

**Model d'avaluació del risc sobre la salut.  
Aplicació als residents a les rodalies de la  
incineradora de Montcada i Reixac**

memòria presentada per

**Montserrat Meneses Benítez**

per optar al títol de Doctor en Enginyeria Química

Tarragona, 2002

Universitat Rovira i Virgili

## **Agraïments**

Durant aquesta tesi han estat moltes les persones que m'han ajudat tant professionalment com personal, agrair a totes és quasi bé impossible, però m'agradaria destacar-ne algunes,

Primer de tot voldria agrair als meus directors de tesi la Dra. Marta Schuchmacher per la confiança dipositada en mi i pel seu recolzament incondicional (ha estat tota una mare professional!!!!), i al Dr Josep Lluís Domingo, per haver-me donat l'oportunitat de treballar dins del seu grup d'investigació.

Al Grup de Toxicologia i Salut Medi Ambiental de la Facultat de Medicina (Reus) especialment a la Carmen, el Martí, l'Ana Bocio i l'Anabel, per tot el que m'han ajudat.

A continuació he de destacar els membres del Grup AGA, als quals els voldria agrair els coneixements adquirits treballant amb ells durant la meva estada al Departament d'Enginyeria Química.

A la Dra. Gunilla Lindström, al Dr. Bert van Bavel y al Hakan Wingsfor, per l'oportunitat que em van donar de treballar amb ells als seus laboratoris d'Umea (Suècia). No voldria oblidar a tots els estudiants internacionals que vaig conèixer durant la meva estada amb els quals vaig compartir els mesos més freds de la meva vida.

Al Dr. Jager, la Doris, la Lizette, l'Emilia, la Barbara per tot el temps que vam compartir a Darmstadt, tot aprenent la cultura alemanya.

A tots els estudiants Erasmus de Berlin: Marcel, Thomas, Ralph, Frank, Ralphito... i especialment a Micha, per tots els bons moments compartits.

Al meus companys de despatx, especialment a Fernandito, l'estudiant de doctorat més jove de la URV.

Al Sam i la Dolors... que seria de mi sense la vostra ajuda.... i als secretaris que han passat pel departament durant la meva estada aquí (Merche, Carles, Maricel)

Al servei informàtic, especialment al Toni i l'Alex, per la seva infinita!!!! paciència...

Al club de les bruixes de Vielha: Gabi, Magda, Monica,... *por todas las risas, lágrimas, buenos y malos momentos compartidos.*

A "ninyo" per estar sempre al meu costat quan necessito un bon amic, malgrat que moltes vegades el mataria, perquè no em pots donar mai la raó!!!

A l'Albert Conesa, per la seva amistat incondicional!!!! per ser com ets. Xiquet!!! no canviïs mai!!!!

Als altres "ninyos" del departament, Maxi (què hauria estat de nosaltres sense el "pollo rana"), Roberto, Joseli (nuestro Harry Potter), Alvarito (Oso Yogi), Frank, A. Manyes, Orlando (Booboo), Carlitos... pels vermuts de dijous a la penya, per tots els sopars, les sortides nocturnes..... i principalment per ser tan bona gent !!!!

A les companyes de pis, per tots els sopars que hem compartit per a mirar els HIT PARADES de la televisió; *Gran Hermano*, *Operación Triunfo*..... en especial a "The Mother" (àlies Juanita)... per estar sempre allí.

A la meva família, pel seu recolzament incondicional, sense ells avui no seria aquí. A l'Alex, la Maria, l'Hèctor, el Gerard i el Pablito, per ser els millors nebots que pot tenir algú!!!!.

Moltes gràcies a tots,

*Als meus pares*

*Viatges*

On podríem anar que els anys passessin  
més lentament? Feixugament sotmesos  
a la caducitat del temps, no hi ha  
cap viatge que pugui alliberar-nos  
per sempre més de dubtes i temences,  
i és bo saber-ho sempre abans d'emprendre'l.  
Més enllà de neguits i entusiasmes,  
potser el guany dels viatges és l'espai  
que hi descobrim de nosaltres mateixos,  
i que tal volta hauria restat fosc  
sense la llum d'aquelles noves rutes.

*"Els bells camins"*  
*Miquel Martí i Pol*

# Índex

Índex	I
Relació de figures	V
Relació de taules	XI
Resum	XIII
<b>I.- Introducció</b>	1
1.- Incineració de residus sòlids urbans (IRSU)	1
1.1.- La incineració	1
1.2.- Emissions	3
1.3.- Legislació	4
2.- Dioxines i furans (PCDD/Fs)	4
2.1.- Què són les dioxines?	5
2.2.- Factors d'equivalència tòxica (TEF) i Equivalents tòxics (TEQ)	6
2.3.- Tòxicitat de PCDD/Fs	7
2.4.- Principals fonts d'emissió	9
2.5.- Mecanismes de formació de PCDD/Fs	11
2.6.- Transport i transformacions de PCDD/Fs	11
2.7.- Accidents recents per dioxines	15
2.8.- Propietats fisico-químiques	16
3.- Metalls Pesants	18
3.1.- Arsènic	20
3.2.- Beril·li	21
3.3.- Cadmi	22
3.4.- Crom	23
3.5.- Manganès	24
3.6.- Mercuri	25
3.7.- Níquel	26
3.8.- Plom	27
3.9.- Estany	29
3.10.- Tal·li	29
3.11.- Vanadi	30
3.12.- Zinc	30
4.- Avaluació d'impacte ambiental	31
4.1.- Anàlisi de Risc	32
4.1.1.- Models multi-compartamentals	33
4.1.2.- Monitorització	34
<b>II.- Objectius</b>	35
<b>III.- Materials i mètodes</b>	39
6.- Estimació del nivell de contaminació en els medis: Model multi-compartamental	39
6.1.- Dispersió dels contaminants a l'aire i model de deposició	40
6.1.1.- Característiques del model ISCST3	40
6.1.2.- Condicions meteorològiques	41
6.1.3.- Característiques de la planta	41

6.1.4.- Depleció del plomall i deposició	41
6.2.- Càlcul de concentració al sòl	43
6.2.1.- Concentració de contaminant al sòl deguda a la deposició de la fase particulada	44
6.2.2.- Concentració de contaminant al sòl deguda a la deposició de la fase vapor	47
6.3.- Càlcul de la concentració als vegetals	48
6.3.1.- Concentració de contaminant en la planta deguda a l'absorció de la fase-vapor per la planta	49
6.3.2.- Concentració de contaminant en la planta deguda a la deposició de partícules	51
6.3.3.- Concentració de contaminant en la planta via arrels	52
7.- Avaluació de l'exposició	53
7.1.- Ingesta de sòl contaminat	53
7.2.- Ingesta de vegetals de l'àrea	54
7.3.- Inhalació de partícules resuspeses	55
7.4.- Inhalació de l'aire	55
7.5.- Absorció dèrmica	56
8.- Caracterització de risc sobre la salut	58
8.1.- Risc cancerigen	58
8.1.1.- Risc cancerigen per inhalació	59
8.1.2.- Risc oral cancerigen	60
8.2.- Risc no- cancerigen	60
8.2.1.- Risc no- cancerigen per inhalació	61
8.2.2.- Risc no- cancerigen oral	61
8.3.- Monte Carlo	62
9.- Monitorització de les emissions de la planta Incineradora de Montcada i Reixac	63
9.1.- Presa de mostra i pre-tractament	63
9.2.- Determinacions analítiques del nivell de metalls pesants	64
9.2.1.- Sòls	64
9.2.2.- Herbes	65
9.3.- Determinació analítica dels nivells de dioxines i dibenzofurans	65
9.3.1.- Extracció de les mostres i "clean-up": Sòls	65
9.3.2.- Extracció de les mostres i "clean-up": Herbes	66
9.3.3.- Instrumentació	66
10.- Tractament estadístic	67
10.1.- ANOVA	68
10.2.- Test de Kolmogorov-Smirnov	68
10.3.- Test de Levene i Barlett	69
10.4.- Tests no paramètrics	69
10.4.1.- Test de Kruskal-Wallis	69
10.4.2.- Test de la U de Mann-Whitney	70
10.6.- Mètodes multivariants	71
10.6.1.- Anàlisi de Components Principals (ACP)	71
11.- "Case study": Planta Incineradora de Residus Sòlids Urbans de Montcada i Reixac	72
<b>IV.- Resultats i discussió</b>	<b>77</b>

12.- Modelització de dioxines _____	77
12.1.- Concentració de PCDD/Fs a l'aire _____	77
12.1.1.- Dispersió a l'aire de les emissions de PCDD/Fs _____	78
12.1.2.- Benefici de les millores ambientals als nivells de PCDD/Fs a l'aire _____	79
12.1.3.- Contribució de les emissions de PCDD/Fs de la planta als nivells ambientals a l'aire _____	79
12.2.- Concentració de PCDD/Fs al sòl _____	82
12.2.1.- Distribució dels diferents congèneres al sòl _____	83
12.2.2.- Vies principals d'exposició al sòl _____	84
12.2.3.- Benefici de les millores ambientals als nivells de PCDD/Fs al sòl _____	85
12.2.4.- Contribució de les emissions de PCDD/Fs de la planta als nivells ambientals al sòl _____	85
12.3.- Concentració de PCDD/Fs als vegetals _____	88
12.3.1.- Distribució dels diferents congèneres als vegetals _____	88
12.3.2.- Vies principals d'exposició als vegetals _____	89
12.3.3.- Benefici de les millores ambientals als nivells dels vegetals _____	90
12.3.4.- Contribució de les emissions de la planta als nivells ambientals als vegetals _____	90
13.- Modelització de metalls pesants _____	95
13.1.- Concentració de metalls pesants a l'aire _____	95
13.1.1.- Dispersió a l'aire de les emissions de metalls pesants _____	95
13.1.2.- Benefici de les millores ambientals als nivells de metalls pesants a l'aire _____	96
13.1.3.- Contribució de les emissions de la planta als nivells ambientals de metalls pesants a l'aire _____	97
13.2.- Concentració de metalls pesants al sòl _____	98
13.2.1.- Benefici de les millores ambientals als nivells de metalls pesants al sòl _____	98
13.2.2.- Contribució de les emissions de metalls pesants de la planta als nivells ambientals al sòl _____	99
13.2.3.- Vies principals d'exposició al sòl _____	99
13.3.- Concentració de metalls pesants al vegetals _____	100
13.3.1.- Benefici de les millores ambientals als nivells de metalls pesant als vegetals _____	100
13.3.2.- Contribució de les emissions de metalls pesants de la planta als nivells ambientals al vegetals _____	100
13.3.3.- Vies principals d'exposició als vegetals _____	101
14.- Monitorització _____	103
14.1.- Nivells de PCDD/Fs en sòls _____	103
14.1.1.- Nivells de PCDD/Fs en les mostres de sòl (variació temporal) _____	103
14.1.2.- Distribució dels diferents congèneres a les mostres de sòl _____	106
14.1.3.- Nivell de PCDD/Fs en sòl segons la direcció del vent (variació espacial). _____	107
14.1.4.- Nivells de PCDD/Fs en sòl segons la distància a la planta (variació espacial). _____	108
14.1.5.- Anàlisi multivariant dels nivells de PCDD/Fs a les mostres de sòl. _____	109
14.1.6.- Comparació dels nivells de dioxines en sòl amb altres estudis d'incineradores _____	112
14.2.- Nivells de PCDD/Fs en herbes _____	117
14.2.1.- Nivells de PCDD/Fs en les mostres d'herbes (variació temporal) _____	117

14.2.2.- Distribució dels diferents homòlegs a les mostres d'herbes.	119
14.2.3.- Nivell de PCDD/Fs en vegetals segons la direcció del vent (variació espacial).	120
14.2.4.- Nivells de PCDD/Fs en vegetals segons la distància a la planta (variació temporal).	121
14.2.5.- Anàlisi multivariant dels nivells de PCDD/Fs a les mostres d'herbes	123
15.- Monitorització metalls pesants	127
15.1.- Nivell de metalls pesants en sòls	127
15.1.1.- Nivell de metalls pesants en les mostres de sòl (variació temporal).	127
15.1.2.- Nivell de metalls pesants en sòl segons la direcció del vent (variació espacial)	129
15.1.3.- Concentració de metalls pesants en sòl segons la distància a la planta (variació espacial)	132
15.1.4.- Anàlisi multivariant dels nivells de metalls pesants en sòl	134
15.2.- Nivells de metalls pesants en herbes	139
15.2.1.- Nivells de metalls pesants en les mostres d'herbes (variació temporal)	139
15.2.2.- Nivells de metalls pesants en herbes segons la direcció del vent (variació espacial)	141
15.2.3.- Nivells de metalls pesants en herbes segons la distància a la planta (variació espacial)	143
15.2.4.- Anàlisi multivariant dels nivells de metalls pesants en herbes	145
16.- Anàlisi de Risc	149
16.1.- Anàlisi de risc per exposició a PCDD/Fs	149
16.1.1.- Aplicació de la metodologia d'anàlisi de risc per PCDD/Fs	149
16.1.2.- Risc cancerigen i no- cancerigen abans i després de les millores ambientals de la planta.	155
16.1.3.- Comparació del risc degut a les emissions de PCDD/Fs amb el risc degut als nivells ambientals de l'àrea	156
16.2.- Anàlisi de risc per exposició a metalls pesants	159
16.2.1.- Aplicació de la metodologia d'anàlisi de risc per a metalls pesants	159
16.2.2.- Risc cancerigen i no- cancerigen calculat abans i després de les millores ambientals a la planta	162
16.2.3.- Comparació del risc degut a les emissions (risc calculat) amb el risc degut als nivells ambientals a l'àrea (risc mesurat).	164
<b>IV.- Conclusions</b>	167
<b>V.- Referències</b>	171
Annex A: Propietats físico-químiques	181
Annex B: Dispersió de contaminants	183
Annex C: Nivell de dioxines en sòl	205
Annex D: Nivell de dioxins en vegetals	209
Annex E: Nivell de metalls pesants en sòl	213
Annex D: nivell de metalls pesants en vegetals	217
Annex G: Anàlisi de Components principals	221
Annex H: distribució probabilística de les variables	229

## Relació de figures

Figura 2.1.- Estructures químiques de PCDDs i PCDFs.	6
Figura 6.1.- Esquema del model per a predir els nivells en sòls i vegetals a partir d'emissions d'un contaminant.	39
Figura 6.2.- Esquema de les vies que contribueixen a la concentració de contaminants en sòls.	43
Figura 6.3.- Esquema de les vies que contribueixen a la concentració de contaminants en vegetals.	49
Figura 8.1.- Funcions dosi-resposta per a contaminants cancerigens i no-cancerigens	58
Figura 9.1.- Localització geogràfica dels punts de mostratge.	64
Figura 11.1.- Rosa de vent per al 1996 (vent bufant des de).	74
Figura 11.2.- Rosa de vent per al 2000 (vent bufant des de).	75
Figura 11.3.- Representació dels receptors discrets en la cartografiua de l'àrea.	75
Figura 12.1.- Dispersió de les emissions de 2,3,7,8-TCDD ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 1996.	78
Figura 12.2.- Dispersió de les emissions de 2,3,7,8-TCDD ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 2000.	79
Figura 12.3.- Perfil de distribució de la fase vapor/fase particulada dels congèneres de les PCDD/Fs en l'aire.	81
Figura 12.4.- Perfil d'I-TEQ a l'aire, abans del nou sistema de neteja de gasos.	82
Figura 12.5.- Perfil d'I-TEQ a l'aire, després del nou sistema de neteja de gasos.	82
Figura 12.6.- Nivells de cada congènere calculat ( $\text{ng}/\text{kg}$ ) en les mostres de sòl abans de les millores ambientals.	83
Figura 12.7.- Perfil de distribució de l'I-TEQ per a les mostres de sòl abans de les millores ambientals.	83
Figura 12.8.- Contribució de cada via d'exposició al nivell d'I-TEQ al sòl.	84
Figura 12.9.- Contribució de cada via d'exposició al nivell de cada congènere individual al sòl.	84
Figura 12.10.- Relació entre la concentració calculada/mesurada per als nivells de congèneres de PCDD/Fs en sòls abans i després de les millores ambientals a la planta.	87
Figura 12.11.- Nivells de cada congènere ( $\text{ng}/\text{kg}$ ) calculats en les mostres de vegetals abans de les millores ambientals.	88
Figura 12.12.- Perfil de distribució de l'I-TEQ a les mostres de vegetals.	88
Figura 12.13.- Contribució de cada via d'exposició al nivell d'I-TEQ en vegetals.	89
Figura 12.14.- Contribució de cada via d'exposició al nivell de cada congènere individual en vegetals.	89
Figura 12.15.- Relació entre la concentració calculada/mesurada per als nivells de congèneres de PCDD/Fs en vegetals.	92
Figura 13.1.- Dispersió de les emissions d'arsènic ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ) al 1996.	96
Figura 13.2.- Dispersió de les emissions d'arsènic ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ) al 2000.	96
Figura 13.3.- Contribució de les diferents vies d'exposició a la concentració de cada metall pesant en vegetals.	101

Figura 14.1.- Diagrama de caixa de les mostres de sòl recollides en les proximitats de la incineradora de Montcada i Reixac durant els anys 1996, 1997, 1998 i 2000.	105
Figura 14.2.- Nivells de concentració mediana dels congèneres de PCDD/Fs en mostres de sòl recollides en les proximitats de la incineradora de Montcada i Reixac durant els anys 1996, 1997, 1998 i 2000.	106
Figura 14.3.- Perfil dels homòlegs de PCDD/Fs en sòls recollits l'any 2000 en les proximitats de la planta incineradora de Montcada i Reixac.	106
Figura 14.4.- Nivells de dioxines (ng I-TEQ/kg) en mostres de sòl segons les diferents direccions del vent.	107
Figura 14.5.- Nivells de dioxines (ng I-TEQ/kg) en mostres de sòl agrupades segons les diferents distàncies a la incineradora.	108
Figura 14.6.- Distribució dels homòlegs de PCDD/Fs en mostres de sòl recollides l'any 2000 a diferents distàncies de la planta.	109
Figura 14.7.- Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de PCDD/Fs en mostres de sòl: Factor 1 i 2	111
Figura 14.8.- Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de PCDD/Fs en mostres de sòl: Factor 1 i 3	111
Figura 14.9.- Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de PCDD/Fs en mostres de sòl: Factor 2 i 3	112
Figura 14.10.- Diagrama de caixa de les mostres d'herbes recollides en les proximitats de la incineradora de Montcada i Reixac durant els anys 1996, 1997, 1998 i 2000.	119
Figura 14.11.- Perfil dels homòlegs de PCDD/Fs en herbes recollides l'any 2000 en les proximitats de la planta incineradora de Montcada i Reixac.	120
Figura 14.12.- Nivells de dioxines (ng I-TEQ/kg) en mostres d'herbes segons les diferents direccions del vent.	121
Figura 14.13.- Nivells de dioxines en mostres d'herbes recollides a diferents distàncies de la incineradora.	122
Figura 14.14.- Distribució dels homòlegs de PCDD/Fs en d'herbes recollides al 2000 a diferents distàncies de la planta.	122
Figura 14.15.- Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de PCDD/Fs en mostres d'herbes: Factor 1 i 2.	123
Figura 14.16.- Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de PCDD/Fs en mostres d'herbes: Factor 1 i 3.	124
Figura 14.17.- Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de PCDD/Fs en mostres d'herbes: Factor 1 i 4.	124
Figura 15.1.- Diagrama de caixa d'arsènic ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.	128
Figura 15.2.- Diagrama de caixa de beril·li ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.	128
Figura 15.3.- Diagrama de caixa de cadmi ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.	128
Figura 15.4.- Diagrama de caixa de crom ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.	128
Figura 15.5.- Diagrama de caixa de mercuri ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.	128
Figura 15.6.- Diagrama de caixa de manganès ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.	128
Figura 15.7.- Diagrama de caixa de níquel ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.	129

Figura 15.8.- Diagrama de caixa de plom ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl. _____	129
Figura 15.9.- Diagrama de caixa d'estany ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl. _____	129
Figura 15.10.- Diagrama de caixa de tal·li ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl. _____	129
Figura 15.11.- Diagrama de caixa de vanadi ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl. _____	129
Figura 15.12.- Diagrama de caixa de zinc ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl. _____	129
Figura 15.13.- Concentració mitjana d'As en sòl segons les direccions de mostratge. ____	130
Figura 15.14.- Concentració mitjana de Be en sòl segons les direccions de mostratge. __	130
Figura 15.15.- Concentració mitjana de Cd en sòl segons les direccions de mostratge. __	130
Figura 15.16.- Concentració mitjana de Cr en sòl segons les direccions de mostratge. ____	130
Figura 15.17.- Concentració mitjana de Hg en sòl segons les direccions de mostratge. __	131
Figura 15.18.- Concentració mitjana de Mn en sòl segons les direccions de mostratge. __	131
Figura 15.19.- Concentració mitjana de Ni en sòl segons les direccions de mostratge. ____	131
Figura 15.21.- Concentració mitjana de Pb en sòl segons les direccions de mostratge. __	131
Figura 15.20.- Concentració mitjana d'Sn en sòl segons les direccions de mostratge. ____	131
Figura 15.22.- Concentració mitjana de Tl en sòl segons les direccions de mostratge. __	131
Figura 15.23.- Concentració mitjana de V en sòl segons les direccions de mostratge. ____	131
Figura 15.24.- Concentració mitjana de Zn en sòl segons les direccions de mostratge. __	131
Figura 15.25.- Concentracions mitjanes d'As en sòls agrupats segons la distància a la planta. _____	133
Figura 15.26.- Concentracions mitjanes de Be en sòls agrupats segons la distància a la planta. _____	133
Figura 15.27.- Concentracions mitjanes de Cd en sòls agrupats segons la distància a la planta. _____	133
Figura 15.28.- Concentracions mitjanes de Cr en sòls agrupats segons la distància a la planta. _____	133
Figura 15.29.- Concentracions mitjanes de Hg en sòls agrupats segons la distància a la planta. _____	133
Figura 15.30.- Concentracions mitjanes de Mn en sòls agrupats segons la distància a la planta. _____	133
Figura 5.31.- Concentracions mitjanes de Ni en sòls agrupats segons la distància a la planta. _____	134
Figura 5.32.- Concentracions mitjanes de Pb en sòls agrupats segons la distància a la planta. _____	134
Figura 5.33.- Concentracions mitjanes de Sn en sòls agrupats segons la distància a la planta. _____	134
Figura 5.34.- Concentracions mitjanes de Tl en sòls agrupats segons la distància a la planta. _____	134
Figura 15.35.- Concentracions mitjanes de V en sòls agrupats segons la distància a la planta. _____	134
Figura 15.36.- Concentracions mitjanes de Zn en sòls agrupats segons la distància a la planta. _____	134
Figura 15.37.- Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de metalls pesants en mostres de sòls: Factor 1 i 2. _____	136

Figura 15.38.- Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de metalls pesants en mostres de sòls: Factor 1 i 3.	136
Figura 15.39.- Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de metall pesants en mostres de sòls: Factor 1 i 4.	137
Figura 15.40.- Diagrama de caixa d'arsènic ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.	139
Figura 15.41.- Diagrama de caixa de cadmi ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.	139
Figura 15.42.- Diagrama de caixa de crom ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.	140
Figura 15.43.- Diagrama de caixa de mercuri ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.	140
Figura 15.44.- Diagrama de caixa de manganès ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.	140
Figura 15.45.- Diagrama de caixa de níquel ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.	140
Figura 15.46.- Diagrama de caixa de plom ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.	140
Figura 15.47.- Diagrama de caixa d'estany ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.	140
Figura 15.48.- Diagrama de caixa de vanadi ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.	140
Figura 15.49.- Diagrama de caixa de zinc ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.	140
Figura 15.50.- Concentracions mitjanes d'As en herbes segons la direcció de mostratge.	142
Figura 15.51.- Concentracions mitjanes de Cd en herbes segons la direcció de mostratge.	142
Figura 15.52.- Concentracions mitjanes de Cr en herbes segons la direcció de mostratge.	142
Figura 15.53.- Concentracions mitjanes de Hg en herbes segons la direcció de mostratge.	142
Figura 15.54.- Concentracions mitjanes de Mn en herbes segons la direcció de mostratge.	142
Figura 15.55.- Concentracions mitjanes de Ni en herbes segons la direcció de mostratge.	142
Figura 15.56.- Concentracions mitjanes de Pb en herbes segons la direcció de mostratge.	142
Figura 15.57.- Concentracions mitjanes d'Sn en herbes segons la direcció de mostratge.	142
Figura 15.58.- Concentracions mitjanes de V en herbes segons la direcció de mostratge.	142
Figura 15.59.- Concentracions mitjanes de Zn en herbes segons la direcció de mostratge.	142
Figura 15.60.- Concentracions mitjanes d'As en herbes agrupades segons la distància a la planta.	144
Figura 15.61.- Concentracions mitjanes de Cd en herbes agrupades segons la distància a la planta.	144
Figura 15.62.- Concentracions mitjanes de Cr en herbes agrupades segons la distància a la planta.	144
Figura 15.63.- Concentracions mitjanes de Hg en herbes agrupades segons la distància a la planta.	144
Figura 15.64.- Concentracions mitjanes de Mn en herbes agrupades segons la distància a la planta.	144
Figura 15.65.- Concentracions mitjanes de Ni en herbes agrupades segons la distància a la planta.	144
Figura 15.66.- Concentracions mitjanes de Pb en herbes agrupades segons la distància a la planta.	145
Figura 15.67.- Concentracions mitjanes d'Sn en herbes agrupades segons la distància a la planta.	145
Figura 15.68.- Concentracions mitjanes de V en herbes agrupades segons la distància a la planta.	145

Figura 15.69.- Concentracions mitjanes de Zn en herbes agrupades segons la distància a la planta. _____	145
Figura 15.70.- Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicats al nivell de metalls pesants en mostres d'herbes: Factors 1 i 2. _____	146
Figura 15.71.- Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicats al nivell de metalls pesants en mostres d'herbes: Factors 1 i 3. _____	147
Figura 15.72.- Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicats al nivell de metalls pesants en mostres d'herbes: Factors 1 i 4. _____	147
Figura 16.1.- Anàlisi de sensibilitat de l'exposició deguda a les emissions de PCDD/Fs per la planta Incineradora de Montcada i Reixac abans de les millores. _____	153
Figura 16.2.- Anàlisi de sensibilitat del risc cancerigen degut a les emissions de la planta Incineradora de Montcada i Reixac abans (1996) de les millores ambientals. _____	154
Figura 16.3.- Anàlisi de sensibilitat del risc no- cancerigen degut a les emissions de la planta Incineradora de Montcada i Reixac abans (1996) de les millores. _____	154
Figura 16.4.- Risc cancerigen degut a les emissions (calculat) i als nivells ambientals (mesurat). _____	157
Figura 16.5.- Risc no- cancerigen degut a les emissions (calculat) i als nivells ambientals (mesurat). _____	157
Figura 16.6.- Anàlisi de sensibilitat de l'exposició deguda a les emissions d'arsènic abans (1996) de les millores ambientals. _____	161
Figura 16.7.- Risc cancerigen per inhalació mesurat i calculat abans de les millores ambientals. _____	165
Figura 16.8.- Risc cancerigen oral mesurat i calculat abans de les millores ambientals. _____	166
Figura 16.9.- Risc no- cancerigen per inhalació mesurat i calculat abans de les millores ambientals. _____	166
Figura 16.10.- Risc no- cancerigen oral mesurat i calculat abans de les millores ambientals. _____	166

## Relació de Taules

Taula 2.1.- Factors d'Equivalència Tòxica Internacionals de PCDDs i PCDFs. _____	7
Taula 3.1.- Temperatures (°C) de volatilització en funció de la presència de clor. _____	19
Taula 3.2.- Formes químiques de l'arsènic inorgànic. _____	21
Taula 3.3.- Ocupacions associades a elevat risc d'exposició al plom _____	28
Taula 6.1.- Distribució de mida de partícules i coeficient de rentat _____	42
Taula 8.1.- Potències cancerígenes dels diferents compostos estudiats. _____	59
Taula 8.2.- Dosis de referència i concentració de referència no- cancerígena. _____	61
Taula 11.1.- Característiques de la font emissora. _____	73
Taula 11.2.- Nivell d' emissions dels 17 congèneres tòxics PCDD/Fs (ng/m <sup>3</sup> ). _____	73
Taula 11.3.- Nivell d'emissions dels metalls pesants (µg/m <sup>3</sup> ). _____	73
Taula 12.1.- Nivells d'I-TEQ (fg/m <sup>3</sup> ) calculats en aire abans i després de les millores. _____	79
Taula 12.2.- Nivells d'immissió de PCDD/Fs (fg/m <sup>3</sup> ) abans de les millores. _____	80
Taula 12.3.- Nivells d'immissió de PCDD/Fs (fg/m <sup>3</sup> ) després de les millores. _____	81
Taula 12.4.- Nivells d'I-TEQ (ng/kg) en sòls abans i després de les millores ambientals. _____	85
Taula 12.5.- Nivells de dioxines en sòls (ng/kg) abans de la instal·lació del sistema de neteja de gasos. _____	86
Taula 12.6.- Nivells de dioxines en sòls (ng/kg) després de la instal·lació del sistema de neteja de gasos. _____	86
Taula 12.7.- Nivells d'I-TEQ (ng/kg) en vegetals abans i després de les millores _____	90
Taula 12.8.- Nivells de dioxines en vegetals (ng/kg) abans de les millores. _____	91
Taula 12.9.- Nivell de dioxines en vegetals (ng/kg) després de les millores. _____	91
Taula 13.1.- Nivells de metalls pesants calculats (ng/m <sup>3</sup> ) en aire abans i després de les millores ambientals. _____	97
Taula 13.2.- Nivells d'immissió de metalls pesants (ng/m <sup>3</sup> ) abans i després de les millores. _____	97
Taula 13.3.- Nivells de metalls pesants (µg/g) en sòl abans i després de les millores ambientals. _____	98
Taula 13.4.- Nivells de metalls pesants en sòls (µg/g) abans i després de les millores. _____	99
Taula 13.5.- Contribució de les diferents vies d'exposició a la concentració de metalls pesants en sòl. _____	99
Taula 13.6.- Nivells de metalls pesants calculats (µg/g) en vegetals abans i després de les millores ambientals. _____	100
Taula 13.7.- Nivells de metalls pesants en vegetals (µg/g) abans i després de la instal·lació del sistema de neteja de gasos. _____	101
Taula 14.1.- Concentracions de PCDD/Fs (ng I-TEQ/kg p.s.) en mostres de sòl recollides en les proximitats de la incineradora de residus urbans de Montcada i Reixac. _____	104
Taula 14.2.- Nivells de PCDD/Fs (ng I-TEQ/kg p.s) en mostres de sòl. _____	104
Taula 14.3.- Concentracions de dioxines i dibenzofurans (ng I-TEQ/kg) en sòls de diversos llocs del món. _____	113
Taula 14.4.- Concentracions de dioxines i dibenzofurans (ng I-TEQ/kg) en sòls de diverses àrees de Catalunya. _____	114

Taula 14.5.- Concentracions de PCDD/Fs (ng I-TEQ/kg p.s.) en mostres d'herbes recollides en les proximitats de la planta incineradora de residus urbans de Montcada i Reixac. _____	118
Taula 14.6.- Nivells de PCDD/Fs (ng I-TEQ/kg p.s.) en mostres de vegetals. _____	118
Taula 16.1.- Exposició de la població per diferents vies a les emissions de PCDD/Fs (ng I-TEQ/d). _____	150
Taula 16.2.- Riscs cancerigen i no- cancerigen de la població deguts a les emissions de PCDD/Fs abans de les millores. _____	151
Taula 16.3.- Distribució probabilística de l'exposició a PCDD/Fs (ng I-TEQ/dia) per les diferents vies d'exposició directa abans de les millores. _____	153
Taula 16.4.- Distribució probabilística del risc cancerigen i no- cancerigen degut a les emissions de PCDD/Fs abans de les millores. _____	155
Taula 16.5.- Risc cancerigen i no- cancerigen sobre la població abans i després de la instal·lació del sistema de neteja de gasos. _____	155
Taula 16.6.- Risc cancerigen i no- cancerigen sobre la població degut als nivells ambientals després de la instal·lació dels sistema de neteja de gasos. _____	156
Taula 16.7.- Exposició de la població per diferents vies a les emissions de metalls pesant ( $\mu\text{g/d}$ ). _____	159
Taula 16.8.- Risc cancerigen sobre la població de les emissions de metalls pesant abans de les millores. _____	160
Taula 16.9.- Risc no- cancerigen sobre la població de les emissions de metalls pesant abans de les millores. _____	161
Taula 16.10.- Distribució probabilística de l'exposició a arsènic per les diferents vies d'exposició degudes a les emissions abans de les millores. _____	162
Taula 16.11.- Distribució probabilística del risc cancerigen i no- cancerigen degut a les emissions d'arsènic abans de les millores. _____	162
Taula 16.12.- Risc cancerigen calculat sobre la població degut a les emissions de metalls pesants abans i després de les millores. _____	163
Taula 16.13.- Risc no- cancerigen calculat sobre la població degut a les emissions metalls pesants abans i després de les millores. _____	163
Taula 16.14.- Risc cancerigen sobre la població degut als nivells ambientals (mesurats) de metalls pesants abans i després de les millores. _____	164
Taula 16.15.- Risc no- cancerigen sobre la població degut als nivells ambientals (mesurats) de metalls pesants abans i després de les millores. _____	165

## **I.-Introducció**

### **1.- Incineració de residus sòlids urbans (IRSU)**

La incineració de residus no és una activitat recent. Com a tecnologia de tractament d'aquests, la incineració ha estat considerada com una bona forma per a transformar grans quantitats de brossa en gasos, en un volum reduït de cendres, i en moltes ocasions en generació d'energia. La incineració, tal i com la coneixem avui dia, va començar fa uns 100 anys, quan es va instal·lar la primera incineradora de deixalles urbanes a Nottingham, Anglaterra. La implantació dels processos d'incineració va créixer ràpidament als EEUU (unes 200 unitats al 1921) i també a Europa. Des de llavors, la incineració de materials sòlid urbans ha ocupat un lloc destacable entre les diferents estratègies per a una gestió sostenible de residus. Si bé en l'actualitat, la tecnologia aplicada a la incineració de residus està molt més desenvolupada existeixen encara zones on la incineració es realitza a l'aire lliure (per exemple als mateixos abocadors, sense cap tipus de control).

