

4.1. INVENTARIO DE LAS EMISIONES ANUALES DE PCDD/Fs EN LA PROVINCIA DE TARRAGONA

Las fuentes identificadas en la provincia para la realización del inventario de emisiones son de dos clases: primarias y productos. Para los cálculos se ha visto conveniente dividir las fuentes primarias en 6 clases o subsistemas y los productos en 5.

Fuentes primarias:

1. Industria: dos fábricas de producción de cloro, una planta de producción de PVC/MVC y una planta de producción de percloroetileno, dos fábricas de procesado de petróleo que usan fuel-oil para la combustión, una central térmica, dos plantas cementeras de combustibles de residuos no especiales –una de ellas está 5 km en el exterior de la provincia de Tarragona; sin embargo, dada la altura de la chimenea, se puede considerar que las emisiones entran directamente en la provincia de estudio-, un horno crematorio –que sin ser estrictamente industriales, en el presente trabajo se ha considerado dentro de esta categoría-, diversas industrias papeleras y la descarga industrial de aceites al agua.
2. Una Incineradora de residuos sólidos municipales (IRSU)
3. Una Incineradora de residuos especiales (IRE)
4. Vehículos a motor
5. Edificios
6. Incendios forestales

Productos:

1. Transformadores y condensadores
2. Pesticidas
3. Plantas depuradoras de aguas residuales
4. Madera tratada con pentaclorofenol
5. Compost



- ♣ Planta cementera
- ▼ Incineradora de Residuos Sólidos Urbanos (IRSU)
- Incineradora de Residuos Especiales (IRE)
- Fábrica de procesamiento de petróleo
- Planta térmica
- ◆ Planta de producción de PVC/MVC
- ▲ Planta de producción de cloro
- * Plantas papeleras
- ★ Planta de producción de percloroetileno
- ☾ Horno crematorios

Fig. 4.1. Situación de las instalaciones industriales en la provincia de Tarragona

Industria

Emisiones de PCDD/Fs al aire

Las Tablas 4.1 y 4.2 muestran los factores de emisión y los intervalos de flujos estimados para las emisiones de PCDD/Fs al aire procedentes de la industria de la provincia de Tarragona en el año 1999.

Tabla 4.1. Factores de emisión al aire de PCDD/Fs procedentes de la industria

Fuente	FE	Unidades	IC	Distribución	FE inf.	FE sup.	Ref.
Combustión de Fuel Oil	0,20	ng I-TEQ/kg	L	log-normal	0,06	0,63	USEPA 1998
Combustión de Gas Oil	0,22	ng I-TEQ/kg	L	log-normal	0,07	0,70	USEPA 1998
Cementeras	0,37	ng I-TEQ/kg	H	normal	0,24	0,48	a
Producción de MVC/PVC	0,499	ng I-TEQ/kg	L	log-normal	0,18	1,36	USEPA 1998
Hornos crematorios	500	ng I-TEQ/cp	L	log-normal	158	1.581	USEPA 1998

a: procedente de valores experimentados en la propia fábrica

L: índice de confianza bajo; H: índice de confianza alto

cp: cuerpo

Tabla 4.2. Intervalos de los flujos de emisiones al aire procedentes de la industria

Tipo de fuente	NA	Flujo inf.	Flujo sup.
Combustión ^c	3,55E8 kg/año ^b	1,3E-3	0,013
	2,14E7 L/año ^b	0,022	0,23
	1,46E8 kg/año ^{b,d}	9,2E-3	0,092
Cementeras	1,50E6 tm clinker/año ^b	0,4	0,72
	1,75E6 tm clinker/año ^b	0,42	0,84
Producción de MVC/PVC	2,70E8 kg/año ^a	0,049	0,366
Hornos crematorios	578 cuerpos/año ^b	9,0E-5	9,0E-4
TOTAL		0,901	2,261

^a ref. AEQT (1996)

^b comunicación de la planta

^c no están incluidos ni el fuel ni el gas natural (USEPA 1998)

^d planta situada a 5 km de la provincia de Tarragona

Emisiones de PCDD/Fs al suelo

Las Tablas 4.3 y 4.4 presentan los intervalos de concentraciones de PCDD/Fs y los valores estimados de los flujos de descarga al suelo para el subsistema industria de la provincia de Tarragona en 1999.

Tabla 4.3. Límites superiores e inferiores de las concentraciones de PCDD/Fs en residuos sólidos^a

Fuente	Tipo de sólidos	Producción del residuo kg/tm producto	C inf. ng I-TEQ/kg residuo	C sup. ng I-TEQ/kg residuo
Industria papelera	lodos	50	11	44,4
Industria productora de percloroetileno	residuos sólidos	69,23	38.400	69.722
Cementeras	polvo de horno	29,6	0,001	30
Industria de producción de cloro	residuos sólidos	0,159	39.900	39.900

^a ref. UK Environmental Agency (1997)

Por otra parte el US Institute of Vinyl Chloride ha descrito que los factores de emisión de descarga en sólidos industriales están comprendidos entre 0,00 y 2,33 ng I-TEQ/kg de producto, con una media geométrica de 0,819 (Carroll et al. 1999).

Tabla 4.4. Intervalos de las descargas de PCDD/Fs al suelo procedentes de la industria

Fuente	NA tm/año	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Producción de MVC/PVC	270.000 ^a	0,00	0,63
Industria papelera	77.080 ^c	0,0424	0,171
Industria de percloroetileno	40.000 ^a	106,3	193,0
Cementeras	1.500.000 ^b	4,44E-05	1,33
	1.750.000 ^b	5,18E-05	1,55
Producción de cloro	156.000 ^a	0,993	0,993
	210.000 ^a	1,34	1,34
TOTAL		108,6755	199,014

^a ref. AEQT (1996)

^b comunicación personal de la fábrica

^c comunicación del Gabinet d'estudis de la Cambra de Comerç de Tarragona

Emisiones de PCDD/Fs al agua

Solamente se tienen datos de emisión al agua referentes a dos clases de industrias que operan en la provincia de Tarragona: las industrias que producen MVC/PVC y percloroetileno.

Los factores de emisión y flujos se esquematizan respectivamente en las Tablas 4.5 y 4.6.

Tabla 4.5. Factores de emisión de PCDD/Fs al agua

Fuente	FE inf. ng I-TEQ/kg	FE sup. ng I-TEQ/kg	Referencias
Industria productora de MVC/PVC	0,538	3,07	Carroll et al. 1998
Industria productora de percloroetileno	1,8E-3	13,94	UK Environ. Agency 1997

Por otra parte, se han incluido también las descargas de aceites industriales al agua. La Agencia medioambiental del Reino Unido considera un margen de concentraciones de PCDD/Fs en el aceite residual entre 14 y 60 ng I-TEQ/kg (UK Environmental Agency 1997).

Tabla 4.6. Intervalos de las descargas de PCDD/Fs a las aguas residuales procedentes de la industria

Fuente	NA tm/año	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
industria productora de MVC/PVC	270.000 ^a	5,1E-4	3,9E-3
industria de percloroetileno	40.000 ^a	0,021	0,123
TOTAL	-	0,021	0,126

^a datos suministrados por la AEQT (1996)

En cuanto a los residuos industriales de aceite al agua, la Junta de Residus de la Generalitat de Catalunya informa que en 1998 se generaron 7.739 tm de residuos aceitosos especiales (aceites, grasas e hidrocarburos) en las industrias de la provincia de Tarragona. Datos de la Agencia medioambiental del Reino Unido informan que aproximadamente un 5% de los residuos especiales van dirigidos a aguas residuales (UK Environmental Agency 1997).

Para concentraciones de PCDD/Fs entre 14 y 60 ng I-TEQ/kg (UK Environmental Agency 1997) se deduce un flujo a aguas residuales entre 0,005 y 0,023 g I-TEQ/año.

En resumen, se ha estimado que el flujo de emisiones de PCDD/Fs al aire debido a las fuentes industriales identificadas y cuantificadas en la provincia de Tarragona en 1999 está entre 0,90 y 2,26 g I-TEQ/año. A su vez, las descargas al suelo calculadas para estos contaminantes se sitúan entre 108,6 y 199,0 g I-TEQ/año, mientras que los vertidos de aguas residuales estarían entre 0,02 y 0,12 g I-TEQ/año. Las descargas al agua de aceites residuales están entre 0,00 y 0,02 g I-TEQ/año.

Planta incineradora de residuos sólidos urbanos

Según datos de 1999 facilitados por la IRSU de la provincia de Tarragona, la instalación en 1997 de un filtro de carbón activo a la salida de los gases ha conducido a concentraciones de PCDD/F en los gases de escape entre 0,002 y 0,004 ng I-TEQ/Nm³. Para un caudal de gases de salida de 38.000 Nm³/h, se deduce un factor de emisión, con distribución normal de probabilidad, entre 0,005 y 0,009 ng I-TEQ/kg del residuo sólido. El producto del factor de emisión por la cantidad de residuos sólidos urbanos que se incineran cada año, 140.000 tm, es igual a un flujo de emisiones entre 6,0E-4 y 1,3E-3 g I-TEQ/año.

El Laboratorio de Espectrometría de Masas del Centro Superior de Investigaciones Científicas de Barcelona (CSIC) ha determinado las concentraciones de PCDD/Fs en las escorias y cenizas ligeras generadas en la planta incineradora de residuos sólidos urbanos de la provincia de Tarragona (Abad et al. 2000). Para las dos muestras que se analizaron, los resultados se recogen en la Tabla 4.7.

Tabla 4.7. Concentraciones de PCDD/Fs en muestras de cenizas y escorias

	Cenizas ng I-TEQ/g	Escorias ng I-TEQ/g
1 ^a muestra	0,65	0,06
2 ^a muestra	0,37	0,013

Los valores de cada muestra han sido escogidos como los límites de intervalo de estas concentraciones. En el mismo artículo, se destaca con motivo de un balance de masa, que los flujos de salida a suelo están en el intervalo 1,92-4,65 g I-TEQ/año.

La Agencia medioambiental del Reino Unido emplea un margen de concentraciones por unidad de volumen de aguas residuales de la IRSU entre 0,01 y 0,6 ng I-TEQ/L (UK Environmental Agency 1997). Sin embargo, la incineradora de la provincia de Tarragona opera sin descarga de aguas residuales.

Planta incineradora de residuos especiales

Según datos del año 1999 facilitados por la IRE de Constantí, en el año 1999 se emitieron concentraciones entre 0,0037 y 0,0068 ng I-TEQ/Nm³. Para un caudal de gases de chimenea de 43.800 Nm³/h, el intervalo del factor de emisión de PCDD/Fs es de 0,061-0,077 ng I-TEQ/kg de residuo. Se considera una distribución de probabilidad normal. Para una cantidad de residuos de entrada de 3,0E7 kg/año, resulta un flujo de emisión entre 0,001 y 0,003 g I-TEQ/año.

Datos experimentales del Reino Unido indican que los valores de las concentraciones de PCDD/Fs en los residuos sólidos generados en las plantas incineradoras de residuos especiales están entre 0,1 y 34 ng I-TEQ/kg (UK Environmental Agency 1997).

La IRE de Constantí tiene una capacidad de 3,0E7 kg de residuos industriales/año. Si se considera un rendimiento de un 20 por ciento (UK Environmental Agency 1997), significa que se generan 6,0E6 kg de residuos sólidos/año. Datos experimentales de plantas del Reino Unido indican concentraciones de las escorias y residuos comprendidos entre 0,1 y 34 ng I-TEQ/kg. Estos valores conducen a una descarga anual entre 6,0E-4 y 0,204 g I-TEQ/año, que son transportados a vertederos de residuos especiales fuera de la provincia.

Por otra parte, la Agencia medioambiental del Reino Unido ha determinado una concentración de dioxinas en las aguas residuales que proceden de una planta incineradora

de residuos especiales de 0,01-0,6 ng I-TEQ/L (UK Environmental Agency 1997). Datos de una planta en dicho país, indican que la descarga de aguas residuales es aproximadamente de 6,24 m³/tm de residuo incinerado (UK Environmental Agency 1997). Si se supone que este valor es representativo de la práctica en la planta estudiada, el caudal anual de aguas residuales es de 187.200 m³. Para un margen de contaminación entre 0,01 y 0,6 ng I-TEQ/L, implica un flujo entre 1,8E-3 y 0,112 g I-TEQ/año.

Vehículos a motor

La Tabla 4.8 presenta los factores de emisión al aire de los vehículos a motor para tres clases de combustible.

Tabla 4.8. Factores de emisión al aire de PCDD/Fs de vehículos a motor^a

Fuente	FE ng I-TEQ/km	IC	Distribución	FE inf.	FE sup.
Gasolina con plomo	0,045	L	log-normal	0,01	0,14
Gasolina sin plomo	0,002	L	log-normal	5,0E-4	0,005
Diesel	0,172	L	log-normal	0,05	0,54

^aref. USEPA (1998)

A fin de conocer el nivel de actividad (km/año) de los vehículos en las carreteras de la provincia de Tarragona, el Servei Català de Trànsit de la Generalitat de Catalunya ha facilitado datos de la movilidad de vehículos en tierras catalanas desde el año 1991 hasta el 1997 (Servei Català de Trànsit 1999). Son cifras estimativas y sujetas a correcciones en un futuro próximo.

Tabla 4.9. Movilidad de vehículos (en millones de km) en Cataluña

Año	Zona Interurbana	Zona Urbana	TOTAL
1991	26.203	8.991	35.194
1992	26.989	10.280	37.269
1993	26.773	9.452	36.225
1994	27.897	9.849	37.746
1995	28.650	10.115	38.765
1996	29.424	10.388	39.812
1997	30.513	10.772	41.285

Según cifras orientativas del mismo Servei Català de Trànsit, la movilidad de vehículos en la provincia de Tarragona supone el 10% del total de Cataluña. El valor de la movilidad es pues de 4,13E9 km/año.

Por otra parte, para las estimaciones se precisa conocer el porcentaje aproximado de cada tipo de gasolina utilizado en el año 1999. Estos datos se consiguieron a través de una encuesta realizada por el presente trabajo en cinco estaciones de servicio de diferentes características (1999).

Tabla 4.10. Porcentajes de consumo de combustibles en la provincia de Tarragona en 1997 y 1999

Gasolinera	Características	Año	Porcentaje de uso de combustibles		
			Con plomo	Sin plomo	Diesel
1	gasolineras en vías de unión entre poblaciones	1997	-	-	-
		1999	22	12	66
2	gasolinera en zona rural	1997	40	10	50
		1999	30	20	50
3	gasolinera en polígono industrial	1997	15	5	80
		1999	10	10	80
4	gasolineras en vías de unión entre poblaciones	1997	56	24	20
		1999	44	36	20
5	gasolineras en vías de unión entre poblaciones	1997	-	-	-
		1999	17	20	63
Media		1997	37	13	50
		1999	25	19	56

Se deduce pues que los vehículos diesel, gasolina con plomo y gasolina sin plomo consumieron en 1999 respectivamente, un 56%, 25%, y 19%.

El producto de la movilidad en la provincia de Tarragona por el porcentaje medio de los tres tipos de combustible del año 1999, aporta el nivel de actividad para cada uno.

Tabla 4.11. Movilidad según tipo de combustible en la provincia de Tarragona

Fuente	NA km/año
Diesel	2,31E9
Gasolina con plomo	1,03E9
Gasolina sin plomo	0,78E9

Los límites de las emisiones de PCDD/Fs al aire provocadas por vehículos figuran en la Tabla 4.12.

Tabla 4.12. Emisiones de PCDD/Fs por vehículos a motor en la provincia de Tarragona en 1999

Fuente	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Gasolina con plomo	0,015	0,15
Gasolina sin plomo	4,0E-4	4,2E-3
Diesel	0,13	1,24
TOTAL	0,145	1,39

Por lo tanto, la emisión de PCDD/Fs al aire resulta entre los valores extremos de 0,14 y 1,39 g I-TEQ/año.

Los flujos de PCDD/Fs al suelo, originados en los vehículos proceden de los residuos sólidos de incendios accidentales. Según la Agencia Medioambiental del Reino Unido, las concentraciones de dioxinas en el material afectado en incendios de vehículos está en el margen 584-190.000 ng I-TEQ/kg (UK Environmental Agency 1997). Cifras de la Brigada de Tarragona de la Direcció General d'Emergencies i Seguretat Civil de la Generalitat de Catalunya indican que en 1999 se produjeron en la provincia de Tarragona 1.222 accidentes en vehículos. Si se hacen las suposiciones de que un 10% de los accidentes termina en incendio (UK Environmental Agency 1997) y que el residuo sólido por accidente con incendio es de 50 kg (UK Environmental Agency 1997), resulta un intervalo de flujos igual a 0,00-1,16 g I-TEQ/año.

Como en todos los casos de incendio fortuito, se considera que el vertido a aguas residuales de PCDD/Fs procedentes de incendios en vehículos es aproximadamente el 1% de los residuos a suelo (UK Environmental Agency 1997). Por tanto, resulta un flujo de entre 0,00 y 0,01 g I-TEQ/año.

Edificios

Las emisiones de PCDD/Fs a suelo y agua en edificios, proceden de los residuos sólidos y líquidos producidos en incendios. Según la Agencia medioambiental del Reino Unido, las concentraciones de dioxinas en el material afectado en edificios están dentro del margen 584-190.000 ng I-TEQ/kg (UK Environmental Agency 1997).

Por su parte, la Brigada de Tarragona de la Direcció General d'Emergencies i Seguretat Civil, comunicó que en 1999 sucedieron 2.386 incendios urbanos. La media de material sólido residual por incendio urbano es de 40 kg (UK Environment Agency 1997). El resultado conduce a un intervalo de flujo estimado de PCDD/Fs comprendido entre 0,06 y 18,1 g I-TEQ/año.

Para estimar las descargas al agua de incendios accidentales en edificios, se ha supuesto que son hasta el 1% de las de los respectivos residuos sólidos (UK Environment Agency 1997). El valor de los límites inferior y superior del intervalo es 0,00 y 0,18, respectivamente.

Incendios forestales

En la categoría incendios forestales se incluye la quema incontrolada de bosques y arbustos. La USEPA considera un factor de emisión medio de 2 ng I-TEQ/kg biomasa forestal quemada, cuyos límites de intervalo para un índice de confianza bajo, están entre 0,63 y 6,32 (USEPA 1998).

Según datos proporcionados por el Servei d'Agents Rurals i de Prevenció d'Incendis Forestals del Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya la media anual de hectáreas arboladas y no arboladas incendiadas en los últimos años en la provincia de Tarragona es de 3.128 Ha (Servei d'Agents Rurals i de Prevenció d'Incendis Forestals 1999). La Tabla 4.13 muestra estos datos.

Tabla 4.13. Estadística de Incendios Forestales en las comarcas de Tarragona. Período 1989/1998

Año	Superficie arbolada Ha	Superficie no arbolada Ha	Superficie total Ha
1989	501,55	1.864,68	2.366,23
1990	79,06	84,29	163,35
1991	2.292,3	1.458,82	3.751,12
1992	643,23	286,49	929,72
1993	1.353,06	1335	2.688,06
1994	9996,2	3556	1.3552,2
1995	1.733,74	4.301,54	6.035,28
1996	110,54	91,77	202,31
1997	300,06	112,15	412,21
1998	701,88	478,21	1.180,09
Media	-	-	3.128,05

Por otra parte, a falta de datos de biomasa en áreas consumidas por incendio de la provincia de Tarragona, se ha supuesto el valor de 23,28 tm biomasa/Ha de la USEPA (1998). Las 3.128 Ha de territorio incendiadas de modo incontrolado en 1999 conducen por consiguiente a un intervalo de flujos de emisión entre 0,046 y 0,46 g I-TEQ/año. El flujo medio sería de 0,145 ng I-TEQ/año.

Según la Agencia medioambiental del Reino Unido, las concentraciones de dioxinas en el material afectado durante incendios de vegetación están dentro del margen 584-190.000 ng I-TEQ/kg (UK Environment Agency 1997). Asimismo, la Brigada de Tarragona de la Direcció General d'Emergencies i Seguretat Civil de la Generalitat de Catalunya ha informado que en 1999 ocurrieron 2.702 incendios de vegetación (Dir. Gral. Emerg. Seg. Civil 1999). Se considera que cada incendio deja un residuo de 20 kg (UK Environment

Agency 1997). Resulta, por lo tanto, que en 1999 se descargaron al suelo entre 0,03 y 10,26 g I-TEQ/año.

Para estimar las descargas al agua de incendios accidentales en superficies forestales se ha supuesto que son hasta el 1% de las de los respectivos residuos sólidos (UK Environment Agency 1997). Ello resulta en el intervalo 0,00-0,01 ng I-TEQ/año.

Transformadores y condensadores

Datos del Reino Unido muestran que del total de PCBs, un 31,3% corresponde a transformadores, y el 68,7% restante a condensadores de alto y bajo voltaje (Harrad et al. 1994). Aproximadamente un 60% de los transformadores del Reino Unido que usan PCBs están identificados y en manos de organizaciones que trabajan con protocolos de seguridad rigurosos. Se supone que en estos casos las fugas de PCBs son rápidamente localizadas y a continuación minimizadas. Por tanto, de modo similar al empleado por Harrad et al. (1994), el presente estudio ha considerado que las fugas procedentes de estas fuentes son cero. El 40% de los transformadores restantes están menos controlados y por tanto serían la causa de fugas de PCBs al suelo. Según estos autores, la fracción de PCBs liberada es del 0,05% (Harrad et al. 1994).

En consonancia con los argumentos presentados por Harrad et al. (1994), el presente trabajo también ha considerado que un 40% de los condensadores liberan PCBs al medio. Por otra parte, la fracción de PCBs que se libera en los condensadores ha sido considerada del 0,35% (Harrad et al. 1994).

Por la literatura se conoce que en 1991 existían en España entre 8 y 12 millones de litros de PCBs (Valerio 1991). Este dato se ha extrapolado en el presente trabajo al año 1999. La cantidad proporcional para la provincia de Tarragona ha sido calculada según datos de la energía eléctrica consumida en la provincia respecto del total de España. La Cambra de Comerç de Tarragona informa que en 1997 se consumieron en la provincia 4.597,9 millones kwh (Cambra de Comerç de Tarragona 1997a). El Instituto Nacional de

Estadística cita que en ese año se consumieron en España 149.151,1 kwh (INE 1997). Se deduce pues que la provincia de Tarragona consume aproximadamente un 3,08% del total español. La alta densidad industrial de esta provincia influye en el valor elevado de la cifra. Se estima entonces que en la provincia de Tarragona existían en 1999 entre 0,24 y 0,37 millones de litros de PCBs.

Si se hace uso de los porcentajes de PCBs en transformadores y condensadores del Reino Unido, y para una densidad aproximada de PCBs igual a 1 kg/L, en la provincia existían entre 77,0 y 115,5 tm de PCBs en transformadores, y entre 169,4 y 254,1 tm en condensadores. De ellos, entre 15,4-23,08 kg de PCBs pasarían al suelo desde los transformadores, y 237,1-355,8 kg desde condensadores.

Para una concentración de PCDD/Fs en PCBs de 83.520 ng I-TEQ/kg PCBs (UK Environment Agency 1997), se deriva por tanto un intervalo de PCDD/Fs liberadas al suelo a partir de transformadores de 1,2E-3-1,9E-3 g I-TEQ/año, y de 0,020-0,030 g I-TEQ/año en condensadores. La suma de ambas cantidades representa un total anual de PCDD/Fs liberados al suelo en la provincia de Tarragona de entre 0,021 y 0,032 g I-TEQ/año.

Pesticidas

En 1999 se utilizaron en la provincia de Tarragona dos clases de pesticidas potencialmente contaminados con PCDD/Fs: el ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D) y el tetracloro-isoflalonitrilo (TPN), empleados como herbicida y fungicida, respectivamente.

El 2,4-D es un compuesto químico capaz de actuar sobre los mecanismos que regulan el crecimiento vegetativo de las plantas. Tanto el ácido como sus ésteres y sales pueden, teóricamente, ser empleados como herbicidas o fitoreguladores sin más que variar el momento y la dosis de aplicación. En la práctica, únicamente se emplean determinados ésteres y sales como herbicidas y sólo algunos ésteres como fitoreguladores. Son sensibles a los efectos del 2,4-D los siguientes tipos de cultivos: algodón, cítricos, crucíferas, estramonio, frutales de hueso y pepita, girasol, lechuga, leguminosas, olivo, pepino,

remolacha, tabaco, tomate, vid y cultivos de flores ornamentales y arbustos florales (De Liñán 1995).

Las propiedades fitoreguladoras de los ésteres 2,4-D facilitan una rápida absorción por vía foliar, una reducción de la caída del fruto y una mayor resistencia a las heladas en el árbol y durante el transporte. Están recomendados específicamente en naranjos. La sal 2,4-D aminada tiene efectos similares a los del éster (De Liñán 1995).

Resultados recientes de la EPA en ocho tipos de herbicidas del tipo 2,4-D presentaron una concentración de PCDD/Fs por unidad de ingrediente activo de 700 ng I-TEQ/kg (USEPA 1998). Se le ha asignado un índice de confianza alto (H), por lo que los márgenes del intervalo están entre 500 y 1.000 ng I-TEQ/kg.

Según comunicación del Institut per a la Recerca Tecnològica Agrícola (IRTA) de Mas Bové, en 1999 el 2,4-D fue utilizado una sola vez al año en todas las explotaciones de cebada, centeno, trigo, avena y triticale de la provincia. Las fórmulas utilizadas fueron: 2,4-D Éster 40% (0,75-1 L/Ha), 2,4-D Amina 40% (1-3 L/Ha) y la Sal sódica del 2,4-D 80% (1,5-2 L/Ha). Hasta el año 1996 la Sal sódica 2,4-D 10% se utilizaba una vez al año en todas las explotaciones de avellanos. A partir de entonces se ha visto completamente sustituido por otros plaguicidas: Asimacina, Diurón y Glifosfato.

Según comunicación del IRTA de Mas Bové, el fungicida TPN fue utilizado en 1999 una vez al año sobre un 10% aproximado de las explotaciones de árboles melocotoneros y huerta de la fresa. La composición utilizada fue al 50%, con una dosis entre 2,5 y 3,6 kg/Ha.

Masunaga y Nakanishi (1999) reportaron una concentración de PCDD/Fs en el ingrediente activo de 0,25 ng I-TEQ/kg. Para los cálculos del presente estudio se ha considerado este valor.

La Tabla 4.14 muestra los resultados de los flujos anuales de contaminación de PCDD/Fs en suelos a causa de pesticidas.

Tabla 4.14. Estimación de los flujos de PCDD/Fs procedentes de los pesticidas en suelos agrícolas de la provincia de Tarragona en 1999

	Tipo	Superficie Ha	Porcentaje de explotaciones %	dosis kg /Ha	C %	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Cereales	2,4-D	21.938	100	1,25	48	6,58E-3	0,013
Naranjos	2,4-D	3.328	100	16,2	10	2,69E-3	5,39E-3
Melocotoneros	TPN	3.050	10	3	50	1,14E-4	1,14E-4
Fresas	TPN	59	10	3	50	2,21E-6	2,21E-6
TOTAL	-	-	-	-	-	9,39E-3	1,86E-2

El total de PCDD/Fs procedente de pesticidas en el año 1999 está comprendido entre 0,01 y 0,02 g I-TEQ/año.

Plantas depuradoras de aguas residuales

Según datos de noventa estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas (EDAR) de Cataluña, la concentración de PCDD/Fs en lodos procedentes de plantas depuradoras está comprendida entre 7 y 160 ng I-TEQ/kg de peso seco (Eljarrat et al. 1999). Por otra parte, una reciente comunicación de la Junta de Residuos citaba que 4.891 tm de lodos procedentes de estas plantas fueron destinados a suelos agrícolas durante 1998 en la provincia de Tarragona. De ello resulta un intervalo de flujos de PCDD/Fs al suelo entre 0,034 y 0,782 g I-TEQ/año.

En cuanto a las descargas al agua, la Agencia medioambiental del Reino Unido menciona que el flujo de PCDD/Fs en las aguas procedentes de las estaciones depuradoras es el 2,84% de la descarga total, la cual incluye la descarga de lodos y descarga de aguas residuales. Por lo tanto, la descarga de aguas residuales es el 2,92% de la descarga de lodos (UK Environment Agency 1997). Según ello, los flujos al agua se encuentran en el rango 0,00-0,02 ng I-TEQ/año.

Pentaclorofenol en maderas

Según experimentación reciente realizada por el Laboratorio de Espectroscopía de Masas del CSIC, la concentración de PCDD/Fs en la madera se halla en el intervalo 2,24-3,18 ng I-TEQ/kg (Abad et al. 2000). Se supone que la mayor parte de esta contaminación procede del pentaclorofenol (PCP), que durante bastantes años ha sido empleado para el tratamiento conservativo de la madera.

Si se supone que toda la madera importada en la provincia de Tarragona procede de países extranjeros, la cantidad de madera que entró en esta provincia en 1997 fue de 31.791 tm (Cambra de Comerç de Tarragona 1997b). Esta cifra ha sido extrapolada al año 1999, ya que no se disponen de datos correspondientes a este año. Por otra parte, el presente trabajo ha supuesto, fundado en la hipótesis de la Agencia medioambiental del Reino Unido, que la cantidad de madera susceptible de ser degradada y de contaminar los suelos, es igual a la cantidad que entra en la provincia menos la que se recicla (UK Environment Agency 1997). Dado que la cantidad total de residuos sólidos urbanos generados en la provincia de Tarragona en 1999, según información actualizada de la Junta de Residus de la Generalitat de Catalunya, es de 338.344 tm (Junta de Residus 1999) y que el porcentaje de madera en éstos es del 3,8% (Abad et al. 1998), la cantidad de madera que interviene en la contaminación por PCDD/Fs de suelos por PCDD/Fs es de 18.933,9 tm. Se deduce entonces un flujo de PCDD/Fs al suelo, procedentes de PCPs, de 0,04-0,06 ng I-TEQ/año.

Compost

El compost destinado a suelos agrícolas tiene dos orígenes: residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora. Los análisis de muestras de compost de Cataluña efectuados por el Centro Superior de Investigaciones Científicas han detectado concentraciones de PCDD/Fs entre 5,00 y 57,23 ng I-TEQ/kg (Abad et al. 2000).

Según datos facilitados por la planta de compostaje de RSU de Botarell (provincia de Tarragona), cada año se generan allí 1.500 tm de compost. Ello conduce a flujos de PCDD/Fs al suelo de 0,01 y 0,09 ng I-TEQ/año.

La Tabla 4.15 muestra la relación de fuentes y los valores de los flujos anuales de emisión de PCDD/Fs de las fuentes primarias y reservorios al aire, agua y suelo en la provincia de Tarragona.

Corresponde a tabla inventario global.doc

Las emisiones totales de PCDD/Fs calculadas para la provincia de Tarragona durante 1999 están dentro del intervalo 111,9-239,6 g I-TEQ/año. La semejanza de magnitud entre los límites de este intervalo, lleva a suponer que la distribución de probabilidad de las emisiones totales es normal, con una media aritmética de 175,7 g I-TEQ/año. Con una contribución aproximada del 99%, las emisiones al suelo (110,9-235,1 g I-TEQ/año; media aritmética=173,0) son, con mucho, las mayoritarias. Las emisiones de PCDD/Fs al aire están en el intervalo 1,1-4,1 g I-TEQ/año. Al igual que en el caso anterior, se ha considerado una distribución de probabilidad normal de media aritmética 2,6 g I-TEQ/año. Por último, en las descargas al agua, los límites del intervalo son de diferente orden de magnitud (0,01-0,45 g I-TEQ/año), por lo que se ha considerado para ellas una distribución de probabilidad logarítmico-normal, con una media geométrica de 0,06 g I-TEQ/año.

El 46% del total de flujos de dioxinas al aire correspondieron al sector de las cementeras (0,82-1,56 g I-TEQ/año). Le siguen las combustiones en vehículos diesel (0,13-1,2), los incendios forestales (0,05-0,46), y la producción de MVC/PVC (0,05-0,37). Sin embargo, la planta incineradora de residuos urbanos no es una fuente significativa de emisiones al aire. Sin duda, a ello han contribuido las últimas mejoras tecnológicas llevadas a cabo en la planta. Del mismo modo, los modernos equipos de limpieza de la nueva incineradora de residuos especiales han conducido a niveles de emisión de PCDD/Fs muy pequeños en comparación con otras fuentes.

Las Figuras 4.2 y 4.3 muestran las contribuciones de cada sector a la contaminación atmosférica por PCDD/Fs.

