en Ordizia. El valor estimado de níquel en PM<sub>10</sub> (54.91 ng/m<sup>3</sup>) calculado en base al nivel de en PM<sub>2.5</sub>, es mayor que el doble del límite legal (20 ng/m<sup>3</sup>) establecido en el Decreto 102/2011. El nivel de dioxinas, furanos y PCBs en aire fue similar al encontrado en otros lugares de España y Europa. La concentración en Urretxu (zona control) fue menor que en Usurbil (zona expuesta). No hubo diferencias ente los valores de PCDD/Fs+PCBs (fgTEQ/m<sup>3</sup>) en Usurbil y Lasarte.

La evaluación de la exposición a contaminantes mediante biomarcadores en muestras biológicas indica que los niveles de metales son en general inferiores o similares o a los encontrados en otros estudios previos realizados en otros países y en la CAPV. Los niveles de dioxinas, furanos y PCBs con actividad dioxina, con valores de 10.83 pgTEQ/g en la zona expuesta (Lasarte y Usurbil), 11.70 pgTEQ/g en la zona intermedia (Andoain) y 10.01 pgTEQ/g en la zona control (Ordizia y Beasain), fueron similares a los referidos en población no expuesta e inferiores a los referidos en la mayoría de estudios realizados en diferentes países en zonas cercanas y lejanas de plantas incineradoras.

En relación con los efectos al nacimiento no se han observado diferencias en la salud salud reproductiva (Bajo peso y prematuridad) en las dos zonas estudiadas [zona urbana (Donostia-San Sebastian) y zona urbana-industrial (valle de Alto Urola-Zumarraga, Urretxu y Legazpi y el de Goierri -Beasain, Ordizia y Lazkao)]. La exposición prenatal a PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub> no

afecta al peso del niño al nacer, pero sí a las semanas de gestación, de forma que a mayor exposición existe un mayor riesgo de prematuridad.

En cuanto a la mortalidad e ingresos hospitalarios, aunque la media anual de partículas en la zona urbana y zona urbana-industrial es muy similar, el número de ingresos y muertes es el doble en la zona urbana en relación con la no urbana (muertes zona urbana vs. zona urbana-industrial: 13.93 vs. 7.16). En la zona urbana-industrial existe un efecto importante en el total de muertes e ingresos por causas respiratorias asociadas  $PM_{2.5}$  y  $PM_{10}$ , así como en los ingresos hospitalarios por causa cardíaca asociados a  $PM_{10}$ . En la zona urbana para ingresos por causa cardíaca el efecto se asocia con  $PM_{2.5}$ . Reduciendo un 20% la media anual de  $PM_{2.5}$  y  $PM_{10}$  en aire se podrían evitar al año entre 13 y 48 casos de muerte/ingreso. Reduciendo el promedio anual de  $PM_{2.5}$  y  $PM_{10}$  el aire al valor recomendado por la OMS, se podrían evitar al año entre 2 y 9 casos de mortalidad/ingresos.

En relación con la mortalidad por cáncer se ha observado un incremento de muertes por cáncer del primer quinquenio (2007-2011) al segundo (2012-2016) (tasas de mortalidad estandarizadas (TME) en periodo 2007-2011 vs. 2012-2016: hombres: 335.23 vs. 342.81; mujeres: 184.29 vs. 195.23). El incremento más notorio, en hombres, es en Ordizia-Beasain. Esto se debe en gran parte al aumento de muertes relacionado con colon, tráquea y bronquios. En las mujeres también se observa un ligero aumento de muertes por cáncer, sobretudo en Beasain-Ordizia y Usurbil-Lasarte, debido, sobre todo, al aumento de muertes por colon y recto. En la zona expuesta del presente estudio, las TME relativas a todos los tumores sufrieron también un aumento durante el tiempo tanto en hombres, con valores de 270.7 en 2007-2011 y de 273.7 en el periodo 2012-2016, como en mujeres (TME: 127.2 vs. 175.1 en los periodos 2007-2011 y 2012-2016 respectivamente).

En cuanto a las malformaciones congénitas analizadas en los periodos 2007-2011 y 2012-2014, en total, se registraron en los dos periodos en la CAPV 4500 niños recién nacidos con alguna malformación congénita, es decir, entre 27-28 casos por cada 1.000 nacidos vivos y por año. Entre las malformaciones, la mayor prevalencia la presentan las malformaciones ligadas al corazón. Por zona y periodo de estudio en el valle de Alto Urola se observa un descenso, y un incremento en Beasain-Ordizia. Este incremento se debe sobre todo al aumento de malformaciones ligadas al corazón. En la zona expuesta del estudio, la prevalencia fue de 3.56 y 1.51 en los periodos 2007-2011 y 2012-2014 respectivamente.