Des de l'agricultor que crema al costat d'un camí les herbes o les branques precedents del seu camp, fins les modernes plantes incineradores capaces de processar cents de tones de residus al dia, hi ha un gran avanç tecnològic.

Malauradament, malgrat l'avanç tecnològic que ha sofert la incineració de residus i les avantatges que comporta, aquesta activitat és una de les que provoca més rebuig per part de la societat.

#### **1.1.- La incineració**

La incineració de residus no pot ser considerada com un mètode per fer desaparèixer la brossa. Des del punt de vista fisico-químic i a mode de definició, podríem dir que la incineració és un procés que fa servir una oxidació tèrmica a alta temperatura (aproximadament uns 900°C), per tal de reduir el pes i volum de les deixalles, podent-se aprofitar una part de l'energia implicada al procés de combustió.

Les deixalles són generades pels fabricants i consumidors de productes immersos en una economia de mercat. El més freqüent és que molts d'aquests productes i materials, un cop utilitzats comercialment o consumits, siguin llençats, i que només una molt petita part, això si cada vegada més important, sigui eficaçment reutilitzada en lloc d'anar a la brossa.

La tecnologia d'incineració de residus sòlid urbans més utilitzada és la combustió de massa (*mass burn incineration*). Té l'avantatge d'un pre-tractament mínim, i la

combustió de material sòlid urbà sense prèvia classificació, en un sistema de graelles mòbil.

És important remarcar que la incineració no és en realitat el punt final del procesament dels materials de la brossa. La incineració rendeix tres formes de productes: energia, gasos i residus sòlids.

L'energia calorífica produïda pot ser utilitzada per produir vapor per calefacció o per electricitat, procés que no es veu afectat pels altres productes de la incineració.

A les incineradores modernes, els gasos que surten exclusivament per la xemeneia, passen a través de filtres abans de sortir a l'atmosfera, mentre que els residus sòlids apareixen en dos punts: al fons de la graella, i més enllà de la cambra de combustió, rebent el nom de cendres volants. Aquesta fracció pot caure al cremador, a l'economitzador, als punts de condicionament dels gasos o pot ser recollida mitjançant aparells captadors de partícules (precipitadors electrostàtics o filtres de manega).

En qualsevol cas, la reducció de contaminants en els gasos de sortida incrementa els nivells de contaminació dels residus procedents dels processos de combustió i neteja. Els residus sòlids d'una Incineradora de Residus Sòlids Urbans (IRSU) són de dues classes: escòria i cendres. La seva quantitat depèn de la naturalesa del sistema de combustió i dels continguts de cendres en els residus incinerats. Les cendres lleugeres procedeixen de sistemes de neteja secs per a la reducció de l'alliberació de partícules. Són també transportats a abocadors, encara que el seu reciclatge per a usos d'infraestructura és cada vegada més gran. Amb aquest sentit, millores en l'eficàcia de les tecnologies de rentat de gasos poden conduir a menors quantitats de cendres recollides.

La diferència entre la incineració i altres formes de tractament de residus radica en la transformació que aquests reben durant el procés, i fonamentalment en la naturalesa de les fases sòlida i gasosa que es produeixen.

Les característiques qualitatives que els residus de la incineració presenten depenen de la composició de la brossa. Aquesta es pot veure afectada per molts diversos factors, incloent-hi entre d'altres la situació econòmica de la zona i les estacions de l'any (Lisk, 1988).

Des del punt de vista toxicològic, els residus, sòlids o gasosos, de la incineració contenen entre d'altres dos conjunts d'espècies químiques de major importància; per una, les dioxines i els dibenzofurans, i per altra el format pels metalls.

## 1.2.- Emissions

### *PCDD/Fs*

Olie *et al.*, (1977) van ser els primer en informar sobre la formació de PCDD/Fs durant la incineració de residus sòlids municipals en un estudi realitzat en tres incineradores d'Holanda. Des de llavors, la síntesis *de novo* està considerada la primera font de compostos organohalogenats, incloent-hi dioxines i furans, durant la incineració de residus.

La formació de dioxines no depèn del catalitzador ni del contingut en clor ja que ambdós es troben en excés durant el procés d'incineració. En canvi, la quantitat de dioxines formades depèn completament de la incineració, a la vegada que del temps de residència i del flux del gas a 200-400°C a la zona de refredament.

Degut a la seva alta estabilitat tèrmica, PCDDs i PCDFs poden ser destruïts solament sota un adient temps de residència a una temperatura superior a 800°C. Si té lloc la seva formació, aquests compostos són parcialment emesos a l'aire i parcialment units als residus sòlids.

### *Metalls pesants*

Els metalls no són ni creats ni destruïts al procés d'incineració. La quantitat de metalls presents en els residus abans de la incineració, és la mateixa que la que podem trobar a posteriori, si sumem les quantitats de metalls presents en les cendres amb les emeses en forma de fums i gasos (Denison i Silbergeld, 1988).

Els metalls poden distribuir-se en diferents quantitats entre les cendres i les emissions gasoses (com compostos volàtils o com partícules), depenen del tipus de procés de les condicions a les que s'opera, i de la composició química i estat físic de la matèria original. Les emissions en particular tenen una gran variabilitat, no solament d'un procés a altre (depenen dels mètodes d'operació i tipologies), sinó que dintre d'un mateix procés, depenen de l'heterogeneïtat del material a tractar i de les fluctuacions en les condicions durant el procés.

La temperatura és un factor de gran influència en els sistemes d'incineració. Hi ha un increment de l'emissió a l'augmentar la temperatura d'incineració, arribant a una temperatura on s'assoleix un valor màxim, ja que la transferència de metall a la fase gasosa assoleix el seu valor límit. A partir d'una certa temperatura no és possible més transferència de metall a la fase gasosa. Els metalls més volàtils (p.e; Cd i Hg) no presenten grans variacions en l'emissió per l'augment de temperatura, ja que fins i tot a les temperatures més baixes d'incineració, la transferència de metall a la fase gasosa assoleix el seu valor límit.

### 1.3.- Legislació

Al començament, la majoria de les incineradores operaven amb uns baixos rendiments i provocaven una elevada contaminació. A partir dels anys 50, va començar la regulació de les emissions de contaminants atmosfèrics, i es van instal·lar els primers sistemes de control de la contaminació.

En els últims anys, les IRSU han estat objecte d'una gran controvèrsia a causa del risc potencial dels seus gasos d'emissió. Per aquest motiu s'han portat a terme diversos programes dirigits a investigar i controlar les emissions a l'atmosfera de les IRSU.

Les primeres regulacions en matèria d'emissions es van aplicar als EEUU al 1970, per la New Source Performance Standards (NSPS). Al 1991, l'Environmental Protection Agency (EPA) dels EEUU va emetre normes més estrictes limitant les emissions de metalls especialment tòxics com el cadmi, el plom i el mercuri.

Actualment la Unió Europea té establerts uns límits d'emissió que han de complir les plantes en els seus processos d'incineració. Específicament, la directiva 89/369/CEE regula el límit superior de les concentracions de les emissions d'incineradores de residus municipals. A Espanya, el decret RD 1088/92 s'ha fet ressò de la directiva comunitària. Posteriorment, el decret RD 1217/97 va modificar el RD 1088/92 i va introduir un límit d'emissió per PCDD/Fs en IRSU de 0.1 ng I-TEQ/Nm<sup>3</sup>, si el contingut de clor es superior al 1 %. Per altra banda, les emissions de metalls pesants per les plantes incineradores de residus va estar establerta també per la directiva comunitària (89/369/CE), on els límits d'emissió per als metalls pesants van quedar establerts de la següent manera: per a Pb+Cr+Cu+Mn, 5 mg/m<sup>3</sup>, per a Ni+As, 1 mg/m<sup>3</sup>, i per a Cd+Hg, 0.2 mg/m<sup>3</sup>. A Catalunya, el decret 332/94 recull la normativa comunitària.

Les plantes incineradores s'han anar adaptant poc a poc a aquesta legislació. En això, ha contribuït notablement la incorporació de tecnologies de combustió alternatives als forns de massa de combustió, com els de *llit fluidificat (fluidized bed combustors)*.

### 2.- Dioxines i furans (PCDD/Fs)

La família dels contaminants orgànics persistents (POPs) han centrat durant la última dècada una part important de la investigació mèdica medi ambiental, degut a la seva resistència a la degradació, a la seva tendència a la bioacumulació, i a la seva notable toxicitat. Aquestes propietats expliquen la seva capacitat d'estar presents, i del seu moviment, entre múltiples fases medi ambientals.

Els bifenils policlorats (PCBs) i els hidrocarburs aromàtics policíclics (HAPs) són representants típics dels contaminants orgànics persistents. Els PCBs són molècules organoclorades que s'obtenen en la indústria per aplicacions que requereixen substàncies químiques amb un gran conjunt de diverses propietats fisico-químiques. Altrament hi han dos grups característics de compostos organoclorats: les dibenzo-p-dioxines (PCDD) i els dibenzofurans policlorats (PCDF). El públic en general i fins i tot la comunitat científica, han identificat aquests grups de substàncies amb el terme general de dioxines. Així, encara que no correspon amb un nom químic específic, és la forma comú de designar-los.

Tant les dioxines com els dibenzofurans formats als processos de combustió en presència de clor i en altres activitats industrials, són productes secundaris d'aquestes activitats: producció de PCBs, fenols i benzens, combustió d'hidrocarburs i de residus, cloració de la polpa de paper, així com molts altres processos que fan servir clor i matèria orgànica en alguna de les seves etapes.

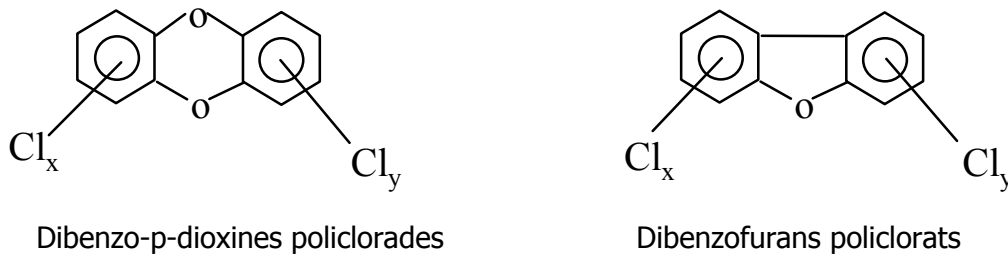
Els PCDD/Fs, són xenobiòtics d'extraordinari interès ambiental, donat el seu alt potencial tòxic (fins i tot a nivells molt baixos), la seva bioafinitat i la seva resistència a la degradació.

### **2.1.- Què són les dioxines?**

Les dibenzo-p-dioxines (PCDDs) policlorades i els dibenzofurans (PCDFs) són dos grups de compostos aromàtics que tenen una estructura plana tricíclica. Les PCDDs tenen dos anells de benzè units a través de dos àtoms d'oxigen. Als PCDFs, els dos anells de benzè estan units a través d'un únic àtom d'oxigen. Ambdós anells benzènics poden presentar diferent grau de cloració, ja que poden variar el número de clors en la molècula d'1 a 8 (en posicions de l'1 al 4, i del 6 al 9), donant lloc a diferents grups d'homòlegs: monoclorats, diclorats, triclorats, etc... Al mateix temps, per un mateix grau de cloració o grup d'homòlegs, els àtoms de clor poden trobar-se en diferents posicions dins de la molècula, donant lloc a diferents isòmers o congèneres (210 compostos individuals o congèneres, 75 dels quals són PCDDs i 135 PCDFs). La Figura 2.1 mostra l'estructura bàsica de les molècules de PCDD/Fs.

Encara que tots aquests compostos tenen un potencial tòxic important, les més tòxiques són les molècules 2,3,7,8-clorades (Poland i Knutson, 1982; Safe, 1986, 1990; De Vito i Birnbaum, 1994). La més coneguda i representativa és la 2,3,7,8-tetraclordibenzo-p-dioxina o TCDD. La TCDD és el membre més tòxic d'una classe de substàncies aromàtiques halogenades que a més a més de les dibenzo-p-dioxines policlorades, inclou també a les dioxines polibromades (PBDDs), els

dibenzofurans policlorats (PCDFs), els bifenils policlorats (PCBs), els naftalens, i els azo i azobencens.



**Figura 2.1.-** Estructures químiques de PCDDs i PCDFs.

## 2.2.- Factors d'equivalència tòxica (TEF) i Equivalents tòxics (TEQ)

El nombre i la posició dels substituents clor a les molècules de PCDD/PCDFs són els que determinen la toxicitat dels diversos compostos. La toxicitat individual pot variar fins i tot amb un valor relatiu de 1000 vegades, el que evidentment complica l'avaluació del risc de l'exposició ambiental, ja que el més normal és que es trobin formant barreges complexes.

Per aquestes raons, per simplificar la tasca avaluadora, es va definir el concepte de factor d'equivalència tòxica (TEF) per a cadascun dels congèneres que configuren les mescles. El concepte de TEF, desenvolupat als anys 80, proporciona un mètode relativament senzill d'avaluar la toxicitat de mescles complexes (Kutz *et al.*, 1990).

L'EPA el va catalogar d'útil per a l'estimació de la toxicitat de mescles de PCDDs i PCDFs. En realitat, els TEF són una mesura de la toxicitat relativa de cada congènere amb respecte a la TCDD congènere més tòxic al qui se li ha assignat un TEF igual a 1.0.

Pels 7 congèneres més tòxics de les dioxines i pels 10 furans més tòxics, els valors dels TEFs oscil·len entre 1 (TCDD) i 0.001 (octaclordibenzo-p-dioxina i octaclordibenzofurà) (Taula 2.1). Les altres 193 dioxines i dibenzofurans són molt menys tòxiques i la seva contribució a la toxicitat total d'una barreja es considera nul·la. Per això se'ls assigna un valor TEF=0 (Fiedler i Hutzinger, 1990; Safe, 1990; DOCE, 1994).

Si es disposa de dades de concentració de cada congènere específic, es pot calcular llavors el nomenat TEQ o Factor Equivalent Tòxic, multiplicant la concentració de cada component individual de la barreja pel seu respectiu TEF. Sumant a continuació tots els resultats s'obtindrà el TEQ global.

**Taula 2.1.-** Factors d'Equivalència Tòxica Internacionals de PCDDs i PCDFs.

<b>Estructura</b>	<b>I-TEF</b>
<b>Dioxines</b>	
2,3,7,8-TCDD	1
1,2,3,7,8-PeCDD	0.5
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01
OCDD	0.001
<b>Furans</b>	
2,3,7,8-TCDF	0.1
1,2,3,7,8-PeCDF	0.05
2,3,4,7,8-PeCDF	0.5
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.01
OCDF	0.001

### 2.3.- Tòxicitat de PCDD/Fs

Durant les últimes dècades s'han realitzat nombroses investigacions clíniques, epidemiològiques i toxicològiques sobre les dioxines, per tal de conèixer i identificar el risc i el mecanisme de la toxicitat sobre la salut humana. Les dioxines són inductores d'una varietat d'efectes tòxics, els quals afecten a la gran major part dels sistemes orgànics del cos humà. Els efectes més importants associats a l'exposició es produeixen en el sistema reproductiu, disfunció neurològica i dermatotoxicitat. S'han observat altres efectes en diversos animals, com mamífers, aus, peixos i en l'home. Així mateix, s'han documentat increments en les causes de mortalitat per causes específiques i una varietat de canvis subclínic en marcadors bioquímics d'humans (Rom, 1998).

És conegut que els efectes tòxics de PCDD/Fs sobre la salut humana van fer la seva entrada amb l'inici de la indústria de síntesis orgànica al segle S. XIX. El primer efecte documentat d'exposició a aquests contaminants va ser el cloracne, que consisteix en una dermatotoxicitat persistent i acneiforme, acompanyada amb freqüència per hiperpigmentació i hirutisme. En alguns casos, la clínica assumeix que hi ha una patologia o un conjunt de símptomes distintius d'una exposició específica a compostos tòxics en humans. Durant els primers anys del S.XX es va pensar que el cloracne era el signe distintiu de l'exposició a uns determinats contaminants que presentaven una estructura i mode de formació encara

desconegut. En conseqüència, es pensava que l'absència d'aquesta patologia era signe d'una absència significativa d'exposició de la població. Actualment, és conegut que no existeixen símptomes indicatius d'exposició a aquests contaminants. En efecte, al voltant de l'any 1940, amb motiu d'uns símptomes tòxics en el fetge, sistema muscular i esquelètic, sistema nerviós i la pell dels treballadors d'una fabrica de PCBs i naftalens policlorats, es va llançar la hipòtesi de que la causa eren unes impureses que es formaven durant el procés de síntesi d'aquestes substàncies quan es donaven els precursors moleculars en condicions adients.

Des d'aquest moment s'han portat a terme diversos estudis epidemiològics sobre els efectes de les dioxines sobre la salut de la població. Els estudis han estat generalment de tres tipus:

- Estudis retrospectius a "cohorts" de treballadors exposats a nivells relativament alts de dioxines, tant de forma aguda com crònica.
- Estudis "cas-control" a treballadors i altres persones exposades a productes contaminats, especialment productes químics per a l'agricultura.
- Estudi retrospectiu a veterans de Vietnam i persones no-ocupacionalment exposades a aquests compostos, com a resultat d'emissions industrials, descarrega de residus i exposició a aliments contaminats.

Aquests estudis han portat un consens d'evidència, no exempt de controvèrsia, sobre la correlació entre l'exposició humana a PCDD/Fs i un variat i ampli espectre d'efectes tòxics que afecten fonamentalment al sistema nerviós i reproductiu, així com increments en la mortalitat, especialment per càncer i malalties de cor. Aquest és el cas d'estudis amb cohorts de persones que van sofrir l'exposició a l'accident de Seveso (Bertazzi, 1991) i cohorts amb veterans de la guerra de Vietnam sotmesos a l'exposició a "l'Agent Orange" (Tamburro, 1992; Cordier *et al.*, 1993). En base a tots aquests resultats, l'Institut de Medicina Nord-americà ha publicat una classificació dels efectes nocius sobre la salut associada a l'exposició a TCDD segons el grau d'evidència:

1.- Evidència suficient d'associació: sarcoma de teixits (tous), limfomes tipus Hodgkin", cloracne.

2.- Evidència limitada i suggeriment d'associació: càncers de pulmó, tràquea i laringe, càncer de pròstata, mieloma múltiple, *spina bifida*, porfíria adquirida.

3.- Evidència insuficient o inadequada d'associacions: càncers hepatobiliars, càncer nasal i nasofaríngic, càncer d'ossos, càncer de pell, càncer de mama, càncer de ronyó, càncer de testicles, leucèmia, aborts espontanis, defectes al naixement, càncers infantils, infertilitat masculina, desordres cognitius i neuropsiquiàtics, disfunció motora/coordinadora, desordres al sistema immunològic, desordres circulatoris, i desordres respiratoris.

Malgrat això, no tots els investigadors estan d'acord amb aquestes associacions (Moore *et al.*, 1993). Influeix sens dubte la impossibilitat de poder conèixer els paràmetres dosi-resposta dels efectes tòxics de les PCDD/Fs per limitacions de la instrumentació, com és el cas de la dosimetria i tòxico-cinètica. També contribueix l'absència de regles d'harmonització i de procediments de validació dels resultats que procedeixen de diferents laboratoris, la qual cosa condueix en molts casos a determinacions poc reproduïbles.

En aquest context, la majoria dels responsables polítics de la salut pública aboquen per una aproximació molt prudent en aquest problema de l'estimació de risc per dioxines. Diversos països han imposat regulacions medi ambientals dirigides a la màxima reducció de les exposicions. En aquest sentit, s'han iniciat programes dirigits a verificar l'eficàcia d'aquestes mesures reguladores i a estudiar l'evolució en el temps d'aquest contaminants.

Per altra banda, l'experimentació animal sembla assenyalar que els efectes tòxics de les dioxines són independents de la via d'exposició i del tipus d'aquesta (aguda o perllongada). El grau de toxicitat depèn però, del contingut global de l'organisme. Donat que la vida mitjana de la TCDD és d'uns 5 a 10 anys, una dosi o exposició única a TCDD suposarà per la seva acumulació, una font d'exposició durant un llarg període.

Recentment, la TCDD va ser declarada per la IARC (International Agency for Research of Cancer) com a conegut agent cancerígen per l'home, grup I (IARC, 1997).

#### **2.4.- Principals fonts d'emissió**

Les dioxines i furans són substàncies que no es produeixen intencionadament, sinó que es formen en quantitats traça com productes secundaris de varis processos antropogènics de combustió i químics. Encara que les fonts de combustió no antropogèniques com els incendis forestals, han estat sempre una font natural de PCDD/Fs, els nivells de fons associats amb processos pre-industrials (abans de 1940) poden considerar-se menyspreables si es comparen amb aquells que resulten

d'activitats industrials recents (Czuczwa i Hites, 1986; Clement i Tashiro, 1991; Kjeller *et al.*, 1991; Beurskens *et al.*, 1993; Jones i Alcock, 1996). Cal destacar que exceptuant les petites quantitats emprades per la recerca i per elaborar patrons analítics, no hi ha cap altre tipus de potencial aplicació per aquestes molècules (Meharg i Osborn, 1995).

Les dioxines procedents de fonts primàries són aquelles que s'han format en processos tèrmics i industrials. Degut a la seva estabilitat física, química i biològica, les PCDD/Fs formades en les fonts primàries poden ser transferides a altres fases o matrius i entrar al medi ambient. Les fonts secundaries, també anomenades reservoris, són aquelles fases del medi ambient on s'acumulen les PCDD/Fs. Des de les fonts secundaries aquests contaminants poden ser transferits a altres compartiments.

Els processos de generació de les fonts primàries de PCDD/Fs són de tres tipus: tèrmics, químics i biològics. Mentre que el primer produeix dioxines per la suma de condicions tèrmiques adients i precursors clorats, els altres estan associats a la producció de compostos organoclorats. Per últim, encara que determinades reaccions enzimàtiques poden generar PCDD/Fs per dimerització de clorfenols, es poden considerar insignificants en comparació amb les fonts químiques i tèrmiques.

Segons la naturalesa del substrat que acumulen les PCDD/Fs, les fonts secundaries són de dos tipus: de productes i de medi ambient. Els reservoris de productes inclouen la fusta tractada amb PCP, transformadors i condensadors que contenen PCB, paper, PVC, teixits, fangs de depuradora i compost. Els reservoris del medi ambient són bàsicament els sòls, sediments i vegetació.

En aquest sentit, Fiedler *et al.* (1990) distingeixen les diferents fonts de PCDD/Fs dins de tres categories:

1.- Formació durant els processos tèrmics de combustió i incineració. Aquesta categoria inclou incineradores de residus sòlids industrials (IRSI), incineradores de material hospitalari, combustió de fangs de depuradores, reciclatge de metalls, combustió en automòbils, combustió de fuels en indústria i domicilis, incendis forestals, consum de cigars, i focs accidentals de materials que contenen PCBs i PVC.

2.- Formació com productes secundaris de processos de la indústria química, la indústria de paper i polpa, processos metal·lúrgics, processos de reactivació de carbó granular, i rentat en sec.

3.- Mobilització de dioxines des de fonts secundaries com àrees contaminades via lixiviats, i aplicació de fangs de depuradores per a la fertilització de sòls.

### **2.5.- Mecanismes de formació de PCDD/Fs**

Els processos pels quals les PCDD/Fs es formen durant la incineració no estant totalment entesos. Molta de la informació sobre la formació de PCDD/Fs durant el procés de combustió han estat obtinguts des d'experiments de laboratori, sistema d'escala pilot i IRSU. Fiedler (1998) ha proposat tres mecanismes per explicar la formació de dioxines i furans en els processos industrials:

1.- Les PCDD/Fs estan presents en els productes d'entrada, i són incompletament destruïts o transformats durant la combustió (e.x., es suposa que per a una incineradora de residus sòlids hi entren al voltant de 6-50 ng I-TEQ/ kg de residu).

2.- Les PCDD/FS són generades a partir de precursors clorats relacionats, també anomenats predioxines, com els bifenils policlorats (PCBs), fenols clorats i benzens clorats.

3.- Les PCDD/Fs es formen via síntesis *de novo*, a partir de compostos d'estructura química no pareguda com el clorur de polivinil (PVC) i altres compostos clorocarbonats; o a partir de compostos no clorats com el polièster, cel·lulosa, lignina, carbó i partícules de carbó en presencia de donants de clor.

Encara que les tres possibilitats mencionades poden ocorre, estudis recents han mostrat que les opcions 2 i 3 dominen sobre l'opció 1.

Encara que s'han realitzat moltes investigacions per estudiar els mecanismes i condicions de formació de PCDD/Fs en els processos de combustió, no existeix encara una evidència clara. S'han identificat alguns paràmetres que influeixen en la formació de PCDD/F: temperatura, precursors, relació clor/sofre, espècies clorades, oxigen, metalls i dipòsits.

### **2.6.- Transport i transformacions de PCDD/Fs**

Les PCDD/Fs són compostos estables en condicions ambientals normals, i per això perduren llarg temps en la naturalesa. Tanmateix, des del mateix moment en que són alliberats al medi ambient, es veuen sotmesos a una sèrie de factors d'ordre físic, químic i biològic a través dels quals poden experimentar una gran varietat de processos que originaran una redistribució d'aquests en tots els ecosistemes, de tal manera que poden transferir-se inalterats o amb lleus modificacions, fins substrats molt allunyats del seu lloc d'origen. En realitat PCDD/Fs han estat trobades arreu

del mon, pràcticament en tots els compartiments dels sistemes abiòtics i biòtics, incloent aire, sòls, aigua, sediments, peixos, crustacis, moluscles, llet de vaca, carn, vegetació, així com en sang humana, llet i teixit adipós (Fieldler *et al.*, 1990; Rappe i Kjeller, 1987; van der Berg *et al.*, 1985; WHO, 1989). A més a més, a l'entrar en les cadenes tròfiques, tendeixen a concentrar-se en els consumidors d'ordre superior que, al ser els que presenten unes tasses de renovació més baixes, són els que reben un impacte comparativament més intens que els representants dels nivells inferiors de l'organització, els quals presenten unes tasses de renovació molt altes.

Els nivells, patrons d'isòmers, i els perfils del congèneres en mostres ambientals són en alguns casos influenciats per fonts locals, mentre que en altres es troba una composició dels nivells de fons. Aquestes diferències no poden ser sempre explicades. Les emissions de PCDD/Fs a l'aire poden ser transportades a llargues distàncies i poden afectar el medi ambient molt lluny de la font emissora.

La dinàmica d'aquests contaminants en el medi es centra bàsicament en els mecanismes de transport i transformació. Els processos de transport impliquen únicament mecanismes físics o biològics que donen lloc a transferència entre diferents sistemes (aire-sòl, sòl-aigua, etc.). Entre ells podríem citar: la deposició atmosfèrica, la volatilització, la sedimentació, l'erosió, la lixiviació, la bioacumulació i la bioconcentració. En quant als processos de transformació, són processos físics, químics o bioquímics que impliquen la modificació de l'estructura química d'aquests compostos i que, per tant, contribueixen a la seva degradació ambiental. Malgrat això, s'ha de dir que aquest processos ocorren molt lentament en condicions ambientals normals donada la gran estabilitat fisico-química de les dioxines i furans. Entre ells podríem citar: la fotòlisi, la biodegradació i la degradació química (Eljarrat, 1999).

El transport i el comportament medi ambiental dels congèneres individuals és fortament afectat per propietats fisico-químiques com volatilització, solubilitat aquosa i lipoafinitat. Els congèneres menys clorats posseeixen comparativament una pressió de vapor i una solubilitat a l'aigua més gran que els congèneres més clorats, mentre que els compostos amb una cloració més alta són més lipofílics. Aquestes diferències tenen un gran efecte en la distribució dels congèneres individuals entre els diferents compartiments mediambientals

### **Aire**

Els fluxos d'entrada de PCDD/Fs a l'aire són fonamentalment les emissions de fonts primàries i el transport de masses d'aire procedents de regions llunyanes. Per altra

banda, els processos de pèrdua de PCDD/Fs al sistema atmosfèric són el de deposició, i de transformació química (Lohmann *et al.*, 1999).

Les dioxines poden ser transportades a grans distàncies per l'acció del vent. Es per això que resulta possible sovint trobar nivells diferents del "zero" a zones molt allunyades de cap font coneguda d'emissió. Altrament, l'eliminació atmosfèrica de les dioxines pot tenir lloc per la pluja o senzillament per acció de la humitat, depositant-se a sòls, aigües i vegetals; atribuint-se als sòls el paper de principal col·lector d'aquestes substàncies (Clarke *et al.*, 1994; Vartiainen *et al.*, 1995).

El transport de dioxines i furans en l'atmosfera està principalment governat per la distribució gas/partícules. La deposició seca i humida, la fotòlisi i les reaccions amb radicals OH actuen de forma diferent en gasos i partícules enllaçats a PCDD/Fs. Solament les PCDD/Fs en la fase gasosa es creu que poden sofrir reaccions de degradació, mentre les propietats de partícules determinen el transport de les PCDD/Fs enllaçades a partícules. Hi ha poques dades sobre la distribució gas/partícula probablement per les dificultats analítiques de determinar nivells ultra-traces a l'aire.

En general, l'enllaç a partícules sembla ser una funció de la pressió de vapor dels compostos i de l'àrea superficial de la partícula disponible. Degut a la dependència de la pressió de vapor a la temperatura, la relació gas/partícules mostrarà una variació diària i estacional. A causa de la seva complexitat, els fluxos de deposició es troben encara poc estudiats. Això, dificulta els intents d'entendre, quantificar, i modelar el seu cicle

global i la seva entrada en les cadenes alimentaries. D'una forma resumida és pot dir que la complexitat dels processos de deposició es deuen a que:

- 1.- Aquests compostos poden presentar-se a l'aire en fase vapor o en fase particulada. Això determina els dos tipus de processos de deposició, deposició seca gasosa i deposició humida de partícules.

- 2.- La distribució fase vapor/particulada està notablement influenciada per les condicions ambientals, en especial per la temperatura.

- 3.- Les PCDD/Fs poden estar subjectes a volatilització des de superfícies terrestres o aquàtiques. Això dificulta els intents d'obtenir mesures de flux de deposició.

4.- Les dioxines poden estar subjectes a degradació en l'atmosfera o en les superfícies on s'han dipositat.

5.- Les formes particulades poden associar-se a aerosols de diferents tamanys i propietats.