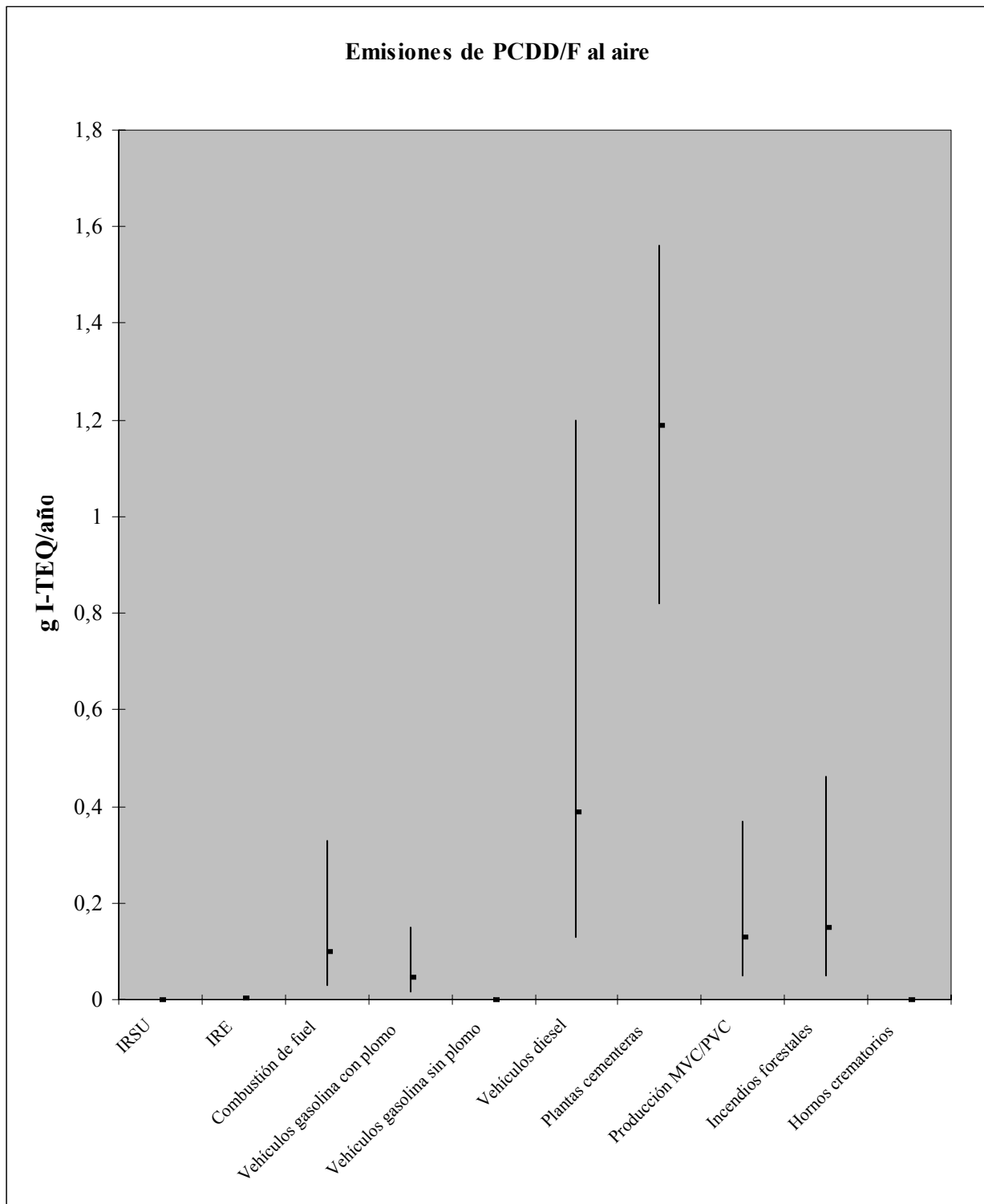


Fig.4.2. Emisiones anuales de PCDD/Fs al aire en la provincia de Tarragona

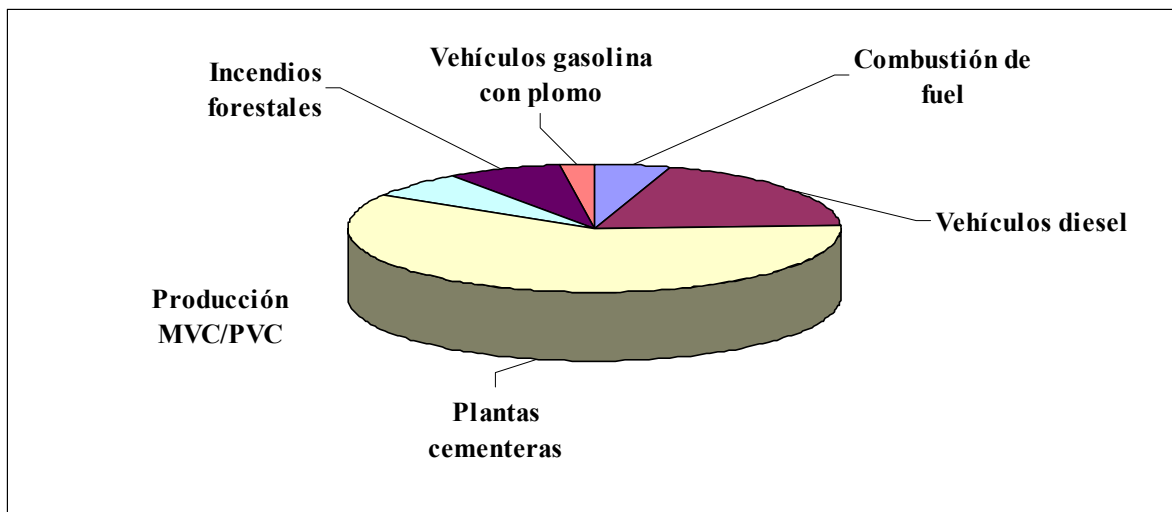


Fig.4.3. Diagrama de sectores para las emisiones anuales de PCDD/Fs al aire en la provincia de Tarragona.

En el diagrama sectorial de la Figura 4.3 está incluida la planta cementera que está 5 km en el exterior de la provincia de Tarragona. Si ésta no se tiene en cuenta, la contribución del sector de las cementeras al total de las fuentes que están estrictamente en el área de estudio disminuirá desde un 46% hasta un 31 %, tal como muestra la Figura 4.4.

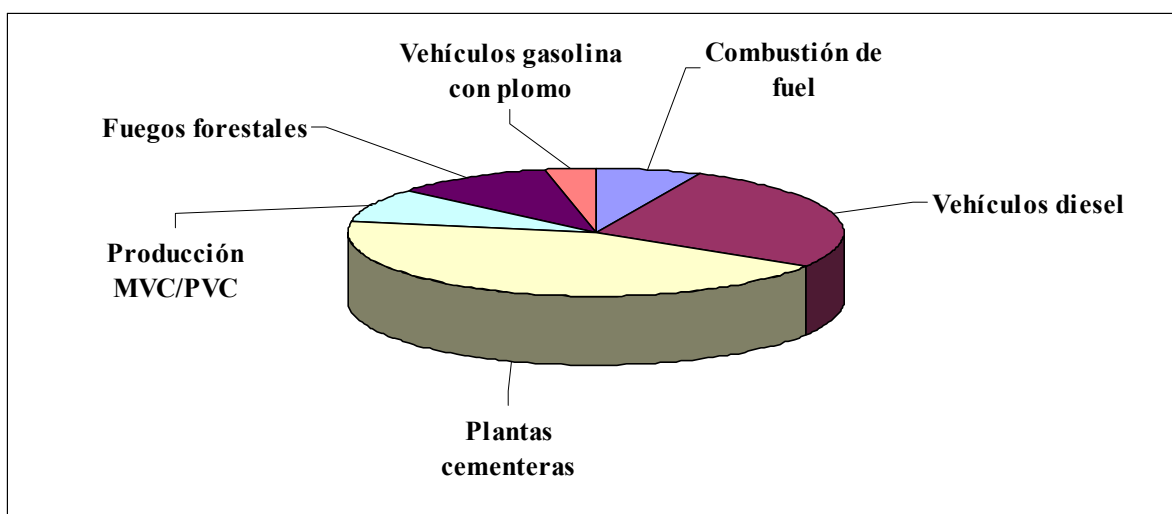


Fig.4.4. Nueva versión del diagrama sectorial para las emisiones anuales al aire de fuentes industriales situadas estrictamente en la provincia de Tarragona.

La planta de percloroetileno es el contribuyente mayoritario de PCDD/Fs en los residuos sólidos generados por la industria en la provincia de Tarragona. Sus límites de emisión, entre 106,3 y 193,0 g I-TEQ/año, representan casi el total de la descarga al suelo. Con contribuciones mucho más pequeñas están: los incendios en edificios (0,06-18,1), la planta incineradora de residuos sólidos urbanos (1,92-4,65) y las plantas de producción de cloro (2,33). Las Figuras 4.5 y 4.6 muestran, a modo de esquema, estos resultados.

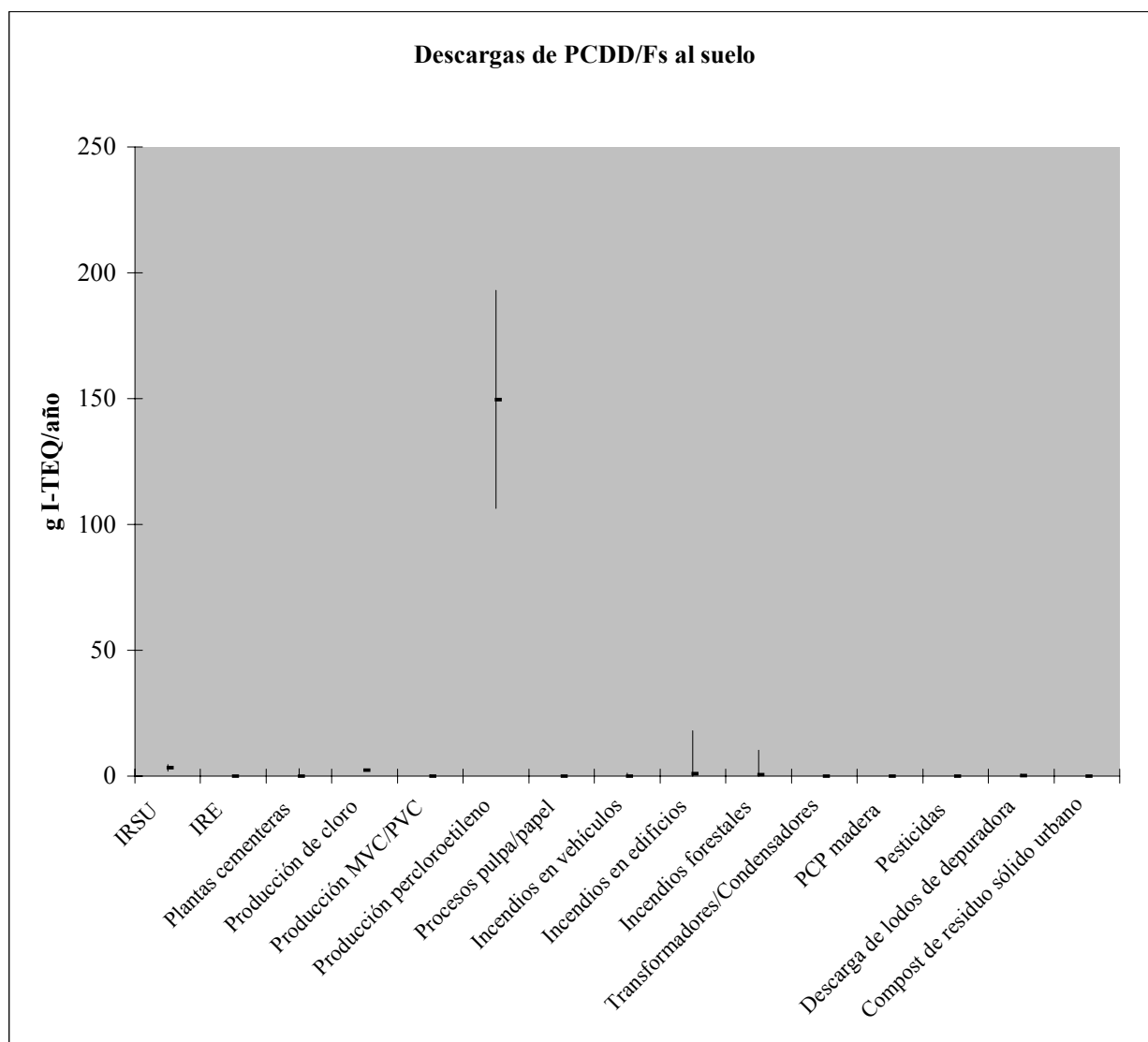


Fig.4.5. Descargas anuales de PCDD/Fs a suelos en la provincia de Tarragona.

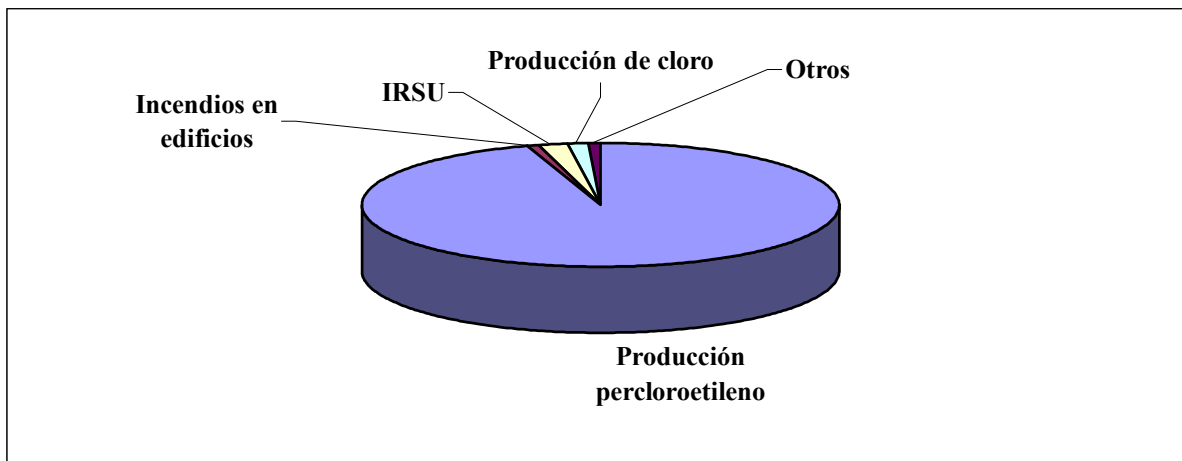


Fig.4.6. Diagrama de sectores para las descargas anuales de PCDD/Fs al suelo en la provincia de Tarragona.

Los tres flujos mayoritarios de descargas de PCDD/Fs al agua son los procedentes de la incineradora de residuos especiales (0,00-0,11 g I-TEQ/año), incendios en edificios (0,00-0,18), e incendios forestales (0-0,10). Las Figuras 4.7 y 4.8 recogen la contribución de los diferentes categorías a la contaminación de las aguas con PCDD/Fs.

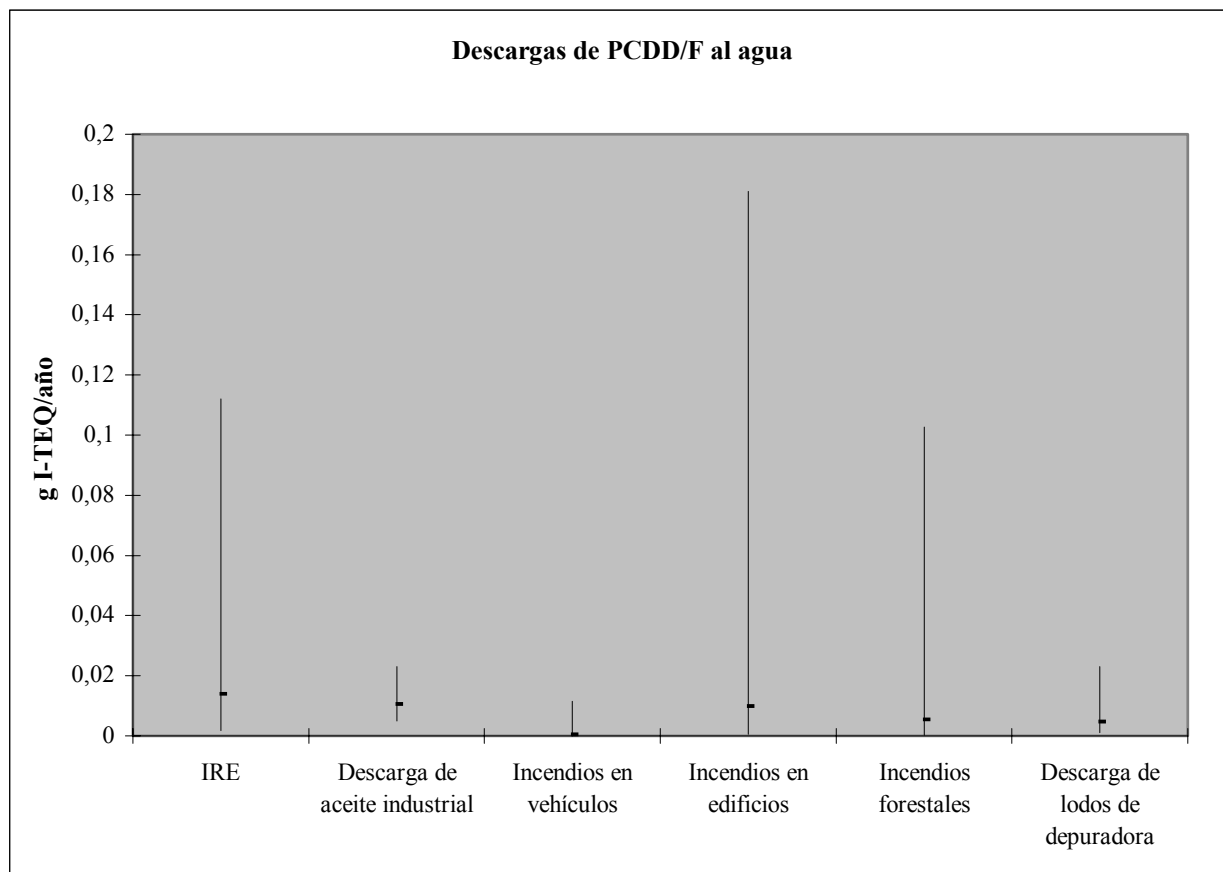


Fig.4.7. Descargas de PCDD/Fs al agua en la provincia de Tarragona.

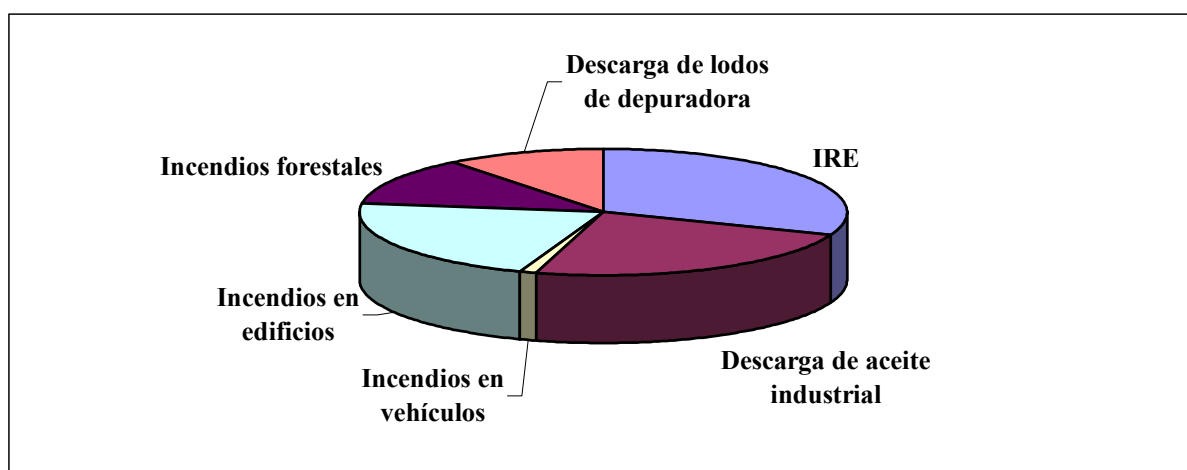


Fig. 4.8. Diagrama sectorial para las descargas de PCDD/Fs al agua en la provincia de Tarragona.

La Figura 4.9 muestra finalmente las contribuciones de las emisiones de PCDD/Fs al aire, agua y suelo en la provincia de Tarragona para el año 1999. El 99% de las emisiones corresponden a los flujos que tienen como destino el suelo.

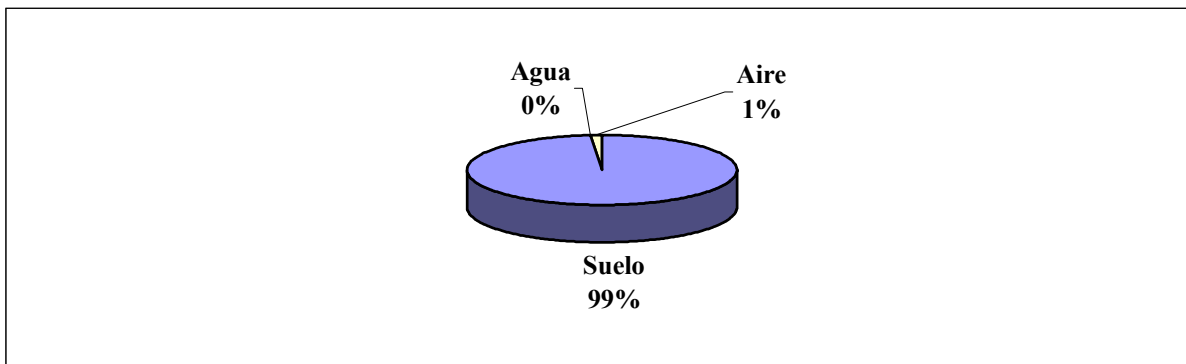


Fig. 4.9. Diagrama sectorial del destino de las PCDD/Fs procedentes de fuentes antropogénicas.

4.2. COMPARACIÓN DE INVENTARIOS

A continuación, la Tabla 4.16 presenta las densidades de emisiones al aire, suelo y agua por unidad de superficie y por habitante, para diversos inventarios realizados en diferentes países durante la última década.

Corresponde a tabla inventario del mundo.doc

La comparación entre inventarios de diferentes países permite extraer algunas conclusiones interesantes. Así, la densidad por unidad de superficie de emisiones de PCDD/Fs al aire en la provincia de Tarragona, es igual a $0,4 \text{ mg I-TEQ/año/km}^2$, la cual resulta prácticamente igual a la de Austria (0,3), Estados Unidos (0,3) y a la del Inventario Global (0,4). Si las densidades se miden sobre la población, la de la provincia resulta de $4,5 \text{ } \mu\text{g I-TEQ/año/hab}$, la cual es parecida a la de Alemania durante los años 1994/95 (3,6), Suecia (6,3), así como a varias predicciones de inventarios: Países Bajos (3,8), Canadá (6,7) y Japón (4,7).

Con respecto a las emisiones anuales al suelo, existen menos semejanzas entre las densidades calculadas para la provincia de Tarragona y las de otros países. La densidad sobre la superficie para la provincia de Tarragona es igual a $27,4 \text{ mg I-TEQ/año/km}^2$ y la densidad de emisión calculada sobre la población es $301,1 \text{ } \mu\text{g I-TEQ/año.hab}$. Mientras que la primera es similar a la del Reino Unido (17,4), la segunda tiene un valor comparativamente elevado en relación con otros inventarios. Así, por ejemplo, la densidad por habitante de la provincia de Tarragona es cuatro veces superior a la segunda más elevada, la cual corresponde también al Reino Unido (73,1). Estas cifras pueden explicarse teniendo en cuenta la elevada proporción que existe entre el volumen de actividad industrial de la provincia y la extensión del territorio que se ha considerado en el presente trabajo. La densidad de plantas de percloroetileno en la provincia contribuye de modo particular a ello, atendiendo a las estadísticas mundiales. Según éstas, en grandes extensiones de terreno existe un número muy escaso de plantas productoras de percloroetileno. Un ejemplo es el territorio del Reino Unido, en el cual existe solamente un planta de estas características (UK Environment Agency 1997).

En cuanto a la descarga de PCDD/Fs en aguas residuales de la provincia de Tarragona, la densidad sobre la superficie tiene un valor medio de $9,5 \text{ } \mu\text{g I-TEQ/km}^2$, el cual es similar al de los inventarios de Suecia (6,7) y de la UE, tanto calculada como predecida (6,2). La densidad sobre la población, cuyo valor medio es $104,4 \text{ ng I-TEQ/hab}$, se asemeja a las de Canadá, tanto la calculada como la predecida (167,9), y a la de Estados Unidos (75,3). En general, y tras los resultados comparativos, se concluye que los inventarios de densidades

globales de Suecia y Estados Unidos son los que más se asemejan a los resultados de este estudio.

4.3. ANÁLISIS DE FLUJOS DE SUBSTANCIAS

4.3.1. DISEÑO DEL MODELO

La fabricación y uso de un modelo lineal y estático de los flujos anuales de PCDD/Fs en la provincia de Tarragona es uno de los objetivos del presente estudio. Este modelo es de especial utilidad para una gestión correcta del Medio Ambiente. La técnica del Análisis de Flujos de Substancias (AFS) suministra las herramientas matemáticas necesarias para desarrollar modelos de estas características. La primera etapa consiste en la conceptualización del modelo. Una vez se ha escogido la variable de flujo, que es la cantidad anual de PCDD/Fs expresada en unidades tóxicas equivalentes internacionales (I-TEQs), se ha definido con precisión los límites del sistema. El área que se ha seleccionado corresponde a toda la superficie terrestre de la provincia de Tarragona (6.304 Ha) más el área marina que ocupan los 30 km a partir de los 280 km de perímetro de la costa de la provincia (8.400 km²). En total suman 14.704 km². La superficie marina coincide con la superficie de la plataforma continental, que es el área mayoritaria de nutrición de los peces que se capturan en las costas de la provincia. El año empleado como referencia ha sido 1999.

El diseño del modelo más adecuado ha consistido básicamente en la división del sistema en 12 subsistemas o compartimentos medioambientales, que se muestran en la Tabla 4.17.

Tabla 4.17. Subsistemas en que se ha descompuesto la provincia de Tarragona

Nº	Subsistema
0	Entorno
1	Aire atmosférico
2	Fuentes antropogénicas
3	Animales
4	Plantas de tratamiento de Residuos Sólidos Urbanos (RSU)
5	Sedimentos
6	Materiales
7	Suelo
8	Plantas de tratamiento de aguas residuales
9	Hombre
10	Peces
11	Vegetación

Se han interconectado los subsistemas entre sí a través de los flujos que se indican en la Figura 4.10. Cada subsistema puede recibir flujos de entrada, salida, acumulación (A), disminución (D) y generación (G). El flujo de *acumulación* aparece cuando los flujos de entrada en un subsistema son mayores que los de salida. Los flujos de *generación* (G) se presentan cuando los flujos de entrada son más pequeños que los de salida en subsistemas con capacidad de producir PCDD/Fs. En tercer lugar, los flujos que presentan la propiedad de que la suma de flujos de entrada es más pequeña que la suma de los de salida, y que no tienen la característica de generar PCDD/Fs, se han denominado flujos de *disminución* (D). Estos flujos describen una pérdida de las dioxinas acumuladas. Tienen un sentido complementario a los flujos de acumulación (A). El esquema del modelo permite ver que el ingreso de PCDD/Fs en la cadena alimenticia humana procede del aire atmosférico a través de itinerarios más o menos complejos.

Este modelo cuadra básicamente con otros modelos que han aparecido en la literatura. A partir de ellos, algunos investigadores han establecido límites legislativos de los niveles de PCDD/Fs en el aire que fueran compatibles con los límites de la exposición en humanos (Edujje y Gair 1996, 1997). Asimismo, se han estimado las concentraciones de PCDD/Fs en alimentos a partir de concentraciones en el aire (Harrad y Smith 1997).

Corresponde a DiagrFlujos1.doc

Sin embargo, la presente aplicación del AFS no busca realizar un itinerario metodológico unidireccional, *hacia atrás* o *hacia delante*, como en los trabajos mencionados anteriormente, sino estimar con mayor precisión y exactitud el valor de todos los flujos de dioxinas y furanos en el sistema a fin de conseguir resultados más óptimos en la evaluación de riesgos.

Al calcular el valor de determinados flujos, se ha creído conveniente descomponer los subsistemas originales o agregados en otros más elementales o desagregados. Ello ha conducido a trabajar también con dos niveles de flujos: flujos entre *subsistemas agregados*, representados con la letra F, y flujos entre *subsistemas desagregados*, representados con la letra f.

Las Tablas 4.18, 4.19 y 4.20 muestran la relación entre subsistemas agregados y desagregados, así como los flujos entre subsistemas agregados, y los flujos entre subsistemas desagregados respectivamente. Se han diseñado 12 subsistemas agregados y 30 desagregados, 44 flujos entre subsistemas desagregados, y 88 flujos entre subsistemas desagregados. El proceso de desagregación ha supuesto, por lo tanto, una duplicación del número de subsistemas y flujos.