#### 4. REFERENCIAS

- Anderson JO, Thundiyil JG, Stolbach A. 2012. Clearing the air: a Review of the effects of particulate matter air pollution on human health. *Journal of medical toxicology: official journal of American College of Medical Toxicology* 8(2): 166-75.
- Biggeri A, Catelan D. 2005. Mortalita ` per linfoma non Hodgkin e sarcomi dei tessuti molli nel territorio circostante un impianto di incenerimento di rifiuti solidi urbani. Campi Bisenzio (Toscana, Italia) 1981–2001. *Epidemiol Prev* 29(4–5):156–159
- Burns CJ, Collins JJ, Humphry N, Bodner KM, Aylward LL, McBride D. 2010. Correlates of serum dioxin to self-reported exposure factors. *Environ Res* 110(2):131-6.
- Cao S, Duan X, Zhao X, Ma J, Dong T, Huang N et al. 2014. Health risk from the exposure of children to As, Se, Pb and other heavy metals near the largest coking plant in China. *The Science of the Total Environment* 472: 1001-9.
- Collins JF, Brown JP, Alexeeff GV, Salmon AG. 1998. Potency equivalency factors for some polycyclic aromatic hydrocarbons and polycyclic aromatic hydrocarbon derivatives. *Regul Toxicol Pharmacol* 28(1):45-54.
- Comisión Europea. Air Quality Standards. Disponible en: <https://ec.europa.eu/environment/air/quality/standards.htm>
- Delgado-Saborit JM, Stark C, Harrison RM. 2011. Carcinogenic potential, levels and sources of polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures in indoor and outdoor environments and their implications for air quality standards. *Environ Int* 37:383-392.
- Domingo, J.L., Schuhmacher, M., Müller, L., Rivera, J., Granero, S., Llobet, J.M., 2000. Evaluating the environmental impact of an old municipal waste incinerator: PCDD/F levels in soil and vegetation samples. *J. Hazard. Mater.* 76, 1–12.
- Eduljee GH, Dyke P. 1996. An updated inventory of potential PCDD and PCDF emission sources in the UK. *Sci Total Environ* 177:303–21.
- Elliott P, Shaddick G, Kleinschmidt I, Jolley D, Walls P, Beresford J, Grundy C. 1996. Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. *Br J Cancer* 73:702–710.

- EPA. 2012. Revised air quality standards for particle pollution and updates to the air quality index (AQI).
- EPA. 2014. Priority Pollutant List.
- Federico M, Pirani M et al. 2010. Cancer incidence in people with residential exposure to a municipal waste incinerator: an ecological study in Modena (Italy), 1991–2005. *Waste Manag* 30(7):1362–1370.
- Floret N, Mauny F, Challier B, Arveux P, Cahn JY, Viel JF. 2003. Dioxin emissions from a solid waste incinerator and risk of non- Hodgkin lymphoma. *Epidemiology* 14:392–398
- Gouveia N, Ruscitto do Prado R. 2010. Health risks in areas close to urban solid waste landfill sites. *Rev Saude Publica* 44(5):1–8.
- IARC. Complete List of Agents evaluated and their classification. Consultado en diciembre de 2019. Disponible en: <https://monographs.iarc.fr/list-of-classifications>.
- Jones PH, de Gerlache J, Marti E, Mischer G, Scherrer MC, Bontinck WJ, Niessen H.J. 1993. The global exposure of man to dioxins: a perspective on industrial waste incineration. *Chemosphere* 26, 1491–1497.
- Kim Y, Yang SH, Kim M, Shin DC. 2001. PCDD and PCDF exposures in workers and controls living near an industrial waste incinerator. *Chemosphere* 43(4-7):985-7.
- Lertxundi A, Martinez MD, Ayerdi M, Alvarez J, Ibarluzea JM. Air quality assessment in urban areas of Gipuzkoa (Spain) *Gaceta Sanitaria* Volume 24, Issue 3 May–June 2010 Pages 187-192.
- Loomis D, Groose Y, Lauby-Secretan B, El Ghissassi F, Bouvard V, Benbrahim-Tallaa L, et al. 2013. The carcinogenicity of outdoor air pollution. *Lancet Oncol* 14: 1262-3.
- Mattiello A, Chiodini P, Bianco E, Forgione N, Flammia I, Gallo C et al. 2013. Health effects associated with the disposal of solid waste in landfills and incinerators in populations living in surrounding areas: a systematic review. *International Journal of Public Health* 58(5):725–35.
- Nisbet ICT & Lagoy PK. 1992. Toxic Equivalency Factors (TEFs) for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 16: 290–300
- OMS. 2005. WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. Summary of risk assessment.
- Organización Mundial de la Salud. World Health Organization. 2013. Review of evidence on health aspects of air pollution –REVIHAAP Project. WHO Regional Office for Europe. Denmark.

- PRTR-España. Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes. Ministerio para la Transición Ecológica. <http://www.prtr-es.es/>
- Quaß, U, Fermann MW, Broker G. 2000. Step towards a European dioxin emission inventory. *Chemosphere* 40, 1125–1129.
- Quaß, U, Fermann, M, Broker G. 2004. The European dioxin air emission inventory project – final results. *Chemosphere* 54, 1319–1327.
- Ranzi A, Fano V, Erspamer L, Lauriola P, Perucci CA, Forastiere F. 2011. Mortality and morbidity among people living close to incinerators: a cohort study based on dispersion modeling for exposure assessment. *Environ Health*. 24(10):22.
- Van Caneghem J, Block C, Van Brecht A, Wauters G, Vandecasteele C. 2010. Mass balance for POPs in hazardous and municipal solid waste incinerators. *Chemosphere* 78 (2010) 701–708.
- Viel JF, Arveux P, Baverel J, Cahn JY. 2000. Soft-tissue sarcoma and non-Hodgkin's lymphoma clusters around a municipal solid waste incinerator with high dioxin emission levels. *Am J Epidemiol* 152:13–19.
- Viel JF, Daniau C, Gorla S, Fabre P, de Crouy-Chanel P, Sauleau EA, Empereur-Bissonnet P. 2008. Risk for non Hodgkin's lymphoma in the vicinity of French municipal solid waste incinerators. *Environ Health* 7:51.
- Wiseman CL, Zereini F. 2009. Airborne particulate matter, platinum group elements and human health: a Review of recent evidence. *The Science of the Total Environment* 407(8): 2493-500.
- Zambon P, Ricci P, Bovo E, Casula A, Gattolin M, Fiore AR, Chiuosi F, Guzzinati S. 2007. Sarcoma risk and dioxin emissions from incinerators and industrial plants: a population-based case- control study (Italy). *Environ Health* 6:19.