Per tant, un coneixement del comportament de la distribució en l'atmosfera dels compostos que s'estudien, és essencial per entendre els itineraris, mecanismes de degradació, processos de deposició i les formes d'entrada en la cadena alimentaria.

El model millor establert de transformacions químiques de PCDD/Fs a l'aire és la reacció amb els radicals OH. Altres tipus de possibles transformacions, com la hidròlisi i la fotòlisi, tendeixen a tenir velocitats molt lentes, i són especialment difícils de quantificar (Wania i Mackay, 1999).

### **Sòls**

Les característiques d'alta lipofilitat, baixa solubilitat, baixa volatilitat i alta capacitat de ser absorbits sobre partícules i superfícies, han contribuït a que, durant un període de varies dècades, les PCDD/Fs hagin estat acumulades en els sòls provinents de diferents medis. En concret, la part més gran procedeix de l'atmosfera a través dels fenòmens de deposició seca i humida. La concentració en els sòls és una variable important per a l'estimació de l'assimilació d'aquests contaminants en les plantes i teixits animals, i per a l'estimació de la capacitat d'exposició a través de la ingesta de sòl. La lixiviació, la volatilització i l'arrossegament degut a l'aigua, són processos físics de pèrdua de PCDD/Fs del sòl (Eduljee i Gair, 1996).

Per altra banda, la biodegradació de les dioxines és considerada nul·la, així com també ho és la degradació química via hidròlisi u oxidació a terres i aigües. La vida mitjana de la TCDD a terra és superior als deu anys. Es per això que el terra es converteix en una mena de reservori des d'on es contaminen altres medis.

Les dioxines semblen ser força ubiqües als sòls, mentre que a les aigües superficials i en aire les concentracions solen ser molt baixes (Zook i Rappe, 1994). Els sòls constitueixen un important reservori de PCDDs i PCDFs. A part de l'emissió atmosfèrica directa, l'evaporació des de les aigües i els sòls suposa una font addicional de contaminació medi ambiental (Pohl i Holler, 1995).

### **Vegetals**

Diversos estudis sobre la contaminació de PCDD/Fs en vegetals han conclòs que existeixen tres fluxos bàsics d'entrada (Eduljee i Gair, 1996; Harrad i Smith, 1997):

- 1.- Deposició seca i humida sobre la planta
- 2.- Transferència aire-planta de la fase gasosa
- 3.- Transport a través de les arrels

El valor de la deposició seca és funció de les concentracions totals de PCDD/Fs en l'aire i de les velocitats de deposició de partícules específiques per a cada congènere. A més a més de dependre de la concentració en l'aire de cada congènere, la deposició humida depèn bàsicament de les velocitat de precipitació anual. Així mateix, la transferència aire-planta de la fase gasosa és funció de la concentració total a l'aire i dels factors de transferència aire-planta específics per a cada congènere. Diversos estudis han indicat que aquest procés és la ruta dominant d'entrada de PCDD/Fs en les plantes que sobresurten del sòl. Altrament, el flux d'assimilació per les arrels depèn de les concentracions en el sòl i d'uns factors de bioconcentració sòl-arrel per a cada congènere. La deposició de partícules i dels propis vapors a les plantes, afavoreix l'entrada de les dioxines en la cadena alimentària (Harrad i Jones, 1992; Rappe, 1992). Cal recordar que l'exposició humana a través de la dieta pot ser cents o milers de vegades superior a la procedent de la inhalació. Per això, la dieta és de gran importància quan es valora el risc de l'exposició a aquest tipus de compostos (Lorber *et al.*, 1994; Startin, 1994; Fries, 1995).

## **2.7.- Accidents recents per dioxines**

En l'àmbit medi ambiental, han estat solament tres els episodis perfectament identificats fins al moment actual d'exposicions massives a dioxines: l'accident de Seveso, l'Operació "Ranch Hand" i l'enomenada crisi belga.

### **Seveso**

Al 1976, va haver-hi el primer accident químic massiu amb dioxines. Aquest va tenir lloc en una planta química prop de la ciutat de Seveso, Itàlia. Una reacció exotèrmica incontrolada durant la fabricació de pentaclorofenol va produir un súbit alliberament d'un núvol de substàncies químiques que va afectar greument a la vegetació, ocells i animals de granja. Al mateix temps les persones que es trobaven en la ruta d'exposició del núvol tòxic van sofrir nàusees, cefalees i irritació ocular, mentre que alguns nens van haver d'estar traslladats a hospitals locals degut a l'aparició de lesions cutànies en aquelles parts on van resultar exposats. La presència de TCDD com principal component del núvol tòxic es va conèixer als 10 dies de l'accident. La por sobre la salut dels residents locals, resultava justificada donada la coneguda toxicitat de TCDD en animals, i la seva capacitat per provocar

càncer sota condicions experimentals. S'ha de destacar que en aquells anys era molt poca la informació disponible sobre els efectes de la TCDD en éssers humans, i molt especialment darrere una exposició ambiental.

### **Operació "Ranch Hand"**

Durant la guerra del Vietnam (anys 1960-70), els veterans van fer servir el "gas taronja" (Orange Agent) per a la fumigació amb herbicides del Vietnam. Aquests herbicides estaven malauradament contaminats amb TCDD. Els estudis epidemiològics que s'han portat a terme després d'aquest fet no han estat especialment rellevants. No s'ha trobat una relació amb la prevalença de càncer dels veterans, no és va trobar tampoc cap evidència consistent de l'existència d'un gradient dosi de TCDD/resposta, ni d'increments estadísticament significatius en el número de càncers en el grup més exposat a TCDD. Així mateix, tampoc es van trobar casos de cloracne, fet que porta a la conclusió de que l'exposició de TCDD durant l'operació "Ranch Hand" va resultar insuficient per a produir cloracne, o que encara que l'exposició va poder haver causat aquest trastorn dèrmic, el problema es va resoldre espontàniament, resultant al moment de la investigació ja totalment resolt.

### **Crisi belga**

Durant 1999, es va disparar a Europa una gran alarma sanitària, relacionada amb l'exposició a dioxines. Es van detectar un important número de casos d'intoxicació en animals de varies granges avícoles belgues. El primer símptoma va estar un sobtat descens en la producció d'ous, seguit unes setmanes més tard per una notable reducció en el número d'incubacions positives, una reducció en l'augment de pes dels pollets, així com un increment en la mortalitat dels mateixos. Les anàlisis dels nivells de dioxines en la carn de pollastre i en la seva dieta, van revelar elevades concentracions de dioxines, arribant a la conclusió que aquestes s'havien propagat a través dels pinsos, que s'havien elaborat a partir de grasses contaminades per PCBs.

### **2.8.- Propietats fisico-químiques**

Per a poder realitzar una correcta estimació de l'exposició és necessari determinar les vies medi ambientals i determinar les velocitats i l'extensió d'una exposició. Aquesta tasca requereix una exactitud de les propietats fisico-químiques, ja que aquestes dades controlen la distribució entre aire, aigua, sòls, sediments i biota; i així determinen el medi principal d'acumulació i la velocitat de transferència. Algunes de les propietats claus són la solubilitat a l'aigua, el coeficient de partició octanol-aigua, la pressió de vapor i la constant de Henry.

Donada la similitud estructural entre PCDDs i PCDFs, ambdues famílies representen propietats fisico-químiques generals similars: són sòlid cristal·lins i incolora a temperatura ambient, amb punts de fusió i ebullició relativament elevats i pressions de vapor baixes. Són molt estables tèrmicament, i solament és descomponen a temperatures per sobre dels 700°C. Són bastant inerts químicament, encara que són sensibles a la radiació UV i a la llum solar, i en condicions apropiades experimenten reaccions de fotodegradació. Una altra característica d'aquests compostos és la seva lipofilia, presentant una gran insolubilitat en aigua i una discreta solubilitat en la majoria de dissolvents orgànics, particularment hidrocarburs i dissolvents clorats.

Propietats bàsiques com punt de fusió, punt d'ebullició, pressió de vapor han estat determinat per als diferents congèneres. En general, el valor d'aquests paràmetres mostra una gran variació depenent del grau de cloració, però també depenent de la substitució. Per exemple, el punt de fusió de la 2,3,7,8-TCDD i de l'OCDD són 305-306°C i 325-326°C, respectivament. Les diferències vistes pel punt de fusió són uns bons exemples de la variació en multitud de propietats. Sovint mostren una gran variació dins un grup d'homòlegs, en alguns casos fins i tot més gran que entre grups (Eljarrat, 1999). Les constants de partició octanol-aigua ( $K_{ow}$ ), l'índex de lipofilitat d'un compost més freqüentment emprat, són els valors més alts reportats per a un compost medi ambiental orgànic. El log  $K_{ow}$  augmenta amb el nivell de cloració i està dins del rang 6.8 (2,3,7,8-TCDD) a 8.2 (OCDD). Això implica que aquests compostos es distribuïran fortament entre els sòls, sediments i fangs, i que tenen una gran afinitat per greixos i olis. Per altra banda, són difícilment solubles en aigua. La seva solubilitat decreix amb l'augment en el número d'àtoms clorats i varia des de menys d'1 pg/l per l'OCDD a aproximadament 20 ng/l per la 2,3,7,8-TCDD. Per contra, la volatilitat decreix a l'augmentar el número d'àtoms de clor. Altrament, l'estabilitat química unida a la lipofilia, fa que aquests contaminants siguin susceptibles a bioconcentrar-se i biomagnificar-se podent-se trobar en tots els nivells de la cadena tròfica, i per tant arribar a l'home (Tysklind, 1993).

Per altra banda, la notable estabilitat química de les PCDD/Fs front a altres compostos fortament oxidants, reductors, àcids, bàsics, i agents biològics, explica que experimenten transports en l'aire fins a llargues distàncies sense modificar la seva estructura química. Malgrat això, en la bibliografia existeix molta incertesa sobre la importància de les degradacions fotolítiques i les reaccions amb radicals hidròxid, però es conegut que les espècies amb menys àtoms de clor són més susceptibles a la degradació atmosfèrica que els que tenen una més gran cloració (Lee *et al.*, 1999).

Una ampla revisió de la disponibilitat de dades físico-químiques ha estat feta per Shiu *et al.*, (1988), Hawker i Conell (1988), Mackay *et al.*, (1992) i Holmes i Harrison, (1993).

### **3.- Metalls Pesants**

Els metalls pesants juguen un paper important en els éssers vius. Unes vegades per ser part fonamental de les funcions fisiològiques dels mateixos i altres per actuar com a potents tòxics. D'entre els metalls, alguns són oligoelements; és a dir, imprescindibles pel manteniment dels sistemes bioquímics dels éssers vius (inclòs l'home): manganès (Mn), crom (Cr), zinc (Zn), coure (Cu), etc. Altres, pel contrari, acostumen a trobar-se en els éssers vius per estar àmpliament distribuïts en la escorça terrestre: plom (Pb), níquel (Ni), vanadi (V), mercuri (Hg), cadmi (Cd), etc.

Independentment dels nivells de metalls en la naturalesa, l'activitat humana i concretament els processos industrials, són sens dubte, la font més gran d'exposició ambiental als metalls pesants. Encara que habitualment la font més important és de tipus ocupacional, l'extensa difusió de molts d'aquests elements fa que la població general es trobi exposada per l'aire, el sòl o els diferents grups d'aliments.

Donat el caràcter acumulatiu i de permanència dels metalls, aquests es troben no tan sols en diversos compartiments ambientals sinó també en l'organisme humà. Així, alliberaments prolongats, encara que a baixos nivells, poden incrementar de manera substancial les concentracions de metalls en l'home. Un exemple ben conegut ha estat la forta correlació existent entre les emissions de plom pels vehicles que utilitzen gasolines que contenen aquest element, i els nivells tissulars de la població (Schuhmacher *et al.*, 1996).

En les avaluacions dels riscos potencials que sobre la salut pública poden representar les emissions medi ambientals associades a incineradores, es pot veure com la major part d'estudis fets arreu del món s'han centrat en metalls, compostos semivolàtils i compostos volàtils. Pel que fa al cas concret de les incineradores de residus urbans, les diverses revisions indiquen que els metalls, i molt especialment el cadmi i el crom, comporten com les dioxines un risc significatiu, mentre que compostos semivolàtils com el benzoantracè, els ftalats, o el 2,4,6-triclorfenol solament han estat detectats a baixos nivells (Sedman i Esparza, 1991).

Quantitativament, d'entre els continguts de les emissions de les plantes incineradores de residus sòlids urbans, les substàncies més importants tant pel seu impacte ambiental com pel seu impacte sobre la salut són les dioxines i els metalls pesants, tots ells més o menys tòxics. Especialment destaquen per la seva toxicitat

el plom, el cadmi, l'arsènic, el mercuri, el seleni i el beril·li, encara que també s'han identificat a les emissions gasoses o sòlides, el níquel, el gal·li, el tal·li, el zinc, el coure, l'alumini i el manganès entre d'altres.

L'alta biodisponibilitat dels metalls als productes de la incineració és deguda a diversos fenòmens associats a la pròpia combustió. Encara que estiguin freqüentment immersos i bloquejats per la massa dels residus, diversos metalls tòxics són volatilitzats i condensen damunt de les partícules de cendres volants. La concentració augmenta si disminueix la grandària de la partícula. Aquestes partícules si no són retingudes i surten per la xemeneia, tenen una grandària respirable i poden ser ingerides (Brunner i Monch, 1986; Lisk, 1988).

Els residus urbans contenen metalls, principalment a la porció inorgànica. La major part d'aquests es mantenen inerts durant la combustió i passen a formar part de les cendres. Per altra part, les espècies metàl·liques poden reaccionar formant nous compostos tals com clorurs, fluorurs o òxids. Aquests nous compostos són algunes vegades més volàtils que les mateixes espècies originals, ja que la presència de clor pot afectar la volatilitat de les espècies metàl·liques. Això és especialment cert pel plom i el níquel, ja que els clorurs d'aquests metalls són més volàtils que les espècies sense clor. A la Taula 3.1. podem observar les temperatures de volatilització dels diferents metalls en presència o absència d'un 10% de clor.

**Taula 3.1.-** Temperatures (°C) de volatilització en funció de la presència de clor.

Metall	Sense Clor		Amb 10% de Clor	
	Temperatura	Espècie principal	Temperatura	Espècie principal
	1613	CrO <sub>2</sub> /CrO <sub>3</sub>	1611	CrO <sub>2</sub> /CrO <sub>3</sub>
Crom				
Níquel	1210	Ni(OH) <sub>2</sub>	693	NiCl <sub>2</sub>
Beril·li	1054	Be(OH) <sub>2</sub>	1054	Be(OH) <sub>2</sub>
Plata	904	Ag	627	AgCl
Bari	849	Ba(OH) <sub>2</sub>	904	BaCl <sub>2</sub>
Tal·li	721	Tl <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	138	TlOH
Antimoni	660	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	660	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
Plom	627	Pb	-15	PbCl <sub>4</sub>
Seleni	318	SeO <sub>2</sub>	318	SeO <sub>2</sub>
Cadmi	214	Cd	214	Cd
Arsènic	32	As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	32	As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
Mercuri	14	Hg	14	Hg

Elements tals com l'alumini, el calci o el titani, deriven de forma majoritària de la pols, el fang o les brutícies que es troben al paper, mentre que els diaris són una font important de ferro, plom i zinc. La combustió de PVCs (clorurs de polivinil)

allibera HCl, el qual pot incrementar força la corrosió dels components de la incineració. També, clorurs volàtils d'elements tals com arsènic, cadmi, níquel, plom, antimoni i zinc són formats durant la combustió.

Un dels elements més volàtils i tòxics dels residus urbans és el mercuri. S'estima que més d'un 80% del Hg s'allibera a la fase gasosa en forma de compostos com els halurs (Bergström, 1986; Metzger i Braun 1987; Vogg *et al.*, 1986). Evidentment, al combustible de les incineradores a més a més del paper, s'hi troben residus orgànics d'aliments, plàstics, productes tèxtils, pells, cauxú, fusta, etc., els quals estan en diversos percentatges a cada zona, i a la vegada, contenen diverses proporcions de metalls (Bache *et al.*, 1991; Mumma *et al.*, 1990).

A continuació es presenta una breu descripció dels metalls pesats avaluats en el present estudi: arsènic (As), beril·li (Be), cadmi (Cd), crom (Cr), manganès (Mn), mercuri (Hg), níquel (Ni), plom (Pb), estany (Sn) tal·li (Tl), vanadi (V), i zinc (Zn).

### **3.1.- Arsènic**

L'arsènic està classificat com metal·loide, té propietats de metall i no metall i presenta una alta reactivitat química. A la naturalesa es troba normalment present a l'escorça terrestre. La forma principal al medi ambient és com arsènic inorgànic.

L'arsènic metàl·lic és utilitzat en la producció de semiconductors i com components d'aliatges que incrementen la seva força. Els compostos d'arsènic són utilitzats pel refinament i decoloració en la indústria del vidre.

En quantitats traça, l'arsènic i els seus compostos són ubics al medi ambient. Fonts natural d'emissions d'arsènic inclouen el resultat de metilacions biològiques, i activitats volcàniques, on la principal entrada antropogènica és deguda a la fundició del coure i a la combustió de carbó.

L'arsènic alliberat per l'activitat industrial implica la pol·lució i la contaminació de l'aire i del sòl. L'home pot entrar en contacte amb aquest element per diferents vies, principalment per inhalació i ingesta tant d'aigua com d'aliments. La quantitat d'arsènic inhalat en àrees urbanes és generalment d'uns 0.1 µg/dia, però pot arribar a assolir valors de fins i tot 20 mg prop de fonts industrials emissores d'aquest element. La concentració d'arsènic a l'aigua de beguda depèn de la zona d'estudi, generalment no excedeix de 0.01 mg/l, però existeixen zones amb molta pol·lució o amb un alt contingut d'arsènic natural.

Amb excepció dels productes del mar, els nivells d'arsènic als aliments de consum humà són generalment baixos. Els peixos i crustacis són els aliments amb un nivell

més alt d'arsènic, normalment en forma d'arsenobetaina. Tanmateix, cal destacar que aquest és arsènic orgànic, molt menys tòxic que l'inorgànic.

Els compostos arsenicals els trobem amplament distribuïts en un gran ventall d'ocupacions: fonedors, fabricants i usuaris de pesticides i de protectors de la fusta, manipuladors d'additius alimentaris per a les ovelles, fabricants d'objectes de vidre, empleats d'algunes indústries químiques, d'aliatges, de semiconductors, taxidermistes, etc. (La Dou, 1986). A l'ambient laboral, els compostos inorgànics d'arsènic, tals com el triòxid d'arsènic són absorbits per inhalació de la pols de l'ambient. Els compostos orgànics d'arsènic, com els pesticides, tenen major capacitat per entrar per la pell que els derivats inorgànics, ja que tenen una major lipofília.

La via oral només sol tenir rellevància no ocupacional, particularment per ingesta d'aigües contaminades per l'home o de manera natural. La ingesta d'aliments que tenen un contingut naturalment alt d'arsènic, especialment el peix, és també una ruta major d'exposició, encara que les espècies químiques presents en el peix són relativament poc tòxiques al ser formes orgàniques.

L'exposició ambiental està documentada per via inhalatòria entre els residents de les rodalies (a sotavent) d'indústries que emeten l'element, tals com les foneries d'arsènic. A la Taula 3.2 podem observar algunes de les formes químiques en que es presenta l'arsènic inorgànic i alguns dels llocs més usuals d'exposició.

**Taula 3.2.-** Formes químiques de l'arsènic inorgànic.

Nom	Fórmula química	Lloc d'exposició
Triòxid d'arsènic	As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Foneries/usos industrials
Pentòxid d'arsènic	As <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Foneries/usos industrials
Arsina	AsH <sub>3</sub>	Fabricació de semiconductors, formació accidental
Arseniur de gal·li	GaAs	Fabricació de semiconductors

### 3.2.- Beril·li

El beril·li és un metall lleuger, transparent als raigs X. Presenta propietats alentitzadores dels neutrons que fan que s'utilitzi com part integrant dels míssils nuclears i en la recerca nuclear aplicada. Dóna propietats de duresa i resistència al formar aliatges amb altres metalls, en especial amb el coure.

L'òxid de beril·li és una sal insoluble amb una gran conductivitat per la calor que el fa útil com component d'algunes ceràmiques i per la fabricació de xips.

L'exposició al beril·li té lloc a les indústries de material nuclear, de ceràmiques i d'extracció metal·lúrgica. Els treballadors del sector del metall, els manipuladors d'aliatges, com per exemple els tècnics dentistes, poden resultar exposats (Habberman *et al.*, 1993).

La malaltia per beril·li és una reacció d'hipersensibilitat immunològica. La major part dels treballadors exposats quasi mai desenvolupen malalties pulmonars, i els que ho fan, sol ser després d'un llarg període de latència que dificulta la reconstrucció de la història retrospectiva de l'exposició. Per altra banda, han desenvolupat malaltia persones lleument exposades i de vegades durant períodes de temps realment curts. Entre els malalts per exposició al beril·li no es pot trobar correlació entre el contingut de metall als teixits i la severitat del procés patològic.

Els casos d'intoxicació a partir d'exposicions mediambientals han tingut lloc entre els habitants de zones poblades properes a factories d'extracció de beril·li o entre mestresses de casa exposades a la pols de la roba laboral de treballadors de la indústria específica.

### **3.3.- Cadmi**

El cadmi és un metall que es troba de forma natural a la escorça terrestre, generalment en forma d'òxids, sulfurs o clorurs. El cadmi és un element ubicu, però a la vegada molt rar, sent la seva concentració molt variable depenent de la zona estudiada, oscil·lant entre 1 i 100 ppm. El cadmi es genera com subproducte al fondre altres metalls com el zinc, el coure o el plom. Té una excel·lent resistència a la corrosió. Per això, un gran percentatge de la quantitat que es consumeix s'utilitza per protegir (galvanitzar, etc.) altres metalls. La seva extracció comercial va començar al principi del segle XX. El principal ús d'aquest metall és en la manufacturació de pigments per a la fabricació de pintures i plàstics, com a estabilitzadors d'aquest últims, i en la manufacturació de bateries alcalines.

El cadmi present a l'atmosfera deriva principalment de l'activitat industrial, de la combustió de carbó i de la incineració de residus sòlid urbans, podent les partícules d'aquest metall recórrer grans distàncies abans de dipositar-se al terra.

La principal font natural de cadmi a l'atmosfera és l'activitat volcànica. Altres contribucions als nivells de fons atmosfèrics són l'escuma dels oceans, els incendis forestals i l'alliberació de partícules enriquides en aquest metall des de la vegetació terrestre. Les fonts més importants antropogèniques de la concentració de cadmi a l'atmosfera són les mines de metalls no-ferrossos, foneries i refineries i la manufacturació de articles que contenen cadmi. Per altre banda, la incineració de

residus, així com el consum de carbó i altres materials que contenen cadmi com a component natural, contribueixen a la concentració d'aquest metall a l'atmosfera.

L'exposició de l'home acostuma a ser per inhalació al lloc de treball. En persones no exposades ocupacionalment l'exposició és a través de l'aire contaminat per diverses fonts d'emissió. Altrament, la concentració de cadmi als cigarrets és d'1 a 2 µg de cadmi per unitat i l'absorció es xifra en un 10%. Per això, normalment els fumadors tenen un contingut corporal total bastant superior als no fumadors.

L'absorció d'aquest metall per la pell és mínima. L'absorció gastrointestinal és del 5% de la quantitat ingerida, encara que pot pujar fins el 20% en cas de deficiència de ferro o de poca aportació de calci. Per via pulmonar, la més important en el cas laboral pot arribar al 50%, depenent de la grandària de la partícula i de la seva solubilitat (Robards i Worsford, 1991).

Algunes gramínies com l'arròs o el blat, concentren selectivament el cadmi present al sòl i a les aigües. Així doncs, la contaminació medi ambiental pot arribar a l'home si aquests aliments són consumits. Un dels majors episodis massius d'intoxicació per cadmi, la malaltia d'Itai-Itai al Japó, es vehiculada d'aquesta manera.

El cadmi és majoritàriament acumulat al fetge i al ronyó. Les exposicions cròniques porten cap a un mal funcionament i augmenta la formació de pedres renals. La inhalació de cadmi causa problemes respiratoris tals com bronquitis i enfisemes. La USEPA classifica al cadmi com a probable agent cancerigen en humans. La inhalació d'aquest metall augmenta el risc de càncer pulmonar.

### **3.4.- Crom**

El crom, a penes es troba en la natura en forma metàl·lica. Els seus estats de valència majoritàriament són el trivalent Cr (III) i l'hexavalent Cr (VI). Hi han moltes diferències en els seus dos estats; mentre que el crom (III) és un element essencial en humans, el crom (VI) és altament tòxic.

Molt aviat, després de trobar-se les seves grans aplicacions industrials, apareixeren les primeres manifestacions tòxiques provocades pel contacte amb els seus compostos. Avui en dia el crom està amplament difós a la indústria i el seu ús és força gran.

Els efectes tòxics més importants estan lligats a la presència del crom hexavalent. Els aliatges que contenen crom, com l'acer inoxidable (valència zero) o les formes trivalents, de molt amplia utilització, són força menys tòxiques.

A l'entorn laboral, la intoxicació té lloc per inhalació o per contacte amb les boires, la pols o els fums que contenen el metall, o per contacte directe amb les seves dissolucions, com ocorre per exemple en els treballadors d'empreses tintoreres.

La ingesta de sals de crom o de les seves dissolucions, causa força toxicitat i fins i tot la mort per irritació gastrointestinal i fallida renal. Tot i això, no és aquesta una ruta gens important a l'entorn laboral.

L'exposició és possible entre treballadors dels diversos processos de torrat involucrats en l'extracció del mineral o en la producció dels diversos compostos de crom comercialment importants. Així mateix, pot haver-hi exposició durant fabricació de l'acer inoxidable, en el cromat de metalls (per exposició a les boires), en les tintoreries de pells, en la producció de pigments grocs, en altres operacions metal·lúrgiques, l'ús de certs ciments, tintoreries tèxtils, fabricació d'elements refractaris i de vidre, litògrafs, fabricació de mistos, de substàncies protectores de la fusta, papereres i fabricació de llapisos de colors entre d'altres (Outridge i Scheuhammer, 1993).

### **3.5.- Manganès**

El manganès és un element essencial per l'home que en circumstàncies normals pot detectar-se en petites quantitats en la majoria dels teixits.

Industrialment s'utilitza de forma majoritària en la producció d'aliatges ferrosos i no ferrosos. Altres usos són la fabricació de bateries seques, productes químics, vidre, ceràmica, pintures, pigments, mistos, compostos antidetonants, varilles de soldador, productes farmacèutics, fungicides, fertilitzants i com a tractament protector de gomes i fustes.

L'exposició laboral té lloc típicament per inhalació de pols o fums. És pràcticament nul·la l'absorció gastrointestinal. Això explica que quasi tots els casos de manganisme crònic es donin entre població laboralment exposada i no relacionats amb la contaminació medi ambiental.

La malaltia professional associada al manganès (bogeria del manganès) es va descriure inicialment en treballadors relacionats amb els processos de mineria i tractament del mineral. També s'han descrit casos entre els usuaris finals del metall tals com, empleats de foneries en general, i en especial les que produeixen aliatges ferromangànics, treballadors de la indústria ceràmica, soldadors que utilitzen varilles recobertes de manganès, treballadors del camp que polvoritzen fungicides a base de manganès, etc.

### 3.6.- Mercuri

Les primeres referències a l'ús terapèutic del mercuri són de l'any 1500 a.C. Des de llavors fins ara, les seves aplicacions a la indústria, l'agricultura i tota mena de tecnologies, l'han convertit en un dels metalls tòxics més importants (Fitzgerald i Clarkson, 1991).

El mercuri és un element molt ubic, trobant-se àmpliament estès i presentant diferents formes químiques, així com formes complexes; algunes dels quals són molt tòxiques. El mercuri es troba present en tres estats d'oxidació: elemental ( $\text{Hg}^0$ ), monovalent ( $\text{Hg}_2^{+2}$ ) i divalent ( $\text{Hg}^{+2}$ ). En forma divalent forma nombrosos compostos organometàl·lics (ex., metil-mercuri) que tenen una alta toxicitat.

El mercuri és un metall de l'escorça terrestre que es pot trobar en forma natural en sòls, roques, minerals i aigües. Degut a la seva volatilitat pot ser evaporat d'aquests dipòsits i arribar a l'atmosfera. Actualment, gran part del mercuri que es emès a l'atmosfera prové de l'ús industrial d'aquest metall, o bé del consum industrial de combustibles o matèries primeres que el contenen.

Les activitats humanes influeixen el comportament del mercuri en el medi ambient. L'augment global de la temperatura intensifica la volatilització del mercuri des de sòls i aigua. L'alliberament d'oxidants a l'atmosfera pot augmentar la velocitat d'oxidació del  $\text{Hg}^0$ ; a la vegada que la metilació i l'associada disponibilitat de compostos de mercuri pot augmentar degut a l'increment de l'acidificació de la pluja.

L'alta incertesa en el transport i transformacions de mercuri en el medi ambient complica l'enteniment del cicle del mercuri i una representació realista en models. La falta de coneixement sobre les transformacions en aire i la consegüent incertesa en la seva deposició són uns dels problemes que presenta. Altres aspectes importants són la re-volatilització des dels sòls o la metilació biològica. Tanmateix, donat els efectes que sobre la salut pot tenir el mercuri, és un metall que no pot ser menyspreat en una avaluació de risc.

La major part dels treballadors exposats desenvolupen tasques en les que estan en contacte, de manera crònica, sovint intermitent, a baixos nivells de mercuri metàl·lic. Per exemple, podem citar les infermeres, els operaris químics o científics, tècnics dentals i els operadors d'algun tipus d'aparell en que s'utilitzi l'element com a part integrant.

Altres treballadors poden estar exposats amb un risc més alt, com ara els operaris de la producció del metall, els de les empreses de cloràlcali, els que treballen a les

mines de cinabri, a les plantes processadores i els operaris de les factories d'aparells científics i de mesura que el facin servir (Barregard *et al.*, 1990).

L'absorció i la toxicitat del mercuri és funció en gran mesura de la forma del metall de que es tracti i de la ruta d'entrada a l'organisme. Moltes d'aquestes exposicions ocupacionals tenen lloc per inhalació de vapors. En aquestes condicions, la retenció pulmonar és de més del 80%. L'absorció dèrmica pot ser important sobre tot pels compostos orgànics de mercuri. La ingesta no és una ruta important en el món laboral. Més a més l'absorció del mercuri metàl·lic és realment molt baixa (aprox. 0.1%). En canvi, és la ruta més important en alguns dels casos mundialment coneguts com el de la badia de Minamata, al Japó als anys seixanta. La diferència radica en que a Minamata, les espècies químiques implicades en el cas foren alquil derivats de cadena curta que varen entrar a la cadena alimentària principalment a través dels peixos. Aquests acumulaven i transformaven en orgànic el mercuri inorgànic que les fàbriques llençaven al mar. Més del 95% de l'alquil-mercuri és absorbit pels humans.

### **3.7.- Níquel**

El níquel és el 24è element a l'escorça terrestre. La presència a l'atmosfera de níquel de forma natural és deguda a la resuspensió de la pols pel vent, l'efecte de la climatologia sobre roques i sòls, i les emissions volcàniques. La presència d'aquest metall en aigua inclou cicles biològics i la solubilitat de compostos de níquel presents en els sòls. Les principals fonts antropogèniques són el consum de combustible fòssils i l'activitat industrial.

Els seus principals usos industrials inclouen la fabricació d'acer i altres aliatges i superaliatges, i el galvanitzat. Quantitats menors s'utilitzen per la fabricació de ferro colat, productes químics, bateries, ceràmiques i com a catalitzador industrial. Així mateix és considerat element essencial per l'home encara que no s'ha caracteritzat quina és la seva deficiència específica.

La major part de l'exposició laboral té lloc per via inhalatòria a partir dels fums o la pols, o per via dèrmica per contacte de la pell amb aliatges, sals o dissolucions. L'absorció sistèmica del níquel inhalat es correlaciona amb la solubilitat de les espècies de níquel presents a l'ambient. Un 5% del metall ingerit es absorbit, i algunes espècies del metall tenen capacitat per creuar la barrera dèrmica i absorbir-se. Independentment de la ruta d'entrada, el níquel es majoritàriament excretat per l'orina (Sunderman, 1975).