Tabla 4.18. Enumeración de subsistemas para el sistema desagregado y sus agregados originales

Nº	Subsistemas desagregados	Subsistemas agregados
0	Entorno	Entorno
1	Aire atmosférico	Aire atmosférico
2	Edificios ^a	Fuentes antropogénicas
3	Planta de compostaje de RSU	Plantas de tratamiento de RSU
4	Planta de compostaje de lodos	Plantas de tratamiento de aguas residuales
5	Cultivos ^c	Vegetación
6	Cosechas para alimentación humana y animal	Vegetación
7	Peces	Peces
8	Pescado para alimentación humana	Peces
9	Humanos	Humanos
10	Incineradora de residuos especiales	Fuentes antropogénicas
11	Industria	Fuentes antropogénicas
12	Animales	Animales
13	Productos de origen animal para consumo humano	Animales
14	Vertederos para RSU	Plantas de tratamiento de RSU
15	Centros de recogida de residuos	Plantas de tratamiento de RSU
16	Sedimentos	Sedimentos
17	Fuentes móviles ^c	Fuentes antropogénicas
18	Incineradora de RSU	Fuentes antropogénicas
19	Papel ^f	Materiales
20	Pesticidas ^f	Materiales
21	Plástico ^h	Materiales
22	Suelo	Suelo
23	Textil ^f	Materiales
24	Transformadores y condensadores	Fuentes antropogénicas
25	Plantas depuradoras de aguas	Plantas de tratamiento de aguas residuales
26	Incendios forestales	Fuentes antropogénicas
27	Bosques ^h	Vegetación
28	Residuos sólidos urbanos (RSU)	Plantas de tratamiento de RSU
29	Madera ^f	Materiales

^a materiales domésticos quemados en 1999

^b residuos acumulados en la superficie terrestre

^c granos, vegetales y fruta

^d sedimentos marinos y fluviales. Se consideran los sedimentos marinos hasta 30 km fuera de la costa

^e vehículos de combustión de gasolina con plomo, sin plomo y diesel

^f materiales susceptibles de uso

^g bosques y arbustos quemados accidentalmente o sin control en 1999

^h hojas de árboles y arbustos

Tabla 4.19. Flujos de PCDD/Fs entre subsistemas agregados

N°	Subs. agregado de	a	Nombre
1	0	1	Entrada desde el entorno
2	0	2	Entrada a fuentes antropogénicas
3	0	4	Entrada a gestión de residuos sólidos
4	0	6	Entrada de materiales
5	0	10	Alimentación de peces
6	2	0	Salida de fuentes antropogénicas
7	3	0	Exportación de alimentación animal
8	4	0	Salida de plantas de tratamiento de residuos sólidos
9	6	0	Exportación de materiales
10	8	0	Salida de plantas de tratamiento de aguas residuales
11	11	0	Salida de vegetación
12	2	2	Acumulación en sedimentos
13	4	4	Acumulación en gestión de residuos sólidos
14	7	7	Acumulación en suelos
15	9	9	Acumulación en tejido adiposo humano
16	0	2	Generación en fuentes antropogénicas
17	0	8	Generación en gestión de aguas residuales
18	10	10	Disminución en peces
19	3	3	Disminución en animales
20	1	5	Deposición al mar
21	1	7	Deposición al suelo
22	1	11	Deposición a vegetales
23	2	1	Emisión de fuentes antropogénicas
24	2	7	Descargas antropogénicas a suelo
25	2	5	Descargas antropogénicas al agua
26	6	7	Descarga de productos a suelo
27	7	11	Asimilación a través de raíz
28	11	7	Biodegradación de vegetación
29	1	9	Inhalación en humanos
30	2	6	Producción industrial de materiales
31	8	7	Descarga a suelos de la gestión de aguas
32	11	4	Residuos sólidos urbanos de vegetales
33	11	3	Nutrición de animales
34	5	10	Alimentación de peces
35	8	4	De plantas de tratamiento de aguas a plantas tratamiento de sólidos
36	6	4	Residuos sólidos de materiales
37	4	6	Reciclaje
38	4	7	Lodos a suelos agrícolas
39	3	4	Residuos de animales
40	10	4	Residuos de pescados
41	10	9	Alimentación humana de pescado
42	3	9	Nutrición humana de alimentos de origen animal
43	11	9	Alimentación humana de vegetales

N°	Subs. agregado	Nombre
	de	a
44	8	5 Aguas residuales al mar

Tabla 4.20. Relación de flujos de PCDD/Fs diseñados para el Análisis de Flujos de sustancias entre subsistemas desagregados de la provincia de Tarragona

Flujo n°	Subistema de	a	Nombre
1	0	1	Entrada desde el entorno
2	2	2	Generado en incendios de edificios
3	0	3	Residuos agroalimentarios destinados a planta de compostaje
4	0	10	Entrada de materiales especiales en la IRE
5	0	11	Generado en la industria
6	17	17	Generado en los vehículos
7	18	18	Generado en la IRSU
8	0	20	Entrada de pesticidas
9	0	23	Entrada de material textil
10	24	24	Generado en transformadores y condensadores
11	25	25	Generado en plantas depuradoras de agua
12	26	26	Generado en incendios forestales
13	0	29	Importación de madera
14	1	5	Deposición seca en cultivos
15	1	5	Transferencia aire-hojas en cultivos
16	1	9	Inhalación en humanos
17	1	16	Deposición seca en agua
18	1	16	Deposición húmeda en agua
19	1	22	Deposición seca en suelo
20	1	22	Deposición húmeda en suelo
21	1	27	Deposición seca en bosques
22	1	27	Transferencia aire-planta en bosques
23	2	16	Aguas residuales de incendios en edificios
24	2	22	Residuos sólidos de incendios en edificios
25	3	22	Compost para abono
26	4	22	Compost para abono
27	5	6	Cosechas
28	6	0	Exportación de productos vegetales
29	6	9	Nutrición humana de productos vegetales
30	6	12	Nutrición animal de productos vegetales
31	6	28	Residuos sólidos urbanos de productos vegetales
32	7	7	Disminución en peces
33	7	8	Pesca
34	8	9	Nutrición humana de pescados
35	0	8	Importación de pescados
36	8	28	Residuos sólidos urbanos de pescados
37	9	9	Acumulación en tejido adiposo humano
38	10	1	Emisiones al aire de la IRE
39	10	0	Residuos sólidos de IRE a vertedero
40	10	16	Aguas residuales de IRE
41	11	1	Emisiones al aire procedentes de la industria
42	11	16	Aguas residuales procedentes de la industria

Flujo n°	Subistema de a		Nombre
43	11	16	Descarga de aceites residuales procedentes de la industria
44	11	19	Producción industrial de papel
45	11	21	Producción industrial de plástico
46	11	0	Residuos sólidos procedentes de la industria a vertederos
47	12	12	Disminución en animales
48	12	13	Producción de alimentos de origen animal
49	13	0	Exportación de alimentos de origen animal
50	13	9	Nutrición humana de alimentos de origen animal
51	13	28	Residuos sólidos urbanos de alimentos de origen animal
52	14	14	Acumulación de RSU en vertederos
53	15	22	Biodegradación de la basura
54	16	7	Nutrición de los peces
55	16	16	Acumulación en sedimentos
56	17	1	Emisiones al aire de vehículos
57	17	22	Residuos sólidos de incendios en vehículos
58	17	16	Aguas residuales de incendios en vehículos
59	18	0	Residuos sólidos de la IRSU
60	18	1	Emisiones al aire de la IRSU
61	19	0	Exportación de papel
62	19	28	Residuos sólidos urbanos de papel
63	20	22	Uso de pesticidas
64	21	0	Exportación de plástico
65	21	28	Residuos sólidos urbanos de plástico
66	22	5	Asimilación en cultivos a través de la raíz
67	22	22	Acumulación en suelos
68	22	27	Asimilación en árboles a través de la raíz
69	23	28	Residuos sólidos urbanos de materia textil
70	24	22	Lixiviados de transformadores y condensadores
71	25	0	Lodos destinados a vertederos exteriores
72	25	4	Lodos destinados a plantas de compostaje
73	25	15	Lodos destinados a centros de recogida de residuos
74	25	16	Aguas procedentes de plantas depuradoras
75	25	22	Lodos destinados a suelos agrícolas
76	26	16	Aguas residuales de incendios forestales
77	26	22	Residuos sólidos de incendios forestales
78	27	22	Biodegradación de bosques
79	28	0	Residuos sólidos urbanos destinados a alrededores
80	28	3	Residuos sólidos urbanos destinados a plantas de compostaje
81	28	14	Residuos sólidos urbanos destinados a vertederos
82	28	15	Residuos sólidos urbanos destinados a centros de recogida de residuos
83	28	18	Residuos sólidos urbanos destinados a IRSU
84	28	19	Reciclaje de papel
85	28	21	Reciclaje de plástico

Flujo n°	Subistema de a		Nombre
86	29	22	Contaminación en el suelo a través de PCP
87	29	28	Residuos sólidos urbanos de la madera
88	26	1	Emisiones al aire de incendios forestales

No se han considerado significativos los flujos de deposición húmeda a bosques y cultivos. En efecto, investigaciones previas de nuestro laboratorio, llevadas a cabo en zonas próximas a las del presente estudio, han indicado que la contribución de estos flujos a la concentración total de PCDD/Fs en vegetales es solamente del 0,03% (Meneses et al. 2000). La Tabla 4.21 muestra estas conclusiones.

Tabla 4.21. Contribuciones a la concentración de PCDD/F en vegetales

Flujo	Porcentaje
Asimilación por raíz	20,94
Absorción de fase vapor	65,97
Deposición seca de partículas	13,06
Deposición húmeda de partículas	0,03

Por otra parte, se ha considerado que una fracción mayoritaria del flujo de entrada de PCDD/Fs al subsistema madera, la cual se debe a la contaminación que arrastra la madera importada en la provincia (f13), se biodegrada en el suelo (f86); mientras que la fracción minoritaria forma parte de los residuos sólidos urbanos (f87) (UK Environment Agency 1997).

Para obtener un mayor detalle, el flujo de PCDD/Fs que recorre desde la industria a las aguas residuales ha sido descompuesto en dos flujos: las aguas residuales procedentes de la industria (f42) y la descarga de aceites residuales que proceden de la industria (f43).

Los residuos sólidos contaminados que se han generado en la industria (f46), la IRSU (f59) y la IRE (f39) son transportados a vertederos industriales situados fuera de la provincia.

Teniendo en cuenta unas consideraciones de la Agencia medioambiental del Reino Unido, en el presente trabajo se ha estimado que el subsistema de plantas depuradoras de aguas urbanas no tiene flujos de entrada de PCDD/Fs. Se ha supuesto, por el contrario, que todas las dioxinas que salen del subsistema (f73, f74 y f75) se han generado íntegramente en él (f11) (UK Environment Agency 1997).

Se ha supuesto que los PCDD/Fs acumulados en el sedimento (f55) no sufren biodegradación a causa de sus largos tiempos de vida media, lo cual tiene relación con los elevados pesos moleculares. También se ha trabajado con la hipótesis de que la volatilización de homólogos con bajo índice de sustitución de cloro desde los sedimentos, es insignificante a causa de las bajas temperaturas de éstos (Su y Christensen 1997).

Por otra parte, se ha considerado que la planta incineradora de residuos especiales no genera PCDD/Fs durante el proceso de incineración, sino que la cantidad de PCDD/Fs en los flujos de salida al aire (f38), suelo (f39) y agua (f40) proceden exclusivamente de la contaminación de los residuos de entrada (f4). A esta suposición ha contribuido la falta de datos en la bibliografía sobre los índices de contaminación de los residuos químicos que entran en la incineradora, lo cual implica que, en el balance de masas para el subsistema IRE, el flujo incógnita sea el de entrada (f4).

4.3.2. MODELO MATEMÁTICO

La parte del Análisis de Flujos de Substancias que corresponde a la formulación matemática y funcionamiento del modelo, comienza con la obtención de información sobre el valor de determinados flujos y coeficientes de transferencia. Estos flujos y CTs medidos constituyen la base de datos a priori del método. Se han obtenido a partir de información experimental en la propia región y por medio de datos estadísticos obtenidos de la bibliografía. La Identificación del sistema se completa con el proceso de reconciliación de los propios flujos medidos y la estimación de los flujos no medidos.

4.3.2.1. FLUJOS MEDIDOS

De los 88 flujos desagregados que se han diseñado para el sistema, se ha conseguido información a priori de 55, lo cual representa un 62,5% del total. El resto de flujos no han sido medidos. A continuación se describe el cálculo de cada uno de estos flujos.

Residuos agroalimentarios destinados a planta de compostaje (f3)

Una cantidad de 8.700 tm de restos de la industria alimentaria son llevados anualmente a la planta de compostaje de residuos sólidos urbanos de la provincia. Se ha considerado que este tipo de residuos está dentro de la clase materia orgánica, que tiene concentraciones de dioxinas documentadas entre 0,12 y 5,3 ng I-TEQ/kg (Abad et al. 2000). El cálculo de la carga de PCDD/Fs a la planta de compostaje conduce al rango comprendido entre 0,01 y 0,05 g I-TEQ/año.

Deposición húmeda en suelo (f20)

El algoritmo de cálculo de la deposición húmeda que se ha empleado es el presentado por Harrad et al. en 1997:

$$D_{yw}=W_c * P * f_p * C_a * R_a$$

donde,

D_{yw} = flujo de deposición húmeda (ng I-TEQ/m²/año),

W_c = proporción de lavado por lluvia de partículas,

P = velocidad de precipitación anual (m/año),

f_p = fracción de dioxinas en la fase particulada,

C_a = concentración en el aire (ng I-TEQ/m³),

R_a = fracción de I-TEQ para cada congénere.

Los cálculos realizados para determinar el valor del flujo se muestran en las Tabla 4.22, 4.23 y 4.24. La concentración de PCDD/Fs en el aire (C_a) que se ha utilizado es 7,3E-5 ng I-TEQ/m³ y varianza 4,95E-9, la cual se ha deducido a partir de los datos de 12 muestras recogidas por la Subdirecció General de Qualitat de l'Aire del Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya el 9 de febrero de 1998 en Constantí, una población situada a 5 km de la ciudad de Tarragona. Los valores de las correspondientes mediciones, los cuales fueron facilitados por la Delegació Territorial de Medi Ambient de Tarragona han sido: 0,07; 0,08; 0,04; 0,02; 0,08; 0,01; 0,21; 0,22; 0,05; 0,03; 0,03 y 0,03 pg I-TEQ/m³.

Con valores de C_a aportados por Abad et al. (1997), se ha estimado el valor de R_a para cada congénere, el cual representa la proporción de I-TEQ de cada compuesto individual. La Tabla 4.22 muestra los resultados.

Tabla 4.22. Proporción de la concentración correspondiente a cada congénere (R_a)

	TEF	C_a pg/m ³	C_a pg I-TEQ/m ³	R_a
2,3,7,8-TCDD	1	0,006	0,006	0,115
1,2,3,7,8-PeCDD	0,5	0,009	0,004	0,086
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,008	0,0008	0,015
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,023	0,002	0,044
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,031	0,003	0,059
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,218	0,002	0,041
OCDD	0,001	1,286	0,001	0,024
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,042	0,004	0,080
2,3,4,7,8-PeCDF	0,05	0,012	0,0006	0,011
1,2,3,7,8-PeCDF	0,5	0,029	0,014	0,278
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,046	0,004	0,088
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,027	0,002	0,051
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,035	0,003	0,067
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,004	0,0004	0,007
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,12	0,001	0,023
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	0,016	0,0001	0,003
OCDF	0,001	0,126	0,0001	0,002

La variable P, cuyo valor de trabajo ha sido 2,99 m/año, no depende del tipo de congénere. Este dato ha sido estraído de la publicación de Harrad y Smith (1997), al igual que los valores de las variables f_p y W_c , los cuales se muestran en la Tabla 4.23.

Tabla 4.23. Valores de f_p y W_c de cada congénere

	f_p	W_c
2,3,7,8-TCDD	0,454	55.000
1,2,3,7,8-PeCDD	0,737	18.000
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,927	12.000
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,965	12.000
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,981	12.000
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,98	59.000
OCDD	0,998	72.000
2,3,7,8-TCDF	0,29	55.000
2,3,4,7,8-PeCDF	0,583	18.000
1,2,3,7,8-PeCDF	0,701	18.000
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,94	10.000
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,893	10.000
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,936	10.000
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,935	10.000
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,957	30.000
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,975	30.000
OCDF	0,998	12.000

El resultado del flujo de deposición húmeda para cada congénere se muestra en la Tabla 4.24.

Tabla 4.24. Flujo de deposición húmeda

	Media (D_{yw}) ng I-TEQ/m ² /año	Var (D_{yw})
2,3,7,8-TCDD	0,627	3,65E-01
1,2,3,7,8-PeCDD	0,249	5,80E-02
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,037	1,29E-03
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,111	1,15E-02
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,152	2,17E-02
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,527	2,58E-01
OCDD	0,386	1,39E-01
2,3,7,8-TCDF	0,280	7,30E-02
2,3,4,7,8-PeCDF	0,026	6,45E-04
1,2,3,7,8-PeCDF	0,765	5,44E-01
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,180	3,04E-02
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,100	9,46E-03
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,137	1,75E-02
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,015	2,28E-04
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,144	1,93E-02
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,019	3,56E-04
OCDF	0,006	3,70E-05
TOTAL	3,77	1,55

El flujo medio de deposición húmeda es 3,77 ng I-TEQ/m².año con una varianza de 1,55.

Para una superficie terrestre de 625.570 Ha, se ha deducido un flujo húmedo total sobre la superficie terrestre de 23,58 g I-TEQ/año y una varianza de 60,65. El intervalo correspondiente es 8,3-38,8 g I-TEQ/año.

Transferencia aire-planta en bosques (f22)

La absorción de dioxinas por la planta, vía transferencia aire-planta, depende de la concentración de la fase vapor del aire (C_{va}) y del factor de biotransferencia aire-planta (B_{vpa}). Diversos estudios han indicado que la transferencia aire-planta de PCDD/F es la ruta dominante de contaminación en las partes de la planta que sobresalen del suelo (Travis et al. 1990).

El algoritmo de cálculo de la concentración de PCDD/Fs en planta debido a la absorción de la fase vapor del aire es el siguiente (Harrad y Smith 1997):

$$C_v = B_{vpa} * f_v * C_a * R_a / d_a$$

donde,

C_v = concentración de PCDD/Fs en planta debido a deposición gaseosa (ng/kg),

B_{vpa} = factor de transferencia aire-planta basado en masa debido a deposición gaseosa,

f_v = fracción en fase vapor de la concentración de PCDD/F del aire,

C_a = concentración de PCDD/Fs en el aire (ng I-TEQ/m³),

R_a = fracción de I-TEQ en cada congénere,

d_a = densidad del aire (kg/m³).

Para una $d_a = 1,19$ kg/m³, la Tabla 4.22 muestra los resultados de las C_a y R_a . El factor B_{vpa} , que depende de cada congénere, procede de la bibliografía (Harrad y Smith 1997). En cuanto a la fracción en fase vapor de la concentración de PCDD/F del aire (f_v), se calcula según la expresión:

$$f_v = 1 - f_p$$

donde f_p es la fracción de partículas de PCDD/Fs en la concentración del aire (Harrad y Smith 1997).

Mientras que la concentración media en el aire utilizada es de $7,3E-5$ ng I-TEQ/m³ y su varianza es de $4,95E-9$, los valores de R_a , f_v , B_{vpa} se presentan en la Tabla 4.25.

Tabla 4.25. Valores de R_a , f_v y B_{vpa}

	R_a	f_v	B_{vpa}
2,3,7,8-TCDD	0,115	0,546	143.000
1,2,3,7,8-PeCDD	0,086	0,263	278.000
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,015	0,073	1.060.000
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,044	0,035	1.060.000
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,059	0,019	1.060.000
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,041	0,02	809.000
OCDD	0,024	0,002	20.100.000
2,3,7,8-TCDF	0,080	0,71	190.000
2,3,4,7,8-PeCDF	0,011	0,417	109.000
1,2,3,7,8-PeCDF	0,278	0,299	109.000
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,088	0,06	348.000
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,051	0,107	348.000
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,067	0,064	348.000
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,007	0,065	348.000
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,023	0,043	1.040.000
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,003	0,025	1.040.000
OCDF	0,002	0,002	2.970.000

A continuación, la Tabla 4.26 muestra los valores finales calculados de las concentraciones de PCDD/Fs en plantas (C_v).

Tabla 4.26. Valores de la concentración de PCDD/Fs en vegetales debido a deposición gaseosa

	Media (C_v)	Var (C_v)
	ng/kg	
2,3,7,8-TCDD	0,551	0,281
1,2,3,7,8-PeCDD	0,387	0,139
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,072	0,004
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,100	0,009
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,073	0,005
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,041	0,001
OCDD	0,060	0,003
2,3,7,8-TCDF	0,666	0,412
2,3,4,7,8-PeCDF	0,032	0,0009
1,2,3,7,8-PeCDF	0,555	0,286
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,112	0,011
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,118	0,012
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,091	0,007
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,010	0,0001
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,063	0,003
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,004	2,22E-05
OCDF	0,0008	7,19E-07
TOTAL	2,94	1,18

La concentración media calculada debida a la transferencia de la fase vapor en las hojas de las plantas ha sido de 2,94 ng I-TEQ/kg, con una varianza de 1,18.

En cuanto al flujo por deposición gaseosa, se ha calculado mediante el producto entre la concentración de PCDD/Fs en el aire en fase gaseosa (C_v) y la biomasa de árboles y arbustos. El cálculo de la biomasa de árboles se ha llevado a cabo mediante datos del año 2000 aportados por el Centre per a la Recerca Ecològica i Aplicació Forestal (CREAF) para las cuatro variedades de árboles más comunes en la provincia, tal como se muestra en la Tabla 4.27.

Tabla 4.27. Biomasa de árboles

Nombre	Biomasa hojas^a tm
Pinus halepensis	127.985,81
Pinus nigra	29.544,39
Pinus Sylvestris	21.108,75
Quercus Ilex	26.661,53
TOTAL	205.300,48

^a datos de biomasa en peso seco

Por otra parte, el CREAf también ha informado que la biomasa arbustiva aproximada para la provincia de Tarragona es de 5,5 tm de peso seco/Ha. Para una superficie terrestre en la provincia de 625.570 Ha, resulta una biomasa arbustiva de 3.440.635 tm.

La suma de las biomásas forestal y arbustiva para la provincia de Tarragona asciende a 3.645.935 tm en peso seco para la provincia de Tarragona.

Para una biomasa de 3645935 tm, resulta un flujo medio anual de 4,30 g I-TEQ/año con una varianza de 15,71. El correspondiente intervalo es -3,4-12,1 g I-TEQ/año. El signo negativo del límite inferior procede de la transformación matemática de los parámetros estadísticos en forma de media y varianza a los parámetros en forma de intervalo.

Transferencia aire-planta en cultivos (f15)

Tal como muestra la Tabla 4.28, el anuario estadístico de 1998 del Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya informa que en la provincia de Tarragona se produjeron 946.681 tm de grano, vegetales y frutas por año, lo que corresponde a 334.730 tm de peso seco.

Tabla 4.28. Producción de cultivos en la provincia de Tarragona

Clase		Producción tm	Fracción seca	Biomasa seca tm
Cereales	grano	214.835	0,8	171.868
	paja	60.195	0,2	12.039
Legumbres	grano	429	0,2	85,8
	paja	484	0,2	96,8
Tubérculos		29.718	0,2	5.943,6
Forrajes		18.650	0,2	3.730
Hortalizas		179.189	0,2	35.837,8
Frutas	secas	27.488	0,8	21.990,4
	otras	52.114	0,2	10.422,8
Cítricos		86.459	0,2	17.291,8
Viña		202.310	0,2	40.462
Aceituna		74.810	0,2	14.962
TOTAL		-	-	334.730

Se conoce poco acerca de las diferencias entre los flujos sobre cultivos respecto al de vegetales. Para los propósitos de este modelo se ha incluido el factor de corrección VG_v para los cultivos verdes que sobresalen del suelo (Harrad y Smith 1997), de modo que la fórmula para hallar la concentración en cultivos debida a la transferencia aire-vapor adopta la expresión:

$$C_v = (B_{vpa} * f_v * C_a * R_a * VG_v) / d_a$$

donde,

C_v = concentración de PCDD/F en plantas debido a deposición gaseosa (ng/kg),

B_{vpa} = factor de transferencia másico aire-planta debido a deposición gaseosa, f_v = fracción en fase vapor de la concentración de PCDD/F del aire,

R_a = fracción de I-TEQ en cada congénere,

d_a = densidad del aire (kg/m^3),

VG_v = factor de corrección que refleja la diferencia entre la superficie disponible para asimilación foliar en vegetales y los cultivos que sobresalen del suelo.

Según algunos investigadores (USEPA 1992), el valor de VG_v en vegetales y frutas que sobresalen del suelo es de 0,1. El resto de parámetros coinciden con los que se han utilizado para calcular los flujos de transferencia aire-planta para bosques (f22). Ello ha conducido a que la media de C_v en cultivos resulte igual a 0,294 ng I-TEQ/kg con una varianza de 1,18E-2. Para una biomasa de cultivos sobre suelo de 328.786,4 tm, se deduce un flujo de deposición gaseosa sobre cultivos de 0,097 g I-TEQ/año con una varianza de 1,27E-3. El intervalo correspondiente es 0,03-0,17 g I-TEQ/año.

Deposición seca en bosques (f21)

La concentración en vegetales debido a deposición seca se ha calculado mediante el siguiente algoritmo (Harrad y Smith 1997):

$$C_p = D_{yd} * R_p * (1 - \exp(-k_p * T_p)) / Y_p * k_p$$

donde,

C_p = concentración de PCDD/Fs en vegetación debido a deposición seca (ng I-TEQ/kg),

D_{yd} = flujo de deposición seca (ng I-TEQ/m²/año),

R_p = fracción de partículas interceptadas por los vegetales,

k_p = constante de disipación de partículas en la superficie de las plantas (año⁻¹),

T_p = duración de la exposición a deposición de la vegetación (año),

Y_p = biomasa aérea seca de vegetación (kg/m²).

Algunos investigadores han postulado un valor de la fracción de productividad (R_p/Y_p) para vegetación consumida por animales de 0,4 m²/año, un $T_p=0,42$ años y un $k_p=18$ año⁻¹ (Travis y Hattemmer-Frey 1990). En consecuencia, para un flujo de deposición seca en suelo (D_{yd}) de 2,26 ng I-TEQ/m²/año y varianza de 0,442, tal como el resultado de f19, resulta una concentración media de PCDD/Fs en vegetales debida a deposición seca (C_p) de 0,050 ng I-TEQ/kg, con una varianza de 2,0E-4.

Para la biomasa seca de 3.645.935 tm, que ya ha sido utilizado en la determinación de f22, resulta un flujo medio de deposición seca en plantas de 0,182 g I-TEQ/año, con una varianza de 0,002, y un intervalo de 0,08-0,29 g I-TEQ/año.

Deposición seca en cultivos (f14)

Si se aplica el factor de corrección que refleja la diferencia entre la superficie disponible para asimilación por hoja en vegetación, y la vegetación de cosecha que sobresale del suelo ($VG_v=0,1$), la fórmula de la deposición seca resultante es (Harrad y Smith 1997):

$$C_p = D_{yd} * R_p * VG_v * (1 - \exp(-k_p * T_p)) / Y_p * k_p$$

donde,

C_p = concentración de PCDD/Fs en vegetales debido a deposición seca (ng I-TEQ/kg peso seco),

D_{yd} = flujo de deposición seca (ng I-TEQ/m²/año),

R_p = fracción de partículas interceptadas por los vegetales,

k_p = constante de disipación de partículas en la superficie de las plantas (año⁻¹),

T_p = duración de la exposición a deposición de los vegetales (año),

Y_p = biomasa aérea seca de vegetales (kg/m²),

VG_v = factor de corrección que refleja la diferencia entre la superficie disponible para asimilación foliar en vegetales y los cultivos que sobresalen del suelo.

La concentración en cultivos por deposición seca resulta ser entonces 0,1 veces la correspondiente para bosques: 0,005 ng I-TEQ/kg, y varianza 2,18E-6. Para una biomasa seca de cultivo que sobresale del suelo de 328.786,4 tm, resulta un flujo final de deposición seca en cultivos de 0,002 g I-TEQ/año con una varianza de 2.35E-7. El flujo, en forma de intervalo, es igual a 0,001-0,002 g I-TEQ/año.

Asimilación en árboles a través de la raíz (f68)

La contribución de la asimilación por raíz desde el suelo puede calcularse mediante la ecuación (Harrad y Smith 1997):

$$C_r = C_s * R_s * BCF_r$$

donde,

C_r = concentración en vegetales debido a la asimilación por raíz (ng I-TEQ/kg peso seco),

C_s = concentración de PCDD/Fs en suelo (ng I-TEQ/kg),

R_s = valor de la contribución de cada congénere a la cantidad total de la concentración en suelo en I-TEQ ,

BCF_r = factor de bioconcentración de asimilación por raíz en vegetales.

El valor de C_s tiene una media de 1,05 ng I-TEQ/kg peso seco de suelo, y una varianza de 0,978. Se ha obtenido a partir de 36 muestras de suelo de la provincia de Tarragona que han sido analizadas por nuestro laboratorio. Los valores de las muestras, en unidades de ng I-TEQ/kg peso seco de suelo, han sido: 1,22; 1,99; 0,13; 3,68; 0,75; 2,00; 0,52; 0,16; 0,51; 0,66; 0,45; 3,43; 0,41; 0,34; 0,60; 1,07; 1,01; 3,61; 0,65; 0,23; 0,64; 2,34; 1,00; 2,42; 0,4; 0,26; 0,22; 1,10; 1,94; 0,84; 0,12; 0,75; 0,43; 1,02; 0,15 y 0,75.

R_s se calcula mediante el cociente:

$$R_s = C_{si} / C_s$$

siendo,

C_{si} = concentración del congénere i en suelo (ng I-TEQ/kg peso seco).

La Tabla 4.29 muestra los resultados para R_s .

Tabla 4.29. Cálculo del valor de la contribución de cada congénere a la cantidad total de I-TEQ (R_s)

	TEF	C_{si} ng/kg	C_{si} ng I-TEQ/kg	R_s
2,3,7,8-TCDD	1	0,2	0,2	0,045
1,2,3,7,8-PeCDD	0,5	0,9	0,45	0,101
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	1,1	0,11	0,024
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	2,1	0,21	0,047
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	1,75	0,175	0,039
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	35,5	0,355	0,080
OCDD	0,001	82,5	0,0825	0,018
2,3,7,8-TCDF	0,1	1,5	0,15	0,033
2,3,4,7,8-PeCDF	0,05	1,55	0,0775	0,017
1,2,3,7,8-PeCDF	0,5	2,5	1,25	0,282
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	3,8	0,38	0,085
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	2,65	0,265	0,059
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,2	0,02	0,004
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	4,5	0,45	0,101
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	22	0,22	0,049
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	1,6	0,016	0,003
OCDF	0,001	21	0,021	0,004
TOTAL	-	-	4,432	-

Asimismo, los valores de BCF_r dependen del compuesto individual (Harrad y Smith 1997). Se presentan en la Tabla 4.30.

Tabla 4.30. Valores de BCF_r

	BCF_r
2,3,7,8-TCDD	5,63E-3
1,2,3,7,8-PeCDD	5,63E-3
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1,22E-3
1,2,3,6,7,8-HxCDD	1,22E-3
1,2,3,7,8,9-HxCDD	2,34E-3
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	9,21E-4
OCDD	7,05E-4
2,3,7,8-TCDF	6,51E-3
2,3,4,7,8-PeCDF	4,61E-3
1,2,3,7,8-PeCDF	3,88E-3
1,2,3,4,7,8-HxCDF	2,34E-3
1,2,3,6,7,8-HxCDF	2,34E-3
1,2,3,7,8,9-HxCDF	2,34E-3
2,3,4,6,7,8-HxCDF	2,34E-3
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	1,05E-3
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	1,05E-3
OCDF	3,17E-4

El resultado de los valores medios calculados de C_r para cada congénere se muestra en la Tabla 4.31.

Tabla 4.31. Resultado de la concentración en plantas (C_r) por asimilación desde el suelo

	Media (C_r) ng I-TEQ/kg peso seco	Var (C_r)
2,3,7,8-TCDD	2,66E-4	6,31E-8
1,2,3,7,8-PeCDD	6,00E-4	3,19E-7
1,2,3,4,7,8-HxCDD	3,17E-5	8,96E-10
1,2,3,6,7,8-HxCDD	6,06E-05	3,26E-9
1,2,3,7,8,9-HxCDD	9,70E-5	8,35E-9
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	7,74E-5	5,32E-9
OCDD	1,37E-5	1,68E-10
2,3,7,8-TCDF	2,31E-4	4,74E-8
2,3,4,7,8-PeCDF	8,46E-5	6,35E-9
1,2,3,7,8-PeCDF	1,14E-3	1,17E-6
1,2,3,4,7,8-HxCDF	2,10E-4	3,93E-8
1,2,3,6,7,8-HxCDF	1,46E-4	1,91E-8
1,2,3,7,8,9-HxCDF	1,10E-5	1,09E-10
2,3,4,6,7,8-HxCDF	2,49E-4	5,52E-8
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	5,47E-05	2,65E-9
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	3,98E-6	1,40E-11
OCDF	1,57E-6	2,20E-12
TOTAL	3,29E-3	1,74E-6

La concentración media de PCDD/F en planta debido a asimilación desde el suelo es igual a 3,29E-3 ng I-TEQ/kg con una varianza equivalente a 1,742E-6. Para una biomasa seca de 3.440.635 tm, resulta un flujo anual medio de 0,011 g I-TEQ/año, con una varianza igual a 2,05E-5. El intervalo es 0,002-0,02 g I-TEQ/año.

Asimilación en cultivos a través de la raíz (f66)

La concentración debida a la asimilación de PCDD/Fs en cultivos que sobresalen del suelo obedece a la expresión (Harrad y Smith 1997):

$$C_r = C_s * R_s * BCF_r$$

Para concentraciones en suelo (C_s) de media $3,29E-3$ ng I-TEQ/kg, y varianza de $1,72E-6$, y para una biomasa seca de cultivos que sobresalen del suelo de $328.786,4$ tm, resulta un flujo medio anual de absorción en suelo de $1,08E-3$ g I-TEQ/año con la correspondiente varianza de $1,86E-7$.

Para predecir la transferencia desde el suelo de PCDD/Fs en cosechas de raíz, como es el caso de los tubérculos, se ha usado el siguiente algoritmo propuesto también por Harrad y Smith (1997):

$$C_{rc} = C_s * R_s * RCTF$$

siendo,

C_{rc} = concentración en cultivos de raíz en peso seco (ng I-TEQ/kg peso seco),

C_s = concentración en suelo (ng I-TEQ/kg),

RCTF= factor de biotransferencia de suelo a cultivos de raíz.

La Tabla 4.32 muestra los valores de la contribución de cada congénere a la cantidad total de la concentración en suelo (R_s), los cuales han sido ya habían sido obtenidos en el apartado de f68. Por otra parte, RCTF tiene el mismo valor para todos los congéneres: 0,05 (Harrad y Smith 1997).

Tabla 4.32. Valores de R_s

	R_s
2,3,7,8-TCDD	0,045
1,2,3,7,8-PeCDD	0,101
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,024
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,047
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,039
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,080
OCDD	0,018
2,3,7,8-TCDF	0,033
2,3,4,7,8-PeCDF	0,017
1,2,3,7,8-PeCDF	0,282
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,085
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,059
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,004
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,101
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,049
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,003
OCDF	0,004

La Tabla 4.33 presenta entonces los resultados de la concentración en tubérculos debido a asimilación por raíz.