Els treballadors exposats són freqüentment els de les indústries que es dediquen a refinar, fondre o fabricar peces de maquinària, polir i en general manipular a fons l'acer o altres aliatges del níquel, i sobretot els galvanitzadors. Per altra banda, les operacions industrials que generin pols carregat de metall poden incrementar l'exposició d'aquelles poblacions que visquin a sotavent de les instal·lacions.

Donada l'amplia utilització del metall en joieria i altres productes de consum, l'exposició de la població en general per via dèrmica és freqüent, i els efectes sobre la pell tenen una certa prevalença. Per exemple, cal citar el problema, menor però significatiu pel qui ho pateix, de les hipersensibilitats desenvolupades per part de pacients que porten pròtesis internes fabricades a base d'aliatges que contenen el metall.

Una quantitat més reduïda de treballadors estan exposats al níquel tetra-carbonil,  $Ni(CO)_4$ . Aquest es forma quan està en contacte el monòxid de carboni amb materials que continguin níquel. És un líquid volàtil, les emanacions del qual passen sovint desapercebudes ja que no posseeixen cap olor especial. Presenta un perill considerable a la indústria de refinó que utilitza el mètode de Mond, la dels galvanitzats, i la de la síntesi d'acrílics per pintures o plàstics. L'exposició sol ser majoritàriament per via inhalatòria, encara que la via transcutània té la seva importància en cas d'exposició al líquid.

### **3.8.- Plom**

El plom és un metall conegut des de fa cents d'anys. Per la seva mal·leabilitat i el seu baix punt de fusió, els homes l'han fet servir des de la prehistòria per fer estatuetes, joies, canalitzacions d'aigua i gerres per beure. Així mateix, les seves sals són apreciades pels seus brillants colors.

El plom és un metall de color gris blavós que es troba en poca quantitat a l'escorça terrestre. El plom i els seus compostos derivats, es troben en tots els compartiments medi ambientals, com per exemple en les plantes i animals, a l'aire, als rius, oceans i llacs, en pols, en sòls, etc. El plom contingut a l'aire, pot recorre grans distàncies des de la font emissora abans de dipositar-se, i llavors romandre al sòl durant anys.

La quantitat de plom utilitzada des de 1940 sobrepassa el total utilitzat durant tots els segles anteriors. Aquest enorme increment reflecteix les seves aplicacions industrials i el seu consum com additiu de les benzines. Virtualment, tot aquest plom abocat al medi ambient, com per exemple fines partícules pels vehicles, és causant de la contaminació de l'aire, pols, sòl, i en últim extrem de l'aigua.

El plom té moltes aplicacions industrials. Aquest metall es utilitza per a la fabricació de bateries, pintures, municions, etc. Malgrat això, el seu ús com additiu en les benzines ha estat el que més ha contribuït a la presència i acumulació d'aquest metall al medi ambient. Per altra banda, l'ús de benzina sense plom ha contribuït a disminuir molt significativament la seva presència al medi ambient durant aquests últims anys (Belles *et al.*, 1995).

Un variat i ampli sector de treballadors poden considerar-se potencialment exposats, i les seves activitats són en principi controlades, ja que tenen definits els corresponents TLVs en l'ambient laboral. A la Taula 3.3 es nomenen algunes ocupacions.

**Taula 3.3.-** Ocupacions associades a elevat risc d'exposició al plom

Fabricants de bateries	Polidors de metalls
Treballadors del llautó o del bronze	Pintors
Fabricants de cables	Fabricants de pigments
Operadors químics	Fabricants de vaixelles
Treballadors de demolicions	Impressors
Fonedors	Soldadors
Fabricants o polidors de vidre	Fabricants i manipuladors de TEL
Joiers	Manipuladors de benzines
Fabricants de vidre acolorit	

Existeixen dos grups importants de treballadors que solen estar fora de la relativa protecció que representen els TLVs. D'una banda, certs treballadors de la construcció especialitzada, com per exemple els que tallen amb bufador estructures pintades, i per altra banda els treballadors del camp. L'exposició ocupacional al tetraetil-plom (TEL), el compost orgànic de plom més interessant toxicològicament, pot tenir lloc durant la manufactura del compost i durant la neteja dels bidons i dipòsits que l'hagin contingut. Normalment, en cas d'exposició, durant la manufactura del TEL es sol produir concomitantment l'exposició al TEL i al plom inorgànic.

La població en general pot resultar exposada al metall per respirar aire, beure aigua o ingerir sòls o aliments que continguin plom. Respirar aire que contingui partícules de plom o empassar-se sòl contaminat, pot succeir principalment en les rodalies de terrenys especialment pol·lucionats com poden ser els abocadors defectuosos o les rodalies de vies de comunicació amb trànsit pesat. L'aigua de beguda pot ser una important font de plom en aquells habitatges, anteriors a 1960, en que es poden utilitzar canonades fetes del metall.

Els efectes sobre la salut del plom no depenen del camí d'exposició. Possibles vies són la inhalació, ingesta o absorció dèrmica de medis contaminats. Una exposició crònica a plom incrementa els nivells en sang. Encara que està assumit que el plom pot causar càncer, existeixen encara moltes incerteses sobre això. Per tant el risc humà a càncer no pot ser estimat.

### **3.9.- Estany**

És un metall també força conegut i relativament poc tòxic. Entre els seus usos podem destacar en primer lloc els metal·lúrgics: superfície anticorrosió (electroplatejat), component del llautó, del bronze, aliatges superconductors, etc. Altres usos són: fabricació de pigments per vidres, esmalts i ceràmiques, catalitzadors, etc.

Els compostos inorgànics d'estany són poc solubles en aigua i per tant poc absorbibles. L'exposició als compostos inorgànics sol desenvolupar quadres d'estannosi amb una pneumoconiosi asimptomàtica, sense afectació de la capacitat respiratòria. Així mateix es solen presentar MFF i quadres gastrointestinals (Ladrón i Moya, 1995).

Els compostos orgànics són força més perillosos ja que solen ser molt liposolubles, absorbibles per la pell i acumulables en teixits greixosos. En general són irritants locals i neurotòxics (Ciancio *et al.*, 1992; Hamanaka *et al.*, 1992).

### **3.10.- Tal·li**

Fou descobert el 1861 i al cap de dos anys ja era conegut per la seva alta toxicitat. Tot i això, es va emprar medicament durant uns 60 anys per tractar la sífilis, la tuberculosi, i altres afeccions.

Al 1920 començà a utilitzar-se com a pesticida, i ràpidament començaren a aparèixer casos d'intoxicació per ingesta. Aquests compostos són ben absorbits per via cutània, gastrointestinal i pulmonar.

Les exposicions laborals solen tenir lloc de forma crònica i no solen ser fatals. El metall té unes aplicacions limitades, i les quantitats que es solen utilitzar són relativament petites.

Es produeix com subproducte de la metal·lúrgia de zinc, plom o cadmi. Els seus usos principals són: equips d'espectroscòpia, cel·les fotoelèctriques, separacions gravimètriques, termòmetres per baixes temperatures, pigments, indústria cementera, etc.

L'exposició medi ambiental fou important en el passat per la ingestió de productes impregnats de pesticides a base de tal·li. Més recentment, els veïns de certes indústries cementeres han sofert sobreexposició al metall (Chandler *et al.*, 1986).

### **3.11.- Vanadi**

El vanadi és un element metàl·lic de color blanc grisós. Algunes vegades es troba a la naturalesa formant cristalls. Usualment, aquest metall es troba combinat amb altres elements com l'oxigen, el sodi, o també en forma de clorurs o de sulfurs. El vanadi i els seus compostos derivats es troben en l'escorça terrestre i en les roques, estant presents també en alguns minerals de ferro i en el petroli. El vanadi és recuperat com subproducte de mineria d'altres metalls com l'urani, el ferro, el coure, el zinc i el plom.

La utilització més abundant del metall és en aliatges amb ferro, molibdè i alumini, i per formar part del bronze i del llautó. El vanadi en forma d'òxid de vanadi és utilitzat en l'elaboració d'un acer especial, usat en la fabricació de parts d'automòbils. També juntament amb el crom dona lloc a un acer molt resistent utilitzat en la fabricació d'eines. Quantitats més modestes es fan servir com catalitzadors, per fer ceràmiques, processos de tenyit, insecticides, revelat fotogràfic, televisors en color i producció de vidre.

Des del punt de vista ambiental, tot el món està exposat a petites quantitats de vanadi que es troben presents a l'aire, a l'aigua i en aliments, sent aquests últims la via principal d'entrada per a l'home. Malgrat això, aquest metall no és absorbit per l'organisme amb facilitat ni pel tracte gastrointestinal, ni per la pell.

La inhalació de pols o fums, particularment de pentòxid, és la forma més freqüent d'exposició laboral. El petroli n'és relativament ric, i la combustió de grans masses representa una aportació considerable al medi ambient.

### **3.12.- Zinc**

Al 1960 es va descobrir que el retard del creixement i desenvolupament sexual dels joves iranians i egipcis es devia a una deficiència de zinc, fet que va posar de manifest que aquest element era essencial en la nutrició humana.

La quantitat total de zinc en un individu adult oscil·la entre 1.5 i 2.5 g, sent el segon oligoelement amb relació amb la quantitat total a l'organisme, superat solament pel ferro. El dèficit de zinc dona lloc a anorèxia, reducció del creixement, alteracions en la maduració sexual, deficiències del sistema immunitari, lesions cutànies, diarrea,

pèrdua de cabell, pèrdua de sentit del gust i de l'olfacte, curació lenta de ferides, alteracions en el comportament, etc.

El Zn és el menys tòxic dels oligoelements. Els efectes tòxics del Zn semblen ser el resultat de la interferència amb el Cu, donant lloc a anèmia per dèficit de coure. Altres alteracions relacionades amb l'excés de zinc són: erosió gàstrica, caiguda de la funció immune i reducció de les HDL, colesterol plasmàtic, alteracions gustatives (sabor metàl·lic), mal de cap, nàusees, vòmits, etc.

Els processos d'erosió natural mobilitzen el zinc i contribueixen al nivell de fons natural del zinc en el medi ambient. Erupcions volcàniques, incendi forestals, i la formació d'aerosols sobre els mars contribueixen al transport natural del zinc. Les entrades antropogèniques a l'atmosfera han disminuït en les dècades recents degut a l'augment de processos industrials, i a més eficients controls tecnològics en les emissions.

#### **4.- Avaluació d'impacte ambiental**

Als darrers anys l'avaluació de l'impacte sobre la salut pública i sobre el medi ambient de processos industrials ha experimentat un alt increment de l'interès tant de la societat com de les empreses i de les administracions públiques. Això ha estat degut a la creixent preocupació general cap a les emissions contaminants, i en concret cap a l'efecte d'aquestes sobre la salut. El resultat ha estat el desenvolupament de diferents mètodes d'avaluació. Entre ells cal destacar l'Avaluació de Risc Ambiental (ARA).

L'avaluació dels impactes ambientals d'una emissió requereix una estimació del risc d'aquests contaminants front el medi ambient i la població. Per tal d'avaluar el risc s'ha de portar a terme una avaluació de l'exposició. Aquesta estimació s'ha de realitzar amb una avaluació quantitativa dels nivells ambientals dels contaminants. Les mesures empíriques, o l'anàlisi químic són el mètode preferible per a la caracterització de contaminants als diferents medis, i així poder realitzar una caracterització de l'exposició. Aquests tipus d'estudis són comunament anomenats monitoritzacions d'una font emissora. Malauradament l'ús d'un mètode tan directe pot estar limitat pels costos i per consideracions logístiques; particularment quan un gran número de contaminants ha d'estar avaluat. Per tant, quan aquest tipus de mesures empíriques no són practicables, l'avaluació de riscos es pot portar a terme mitjançant models d'exposició que permeten avaluar l'exposició a contaminants químics a través de l'exposició directa. Malauradament, la modelització, degut a les series de suposicions que fa i a les incerteses inherents que presenta, no pot

produir unes respostes absolutes, encara que pot ser un bon mètode aproximatiu particularment en situacions complexes.

#### **4.1.- Anàlisi de Risc**

L'avaluació del risc pot estar definida com un procés formalitzat per a determinar la magnitud dels efectes que sobre la salut són induïts per una causa determinada (Sexton, 1995). L'objectiu principal de l'estimació de l'exposició és la determinació tant qualitativa com quantitativa dels tòxics presents en el medi ambient que poden entrar en contacte amb el ser humà (exposició) o bé introduir-se en ell (dosis).

L'avaluació del risc és una eina matemàtica, que es basa no únicament en els aspectes toxicològics, sinó també en un ampli trasfons de coneixements en diversos camps que tenen l'abast des de la química a la fisiologia, i des del transport medi ambiental a l'estadística aplicada.

El procés d'avaluació del risc inclou quatre passos (NRC, 1993):

- I. *Identificació del risc*: el compost químic d'interès és identificat a partir de mesures de les emissions en estudi, o en cas d'instal·lacions en planificació, a partir de dades experimentals o de plantes similars.
- II. *Avaluació de l'exposició*: es determina la quantitat de contaminant a la que la població i els ecosistemes es troben exposats.
- III. *Avaluació de la relació dosi-resposta*: caracteritza la relació entre la dosi i la incidència d'un efecte advers en la població exposada.
- IV. *Caracterització del risc*: predicció de la probabilitat de l'impacte sobre la salut en la població exposada.

Per a la realització de la mencionada estimació cal tenir presents les diferents vies d'exposició a les que es troben sotmesos els éssers vius; incloent l'home. En el cas de l'home, aquestes rutes d'exposició inclouen la inhalació, la ingesta i el contacte dèrmic (Levin *et al.*, 1991).

L'exposició a contaminants emesos per una font pot produir-se directa o indirectament. Es considera exposició directa la inhalació de l'aire ambiental que conté aquest contaminant, la ingesta de sòl contaminant, o l'absorció de sòls a través de la pell. A la vegada, l'exposició indirecta és deguda a la ingesta del contaminants a través de la dieta. Els contaminants, una vegada dipositats en els vegetals poden ser ingerits pels animals i arribar posteriorment als humans a través

de la dieta. Per aquesta raó, la dieta és considerada com una via d'exposició indirecta.

#### **4.1.1.- Models multi-compartamentals**

Els efectes medi ambientals dels contaminants solament poden ser entesos si s'estudia el seu transport i les seves relacions amb els compartiments medi ambientals. Els contaminants són alliberats al medi ambient com un resultat de la seva manufacturació, formulació, utilització, o com a resultat de la disposició després de utilitzar-se. Per això, és important desenvolupar un enteniment tant qualitatiu com quantitatiu del seu comportament en el medi ambient.

Els contaminants, una vegada han entrat al medi ambient, tendeixen a distribuir-se a través dels compartiments ambientals. Els contaminants presents en una matriu medi ambiental poden estar afectats per nombrosos processos complexes, facilitant transferències a altres medis. Altrament, la contaminació ambiental pot existir en diferents estats físics, i pot generalment estar present en una varietat de matrius. Una bona predicció de la contaminació medi ambiental en els diversos medis és essencial per una correcta caracterització de la problemàtica ambiental, resultats que poden ser utilitzats per a suport de l'avaluació del risc i de les decisions de gestió ambiental.

Els algoritmes matemàtics són típicament utilitzats per a predir el potencial dels contaminants per migrar des d'un compartiment ambiental a un receptor o a una frontera medi ambiental. Sobretot, els models matemàtics serveixen per avaluar el transport de contaminants químics en varis compartiments ambientals. El transport i les transformacions de contaminants poden ser predits a través de l'ús de diversos mètodes; des de simple balanços de massa i processos analítics fins a solucions numèriques multi-dimensionals de parelles de equacions diferencials.

La distribució química final, i les seves concentracions, són el resultat de nombroses i complexes interaccions de processos els quals no són fàcilment avaluats. Els models de transport han estat desenvolupats per a simular el transport i les transformacions dintre de múltiples compartiments ambientals. Aquest models són definits com a *models multimedia*.

Els models multicompartamentals en l'Avaluació del Risc Ambiental (ARA) signifiquen una extensió de l'aproximació general de l'ARA. Els models multimedia intenten incloure tots els medis (aire, aigua, sòls) en contacte amb l'objecte avaluat, els quals tenen influència amb l'objecte. Els models multimedies controlen totes les

possibilitats de distribució d'un contaminant després de la seva emissió al medi ambient, o calculen el risc global que significa l'exposició per a l'individu.

L'avaluació del risc mitjançant models multimedia té el mateix objectiu que l'aproximació convencional de l'avaluació del risc medi ambiental, determinar la magnitud, la probabilitat i el grau de l'efecte sobre la salut dels contaminants

#### **4.1.2.- Monitorització**

La determinació analítica dels nivells ambientals dels contaminants en els diferents medis ha estat emprada durant els últims anys com una forma d'avaluar l'impacte de les diferents activitats industrials sobre el medi i la població. Com a biomonitors humans es poden utilitzar la llet materna, cabells, teixits adipós, la sang i l'orina. Per altra banda com a biomonitors ambientals s'utilitzen l'aire, el sòl i la vegetació com majoritaris.

El sòls i sediments són biomonitors a llarg període d'exposició, ja que els compostos químics que estan al medi ambient així com els seus metabòlits s'acumulen al llarg del temps per deposició. Les concentracions actuals a les mostres de sòls depenen de la quantitat i duració de l'exposició, així com de la seva persistència en el temps i les seves característiques de fixació.

Altrament, els vegetals són considerats biomonitors de curt període d'exposició, ja que els contaminants s'acumulen en ells durant el període de vida mitjana que tenen. D'aquesta manera les mesures de canvis en els nivells de contaminants en vegetals poden ser utilitzats moltes vegades per a detectar canvis potencials en les concentracions d'aire, i d'aquí, canvis en les quantitats i tipus de fonts d'emissió. No es pot oblidar que les concentracions en plantes d'alguns contaminants, és també deguda a la seva concentració en els sòls, ja que alguns, contaminants són susceptibles a ser incorporats a les plantes a través de les arrels.



## **II.- Objectius**

### *Antecedent i justificació*

Els contaminants emesos a l'aire poden arribar directament cap als humans a través de la inhalació de l'aire. A més a més, aquests compostos poden travessar fronteres medi ambientals, i distribuir-se en diferents medis: sòls, vegetació, aigua, biota, etc. Com a resultat, la salut humana es pot veure afectada directa i indirectament a través de diferents vies: bevent aigua, per absorció dèrmica, pels aliments i per ingestió i adsorció dèrmica dels compostos químics als sòls. Per tant, l'elaboració d'una precisa estimació del risc sobre la salut necessita una determinació de la concentració de les substàncies químiques en els diferents medis.

Avui en dia existeix una gran tendència a l'aplicació de models multimedia matemàtics de transport i distribució de contaminants per tal de valorar l'impacte al medi produït per unes determinades emissions. Entre els models existents, els més complexos requereixen una gran quantitat de dades, les quals molt sovint són difícils i cares d'obtenir. Per altra banda, un model massa simple pot no descriure amb exactitud l'exposició a un contaminant. Per tant, hi ha una gran necessitat d'un model el qual pugui predir amb una exactitud raonable la bioacumulació de compostos químics en sòls i plantes per als quals no es requereixi una extensiva caracterització i un gran número de dades físico-químiques.

Per una banda, malauradament, la majoria dels models existents en el moment actual consideren les dioxines com un sol compost, sense tenir en compte les diferències entre els diversos congèneres. Per altra banda, els metalls pesants han estat els grans oblidats en tots aquests models.

Una de les utilitats dels models multimedia és la seva aplicació per a l'avaluació del risc sense necessitat d'una monitorització de la zona. A més a més, no hem d'oblidar que les eines de quantificació de les emissions han estat des de fa una dècada àmpliament utilitzades per a l'avaluació del risc sobre la salut prop de les incineradores de residus sòlids urbans.

### *Objectiu Principal*

Per aquest motiu, l'objectiu principal del treball present ha estat el desenvolupament d'un model d'avaluació de l'impacte medi ambiental de les emissions de dioxines i furans (17 congèneres tòxics) i metalls pesants, i la seva aplicació a les emissions de la planta incineradora de residus sòlids urbans de Montcada i Reixac (Barcelona).

Per tal de poder assolir aquest objectiu, el present treball ha estat dividit en tres parts. La primera, el desenvolupament d'un model multi-compartamental (aire-sòl-vegetals), la segona la monitorització de les emissions de dioxines i metalls pesants de la planta incineradora en estudi i la tercera l'avaluació de risc.

#### *Objectius específics*

L'objectiu bàsic de la primera part ha estat el *desenvolupament d'un model* simple per a la determinació dels nivells dels 17 congèneres tòxics de PCDD/Fs i metalls pesants en diferents medis (aire, sòl i vegetació), per tal de poder avaluar el risc sobre la salut de la població deguda a la font emissora. Per tal d'assolir aquest objectiu es van proposar una sèrie d'objectius específics que a continuació es presenten:

1. Modelització de la dispersió dels contaminants a l'aire després de la seva emissió per xemeneia. Determinació dels nivells d'immissió dels contaminants a l'aire degut a les emissions de la planta de PCDD/Fs i metalls pesants.
2. Desenvolupament d'un model multi-compartamental simple (aire-sòl-vegetació) per a la realització d'una avaluació de l'impacte de les emissions de la planta sobre el medi. Determinació dels nivells de contaminació en sòl i vegetació degut a les emissions dels contaminants en estudi.

La segona part de l'estudi engloba una monitorització de les emissions de la planta incineradora de residus sòlids urbans de Montcada i Reixac. Aquesta planta va entrar en funcionament al 1975, i com a control d'emissions disposava d'un precipitador electrostàtic. Per tal d'adaptar-se a la normativa europea, al març de 1999 es va instal·lar un sistema de neteja de gasos, a més a més d'un equip per reduir les emissions de metalls, un àcid-gas (HCl/SO<sub>2</sub>), i un filtre d'adsorpció de carbó actiu. Els objectius específics d'aquest apartat de l'estudi van ser els següents:

1. Determinació dels nivells dels 17 congèneres tòxics de PCDD/Fs en mostres de sòl i vegetació, localitzades a les rodalies de la planta incineradora de Montcada i Reixac.
2. Determinació dels nivells dels metalls pesants (arsènic, beril·li, cadmi, crom, mercuri, manganès, níquel, plom, estany, tal·li, vanadi i zinc) en mostres de sòl i vegetació, recollides a les rodalies de la planta incineradora de Montcada i Reixac.

3. Avaluació espacial dels nivells dels contaminants a les rodalies de la font emissora. Avaluació estadística de l'evolució espacial dels nivells de contaminants.
4. Avaluació temporal dels nivells dels contaminants al llarg del període d'estudi: anys 1996, 1997, 1998 i 2000. Avaluació estadística de l'evolució temporal dels nivells de contaminants.

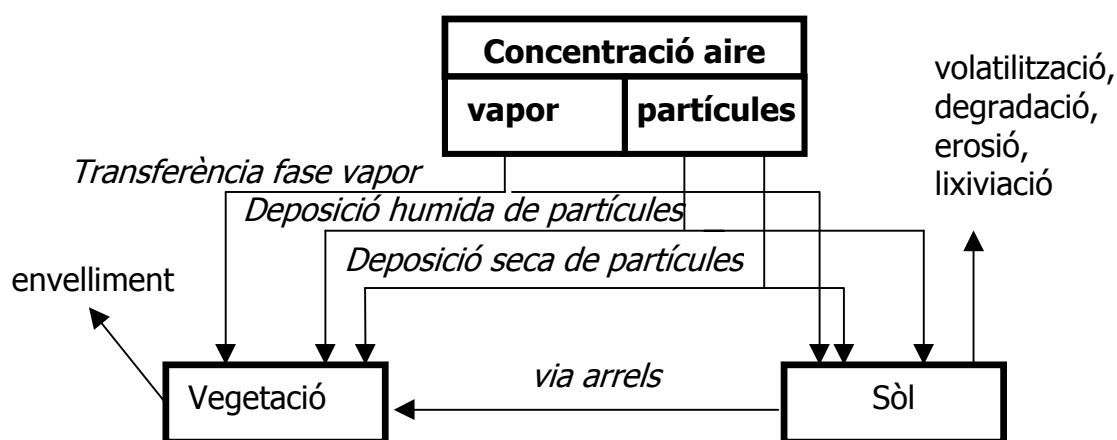
L'objectiu de la tercera part de l'estudi ha estat l'anàlisi del risc degut a les emissions de la planta incineradora i als nivells ambientals a l'àrea d'estudi.

1. Modelització del risc potencial de la població que resideix a les rodalies de la planta incineradora de residus de Montcada i Reixac degut a les seves emissions, abans i després de la implantació de millores en els dispositius de neteja de gasos.
2. Anàlisi del risc per dioxines i metalls pesants per a la població que resideix a les rodalies de la planta.
3. Comparació del risc degut als nivells ambientals amb el risc degut a les emissions per xemeneia de la planta.
4. Avaluació de les incerteses i variabilitat de l'anàlisi de risc, mitjançant un anàlisi de probabilitats (simulació de Monte Carlo).

### III.- Materials i Mètodes

#### 6.- Estimació del nivell de contaminació en els medis: Model multi-compartamental

L'aire acostuma a ser el medi on es produeixen la gran majoria d'emissions, i per tant és on comença el transport i la distribució dels contaminants en els diferents medis. Els contaminants, una vegada en l'atmosfera, són dispersats depenent de les condicions meteorològiques i topogràfiques; podent ser transportats a llargues distàncies. Malgrat això, una part dels contaminants són depositats en el veïnat de la font emissora i arriben a altres medis com sòl, aigua o vegetació.



**Figura 6.1.-** Esquema del model per a predir els nivells en sòl i vegetals a partir d'emissions d'un contaminant.

Per a l'estudi de la dispersió de les emissions de dioxines i metalls pesants a l'aire s'ha aplicat el software "BEEST for Windows 95". Aquest programa de simulació proporciona una interfase gràfica pel model ISCT (Industrial Source Complex – Short Term, versió 3).

Per tal d'estimar la concentració dels contaminants en sòl i vegetació, donat que no existeix un model completament desenvolupat pel càlcul, va ser necessari l'adaptació de diverses metodologies, les quals ens van proporcionar una descripció realista de l'acumulació i pèrdues de contaminants en el medi ambient. Aquesta metodologia es va basar en els models presentats en les següents referències:

- Methodology for Assessing Health Risks Associated with Multiple Pathways of Exposure to Combustor Emissions (USEPA, 1998).
- Risk Assessment Technical Background Document for the Paint and Coatings Hazardous Waste Listing Determination (USEPA, 2001).

- Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities (USEPA, 1999).

### **6.1.- Dispersió dels contaminants a l'aire i model de deposició**

La concentració d'aire i els fluxos de deposició molt sovint no poden ser mesurats, però poden ser estimats utilitzant un model de dispersió a l'aire, el qual simula la dispersió atmosfèrica utilitzant informació meteorològica i topogràfica de la regió considerada.

En aquest estudi, el model ISCST3 s'ha utilitzat per estimar:

- Concentració en aire de la fase particulada
- Concentració en aire de la fase vapor
- Deposició de la fase vapor
- Deposició seca de la fase particulada
- Deposició humida de la fase particulada

#### **6.1.1.- Característiques del model ISCST3**

L'ISCST3 es basa en un model de plomall Gausià. Aquest tipus de model és comú per calcular concentracions ambientals d'aire i fluxos de deposició a receptors específics localitzats a prop d'una font emissora estacionària. El model és capaç de simular la dispersió de contaminants des d'una font puntual, àrees, volums, i línies. Una descripció completa del model ISCST i dels seus algoritmes pot ser trobada al ISC3 User's Guide.

L'aplicació recomanada d'ISCST3 és predir les mitjanes anuals de concentracions d'aire i el flux de deposició a partir d'un o més anys de dades meteorològiques.

El model ISCST3 és aplicable a àrees simples i intermèdies, com també a terrenys complexes. Una àrea és classificada com a terreny complex si l'elevació dels receptors està per sobre de l'alçada de la font emissora. Addicionalment, el model permet la distinció entre regions rurals i urbanes. Els receptors són normalment especificats en coordenades polars o cartesianes. La distància des de la font no ha d'excedir els 50 Km.

Els resultats del model de dispersió depenen de quatre dades bàsiques:

- Condicions meteorològiques
- Característiques de la font emissora
- Situació dels edificis contigus a la font emissora
- Situació dels receptors (distància a la font emissora i elevació del terreny)

### **6.1.2.- Condicions meteorològiques**

Per tal de calcular la dispersió dels contaminants a l'atmosfera, el model ISCST3 requereix les següents dades meteorològiques en forma horària:

- Velocitat i direcció del vent
- Temperatura ambient
- Classe d'estabilitat atmosfèrica
- Alçada de mescla rural i urbana

Per altra banda, per tal de poder calcular els fluxos de deposició seca i humida, es requereix la següent informació addicional:

- Velocitat de fricció
- Longitud Monin Obukhov
- Longitud de la rugositat de la superfície
- Codi de precipitació

Una avaluació sobre el model ISCST3 al 1995 va mostrar la gran importància en la modelització de la dispersió de contaminants a l'aire, de la utilització de dades meteorològiques *onsite*.

### **6.1.3.- Característiques de la planta**

Les característiques de la font emissora tenen una gran importància sobre els resultats de la dispersió dels contaminants a l'aire. Per una part, les dimensions de la xemeneia, alçada i diàmetre intern, i la seva localització. Per altra, les característiques físiques de la corrent de sortida, tals com la temperatura de sortida, la velocitat de sortida, o la velocitat volumètrica, són dades requerides per a poder realitzar una simulació amb el model ISCST3.

Les emissions de dioxines es troben distribuïdes en fase vapor i particulada, amb la peculiaritat de que cada congènere presenta una distribució diferent. Per tant, per a les dioxines s'ha simulat la seva dispersió considerant la seva distribució en fase gasosa i fase particulada. En canvi, els metalls pesants es troben adherits a les emissions de partícules, excepte el mercuri que es troba en fase vapor. Així, va ser suficient modelar la dispersió de partícules per als metalls pesants, excepte per al mercuri que es va simular la fase vapor.

### **6.1.4.- Depleció del plomall i deposició**

Els contaminants són retirats de l'atmosfera per mitjà del procés de deposició, i arriben a les superfícies terrestres i aquàtiques. Per tant, la deposició dels contaminants porten una reducció d'aquests compostos a l'atmosfera. El model de

dispersió (ISCST3) en la seva simulació considera aquesta reducció de partícules del plomall deguda a la deposició de partícules, mentre aquesta es troba viatjant.

El model ISCST3 inclou algorismes, els quals tenen en compte aquest procés del plomall tant sec com humit. Aquests algorismes calculen la disminució de la concentració atmosfèrica en dependència amb la topografia de la regió. Per tant, un arxiu de la xarxa del terreny va ser introduït en el model, incloent-hi tota la informació topogràfica de l'àrea d'estudi.

La deposició seca de partícules és un procés físic resultat de les forces de gravetat, de la difusió molecular i de les turbulències. Per al càlcul de la deposició seca, s'ha necessitat una distribució de la mida de partícules i de la seva relativa distribució, així com la densitat de partícules en les emissions.

La deposició humida és un procés d'eliminació de partícules i gasos de l'atmosfera a través de la precipitació. Per tal de poder calcular les quantitats dipositades va ser precis introduir el coeficient de rentat per pluja. Aquest coeficient en les partícules depèn solament de la mida d'aquestes. En el present estudi, els valors utilitzats han estat els proposats per l'ISC3 User'S Guide. Per altra banda, el coeficient de rentat per a gasos és un valor específic de cada substància, representant la influència, ex., solubilitat i reactivitat (Taula 6.1.).