Tabla 4.33. Cálculo de la concentración en tubérculos debido a asimilación por raíz

	Media (C_{rc}) ng I-TEQ/kg peso seco	Var(C_{rc})
2,3,7,8-TCDD	2,36E-3	4,98E-6
1,2,3,7,8-PeCDD	5,33E-3	2,52E-5
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1,30E-3	1,50E-6
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2,48E-3	5,49E-6
1,2,3,7,8,9-HxCDD	2,07E-3	3,81E-6
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	4,20E-3	1,56E-5
OCDD	9,77E-4	8,47E-7
2,3,7,8-TCDF	1,77E-3	2,80E-6
2,3,4,7,8-PeCDF	9,18E-4	7,47E-7
1,2,3,7,8-PeCDF	1,48E-2	1,94E-4
1,2,3,4,7,8-HxCDF	4,50E-3	1,79E-5
1,2,3,6,7,8-HxCDF	3,13E-3	8,74E-6
1,2,3,7,8,9-HxCDF	2,36E-4	4,98E-8
2,3,4,6,7,8-HxCDF	5,33E-3	2,52E-5
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	2,60E-3	6,02E-6
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	1,89E-4	3,18E-8
OCDF	2,48E-4	5,49E-8
TOTAL	5,25E-2	3,13E-4

La concentración media calculada es igual a 0,052 ng I-TEQ/kg peso seco con una varianza de 3,13E-4. Para una biomasa seca de tubérculos en la provincia de Tarragona igual a 5.943,6 tm, se deduce un flujo de asimilación desde suelo de media 3,12E-4 g I-TEQ/año de varianza 1,1E-8.

La suma del flujo de asimilación por raíz en cultivos (media=1,08E-3 ng I-TEQ/año, varianza= 1,86E-7) y el flujo de asimilación en raíz en tubérculos (media= 3,12E-4 ng I-TEQ/año, varianza= 1,1E-8) supone un flujo global (f_{66}) de 1,4E-3 g I-TEQ/año, con una varianza de 1,97E-7; o, presentado en forma de intervalo: 0,00-0,002 g I-TEQ/año.

Deposición seca en suelos (f19)

El flujo de deposición seca en suelo ha sido calculado a partir de la siguiente expresión:

$$\text{Dep. seca en suelo (f19)} = \text{Dep. seca de la superficie terrestre} - \text{Dep. seca en vegetales (f21)} \\ - \text{Dep. seca en cultivos (f14)}$$

Anteriormente, se ha calculado el flujo de deposición seca en vegetales y en cultivos. Han resultado unos valores de media 0,182 g I-TEQ/año, con una varianza de 2,89E-3; y media 1,6E-3 g I-TEQ/año, con una varianza de 2,35E-7, respectivamente. La deposición seca total se refiere a la deposición seca ocurrida sobre el área terrestre del sistema.

Los flujos de deposición seca sobre la superficie terrestre de la provincia de Tarragona se han calculado mediante la siguiente fórmula matemática (Harrad y Smith 1997):

$$D_{yd} = V_d * f_p * C_a * R_a$$

donde,

D_{yd} = flujo de deposición seca anual (ng I-TEQ/m²/año),

V_d = velocidad de deposición seca de partículas (m/año),

f_p = fracción de la concentración total presente en fase particulada a 293 °K,

C_a = concentración total en el aire (ng/m³),

R_a = fracción del I-TEQ de cada congénere.

En primer lugar, se calcula la concentración de la fase particulada para cada congénere. Se emplea la concentración de valor medio 7,3E-5 ng I-TEQ/m³ y varianza 4,94E-9, valores cuyo origen ha sido detallado en el apartado del flujo de deposición húmeda en suelo (f20).

Asimismo, se escogen para cada isómero, una velocidad de deposición (V_d), una fracción de la concentración total (f_p) y una fracción del I-TEQ de cada congénere. Mientras que las dos primeras proceden de la bibliografía (Harrad y Smith 1997), R_a se ha deducido en el

apartado de la deposición húmeda en suelo (f_{20}) del presente trabajo. En la Tabla 4.34 se esquematizan estos valores.

Tabla 4.34. Cálculo de los flujos de deposición de PCDD/Fs sobre superficie terrestre del sistema

	R_a	f_p	V_d m/año
2,3,7,8-TCDD	0,115	0,454	44.181
1,2,3,7,8-PeCDD	0,086	0,737	77.316
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,015	0,927	47.336
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,044	0,965	47.336
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,059	0,981	47.336
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,041	0,98	41.025
OCDD	0,024	0,998	91.517
2,3,7,8-TCDF	0,080	0,29	44.181
2,3,4,7,8-PeCDF	0,011	0,583	24.299
1,2,3,7,8-PeCDF	0,278	0,701	24.299
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,088	0,94	32.504
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,051	0,893	32.504
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,067	0,936	32.504
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,007	0,935	32.504
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,023	0,957	71.004
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,003	0,975	71.004
OCDF	0,002	0,998	115.185

La Tabla 4.35 muestra el valor del flujo de la deposición seca de la superficie terrestre anual.

Tabla 4.35. Flujo de deposición de PCDD/Fs sobre la superficie terrestre del sistema

	Media (D_{yd}) ng I-TEQ/m ² /año	Var (D_{yd})
2,3,7,8-TCDD	0,168	2,64E-02
1,2,3,7,8-PeCDD	0,358	1,20E-01
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,049	2,24E-03
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,147	2,01E-02
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,201	3,77E-02
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,122	1,40E-02
OCDD	0,164	2,51E-02
2,3,7,8-TCDF	0,075	5,27E-03
2,3,4,7,8-PeCDF	0,011	1,31E-04
1,2,3,7,8-PeCDF	0,345	1,11E-01
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,196	3,59E-02
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,109	1,12E-02
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,149	2,06E-02
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,017	2,69E-04
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,114	1,21E-02
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,015	2,23E-04
OCDF	0,020	3,82E-04
TOTAL	2,267	4,42E-01

El flujo medio de deposición seca es igual a 2,26 ng I-TEQ/m²/año, con una varianza de 0,442. Para una superficie terrestre de 625.570 Ha, que es un dato aportado por el CREAM, se ha deducido un flujo anual de 14,18 g I-TEQ/año con una varianza de 17,29.

Si a la deposición seca en la superficie terrestre (media=14,18 g I-TEQ/año, varianza=17,29) se le resta la deposición seca en vegetales (media=0,182 g I-TEQ/año, varianza= 2,89E-3), y la deposición seca en cultivos (media=1,6E-3 g I-TEQ/año, varianza= 2,35E-7), resulta una deposición seca en suelos de media 14,00 g I-TEQ/año y varianza 17,28. En forma de intervalo es igual a 3,0-25,0 g I-TEQ/año.

Deposición seca en agua (f17)

Para el cálculo de la deposición en las masas de agua, debe partirse del hecho que no existen medidas de concentraciones de PCDD/F en aire sobre el mar a partir de las cuales se pueda hacer un cálculo más preciso de la deposición en la zona.

La superficie acuosa considerada es la suma de la superficie fluvial (4.870 Ha) y la superficie marina limitada por un perímetro de costa de la provincia de Tarragona de 280 km y 30 km de mar (8.400 km²). Según comunicación personal de la Sociedad Española de Ornitología (SEO), la superficie marina productiva corresponde a la plataforma continental, que en la provincia de Tarragona tiene una media de 30 km de longitud, distribuidos entre zonas de 10 km y otras, como la del delta del Ebro, de 60 km. Se considera por tanto, una superficie total de 8,45E9 m².

Se ha supuesto la misma concentración de PCDD/Fs en aire marino que sobre la superficie terrestre; es decir, una concentración media en aire de 0,073 pg I-TEQ/año y una varianza de 4,98E-3. Dado que la superficie marina es 1,35 veces superior a la terrestre de la provincia, el flujo de deposición seca sobre sedimentos marinos será igualmente 1,35 veces la deposición seca terrestre. Por tanto, la deposición seca en agua será 19,14 g I-TEQ/año con una varianza de 31,51. En forma de intervalo, el flujo de deposición seca en agua está entre 8,1 y 30,1 g I-TEQ/año.

Los datos obtenidos de deposiciones permiten una comprobación rápida al compararlos con los valores de superficies ocupadas por la vegetación en la provincia de Tarragona en el 2000, los cuales han sido suministrados por el CREAM. A efectos del presente trabajo, estos datos se han extrapolado al año 1999. En efecto, la deposición en vegetales calculada es un 42,2% de la deposición total, dato que es muy parecido al porcentaje de superficie de la provincia ocupada por arbolado, arbustos, vegetación de marismas, reforestaciones y prados (43,4 %).

Emisiones al aire de la IRE (f38)

Según se ha calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, la cantidad de PCDD/Fs emitidos al aire por la IRE en el año 1999 está comprendido entre 0,001 y 0,003 g I-TEQ/año.

Residuos sólidos de IRE a vertedero (f39)

Tal y como se ha calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, la cantidad de PCDD/Fs descargada a vertederos por la planta incineradora de residuos especiales en el año 1999 está comprendido entre 0,00 y 0,20 g I-TEQ/año.

Aguas residuales de IRE (f40)

Según se ha calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, la cantidad de PCDD/Fs descargada en el año 1999 a las aguas residuales por la planta incineradora de residuos especiales está comprendido entre 0,002 y 0,11 g I-TEQ/año.

Emisiones al aire procedentes de la industria (f41)

Utilizando los cálculos del apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, la cantidad de PCDD/Fs emitida al aire por el subsistema industria en el año 1999 está comprendida entre 0,90 y 2,26 g I-TEQ/año. Las fuentes causantes de estas emisiones son las fuentes industriales de combustión de fuel, las cementeras que utilizan combustible de residuos no especiales, la industria de producción de MVC/PVC, y los hornos crematorios.

Aguas residuales procedentes de la industria (f42)

Tal y como ha sido calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, la cantidad de PCDD/Fs vertidas a las aguas por la industria en el año 1999 está

comprendida entre 0,02 y 0,12 g I-TEQ/año. Las dos fuentes causantes son la planta productora de MVC/PVC y la planta productora de percloroetileno.

Descarga de aceites residuales procedentes de la industria (f43)

Según ha sido calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, la cantidad de PCDD/Fs descargada al agua por la industria a través de vertido de aceites residuales en el año 1999 está comprendida entre 0,005 y 0,023 g I-TEQ/año.

Producción industrial de papel y plástico (f44 y f45)

El plástico, tipo policloruro de vinilo (PVC), y el papel han sido los únicos productos industriales identificados en la provincia que están contaminados con PCDD/Fs. De acuerdo con la bibliografía no se han considerado otros tipos de plástico como posibles fuentes de PCDD/Fs (Alcock et al. 1996).

Según análisis experimentales del CSIC el intervalo de concentración de PCDD/Fs en el papel es 6,02-6,50 ng I-TEQ/kg, mientras que el respectivo para el PVC es 20,65-22,89 ng I-TEQ/kg.

La Tabla 4.36 muestra los flujos anuales de PCDD/Fs con motivo de la producción industrial de plásticos y papel en la provincia de Tarragona.

Tabla 4.36. Niveles de actividad y flujos anuales de productos industriales

	NA tm	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Plastico PVC	100.000 ^a	2,06	2,28
Papel	77.079,6 ^b	0,464	0,501
TOTAL		2,52	2,79

^a ref. AEQT (1996)

^b datos del año 1999 comunicados por la Cambra de Comerç de Tarragona

El flujo de PCDD/Fs calculado en el papel producido en la industria (f44) está entre 0,46 y 0,50 g I-TEQ/año, mientras que el de PVC (f45) está entre 2,07 y 2,29 g I-TEQ/año.

Residuos sólidos procedentes de la industria a vertederos exteriores (f46)

De acuerdo con los cálculos del apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, la cantidad de PCDD/Fs que contamina los residuos sólidos procedentes de la industria en el año 1999 está comprendida entre 108,7 y 199,0 g I-TEQ/año. Proceden de la industria de producción de MVC/PVC, la industria papelera, la industria de percloroetileno, las cementeras, y la industria de producción de cloro.

Emisiones al aire de vehículos (f56)

Tal y como se ha calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, el total de PCDD/Fs emitidas al aire por vehículos en el año 1999, está comprendido entre 0,14 y 1,40 g I-TEQ/año.

Residuos sólidos de incendios en vehículos (f57)

Según se ha calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, el flujo de PCDD/Fs en el año 1999 que sale del subsistema vehículos a través de los residuos sólidos procedentes de incendios de los mismos está comprendido entre 0,002 y 1,2 g I-TEQ/año.

Residuos sólidos de incendios en edificios (f24)

De acuerdo con los cálculos del apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, el flujo de PCDD/Fs en el año 1999 en residuos sólidos procedentes de incendios de edificios está en el intervalo 0,06-18,1 g I-TEQ/año.

Residuos sólidos de la IRSU (f59)

A tenor de los cálculos en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, el flujo de PCDD/Fs que se libera al suelo desde la IRSU en el año 1999, está comprendido entre 1,92-4,65 g I-TEQ/año.

Emisiones al aire de la IRSU (f60)

Tal y como ha sido calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, el valor de la corriente de PCDD/Fs liberadas al aire desde la incineradora de residuos sólidos urbanos en el año 1999 está comprendido entre 6,0E-4 y 1,3E-3 g I-TEQ/año.

Lodos destinados a vertederos exteriores (f71), plantas de compostaje (f72), centros de recogida de residuos (f73) y suelos agrícolas (f75)

Tomando datos de noventa plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas y rurales en Cataluña, Eljarrat et al. (1999) determinaron que la concentración de PCDD/Fs en lodos procedentes de plantas depuradoras está entre 7 y 160 ng I-TEQ/kg de peso seco.

En 1998, según una comunicación de la Junta de Residus, los lodos que se generaron en las EDARs de la provincia de Tarragona fueron destinados a suelos agrícolas, planta de compostaje, vertederos industriales en el exterior de la provincia, y centros de recogida de residuos. Las cantidades, en peso seco, se especifican en la Tabla 4.37. Se ha supuesto que las cantidades generadas en 1998 son aproximadamente las mismas que en el año 1999. Los flujos respectivos calculados para dioxinas se esquematizan en la Tabla 4.37.

Tabla 4.37. Flujos de PCDD/F procedentes de lodos de depuradora

Destino	Peso seco tm	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Suelos agrícolas	4.891	0,034237	0,78256
Compostaje	3.800	0,0266	0,608
Centros de recogida de residuos	25	0,000175	0,004
Vertederos fuera de la provincia	105	0,000735	0,0168

En resumen, los flujos de PCDD/Fs en lodos destinados a vertederos exteriores (f71), plantas de compostaje (f72), centros de recogida de residuos (f73) y suelos agrícolas (f75), son, respectivamente, 0,001-0,02; 0,03-0,61; 0,00-0,004; y 0,03-0,78 g I-TEQ/año.

Uso de pesticidas (f63)

Utilizando los cálculos del apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, el total de PCDD/Fs procedente de pesticidas en el año 1999 está comprendido entre 0,01 y 0,02 g I-TEQ/año.

Lixiviados de transformadores y condensadores (f70)

Según se ha calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, los lixiviados al suelo procedentes del PCBs en transformadores y condensadores en la provincia de Tarragona representan un total anual de PCDD/Fs entre 0,02 y 0,03 g I-TEQ/año.

Residuos sólidos de incendios forestales (f77)

Los cálculos del apartado del inventario de fuentes del presente trabajo indican que el flujo de PCDD/Fs que contaminan los residuos sólidos de incendios forestales en el año 1999, está comprendido entre 0,03-10,26 g I-TEQ/año.

Nutrición humana por productos vegetales (f29), alimentos de origen animal (f50) y pescados (f34)

Aunque la exposición humana a PCDD/Fs puede ocurrir a través de diversos itinerarios, tienen particular importancia las exposiciones a través de la ingesta de alimentos contaminados. En efecto, algunos investigadores han señalado que la cadena alimenticia

contabiliza el 99% de la exposición humana a PCDD/Fs, mientras que la inhalación ocupa el 1% restante (Travis y Hattemer-Frey 1990).

La estimación de la ingesta humana de PCDD/Fs se basa en los datos de concentraciones de PCDD/Fs para diversas clases de alimentos obtenidos en nuestro laboratorio (Domingo et al. 1999a), tal como se especifica en la Tabla 4.38.

Tabla 4.38. Concentraciones de PCDD/Fs en alimentos

Clase	C inf.	C sup.	Unidades
Vegetales	0,56	2,02	ng I-TEQ/kg seco
Cereales	0,45	0,70	ng I-TEQ/kg seco
Frutas	0,34	0,68	ng I-TEQ/kg seco
Aceite	0,51	0,76	ng I-TEQ/kg grasa
Carnes	0,69	1,97	ng I-TEQ/kg grasa
Huevos	0,96	1,48	ng I-TEQ/kg grasa
Leche	1,02	2,41	ng I-TEQ/kg grasa
Derivados lácticos	1,00	1,50	ng I-TEQ/kg grasa
Pescados y mariscos	2,55	10,89	ng I-TEQ/kg grasa

Las Tablas 4.39, 4.40 y 4.41 presentan los flujos de PCDD/Fs procedentes de la ingesta de alimentos de origen vegetal, animal, y marino en un año; y para una población total de la provincia de Tarragona igual a 574.676 habitantes. Peso seco indica el porcentaje en peso seco del alimento vegetal, y R_g el porcentaje de grasa de los alimentos de origen animal y marino.

Tabla 4.39. Flujos de ingesta de origen vegetal

	Consumo g/día/persona	Peso seco	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Vegetales	122	0,2	2,86E-3	1,03E-2
Cereales	194	0,8	1,46E-2	2,27E-2
Frutas	269	0,2	3,83E-3	7,67E-3
Aceite	45	1	4,81E-3	7,17E-3
TOTAL	-	-	2,61E-2	4,79E-2

Tabla 4.40. Flujos de ingesta de origen animal

	Consumo g/día/persona	R_g	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Carne	73	0,091	9,63E-4	2,74E-3
Huevos	29	0,098	5,74E-4	8,84E-4
Derivados lácticos	44	0,032	2,95E-4	4,43E-4
Leche entera	178	0,089	3,39E-3	8,01E-3
TOTAL	-	-	5,22E-3	1,20E-2

Tabla 4.41. Flujos de ingesta de pescado

	Consumo g/día/persona	R_g	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Pescados y mariscos	72	0,061	2,38E-03	1,02E-02

En resumen, los flujos de ingesta humana de productos vegetales (f29), alimentos de origen animal (f50) y pescados (f34) son, respectivamente, 0,03-0,05; 0,005-0,01 y 0,002-0,01 g I-TEQ/año.

Residuos sólidos urbanos de papel (f62), plástico (f65), materia textil (f69) y madera (f87)

Estudios publicados por investigadores del CSIC sobre el balance másico de dioxinas en los sistemas de incineración de Cataluña han sido de especial utilidad para el tratamiento de los flujos de los residuos sólidos urbanos (Abad et al. 1998, 2000). En ellos se detalla, en primer lugar, el porcentaje aproximado que representa cada uno de los materiales que componen el residuo sólido que entra en la incineradora (Abad et al. 1998). Estos componentes son la materia textil, la madera, los plásticos, el papel, los metales y la materia orgánica. También se han determinado los niveles medios de PCDD/Fs en cada una de estas fracciones (Abad et al. 2000). La Tabla 4.42 muestra estos resultados.

Tabla 4.42. Composición y niveles de PCDD/Fs en RSU

	Composición de RSU %	C inf. ng I-TEQ/kg	C sup. ng I-TEQ/kg
Papel	20	6,02	6,50
Plástico	11,8	20,65	22,89
Textil	7,6	140	170
Madera	3,8	2,24	3,18
Materia orgánica	46,5	0,12	5,30
Metales	3,3	-	-
Inerte	7,0	-	-

Según datos de la Junta de Residus del Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya, la cantidad de RSU generados en la provincia de Tarragona en 1999 fue de 338.344 tm (Junta de Residus 1999). Los flujos de contaminación por PCDD/Fs calculados en los residuos sólidos urbanos se muestran en la Tabla 4.43.

Tabla 4.43. Flujos de PCDD/F de origen de residuos sólidos urbanos

	NA tm	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Papel	67.668,9	0,40	0,44
Plástico	39.924,6	0,82	0,91
Textil	27.714,2	3,60	4,37

Madera	12.857,1	0,028	0,04
--------	----------	-------	------

Los intervalos de flujos anuales de PCDD/Fs en el papel, plástico, textil y madera de residuos sólidos urbanos son, respectivamente, 0,40-0,44; 0,82-0,91; 3,6-4,4, y 0,03-0,04 g I-TEQ/año.

Residuos sólidos urbanos de productos vegetales (f31), alimentos de origen animal (f51) y pescados (f36)

En la Tabla 4.42 puede verse que los residuos orgánicos suponen el 46,5% de los residuos sólidos urbanos totales. Para un número total de residuos de 338.344 tm, se deduce una cantidad absoluta de residuos orgánicos de 157.330,2 tm.

Los residuos de materia orgánica, los cuales proceden fundamentalmente de la alimentación humana, pueden ser de origen vegetal, de origen animal, y de pescado. La cantidad de residuos generada por cada clase se ha calculado a través del producto entre la cantidad total de residuos orgánicos urbanos generados en 1999 (157.330,2 tm) y la fracciones de residuo sólido de cada clase (R_n), los cuales se han considerado equivalentes a las proporciones de alimentos que ingieren los habitantes de la provincia de Tarragona (Domingo et al. 1999a). A continuación, los flujos se han calculado mediante el producto entre la cantidad de residuos para cada clase y las concentraciones de PCDD/Fs en ellas, las cuales son las mostradas en el apartado anterior sobre nutrición humana de productos vegetales (f29), alimentos de origen animal (f50) y pescados (f34).

En las Tablas 4.44, 4.45 y 4.46 se resumen las operaciones realizadas.

Tabla 4.44. Flujos de residuos sólidos urbanos de productos vegetales

	R _n	Cantidad tm	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Vegetales	0,118	18.707,8	2,09E-3	7,55E-3
Cereales	0,189	29.748,5	1,07E-2	1,66E-2
Frutas	0,262	41.249,3	2,80E-3	5,60E-3
Aceites	0,043	6.900,4	3,51E-3	5,24E-3
TOTAL	-	-	1,91E-2	3,50E-2

Tabla 4.45. Flujos de residuos sólidos urbanos de origen animal

	R _n	Cantidad tm	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Carnes	0,071	11.194,0	7,04E-4	2,01E-3
Huevos	0,028	4.446,9	4,19E-4	6,46E-4
Derivados lácticos	0,042	6.747,1	2,20E-4	5,20E-4
Leche entera	0,173	27.295,1	2,43E-3	3,64E-3
TOTAL	-	-	3,77E-3	6,82E-3

Tabla 4.46. Flujos de residuos sólidos urbanos de pescados

	R _n	Cantidad tm	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Pescados y mariscos	0,070	11.040,7	1,74E-3	7,44E-3

En resumen, los intervalos de los flujos de residuos sólidos urbanos calculados para los productos vegetales (f31), de origen animal (f51), y de pescados (f36) son 0,02-0,04; 0,003-0,007, y 0,002-0,008 g I-TEQ/año, respectivamente.

Residuos sólidos urbanos destinados a IRSU (f83), planta de compostaje (f80), vertederos (f81), centros de recogida de residuos (f82), otros vertidos fuera del sistema (f79), reciclaje de papel (f84) y reciclaje plástico (f85)

Según comunicaciones del año 2000 de la Junta de Residuos de la Generalitat de Catalunya, de la IRSU y de la planta de compostaje de RSU de la provincia de Tarragona, las 338.344 tm de residuos sólidos urbanos generados durante 1999 se gestionaron a través

de los procesos de incineración, reciclaje, vertederos controlados, compostaje, descarga en centros de recogida de residuos y gestiones realizadas en el exterior de la provincia. Las cantidades destinadas a cada proceso se detallan en la Tabla 4.47. Estudios del CSIC han indicado que la composición en PCDD/Fs por kg de residuo sólido urbano se sitúa entre 8,84 y 64,15 ng I-TEQ/kg (Abad et al. 2000). Con las cantidades destinadas a cada proceso y las concentraciones, se han calculado, tal como también se muestra en la Tabla 4.47, los intervalos de los diferentes flujos que salen del subsistema residuos sólidos urbanos.

Tabla 4.47. Cantidades de residuos sólidos urbanos y flujos salida del subsistema Residuos Sólidos Urbanos (RSU)

Destino	Cantidad tm	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Incineradora de residuos urbanos	144.000 ^b	1,27	9,23
Reciclaje de papel	11.005 ^{a,c}	0,066	0,072
Reciclaje de plástico	951,36 ^{a,c}	0,019	0,022
Planta de compostaje	1.300 ^d	0,011	0,083
Vertederos controlados	88.163 ^c	0,779	5,65
Centros de recogida de residuos	4.068,2 ^c	0,036	0,261
Gestión fuera de la provincia	88.857	0,785	5,7

^a valores de flujos hallados a partir de las concentraciones en papel y plástico (Abad et al. 2000)

^b comunicación de la IRSU

^c datos de la Junta de Residuos

^d comunicación de la planta de compostaje

Nutrición animal de productos vegetales (f30) y producción de alimentos de origen vegetal (f48)

Las dioxinas que contaminan las plantas se acumulan en los animales por ingestión de estas últimas. La cadena de alimentación que se ha considerado en este estudio tiene en cuenta exclusivamente los sectores porcino, ovino, avícola y bovino. Los sectores porcino y avícola pertenecen a la familia de los monogástricos, por lo que su medio habitual de alimentación se basa en piensos. La familia de los poligástricos, como los terneros y las ovejas, se alimentan principalmente de forrajes, tanto por ingestión directa como indirecta a través de piensos. Se ha partido de las concentraciones de PCDD/Fs en tejidos animales que han sido analizadas en nuestro laboratorio (Domingo et al. 1999a).

La cantidad de PCDD/Fs por cabeza de ganado se ha calculado mediante la fórmula:

$$Q=C*R_g*P$$

donde,

Q= cantidad de PCDD/Fs por cabeza de ganado (ng I-TEQ/cabeza),

C= concentración de PCDD/Fs por kg de grasa animal (ng I-TEQ/kg grasa),

R_g= proporción de grasa (kg grasa/kg carne),

P_c= peso canal medio (kg).

La Tabla 4.48 indica el valor de las variables empleadas para calcular la cantidad de PCDD/Fs por cabeza de ganado: los valores de las concentraciones de PCDD/Fs y de la proporción de grasa proceden de un estudio previo (Domingo et al. 1999a); el valor de peso del canal procede de Estadístiques Agraries i Pesqueres de Catalunya, Año 1998 (DARP 1998).

Tabla 4.48. Valores de C, R_g y P empleados para el cálculo de Q

	C inf. ng I-TEQ/kg grasa	C sup. ng I-TEQ/kg grasa	R_g	P_c kg
Porcino	0,69	1,11	0,122	75,9
Bovino	1,55	1,97	0,073	265,9
Ovino	1,76	1,76	0,073	12,75
Avicultura	0,72	1,57	0,095	1,96

En la Tabla 4.49 se presentan los intervalos calculados de la cantidad de PCDD/Fs por cabeza de ganado.

Tabla 4.49. Valores estimados de la cantidad de PCDD/Fs por cabeza de ganado

	Q inf. ng I-TEQ/cabeza	Q sup. ng I-TEQ/cabeza
Porcino	6,38	10,27
Bovino	30,41	38,65
Ovino	1,65	1,65
Avicultura	0,134	0,292

El subsistema de animales terrestres es dinámico, pues cada año ingresan y son sacrificadas un determinado número de cabezas para carne. El número de cabezas ingresadas en un año ha sido calculado mediante la expresión:

$$N_i = c * x_0 + c * r$$

$$r = (x_f - x_0) / c$$

donde,

N_i = número de cabezas de ganado ingresadas en un año,

c = ciclo productivo (año^{-1}),

x_f = número de cabezas a final del año,

x_0 = número de cabezas al inicio del año.

Del mismo modo, para el cálculo del número de cabezas sacrificadas en un año se ha empleado la expresión:

$$N_s = c * x_0 + (c - 1) * r$$

donde,

N_s = número de cabezas de ganado sacrificadas en un año,

c = ciclo productivo (año^{-1}),

x_f = número de cabezas a final del año,

x_0 = número de cabezas al inicio del año.

Los sectores porcino, ovino, bovino y avícola para carne se sacrifican según un ciclo productivo propio (c). Una comunicación de la Delegació en Tarragona del DARP, informa que los cerdos y las ovejas tienen un ciclo productivo de aproximadamente seis meses, los pollos lo tienen de tan sólo 45 días, y los terneros entre 8 y 10 meses. La Tabla 4.50 muestra los resultados de cabezas ingresadas y sacrificadas en la provincia de Tarragona en 1998, siendo x_0 el censo a finales de 1997 y x_f el censo a finales de 1998 (DARP 1997b,

1998). El valor del ciclo productivo ha sido facilitado por una comunicación de la Delegació territorial en Tarragona del DARP.

Tabla 4.50. Cálculo del número de cabezas de ganado ingresadas y sacrificadas anualmente

	x_0	x_f	c	N_i	N_s
Porcino	577.241	525.822	2	1.103.063	1.128.772,5
Bovino	18.053	15.117	1	15.117	18.053
Ovino	118.566	124.188	2	242.754	239.943
Avicultura para carne	9.240.000	9.957.000	8	74.637.000	74.547.375

Por otra parte, las Estadístiques Agràries i Pesqueres de Catalunya de 1998 aportan el dato de que en Tarragona se consumieron 180.010 tm de pienso para aves de puesta, y 240.000 tm para aves de carne (DARP 1998). El conocimiento de la concentración de PCDD/F en el pienso consumido por las aves, sería una buena medida del total de PCDD/F en el sector avícola. Este dato puede se ha obtenido mediante la siguiente fórmula:

$$C_{\text{pienso}} = C * R_g * R_{\text{pienso}}$$

donde,

C_{pienso} = concentración en ng I-TEQ/kg pienso,

R_g = proporción de grasa (kg de grasa/ kg de carne),

R_{pienso} = conversión global o kg carne total/kg pienso consumido.

Para un $R_{\text{pienso}} = 0,310$ (DARP 1998), se ha calculado un intervalo de C_{pienso} entre 0,021 y 0,046 ng I-TEQ/kg pienso consumido por aves.

Sobre un total de 420.010 tm de pienso consumidos por aves de puesta y para carne en 1998, se deduce un flujo de nutrición anual para el sector avícola entre 0,0089 y 0,0194 g I-TEQ/año.

Según la Tabla 4.51, el flujo calculado de entrada al subsistema animales terrestres (f30) está entre 0,02 y 0,03 g I-TEQ/año.

Tabla 4.51. Flujos de ingesta de PCDD/Fs en animales

	Cabezas ingresadas	Flujo sup. g I-TEQ/año	Flujo inf. g I-TEQ/año
Porcino	1.103.063	7,04E-3	1,13E-2
Bovino	15.117	4,59E-4	5,84E-4
Ovino	242.754	4,02E-4	4,02E-4
Avicultura	-	8,9E-3	1,94E-2
TOTAL	-	1,68E-2	3,17E-2

De modo análogo, el flujo calculado de salida por sacrificio de animales, tal como se muestra en la Tabla 4.52, está en el intervalo 0,018-0,034 g I-TEQ/año.

Tabla 4.52. PCDD/Fs en carne de animales producida

	Cabezas sacrificadas	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Porcino	1.128.772,5	7,21E-3	1,16E-2
Bovino	18.053	5,49E-4	6,97E-4
Ovino	239.943	3,97E-4	3,97E-4
Avicultura	74.547.375	9,99E-3	2,17E-2
TOTAL	-	1,81E-2	3,44E-2

Asimismo, en 1998 se produjeron en la provincia de Tarragona una cantidad de 1.134 tm de leche (DARP 1998), que para una concentración de PCDD/Fs entre 1,02 y 2,41 ng I-TEQ/kg grasa y una proporción de grasa (R_g) de 0,089 (Domingo et al. 1999a), resulta un flujo de salida del subsistema animales terrestres por producción de leche entre 1,0E-4 y 2,0E-4 g I-TEQ/año.

De modo análogo, el número de huevos producidos en la provincia en 1998 fue de 149.954.041 (DARP 1998), que para unas concentraciones de PCDD/Fs entre 0,96 y 1,48, una proporción de grasa (R_g) de 0,098 y un peso medio por huevo de 60 g, genera un flujo productivo comprendido entre 8,0E-4 y 1,3E-3 g I-TEQ/año.

De este modo, al sumar a los flujos de producción de carnes (0,018-0,034 g I-TEQ/año), el flujo de producción de leche (1,0E-4 - 2,0E-4 g I-TEQ/año) y el de producción de huevos

(8,0E-4 - 1,3E-3 g I-TEQ/año) ha resultado un flujo de producción de alimentos de origen animal (f48) entre 0,02 y 0,04 g I-TEQ/año.

Pesca (f33)

Una de las vías de entrada de PCDD/Fs en el hombre es a través de la ingesta de pescados, en cuya grasa se han bioacumulado estos contaminantes a partir de los nutrientes que están en contacto con los sedimentos fluviales y marinos. La pesca total marina en 1998 en los puertos de la provincia fue de 17.738.605 kg (DARP 1998). Esta cantidad, que ha sido extrapolado al año 1999, está repartida entre los puertos de S. Carles de la Ràpita, Les Cases d'Alcanar, Deltebre, L'Ametlla de Mar, L'Ampolla, Tarragona y Cambrils. Frente a estas cifras, se ha considerado insignificante la pesca fluvial. Para unas concentraciones de PCDD/Fs en el año 1999 entre 2,55 y 10,89 ng I-TEQ/kg de grasa (Domingo et al. 1999a), y una proporción en peso de grasa en el pescado (R_g) del 0,0619, se deduce un flujo de pesca entre 0,002 y 0,011 g I-TEQ/año.

Importación de madera (f13)

En el presente trabajo se ha supuesto que toda la madera utilizada en la provincia de Tarragona procede de países extranjeros. La Cambra de Comerç de Tarragona (1998) informó que en el año 1997 se importaron 31.791 tm de madera.

Según análisis del CSIC, la concentración de PCDD/Fs en la madera se halla entre 2,24 y 3,18 ng I-TEQ/kg (Abad et al. 2000). Para la provincia de Tarragona se ha estimado un flujo de PCDD/Fs de entrada de madera para el año 1999 situado entre 0,07 y 0,10 g I-TEQ/año.

Compost para abono (f25)

Según se ha calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, el total de PCDD/Fs procedente de compost para abono en el año 1999 está comprendido entre 0,006 y 0,09 g I-TEQ/año.

Emisiones al aire de incendios forestales (f88)

Atendiendo al inventario de fuentes del presente trabajo, el total de PCDD/Fs liberados al aire desde los bosques por incendios en el año 1999, las emisiones al aire procedentes de incendios forestales están comprendidas entre 0,046 y 0,46 g I-TEQ/año.

4.3.2.2. ECUACIONES DE TRANSFERENCIA

Se ha trabajado con la siguiente ecuación de transferencia:

$$ET_1: f74=0,028*f11$$

En efecto, según la Agencia medioambiental del Reino Unido, el flujo de las dioxinas que contaminan las aguas procedentes de una planta depuradora de aguas urbanas (f74) es aproximadamente el 2,8% del flujo de entrada, que coincide con el flujo generado en las plantas depuradoras de agua (f11) (UK Environmental Agency 1997).

4.3.2.3. ECUACIONES LINEALES ADICIONALES

Seis RLA han completado la información de entrada del modelo:

$$RLA_1: f76 = 0,01 * f77$$

$$RLA_2: f58 = 0,01 * f57$$

$$RLA_3: f23 = 0,01 * f24$$

$$RLA_4: f16 = 0,01 * f37$$

$$RLA_5: f18 = 1,35 * f20$$

$$RLA_6: f54 = 0,25 * f33$$

RLA₁, RLA₂ y RLA₃ describen que los flujos de aguas residuales procedentes de incendios forestales (f76), aguas residuales de incendios en vehículos (f58), y aguas residuales de incendios en edificios (f23) son el 1% de los respectivos flujos de residuos sólidos (f77, f57 y f24) (UK Environmental Agency 1997). Aunque ya se había calculado el valor de los flujos de aguas residuales en el apartado del inventario, para el Análisis de Flujos de Substancias se ha considerado más conveniente introducirlos como ecuaciones lineales adicionales.

RLA₄ expresa que el flujo de inhalación de PCDD/Fs en humanos (f16) supone el 1% del flujo de acumulación en tejido adiposo humano (f37) (Edulejee y Gair 1996).

Esta ecuación indica que, dado que la superficie marina del sistema es 1,35 veces mayor que la superficie terrestre correspondiente, la deposición húmeda en agua (f18) es, por consiguiente, 1,35 veces la deposición húmeda en suelo (f20).

En RLA₆ se ha supuesto que el flujo anual de nutrición de peces (f54) es el 25% de la pesca (f33). En efecto, si se considera un censo de peces constante en el tiempo e igual al número de peces capturados en el año, y si se asume que la vida media de los peces capturados es

de 4 años (comunicación de la Delegació a Tarragona del DARP), se concluye que el flujo de nutrición de PCDD/Fs de la población de peces equivale a un 25% del flujo de captura.

4.3.3. ESTIMACIÓN DE FLUJOS NO MEDIDOS

La Tabla 4.53 muestra los resultados de la Identificación del sistema. En ella, se ha especificado el intervalo estimado para cada flujo, el cambio de la media en los flujos redundantes, y la reducción del intervalo también en los flujos redundantes. Se ha hallado una solución unívoca para todos los flujos de PCDD/Fs, lo cual indica que no ha habido ciclos no medidos.

Tabla 4.53. Estimación de los flujos de PCDD/Fs en la provincia de Tarragona (g I-TEQ/año)

Flujo N°	Subsistema de a		Nombre	Clase	Medida Intervalo	Estimación Intervalo	Cambio de la media	Reducción del intervalo %
1	0	1	Entrada desde los alrededores atmosféricos	n.m.	n.d.	50,7-130,4	n.d.	inf
2	2	2	Generado en incendios de edificios	n.m.	n.d.	0,06-18,3	n.d.	inf
3	0	3	Residuos agroalimentarios destinados a planta de compostaje	red.	0,01-0,05	0,008-0,04	-0,003	5,6
4	0	10	Entrada de materiales especiales en la IRE	n.m.	n.d.	0,05-0,28	n.d.	inf
5	0	11	Generado en la industria	n.m.	n.d.	113,0-203,3	n.d.	inf
6	17	17	Generado en los vehículos	n.m.	n.d.	0,50-2,2	n.d.	inf
7	18	18	Generado en la IRSU	n.m.	n.d.	-1,2-4,7	n.d.	inf
8	0	20	Entrada de pesticidas	n.m.	n.d.	0,01-0,02	n.d.	inf
9	0	23	Entrada de material textil	n.m.	n.d.	3,6-4,4	n.d.	inf
10	24	24	Generado en transformadores y condensadores	n.m.	n.d.	0,02-0,03	n.d.	inf
11	25	25	Generado en plantas depuradoras de agua	n.m.	n.d.	0,27-1,2	n.d.	inf
12	26	26	Generado en incendios forestales	n.m.	n.d.	0,28-10,6	n.d.	inf
13	0	29	Importación de madera	n.red.	0,07-0,10	0,07-0,10	0,00	0,00
14	1	5	Deposición seca en cultivos	n.red.	0,001-0,002	0,001-0,002	0,00	0,00
15	1	5	Transferencia aire-hojas en cultivos	n.red.	0,03-0,17	0,03-0,17	0,00	0,00
16	1	9	Inhalación en humanos	n.m.	n.d.	0,001-0,001	n.d.	inf
17	1	16	Deposición seca en agua	n.red.	8,1-30,1	8,1-30,1	0,00	0,00
18	1	16	Deposición húmeda en agua	n.m.	n.d.	11,2-52,4	n.d.	inf
19	1	22	Deposición seca en suelo	n.red.	3,0-25,0	3,0-25,0	0,00	0,00
20	1	22	Deposición húmeda en suelo	n.red.	8,3-38,8	8,3-38,8	0,00	0,00
21	1	27	Deposición seca en bosques	n.red.	0,08-0,29	0,08-0,29	0,00	0,00
22	1	27	Transferencia aire-planta en bosques	n.red.	-3,4-12,1	-3,4-12,1	0,00	0,00
23	2	16	Aguas residuales de incendios en edificios	n.m.	n.d.	0,001-0,18	n.d.	inf
24	2	22	Residuos sólidos de incendios en edificios	n.red.	0,06-18,1	0,06-18,1	0,00	0,00
25	3	22	Compost de RSU para abonos	red.	0,006-0,09	0,03-0,09	0,01	30,0
26	4	22	Compost de lodos para abonos	n.m.	n.d.	0,03-0,61	n.d.	inf
27	5	6	Cosechas	n.m.	n.d.	0,04-0,18	n.d.	inf
28	6	0	Exportación de productos vegetales	n.m.	n.d.	-0,05-0,1	n.d.	inf
29	6	9	Nutrición humana de productos vegetales	n.red.	0,03-0,05	0,03-0,05	0,00	0,00
30	6	12	Nutrición animal de productos vegetales	n.red.	0,02-0,03	0,02-0,03	0,00	0,00
31	6	28	Residuos sólidos urbanos de productos vegetales	red.	0,02-0,04	0,02-0,04	0,00	0,00
32	7	7	Disminución en peces	n.m.	n.d.	0,001-0,009	n.d.	inf
33	7	8	Pesca	n.red.	0,002-0,01	0,002-0,01	0,00	0,00
34	8	9	Nutrición humana de pescados	n.red.	0,002-0,01	0,002-0,01	0,00	0,00
35	0	8	Importación de pescados	n.m.	n.d.	-0,003-0,01	n.d.	inf
36	8	28	Residuos sólidos urbanos de pescados	red.	0,002-0,008	0,002-0,008	0,00	0,00
37	9	9	Acumulación en tejido adiposo humano	n.m.	n.d.	0,04-0,06	n.d.	inf
38	10	1	Emisiones al aire de la IRE	n.red.	0,001-0,003	0,001-0,003	0,00	0,00

Flujo Nº	Subsistema de a		Nombre	Clase	Medida Intervalo	Estimación Intervalo	Cambio de la media	Reducción del intervalo %
39	10	0	Residuos sólidos de IRE a vertedero	n.red.	0,00-0,20	0,00-0,20	0,00	0,00
40	10	16	Aguas residuales de IRE	n.red.	0,002-0,11	0,002-0,11	0,00	0,00
41	11	1	Emisiones al aire procedentes de la industria	n.red.	0,90-2,26	0,90-2,26	0,00	0,00
42	11	16	Aguas residuales procedentes de la industria	n.red.	0,02-0,12	0,02-0,12	0,00	0,00
43	11	16	Descarga de aceites residuales procedentes de la industria	n.red.	0,005-0,02	0,005-0,02	0,00	0,00
44	11	19	Producción industrial de papel	n.red.	0,46-0,50	0,46-0,50	0,00	0,00
45	11	21	Producción industrial de plástico	n.red.	2,07-2,29	2,07-2,29	0,00	0,00
46	11	0	Residuos sólidos procedentes de la industria a vertederos exteriores	n.red.	108,7-199,0	108,7-199,0	0,00	0,00
47	12	12	Disminución en animales	n.m.	n.d.	-0,007-0,02	n.d.	inf
48	12	13	Producción de alimentos de origen animal	n.red.	0,02-0,04	0,02-0,04	0,00	0,00
49	13	0	Exportación de alimentos de origen animal	n.m.	n.d.	0,005-0,02	n.d.	inf
50	13	9	Nutrición humana de alimentos de origen animal	n.red.	0,005-0,01	0,005-0,01	0,00	0,00
51	13	28	Residuos sólidos urbanos de alimentos de origen animal	red.	0,003-0,007	0,003-0,007	0,00	0,00
52	14	14	Acumulación de RSU en vertederos	n.m.	n.d.	-0,36-4,0	n.d.	inf
53	15	22	Biodegradación de la basura	n.m.	n.d.	0,03-0,26	n.d.	inf
54	16	7	Nutrición de los peces	n.m.	n.d.	0,001-0,003	n.d.	inf
55	16	16	Acumulación en sedimentos	n.m.	n.d.	27,9-74,6	n.d.	inf
56	17	1	Emisiones al aire de vehículos	n.red.	0,14-1,4	0,14-1,4	0,00	0,00
57	17	22	Residuos sólidos de incendios en vehículos	n.red.	0,002-1,2	0,002-1,2	0,00	0,00
58	17	16	Aguas residuales de incendios en vehículos	n.m.	n.d.	0,00-0,01	n.d.	inf
59	18	0	Residuos sólidos de la IRSU	n.red.	1,9-4,6	1,9-4,6	0,00	0,00
60	18	1	Emisiones al aire de la IRSU	n.red.	0,001-0,001	0,001-0,001	0,00	0,00
61	19	0	Exportación de papel	n.m.	n.d.	0,10-0,16	n.d.	inf
62	19	28	Residuos sólidos urbanos de papel	red.	0,40-0,44	0,40-0,44	0,00	0,00
63	20	22	Uso de pesticidas	n.red.	0,01-0,02	0,01-0,02	0,00	0,00
64	21	0	Exportación de plástico	n.m.	n.d.	1,2-1,4	n.d.	inf
65	21	28	Residuos sólidos urbanos de plástico	red.	0,82-0,91	0,82-0,91	0,00	0,00
66	22	5	Asimilación en cultivos a través de la raíz	n.red.	0,00-0,002	0,00-0,002	0,00	0,00
67	22	22	Acumulación en suelos	n.m.	n.d.	35,0-80,8	n.d.	inf
68	22	27	Asimilación en árboles a través de la raíz	n.red.	0,002-0,02	0,002-0,02	0,00	0,00
69	23	28	Residuos sólidos urbanos de materia textil	red.	3,6-4,4	3,6-4,4	0,04	0,26
70	24	22	Lixiviados de transformadores y condensadores	n.red.	0,02-0,03	0,02-0,03	0,00	0,00
71	25	0	Lodos destinados a vertederos exteriores	n.red.	0,001-0,02	0,001-0,02	0,00	0,00
72	25	4	Lodos destinados a plantas de compostaje	n.red.	0,03-0,61	0,03-0,61	0,00	0,00
73	25	15	Lodos destinados a centros de recogida de residuos	n.red.	0,00-0,004	0,00-0,004	0,00	0,00

Flujo N°	Subsistema de a		Nombre	Clase	Medida Intervalo	Estimación Intervalo	Cambio de la media	Reducción del intervalo %
74	25	16	Aguas procedentes de plantas depuradoras	n.m.	n.d.	0,007-0,04	n.d.	inf
75	25	22	Lodos destinados a suelos agrícolas	n.red.	0,03-0,78	0,03-0,78	0,00	0,00
76	26	16	Aguas residuales de incendios forestales	n.m.	n.d.	0,001-0,10	n.d.	inf
77	26	22	Residuos sólidos de incendios forestales	n.red.	0,03-10,3	0,03-10,3	0,00	0,00
78	27	22	Biodegradación de bosques	n.m.	n.d.	-3,3-12,3	n.d.	inf
79	28	0	Residuos sólidos urbanos destinados a alrededores	red.	0,79-5,7	-0,37-4,0	-1,4	11,4
80	28	3	Residuos sólidos urbanos destinados a plantas de compostaje	red.	0,01-0,08	0,007-0,06	-0,01	22,2
81	28	14	Residuos sólidos urbanos destinados a vertederos	red.	0,78-5,7	-0,36-3,9	-1,4	11,2
82	28	15	Residuos sólidos urbanos destinados a centros de recogida de residuos	red.	0,04-0,26	0,03-0,26	-0,003	0,00
83	28	18	Residuos sólidos urbanos destinados a IRSU	red.	1,3-9,2	-1,1-4,1	-3,8	34,1
84	28	19	Reciclaje de papel	red.	0,06-0,07	0,06-0,07	0,00	0,00
85	28	21	Reciclaje de plástico	red.	0,02-0,03	0,02-0,03	0,00	0,00
86	29	22	Contaminación en el suelo a través de PCP	n.m.	n.d.	0,04-0,07	n.d.	inf
87	29	28	Residuos sólidos urbanos de la madera	red.	0,03-0,04	0,03-0,04	0,00	0,00
88	26	1	Emisiones al aire de incendios forestales	n.red.	0,05-0,46	0,05-0,46	0,00	0,00

n.d.: no determinados ; red.: redundantes ; n.red.: no redundantes; n.m.: no medidos; inf: intervalo finito después de la estimación.

4.3.4. VALIDACIÓN DE FLUJOS NO MEDIDOS

Una vez se ha completado la Identificación del sistema, se presenta la posibilidad de validar el modelo. Un modo consiste en comparar algunos flujos estimados o agrupaciones de flujos estimados con otros datos procedentes de análisis experimentales. En el presente trabajo, se han escogido dos flujos y dos agrupaciones de flujos: acumulación en suelos (f67), acumulación en sedimentos (f55), los flujos de entrada en el subsistema bosques: a) deposición seca en bosques (f21), b) transferencia aire-planta en bosques (f22) y c) asimilación en árboles a través de raíz (f68); y los flujos de entrada en el subsistema cultivos: a) deposición seca en cultivos (f14), b) transferencia aire-hoja en cultivos (f15) y c) asimilación en cultivos a través de la raíz (f66).

Acumulación en suelos (f67)

El flujo estimado de acumulación en suelos (f67) está dentro del intervalo 35,0-80,8 g I-TEQ/año, con una media de 57,9 g I-TEQ/año. Se ha decidido compararlo con un valor del flujo obtenido a partir de 36 muestras de suelo de la provincia de Tarragona, recogidas y analizadas por nuestro laboratorio en 1996 y 1998 (Schuhmacher et al. 1996, 1997, 1998b; Domingo et al. 1999b). Con estos datos puede calcularse el incremento de concentración anual (ΔC):

$$\Delta C = (C_{1998} - C_{1996}) / 2$$

La Tabla 4.54 muestra las concentraciones de PCDD/Fs para las 36 muestras duplicadas para los años 1996 y 1998, junto con los incrementos de concentración anual.

Tabla 4.54. Incremento de concentración anual de PCDD/Fs en suelos

Muestra	C		ΔC ng I-TEQ/kg.año
	1996	1998	
1	1,35	1,22	-0,065
2	0,55	0,52	-0,015
3	0,9	0,41	-0,24
4	0,2	0,65	0,22
5	0,73	0,4	-0,16
6	0,56	0,12	-0,22
7	1,05	1,99	0,47
8	0,63	0,16	-0,23
9	0,60	0,34	-0,13
10	0,27	0,23	-0,02
11	0,59	0,26	-0,16
12	1,26	0,75	-0,25
13	0,46	0,13	-0,16
14	0,37	0,51	0,07
15	0,33	0,60	0,13
16	0,68	0,64	-0,02
17	0,36	0,22	-0,07
18	0,67	0,43	-0,12
19	0,81	3,68	1,43
20	0,53	0,66	0,065
21	1,11	1,07	-0,02
22	0,68	2,34	0,83
23	1,51	1,10	-0,20
24	0,17	1,02	0,42
25	0,36	0,75	0,19
26	0,13	0,45	0,16
27	0,19	1,01	0,41
28	0,22	1,00	0,39
29	0,59	1,94	0,67
30	0,65	0,15	-0,25
31	1,32	2,00	0,34
32	2,24	3,43	0,59
33	1,59	3,61	1,01
34	3,88	2,42	-0,73
35	1,09	0,84	-0,12
36	1,23	0,75	-0,24
MEDIA	0,82	1,05	0,11
VAR	0,23	0,97	0,17

El incremento de concentración media anual de PCDD/Fs en suelos es de 0,11 ng I-TEQ/kg, con una varianza de 0,17.

La Figura 4.11 muestra un gráfico con los valores de los incrementos de concentraciones anuales de las 36 muestras de suelos.

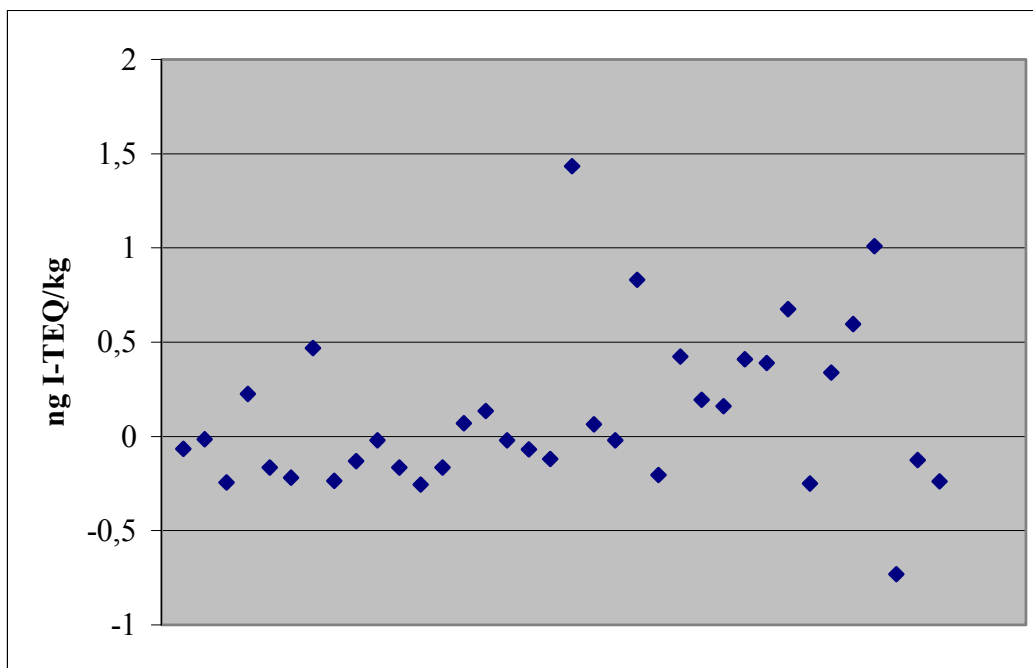


Fig.4.11. Incrementos de concentraciones anuales de PCDD/Fs en suelos de la provincia de Tarragona.

Las muestras fueron recogidas en profundidades no superiores a 5 cm. Por consiguiente, si se parte de un área de superficie terrestre de la provincia de Tarragona de 625.570 Ha, con una densidad media del suelo de 1.000 kg.m^{-3} , el peso del subsistema suelo es $3,12\text{E}11 \text{ kg}$. Para un incremento de concentración media anual de PCDD/Fs en suelos de $0,110 \text{ ng I-TEQ/kg}$ y varianza $0,176$, el flujo medio de acumulación durante 1999 es de $34,38 \text{ g I-TEQ/año}$, con una varianza de $17.190,9$. Se concluye que el valor medio del modelo es 1,7 veces superior al valor experimental, lo cual supone una buena validación.

Acumulación en sedimentos (f55)

El valor del flujo estimado para la acumulación en sedimentos se halla en el intervalo 27,9-74,6 g I-TEQ/año. La media aritmética es 51,6 g I-TEQ/año.

Se ha realizado una estimación indirecta de la acumulación anual en sedimentos a través de datos relativos a contaminación en PCBs. Tolosa et al. (1995) determinaron las concentraciones de PCBs en 6 muestras de sedimentos tomadas en la zona Ebro prodelta de la costa de la provincia de Tarragona. Los valores fueron 12,9; 24,2; 9,4; 33,6; 30,8 y 3,2 ng/g peso seco. La media de estas concentraciones es 19,0 ng I-TEQ/g peso seco, y la varianza 151,6.

Los mismos investigadores atribuyen una velocidad de sedimentación a la zona $V_{\text{sed}}=0,20$ cm/s (Tolosa et al. 1995). Asimismo, otros investigadores han trabajado con un valor de la densidad de los sedimentos marinos igual a 130 kg ps/m^3 (Harrad et al. 1994). Datos de concentraciones de PCDD/Fs y PCBs en tejidos de peces del río Ebro capturados en la zona anterior al polígono industrial de Flix, muestran una relación aproximada entre PCDD/Fs y PCBs igual a la unidad, ambos en unidades I-TEQs (Cabes et al. 1999). La propiedad de que la contaminación de PCDD/Fs y PCBs en peces procede mayoritariamente de la contaminación en sedimentos por vía de nutrición, ha llevado a considerar la proporción $\frac{C_{\text{PCDD/Fs}}}{C_{\text{PCBs}}} = 1$ también para el subsistema sedimentos. Por otra parte, se ha considerado que la concentración en unidades de g I-TEQ PCBs debe multiplicarse por un factor de 1.000 para obtener la concentración en g PCBs (Cabes et al. 1999).

Para una superficie total de sedimentos de $8,449\text{E}9 \text{ m}^2$, que es la suma de la superficie fluvial de la provincia (4.870 Ha) y los 8.400 km^2 de superficie marina, resulta un flujo medio anual de PCDD/Fs igual a 41,8 g I-TEQ/año, con una varianza de 732,0. Se concluye que el flujo estimado es 1,2 veces superior al flujo experimental, lo cual supone también en buena validación.

Flujos de entrada en vegetales (f21, f22 y f68)

El flujo estimado de entrada en el subsistema vegetales, que es la suma del flujo deposición seca en vegetación ($f_{21}= 0,08-0,29$ g I-TEQ/año), transferencia aire-planta en vegetación ($f_{22}= -3,4-12,1$ g I-TEQ/año) y asimilación en planta a través de raíz ($f_{68}=0,002-0,02$ g I-TEQ/año), tienen un valor, en forma de intervalo, de $-2,32-12,41$ g I-TEQ/año. Si se considera una distribución normal, el valor de la media aritmética es 4,5 g I-TEQ/año.

Según experimentaciones llevadas a cabo por nuestro laboratorio en 39 muestras correspondientes a 1998 (Schuhmacher et al. 1998c; Domingo et al. 1999c), las concentraciones de PCDD/Fs en vegetales tienen un valor medio de 0,26 ng I-TEQ/peso seco y una varianza de 0,01. Se ha considerado un tiempo de vida media de los vegetales de un año. Para una biomasa seca arbustiva de 3.440.635 tm y una biomasa seca forestal de 205.300 tm, ha resultado un flujo neto de entrada experimental de 0,92 g I-TEQ/año y varianza de 0,13. En comparación con la media del flujo estimado por el modelo, 4,5 g I-TEQ/año, los flujos de entrada experimentales son pues 5 veces más pequeños, de lo que se deduce que para este flujo la validación es menos buena.

Flujos de entrada en cultivos (f14, f15 y f66)

El flujo neto de entrada en el subsistema cultivos es la suma de la deposición seca en cultivos ($f_{14}=0,001-0,002$ g I-TEQ/año), la transferencia aire-planta en cultivos ($f_{15}=0,03-0,17$ g I-TEQ/año) y la asimilación en cultivos a través de la raíz ($f_{66}=0,00-0,002$ g I-TEQ/año). El resultado corresponde a un intervalo de 0,03-0,17 g I-TEQ/año. La media aritmética, al considerarla como distribución normal, es 0,1 g I-TEQ/año.

Las concentraciones de PCDD/Fs en alimentos de la provincia de Tarragona de origen vegetal en 1999 son útiles para realizar la validación con esta clase de flujos. La Tabla 4.55 muestra las concentraciones determinadas en nuestro laboratorio (Domingo et al. 1999a):

Tabla 4.55. Concentraciones en peso seco de PCDD/Fs en alimentos de origen vegetal de la provincia de Tarragona (1999)

	C inf. ng I-TEQ/kg peso seco	C sup. ng I-TEQ/kg peso seco
Cereales	0,45	0,70
Vegetales	0,56	2,02
Fruta	0,34	0,68

El cálculo del flujo de entrada de PCDD/Fs en las producciones de cultivos se basa en el producto entre la producción, el porcentaje de peso seco (R_s), y las concentraciones. Los datos de la producción se han obtenido de Estadístiques Agràries i Pesqueres de Catalunya de 1998 (DARP 1998). Los resultados se muestran en la Tabla 4.56.

Tabla 4.56. Producciones y flujos de entrada de PCDD/Fs en alimentos de origen vegetal

Clase		Producción tm ^a	R_s	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Cereales	grano	214.835	0,8	0,077	0,120
	paja	60.195	0,2	6,74E-3	0,024
Legumbres	grano	429	0,2	4,80E-5	1,73E-4
	paja	484	0,2	5,42E-5	1,95E-4
Tubérculos	-	29.718	0,2	3,32E-3	0,012
Forrajes	-	18.650	0,2	2,08E-3	7,53E-3
Hortalizas	-	179.189	0,2	0,020	0,072
	-	-	-	-	-
Frutas	secas	27.488	0,8	7,47E-3	0,014
	otras	52.114	0,2	3,54E-3	7,08E-3
Cítricos	-	86.459	0,2	5,87E-3	1,17E-2
Viña	-	202.310	0,2	0,013	0,027
Aceituna	-	74.810	0,2	5,08E-3	0,010
TOTAL	-	-	-	0,145	0,308

^a ref. DARP (1998)

Según las medidas experimentales, el flujo neto de entrada de PCDD/Fs en cultivos está en el intervalo 0,145-0,308 g I-TEQ/año. Al comparar la media experimental (0,23 g I-TEQ/año) con la media calculada (0,1 g I-TEQ/año), la primera es el doble de la segunda, lo cual puede considerarse un buen índice de validación.

Los resultados de la validación se resumen en la Tabla 4.57.

Tabla 4.57. Resultados de la validación del modelo

Flujo	Calculado		Experimental
Acumulación en suelo	57,9	f67	34,4 Schuhmacher et al. 1997, 1998b; Domingo et al. 1999b
Acumulación en sedimentos	51,3	f55	41,8 Tolosa et al. 1995
Flujos de entrada en bosques	4,5	f21+f22+f68	0,92 Schuhmacher et al. 1998c; Domingo et al. 1999b
Flujos de entrada en cultivos	0,10	f14+f15+f66	0,23 Domingo et al. 1999a

4.3.5. ESTIMACIÓN DE LOS COEFICIENTES DE TRANSFERENCIA DEL SISTEMA

Asimismo, el software utilizado ha permitido calcular también los coeficientes de transferencia de los flujos de salida para cada uno de los subsistemas. Los resultados se presentan en la Tabla 4.58.

Tabla 4.58. Estimación de los coeficientes de transferencia para cada subsistema

N°	CTs
1	$f_{22}=0,05*f_{f1}$; $f_{22}=0,05*f_{f38}$; $f_{22}=0,05*f_{f41}$; $f_{22}=0,05*f_{f56}$; $f_{22}=0,05*f_{f60}$; $f_{22}=0,05*f_{f88}$
2	$f_{23}=0,01*f_2$ $f_{24}=0,99*f_2$
3	$f_{25}=1,00*f_3$; $f_{25}=1,00*f_{f80}$
4	$f_{26}=1,00*f_{f72}$
5	$f_{27}=1,00*f_{f14}$; $f_{27}=1,00*f_{f15}$; $f_{27}=1,00*f_{f66}$
6	$f_{28}=0,24*f_{f27}$ $f_{29}=0,32*f_{f27}$ $f_{30}=0,20*f_{f27}$ $f_{31}=0,24*f_{f27}$
7	$f_{33}=1,00*f_{f32}$; $f_{33}=1,00*f_{f54}$
8	$f_{34}=0,55*f_{f33}$; $f_{34}=0,55*f_{f35}$ $f_{36}=0,45*f_{f33}$; $f_{36}=0,45*f_{f35}$
9	$f_{37}=1,00*f_{f16}$; $f_{37}=1,00*f_{f29}$; $f_{37}=1,00*f_{f34}$; $f_{37}=1,00*f_{f50}$
10	$f_{38}=0,01*f_4$ $f_{39}=0,63*f_4$ $f_{40}=0,35*f_4$
11	$f_{41}=0,01*f_5$ $f_{42}=0,00*f_5$ $f_{43}=0,00*f_5$ $f_{44}=0,00*f_5$ $f_{45}=0,01*f_5$ $f_{46}=0,97*f_5$
12	$f_{48}=1,00*f_{f30}$; $f_{48}=1,00*f_{f47}$

N°	CTs
13	f49=0,52*f48 f50=0,30*f48 f51=0,19*f48
14	f52=1,00*f81
15	f53=1,00*f73; f53=1,00*f82
16	f54=0,00*f17; f54=0,00*f18; f54=0,00*f23; f54=0,00*f40; f54=0,00*f42; f54=0,00*f43; f54=0,00*f58; f54=0,00*f74; f54=0,00*f76 f55=1,00*f17; f55=1,00*f18; f55=1,00*f23; f55=1,00*f40; f55=1,00*f42; f55=1,00*f43; f55=1,00*f58; f55=1,00*f74; f55=1,00*f76
17	f56=0,12*f6 f57=0,88*f6 f58=0,01*f6
18	f59=1,00*f7; f59=1,00*f83 f60=0,00*f7; f60=0,00*f83
19	f61=0,24*f44; f61=0,24*f84 f62=0,76*f44; f62=0,76*f84
20	f63=1,00*f8
21	f64=0,61*f45; f64=0,61*f85 f65=0,39*f45; f65=0,39*f85
22	f68=0,00*f19; f68=0,00*f20; f68=0,00*f24; f68=0,00*f25; f68=0,00*f26; f68=0,00*f53; f68=0,00*f57; f68=0,00*f63; f68=0,00*f70; f68=0,00*f75; f68=0,00*f77; f68=0,00*f78; f68=0,00*f86
23	f69=1,00*f9
24	f70=1,00*f10
25	f71=0,01*f11 f72=0,42*f11 f73=0,00*f11 f74=0,03*f11 f75=0,54*f11
26	f76=0,01*f12 f77=0,94*f12 f88=0,05*f12
27	f78=1,00*f21; f78=1,00*f22; f78=1,00*f68
28	f79=0,34*f31; f79=0,34*f36; f79=0,34*f51; f79=0,34*f62; f79=0,34*f65; f79=0,34*f69; f79=0,34*f87 f80=0,01*f31; f80=0,01*f36; f80=0,01*f51; f80=0,01*f62; f80=0,01*f65; f80=0,01*f69; f80=0,01*f87 f81=0,34*f31; f81=0,34*f36; f81=0,34*f51; f81=0,34*f62; f81=0,34*f65; f81=0,34*f69; f81=0,34*f87 f82=0,03*f31; f82=0,03*f36; f82=0,03*f51; f82=0,03*f62; f82=0,03*f65;

N°	CTs
	f82=0,03*f69; f82=0,03*f87 f83=0,28*f31; f83=0,28*f36; f83=0,28*f51; f83=0,28*f62; f83=0,28*f65; f83=0,28*f69; f83=0,28*f87 f84=0,01*f31; f84=0,01*f36; f84=0,01*f51; f84=0,01*f62; f84=0,01*f65; f84=0,01*f69; f84=0,01*f87 f85=0,00*f31; f85=0,00*f36; f85=0,00*f51; f85=0,00*f62; f85=0,00*f65; f85=0,00*f69; f85=0,00*f87
29	f86=0,60*f13 f87=0,40*f13

4.3.6. ANÁLISIS DE FLUJOS DE SUBSTANCIAS: DISCUSIÓN

Los flujos de PCDD/Fs de entrada en el sistema pueden dividirse en el flujo de entrada desde la atmósfera exterior al sistema (f_1) y los flujos de entrada de productos. El intervalo estimado para f_1 es 50,7-130,4 g I-TEQ/año. El valor medio, al considerarlo como una distribución normal, es 90,5 g I-TEQ/año. El resto de entradas son de diversa índole. En primer lugar está el flujo de entrada en las fuentes antropogénicas (F_2), que en este caso es la IRE ($f_4=0,04-0,28$ g I-TEQ/año). Después está el flujo de entrada en materiales (F_4), compuesto por la entrada del material textil ($f_9=3,6-4,4$ g I-TEQ/año), importación de madera ($f_{13}=0,07-0,10$ g I-TEQ/año), y entrada de pesticidas ($f_8=0,01-0,02$ g I-TEQ/año). Por último, figuran los residuos agroalimentarios destinados a planta de compostaje ($F_3=f_3=0,008-0,04$ g I-TEQ/año), así como el flujo de importación de pescados ($F_5=f_{35}=0,00-0,01$ g I-TEQ/año). Lo anterior asciende a un total de 3,7-4,9 g I-TEQ/año, con una media de 4,3 g I-TEQ/año. La entrada neta de PCDD/Fs al sistema provincia de Tarragona está dentro del intervalo 54,4-135,3 g I-TEQ/año, en el que el flujo de entrada desde el aire exterior al sistema constituye el 95%.