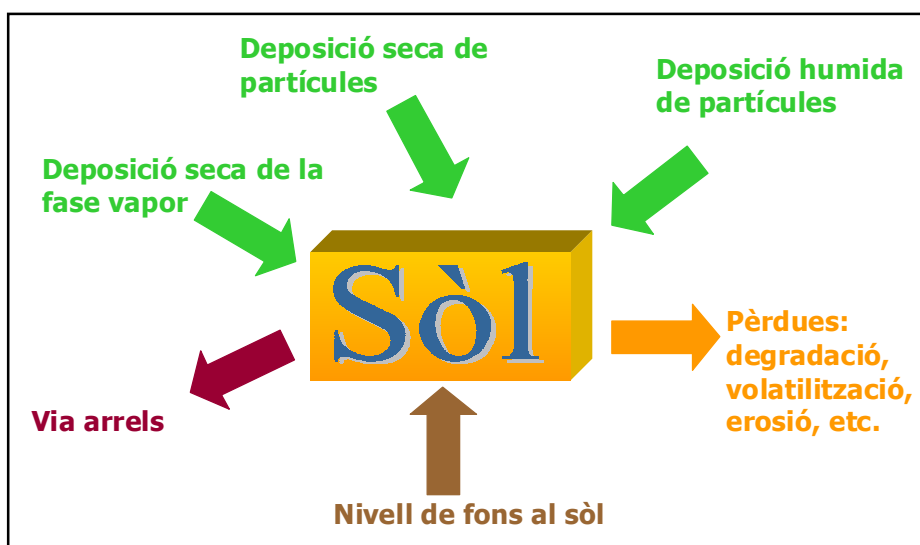
**Taula 6.1.-** Distribució de mida de partícules i coeficient de rentat

<b>Diàmetre</b> ( $\mu\text{m}$ )	<b>Fracció de</b> <b>massa</b>	<b>Coefficient de rentat</b> (h/s-mm)
<b>1</b>	0.2096	0.50E-04
<b>1.5</b>	0.1543	0.70E-04
<b>2</b>	0.2179	1.40E-04
<b>3</b>	0.1591	2.20E-04
<b>4</b>	0.0821	2.80E-04
<b>6</b>	0.1096	4.20E-04
<b>8</b>	0.0369	5.20E-04
<b>12</b>	0.0155	6.70E-04
<b>16</b>	0.0082	6.70E-04
<b>24</b>	0.0045	6.70E-04
<b>32</b>	0.0021	6.70E-04
<b>48</b>	0.0002	6.70E-04
<b>Vapor</b>		1.70E-04

## 6.2.- Càlcul de concentració al sòl

La concentració de contaminants al sòl ha estat el resultat de processos tals com la deposició de partícules seca i humida, la difusió de vapor al sòl, les pèrdues des del sòl degudes a lixiviació, arrossegament per aigües superficials, volatilització, erosió del sòl, i degradació abiòtica i biòtica. Les característiques del sòl com pH, estructura, contingut de matèria orgànica i contingut d'aigua, afecten la distribució i mobilitat dels contaminants una vegada s'han dipositat en el sòl.

Així, podem dir que la concentració acumulada als sòls deriva de la deposició i la difusió durant el temps de vida de la font emissora, i de la velocitat de pèrdua del contaminant del sòl.



**Figura 6.2.-** Esquema de les vies que contribueixen a la concentració de contaminants en sòls.

Les principals suposicions considerades en el model que es va utilitzar per a calcular la concentració de contaminant acumulada al sòl són:

1.- Els contaminants en nivells traça s'assumeix que es poden conservar indefinidament en la capa superior del sòl, al menys que la constant de pèrdua sigui disponible. Encara que molts dels metalls pesants es troben enllaçats molt fortament al sòl, les mesures experimentals mostren que aquesta suposició sobreprediu la concentració (ex., a baixos pH els metalls incrementen la seva mobilitat i per tant poden ser lixiviat de les capes superiors dels sòls).

2.- Els processos de pèrdua que ocorren simultàniament no són considerats. Aquesta suposició porta a una sobre-predicció de les pèrdues perquè la concentració de contaminant disponible per a cada procés de pèrdua serà sobre-predita.

3.- La degradació dels contaminants es considerada com una reacció de primer-ordre. Aquesta suposició pot sobre- o sub-valorar la velocitat de degradació, la qual és un procés complex i no necessàriament de primer-ordre.

D'aquesta manera definim la concentració acumulada de contaminació al sòl ( $C_s$ ), durant el funcionament de la planta de la següent manera:

$$C_s = C_{sdp} + C_{sv} - C_{sa}$$

$C_s$	- concentració acumulada a la capa superior del sòl (ppm)
$C_{sdp}$	- concentració al sòl deguda a la deposició de la fase particulada (ppm)
$C_{sv}$	- concentració al sòl deguda a la deposició de la fase vapor (ppm)
$C_{sa}$	- concentració al sòl deguda a les arrels (ppm)

La pèrdua de contaminant des del sòl deguda als processos de lixiviació, arrossegament d'aigües superficials, volatilització, erosió i degradació, és un terme que es troba inclòs dintre de l'algoritme de càlcul de la concentració al sòl deguda a la deposició de la fase particulada i de la fase vapor.

### 6.2.1.- Concentració de contaminant al sòl deguda a la deposició de la fase particulada

La concentració de contaminant deguda a la deposició de partícules s'ha considerat com la suma de la concentració deguda a la deposició seca i a la deposició humida, i es calcula mitjançant el següent algoritme,

$$C_{sdp} = \frac{(D_{sp} + D_{hp})}{k_s \cdot BD \cdot Z_s} (1 - \exp(-k_s \cdot t_D))$$

$C_{sdp}$	- concentració al sòl deguda a la deposició de la fase particulada ( $\mu\text{g/g}$ )
$D_{sp}$	- deposició seca de partícules ( $\text{g/m}^2\text{-any}$ )
$D_{hp}$	- deposició humida de partícules ( $\text{g/m}^2\text{-any}$ )
$k_s$	- constant de pèrdua ( $\text{any}^{-1}$ )
$BD$	- densitat del sòl ( $\text{g/cm}^3$ )
$Z_s$	- profunditat de la barreja del sòl (cm)
$t_D$	- període de deposició (any)

S'ha considerat una deposició continua i constant durant tot el període de funcionament de la planta.

- *Constant de pèrdua,  $K_s$*

Els contaminants, una vegada dipositats, poden ser eliminats del sòl per diferents processos que poden ocorre simultàniament. La constant de pèrdua ( $K_s$ ) expressa la velocitat a la qual una substància química és eliminada del sòl, considerant processos físics, químics i biològics. Això inclou lixiviació, arrossegament per aigües superficials, volatilització, erosió, i degradació biòtica i abiòtica.

S'ha suposat que les pèrdues depenen solament de la concentració del contaminant en el sòl, i que al llarg del temps una fracció constant de contaminant és eliminada del sòl. Altrament, les reaccions entre els contaminants no s'han considerat.

La constant de pèrdua de contaminants del sòl s'ha determinat mitjançant la suma de la pèrdua de contaminant per a cada procés considerat.

$$k_s = k_{sl} + k_{sr} + k_{sv} + k_{se} + k_{sg}$$

$k_s$	- constant de pèrdua del sòl ( $\text{any}^{-1}$ )
$k_{sl}$	- constant de pèrdua deguda a lixiviació ( $\text{any}^{-1}$ )
$k_{sr}$	- constant de pèrdua deguda a l'arrossegament per aigües superficials ( $\text{any}^{-1}$ )
$k_{sv}$	- constant de pèrdua deguda a volatilització ( $\text{any}^{-1}$ )
$k_{se}$	- constant de pèrdua deguda a erosió ( $\text{any}^{-1}$ )
$k_{sg}$	- constant de pèrdua deguda a degradació biòtica i abiòtica ( $\text{any}^{-1}$ )

- *Constant de pèrdua deguda a lixiviació ( $k_{sl}$ )*

Aquest procés consisteix en el moviment vertical descendent de contaminants a través d'una columna de sòl a les aigües subterrànies. Depèn de la solubilitat en aigua del contaminant i del contingut d'aigua en el sòl, i per tant de la precipitació, irrigació, evapo-transpiració, etc.

$$k_{sv} = \frac{(R_n + I - Ev - RO)}{\theta_{sw} \cdot Z_s} \cdot \frac{1}{\left(1 + \frac{BD \cdot k_{ds}}{\theta_{sw}}\right)}$$

$k_{sl}$	- constant de pèrdua deguda a lixiviació ( $\text{any}^{-1}$ )
$R_n$	- precipitació mitjana anual (cm/any)
$I$	- irrigació mitjana anual (cm/any)
$Ev$	- evapotranspiració mitjana anual (cm/any)
$RO$	- superfície d'aigua mitjana anual arrossegada (cm/any)
$\theta_{sw}$	- contingut volumètric d'aigua en sòl ( $\text{ml}/\text{cm}^3$ sòl)
$Z_s$	- profunditat de la barreja del sòl (cm)
$BD$	- densitat del sòl ( $\text{g}/\text{cm}^3$ )
$k_{ds}$	- coeficient de partició sòl-aigua (ml/g)

- *Constant de pèrdua deguda a l'arrossegament per aigües superficials ( $k_{sr}$ )*

El procés d'arrossegament per aigües superficials consisteix en el transport lateral dels contaminants amb el flux de la pluja, també en forma de partícules o en solució. Aquest procés depèn de les característiques del sòl i de la solubilitat del contaminant en aigua.

$$k_{sr} = \frac{RO}{\theta_{sw} \cdot Z_s} \cdot \frac{1}{\left(1 + \frac{BD \cdot k_{ds}}{\theta_{sw}}\right)}$$

$k_{sr}$	- constant de pèrdua deguda a l'arrossegament d'aigües superficials (any <sup>-1</sup> )
RO	- superfície anual mitjana d'aigua arrossegada (cm/any)
$\theta_{sw}$	- contingut volumètric d'aigua al sòl (ml/cm <sup>3</sup> sòl)
$Z_s$	- profunditat de la barreja del sòl (cm)
BD	- densitat del sòl (g/cm <sup>3</sup> )
$k_{ds}$	- coeficient de partició sòl-aigua (ml/g)

- *Constant de pèrdua deguda a la volatilització ( $K_{sv}$ )*

Aquesta constant està basada en un coeficient d'equilibri de transferència de massa del sòl a la fase vapor. Aquesta constant depèn de la velocitat de moviment del contaminant en la fase vapor des de la superfície del sòl, i de la velocitat a la qual el contaminant és transportat per l'atmosfera. La volatilització d'un contaminant està influenciada per condicions medi ambientals, així com per la profunditat i la densitat del sòl. Les propietats químiques que afecten al procés de pèrdua són la constant de Henry (H), el coeficient de partició sòl-aigua, i el coeficient de difusió del contaminant a l'aire. Per altra banda, cal remarcar que H es va suposar zero per a tots els contaminant enllaçats a partícules.

La constant  $K_{sv}$  s'ha considerat com una constant de primer-ordre.

$$k_{sv} = \frac{3.1536 \cdot 10^{10} \cdot H}{Z_s \cdot BD \cdot k_{ds} \cdot R \cdot T} \cdot \frac{Da (1 - BD/\rho_s - \theta_{sw})}{Z_s}$$

$k_{sv}$	- constant de pèrdua deguda a la volatilització
H	- constant de Henry (atm·m <sup>3</sup> /mol)
R	- constant universal de gasos (8.21*10 <sup>-5</sup> atm·m <sup>3</sup> /mol·K)
T	- temperatura ambient de l'aire (K)
$D_a$	- difusivitat del contaminant en l'aire (cm <sup>2</sup> /s)
$\theta_{sw}$	- contingut volumètric d'aigua en sòl (ml/cm <sup>3</sup> sòl)
$Z_s$	- profunditat de la barreja de sòl (cm)
BD	- densitat del sòl (g/cm <sup>3</sup> )
$\rho_s$	- densitat de partícules solides (g/cm <sup>3</sup> )
$k_{ds}$	- coeficient de partició sòl-aigua (ml/g)

- *Constant de pèrdua deguda a l'erosió ( $k_{se}$ )*

Les pèrdues de contaminant degudes a l'erosió, venen determinades pel terreny. Podem dir que existeixen molts factors que descriuen l'erosió del contaminants al sòl: relació de distribució de sediments, relació d'enriquiment de contaminants, factor d'erosivitat, topografia i factor de pendent, etc.

- *Constant de pèrdua deguda a la degradació ( $k_{sg}$ )*

Els processos químics i biològics de pèrdua de contaminant inclouen biodegradació (ex., microbial), descomposició química (ex., hidròlisis, reaccions redox, fotolisis). La pèrdua per degradació és un procés específic de cada substància, i no és aplicable a

molts metalls, els quals poden ser transformats però no degradats. La pèrdua de contaminants del sòl degut al procés de degradació i volatilització, està basada en observacions de camp o en dades empíriques.

#### *Degradació biòtica*

La proporció de degradació biològica en sòl depèn de la concentració i activitat de la població microbial, les condicions del sòl, i la concentració del contaminant. Les velocitats de pèrdua de primer-ordre, sovint no tenen en compte l'alta variabilitat d'aquests paràmetres. Malgrat això, la utilització d'expressions simples és addient per a concentracions baixes de contaminant (ng/kg).

La velocitat de la degradació biològica de contaminants és específica per a cada compost químic, depenen de la seva complexitat i de la seva disponibilitat als microorganismes. Alguns substrats són co-metabolitzats; és a dir, no són utilitzats per l'organisme com nutrients o com a fonts d'energia. Sofreixen transformacions simples amb altres compostos similars de forma que ja no poden ser utilitzats. Els factors medi ambientals i químics que poden limitar la biodegradació dels contaminants en el medi ambient del sòl són la disponibilitat del contaminant, les limitacions del nutrient, la toxicitat del producte, i la inactivació o no-existència de l'enzim capaç de degradar-lo.

#### *Degradació abiòtica*

La degradació química i fotodegradació dels compostos orgànics pot ser un mecanisme important d'eliminació en el sòl. Les reaccions d'hidròlisi i oxidació-reducció (redox) són les principals transformacions químiques que poden tenir lloc a les capes superiors dels sòls.

En sistemes aquosos, la hidròlisi es caracteritza per tres reaccions: catàlisi àcida, catàlisi bàsica, i reaccions neutres (e.x.,  $H^+$ ,  $OH^-$ , i  $H_2O$  hidròlisi catalitzada). La velocitat total de la hidròlisi és la suma de les reaccions de primer ordre d'aquests processos.

### **6.2.2.- Concentració de contaminant al sòl deguda a la deposició de la fase vapor**

La contaminació al sòl deguda a la deposició de la fase gasosa es deu a la deposició de la fase vapor, i és governada per la transferència de massa de la fase-vapor.

$$C_{sv} = \frac{D_v}{k_s \cdot BD \cdot Z_s} (1 - \exp(-k_s \cdot t_d))$$

- $C_{sv}$  - concentració al sòl deguda a la deposició de la fase vapor ( $\mu\text{g/g}$ )  
 $D_v$  - deposició de la fase gas ( $\text{g/m}^2\text{-any}$ )

$k_s$	- constant de pèrdua ( $\text{any}^{-1}$ )
BD	- densitat del sòl ( $\text{g}/\text{cm}^3$ )
$Z_s$	- profunditat de la barreja de sòl (cm)
$t_D$	- període de deposició (any)

### 6.3.- Càlcul de la concentració als vegetals

Els contaminants poden passar d'un medi ambiental a un altre (aire, sòl, aigua) i arribar a l'home a través de la cadena alimentària. Poden ser acumulats en fruites i vegetals, que són consumits directament pels individus. Altrament, els animals que creixen en l'àrea contaminada són alimentats amb ensitjament i farratge, que poden ser conreats a l'àrea d'estudi, i subseqüentment arribar als humans.

Dins els algorismes, per a calcular la concentració en vegetals hi trobem tres tipus de paràmetres. La primera classe inclou les concentracions mitjanes o quantitats que han estat calculades utilitzant altres models d'aquesta avaluació. Específicament, la concentració en sòl, aire, i la deposició l'atmosfèrica han estat calculades utilitzant les aproximacions descrites als apartats anteriors. La segona classe inclou els paràmetres que són específics del contaminant, ex., el factor de bioconcentració/biotransferència. A la tercera i última classe corresponen els paràmetres físics generals no relacionats amb el contaminant.

És important entendre que els algorismes per estimar les concentracions de contaminació en vegetals són models senzills. Algunes de les suposicions generals preses en el nostre model són les següents:

1.- El flux de la font emissora romandrà constant amb el temps. Les fonts per a impactes terrestres inclouen el flux de deposició i la concentració en aire predita mitjançant el model de dispersió en l'aire. La suposició d'una font constant també es va fer servir en el model de dispersió, el qual prediu el flux de deposició mitjà per a un període llarg, i les concentracions en aire.

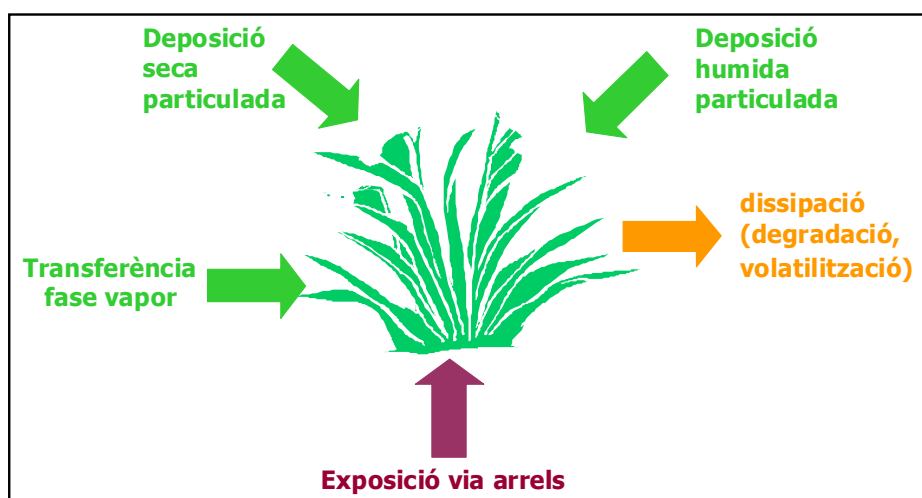
2.- La concentració a les plantes ha estat calculada com una funció de la deposició de contaminants que han estat emesos des d'una font emissora. A més a més, es considera el component d'exposició mitjançant les arrels i la translocació. No es consideren la resuspensió i redeposició dels contaminants que han estat dipositats en el sòl. Els fenòmens de resuspensió/redeposició poden ocórrer on processos tals com tilatge, erosió del vent, resuspensió vehicular, i/o "rainsplash". Hi ha models disponibles per tal d'estimar l'impacte en plantes d'aquests processos. Tanmateix, no han estat considerats en el present estudi.

Els mecanismes pels quals els contaminants poden ser bioacumulats en plantes són:

- absorció de la fase vapor per la planta

- deposició de la fase particulada dels contaminants
- exposició per les arrels

La importància relativa de cada mecanisme depèn de les característiques de la planta i del contaminant. L'algoritme de càlcul inclou la relació superfície-àrea-volum (ex., plantes amb fulles grans probablement acumulen més que plantes amb fulles petites). Les característiques del contaminant inclouen el grau de distribució entre la fase gasosa i la particulada, i la persistència del contaminant en el medi ambient.



**Figura 6.3.-** Esquema de les vies que contribueixen a la concentració de contaminants en vegetals.

La concentració en vegetals s'obté a partir de la suma de les concentracions dels diferents mecanismes individuals,

$$C_{abv} = C_{vv} + C_{vdp} + C_{va}$$

- $C_{abv}$  - concentració acumulada als vegetals (ppm)
- $C_{vv}$  - concentració als vegetals deguda a l'absorció de la fase vapor (ppm)
- $C_{vdp}$  - concentració a vegetals deguda a la deposició de la fase particulada (ppm)
- $C_{va}$  - concentració als vegetals deguda a les arrels (ppm)

### 6.3.1.- Concentració de contaminant en la planta deguda a l'absorció de la fase-vapor per la planta

La deposició de la fase vapor a les plantes és un procés de partició conduït pel gradient potencial del compost entre l'atmosfera i les plantes. El model més simple que descriu aquest procés considera la planta com un compartiment homogeni únic que es troba en contacte amb l'aire (McLachlan, 1999).

La principal via d'acumulació de molts dels contaminants procedeix de la deposició sobre la superfície de les fulles. El grau al qual aquests contaminants s'acumulen en les fulles depèn de la distribució vapor-partícula en l'atmosfera, del coeficient octanol-aigua ( $K_{ow}$ ), i de l'espècie de la planta. La concentració de lípids i l'àrea superficial de les fulles, pot a més a més influenciar en el grau d'acumulació.

L'algoritme per a calcular la transferència aire-planta considera la concentració en plantes deguda a la fase vapor, com una funció de la concentració en la fase vapor a l'aire, un factor de transferència i un factor empíric.

$$C_{vw} = \frac{B_{vpa} C_{va} VG_{ag}}{d_a}$$

- $C_{vw}$  - concentració deguda a l'absorció de la fase vapor (ppm)
- $B_{vpa}$  - factor de biotransferència aire-fula (sense unitats)
- $C_{va}$  - concentració en aire en fase vapor ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )
- $VG_{ag}$  - factor empíric de correlació
- $d_a$  - densitat de l'aire ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

El factor de correlació empíric ( $VG_{ag}$ ) redueix la concentració en vegetals, considerant que  $B_{vpa}$  es va desenvolupar per a la transferència de contaminants aire-fula, i no per una voluminosa extensió de vegetació.

Bacci *et al.*, (1990a, b) van portar a terme diferents experiments de laboratori sobre la transferència aire-fula de la fase vapor. A partir dels resultats, van desenvolupar una relació empírica per al factor de bioconcentració ( $B_{vpa}$ ) per a la fase vapor des de les fulles d'azalea. Es va trobar una correlació que relacionava la  $B_{vpa}$  amb la constant de partició octanol-aigua ( $K_{ow}$ ) i el coeficient de partició aire-aigua ( $K_{aw}$ ) dels compostos. El coeficient de partició aire-aigua,  $K_{aw}$ , és una forma adimensional de la constant de Henry (H), que pot ser obtinguda dividint H pel producte de la constant de gasos ideals (R) i la temperatura (T). La forma més general per al factor de transferència aire-fula es mostra seguidament, i és expressada en unitats volumètriques:

$$\log B_{vol} = 1.065 \log K_{ow} - \log \left( \frac{H}{RT} \right) - 1.654$$

- $B_{vol}$  - factor de biotransferència aire-fula (sense unitats)
- $K_{ow}$  - coeficient de partició octanol-aigua (sense unitats)
- H - constant de Henry ( $\text{atm m}^3/\text{mol}$ )
- R - constant dels gasos ideals ( $\text{atm m}^3/\text{mol K}$ )
- T - temperatura ambient (K)

El factor de transferència volumètric ( $B_{vpa}$ ) es calcula tenint en compte l'equació de Bacci *et al.*, (1992).

$$B_{vpa} = \frac{d_a B_{vol}}{DF_g DI}$$

- $B_{vpa}$  - factor de biotransferència aire-fula (sense unitats)  
 $B_{vol}$  - factor volumètric de biotransferència aire-fula (sense unitats)  
 $DF_g$  - fracció de pes sec d'herbes (sense unitats)  
 $DI$  - densitat humida de les herbes ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

### 6.3.2.- Concentració de contaminant en la planta deguda a la deposició de partícules

Els contaminants són dipositats en les plantes mitjançant la deposició seca i humida de partícules. Els mecanismes de deposició seca i humida són els mateixos explicats anteriorment a l'apartat de càlcul de la concentració acumulada al sòl deguda a la deposició de partícules. La concentració de contaminants en les plantes deguda a la deposició pot ser calculada a partir de l'equació:

$$C_{vdp} = \frac{1000 \cdot (D_{sp} + F_w \cdot D_{hp})}{k_p \cdot Y_p} \cdot R_p (1 - \exp(-k_p \cdot t_p))$$

- $C_{vdp}$  - concentració als vegetals deguda a la deposició de partícules ( $\mu\text{g}/\text{g}$  p.s.)  
 $D_{sp}$  - deposició seca de partícules ( $\text{g}/\text{m}^2\text{-any}$ )  
 $D_{hp}$  - deposició humida de partícules ( $\text{g}/\text{m}^2\text{-any}$ )  
 $F_w$  - fracció de deposició humida que s'adhereix a la superfície de la planta  
 $k_p$  - constant de pèrdua de les plantes ( $\text{any}^{-1}$ )  
 $R_p$  - fracció interceptada per la superfície de la planta (sense unitats)  
 $t_p$  - període d'exposició de la planta (any)  
 $Y_p$  - factor de producció de vegetals ( $\text{kg p.s.}/\text{m}^2$ )

S'assumeix que tots els contaminants que estan en contacte amb la superfície de la planta com resultat de la deposició seca, romanen en les superfície fins que són remoguts pels processos de pèrdua. Una fracció de la deposició humida interceptada per la superfície de les plantes és adherida a la superfície, la resta s'assumeix que és eliminada per mitjà del rentat de la pluja.

Per altra banda, la fracció de contaminant interceptada per la superfície de la planta ( $R_p$ ), pot ser definida com el factor el qual considera i mesura que no totes les partícules dipositades dins d'una unitat d'àrea seran dipositades, en un principi, en la superfície del vegetal. Els models desenvolupats per la "Nuclear Regulatory Commission" assumeixen que la fracció interceptada de partícules és d'un 20% tant per deposició seca com per a deposició humida (Boone *et al.*, 1981). Altrament, Shor *et al.*, (1982) suggereixen que la diversitat en el creixement de les plantes indica la necessitat d'una fracció d'intercepció específica per a cada planta. Baes *et al.*, (1984) presenten equacions per a calcular la intercepció per herbes de pastura, basades en unes relacions derivades empíricament.

Una vegada els contaminants han estat dipositats en la superfície de la planta, molts dels processos medi ambientals, tals com el moviment del vent, el moviment de l'aigua o el creixement i dilució, treballen per tal de reduir la quantitat de contaminant en la superfície de la planta. S'utilitza el coeficient de pèrdua com una mesura de la quantitat de contaminant eliminat per aquests processos al llarg del temps. Cal tenir en consideració que aquest paràmetre és probablement el més incert dels paràmetres necessaris per a mesurar la deposició de partícules en vegetals.

El temps d'exposició d'una planta és un factor constant que depèn del tipus de planta considerada. En el present estudi s'han considerat herbes comunes.

Per últim, el factor de producció de vegetals ( $Y_p$ ), considera la quantitat de vegetals produïts en l'àrea d'estudi.

### **6.3.3.- Concentració de contaminant en la planta via arrels**

Els contaminants poden entrar a les plantes per via de les arrels, on poden acumular-se o traslocar-se cap als nivells superiors de la planta. La concentració dels contaminants en els teixits de la planta deguda a l'exposició via arrels es pot calcular a partir de la concentració de contaminant i del factor de bio-transferència d'aquests.

La quantitat de contaminant que pot arribar a les plantes a través de les arrels des de un sòl contaminat depèn de la solubilitat del compost en aigua, de la constant de Henry, del coeficient de partició octanol-aigua, i de factors tals i com el contingut de matèria orgànica als sòls i l'espècie de la planta (Simonich i Hites, 1995).

Molts compostos orgànics lipofílics ( $K_{ow}$  més gran que aproximadament  $10^{+4}$ ), tals com les dioxines i dibenzofurans, es distribueixen en l'epidermis de les arrels, i no són arrossegats a l'interior d'aquestes. Malgrat tot, existeixen unes poques excepcions de vegetals, com el carbassó i la carabassa, que acumulen i a més a més són capaços de traslocar altes concentracions de PCDD/Fs des del sòl contaminat. Per aquestes espècies, l'arrel és la principal via d'exposició (Simonich i Hites, 1995). Tanmateix, per a la resta d'espècies estudiades, molts experiments d'exposició i estudis de camp han demostrat que l'exposició de compostos orgànics a través de les arrels, és una exposició pràcticament insignificant. En general, els contaminants lipofílics no són transportats dintre la planta, i el seu metabolisme no és significatiu.

Un model general que relaciona la concentració en sòl amb la concentració en plantes és el model simple sòl-planta desenvolupat per Travis i Arms (1988) i proposat també per la USEPA:

$$C_{va} = C_s \cdot B_r$$

- $C_{va}$  - concentració en la vegetació deguda a l'exposició via arrels ( $\mu\text{g/g p.s.}$ )  
 $C_s$  - concentració al sòl ( $\mu\text{g/g sòl}$ )  
 $B_r$  - factor de bioconcentració sòl-planta ( $[\mu\text{g/g p.s. planta}]/[\mu\text{g/g sòl}]$ ).

El càlcul de la concentració en plantes degut a l'exposició via arrel depèn de les característiques del contaminant. El factor de bioconcentració sòl-planta ( $B_r$ ) és una mesura de la tendència del contaminant a acumular-se en els teixits de la planta. Es defineix com la concentració del contaminant en la planta dividida per la concentració del contaminant en el sòl. Per tant, podem dir que aquest factor està directament relacionat amb la biodisponibilitat del contaminant al sòl.

## 7.- Avaluació de l'exposició

L'avaluació del risc requereix la identificació de les vies mitjançant les quals la població està exposada al contaminant. L'estimació del risc per la salut deguda a l'exposició a contaminants ha estat aquí considerada com la combinació de cinc vies diferents:

- Ingesta del sòl contaminat (Ings)
- Ingesta de vegetals de l'àrea (Ingv)
- Inhalació de partícules resuspeses (Inhp)
- Inhalació d'aire (Inh)
- Absorció dèrmica (Ads)

### 7.1.- Ingesta de sòl contaminat

Els contaminants, una vegada dipositats al sòl, poden ser ingerits pels humans per transferència mà-boca. Així, la població contínuament es troba ingerint petites quantitats de sòl accidentalment. L'exposició dels humans a través de la ingesta de sòl és veu afectada per la quantitat de sòl ingerida en un dia, per la concentració dels contaminants en el sòl, així com pel temps d'exposició.

La població pot trobar-se exposada als contaminants emesos immediatament després de la seva deposició al sòl, o abans de que els contaminants siguin incorporats en les capes més baixes del terra.

La gent es troba en contacte directe amb el sòl quan treballen a l'aire lliure o mentre realitzen feines al jardí. Per una banda, els treballadors a l'aire lliure es veuen exposats tot l'any mentre que part de la societat entra en contacte amb el sòl

quan treballa en els seus jardins o parcel·les. Per altra banda, la majoria de gent es veu exposada a través del sòl que es arrossegat pel vent des de jardins públics o privats. Es suposa que la gent treballa en els seus jardins o parcel·les solament durant els caps de setmana, això si el temps és bo, i si no tenen altres activitats. Per tant, així hem considerat aquí una exposició de dos dies per setmana durant  $\frac{3}{4}$  parts de l'any.

La velocitat d'ingesta de sòl, depèn de l'edat dels individus i de l'activitat realitzada a l'aire lliure o a l'interior, així com de la freqüència de posar en contacte les mans amb la boca, així com de l'estació climàtica (USEPA, 1990).

D'aquesta manera la ingesta de sòl queda definida com segueix:

$$Ings = C_s \cdot CR_s \cdot AFI_s$$

- Ings - ingesta de sòl ( $\mu\text{g}/\text{d}$ )  
 $C_s$  - concentració del contaminant en sòl ( $\mu\text{g}/\text{g}$  sòl)  
 $CR_s$  - velocitat d'ingesta dels sòls ( $\text{g}/\text{d}$ )  
 $AFI_s$  - factor d'absorció d'ingesta de sòls

$$ADD_{Soil} = \frac{Ings \cdot EF_s}{1000 \cdot BW \cdot 365}$$

- $ADD_{Soil}$  - dosi diària mitjana d'ingesta de sòl ( $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{d}$ )  
 $BW$  - pes del cos humà ( $\text{kg}$ )  
 $EF_s$  - freqüència de l'exposició amb sòl contaminant ( $\text{d}/\text{any}$ )

## 7.2.- Ingesta de vegetals de l'àrea

El consum diari de contaminants a través del consum de plantes, s'ha calculat per la multiplicació de la concentració de contaminant en els vegetals, per la quantitat de vegetals consumits diàriament, per la fracció de vegetals que es consumeix provenint directament de l'àrea d'estudi, i pel factor d'absorció del contaminant.

$$Ingv = C_p \cdot F_i \cdot CR_p \cdot ABS_p$$

- Ingv - ingesta de vegetals de l'àrea ( $\mu\text{g}/\text{d}$ )  
 $C_v$  - concentració del contaminant en els vegetals ( $\mu\text{g}/\text{g}$  p.h.)  
 $F_i$  - fracció de plantes cultivades en l'àrea contaminada  
 $CR_v$  - consum de vegetals ( $\text{g}$  p.h./ $\text{d}$ )  
 $ABS_v$  - biodisponibilitat dels contaminants en els vegetals (sense unitats)

$$ADD_{Pi} = \frac{Ingv \cdot EF}{1000 \cdot BW \cdot 365}$$

- $ADD_{Pi}$  - dosi diària mitjana d'ingesta de vegetals ( $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{d}$ )  
 $BW$  - pes del cos humà ( $\text{kg}$ )  
 $EF$  - freqüència de l'exposició amb vegetals de l'àrea ( $\text{d}/\text{any}$ )

L'avaluació de l'exposició a un contaminant a través del consum de vegetals, hauria de tenir també en consideració el factor de preparació del menjar; ja que una fracció dels contaminants pot ser perduda abans del seu consum al llarg de la preparació dels aliments i mentre s'estan cuinant. Els càlculs realitzats s'han basat en els vegetals en cru, sense cuinar.