El valor del flujo de entrada desde la atmósfera exterior al sistema ($f_1=90,5$ g I-TEQ/año), es aproximadamente la diferencia entre la deposición global en la provincia de Tarragona y las emisiones al aire. La deposición global se divide, según el destino del flujo, en deposición a suelo (F_{21}), a sedimentos marinos (F_{20}), y a vegetales (F_{22}). La deposición a suelo es la suma de la deposición seca en suelo ($f_{19}=3,0-25,0$ g I-TEQ/año) y la deposición húmeda en suelo ($f_{20}=8,3-38,8$ g I-TEQ/año). El resultado (F_{21}) es de 11,3-63,8 g I-TEQ/año, con una media de 37,6 g I-TEQ/año. La deposición seca en agua ($f_{17}=8,1-30,1$ g I-TEQ/año) y la deposición húmeda en agua ($f_{18}=11,2-52,4$ g I-TEQ/año), componen el flujo agregado de entrada al subsistema sedimentos (F_{20}), el cual suma en total 19,3-82,5 g I-TEQ/año, con una media de 50,9 g I-TEQ/año. Por último, la deposición neta al subsistema agregado vegetales está compuesta por el flujo de transferencia aire-hoja en bosques ($f_{21}=-3,4-12,1$ g I-TEQ/año), deposición seca en bosques ($f_{21}=0,1-0,3$ g I-TEQ/año), transferencia aire-hoja en cultivos ($f_{15}=0,03-0,17$ g I-TEQ/año), y deposición seca en cultivos ($f_{14}=0,015-0,017$ g I-TEQ/año). El resultado de la deposición en vegetales

(F22) ha sido el intervalo $-3,2-12,6$ g I-TEQ/año, con media aritmética 4,7 g I-TEQ/año. La deposición global resultante presenta una media aritmética de 93,09 g I-TEQ/año, con unos límites entre 27,3 y 158,88 g I-TEQ/año. La Tabla 4.59 y la Figura 4.12 muestran los porcentajes calculados para cada flujo agregado.

Tabla 4.59. Contribuciones de los flujos de deposición

Flujo agregado	Nº	Valor medio g I-TEQ/año	Porcentaje %
Deposición a suelo	F21	37,6	40,3
Deposición a sedimentos	F20	50,9	54,6
Deposición a vegetales	F22	4,7	5,1

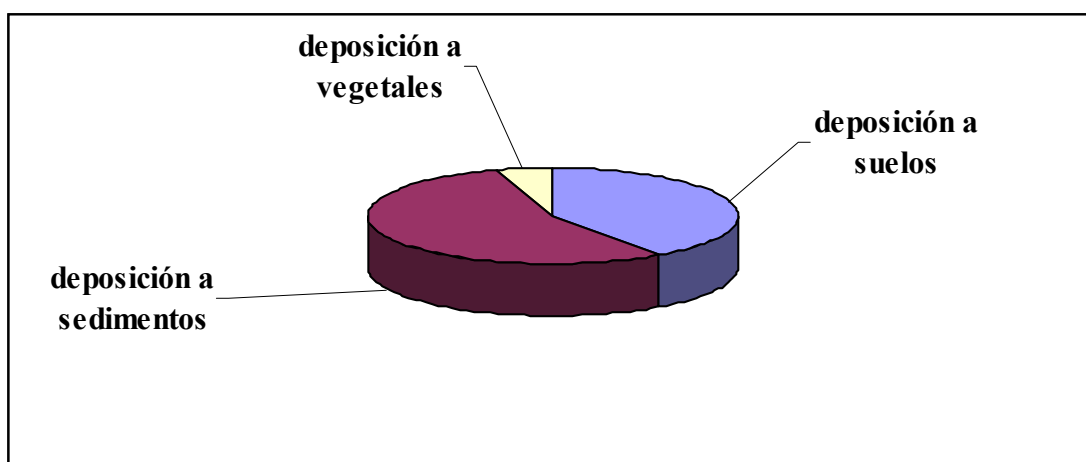


Fig. 4.12. Diagrama de sectores de los flujos de deposición de PCDD/Fs.

Las emisiones de fuentes antropogénicas (F23) al aire suponen la suma de las emisiones al aire de la IRE ($f38=0,001-0,003$ g I-TEQ/año), de la industria ($f41=0,9-2,2$ g I-TEQ/año), de la IRSU ($f60=0,001-0,001$ g I-TEQ/año), de los vehículos ($f56=0,14-1,39$ g I-TEQ/año), y de las emisiones al aire procedentes de incendios forestales ($f88=0,05-0,46$). El resultado (F23) presenta un intervalo de 1,09-4,05 g I-TEQ/año, de media 2,57 g I-TEQ/año.

El hecho de que el flujo de deposición global sea 40 veces superior al de las emisiones anuales al aire es la medida del desequilibrio en el balance de masas del sistema. Discrepancias en el balance de masas entre deposiciones y emisiones ya han sido descritas

por varios investigadores. Ninguna de las explicaciones que se han sugerido es la definitiva. Así, Baker y Hites (1999, 2000) han atribuido el desequilibrio en sus inventarios a una sobrestimación de la deposición. Según ellos, la extrapolación de concentraciones de PCDD/Fs de áreas industrializadas a regiones más remotas provoca un sesgo positivo respecto al valor real (Baker y Hites, 1999, 2000). Sin embargo, estos investigadores han concluido que cuando se toman valores experimentales en lugares lejanos a las fuentes de combustión, las estimaciones globales de deposición son todavía mucho mayores que las de emisión. Otros investigadores han señalado también que las concentraciones de PCDD/Fs en el aire están sujetas a variabilidad según la estación del año. En concreto, las concentraciones observadas en otoño/invierno exceden aquéllas medidas durante el verano, pudiendo varios factores influir en la estacionalidad (Lee et al. 1999; Lohmann et al. 1999). Entre éstos cabe citar los siguientes:

1. Degradación fotolítica y reacción con radicales hidroxilo generados por la luz solar. Un mayor flujo de luz solar provoca una mayor degradación fotolítica potencial y una mayor cantidad de reacciones con los radicales OH generados por la luz solar. Existe incertidumbre en la literatura sobre la significación de este proceso, pero se sabe que los congéneres menos clorados son más susceptibles de degradación atmosférica que las especies más cloradas.
2. Precipitación. La deposición húmeda, que es un proceso mayoritario de eliminación de *compuestos orgánicos semivolátiles* (SOCs) en la atmósfera, es más significativa en el periodo otoño/invierno que durante el verano, lo cual puede alterar las concentraciones de PCDD/Fs. Sin embargo, se considera que este factor no tiene excesiva importancia.
3. Vegetación. En las estaciones en que no se produce biomasa fresca, la vegetación tiene una menor capacidad de retener PCDD/Fs en fase gaseosa.
4. Capa límite atmosférica. Existe una gran estacionalidad en la altura de la atmósfera. Generalmente es más grande en verano que en invierno. Cuando la capa es menor, la dispersión de PCDD/Fs es menor y las concentraciones observadas son entonces mayores.

5. Fuentes estacionales. Existen fuentes de ámbito difuso cuyo funcionamiento depende de la estación. Las combustiones domésticas de carbón, madera y gas, ocurren de modo mayoritario durante los meses más fríos.
6. Trayectorias de las masas de aire. Para los SOCs el origen de las masas de aire es importante, sobre todo si se trata de una región industrial. El itinerario de la masa de aire desde el origen depende fundamentalmente de la dirección del viento.

En el presente trabajo se ha escogido la concentración de PCDD/Fs en el aire (C_a) del día 9 de Febrero de 1998, recogida en la población de Constantí como potencialmente representativa de la atmósfera de toda la provincia en 1999. Los factores de degradación fotolítica, vegetación, capa límite atmosférica, fuentes estacionales difusas, como la quema agrícola de arbustos, influyen potencialmente en que el valor de la concentración del aire seleccionada esté sobrestimada. Es probable que el origen de las masas de aire también haya influido en el valor elevado de la concentración. Según datos recogidos en la estación meteorológica de la Universidad Laboral de Tarragona por la Delegació Territorial en Tarragona del Departament de Medi Ambient, en el mes de Febrero de 1998 la velocidad media del viento fue de 1,7 m/s y la dirección media 25° . El valor de la dirección media ha llevado a suponer que la ruta de las masas de aire haya arrastrado PCDD/Fs, fundamentalmente de la provincia de Lleida, la cual es eminentemente agrícola, y está sujeta durante este mes del año a un volumen importante de quema de arbustos.

Se ha supuesto asimismo, que la concentración de PCDD/Fs en el aire sobre el suelo es la misma que la concentración atmosférica sobre mar. Sin embargo, y con bastante seguridad, esta suposición ha conducido a una sobrestimación de los flujos de deposición seca y húmeda en el agua. En efecto, algunos investigadores han obtenido datos de concentraciones de PCDD/Fs en la atmósfera sobre el mar, que son significativamente menores a los correspondientes sobre suelo (Baker y Hites 1999).

Según la bibliografía, otra causa del desajuste deposición-emisión es la infraestimación de las emisiones a causa de fuentes desconocidas (Thomas et al. 1996; Baker y Hites, 2000). Técnicas de correlación de las emisiones mundiales de PCDD/Fs con las de CO_2 , sobre los

que se posee más datos, han señalado que el desequilibrio tampoco se explica completamente por esta causa. Una fuente emisora importante de PCDD/Fs que no ha sido considerada en el presente trabajo por la dificultad de acceder a cifras fiables del nivel de actividad, es la quema de materiales agrícolas en los campos y la combustión doméstica de madera y otros materiales en estufas. Para ella, se ha postulado un factor de emisión similar al de los incendios forestales: 2 ng I-TEQ/kg (Thomas et al. 1996).

Se han señalado también a las reacciones fotoquímicas de PCDD/Fs con radicales hidroxilo como explicación del desajuste. Basados en la diferencia de perfiles de congéneres entre las emisiones de fuentes, dominadas por congéneres tetra y hexasustituídos, y los reservorios, dominados por octacongéneres, se ha establecido la hipótesis de que en la fase gaseosa de la atmósfera suceden reacciones rápidas entre los congéneres y los radicales OH. Estas reacciones serían más rápidas para los homólogos menos clorados, lo cual provocaría que en la atmósfera permanecieran las moléculas de PCDD/Fs más cloradas, las cuales desaparecerían en los reservorios mediante los procesos de deposición seca y húmeda (Baker y Hites 2000).

Por otra parte, está bien documentado que el pentaclorofenol (PCP), un agente conservante de la madera, ha contenido grandes cantidades de PCDD/Fs. La alta volatilidad de las moléculas de PCP es causa potencial de altos niveles de estos contaminantes en todos los compartimentos del Medio Ambiente, como de hecho ha sido observado. Algunos investigadores han sugerido que este PCP, mediante reacciones fotoquímicas, se convierte en la atmósfera en los congéneres OCDD y HpCDD, los cuales serían la fuente primaria de los PCDD/Fs en los reservorios (Baker y Hites 2000).

Los flujos de generación describen la formación de PCDD/Fs en el interior del subsistema. Se presentan cuando el valor de los flujos de salida del subsistema es superior al de los flujos de entrada. El intervalo entre 112,6 y 239,1 g I-TEQ/año de PCDD/Fs ha sido generado en fuentes antropogénicas (F16). El flujo de PCDD/Fs generado en la industria (f5) es el contribuyente mayoritario, con un intervalo igual a 113,0-203,3 g I-TEQ/año. Representa el 90% de los flujos de generación. Le siguen, con contribuciones

significativamente menores, el flujo generado en incendios de edificios ($f_2=0,06-18,3$ g I-TEQ/año), incendios forestales ($f_{12}= 0,28-10,6$ g I-TEQ/año), en la incineradora de RSU ($f_7=-1,2-4,7$ g I-TEQ/año), en los vehículos ($f_6=0,49-2,2$ g I-TEQ/año), y en transformadores y condensadores ($f_{10}=0,02-0,03$ g I-TEQ/año). En el subsistema de tratamiento de aguas residuales se han generado $F_{17}=0,27-1,2$ g I-TEQ/año, que corresponden exclusivamente al f_{11} . Las Figuras 4.13 y 4.14 muestran los diagramas de intervalos y de sectores de esta clase de flujos.

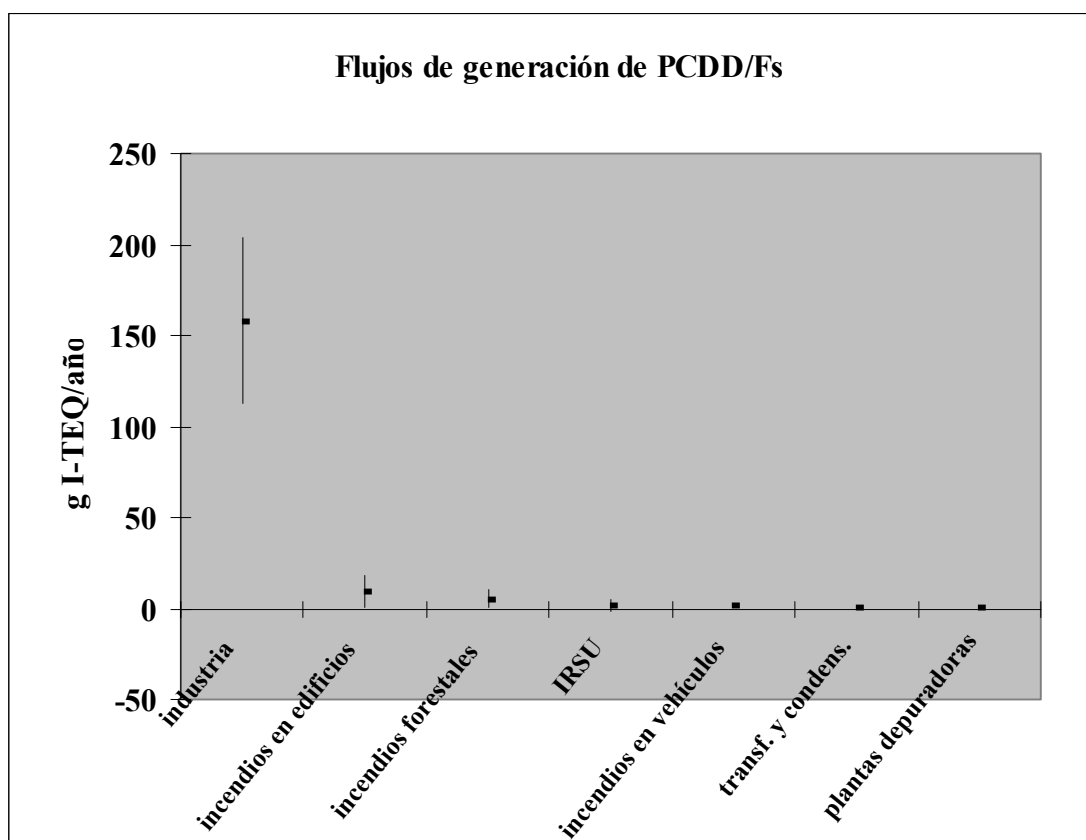
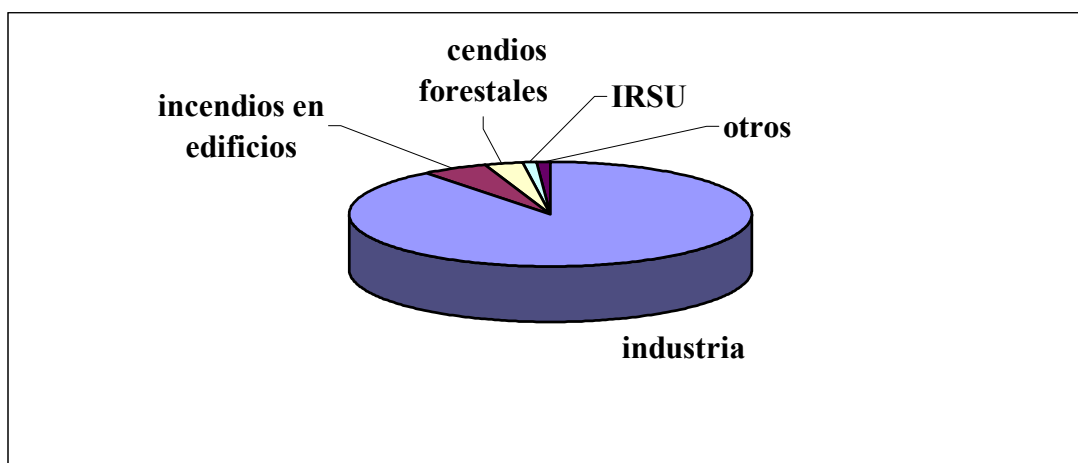


Fig. 4.13. Flujos de generación de PCDD/Fs en la provincia de Tarragona.



Las descargas de PCDD/Fs desde el subsistema agregado fuentes antropogénicas al subsistema agregado sedimentos (F25) son la suma de las aguas residuales de incendios en edificios ($f_{23}=0,001-0,181$ g I-TEQ/año), aguas residuales procedentes de la industria ($f_{42}=0,02-0,12$ g I-TEQ/año), aguas residuales de IRE ($f_{40}=0,002-0,112$ g I-TEQ/año), aguas residuales de incendios en vehículos ($f_{58}=0,00-0,01$ g I-TEQ/año), aguas residuales de incendios forestales ($f_{76}=0,001-0,10$ g I-TEQ/año), y descargas de aceites residuales que proceden de la industria ($f_{43}=0,005-0,023$ g I-TEQ/año). El intervalo total (F25) es $0,03-0,55$ g I-TEQ/año.

Las descargas de las fuentes antropogénicas al subsistema agregado suelo (F24) comportan la suma de los residuos sólidos de incendios en edificios ($f_{24}=0,06-18,1$ g I-TEQ/año), residuos sólidos de incendios en vehículos ($f_{57}=0,002-1,16$ g I-TEQ/año), lixiviados de transformadores y condensadores ($f_{70}=0,02-0,03$ g I-TEQ/año), y residuos sólidos de incendios forestales ($f_{77}=0,03-10,26$ g I-TEQ/año). La cantidad total (F24) es el intervalo $0,11-29,5$ g I-TEQ/año.

La acumulación anual de PCDD/Fs en la provincia de Tarragona se halla entre $62,6$ y $159,5$ g I-TEQ/año, con una media de $111,1$ g I-TEQ/año. La acumulación en sedimentos ($F_{12}=f_{55}=27,9-74,6$ g I-TEQ/año) y la acumulación en suelos ($F_{14}=f_{67}=35,0-80,8$ g I-TEQ/año) son los dos itinerarios principales. Cantidades más pequeñas son acumuladas en vertederos de residuos urbanos ($F_{13}=f_{52}=-0,35-4,0$ g I-TEQ/año) y en tejido adiposo humano ($F_{15}=f_{37}=0,04-0,06$ g I-TEQ/año).

Las Figuras 4.15 y 4.16 muestran los diagramas de intervalos y sectores de los flujos de acumulación, respectivamente.

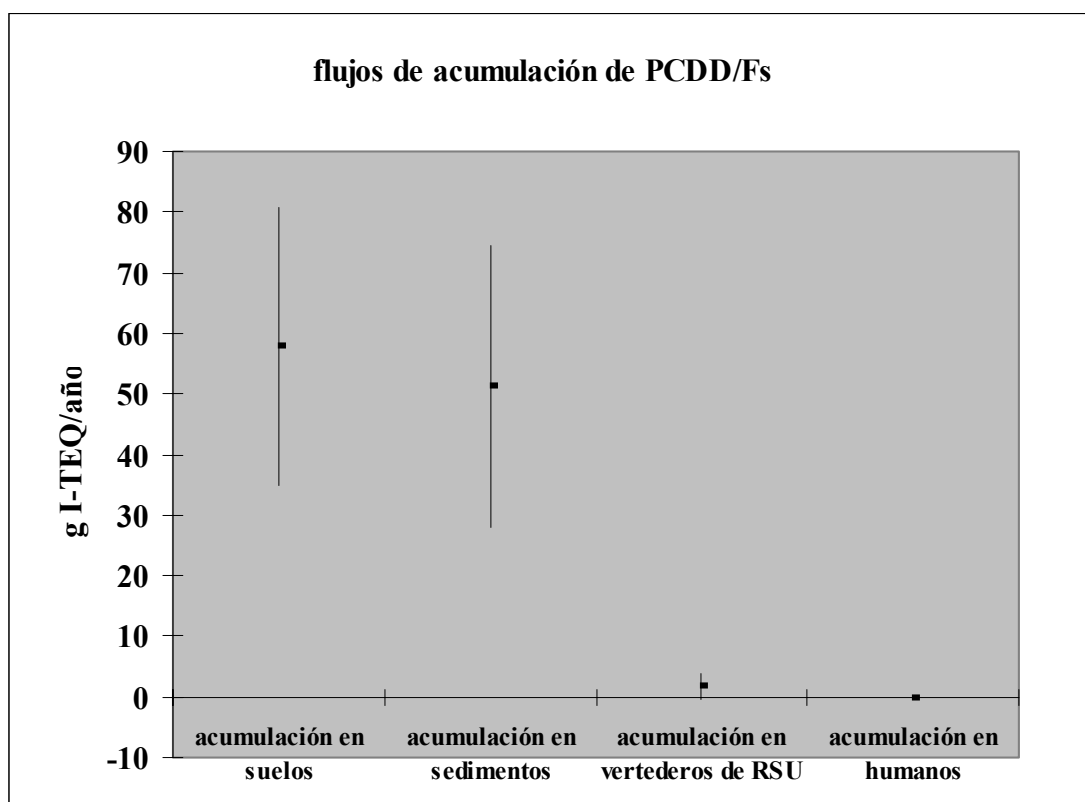


Fig. 4.15. Flujos de acumulación de PCDD/Fs en la provincia de Tarragona.

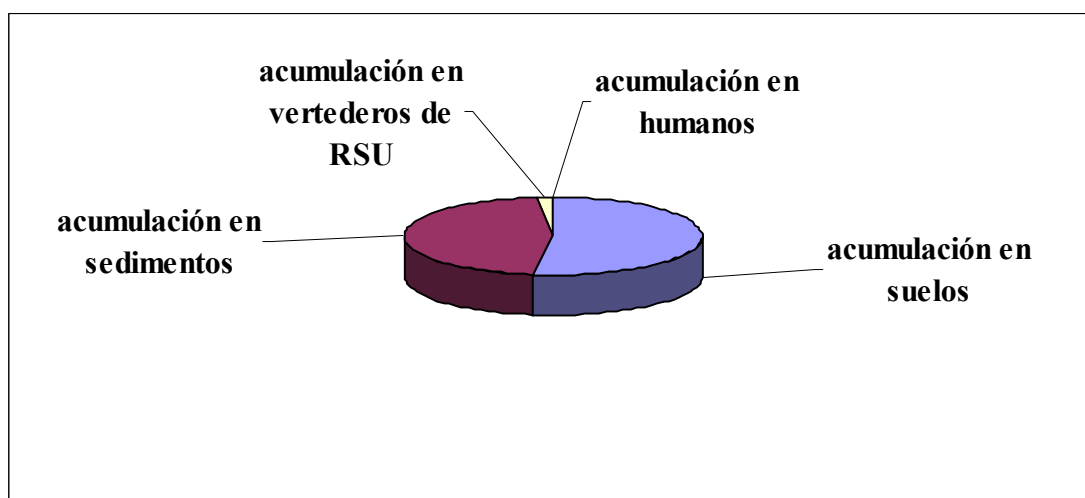


Fig. 4.16. Diagrama de sectores de los flujos de acumulación de PCDD/Fs.

Los flujos de disminución son también variables internas del sistema. La disminución en animales de granja debida a un decremento de la cabaña durante el año ($F19=f47=-0,007-$

0,02 g I-TEQ/año) y en peces debida a un tiempo de vida de cuatro años para estas especies ($F_{18}=f_{32}=0,00-0,01$ g I-TEQ/año) son los dos elementos del conjunto de flujos de disminución. Ambos suman 0,00-0,03 g I-TEQ/año, de media 0,015 g I-TEQ/año.

Como resultado de la anterior discusión, la Figura 4.17 presenta un esquema básico de flujos para el sistema provincia de Tarragona.

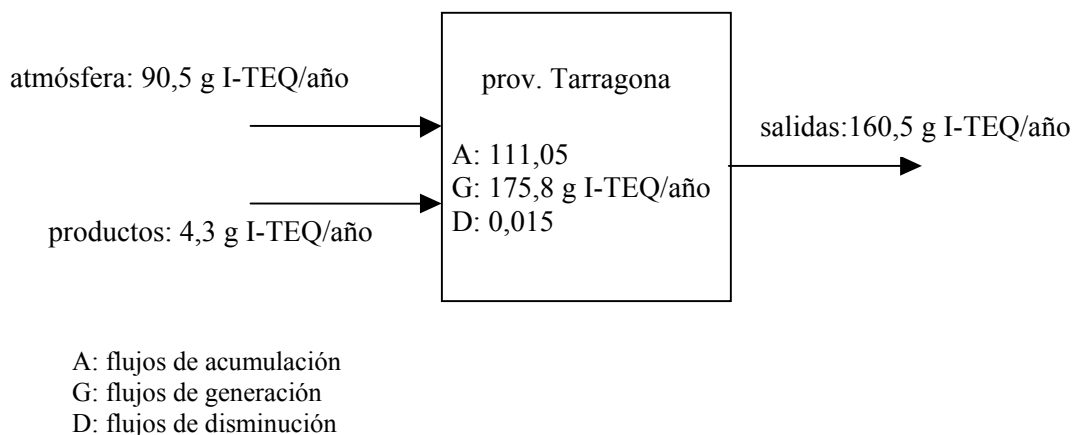


Fig. 4.17. Esquema básico de los flujos del sistema.

Con un valor entre 110,6 y 203,8 g I-TEQ/año, el flujo de salida del sistema procedente de las fuentes antropogénicas (F_6) constituye el 98% de los flujos de salida de la provincia de Tarragona. Está compuesto por el flujo de los residuos sólidos procedentes de la industria a vertederos exteriores ($f_{46}=108,7-199,0$ g I-TEQ/año), residuos sólidos de IRE a vertedero ($f_{39}=0,00-0,20$ g I-TEQ/año), y los residuos sólidos de la IRSU ($f_{59}=1,9-4,6$ I-TEQ/año). El resto de flujos de salida del sistema son: residuos sólidos urbanos destinados al entorno ($F_8=f_{79}= -0,36-4,0$ g I-TEQ/año), exportación de materiales ($F_9=1,3-1,6$ g I-TEQ/año), que es la suma de exportación de plástico ($f_{64}=1,2-1,4$ g I-TEQ/año) y exportación de papel ($f_{61}=0,10-0,16$ g I-TEQ/año), exportación de productos vegetales ($F_{11}=f_{28}=-0,05-0,1$ g I-TEQ/año), exportación de alimentos de origen animal ($F_7=f_{49}=0,005-0,02$ g I-TEQ/año), y lodos destinados a vertederos exteriores ($F_{10}=f_{71}= 0,001-0,02$ g I-TEQ/año). Las salidas suman en total 111,5-209,5 g I-TEQ/año, con una media de 160,5 g I-TEQ/año.

De los equipos de tratamiento de aguas se descargan en los suelos agrícolas dos flujos: compost para abono ($f_{26}=0,03-0,61$ g I-TEQ/año) y los lodos destinados a suelos agrícolas ($f_{75}=0,03-0,78$ g I-TEQ/año). El flujo agregado F31, que describe la suma total, se halla en el intervalo $0,06-1,39$ g I-TEQ/año.

El uso de pesticidas ($f_{63}=0,01-0,02$ g I-TEQ/año) y la contaminación de suelo a través del PCP ($f_{86}=0,04-0,07$ g I-TEQ/año) son los dos flujos que salen del subsistema agregado materiales para ser depositados en suelos. La suma de ambos (F26) asciende a $0,05-0,09$ g I-TEQ/año.

La biodegradación de la basura ($f_{53}=0,03-0,26$) y el compost para abono procedente de los residuos sólidos urbanos ($f_{25}=0,03-0,09$ g I-TEQ/año), son los dos flujos que tienen como origen el subsistema agregado de las plantas de tratamiento de RSU y destino el suelo. Suponen en total $F_{38}=0,06-0,35$ g I-TEQ/año. Otro conjunto de flujos que llegan al suelo es el procedente de la biodegradación de bosques y arbustos ($F_{28}=f_{78}=-3,3-12,3$ g I-TEQ/año).

Los RSU procedentes de materiales (F36) son de tres clases: de materia textil ($f_{69}=3,6-4,4$ g I-TEQ/año), de plástico ($f_{65}=0,82-0,91$ g I-TEQ/año) y de papel ($f_{62}=0,40-0,44$ g I-TEQ/año). El flujo neto desde el subsistema agregado materiales al subsistema agregado de plantas de tratamiento de RSU (F36) es $4,8-5,8$ g I-TEQ/año.

El flujo que tiene como origen el subsistema agregado de plantas de tratamiento de RSU y como destino el de materiales obedece al concepto de reciclaje de los materiales (F37). Consta de dos flujos elementales: reciclaje de papel ($f_{84}=0,06-0,07$ g I-TEQ/año) y reciclaje de plástico ($f_{85}=0,02-0,03$ g I-TEQ/año). La suma de ambos, que es F37, asciende a $0,08-0,10$ g I-TEQ/año.

Merece también especial atención el valor del flujo estimado debido a compost procedente de lodos ($f_{26}=0,02-0,60$ g I-TEQ/año), ya que puede ser incorporado al inventario global de descargas de PCDD/Fs en suelos por fuentes antropogénicas. Sin embargo, su

contribución es poco significativa en comparación con las descargas al suelo de la planta de percloroetileno.