### 7.3.- Inhalació de partícules resuspeses

Els contaminants una vegada han estat dipositats al sòl poden sofrir un procés de resuspensió de partícules del terra a l'atmosfera. Aquest procés pot ser degut per exemple al vent, o a la construcció i demolició d'edificis. Amb les partícules de pols, els contaminants adherits arriben a l'atmosfera, i són subseqüentment inhalats per la gent que viu o treballa en la zona d'estudi.

$$Inhp = C_{res} \cdot IR \cdot RET \cdot AFI_n$$

Inhp	- inhalació de partícules resuspeses ( $\mu\text{g}/\text{d}$ )
$C_{res}$	- concentració en partícules resuspeses ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
IR	- velocitat d'inhalació ( $\text{m}^3/\text{d}$ )
RET	- fracció retinguda als pulmons (sense unitats)
AFIn	- factor d'absorció pulmonar

$$ADD_{res} = \frac{Inhp \cdot EF}{1000 \cdot BW \cdot 365}$$

$ADD_{res}$	- dosi diària mitjana d'inhalació de partícules resuspeses des del sòl ( $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{d}$ )
BW	- pes del cos humà ( $\text{kg}$ )
EF	- freqüència de l'exposició ( $\text{d}/\text{any}$ )

Hawley (1985) assumeix que el 50 % de la concentració de partícules a l'atmosfera, són partícules de pols resuspeses. Així, la concentració de contaminant en l'aire resuspesa del terra pot ser calculada a través del següent algoritme.

$$C_{res} = 10^{-6} \cdot C_s \cdot C_{pa} \cdot F_{res}$$

$C_{res}$	- concentració de contaminant en les partícules resuspeses ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
$C_s$	- concentració del contaminant al sòl ( $\mu\text{g}/\text{g}$ )
$C_{pa}$	- concentració de partícules a l'aire ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
$F_{res}$	- fracció de partícules resuspeses des del sòl

### 7.4.- Inhalació de l'aire

En el càlcul d'aquesta exposició es realitza la suposició de que les substàncies es distribueixen homogèniament a través dels medis (aire, aigua) i que el consum del compost és proporcional al consum del medi. Per tant, la dosi és la integració de la velocitat de consum d'un compost amb el temps. Així, la quantitat inhalada del contaminant depèn de la seva concentració atmosfèrica i de la velocitat d'inhalació.

Tant la concentració en fase vapor com en fase particulada, es considerarà inhalada pels receptors:

$$Inh = C_{air} \cdot IR \cdot RET \cdot AFIn$$

Inh	- inhalació d'aire ( $\mu\text{g}/\text{d}$ )
$C_{air}$	- concentració de contaminants en aire ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
IR	- velocitat d'inhalació ( $\text{m}^3/\text{d}$ )
RET	- fracció retinguda als pulmons (sense unitats)
AFIn	- factor d'absorció pulmonar

$$ADD_{air} = \frac{Inh \cdot EF}{1000 \cdot BW \cdot 365}$$

$ADD_{air}$	- dosi diària mitja d'inhalació d'aire ( $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{d}$ )
BW	- pes del cos humà (kg)
EF	- freqüència d'exposició (d/any)

### 7.5.- Absorció dèrmica

El contacte dèrmic amb els contaminants presents en sòl és una ruta potencial d'exposició a les emissions del contaminant per a la població. L'absorció dèrmica s'assumeix que solament pot succeir en cas de contacte directe amb els contaminants. Els nens poden ser exposats a sòl contaminat quan juguen al terra, mentre que els adults es veuen exposats quan treballen al jardí o a la parcel·la. A l'igual que en l'exposició via ingesta de sòls, els treballadors a l'aire lliure es veuen exposats tot l'any, en canvi la resta de la gent es troba exposada durant un període limitat, (ex. caps de setmana). Per això, hem definit la freqüència de l'exposició de dos dies per setmana durant 9 mesos.

Per altra banda aquesta via d'exposició depèn principalment de la superfície de pell exposada (A), de la quantitat de sòl que s'adhereix a la pell (AF), de la concentració del contaminant en sòls ( $C_s$ ) i de la fracció absorbida.

El factor d'absorció aplicat, inclou un factor d'absorció general ( $ABS_d$ ) dels contaminants a través de la pell, i una reducció general de l'absorció dèrmica (AF) a causa dels efectes de la matriu causats per les característiques del sòl.

$$Ads = C_s \cdot AF \cdot A \cdot ABS_d \cdot CT$$

Ads	- absorció dèrmica ( $\mu\text{g}/\text{d}$ )
$C_s$	- concentració en sòls ( $\mu\text{g}/\text{g}$ sòl)
AF	- factor d'adherència sòl-pell ( $\text{mg}/\text{cm}^2$ )
A	- superfície de pell exposada ( $\text{cm}^2$ )
$ABS_d$	- factor d'absorció dèrmica
CT	- temps de contacte sòl-pell (h/d)

$$ADD_{derm} = \frac{Ads \cdot EF_s}{10^6 \cdot BW \cdot 365}$$

$ADD_{derm}$  - dosi diària mitjana per absorció dèrmica de sòl (mg/kg-d)

$BW$  - pes del cos humà (kg)

$EF_s$  - freqüència de l'exposició – contacte amb sòl contaminat (d/any)

El factor d'absorció dèrmica ( $ABS_d$ ) és la quantitat relativa de substància en la pell que penetra a través de l'epidermis al cos. L' $ABS_d$  és una quantitat química-específica que depèn de les propietats físico-químiques del contaminant (solubilitat lipídica, mida molecular), i a la vegada es veu afectat per les característiques del sòl (mida de la partícula, contingut de carbó orgànic), característiques de la pell (edat, localització anatòmica, dany), factors físics (temperatura, humitat) i extensió de l'exposició (quantitat de sòl en la pell, duració del contacte del sòl amb la pell). Per tant hi ha una gran incertesa associada amb l'estimació del factor d'absorció dèrmica.

El factor d'adherència sòl-pell (AF) és definit com la quantitat de sòl acumulada en la pell en contacte dèrmic amb el sòl. L'adherència del sòl a la pell pot variar considerablement depenent de les condicions particulars de l'exposició. S'ha trobat que l'adherència incrementa a l'augmentar el contingut d'humitat i decreix amb l'augment de la mida de la partícula. En general, l'adherència més alta es dona en treballadors a l'aire lliure, seguida per activitats de lleure (esportistes en un camp humit), i activitats de jardineria. Per altra banda, el factor clau és la roba, condicions sec/humit, i el nivell d'activitat. Les mans, genolls i el colze són les parts del cos amb una més alta adherència, mentre que la cara té la més baixa.

L'exposició dèrmica d'un contaminant és aproximadament proporcional a la superfície exposada. Per a l'exposició dèrmica no s'espera que es trobi la superfície total del cos exposada, sinó solament un percentatge de la superfície total. La USEPA (1992, 1995) ha reportat que la superfície exposada pot estar en el rang d'un 10% de la superfície total, quan l'exposició està limitada al cap i mans, i fins a un 25% de la superfície total quan cap, mans, avantbraç i panxell es consideren. Altrament, diferents estudis han suggerit que l'exposició pot també ocórrer sota la roba (USEPA, 1992). Aquest tipus d'exposició no ha estat considerada en els escenaris descrits a dalt. Per això, la USEPA (1992, 1995) suggereix utilitzar el rang superior (25%) per tal d'obtenir una superfície de pell exposada al sòl per defecte.

## 8.- Caracterització de risc sobre la salut

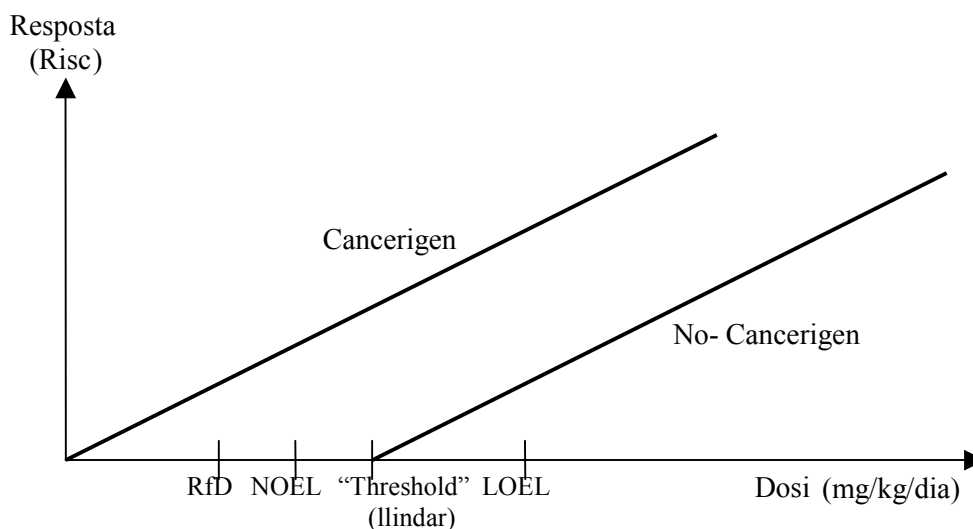
La caracterització del risc sobre la salut humana és el pas final en el procés d'avaluació. El risc avalua la probabilitat de que un efecte advers sobre la salut

pugui ocórrer després de l'exposició a una dosi determinada d'una substància definida, sent el resultat d'una combinació de perill i exposició a un contaminant.

El risc individual sobre la salut s'ha determinat per a cada contaminant dividit en dos: efectes cancerigens, i efectes no-cancerigens. Addicionalment, ambdós riscos es van distingir per la via d'exposició, ja que la inhalació i la ingesta oral no afecten als mateixos òrgans, i per tant tenen diferents nivells de referència.

### 8.1.- Risc cancerigen

El risc cancerigen expressa la probabilitat de patir un càncer degut a una exposició diària. El risc cancerigen no és un valor de tolerància, el que vol dir que fins i tot la dosi més baixa té una probabilitat finita, de generar una resposta cancerígena. Encara que el risc disminueix amb la dosi, aquest no arriba mai a ser zero fins que la dosi no arriba a ser zero (Figura 8.1). Per a la caracterització del risc cancerigen, els nivells específics d'exposició són comparats amb les corresponents cotes del contaminant rellevant. Els resultats corresponen així a la probabilitat de que un càncer pugui ocórrer (ex., un valor de  $10^{-6}$  significa que 1 persona entre un milió pot desenvolupar un càncer).



**Figura 8.1.-** Funcions dosi-resposta per a contaminants cancerigens i no-cancerigens

Al present treball, el risc cancerigen ha estat calculat com un excés de risc (ER); és a dir, no expressa el risc cancerigen total. Es tracta del risc incremental degut a l'exposició a les emissions aquí considerades.

L'exposició per inhalació i oral s'ha considerat separatament i per tant s'han requerit diferents valors de potències cancerigenes depenent de la via d'exposició.

El risc cancerigen oral ha estat determinat utilitzant el factor de pendent de càncer (CSF). El risc cancerigen per inhalació ha estat estimat mitjançant el factor unitat de risc per inhalació (URF). El factor de la pendent de càncer no representa un nivell d'exposició segur, sinó que relaciona l'exposició amb la probabilitat de patir efectes cancerigens.

No tots el metalls pesants tenen un potencial per causar càncer d'alguns no hi ha suficients estudis per a presentar un valor de referència. En aquest estudi, el risc cancerigen va ser estimat per a aquells contaminants pels que es van trobar disponibles valors de referència raonables.

El risc cancerigen descriu la probabilitat de desenvolupar un càncer al llarg del temps de vida, i per tant la duració de l'exposició d'un individu es considerada en l'avaluació del risc. En l'estudi present, es va suposar que la població residia en l'àrea d'estudi una mitjana de 55 anys, i per tant, durant aquests anys es trobaria exposada a les emissions tòxiques de la planta.

**Taula 8.1.-** Potències cancerigènes dels diferents compostos estudiats.

(mg/kg d) <sup>-1</sup>	<b>Factor d'unitat risc inhalació (URF) *</b>	<b>Factor de pendent risc oral (CSF) *</b>
I-TEQ	1.30E-5	1.30E-5
As	1.20E1	1.75
Cd	1.50E+1	3.80E-1
Cr	5.10E-2	-
Ni	9.10E-1	-

\* OEHHA, (2002).

### 8.1.1.- Risc cancerigen per inhalació

El risc cancerigen per inhalació representa el risc degut a l'exposició a les emissions de la planta (e.x., inhalació d'aire contaminat o d'inhalació de partícules resuspeses).

$$ER_{inh} = ADD_{inh} \cdot URF_{inh} \cdot ED / AT \cdot 3500$$

ER <sub>inh</sub>	- excés de risc cancerigen per inhalació
ADD <sub>inh</sub>	- dosi diària per inhalació (mg/kg-d)
ED	- duració de l'exposició (anys)
AT	- temps de vida (anys)
URF <sub>inh</sub>	- factor unitat del risc per inhalació (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>

$$ADD_{inh} = ADD_{air} + ADD_{res}$$

$ADD_{inh}$  - dosi diària per inhalació ( $mg/kg-d$ )<sup>-1</sup>

$ADD_{air}$  - dosi diària per inhalació d'aire ( $mg/kg-d$ )<sup>-1</sup>

$ADD_{res}$  - dosi diària per inhalació de partícules resuspeses des del sòl ( $mg/kg-d$ )<sup>-1</sup>

### 8.1.2.- Risc oral cancerigen

El risc oral cancerigen per al nostre estudi resulta principalment de la ingesta de vegetals i sòls. L'absorció dèrmica de contaminants també va estar assignada com exposició oral.

$$ER_{oral} = ADD_{oral} \cdot CSF_{oral} \cdot ED / AT$$

$ER_{oral}$  - risc cancerigen oral

$ADD_{oral}$  - dosi diària per exposició oral ( $kg-d$ )

$ED$  - duració de l'exposició (anys)

$AT$  - temps de vida (anys)

$CSF_{oral}$  - factor de pendent de càncer ( $mg/kg-d$ )<sup>-1</sup>

$$ADD_{oral} = ADD_{soil} + ADD_{derm} + ADD_{veg}$$

$ADD_{oral}$  - dosi diària per exposició oral ( $mg/kg-d$ )<sup>-1</sup>

$ADD_{soil}$  - dosi diària per ingesta de sòls ( $mg/kg-d$ )<sup>-1</sup>

$ADD_{derm}$  - dosi diària per absorció dèrmica ( $mg/kg-d$ )<sup>-1</sup>

$ADD_{veg}$  - dosi diària per ingesta de vegetals ( $mg/kg-d$ )<sup>-1</sup>

### 8.2.- Risc no- cancerigen

Depenent del nivell d'exposició, l'efecte advers no- cancerigen es pot associar amb totes les substàncies a estudi. Per tant, la caracterització del risc no- cancerigen és sempre una anàlisi dosi-resposta, el qual compara si l'exposició humana actual excedeix un valor determinat d'exposició. El nivell d'exposició crític representa un valor de referència baix, del qual els efectes adversos es suposa que no són probables (Figura 8.1).

El valor de referència que s'ha fet servir per a l'exposició oral és la dosi de referència (RfD), i per l'exposició per inhalació és la concentració de referència (RfC). RfD i RfC són estimacions baixes del NOAEL (No-Observed-Adverse-Effect-Level) d'un contaminant, expressada per les diferents possibles vies d'exposició.

El risc no- cancerigen és expressat pel coeficient de perill (HQ) el qual relaciona l'exposició amb RfD i RfC, depenent de la via d'exposició. HQ es refereix solament al potencial al que alguns individus podria afectar, i no es dirigeix cap a un nivell absolut de risc. Si HQ és més gran que 1, això indica que hi ha un risc potencial cap a la salut. En conseqüència, l'estimació quantitativa del no- cancerigen solament

identifica els nivells d'exposició per sobre dels quals es poden trobar efectes adversos no probables, però no diu res sobre l'increment del risc per a exposicions molt altes. Mentre que el risc cancerigen s'expressa com un increment de probabilitat de l'existència d'efectes cancerigens degut a una exposició addicional, el risc no-cancerigen s'avalua per a l'exposició total al contaminant.

**Taula 8.2.-** Dosis de referència i concentració de referència no- cancerigena.

	Dosis de referència oral (RfD) mg/kg/d	Concentració referència inhalació (RfC) µg/m <sup>3</sup>
I-TEQ	1-4 pg/kg d	-
As	3.0E-4 *	-
Cd	1.0E-3 *	2.0E-2 *
Cr	3.0E-3 *	8.0E-3 **
Hg	3.0E-4 *	3.0E-1 *
Ni	2.0E-2 *	8.0E-2 *
Pb	6.0E-1 **	-

\* USEPA, 2001; \*\* IRIS, 2002

### 8.2.1.- Risc no- cancerigen per inhalació

Per tal de determinar el risc no- cancerigen es va comparar la concentració de cada contaminant en l'atmosfera amb el RfC.

$$HQ_{inh} = (C_{air} + C_{res}) / RfC$$

- HQ<sub>inh</sub> - coeficient de perill per inhalació
- C<sub>air</sub> - concentració del contaminant en aire (µg/m<sup>3</sup>)
- C<sub>res</sub> - concentració del contaminant en partícules resuspeses (µg/m<sup>3</sup>)
- RfC - concentració de referència (µg/m<sup>3</sup>)

### 8.2.2.- Risc no- cancerigen oral

Per tal de calcular el risc no- cancerigen mitjançant la via oral i dèrmica, es va comparar l'exposició a aquest contaminant amb la RfD.

$$HQ_{oral} = ADD_{oral} / RfD$$

- HQ<sub>oral</sub> - coeficient de perill oral
- ADD<sub>oral</sub> - dosi diària mitjana oral (mg/kg-d)
- RfD - dosi de referència (mg/kg-d)

$$ADD_{oral} = ADD_{soil} + ADD_{veg} + ADD_{derm}$$

$ADD_{oral}$  - dosi diària mitjana via oral (mg/kg-d)<sup>-1</sup>

$ADD_{soil}$  - dosi diària per ingesta de sòls (mg/kg-d)<sup>-1</sup>

$ADD_{veg}$  - dosi diària per ingesta de vegetals (mg/kg-d)<sup>-1</sup>

$ADD_{derm}$  - dosi diària per absorció dèrmica (mg/kg-d)<sup>-1</sup>

### 8.3.- Monte Carlo

El risc es pot determinar per a individus o grups de població. El risc individual és el d'una persona en un escenari d'exposició definit; és a dir, una exposició a una certa concentració durant un període de temps determinat. Ja que els individus d'una determinada població poden ser descrits per un número de diferents escenaris d'exposició, poden haver-hi diferents nivells de risc dintre d'una població. Per tant, molts paràmetres utilitzats en la caracterització del risc són valors no constants; és a dir, presenten una variació.

A més a més de la variabilitat dels nivells d'exposició en la població, la distribució del risc sobre la salut depèn principalment de la susceptibilitat dels diferents individus. Els nivells d'exposició poden causar efectes sobre la salut que no afecten necessàriament a altres, a causa de que les susceptibilitats de cada persona varien en funció de l'edat, de l'estat físic i d'altres factors. Per tant, el valor de referència per la salut ha de ser representat per distribucions millor que per valors individuals.

Per altra banda, l'anàlisi de risc té una gran incertesa, ja que els valors reals empleats molt sovint són incerts. La reducció de la incertesa en les variables introduïdes és a vegades possible, i teòricament això dirigeix cap a una estimació probabilista més refinada.

Existeixen diferents mètodes amb l'objectiu de capturar la variabilitat e incertesa de l'anàlisi de risc. Durant els últims anys, el que ha guanyat més importància és la realització d'una anàlisi probabilística. La caracterització d'un risc probabilístic no calcula valors individuals, sinó que dona una distribució del risc individual per a la població en la regió considerada, incloent-hi nombrosos escenaris.

En el present estudi, ha estat estimat el risc probabilístic mitjançant una simulació de Monte Carlo. Això ens permet la possibilitat de descriure la incertesa i variabilitat associada amb els paràmetres utilitzats en els càlculs del risc

Per a la realització de l'anàlisi probabilístic mitjançant la simulació de Monte Carlo s'ha utilitzat el software comercial Cristall Ball (versió 4.0). Cristall Ball considera la incertesa i variabilitat dels paràmetres a través del càlcul de risc. D'aquesta forma s'obté una funció de distribució del risc calculat. La simulació de Monte Carlo calcula

el risc varies vegades, amb valors del paràmetre pres a l'atzar, de la funció de distribució determinada. En aquest estudi s'ha realitzat una simulació amb 10.000 iteracions.

## **9.- Monitorització de les emissions de la planta Incineradora de Montcada i Reixac**

### **9.1.- Presa de mostra i pre-tractament**

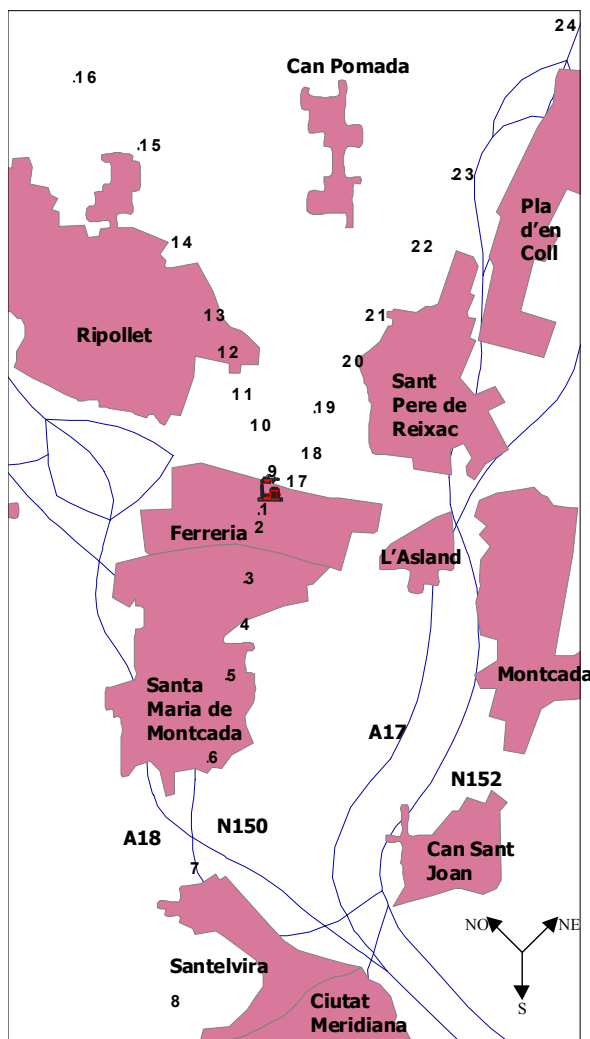
Al llarg del treball es van recollir un numero total de 192 mostres (96 sòls i 96 vegetals). La determinació dels punts de mostratge va venir determinada per un estudi previ a la monitorització de la zona, on es va tenir en compte els resultats obtinguts en el model de dispersió així com la proximitat als nuclis de població veïns. D'aquesta manera van quedar determinats els punts de potencial major impacte ambiental de les emissions.

Es van recollir mostres a les següents distàncies de la planta 100, 250, 500, 750, 1000, 1500, 2000 i 3000 m de la planta incineradora en les direccions del vent: nord-est (NE), nord-oest (NO) i sud (S) (Figura 9.1). D'acord amb el model de dispersió, aquestes mostres es troben dintre de l'àrea d'influència directa de la incineradora.

Els períodes de recollida van ser l'octubre del 1996, 1997, 1998 i 2000. Les mostres es van recollir en punts diferents (dintre d'un radi de 5 metres), encara que pròxims entre ells, per tal de reduir el potencial impacte de possibles contaminacions puntuals per la presència de residus, brosses, etc., alienes a les emissions de la planta incineradora.

Les mostres del sòls es van recollir de la capa superficial de la terra a una profunditat sempre inferior als 3 cm. Un cop al laboratori, es varen assecar a 30°C fins arribar a pes constant, i posteriorment es passaren per un sedàs de 2 mm de llum per homogeneïtzar la distribució de la grandària de les partícules. Les mostres es guardaren en bosses de polietilè fins el moment de les anàlisis.

Com a representant de la vegetació de la zona es va escollir l'herba comuna, del gènere de les *graminees*, la qual va presentar l'avantatge d'estar uniformement distribuïda a l'àrea d'estudi i ser fàcil de recollir i manejar. Les herbes, es recolliren als mateixos punts que els sòls, igualment per duplicat. Es recolliren uns 500 g de planta fresca en cada punt, tallant les tiges a uns 4 cm del sòl. En el moment de la recollida, les plantes tenien uns 25 cm d'alçada.



**Figura 9.1.-** Localització geogràfica dels punts de mostratge.

Immediatament després de la recollida, les plantes eren embolicades en paper d'alumini per ser traslladades al laboratori. Un cop allí foren triades a mà, eliminant els elements aliens o malmesos i les tiges més gruixudes, foren assecades a temperatura ambient, tornades a embolicar amb paper d'alumini i guardades en bosses de polietilè fins el moment de l'anàlisi.

## 9.2.- Determinacions analítiques del nivell de metalls pesants

### 9.2.1.- Sòls

Es pesaren uns 0.5 g de mostra seca i es tractaren amb 5 ml de  $\text{HNO}_3$  (65% Suprapur, E. Merck, Darmstadt, GER) a l'interior de bombes de teflón. Es procedia a una predigestió de la mostra, deixant les bombes tancades hermèticament a temperatura ambient durant 8h. Després, les bombes foren escalfades a l'estufa a una temperatura de  $80^\circ\text{C}$  durant 8h més per a la seva digestió. Un cop digerides es

deixaren refredar, es filtraren i enrasaren fins 25 ml amb aigua desionitzada (Schuhmacher *et al.*, 1996, 1997a).

Els nivells de Be, Cd, Cr, Mn, Ni, Pb, Sn, Tl i V es determinaren per inducció de plasma acoblat amb detector de masses (ICP-MS, Perkin Elmer Elan 6000). L'As i el Hg es determinaren per generació d'hidrurs. S'utilitzà Rh com estàndard intern.

L'anàlisi es controlà per la duplicació de les mesures i per la utilització de la solució de referència NIST 1643c, que es processà cada 10 mostres. Per cada element, la quantificació es basà en l'isòtop més abundant que no presentava interferències.

### **9.2.2.- Herbes**

Es pesaren uns 0.5 g de mostra i es tractaren amb 4 ml de HNO<sub>3</sub> (65% Suprapur, E. Merck, Darmstadt, GER) a l'interior de bombes de teflón. Es procedia a una predigestió de la mostra deixant les bombes tancades hermèticament a temperatura ambient durant 8h. Després, les bombes foren escalfades a l'estufa a una temperatura de 80°C durant 8h més, per a la seva digestió. Un cop digerides es deixaren refredar es filtraren i enrasaren fins 25 ml amb aigua desionitzada. (Schuhmacher *et al.*, 1996, 1998a).

Les concentracions de Cd, Mn, Hg, Pb, Sn i V es determinaren per inducció de plasma acoblat amb detector de masses (ICP-MS, Perkin Elmer Elan 6000). L'As es determinà per generació d'hidrurs. S'utilitzà Rh com estàndard intern. Cr, Ni i V s'analitzaren per espectrofotometria d'absorció atòmica amb cambra de grafit (Varian Spectrophotometer Spectra A-30).

L'anàlisi es controlà per la duplicació de les mesures i per la utilització de la solució de referència NIST 1643c que es processà cada 10 mostres. Per cada element, la quantificació es basà en l'isòtop més abundant que no presentava interferències.

## **9.3.- Determinació analítica dels nivells de dioxines i dibenzofurans**

### **9.3.1.- Extracció de les mostres i "clean-up": Sòls**

Les mostres van ser transferides a un soxlet on es va afegir 1 ng de cadascun dels 10 diferent estàndards de les PCDD/PCDFs marcats amb <sup>13</sup>C<sub>12</sub>, corresponents a cadascun dels homòlegs tetra- a octoclorats (Wellington Laboratories, Guelph, Canadà).

Després de l'extracció amb toluè, els extractes van ser evaporats fins a 2 ml. Seguidament, es passava a la neteja mitjançant diverses columnes obertes amb els següents absorbents: silicagel, silicagel impregnat amb àcid sulfúric, silicagel impregnat amb hidròxid sòdic, silicagel impregnat amb nitrat de plata, silicagel

impregnat amb carbó/Celite. L'extracte final fou concentrat amb corrent de nitrogen sec fins un volum d'uns 12 µl de solució de n-tetradecà. Abans de l'anàlisi per HRGC/HRMS, s'afegiren 8 µl de dissolució d'estàndard intern.

### 9.3.2.- Extracció de les mostres i "clean-up": Herbes

L'herba seca es tallà en bocins de menys de 5 mm utilitzant un tallador elèctric. Aproximadament 100 g d'herba seca i tallada s'utilitzaren per cada anàlisi.

El material es tractà inicialment per immersió en una solució aquosa 1M d'àcid clorhídric per alliberar les dioxines incloses en partícules de cendra dipositades a les herbes. A aquesta suspensió s'afegí "I'spik" marcat radioactivament. La suspensió es deixà reposar 2 h amb agitació ocasional, i es filtrà amb paper d'éster de cel·lulosa de 0.45 µl.

Els filtres, el seu contingut i l'eluat, s'assecaren a 60°C durant 24 h abans de l'extracció amb Soxlet, utilitzant toluè durant 24 h més. Cada 5 mostres es processà un blanc començant pel pas de l'àcid clorhídric.

Els extractes foren tractats primerament amb silicagel impregnat d'àcid sulfúric. La barreja d'extracte i silicagel modificat es deixà reposar 15 min, i seguidament es retirà el silicagel modificat per filtració amb fibra de vidre.

Després de canviar de solvent a l'hexà, els extractes es processaren cromatogràficament a través de diverses columnes obertes. Consecutivament, s'utilitzaren els següents absorbents: silicagel, silicagel impregnat amb àcid sulfúric, silicagel impregnat amb hidròxid sòdic, silicagel impregnat amb nitrat de plata, òxid d'alumini, silicagel impregnat amb carbó/Celite, i de nou òxid d'alumini. L'extracte final fou concentrat amb corrent de nitrogen sec fins un volum d'uns 12 µl de solució de n-tetradecà. Abans de l'anàlisi per HRGC/HRMS, s'afegiren 8 µl de dissolució d'estàndard intern.

### 9.3.3.- Instrumentació

Per la determinació dels grups de congèneres de PCDD/F amb el mateix grau de cloració, i pels hepta- i octa- congèneres substituïts a les posicions 2,3,7,8, s'utilitzà una columna de sílice fos: 60 m DB-5ms; polisiloxà 5% fenil, 95% metil, 0.25 mm i.d. i 0.1 µl de J&W Scientific. S'utilitzà un cromatògraf de gas Hewlett Packard 5890, sèrie II, en combinació amb un espectròmetre de masses de baixa resolució Hewlett Packard 5972.

Per la determinació dels tetra- a hexa- congèneres substituïts a les posicions 2,3,7,8, s'utilitzà una columna de sílice fos: 60 m SP2331, biscianopropilfenil

polisiloxà, 0.25 mm i.d. i 0.2 µl de Supelco. S'utilitzà un cromatògraf de gas Varian 3300 equipat amb un injector de septum programable, en combinació amb un espectròmetre de masses d'alta resolució Finnigan MAT 95.

Les determinacions quantitatives de les PCDD/PCDFs es van realitzar mitjançant el mètode de la dilució isotòpica, utilitzant els factors de resposta relativa obtinguts prèviament a partir de cinc calibracions de la solució estàndard (Chemsyn Science Laboratories). Per cada grup de 6 mostres es va analitzar un blanc.

La recuperació dels estàndards interns va variar entre el 80 i el 110 %. La desviació relativa estàndard del mètode va ser del 15%. El límit de detecció va estar comprès entre 0.013 pg/g i 0.188 pg/g pels diferents isòmers (tetra- a octaclordibenzodioxines i dibenzofurans).

### **10.- Tractament estadístic**

Amb totes les dades procedents de l'anàlisi dels nivells de metalls pesants i dioxines en les mostres de sòls i herbes, s'ha portat a terme un estudi estadístic exhaustiu, per tal d'identificar diferències significatives durant els diferents anys de recollida, o per identificar la influència de la planta sobre els nivells de les mostres preses a diferents distàncies de la font emissora. Per aquest motiu, s'ha aplicat a l'estudi una estadística descriptiva, tests paramètrics, no paramètrics i anàlisis multivariants. Tots els tests estadístics que s'han portat a terme s'han realitzat mitjançant el programa informàtic SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) per a Windows, versió 10.0.

Tant els tests paramètrics com els no paramètrics, s'utilitzen per detectar la influència d'un factor sobre les dades d'estudi. Els test paramètrics, suposen que les dades que s'analitzen segueixen una distribució normal (Gaussiana) i una homogeneïtat. Els tests estadístics no-paramètrics presenten l'avantatge de no suposar una forma específica de la distribució de les dades, solament suposen una continuïtat de la distribució de la variable i la independència de les observacions. Per tant, amb el terme de proves no-paramètriques s'engloben totes aquelles que les seves hipòtesis es formulen independentment de les distribucions de probabilitat que segueixen les variables. Per altra banda, els test no-paramètrics presenten la desavantatge de ser menys robusts que els paramètrics. Aquest fet és degut a que el mètode no-paramètric no té en compte el valor de les dades, sinó l'ordenació d'aquestes.

En els estudis ambientals, tant els paramètrics com els no-paramètrics es poden utilitzar per tal d'identificar diferències temporals (durant un període de temps), espacials (efectes del canvi de lloc), o de diverses intervencions humanes.

### 10.1.- ANOVA

L'anàlisi de la variància "one-way" o ANOVA, és una eina estadística que permet comparar simultàniament varies mitjanes muestrals. Les mitjanes es comparen per tal d'establir si són totes iguals (hipòtesi nul·la), o si al menys una d'elles és diferent de la resta (hipòtesi alternativa). El nom d'ANOVA fa al·lusió a que la comparació de més de dues mitjanes es realitza mitjançant el càlcul i la comparació de dues variàncies, però cal tenir present que l'objectiu és comparar mitjanes i no variàncies.

Malgrat totes les avantatges que presenta l'ANOVA, per a poder aplicar-lo s'han de complir al menys de forma aproximada les condicions següents:

a.- *Normalitat*, la distribució interna de cada sèrie ha de ser normal. Per comprovar això s'aplica el test de Kolmogorov-Smirnov.

b.- *Homogeneïtat*, la variància de les sèries han de ser iguals. Això s'ha de comprovar mitjançant els tests de Barlett o Levene.

Si aquestes condicions no és compleixen en un grau satisfactori els resultats de l'ANOVA serien incorrectes.

### 10.2.- Test de Kolmogorov-Smirnov

El test de Kolmogorov-Smirov serveix per saber si un conjunt de dades segueixen una distribució normal o no.

Per saber si s'acompleix la normalitat, s'estableix un contrast d'hipòtesis, de manera que la hipòtesi nul·la afirma que la població segueix una distribució normal i la hipòtesi alternativa nega l'afirmació anterior. Es comparen el valor del nivell de significació crític per aquesta població i el nivell amb el que generalment es treballa ( $\alpha \leq 0.05$ ), de manera que, si el primer valor és major s'accepta la hipòtesi nul·la o la suposició de normalitat de la població. En cas contrari, s'haurà d'acceptar la hipòtesi alternativa.

El fet de que un conjunt de dades presenti una distribució de dades, moltes vegades és qüestió de la mida de la mostra. Segons el Teorema del Límit Central, una població de mitjanes tendeix a ser normal tant quant més gran és el número de dades amb el que és calcula la mitjana, independentment de quina sigui la distribució de les dades individuals.

### 10.3.- Test de Levene i Barlett

Els tests de Levene i Barlett serveixen per contrastar si diferents grups de dades tenen la mateixa variància o no.

Per saber si unes dades són homocedàstiques; és a dir, si tenen igualtat de variàncies, s'estableix un contrast d'hipòtesis. La hipòtesi nul·la afirma que les dades tenen la mateixa variància i la hipòtesi alternativa nega l'anterior afirmació. Es comparen el valor del nivell de significació crític per aquesta població, i el nivell amb el que generalment és treballa ( $\alpha \leq 0.05$ ), de manera que si el primer valor és major s'accepta la hipòtesi nul·la. En cas contrari, s'haurà d'acceptar la hipòtesi alternativa.

El test de Barlett és molt sensible a la falta de normalitat de les sèries. Si alguna de les sèries s'allunya de la normalitat tendeix a rebutjar la hipòtesi nul·la (variància de les sèries iguals) un número excessiu de vegades. En tal cas es recomanable utilitzar el test de Levene, el qual no detecta incorrectament mostres heterogènies pel fet de que la seva distribució no sigui normal quan ens trobem amb mostres realment homogènies. Malgrat això, si les mostres són normals cal utilitzar el test de Barlett que és molt més sensible front a la falta d'homogeneïtat.

Si les dades no són homogènies, es poden provar diverses transformacions que si bé no donen garantia de l'homogeneïtat, l'aconsegueixen en alguns casos. Les transformacions més freqüents són:

- a.- Extraure l'arrel quadrada de les dades. Aquesta està considerada com una transformació suau.
- b.- Obtenir el logaritme, o la inversa, que són transformacions més dures.
- c.- Restar-li la mitjana de la població, i dividir el resultat per la desviació estàndard de la població.

### 10.4.- Tests no paramètrics

Ja que les mostres de l'estudi de monitorització no segueixen una distribució normal, i tampoc van ser homogènies, la significància estadística de les nostres dades es va avaluar mitjançant tests no-paramètrics, per tal d'identificar diferències espacials i temporals en les mostres.

#### 10.4.1.- Test de Kruskal-Wallis

Aquest mètode estadístic serveix per a comparar k grups independents i determinar si existeixen diferències entre les dades dels diferents nivells d'un factor. Consisteix

en assignar un rang a cada valor, considerant les mostres conjuntament. Amb aquests rangs es calcula l'índex estadístic H, tal i com s'expressa a l'equació següent.

$$H = \frac{12}{N^2 + N} \left( \sum \frac{R_i^2}{n_i} \right) - 3(N + 1)$$

- N - número total d'observacions  
 $n_i$  - número total d'observacions en el grup i  
 $R_i$  - suma dels rangs de les observacions del grup i

Si totes les mostres procedeixen de la mateixa població, l'índex H segueix la llei de la Chi quadrat, amb k-1 graus de llibertat (una distribució de Chi quadrats és una distribució continua i asimètrica, que quan augmenten els graus de llibertat convergeix cap a una distribució normal com la distribució d'estudent, però més lentament). Si hi ha diferència entre els grups, es realitzen comparacions duals (el test de la U de Mann-Whitney).

#### 10.4.2.- Test de la U de Mann-Whitney

Es tracta d'una altra prova de distribució lliure. És l'equivalent no-paramètric del test de la t amb dades independents.

Aquest test és d'aplicació quan es disposa de dues mostres aleatòries independents de dos poblacions. Es combinen les dades formant una sola mostra, s'assignen rangs a les observacions, i s'estudia quantes vegades les dades d'una mostra es troben precedides per les dades de l'altra mostra. D'aquesta manera s'assigna un número d'ordre a cada valor, considerant ambdues mostres conjuntament. Es sumen per separat els rangs de cada mostra i es calculen els índexs U.

$$U_1 = n_1 n_2 + \frac{n_1(n_1 + 1)}{2} - R_1$$

$$U_2 = n_1 n_2 + \frac{n_2(n_2 + 1)}{2} - R_2$$

- $n_1$  - número d'elements del grup 1  
 $n_2$  - número d'elements del grup 2  
 $R_1$  - suma de rangs en el grup 1  
 $R_2$  - suma de rangs en el grup 2

La significació estadística es comprova amb l'índex U menor. Per a que existeixi una diferència significativa entre ambdues distribucions, deuen ser més petits els valors d'U calculats que el corresponent valor tabulat.

## 10.6.- Mètodes multivariants

Els anàlisis químics medi ambientals generen una gran quantitat de dades, i la tendència es anar cap a més i més sofisticats anàlisis d'un relatiu número petit de mostres. L'aproximació tradicional ha estat utilitzar un número petit de mostres d'una sèrie llarga de mostres. Malgrat això, avui en dia una anàlisi de PCDD/Fs per cromatografia de gasos i espectrometria de masses genera cents de senyals per a congèneres individuals i per congèneres co-eluits. D'aquesta manera la taula de dades que s'obté, incloent-hi solament un número de mostres petit, és dur de revisar. Per aquest motiu, existeix una gran necessitat de mètodes estadístics els quals permetin agilitar la manipulació de la gran matriu de dades.

Els mètodes de projecció multivariant, com l'anàlisi de components principals, l'anàlisi de "clusters", l'anàlisi discriminant, etc., combinen una gran quantitat de variables en unes petites dimensions descriptives. Aquestes variables resumeixen sistemàticament la informació i donen una visió de l'esquema dominant o de la principal tendència de les dades.

### 10.6.1.- Anàlisi de Components Principals (ACP)

L'anàlisi de components principals va ser desenvolupat cap als anys trenta, encara que la seva aplicabilitat pràctica solament va poder començar quan es va tenir accés a medis informàtics de càlcul relativament potent, concretament des de que es va resoldre tècnicament el problema de diagonalitzar matrius de gran mida.

L'anàlisi de component principals és un mètode analític multivariant de les dades, dissenyat per tal d'extreure la variació sistemàtica d'una base de dades. L'objectiu de l'ACP és reconvertir les variables inicials en uns pocs components que són una combinació lineal de les variables inicials (Components Principals). A partir d'una matriu de dades d'individus per variables ( $k \times n$ ) quantitatives, es tracta de condensar la informació de les  $n$  variables en  $m$  ( $m < n$ ) noves variables sintètiques anomenades components o factors, les quals tenen la característica de ser ortogonals entre si. Cadascun d'aquests components  $m$  són una funció lineal de les  $n$  variables originals. Per tant, es pot entendre com un mètode de reducció de la dimensió del problema, ja que redueix la dimensió de  $n$  a  $m$ .

Matemàticament, l'ACP descomposa una matriu de dades  $X$  amb  $n$  columnes (ex., compostos) i  $k$  files (ex., mostres) en termes d'una matriu més petita designada  $T$  i  $P'$ , la qual emmagatzema diferents parts de la informació de  $X$ . Això correspon a una descomposició de la matriu de dades en mitjanes ( $\bar{x}_k$ ), punts ( $t_{ia}$ ), càrregues ( $p'_{ak}$ ) i residuals ( $e_{ik}$ ) segons l'equació:

$$X_{ik} = \bar{X}_k + \sum_{a=1}^A t_{ia} p'_{ak} + e_{ik}$$

$X_{ik}$  són les mostres transformades en la caracterització multivariant. L'índex  $i$  és utilitzat per als compostos i l'índex  $k$  per a les mostres. El punt  $t_{ia}$  descriu la localització d'un objecte (compost)  $i$  en els  $a$ -th components principals (CP). El valor absolut d'una càrrega indica en quina quantitat la variable  $k$  (compost) contribueix en particular en l'ACP. El signe de la càrrega demostra si la variable és positiva o negativament correlacionada amb el CP. El primer CP calculat és la variable sintètica que resumeix millor la informació que contenen les dades mentre que, el segon explica la següent variància més gran i així continua decreixent. Cada CP explica una quantitat de la variància total, però sempre explica una mica menys que el CP anterior.

Podem així dir que l'ACP reconverteix les variables inicials en uns pocs components que són una combinació lineal de les variables originals (Components Principals), les quals donen una descripció molt amplia, amb una pèrdua molt petita d'informació. A cada mostra se li dóna una puntuació per a cadascun dels components, amb la finalitat de poder ser analitzada.

### **11.- "Case study": Planta Incineradora de Residus Sòlids Urbans de Montcada i Reixac**

La planta Incineradora de Residus Sòlid Urbans de Montcada i Reixac va entrar en funcionament al 1975. Es troba ubicada al Polígon Industrial de La Ferreria i presta servei a uns 200.000 habitants. Al 2000 va incinerar al voltant de 46.000 tones, amb una producció d'energia de quasi bé 3.000 MWh. La IRSU es troba situada en un àrea molt activa industrialment i amb una alta densitat de tràfic. Les característiques de la planta es troben resumides a la Taula 11.1.

Fins al 1999, com a sistema de neteja de gasos la planta utilitzava un filtre electrostàtic. Al 1999, per tal d'adaptar la planta a la legislació europea sobre emissions, es va instal·lar un sistema de neteja de gasos, que va consistir en la instal·lació d'un àcid gas (HCl/SO<sub>2</sub>), un equip limitant d'emissions de metall, i un filtre d'absorció de carbó actiu és van afegir al sistema. Com a conseqüència d'aquestes millores tècniques les emissions de dioxines i metalls pesants es van veure reduïdes considerablement (Taula 11.2 i 11.3).

**Taula 11.1.-** Característiques de la font emissora.

Alçada (m)	48	
Elevació (m)	50	
Diàmetre (m)	1.77	
	<b>abans millors tècniques</b>	<b>després millors tècniques</b>
Temperatura (°C)	236.4	175.1
Velocitat volumètrica del flux (Nm <sup>3</sup> /h)	33,332	42,951
Velocitat de sortida (m/s)	8.0	8.9

**Taula 11.2-** Nivell d'emissions dels 17 congèneres tòxics PCDD/Fs (ng/m<sup>3</sup>).

	<b>abans millors tècniques</b>	<b>després millors tècniques</b>
2,3,7,8-TCDD	1.29	0.007
1,2,3,7,8-PeCDD	15.41	0.026
1,2,3,4,7,8-HxCDD	21.10	0.032
1,2,3,6,7,8-HxCDD	48.88	0.085
1,2,3,7,8,9-HxCDD	55.28	0.074
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	227.66	0.533
OCDD	251.24	0.665
2,3,7,8-TCDF	94.10	0.029
1,2,3,7,8-PeCDF	10.81	0.010
2,3,4,7,8-PeCDF	81.04	0.028
1,2,3,4,7,8-HxCDF	121.76	0.052
1,2,3,6,7,8-HxCDF	69.21	0.050
1,2,3,7,8,9-HxCDF	10.47	0.003
2,3,4,6,7,8-HxCDF	135.83	0.102
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	227.06	0.231
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	68.01	0.040
OCDF	198.91	0.345
I-TEQ	111.39	0.086

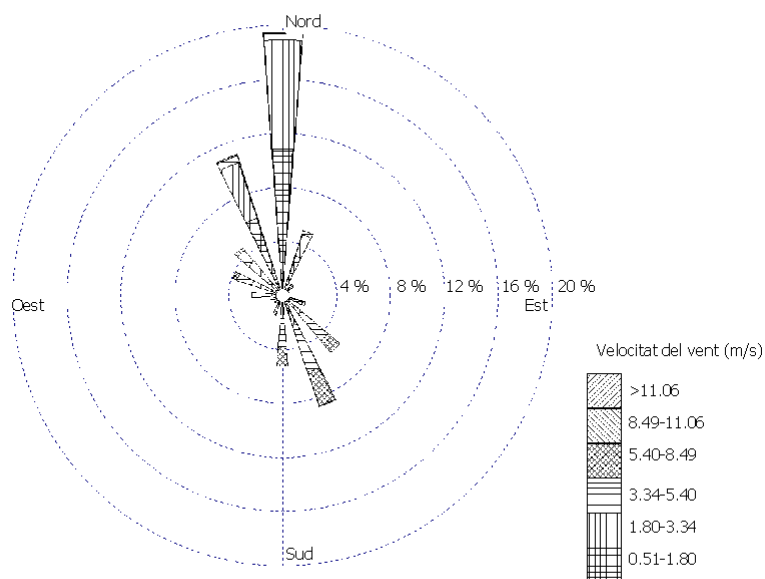
**Taula 11.3.-** Nivell d'emissions dels metalls pesants (µg/m<sup>3</sup>).

	<b>abans millors tècniques</b>	<b>després millors tècniques</b>
As	472.35	30.87
Cd	64.3	2.37
Cr	28.8	5.35
Hg	230	8.84
Ni	33.55	12.14
Pb	1918.5	332.23

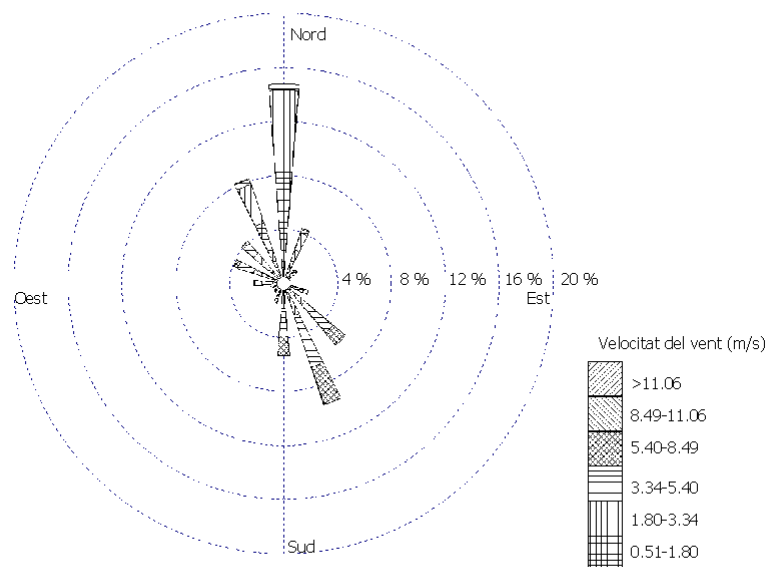
### Condicions meteorològiques de l'àrea de Montcada i Reixac

El Servei de Meteorologia de Catalunya ens va proporcionar informació meteorològica semi-horària per als anys 1996 - 2000, provenint de l'estació meteorològica situada a la localitat de Montcada i Reixac. Les dades meteorològiques facilitades pel Servei de Meteorologia de Catalunya van comprendre valors de la velocitat i direcció del vent, temperatura ambient, precipitació, i radiació solar. La resta de la informació necessària per a poder realitzar la simulació va ser calculada utilitzant aquestes dades. Aquesta estació esta situada a 3.6 Km de la font emissora en direcció oest. Malgrat això, donada la manca de dades més properes a la nostra font vam considerar que les dades procedents d'aquesta estació serien assimilables a les condicions meteorològiques de la nostra planta.

Les dades meteorològiques presenten un 27% i un 40% del temps amb calmes al 1996 i 2000 respectivament, durant aquest temps les velocitats del vent horàries no van excedir la velocitat de 0.1 m/s. La velocitat mitjana del vent per a 1996 va ser de 2.75 m/s i a 2000 va ser de 3.08 m/s. A les Figures 11.1 i 11.2 es pot observar la rosa del vent corresponent als anys 1996 i 2000.



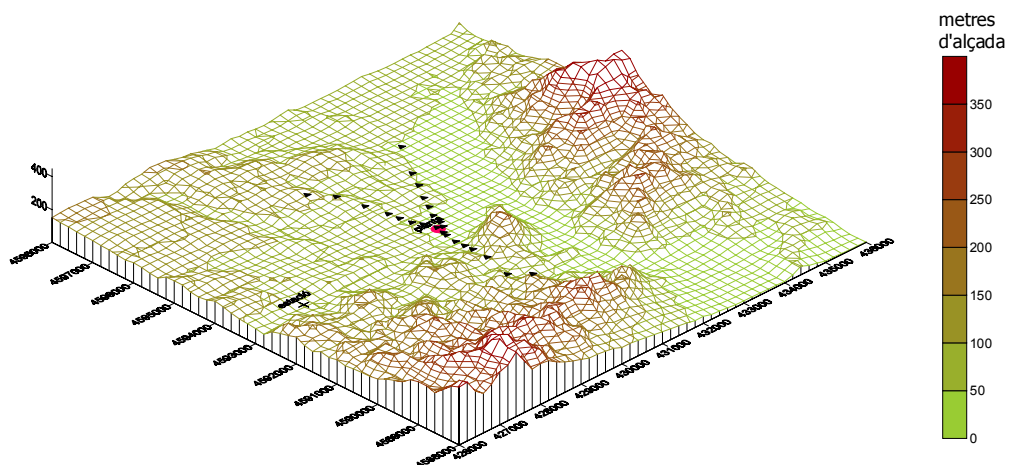
**Figura 11.1.-** Rosa de vent per al 1996 (vent bufant des de).



**Figura 11.2.-** Rosa de vent per al 2000 (vent bufant des de).

*Cartografia de l'àrea*

A la Figura 11.3 es troba representada la cartografia de l'àrea d'estudi així com els receptors discrets considerats, la font emissora i l'estació meteorològica considerada. La malla representada correspon a les dades cartogràfiques d'una malla de 10x10 km amb un espaiat de 200, on el punt central és la font emissora



**Figura 11.3.-** Representació dels receptors discrets en la cartografia de l'àrea.





## **IV.- Resultats i discussió**

### **12.- Modelització de dioxines**

#### **12.1.- Concentració de PCDD/Fs a l'aire**

L'objectiu d'aquest apartat és la modelització de la dispersió dels PCDD/Fs (17 congèneres tòxics) a l'aire després de la seva emissió per xemeneia, per d'aquesta manera poder determinar els nivells d'immissió dels contaminants a l'aire degut a les emissions de la planta incineradora de Montcada i Reixac. Per tant, el primer que s'ha realitzat ha estat la simulació de la dispersió a l'aire de les emissions per xemeneia dels congèneres individuals de dioxines a la planta. Després, s'ha estudiat l'impacte de les millores ambientals a la planta sobre el medi. Per últim, s'han comparat els nivells calculats deguts a les emissions amb els nivells mesurats, per tal d'avaluar la contribució de les emissions de la planta al nivell ambiental.

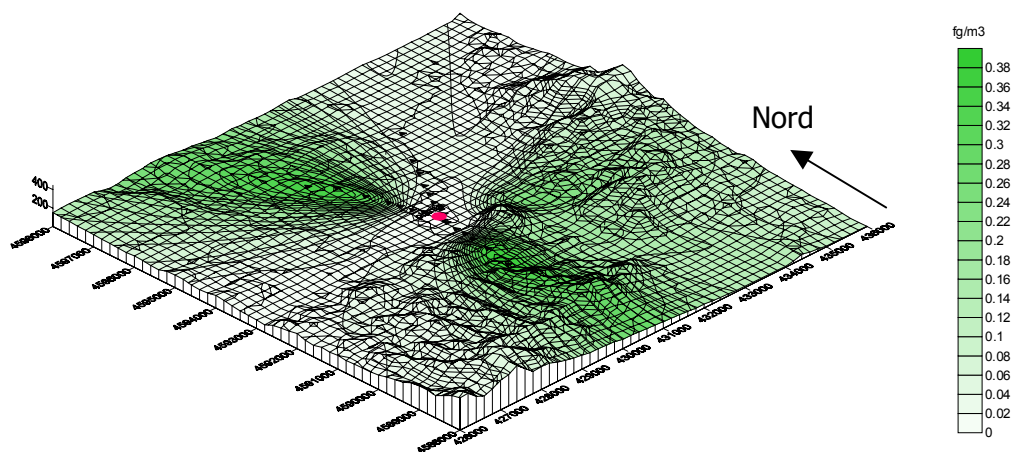
La modelització de les PCDD/Fs es realitza normalment considerant el seu transport i distribució igual al 2,3,7,8-TCDD per a tots els congèneres. Encara que aquestes suposicions s'han fet servir durant molt temps, però avui en dia és conegut que el comportament en el medi ambient varia àmpliament entre els diferents congèneres individuals. L'aproximació d'un mateix comportament introdueix errors seriosos en els models de transport, especialment per a les emissions de plantes incineradores de residus sòlids urbans, les quals estan freqüentment dominades per congèneres que tenen propietats de transport àmpliament diferents de les de 2,3,7,8-TCDD.

Per aquest motiu, l'USEPA insisteix en recordar la necessitat de considerar cada congènere independentment. Malgrat això, una anàlisi rigorosa requereix una gran quantitat de paràmetres. Les dades per a poder realitzar una avaluació del transport i de la distribució específica de cada compost, les quals cal dir que són moltes, estan actualment sent estudiades, i dia a dia ens trobem amb més dades disponibles.

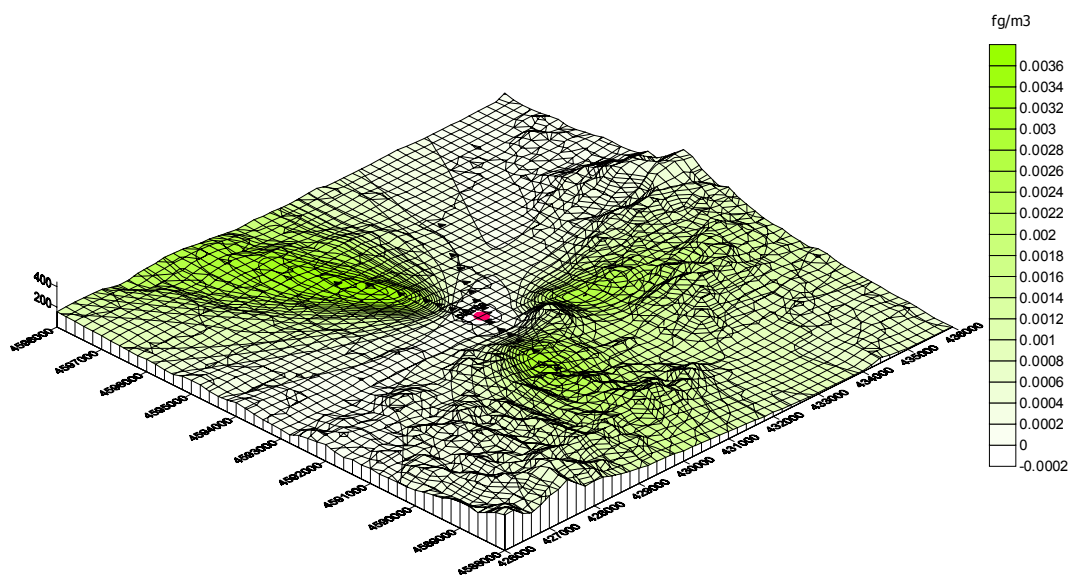
Un altre punt important en la modelització del transport i la distribució de PCDD/Fs és la distinció entre la fase vapor i la fase particulada a l'aire. Experiments recents han suggerit que la vegetació assimila la fase vapor de PCDD/Fs. D'aquesta manera, per a alguns congèneres una petita fracció de la fase vapor pot contribuir de forma majoritària a la concentració incorporada al teixit de la fulla (Harrad i Smith, 1997).

### 12.1.1.- Dispersió a l'aire de les emissions de PCDD/Fs

L'estudi de la dispersió dels 17 congèneres tòxics de PCDD/Fs emesos a l'aire per la planta Incineradora de Montcada i Reixac s'ha portat a terme mitjançant una simulació de la dispersió dels contaminants dins d'una malla 10x10 Km, amb un espaiat de 200 m, on el punt central correspon a la xemeneia. Aquest càlcul ha estat realitzat per a les emissions de PCDD/Fs abans i després de les millores a la planta. A les Figures 12.1 i 12.2 es representa la dispersió de les emissions de la 2,3,7,8-TCDD en les dues situacions en estudi (abans i després de les millores ambientals). La gràfica de la dispersió dels altres congèneres tòxics es representen a l'Annex B. En aquestes figures s'observa com la forma de la dispersió per a les dues situacions corresponents a l'any 1996 i 2000 és similar. La diferència principal ve determinada pel valor dels nivells d'immisió. Per altra banda, la dispersió de contaminants és el resultat d'una combinació de les condicions meteorològiques i de la cartografia de l'àrea. A les Figures 11.1 i 11.2 mostrades al capítol anterior, s'observa que els vents provenint del nord bufen més sovint, però amb menys força dins l'àrea d'estudi. En canvi, els vents provenint del nord-oest i sud-est són vents amb més força encara que menys freqüents. Per tot això, era d'esperar trobar una dispersió dels contaminants principalment cap a la direcció nord-oest i cap a la direcció sud-est. Malgrat tot, la dispersió a la direcció sud-est es veu afectada per la cartografia de la zona, tal i com es pot observar a les Figures 12.1 i 12.2. Un punt a destacar és que els llocs més propers a la font emissora no són els punts amb més impacte per les emissions de la planta. Altrament, els punts localitzats a la direcció nord-est (NE) no es troben dintre del camp d'influència directa de la planta. En canvi els punts localitzats a la direcció nord-oest (NO) i sud (S) es troben dintre del camp d'influència directa de la planta.



**Figura 12.1.-** Dispersió de les emissions de 2,3,7,8-TCDD (fg/m<sup>3</sup>) al 1996.



**Figura 12.2.-** Dispersió de les emissions de 2,3,7,8-TCDD (fg/m<sup>3</sup>) al 2000.

### 12.1.2.- Benefici de les millores ambientals als nivells de PCDD/Fs a l'aire

Les emissions de PCDD/Fs després de les millores ambientals que es van dur a la planta es van veure reduïdes aproximadament un 100% (van passar de 111.9 a 0.086 I-TEQ ng /m<sup>3</sup>, Taula 11.2). Els nivells mitjans d'I-TEQ a l'aire (per als 24 punts de la monitorització) resultant del càlcul de la dispersió de les emissions es troben a la Taula 12.1. S'observa que els valors d'I-TEQ mitjans obtinguts de la simulació de dispersió de les PCDD/Fs presenten un descens del 99.8% després de les millores, resultat que està en total concordança amb la reducció de les emissions de la planta (sobre un 100%).

**Taula 12.1.-** Nivells d'I-TEQ (fg/m<sup>3</sup>) calculats en aire abans i després de les millores.

	<b>abans millores 25 anys</b>	<b>després millores 30 anys</b>	<b>reducció %</b>
<b>I-TEQ</b>	10.33	0.014	99.86

### 12.1.3.- Contribució de les emissions de PCDD/FS de la planta als nivells ambientals a l'aire

Les Taules 12.2 i 12.3 mostren la concentració mitjana resultant del càlcul de la dispersió de les emissions en aire per als 24 punts considerats en la monitorització, abans i després de la instal·lació del nou sistema de neteja de gasos. Aquestes taules també presenten la concentració a l'aire mesurada a l'àrea de Montcada i Reixac, dades facilitades per la Generalitat de Catalunya. S'ha de tenir en compte

que les dades mesurades corresponen a unes mostres recollides en un sol punt en l'àrea de Montcada i Reixac, mentre que les dades simulades corresponen a la mitjana anual dels nivells calculats en els 24 punts localitzats en un radi de 3 Km des de la font emissora de la planta IRSU de Montcada i Reixac. Per altra banda, aquestes taules presenten diferenciada la concentració de cada congènere en fase vapor i en fase particulada. Es pot observar que la fase vapor és més important per als congèneres menys substituïts. En canvi, la fase particulada pren importància per als més substituïts. Aquests fets es poden observar amb més detall a la Figura 12.3, on es representa el percentatge en que contribueix cada fase a la concentració total per a cada congènere. Aquesta distribució és la mateixa abans i després de la col·locació dels filtres, ja que la distribució vapor/partícula de les emissions és una dada constant, que farà que sempre sigui igual la distribució.

Si comparem les concentracions de PCDD/Fs a l'aire mesurades en l'àrea d'estudi amb les calculades degudes a les emissions per la planta, observem que les emissions de la planta contribueixen mínimament a les concentracions de PCDD/Fs a l'aire mesurades, tant abans com després de la reducció de les emissions. Per a ser més exactes, les emissions des de la planta abans de la instal·lació del nou sistema d'emissions contribueixen amb un 4.25% al total d'I-TEQ de l'aire, mentre que després de la instal·lació del nou sistema solament amb un 0.0024% dels I-TEQ totals.