El flujo calculado de acumulación de PCDD/Fs en tejido adiposo de humanos implica una ingesta diaria de PCDD/Fs por persona, vía ingestión e inhalación, de 243 pg I-TEQ/día/persona. El flujo a través de la cadena alimenticia representa hasta un 99% de la ingesta diaria de estos contaminantes. La TDI definida por la OMS para las dioxinas está actualmente entre 1 y 4 pg I-TEQ/kg peso. Este nivel conduce a una dosis máxima compatible con la salud humana de entre 70 y 280 pg I-TEQ/día para una adulto de 70 kg. La media es de 175 pg I-TEQ/día. La dosis diaria calculada en el presente trabajo es aproximadamente la misma que el TDI. Mientras que el flujo de PCDD/Fs por ingesta de vegetales tiene un valor entre 0,03 y 0,05 g I-TEQ/año, la ingesta de pescados y de alimentos de origen animal de granja supone 0,002-0,01 g I-TEQ/año, y 0,005-0,01 g I-TEQ/año, respectivamente. Estos intervalos implican unas contribuciones aproximadas de PCDD/Fs procedentes de la ingesta de vegetales, pescado y carne del 72, 12 y 16%, respectivamente. Si se consideran los flujos de generación como flujos también de entrada, estos contribuyen con el 70% a la cantidad neta de entradas de PCDD/Fs. El 27% corresponde a los flujos de entrada procedentes de la atmósfera. La Figura 4.18 muestra la contribución de cada una de las entradas.

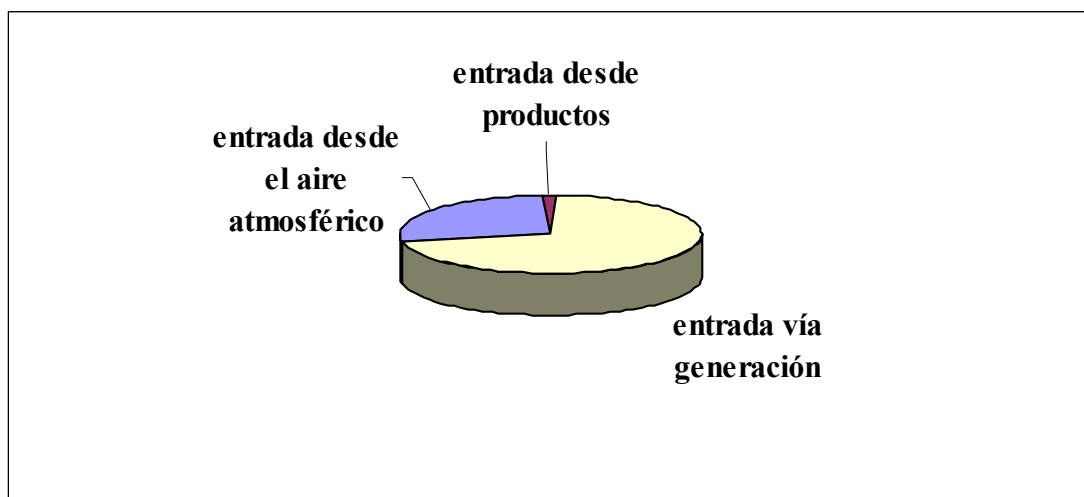


Fig.4.18. Diagrama de sectores de las entradas netas de PCDD/Fs a la provincia de Tarragona.

La Tabla 4.60 y la Figura 4.19 muestra los valores de los 44 flujos entre subsistemas agregados que han resultado del funcionamiento del modelo AFS.

Tabla 4.60. Flujos de PCDD/Fs (g I-TEQ/año) entre sistemas agregados

Nº	Subsistema de	a	Nombre	Valor
1	0	1	Entrada desde el aire exterior al sistema	50,7-130,4
2	0	2	Entrada a fuentes antropogénicas	0,04-0,28
3	0	4	Entrada a planta de tratamiento de RSU	0,01-0,04
4	0	6	Entrada de materiales	3,7-4,9
5	0	10	Alimentación de peces	0,00-0,01
6	2	0	Salida de fuentes antropogénicas	110-204
7	3	0	Exportación de alimentación animal	0,01-0,02
8	4	0	Salida de planta de tratamiento de RSU	-0,36-4,0
9	6	0	Exportación de materiales	1,3-1,6
10	8	0	Salida de planta de tratamiento de aguas residuales	0,00-0,02
11	11	0	Salida de vegetación	-0,05-0,10
12	2	2	Acumulación en sedimentos	27,9-74,6
13	4	4	Acumulación en planta de tratamiento de RSU	-0,35-4,0
14	7	7	Acumulación en suelos	35,0-80,8
15	9	9	Acumulación en tejido adiposo humano	0,04-0,06
16	0	2	Generación en fuentes antropogénicas	112,6-239,1
17	0	8	Generación en planta de tratamiento de aguas residuales	0,27-1,2
18	10	10	Disminución en peces	0,00-0,01
19	3	3	Disminución en animales	-0,007-0,02
20	1	5	Deposición al mar	19,3-82,5
21	1	7	Deposición al suelo	11,3-63,8
22	1	11	Deposición en vegetales	-3,2-12,6
23	2	1	Emisión de fuentes antropogénicas	1,1-4,1
24	2	7	Descargas antropogénicas a suelo	0,11-29,5
25	2	5	Descargas antropogénicas a agua	0,03-0,55
26	6	7	Descarga de productos a suelo	0,05-0,09
27	7	11	Asimilación a través de raíz	0,00-0,02
28	11	7	Biodegradación de vegetales	-3,26-12,3
29	1	9	Inhalación en humanos	0,001-0,001
30	2	6	Producción industrial de materiales	2,5-2,8
31	8	7	Descarga a suelos de la planta de tratamiento de aguas	0,06-1,39
32	11	4	Residuos sólidos urbanos de vegetales	0,02-0,04
33	11	3	Nutrición de animales	0,02-0,03
34	5	10	Alimentación de peces	0,00-0,003
35	8	4	De planta de tratamiento de aguas a planta de tratamiento de RSU	0,00-0,004
36	6	4	Residuos sólidos de materiales	4,9-5,8
37	4	6	Reciclaje	0,08-0,10
38	4	7	Lodos a suelos agrícolas	0,07-0,35

N°	Subsistema		Nombre	Valor
	de	a		
39	3	4	Residuos de animales	0,00-0,01
40	10	4	Residuos de pescados	0,002-0,008
41	10	9	Alimentación humana de pescado	0,00-0,01
42	3	9	Nutrición humana alimentos de origen animal	0,00-0,01
43	11	9	Alimentación humana de vegetales	0,03-0,05
44	8	5	Aguas residuales al mar	0,01-0,04

Corresponde a DiagrFlujos2.doc

Entre los flujos redundantes, solamente ocho han experimentado una variación de la media y una reducción de la anchura del intervalo, tal como se muestra en la Tabla 4.53. Coinciden con ser los flujos medidos de dos subsistemas desagregados: residuos sólidos urbanos (f28) y planta de compostaje de RSU (f3). En concreto, estos flujos son: los residuos agroalimentarios destinados a planta de compostaje (f3), que no experimenta cambio de media y presenta una reducción del intervalo del 5,6%; el compost para abono (f25), que tiene un cambio de la media de 0,01 y una reducción del intervalo del 30%; los residuos sólidos urbanos de materia textil (f69), con una variación de la media de 0,04 y una reducción del intervalo igual a 0,26%; los residuos sólidos urbanos destinados a alrededores (f79), que ha experimentado una variación de media negativa de $-1,4$, y una reducción del 11,4%; los residuos sólidos urbanos destinados a plantas de compostaje (f80), con un cambio de media, también negativo, de $-0,01$ y una reducción del intervalo del 22,2%; los residuos sólidos urbanos destinados a vertederos (f81), con un cambio de media de $-1,4$ y reducción del intervalo de 11,2%; los residuos sólidos urbanos destinados a centros de recogida de residuos (f82), con una variación de media de $-0,003$, y una reducción del intervalo nula; y, por último, el flujo de residuos sólidos urbanos destinados a la IRSU (f83), con un cambio de media de $-3,8$, y una reducción del intervalo del 34,1%.

En cuanto a la estimación de los coeficientes de transferencia (CTs), merece ser comentado que tres flujos tienen todos sus CTs igual a 0,00: f68 (Subs. n° 22), f54 (Subs. n° 16) y f60 (Subs. n° 18). Ello se debe a que los valores de los mencionados flujos son insignificantes frente a otros flujos de salida o flujos de acumulación. Para el caso de f68, el flujo de acumulación en suelos (f67) se lleva la mayor parte de las contribuciones de los flujos de entrada en el caso de nutrición de peces (f54). El flujo de salida acumulación en sedimentos (f55) se lleva también toda la contribución. Por último, para las emisiones al aire de la IRSU (f60), el valor es mínimo frente al flujo de residuos sólidos de la IRSU (f59).

4.3.7. ANÁLISIS DE CONTROL

A fin de realizar una simulación a través de la técnica del Análisis de Control, se ha definido, en primer lugar, un flujo objetivo. El flujo escogido, por su trascendencia sobre la salud de la población, ha sido el de acumulación de PCDD/Fs en tejido adiposo humano (f37). Según el diseño de itinerarios de flujos de PCDD/Fs, empleado en el presente trabajo, la reducción del flujo f37 puede conseguirse a través de diversas medidas. La vía mayoritaria de exposición humana a PCDD/Fs es la nutrición de vegetales (f30) y de alimentos de origen animal (f50). Ambos flujos tienen un origen común: la deposición en cultivos, tanto seca como por transferencia aire-hoja. El itinerario de entrada de PCDD/Fs en humanos a través de la deposición de cultivos ha sido uno de los seleccionados para realizar la simulación. El segundo itinerario escogido ha sido el de aguas. En efecto, la contribución del consumo de pescado en humanos (f34) ha llevado también a estudiar el impacto sobre la salud humana de diferentes reducciones en flujos antropogénicos de descarga al agua.

Para realizar esta simulación, el modelo ha exigido una base de control de 14 flujos que cumplan con determinadas restricciones matemáticas. Tras varias tentativas, los flujos escogidos para formar parte de las bases de control de cada uno de los itinerarios son los mostrados en la Tabla 4.61, la cual muestra asimismo los resultados de la reducción del flujo de bioacumulación de PCDD/Fs en humanos (%) causada por una reducción del 100% de cada uno de los flujos de la base de control para los itinerarios de deposición en cultivos y de aguas.

Tabla 4.61. Resultados del Análisis de Control

Itinerario de deposición en cultivos			Itinerario de aguas		
Base de control		%	Base de control		%
Importación de pescados	f35	0,0	Importación de pescados	f35	20,7
Emisiones al aire procedentes de la industria	f41	1,7	Aguas residuales procedentes de la industria	f42	0,0
Emisiones al aire de la IRE	f38	0,0	Aguas residuales de IRE	f40	0,0
Emisiones al aire de vehículos	f56	0,8	Aguas residuales de incendios en edificios	f23	0,0
Emisiones al aire de la IRSU	f60	0,0	Aguas residuales de incendios en vehículos	f58	0,0
Emisiones al aire de incendios forestales	f88	0,3	Residuos agroalimentarios a plantas de compostaje	f3	0,0
Residuos agroalimentarios a planta de compostaje	f3	0,0	Generado en la incineradora de RSU	f7	0,0
Entrada desde los alrededores atmosféricos	f1	97,2	Aguas residuales de incendios forestales	f76	0,0
Entrada de pesticidas	f8	0,0	Entrada de pesticidas	f8	0,0
Importación de madera	f13	0,0	Aguas procedentes de plantas depuradoras	f74	0,0
Residuos sólidos urbanos destinados a IRSU	f83	0,0	Importación de madera	f13	0,0
Lodos destinados a vertederos exteriores	f71	0,0	Producción de alimentos de origen animal	f48	76,0
Biodegradación de bosques	f78	0,0	Residuos sólidos urbanos destinados a IRSU	f83	0,0
Lixiviados de transform. y condens.	f70	0,0	Asimilación en árboles a través de la raíz	f68	3,1

Un primer resultado importante es que una reducción del 100% en las emisiones industriales de PCDD/Fs al aire (f41) provoca una reducción del 1,7% en la acumulación de estos compuestos en humanos. Un filtro hipotético que fuera capaz de reducir por completo las emisiones industriales de PCDD/Fs al aire a cero, podría reducir la acumulación en humanos en 4,2 pg I-TEQ/persona/día. Por otra parte, una reducción del 100% de las aguas residuales procedentes de la industria (f42), conduciría a una reducción del 0,1% en el flujo de acumulación de PCDD/Fs en el tejido adiposo humano, la cual es claramente insignificante. Una hipotética planta de Tratamiento Centralizado de Residuos (TCR), que fuera capaz de reducir del todo las aguas residuales industriales, implicaría una reducción aproximada de PCDD/Fs en humanos de 0,024 pg I-TEQ/persona/día (USEPA 1999).

4.4. EVALUACIÓN DE RIESGOS DE EMISIONES DE PCDD/Fs EN UNA INDUSTRIA

4.4.1. ELECCIÓN DE LA INDUSTRIA

Una de las aplicaciones del Análisis de Control es precisamente la evaluación de la reducción de riesgos cuando se produce una reducción de emisiones. En el Análisis de Control realizado en el presente trabajo se ha llegado a la importante conclusión de que una reducción del 100% de las emisiones de PCDD/Fs al aire por parte del subsistema industria implicaría una reducción del 1,7% en el flujo de acumulación de PCDD/Fs en tejido adiposo humano. Este resultado permite plantear la posibilidad de estudiar los efectos sobre la salud humana, y por tanto la disminución en el riesgo, como consecuencia de una determinada reducción de las emisiones de PCDD/Fs en la industria.

Tras este planteamiento, se plantea el problema de la selección de un sistema sobre el que provocar la reducción de la emisión de PCDD/Fs. Resultan obvias en primer lugar las dificultades de orden práctico para estudiar la reducción en todo el subsistema industria. El presente trabajo ha optado por centrarse en la reducción en una de las industrias que pertenecen al mencionado subsistema. Para la relevancia social de los resultados, interesa que sea una industria con una contribución significativa respecto a las emisiones totales de PCDD/Fs al aire, y en la que tenga sentido colocar un dispositivo fijo de limpieza de dioxinas. Se ha observado que cualquiera de las dos plantas cementeras cumplen estas condiciones. Se ha seleccionado concretamente aquella con capacidad de producción de cemento igual a 1.700.000 tm, ya que de ambas es de la que se tiene más información. En concreto, el valor de su caudal de salida de gases es de 1.326.000 Nm³/h.

A continuación, se precisa conocer el porcentaje de contribución de esta planta cementera al total de flujo de emisiones de PCDD/Fs al aire por parte del subsistema industria. La planta cementera evaluada emite anualmente entre 0,40 y 0,72 g I-TEQ/año. La igualdad de órdenes de magnitud entre ambos límites permite considerar esta distribución del tipo

normal. El valor promedio coincide pues con la media aritmética, que resulta ser igual a 0,56 g I-TEQ/año. Por otra parte, el subsistema industria emite al año entre 0,90 y 2,26 g I-TEQ/año. Se ha considerado que ambos límites tienen entre sí diferente orden de magnitud y que, por lo tanto, esta distribución es del tipo logarítmico-normal. El promedio considerado es la media geométrica, cuyo valor es de 1,43 g I-TEQ/año. No obstante, el empleo de la media geométrica o aritmética para este caso no es significativo, pues la diferencia entre ambos es tan sólo del 9%. La planta cementera representa por consiguiente el 39,2% de las emisiones de dioxinas por parte de la industria en la provincia.

Se ha planteado seguidamente trabajar con algún equipo que redujera al 100% las emisiones de PCDD/Fs de la planta cementera al aire. Con la misma regla de proporciones por la que un 100% de reducción en el subsistema industria ocasiona un 1,7% de reducción en el tejido adiposo humano, un 39,2% de reducción provocaría un 0,66%.

Desde un punto de vista técnico, una reducción total de PCDD/Fs en la salida de chimenea implicaría colocar un equipo de limpieza para estos contaminantes que permitiera pasar de una concentración media de salida de 0,05 ng I-TEQ/Nm³, calculada mediante el cociente entre la media del flujo anual (0,56 g I-TEQ/año) y el caudal de gases de salida (1.326.000 Nm³/h), a un hipotético 0,00 ng I-TEQ/Nm³.

4.4.2. TRATAMIENTO DE LA INCERTIDUMBRE

En el presente estudio se ha incorporado un análisis estadístico sobre la incertidumbre. Este tratamiento facilita fundamentalmente el acercamiento de los valores estimados en los análisis matemáticos a los valores reales, los cuales se desconocen. Para ello, se ha empleado la técnica de simulación de Monte Carlo, la cual permite obtener información sobre la incertidumbre de los resultados a partir de las distribuciones de probabilidad que se han asignado a los datos de la operación o variables hipótesis. El software Crisall Ball 2.0, en un contexto Excel, ha permitido implementar esta técnica. Para la mayoría de las variables que exigen tratamiento estadístico se ha partido únicamente de los dos valores

límites del intervalo. Por otra parte, este software obtiene los resultados a través de un número de iteraciones escogido por el usuario. En el presente trabajo, para todos los casos, el número de iteraciones empleadas ha sido de 10.000. El mismo software otorga la posibilidad de realizar un *Análisis de Sensibilidad* de las curvas resultado con el objeto de conocer el porcentaje de contribución sobre su varianza de las varianzas de los datos. En éste, sólomente se detallan los factores que tienen un porcentaje de contribución superior al 1%.

El criterio empleado en la técnica Monte Carlo para la asignación del tipo de distribución de probabilidad a las variables ha sido el siguiente: límites de intervalo del mismo orden de magnitud conducen a distribuciones normales de probabilidad, mientras que límites de intervalo de orden diferente entre sí llevan a distribuciones de tipo logarítmico-normal. El software empleado no permite introducir los datos en forma de límites de intervalo, pero sí en forma de percentiles. Por ello, se ha buscado asimilar el límite inferior del intervalo al percentil 0 de la distribución y el límite superior al percentil 100. Sin embargo, el software no permite introducir estos percentiles límites. Ello ha obligado a asignar el límite inferior y el límite superior a los fractiles más próximos a aquéllos, que son el 0,1 y el 99,9, respectivamente.

4.4.3. EVALUACIÓN DE RIESGOS

Para realizar la evaluación de riesgos es necesario conocer la disminución del flujo anual de acumulación de PCDD/Fs en el tejido adiposo humano de los que habitan en la provincia de Tarragona como consecuencia de las medidas correctoras en la planta cementera. El valor estimado para el flujo acumulación en humanos corresponde a una distribución normal de probabilidad entre 0,04 y 0,06 g I-TEQ/año. Una reducción de un 0,66% en este flujo implica por lo tanto una disminución entre 0,26 y 0,40 mg I-TEQ/año. En orden al tratamiento de la incertidumbre, la reducción del flujo anual ha sido considerada como una distribución normal de probabilidad. La Figura 4.20 muestra la forma obtenida después de 10.000 iteraciones.

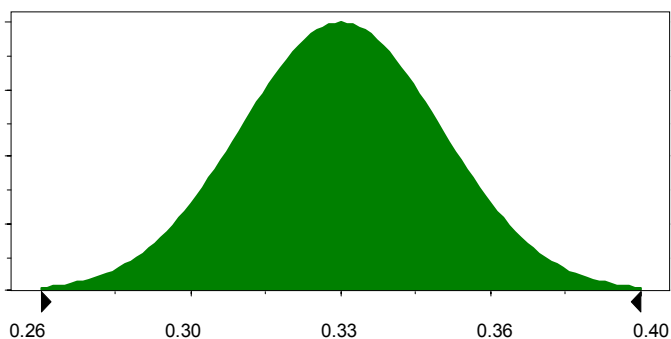


Fig.4.20. Distribución de probabilidad de la reducción del flujo de acumulación en humanos.

El cálculo de la variable reducción de la dosis a partir de la reducción del flujo anual pasa por tres etapas consecutivas:

- a) cálculo de la reducción del flujo diario mediante división por 365 días/año
- b) cálculo de la reducción del flujo diario individual mediante división por 580.245 habitantes/provincia y el producto por el factor de cambio de unidades de mg a pg.
- c) obtención final de la reducción de la dosis a través del cociente por 65 kg peso/persona, el cual es el peso medio considerado para la población española. La distribución estadística resultante para la variable reducción de la dosis, tras realizar 10.000 iteraciones en la simulación Monte Carlo, se muestra en la Figura 4.21.

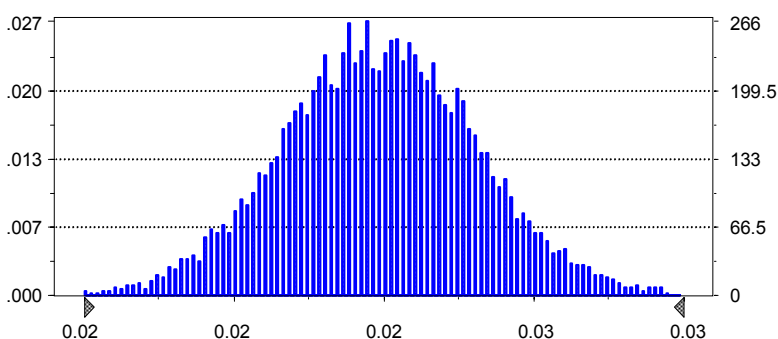


Fig.4.21. Gráfico de frecuencias de la reducción de la dosis.

La media y la mediana resultantes, coinciden en el valor de 0,02 pg I-TEQ/día/kg peso. La asimetría resultante es 0,02 y el índice de apuntamiento 3,08. El percentil 5 es igual a 0,02, mientras que el percentil 95 es igual a 0,03.

La reducción del índice de riesgo anual de la población frente a la aparición de cáncer debido a la ingesta de PCDD/Fs, se obtiene mediante cuatro operaciones matemáticas encadenadas: en primer lugar se realiza el producto entre el factor de potencia cancerígeno y la reducción de la dosis. Se ha trabajado con un factor de potencia entre 0,0005 y 0,005 kg peso.día/pg I-TEQ, al que se le ha asignado una distribución logarítmico-normal de probabilidad. La forma de esta variable hipótesis, en unidades de kg peso.día/ng I-TEQ, se presenta en la Figura 4.22.

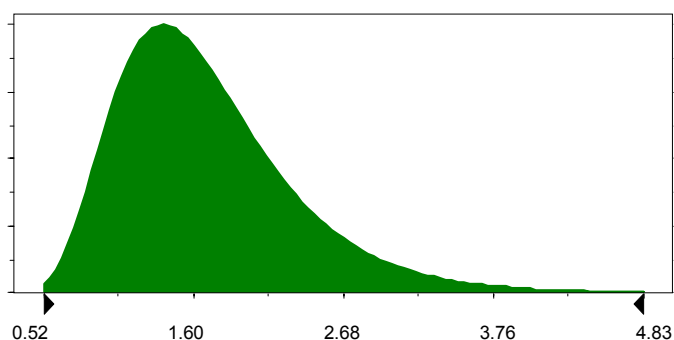


Fig. 4.22. Distribución de probabilidad del factor de potencia.

La media geométrica es 1,69 día.kg peso/ng I-TEQ.

A continuación se divide por los años de esperanza de vida de la población. Según información del INE, entre 1994 y 1995, la esperanza de vida de los hombres era 74,49 y la de las mujeres 81,95 años. El valor medio de la esperanza de vida es pues 78,22 años. La próxima operación consiste en la multiplicación por 580.245, que es la población de la provincia. Se ha considerado también como un valor exacto. Por último es necesario dividir el resultado de la operación anterior por 1.000, que es el factor de cambio de unidades de ng a pg.

Tras aplicar el método Monte Carlo a las operaciones anteriores, la curva de distribución de probabilidad resultante para la variable reducción del índice de riesgo anual de la población se muestra en la Figura 4.23.

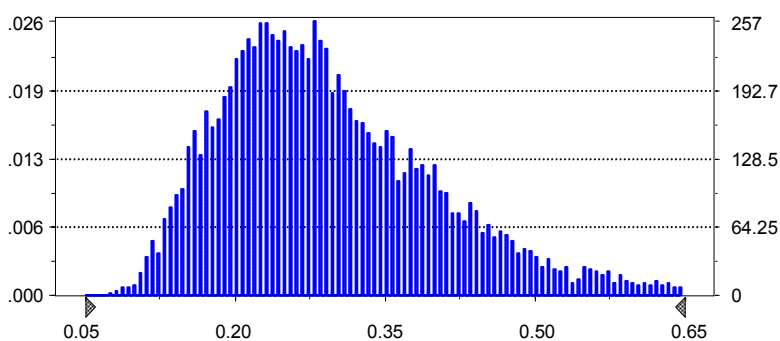


Fig. 4.23. Gráfico de frecuencias de la reducción del índice de riesgo anual de la población.

La media es de 0,30, mientras que la mediana es 0,28. En cuanto a parámetros estadísticos de dispersión, la varianza resulta ser 0,01. La asimetría es de 1,16 y el índice de apuntamiento es de 5,23. El límite inferior (percentil 0) es igual a 0,06 y el límite superior (percentil 100) es 1,15. El Análisis de Sensibilidad conduce a las contribuciones mostradas en la Tabla 4.62.

Tabla 4.62. Análisis de Sensibilidad de la reducción del índice de riesgo de la población

Reducción de la dosis	2,8%
Factor de potencia	97,1%

4.5. ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO

La evaluación de riesgos realizada ha permitido cuantificar los beneficios de una reducción total de las emisiones de PCDD/Fs al aire en una de las industrias cementeras de la

provincia de Tarragona. En efecto, la reducción del índice anual de riesgo de la población, que ha resultado entre 0,06 y 1,15 vidas/año, con un valor medio de 0,30 vidas/año, es una medida de los efectos directos reales del estudio. Al ser estos efectos positivos para los habitantes del área, reciben el nombre de beneficios.

A fin de poder estudiar la viabilidad del proyecto, es necesario comparar en unidades monetarias los efectos directos con los denominados efectos externos del mismo, los cuales pueden ser de dos tipos: técnicos y pecuniarios. Las externalidades técnicas son los costes y beneficios impuestos a terceras partes. En el presente trabajo son básicamente representados por los costes de inversión y operación de un filtro instalado en la planta cementera. Los efectos externos pecuniarios resultan principalmente de cambios en los precios de los productos de mercado. Como que implican redistribución de renta, no se contabilizan en el Análisis Coste-Beneficio.

El paso siguiente que se ha propuesto el presente trabajo consiste en la asignación de valores monetarios a los costes y los beneficios identificados.

4.5.1. ESTIMACIÓN DE BENEFICIOS

Los beneficios económicos de este proyecto son el importe que representan el número de vidas salvadas en un año debido a una reducción de las emisiones de dioxinas. Su valor equivale al producto entre VEVS y la reducción del índice de riesgo de la población (USEPA 2000).

El valor de la variable VEVS utilizado ha procedido de dos fuentes distintas. La USEPA, tras recoger los resultados de diversos estudios, ha establecido que el valor de VEVS está entre los límites del intervalo 2,3-12,4 millones de dólares (USEPA 2000), según precios del año 1997. Para actualizar los precios al año de referencia, 1999, se ha aplicado un IPC en EEUU entre 1997 y 1999 del 3,8%, lo cual otorga unos límites entre 2,4 y 12,9 millones de dólares. Para su aplicación, el presente trabajo la ha considerado como una distribución

normal de probabilidad, tal que los fractiles 0,1 y 99,9 coincidan con los límites inferior y superior, respectivamente. La forma de la curva de distribución de esta variable hipótesis se muestra en la Figura 4.24.

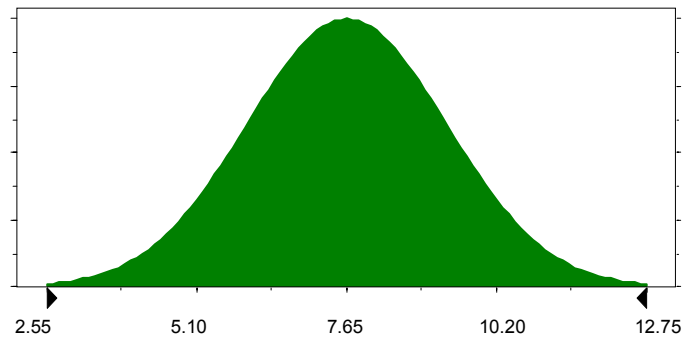


Fig.4.24. Curva de distribución de probabilidad de VEVS en millones de dólares.

La media de la distribución es de 7,6 millones de dólares.

Por otra parte, los valores de VEVS en un ámbito europeo han sido propuestos por el Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (Friedrich et al. 1998). Estos valores, que en la terminología europea también reciben el nombre de valores de un *caso mortal de cáncer* (VC), representan el valor presente de un solo caso de cáncer mortal. Para su cálculo, se ha empleado el índice de descuento r , el cual permite pasar a una única dimensión temporal los costes de un caso desde el año en que termina el tiempo de latencia de la enfermedad ($i+1$) hasta la esperanza de vida, que en este caso se ha considerado de 70 años. La expresión de cálculo empleada ha sido la siguiente:

$$VC = \sum_{i=1+1}^{70} YOLL_i \frac{VLYL(r)}{(1+r)^{i-n}}$$

donde,

n = tiempo medio de latencia,

$YOLL_i$ = años acumulados de vida perdida en el año i . Vale 0 desde $i=1, \dots, l$,

$VLYL(r)$ = valor de un año perdido. Depende del índice de descuento r ,

r = índice de descuento.

Esta expresión no cuantifica el dolor y el sufrimiento de un individuo en el periodo de enfermedad anterior a la muerte. Se ha sumado entonces al valor de VC un coste de enfermedad (COI), igual a 250.000 euros. Los resultados de VC presentados por el IER están especificados para cuatro tipos diferentes de cáncer: leucemia, pulmón, estómago y nasal.

Si se escoge un índice el descuento del 0%, los valores de VC para el año 1999 deben calcularse mediante el incremento del 7,8%, que es el IPC comunitario entre 1995 y 1999. La Tabla 4.63 muestra los valores de VC para los cuatro diferentes tipos de cáncer en precios de 1995 y 1999.

Tabla 4.63. Valores medios de caso fatal de cáncer para un índice de descuento del 0%. Precios en el año 1995

Tipo de cáncer	VC (€) en 1995	VC (€) en 1999
Leucemia	2.410.000	2.597.980
Pulmón	1.820.000	1.961.960
Estómago	1.720.000	1.854.160
Nasal	1.620.000	1.746.360

Los cuatro valores de VC para el año 1999 han permitido construir una distribución de probabilidad para esta variable, que será útil para el cálculo de los beneficios monetarios. El resultado se presenta en la Figura 4.25.

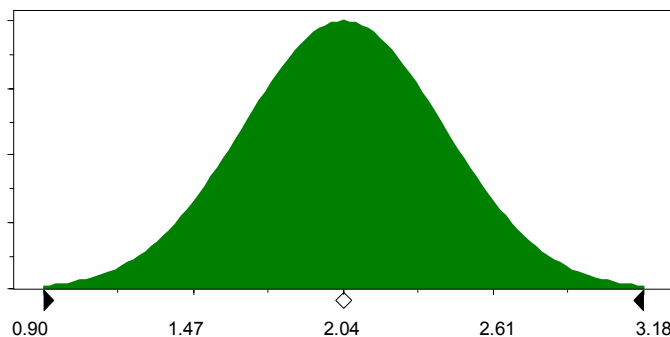


Fig. 4.25. Curva de distribución de probabilidad para VC en millones de euros.

La media de esta distribución de probabilidad es de 2,04 millones de euros.

El producto entre la reducción del índice de riesgo y el valor estadístico de la vida salvada permite obtener un valor de los beneficios anualizados de la operación de total reducción de emisiones de dioxinas en la planta cementera.

Para los valores monetarios aportados por la USEPA, la curva de distribución de frecuencias resultante se presenta en la Figura 4.26.

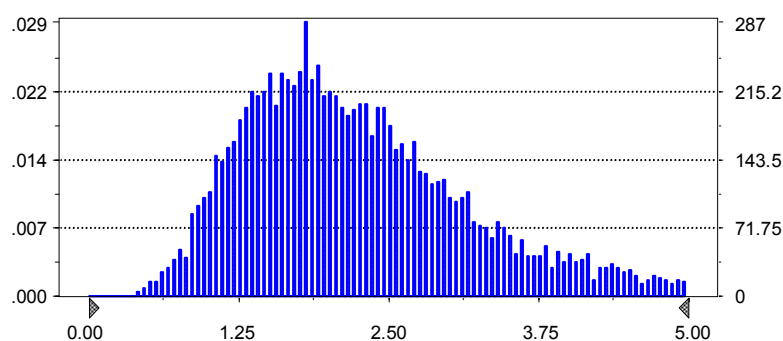


Fig.4.26. Curva de distribución de frecuencias para los beneficios netos anualizados según precios de EEUU.

La media de la distribución del Análisis Monte Carlo de los beneficios anualizados ha resultado ser igual a 2,29 y la mediana 2,10 millones de dólares. La varianza resultante es 1,07. La asimetría y el índice de apuntamiento presentan valores de 1,30 y 6,19, respectivamente. Los valores límites de la curva son 0,21 y 11,79 millones de dólares. El posterior Análisis de Sensibilidad ha conducido a la Tabla 4.64.

Tabla 4.64. Análisis de Sensibilidad de los beneficios (\$)

Reducción de la dosis	1,9%
Factor de potencia	71,6%
VEVS (\$)	26,5%

Los beneficios netos anualizados, según los precios de la Unión Europea, se indican en la

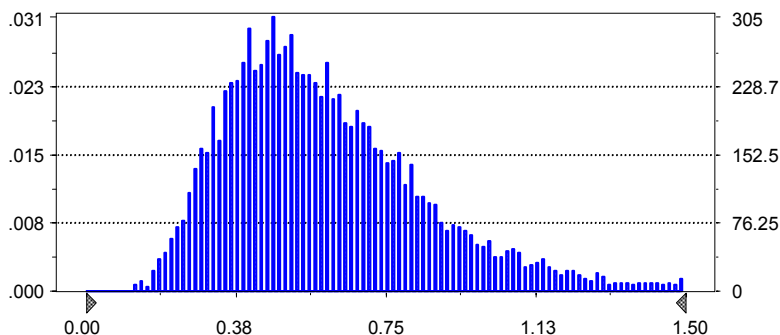


Fig.4.27. Curva de frecuencias de los beneficios netos anualizados (millones de euros).

La media aritmética es igual a 0,61 y la mediana 0,56 millones de euros. La varianza tiene el valor 0,07, la asimetría 1,32, y el índice de apuntamiento 5,97. Los valores mínimo y máximo de la curva son 0,08 y 2,54, respectivamente. Por otra parte, el resultado del Análisis de Sensibilidad para conocer las contribuciones de las varianzas de las hipótesis a la curva previsión se muestra en la Tabla 4.65.

Tabla 4.65. Análisis de Sensibilidad de los beneficios (€)

Reducción de la dosis	2,7%
Factor de potencia	78,3%
VEVS (€)	19,0%

4.5.2. ESTIMACIÓN DE LOS COSTES

La necesidad de conocer también la variable de los costes ligados a la medida de reducción de PCDD/Fs en la planta cementera ha llevado a buscar un modelo concreto de equipo de limpieza sobre el que fundamentar los valores. En la actualidad existen dos métodos

básicos de filtración de dioxinas: carbón activo y reducción catalítica. Para la planta cementera se ha escogido un filtro de carbón activo.

4.5.2.1. FILTROS DE CARBÓN ACTIVO

La reducción de gases y vapores de baja concentración procedentes de corrientes de salida mediante la adherencia de estos materiales a la superficie de sólidos porosos, es un caso de aplicación práctica de adsorción. Con la selección adecuada del adsorbente y el tiempo de contacto entre el sólido y la corriente de salida, se consiguen rendimientos elevados. La adsorción gaseosa se usa actualmente en diversas aplicaciones industriales: control de olores, recuperación de disolventes volátiles como benceno, etanol, tricloroetileno, freón, y la limpieza de corrientes de gas.

Teoría de la adsorción

Se conocen dos mecanismos diferentes de adsorción: la adsorción física y la adsorción química o quimisorción. La adsorción física, también llamada adsorción de Van der Waals, tiene lugar a través de un enlace débil entre moléculas de gas y el sólido adsorbente. La energía de enlace es similar a la de las fuerzas de atracción entre moléculas. El proceso de adsorción es exotérmico, y el calor de adsorción es en general ligeramente superior al calor de vaporización del material adsorbido. Las fuerzas que sujetan las moléculas del gas al sólido son superadas fácilmente mediante la aplicación de calor y la reducción de la presión, por lo que cualquiera de ambos métodos puede usarse para regenerar o limpiar el adsorbente.

La quimisorción implica un enlace químico como consecuencia de una reacción entre la sustancia que se adsorbe y el sólido adsorbente. Las energías de quimisorción son de la misma magnitud que las energías de reacción, y la quimisorción no es fácilmente reversible.

Generalmente, la capacidad de un adsorbente es directamente proporcional al peso molecular del sólido e inversamente proporcional a la presión de vapor de la sustancia adsorbida. La capacidad de un adsorbente respecto a un gas específico puede representarse en forma de una isoterma. Un punto de la isoterma representa la masa de material adsorbido por unidad de masa de adsorbente bajo condiciones de equilibrio a la temperatura indicada.

Propiedades físicas de los adsorbentes

Los adsorbentes usados para el control de la contaminación en el aire son: carbón activo, alúmina, bauxita, y gel de sílice. El carbón activo es con mucho el adsorbente más utilizado cuando se trata de adsorción de componentes orgánicos. Ha desplazado a todos los otros materiales en los sistemas de recuperación de disolventes.

Carbón activo

El término activo aplicado a materiales adsorbentes se refiere al área de superficie interna y externa que ha sido incrementada a causa de procesos especiales de tratamiento. Cualquier material carbonífero puede ser transformado en carbono activo: cáscaras de coco, huesos, madera, carbón, petróleo, coque, lignina y lignita. Sin embargo, la mayoría del carbón activo se fabrica a partir del carbón industrial. Se obtiene mediante los procesos de deshidratación y carbonización de la materia prima carbonífera. Para la deshidratación suelen emplearse agentes químicos. Durante la carbonización, el material carbonizado es calentado en presencia de un gas de naturaleza oxidante. El carbón activo para la aplicación en fase gaseosa tiene una superficie de grano dentro del intervalo 800-1.200 m²/g. La mayor parte del volumen de poros se distribuye sobre un intervalo estrecho de diámetros de poro, generalmente entre 400 y 3.000 pm.

El calentamiento cíclico y enfriamiento necesario en los adsorbedores de lecho fijo provoca varios requerimientos del vapor. Otros problemas asociados con los sistemas de lecho fijo son una distribución de gas pobre y complejas condiciones de válvulas.

En un esfuerzo para solucionar estos problemas se han desarrollado los adsorbedores de lecho fluidificado. Las ventajas de un sistema fluidificado son un excelente contacto gas-sólido y la ausencia de calentamiento cíclico.

Filtro Très Grande Taille (T.G.T.)

Para realizar el estudio sobre los costes y tras haber realizado una consulta a varias empresas del sector, se ha escogido un filtro T.G.T. La información sobre este equipo ha procedido de la empresa especializada DEFISA, la cual estudia, proyecta y realiza todo tipo de equipos destinados a la depuración de gases y captación de polvo de procedencia industrial.

El filtro T.G.T. (Très Grande Taille) es un aparato de generación moderna perteneciente a la familia de los filtros de mangas. Este equipo, que está especialmente adaptado a grandes caudales de gases y a bajos escapes, es el resultado de un largo trabajo de desarrollo que se ha dirigido especialmente hacia la distribución de gases y partículas en el conjunto del volumen del filtro, así como en la calidad y eficacia de la limpieza.

El T.G.T. se coloca a continuación del lavador de gases, que retiene el ácido clorhídrico, el cual está situado a su vez a continuación del electrofiltro, cuya función es retener partículas y cenizas. Antes de entrar en el filtro de mangas, los gases de salida, que están contaminados con PCDD/Fs, se mezclan con un depósito de carbón activo. El gas, que no ha tenido tiempo de adsorberse sobre el carbón, arrastra a las partículas de éste al interior del filtro. El filtro tiene como elemento principal unas mangas filtrantes. Las velocidades que consigue el gas pulvurulento al atravesarlas, de 1 a 2 cm/s, facilitan el proceso de adsorción de las PCDD/Fs sobre las partículas arrastradas de carbón activo. Las mangas, que se distribuyen en rampas, tienen 127 mm de diámetro y de 5 a 7 m de longitud. Puede haber hasta 20 mangas por rampa. La parte inferior de las mangas está reforzada por una banda gruesa de fieltro de 5 mm de espesor y 60 mm de altura. La corriente gaseosa, una vez ha entrado en el filtro, se distribuye hacia las mangas a través de unos deflectores. Tras atravesar las mangas, los gases limpios salen del filtro.

Uno de los elementos más innovadores de esta clase de filtro es el equipo de limpieza de las mangas. Para obtener valores mínimos en los escapes es indispensable limpiar las mangas con un flujo de aire importante a baja presión, que produce un suave desprendimiento del polvo. Unas válvulas de pistón de gran capacidad de caudal y que funcionan a una presión de 1,5 a 2 bars han permitido conseguir este objetivo. La cadencia de la limpieza del tejido se regula automáticamente en función de la pérdida de carga del filtro. En efecto, la progresiva suciedad en el tejido de mangas se detecta a través de una caída de presión en un depósito situado a la salida de la electroválvula. Este hecho ocasiona un incremento automático de la presión en la cámara detrás del pistón, que conduce a un soplado amortiguado de aire de limpieza y a una consiguiente vuelta hacia la filtración en las mangas. No es necesario, por tanto, aislar la celda o módulo en las fases de limpieza. Además, este sistema limita los impulsos de limpieza al mínimo, aumentando por tanto la vida del tejido y conservando permanentemente la eficacia de la precapa filtrante.

4.5.2.2. COSTES DEL FILTRO TRES GRANDE TAILLE

En el presente trabajo se han estudiado las cinco clases de costes fundamentales:

- inversión: también denominados costes de capital o de instalación. Representan la cantidad mayoritaria.
- carbón activo: representa el coste de reposición del material adsorbente.
- tejido: describe el coste de reposición periódica del tejido de mangas del filtro.
- eléctrico: es el coste energético del funcionamiento del compresor de aire.
- gestión y transporte: representa el coste de eliminación de la fábrica, mediante envío a vertedero industrial, del carbón activo contaminado con PCDD/Fs.

A partir de los dos valores de límites de intervalo o del par media aritmética-desviación estándar, todos los tipos de costes analizados se han asociado mediante el método Monte Carlo a distribuciones normales de probabilidad. El límite inferior del intervalo entra en el software como el fractil 0,1, mientras que límite superior como el fractil 99,9. La mayoría de los datos de costes del filtro han sido facilitados por la empresa DEFISA.

El coste estimado de instalación del filtro de tejido encargado de retener las partículas de carbón está en el intervalo 1.000-1.400 ptas/Nm³ de gas; que equivale, para un flujo aproximado de 1.300.000 Nm³/año, al intervalo 1.200-1.300 millones de ptas. Su tiempo de vida media es de unos 25 años.

Una adición dosificada constantemente de carbón activo tipo comercial marca Norit de granulometría fina con una dosificación de 150 mg/Nm³, conduce a un flujo de carbón activo de 195 kg/h, el cual es considerado como valor exacto. Para un coste del carbón activo entre 170-190 ptas/kg, se deduce un coste final del carbón activo anual en el intervalo 290,4-324,6 millones de ptas.

Para un filtro de planta cementera de estas características, la superficie del tejido filtrante asciende a unos 41.500 m², los cuales se han de reponer cada cuatro años. Según sugerencia de la empresa de filtros, este valor debe considerarse exacto. El precio medio del tejido es de 6.000 ptas/m², valor que la misma empresa considera sujeto a incertidumbre. Sin embargo, la mencionada empresa ha declarado no poseer información sobre la amplitud del intervalo. Se ha decidido entonces aplicarle el mismo coeficiente de variabilidad que a un concepto de características similares en el mercado: el carbón activo. Según indica el método Monte Carlo, una distribución normal de límites de intervalo entre 170 y 190 ptas/kg posee un coeficiente de variabilidad igual a 55,55. La aplicación de este coeficiente al valor medio de 6.000 ptas/m² conduce a una desviación estándar de 4,48. Con la premisa de que el tejido se repone cada cuatro años, el valor medio anual del coste es igual a 62,25 millones de ptas/año, con una desviación estándar de 1,12.

El cuarto concepto de costes con el que se ha trabajado se refiere al gasto eléctrico del compresor de aire. Según información de DEFISA, el filtro necesita una media de 2.500 m³/h (21,9 millones m³/año) de aire comprimido para la limpieza del tejido. Sin embargo, el hecho de que durante cada año que transcurre antes de la reposición del tejido, la carga del filtro aumenta, implica que en el primer año el caudal de aire necesario será menor que en el cuarto año. Esta característica permite fundamentar la incertidumbre de este coste. En

concreto, se sabe que en el cuarto año se necesita un 20% de aire comprimido más que en el primer año. Para un gasto total durante el ciclo de cuatro años igual a 87,6 millones de m³, y en la hipótesis de una evolución lineal del consumo de aire comprimido, resulta un flujo anual para los cuatro años de 19,91, 21,24, 22,56 y 23,89 m³/año respectivamente. La media aritmética correspondiente es 21,90 m³/año, con una desviación típica de 1,71. Para una presión del aire comprimido de 2 bars, que es a la que trabaja la electroválvula de pistón del filtro T.G.T., un compresor de 40 CV comprime 11.640 L/min de aire (6,12 millones m³/año). Según el cálculo que se presenta a continuación, la media aritmética de la potencia del compresor es de 143,2 CV, con una desviación estándar de 11,19:

$$40\text{CV} * \frac{21,90\text{millones}}{6,12\text{millones}} = 143,2\text{CV}$$

Finalmente, para un coste del kwh en el año 2000 de 13,18 ptas, el compresor consume la media de 12,3 millones de ptas/año, con la desviación estándar de 0,96.

El último tipo de coste que se ha analizado ha sido el correspondiente a las operaciones de gestión y transporte de los residuos contaminados de carbón activo. Según comunicación personal de la IRSU de Tarragona, la cual emplea un filtro de características similares al presentado aquí, el coste por unidad de residuo está dentro del intervalo 20.000-40.000 ptas/tm. Para un flujo de salida del carbón activo de 195 kg/h, resulta un coste anual en el intervalo 34,16-68,33 millones de ptas/año.

Los valores de los costes están referidos a precios del año 2000. El hecho de que el año de referencia del presente trabajo sea 1999, obliga a aplicar un factor de reducción de 1,05%, que es el Índice de precios industriales en España entre ambos años. A continuación, a fin de trabajar con dólares (1999) también se ha aplicado el cambio de moneda para ese año de 156,1 ptas/dólar. En el caso de trabajar en el ámbito de moneda europea, ha sido necesario aplicar 166,386 ptas/euro a los precios en ptas del año 1999.

La Tabla 4.66 esquematiza los cambios de valores, en forma de intervalo o del par media aritmética (μ)-desviación típica (σ), de las cinco categorías de costes analizadas en el presente trabajo.

Tabla 4.66. Conversión de la media y la varianza de los costes del filtro T.G.T. a dólares y euros (año 1999)

	ptas. (2000)	ptas. (1999)	\$ (1999)	€ (1999)
Costes de instalación	1.200-1.300	1.143-1.238	7,32-7,93	6,86-7,44
Costes de operación y mantenimiento				
Costes de carbón activo	290,4-324,6	276,6-309,1	1,77-1,98	1,66-1,85
Costes de tejido	$\mu=62,25$ $\sigma=1,12$	$\mu=59,29$ $\sigma=1,07$	$\mu=0,38$ $\sigma=0,01$	$\mu=0,36$ $\sigma=0,01$
Costes eléctricos	$\mu=12,3$ $\sigma=0,96$	$\mu=11,71$ $\sigma=0,92$	$\mu=0,075$ $\sigma=0,01$	$\mu=0,070$ $\sigma=0,01$
Costes de gestión y transporte	34,16-68,33	32,53-65,07	0,21-0,42	0,20-0,39

Los costes de operación y mantenimiento, que son costes considerados fijos cada año, representan una distribución normal, tal como muestra la Figura 4.28.

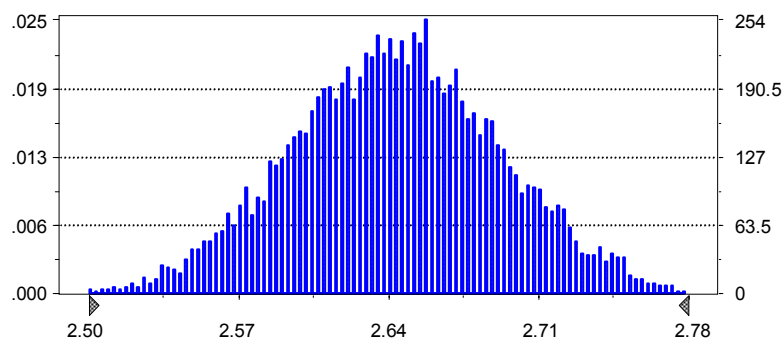


Fig.4.28. Curva de frecuencias de los costes totales de mantenimiento y operación en millones de dólares.

La media y la mediana resultan ser de \$2,64 millones, la desviación estándar igual a 0,05, la asimetría es nula y el índice de apuntamiento 2,97. Los valores extremos son 2,46 y 2,82.

El correspondiente Análisis de Sensibilidad se presenta en la Tabla 4.67.

Tabla 4.67. Análisis de Sensibilidad de los costes de mantenimiento (\$)

Carbón Activo	48,2%
Recambio del tejido	2,0%
Electricidad	1,1%
Gestión y transporte del Carbón activo	48,6%

Puede observarse como la incertidumbre de los costes totales de mantenimiento está repartida principalmente con las mismas contribuciones entre el coste del carbón activo y el coste de la gestión y el transporte.

Por su parte, el coste total de mantenimiento en el contexto de la UE viene representado por la distribución de la Figura 4.29.

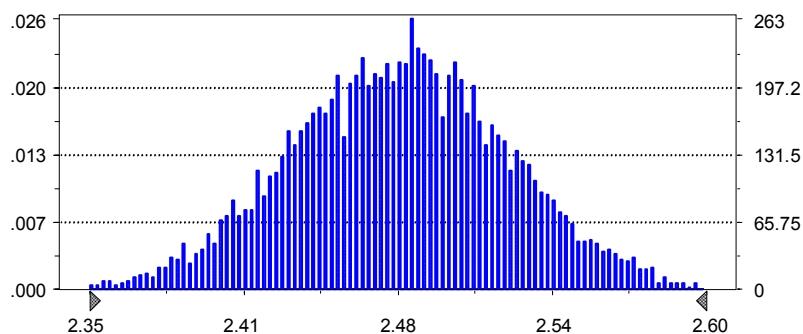


Fig. 4.29. Curva de frecuencias de los costes totales de mantenimiento y operación en millones de euros.

La media y la mediana tienen un valor de 2,48 millones de euros; la varianza toma el valor de 0,00, la asimetría de 0,02, y el índice de apuntamiento de 2,99. El máximo y el mínimo de la distribución son 2,67 y 2,31, respectivamente.

Los resultados del Análisis de Sensibilidad para los costes totales de mantenimiento en precios de euros se muestran en la Tabla 4.68.

Tabla 4.68. Análisis de Sensibilidad para los costes de mantenimiento (€)

Carbón activo	48,7%
Recambio de tejidos	1,9%
Electricidad	1,5%
Gestión y transporte del carbón activo	47,9%

Los costes y gestión del carbón activo se reparten, con porcentajes similares, la contribución a la incertidumbre de los costes totales de mantenimiento.

Las distribuciones, en dólares ó en euros, de los costes de operación y mantenimiento son una medida de C_n .

4.5.3. REGLA DE DECISIÓN

Una vez cuantificados los costes y beneficios de la reducción completa de las emisiones de PCDD/Fs al aire en una planta cementera de la provincia de Tarragona, el paso siguiente consiste en plantear la regla de decisión sobre la viabilidad del proyecto. Se han empleado dos de las reglas de decisión propuestas por Nas (1996).

La primera regla de decisión concierne a la variable VPN que se calcula como la diferencia entre I_0 y VPBN.

$$VPN = -I_0 + VPBN;$$

VPBN se calcula mediante la aplicación del índice de descuento 0,07 a los beneficios netos anualizados (BN_n), los cuales equivalen a la diferencia entre los beneficios (B_n) y los costes (C_n) anualizados:

$$VPN = -I_0 + \sum_{n=1}^{25} \frac{BN_n}{(1+0,07)^n};$$

$$VPN = -I_0 + \sum_{n=1}^{25} \frac{B_n - C_n}{(1+0,07)^n}$$

La aplicación del Análisis Monte Carlo para la obtención de VPBN conduce a dos distribuciones de probabilidad según sea en la zona norteamericana ó euro, respectivamente. La Figura 4.30 muestra la curva para VPBN en millones de dólares.

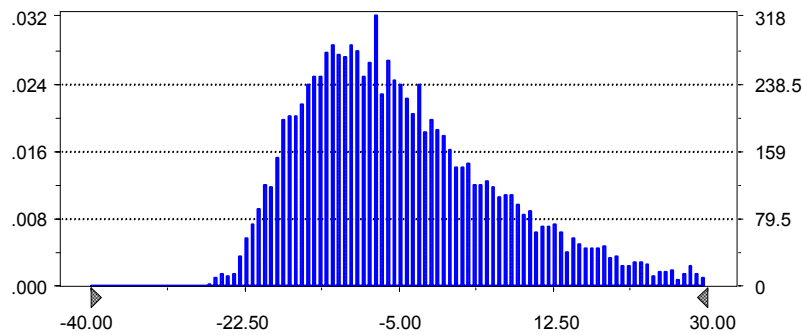


Fig.4.30. Curva de frecuencias de VPBN en millones de dólares.

La media es $-4,10$ y la mediana $-6,60$ millones de dólares, la varianza $150,68$; la asimetría es de $1,41$, y el índice de apuntamiento es igual a $6,64$. Los valores extremos son $-22,22$ y $89,54$ millones de dólares. Los resultados del Análisis de Sensibilidad se muestran en la Tabla 4.69 que se presenta a continuación.

Tabla 4.69. Análisis de Sensibilidad del VPBN(\$)

Reducción de la dosis	1,9%
Factor de potencia	71,5%
VEVS (\$)	26,3%

La distribución de VPBN en millones de euros viene representada en la Figura 4.31.

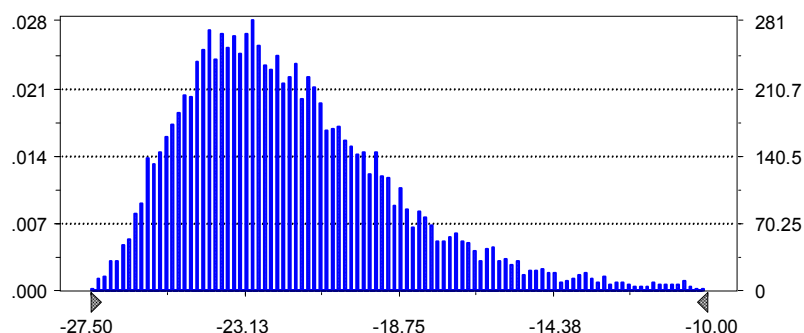


Fig.4.31. Gráfica de frecuencias de VPBN en millones de euros.

La media y mediana de esta curva son $-21,76$ y $-22,33$ millones de euros, respectivamente; la varianza $9,61$, la asimetría $1,23$, y el índice de apuntamiento $5,67$. Los valores extremos corresponden al intervalo $-28,07$ - $2,92$ millones de euros. El correspondiente Análisis de Sensibilidad figura en la Tabla 4.70.

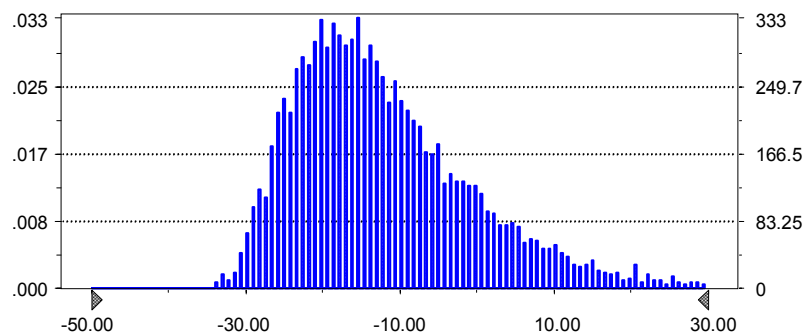
Tabla 4.70. Análisis de Sensibilidad del VPBN(€) ^a

Reducción de la dosis	2,6%
Factor de potencia	75,8%
VEVS (€)	18,4%

^a solamente se detallan las contribuciones superiores al 1%

Una vez determinado el VPBN para ambos ámbitos, se ha procedido al cálculo de VPN. En precios de millones de dólares, el VPN adopta la distribución de la Figura 4.32.

Fig.4.32. Curva de frecuencias de VPN en millones de dólares.



La media y la mediana para VPN(\$) son, respectivamente, -11,72 y -14,22 millones de dólares; la varianza es 150,69, la asimetría 1,41, y el índice de apuntamiento 6,63. Los valores extremos son -36,89 y 81,86 millones de dólares. Las Tabla 4.71 y 4.72 muestran los resultados del Análisis de Sensibilidad y los valores de los percentiles, respectivamente.

Tabla 4.71. Análisis de Sensibilidad del VPN(\$) ^a

Reducción de la dosis	1,9%
Factor de potencia	71,5%
VEVS (\$)	26,3%

^a solamente se detallan las contribuciones superiores al 1%

Tabla 4.72. Percentiles de la distribución de VPN(\$)

Percentil	Valor
0	-36,89
5	-26,89
10	-24,69
15	-23,01
20	-21,48
25	-20,22
30	-19,08
35	-17,96
40	-16,77
45	-15,51
50	-14,22
55	-12,75
60	-11,21
65	-9,60
70	-7,85
75	-5,66
80	-3,12
85	-0,21
90	4,01
95	11,21
100	81,86

La contribución mayoritaria a la varianza del VPN(\$) corresponde a la hipótesis Factor de potencia, con un 71,5%. Por otra parte, a partir del percentil 85 la distribución de probabilidad adopta valores superiores a cero. Es decir, se concluye que el proyecto de limpieza, para precios en dólares, en la planta cementera es viable con una probabilidad de 15%. A los mismos resultados se llega a través de la regla de decisión relación coste-beneficio (B/C), cuya forma se presenta en la Figura 4.33.

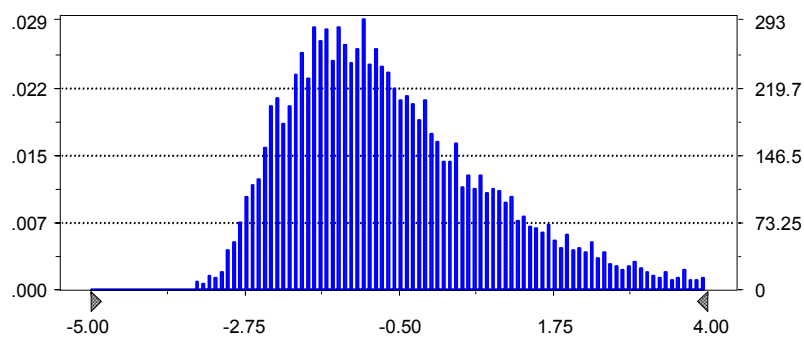


Fig. 4.33. Gráfica de frecuencias de la relación B/C en el ámbito norteamericano.

La media y la mediana son $-0,54$ y $-0,86$ respectivamente; la varianza $2,59$, la asimetría $1,40$, y el índice de apuntamiento $6,57$. Los valores límites corresponden a los del intervalo $-3,81-11,65$. Los resultados del Análisis de Sensibilidad son lógicamente los mismos a los de VPN(\$).

La Tabla 4.73 muestra los percentiles de la distribución.

Tabla 4.73. Percentiles de B/C(\$)

Percentil	Valor
0	-3,81
5	-2,53
10	-2,24
15	-2,01
20	-1,82
25	-1,65
30	-1,50
35	-1,35
40	-1,20
45	-1,03
50	-0,86
55	-0,67
60	-0,47
65	-0,26
70	-0,03
75	0,26
80	0,59
85	0,97
90	1,53
95	2,47
100	11,65

En efecto, a partir del percentil 85, los valores de la variable B/C(\$) son superiores a 1,0, y por tanto el proyecto es viable con una probabilidad del 15%.

Respecto a los valores de beneficios de la UE, el valor de VPN obedece a la distribución de frecuencias de la Figura 4.34.

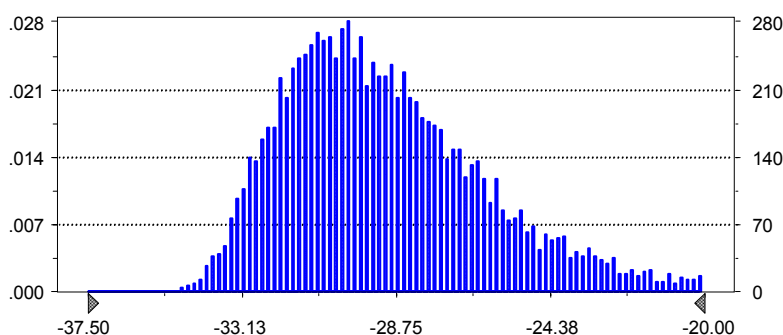


Fig.4.34. Curva de frecuencias del VPN en millones de euros.

La media y mediana de esta distribución son $-28,91$ y $-29,48$ millones de euros respectivamente; la varianza tiene un valor de $9,62$, y la asimetría e índice de apuntamiento son, respectivamente, $1,23$ y $5,65$. El mínimo y máximo son $-35,23$ y $-4,36$. El consiguiente Análisis de Sensibilidad se presenta en la Tabla 4.74.

Tabla 4.74. Análisis de Sensibilidad para VPN(€) ^a

Reducción de la dosis	2,5%
Factor de potencia	75,1%
VEVS (€)	18,2%
Carbón Activo	1,7%
Gestión y transporte	1,3%

^a solamente se detallan las contribuciones superiores al 1%

El contribuyente mayoritario a la incertidumbre del VPN(€) es el Factor de potencia (75,7%).

Ante estos valores, se concluye que, para precios en euros, el proyecto no es viable con un 100% de seguridad.

A la misma conclusión se llega también con la regla de decisión de B/C. La curva de la distribución se muestra en la Figura 4.35.

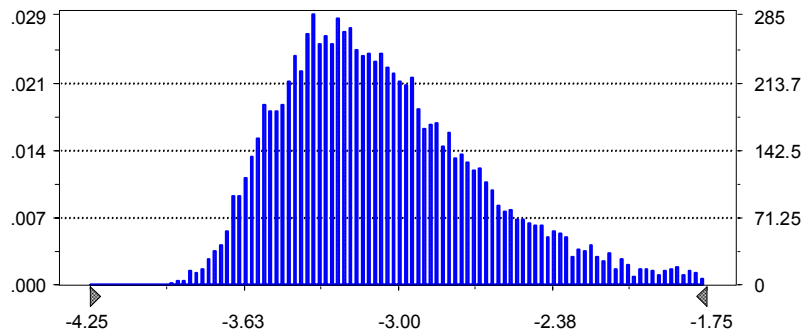


Fig.4.35. Curva de frecuencias de la relación B/C en el contexto de la UE.

La media de la curva es $-3,04$ y la mediana $-3,12$, mientras que la varianza es $0,19$; y la asimetría e índice de apuntamiento son $1,21$ y $5,62$, respectivamente. El mínimo y máximo son $-3,97$ y $0,40$. No existe, por tanto, ningún valor superior a $1,0$.

El resultado del ACB depende en primer lugar del valor estadístico de la vida salvada utilizado. En efecto, las diferencias en las decisiones que han surgido como resultado de aplicar criterios económicos de la USEPA y de la UE tiene su explicación en la diferencia de los VEVS utilizados. Mientras que, en millones de dólares en el año 1999, el VEVS de la EPA asciende a $7,63$, el correspondiente de la UE es de tan solo $1,91$. Es decir, aquél es superior a éste en un factor de cuatro. En este punto, debe tenerse en cuenta que el valor estadístico de la vida salvada (VEVS) que ha sido propuesto por la USEPA se ha deducido a partir de estudios empíricos de la categoría *riesgo-sueldo*, realizados a partir de los años 70. En estos estudios, el cálculo de VEVS se basa en la cantidad de sueldo con que debe compensarse a los individuos para que acepten una ocupación más arriesgada. El valor que la sociedad americana concede a este tipo de sueldos es proporcionalmente elevado

respecto a los países europeos, lo cual está en amplia comunicación con el nivel de seguridad que acepta cada sociedad.

Para llegar a estos resultados económicos, el presente trabajo ha limitado el campo de beneficios al concepto de la salud humana, y dentro de ella al área del cáncer, la cual es especialmente significativa para la población. A causa de la falta de datos actuales, no ha sido posible tener en cuenta otras externalidades de no-mercado asociadas a la reducción de dioxinas tales como otros síntomas diversos en la salud, factores recreacionales, vida acuática, etc. Por otra parte, tampoco se han considerado los efectos sobre poblaciones situadas fuera de la provincia de Tarragona.

En el mundo real, un analista no puede estar nunca seguro de todos estos factores de incertidumbre. Por ello, el ACB ha sido considerado como un arte. Al igual que otros posibles criterios que pueden ser utilizados para evaluar políticas medioambientales, el ACB debe ser empleado con cautela dadas sus propias limitaciones. Sin embargo, si se utiliza correctamente, puede llegar a ser un instrumento valioso de información para los responsables de decisiones.