**Taula 12.2.- Nivells d'immissió de PCDD/Fs (fg/m<sup>3</sup>) abans de les millores.**

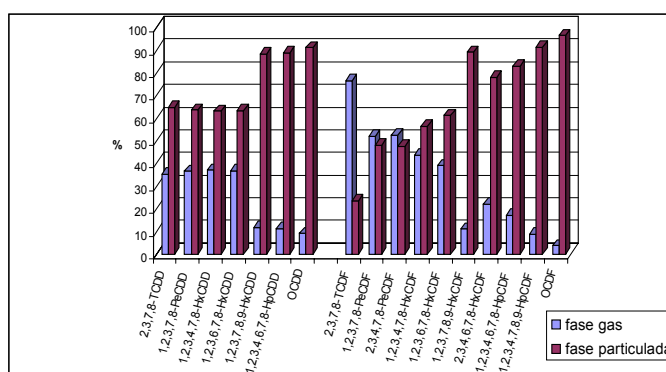
	C <sub>calculada</sub>			C <sub>mesurada</sub> *
	C <sub>vapor</sub>	C <sub>partícula</sub>	C <sub>Total</sub>	
2,3,7,8-TCDD	0.04	0.08	0.12	40.76
1,2,3,7,8-PeCDD	0.52	0.90	1.42	24.90
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.72	1.23	1.95	40.77
1,2,3,6,7,8-HxCDD	1.67	2.85	4.51	89.62
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.58	4.44	5.02	65.63
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	2.31	18.36	20.66	814.34
OCDD	2.06	20.71	22.77	300.00
2,3,7,8-TCDF	6.85	2.09	8.94	330.34
1,2,3,7,8-PeCDF	0.52	0.48	1.01	59.70
2,3,4,7,8-PeCDF	3.96	3.61	7.57	127.88
1,2,3,4,7,8-HxCDF	4.93	6.37	11.30	244.04
1,2,3,6,7,8-HxCDF	2.49	3.91	6.40	103.84
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.10	0.85	0.95	8.11
2,3,4,6,7,8-HxCDF	2.74	9.68	12.42	180.03
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	3.57	17.12	20.70	481.79
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.53	5.63	6.16	74.50
OCDF	0.65	17.31	17.96	415.27
I-TEQ	4.38	5.95	10.33	240.79

\* Dades facilitades per la Generalitat de Catalunya

**Taula 12.3.-** Nivells d'immissió de PCDD/Fs (fg/m<sup>3</sup>) **després** de les millores.

	C <sub>calculada</sub>			C <sub>mesurada</sub> *
	C <sub>vapor</sub>	C <sub>partícula</sub>	C <sub>Total</sub>	
2,3,7,8-TCDD	3.81E-04	7.49E-04	1.13E-03	4.13E+00
1,2,3,7,8-PeCDD	1.48E-03	2.74E-03	4.22E-03	7.17E+00
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1.88E-03	3.41E-03	5.29E-03	7.16E+00
1,2,3,6,7,8-HxCDD	4.89E-03	8.92E-03	1.38E-02	1.36E+01
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1.31E-03	1.07E-02	1.20E-02	2.79E+01
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	9.15E-03	7.76E-02	8.68E-02	7.07E+01
OCDD	9.23E-03	9.90E-02	1.08E-01	1.58E+02
2,3,7,8-TCDF	3.58E-03	1.16E-03	4.75E-03	9.12E+01
1,2,3,7,8-PeCDF	7.91E-04	7.79E-04	1.57E-03	1.02E+01
2,3,4,7,8-PeCDF	2.35E-03	2.28E-03	4.63E-03	3.58E+01
1,2,3,4,7,8-HxCDF	3.55E-03	4.91E-03	8.46E-03	7.87E+01
1,2,3,6,7,8-HxCDF	3.04E-03	5.09E-03	8.12E-03	2.99E+01
1,2,3,7,8,9-HxCDF	4.94E-05	4.28E-04	4.78E-04	1.79E+00
2,3,4,6,7,8-HxCDF	3.47E-03	1.31E-02	1.65E-02	4.48E+01
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	6.16E-03	3.15E-02	3.77E-02	1.31E+02
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	5.27E-04	5.95E-03	6.48E-03	1.05E+01
OCDF	1.92E-03	5.43E-02	5.62E-02	1.01E+02
I-TEQ	0.005	0.009	0.014	57.99

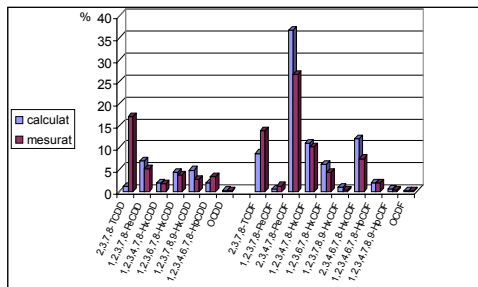
\* Data facilitades per la Generalitat de Catalunya



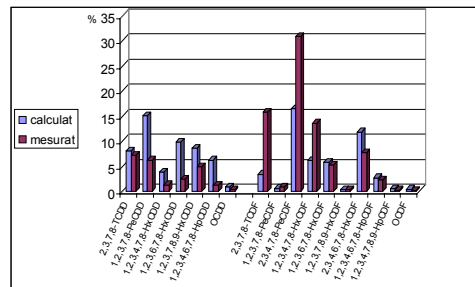
**Figura 12.3.-** Perfil de distribució de la fase vapor/fase particulada dels congèneres de les PCDD/Fs en l'aire.

Les Figures 12.4 i 12.5 mostren el perfil d'I-TEQ a l'aire dels diferents congèneres degut a les emissions de la planta (calculat) i el mesurat en ambdós casos d'estudi, abans i després de les millores medi ambientals, respectivament. Aquestes gràfiques ens donen informació de quant contribueix cada congènere a l'I-TEQ total. Si observem els perfils globalment, es pot dir que presenten un perfil molt semblant. Es pot veure que abans de la instal·lació del nou sistema de neteja de gasos els congèneres amb més alta contribució al perfil calculat foren el TCDF i el 2,3,4,7,8-PeCDF. Per al perfil mesurat, foren els congèneres anteriors i a més a més la 2,3,7,8-TCDD. Després de la instal·lació de les millores els congèneres que

contribueixen més a l'I-TEQ tant per al perfil mesurat com pel calculat foren TCDD, TCDF, 1,2,3,7,8-PeCDD, 2,3,4,7,8-PeCDF i 1,2,3,4,7,8-HxCDF.



**Figura 12.4.-** Perfil d'I-TEQ a l'aire, **abans** del nou sistema de neteja de gasos.



**Figura 12.5.-** Perfil d'I-TEQ a l'aire, **després** del nou sistema de neteja de gasos.

Certa incertesa dels resultats és deguda al procés de dechloració que no ha estat considerat en els càlculs de dispersió. La dechloració és un procés que pot tenir lloc entre el punt de les emissions i l'estació de mesura d'aire. Generalment, els compostos orgànics policlorats fàcilment experimenten pèrdues foto-químiques d'àtoms de clor. Aquest procés, suposa un augment dels nivells de congèneres menys substituïts i un descens dels més substituïts.

## 12.2.- Concentració de PCDD/Fs al sòl

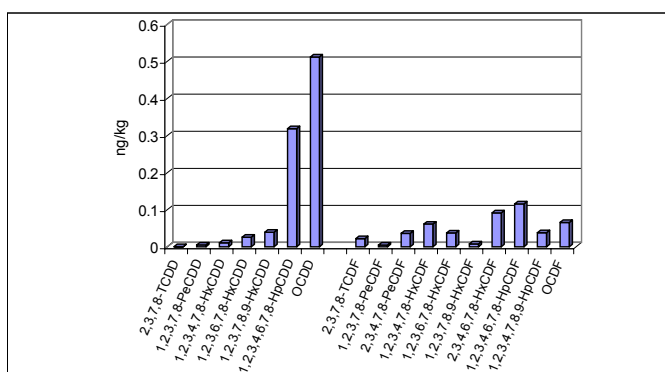
En aquest apartat es presenta el resultat de l'aplicació del model simple aire-sòl-vegetació per als congèneres tòxics de dioxines. Primerament, es presenten els resultats calculats dels nivells de PCDD/Fs deguts a les emissions de la planta incineradora de Montcada i Reixac. El segon pas és estudiar com contribueix cada via d'exposició a la concentració de PCDD/Fs en el sòl. El tercer pas és avaluar l'efecte que sobre els nivells de PCDD/Fs al sòl tenen les millores ambientals en la planta. Per últim, es fa una comparació dels nivells ambientals mesurats amb els nivells calculats de PCDD/Fs, per així d'aquesta forma determinar la contribució de les emissions de la planta en els nivells al sòl.

La concentració de PCDD/Fs en el sòl ha estat calculada per a cada congènere individual. S'ha considerat com a temps de deposició el que la planta d'incineració de residus sòlid urbans de Montcada i Reixac ha estat en funcionament. Malgrat això, no hem d'oblidar que el sòl és un medi on el contaminant s'acumula durant llargs períodes de temps, i que la concentració calculada en el nostre estudi es deu tan sols a la contaminació per la IRSU, i no té en consideració els nivells de fons de l'àrea, ni tampoc la concentració deguda a altres fonts emissores. La concentració al sòl abans de la instal·lació del nou sistema de neteja de gasos es va calcular

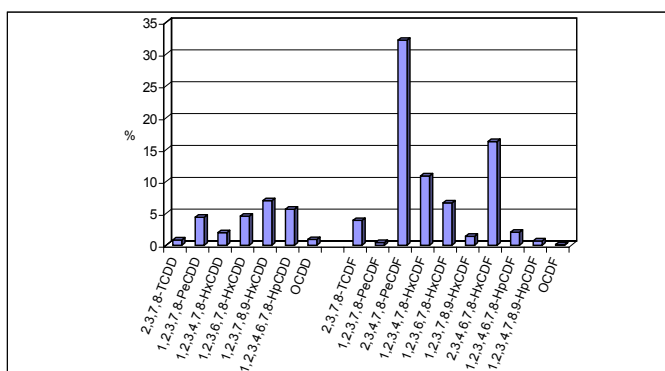
considerant l'acumulació de dioxines durant els 21 anys que la planta havia estat funcionant, des de la seva posada en marxa al 1975. Per altra banda, la concentració en sòl després de la instal·lació del nou sistema de neteja de gasos, es va calcular considerant els 23 anys que la planta havia estat treballant sense el sistema de gasos més l'acumulació durant els 2 anys que la planta havia estat funcionant amb les millores ambientals. Per tant, la concentració al sòl ha estat calculada utilitzant la concentració a l'aire calculada mitjançant el model de dispersió, en ambdós casos abans i després de les millores medi ambientals en les emissions de la planta.

### 12.2.1.- Distribució dels diferents congèneres al sòl

A la Figura 12.6 es representa la concentració calculada de cada congènere en les mostres de sòl abans de les millores ambientals. S'observa que els congèneres predominants són l'OCDD i l'1,2,3,4,6,7,8-HpCDD. Per altra banda, la Figura 12.7 representa el perfil de contribució dels congèneres a l'I-TEQ. S'observa que el congènere amb més pes és el 2,3,7,8-PeCDF a l'igual que en els perfils d'aire (Figura 12.4 i 12.5). L'OCDD a pesar de ser el congènere més abundant a les mostres de sòl presenta una petita contribució a l'I-TEQ de les mostres.



**Figura 12.6.-** Nivells de cada congènere calculat (ng/kg) en les mostres de sòl abans de les millores ambientals.

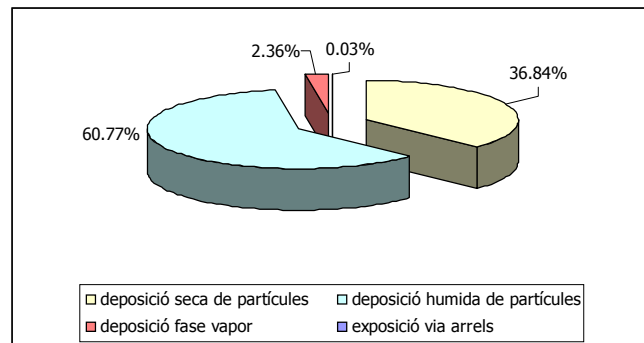


**Figura 12.7.-** Perfil de distribució de l'I-TEQ per a les mostres de sòl abans de les millores ambientals.

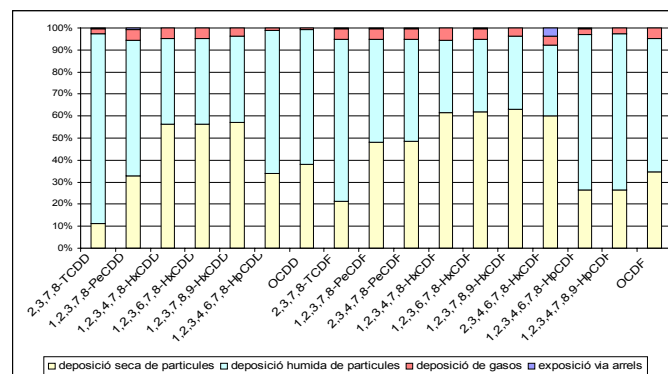
### 12.2.2.- Vies principals d'exposició al sòl

Per tal d'entendre millor el transport dels congèneres de dioxines, s'han avaluat les diferents vies d'exposició del sòl considerades. La concentració acumulada en el sòl s'ha calculat considerant el resultat de l'exposició del sòl a través de 4 vies diferents. A la Figura 12.8 s'observa la contribució de cada via a l'I-TEQ total al sòl. S'observa com la via de deposició seca i humida de partícules és la que contribueix en una major proporció (un 60.77 i un 36.84%, respectivament). Per altra banda, la contribució via arrels és menor d'un 1%, fet que era d'esperar coneixent l'alt caràcter lipofílic de les dioxines.

Altrament, a la Figura 12.9 es representa la contribució relativa de cada via d'exposició a la concentració de cada congènere individual al sòl. Es pot observar que l'exposició via arrel té importància solament pel congènere 2,3,4,6,7,8-HxCDF. Aquest fet ens diu que aquest congènere presenta una tendència més alta que els altres a passar dels sòls cap a les plantes. L'explicació a aquest comportament la trobem si es tenen en compte les propietats físico-químiques dels congèneres individuals (Annex A). Així el 2,3,4,6,7,8-HxCDF presenta un factor de bioconcentració sòl-planta molt més alt (10 vegades) que els congèneres trobats majoritàriament en les mostres de sòl. Per a la resta de congèneres, les vies amb més pes en la concentració calculada al sòl són la deposició seca i la humida.



**Figura 12.8.-** Contribució de cada via d'exposició al nivell d'I-TEQ al sòl.



**Figura 12.9.-** Contribució de cada via d'exposició al nivell de cada congènere individual al sòl.

### 12.2.3.- Benefici de les millores ambientals als nivells de PCDD/Fs al sòl

Amb les millores ambientals, les emissions de la planta incineradora de residus sòlids urbans es van veure reduïdes en un factor de 100. Si es considera que les plantes IRSU han estat una de les principals fonts d'emissió de dioxines, una reducció d'aquesta magnitud havia de portar un considerable descens en els nivells de PCDD/Fs al sòl. Per tot això, es va decidir avaluar el benefici que la reducció d'emissions té sobre els nivells calculats de PCDD/Fs al sòl. El sòl és un medi acumulatiu, i quan s'han avaluat els nivells abans de les millores ambientals es va considerar una deposició de 21 anys (des de la posada en marxa de la planta al 1975 fins a la primera monitorització al 1996). Pel càlcul de la concentració després de les millores ambientals, es va considerar l'acumulació dels primers 23 anys (abans de les millores ambientals: 1975-1998) i dels 2 després de les millores (1999-2000). La Taula 12.4 presenta el nivell d'I-TEQ abans i després de la instal·lació de les millores ambientals. S'observa que el sòl sofreix un increment de 0.71% en el nivells de sòls.

**Taula 12.4.-** Nivells d'I-TEQ (ng/kg) en sòls abans i després de les millores ambientals.

	<b>abans millores 21 anys</b>	<b>després millores 25 anys</b>	<b>increment %</b>
<b>I-TEQ</b>	0.0560	0.0564	0.71

### 12.2.4.- Contribució de les emissions de PCDD/Fs de la planta als nivells ambientals al sòl

A les Taules 12.5 i 12.6 es mostren la mitjana (I-TEQ) calculada i mesurada del nivells dels 17 congèneres tòxics en sòl per als 24 punts considerats de major impacte ambiental per les emissions de la planta en estudi, tant abans com després de les millores ambientals. En aquestes taules també es mostren la concentració mitjana dels 17 congèneres tòxics de dioxines en sòl mesurades durant la monitorització que va tenir lloc a la planta al 1996 i al 2000. Podem observar que les emissions de la planta incineradora contribueixen amb un 1.59% i un 0.004% a la concentració acumulada al sòl abans i després de la instal·lació del nou sistema de neteja de gasos, respectivament. La diferència entre la concentració calculada i la mesurada es pot justificar principalment per dos fets: 1) no s'ha considerat la concentració de fons al sòl, i 2) s'ha calculat la concentració deguda a les emissions de la incineradora, sense considerar altres possibles fonts.

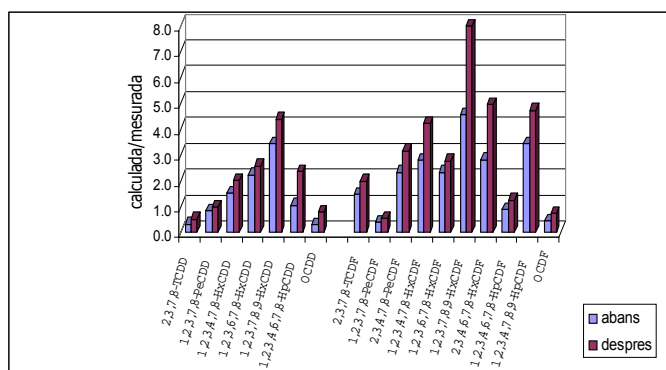
**Taula 12.5.-** Nivells de dioxines en sòls (ng/kg) **abans** de la instal·lació del sistema de neteja de gasos.

Congèneres	C <sub>calculada</sub>	C <sub>mesurada</sub>	% contribució
2,3,7,8-TCDD	4.70E-04	1.45E-01	0.32
1,2,3,7,8-PeCDD	4.97E-03	5.90E-01	0.84
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1.11E-02	7.20E-01	1.54
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2.58E-02	1.15E+00	2.24
1,2,3,7,8,9-HxCDD	3.95E-02	1.15E+00	3.43
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	3.19E-01	3.00E+01	1.06
OCDD	5.12E-01	1.60E+02	0.32
2,3,7,8-TCDF	2.20E-02	1.50E+00	1.47
1,2,3,7,8-PeCDF	4.87E-03	1.20E+00	0.41
2,3,4,7,8-PeCDF	3.63E-02	1.55E+00	2.34
1,2,3,4,7,8-HxCDF	6.13E-02	2.20E+00	2.79
1,2,3,6,7,8-HxCDF	3.75E-02	1.60E+00	2.34
1,2,3,7,8,9-HxCDF	7.96E-03	1.75E-01	4.55
2,3,4,6,7,8-HxCDF	9.18E-02	3.25E+00	2.82
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	1.16E-01	1.30E+01	0.89
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	3.79E-02	1.10E+00	3.45
OCDF	6.59E-02	1.45E+01	0.45
I-TEQ	5.60E-02	3.52E+00	1.59

**Taula 12.6.-** Nivells de dioxines en sòls (ng/kg) **després** de la instal·lació del sistema de neteja de gasos.

Congèneres	C <sub>calculada</sub>	C <sub>mesurada</sub>	% contribució
2,3,7,8-TCDD	4.72E-04	9.00E-02	0.52
1,2,3,7,8-PeCDD	4.98E-03	5.00E-01	1.00
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1.11E-02	5.50E-01	2.02
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2.58E-02	1.00E+00	2.58
1,2,3,7,8,9-HxCDD	3.95E-02	9.00E-01	4.39
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	3.19E-01	1.35E+01	2.36
OCDD	5.13E-01	6.40E+01	0.80
2,3,7,8-TCDF	2.20E-02	1.10E+00	2.00
1,2,3,7,8-PeCDF	4.87E-03	9.00E-01	0.54
2,3,4,7,8-PeCDF	3.63E-02	1.15E+00	3.16
1,2,3,4,7,8-HxCDF	6.13E-02	1.45E+00	4.23
1,2,3,6,7,8-HxCDF	3.75E-02	1.35E+00	2.78
1,2,3,7,8,9-HxCDF	7.98E-03	1.00E-01	7.98
2,3,4,6,7,8-HxCDF	9.18E-02	1.85E+00	4.96
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	1.16E-01	9.25E+00	1.25
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	3.79E-02	8.00E-01	4.74
OCDF	6.59E-02	8.75E+00	0.75
I-TEQ	5.64E-02	2.15E+00	0.01

A la Figura 12.10 es representa la relació entre la concentració calculada (deguda a les emissions de la planta) i la mesurada analíticament en sòl per als 17 congèneres tòxics de PCDD/Fs, abans i després de les millores ambientals a la planta. S'observa un valor lleugerament més gran després de la instal·lació dels sistemes de millores ambientals. La relació experimenta un augment al incrementar la cloració del compost, fins arribar a l'1,2,7,8,9-HxCDD, i en aquest moment comença a experimentar una disminució. En el cas del furans, el comportament dels congèneres no és tan homogeni com en les dioxines. La relació mínima la presenta l'1,2,3,7,8-PeCDF i l'OCDF, i la màxima la presenta l'1,2,3,7,8,9-HxCDF.



**Figura 12.10.-** Relació entre la concentració calculada/mesurada per als nivells de congèneres de PCDD/Fs en sòls abans i després de les millores ambientals a la planta.

En aquest punt, cal destacar les principals suposicions fetes en el model de sòls, les quals poden afectar els resultats:

1.- Les concentracions d'aire i sòl es van considerar constant al llarg del període d'exposició avaluat. Canvis en la concentració en fase vapor alterarien l'equilibri de partició aire/sòl. La concentració en fase vapor en el medi ambient és variable amb el temps, i per tant el sistema no assolirà un equilibri de partició real. El sistema s'aproximarà a un equilibri operacional que reflecteix una concentració mitjana sobre un temps de resposta característic per a la resposta del sistema (Lorber *et al.*, 1994).

2.- Tots els paràmetres del model, coeficients de partició i propietats fisico-químiques, han estat considerats constants amb el temps.

3.- La constant de pèrdua del sòl va ser considerada la mateixa per a tots els congèneres. Aquesta constant es va desenvolupar a partir de dades de camp per la 2,3,7,8-TCDD (Lorber *et al.*, 1994).

4.- La concentració calculada correspon a la concentració acumulada durant el temps d'estudi, ja que no s'ha considerat el nivell de fons.

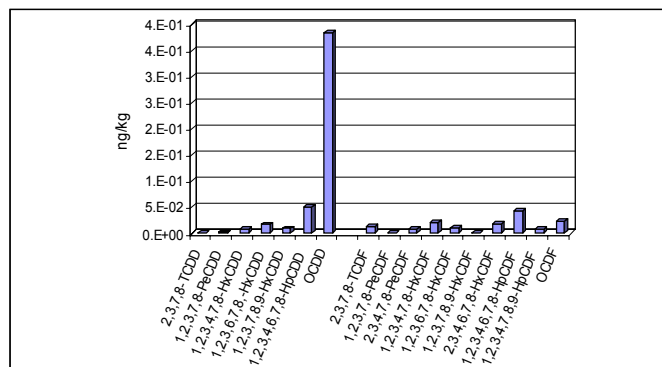
5.- La concentració calculada correspon a la deguda a les emissions de la planta, sense considerar altres fonts emissores.

### 12.3.- Concentració de PCDD/Fs als vegetals

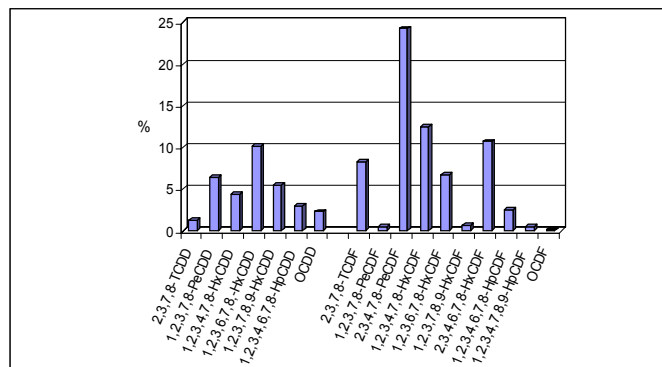
En aquest apartat es presenten els resultats dels nivells de PCDD/Fs en vegetals (pels 17 congèneres tòxics). Primer de tot, es presenta la distribució dels diferents congèneres al vegetal. Després, es passa a estudiar la contribució de les diferents vies d'exposició considerades. Com a tercer pas s'avaluen els beneficis de les millores ambientals de la planta sobre els nivells de PCDD/Fs en vegetals. Per últim, s'estudia la contribució de les emissions de la planta en els nivells de PCDD/Fs als vegetals.

#### 12.3.1.- Distribució dels diferents congèneres als vegetals

A la Figura 12.11 es presenten els nivells dels 17 congèneres a les mostres de vegetals calculats abans de les millores ambientals. S'observa que a l'igual que al sòl el congènere més abundant és l'OCDD. A la Figura 12.12 es mostra el perfil de distribució de l'I-TEQ.



**Figura 12.11.-** Nivells de cada congènere (ng/kg) calculats en les mostres de vegetals abans de les millores ambientals.

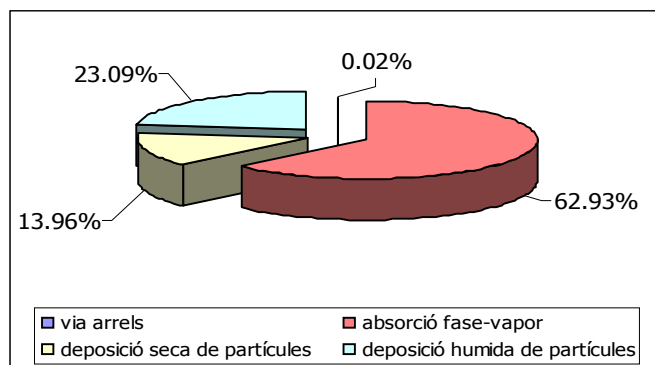


**Figura 12.12.-** Perfil de distribució de l'I-TEQ a les mostres de vegetals.

Si es compara el perfil de distribució dels congèneres a l'I-TEQ de vegetal amb el de sòl (Figura 12.7), s'observa que per als furans el perfil és molt similar i en canvi per a dioxines es troben unes petites diferències.

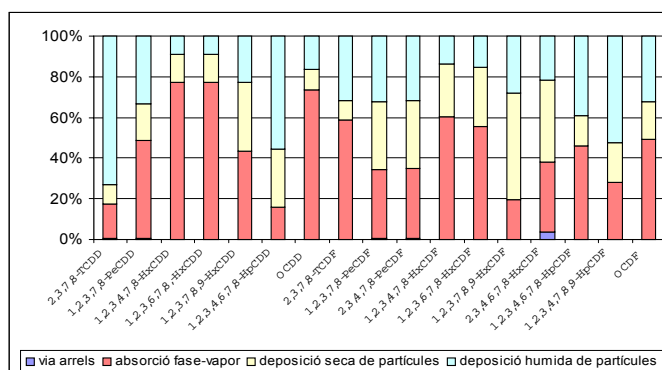
### 12.3.2.- Vies principals d'exposició als vegetals

En aquest apartat s'avalua la contribució de cada via d'exposició a la concentració final d'I-TEQ a les plantes. En plantes, la via amb més pes en el nivell d'I-TEQ ha estat l'absorció de la fase vapor (62.93%), mentre que la via que influeix menys ha estat l'exposició a través de les arrels (Figura 12.13).



**Figura 12.13.-** Contribució de cada via d'exposició al nivell d'I-TEQ en vegetals.

La Figura 12.14 representa la contribució de les diferents vies d'exposició de les plantes a la concentració total per a cada congènere. A l'igual que per a l'I-TEQ total en herbes, per a cada congènere individual la via d'exposició de major importància és l'absorció per fase vapor, excepte per a la 2,3,7,8-TCDD, l'1,2,3,4,6,7,8-HpCDD, i l'1,2,3,6,7,8-HxCDF. A l'igual que al sòl, s'observa que per al 2,3,4,6,7,8-HxCDF la via d'exposició a través dels arrels és per a l'únic congènere que té importància.



**Figura 12.14.-** Contribució de cada via d'exposició al nivell de cada congènere individual en vegetals.

Welsch-Pausch *et al.* (1995) i Harrad i Smith (1997) ha descrit que l'absorció per fase vapor era la via d'exposició principal per a tots el congèneres tòxics de

PCDD/Fs, dades que estan en concordança amb les dades calculades. Per altra banda, l'exposició via deposició (seca i humida) té un paper menys important als nostres càlculs, tal i com també va indicar el treball experimental de Welsch-Pausch *et al.*, (1995).

### 12.3.3.- Benefici de les millores ambientals nivells als de PCDD/Fs als dels vegetals

En aquest apartat s'avalua el benefici que sobre els nivells calculats de PCDD/Fs en vegetals tenen les millores ambientals de la planta IRSU de Montcada i Reixac. El càlcul de la concentració de PCDD/Fs en herbes s'ha realitzat per a un temps de vida mitjana de la planta de 6 mesos. A la Taula 12.7 s'observa que les millores ambientals porten una reducció en els nivells de PCDD/Fs calculats en plantes del 92%.

**Taula 12.7.- Nivells d'I-TEQ (ng/kg) en vegetals abans i després de les millores**

	<b>abans millores</b>	<b>després millores</b>	<b>reducció %</b>
<b>I-TEQ</b>	1.68E-2	1.41E-3	92

### 12.3.4.- Contribució de les emissions de PCDD/Fs de la planta als nivells ambientals als vegetals

Les Taules 12.8 i 12.9 mostren els nivells dels 17 congèneres tòxics de PCDD/Fs en vegetals, els quals van ser calculats a partir de la concentració d'aire deguda a les emissions de la planta incineradora de Montcada i Reixac, en ambdós casos, abans i després de les millores medi ambientals. En aquestes taules també es mostra la concentració mitjana dels 17 congèneres tòxics de dioxines en herbes mesurades durant la monitorització que va tenir lloc a la planta incineradora de Montcada i Reixac al 1996 i al 2000. No em d'oblidar el fet de que la concentració de PCDD/Fs a vegetals correspon a la concentració de dioxines acumulades durant el període de vida mitjana de la planta (6 mesos). Es pot notar que les emissions de la incineradora contribueixen amb un 0.89% i un 0.20% a la concentració de la planta abans i després de la instal·lació del sistema de neteja de gasos, respectivament. Per tant, podem concloure que les emissions de la incineradora de Montcada representen una contribució mínima a la concentració de PCDD/Fs als vegetals, ja que en els dos casos la contribució és menor d'1%.

A la Figura 12.15 es presenta la relació entre la concentració calculada i la mesurada en els 17 congèneres de PCDD/Fs en vegetals. Aquesta relació vol representar la diferència entre les dues concentracions. Es pot observar com

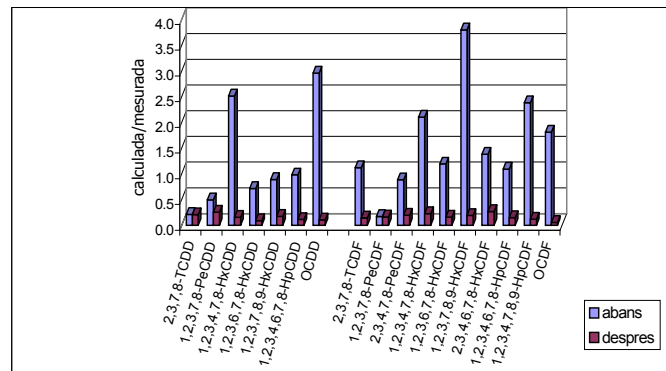
aquesta relació és molt més considerable abans de la instal·lació del nou sistema de neteja de gasos que no pas després. La màxima diferència es troba abans de la instal·lació dels filtres en l'1,2,3,7,8,9-HxCDF, i la diferència més petita es troba després de la instal·lació dels filtres en el congènere 1,2,3,6,7,8-HxCDD.

**Taula 12.8.-** Nivells de dioxines en vegetals (ng/kg) **abans** de les millores.

Congènere	C <sub>calculada</sub>	C <sub>mesurada</sub>	contribució %
2,3,7,8-TCDD	2.08E-04	1.00E-01	0.21
1,2,3,7,8-PeCDD	2.17E-03	4.40E-01	0.49
1,2,3,4,7,8-HxCDD	7.41E-03	2.95E-01	2.51
1,2,3,6,7,8-HxCDD	1.71E-02	2.40E+00	0.71
1,2,3,7,8,9-HxCDD	9.30E-03	1.05E+00	0.89
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	5.04E-02	5.15E+00	0.98
OCDD	3.85E-01	1.30E+01	2.96
2,3,7,8-TCDF	1.40E-02	1.25E+00	1.12
1,2,3,7,8-PeCDF	1.67E-03	9.80E-01	0.17
2,3,4,7,8-PeCDF	8.16E-03	9.25E-01	0.88
1,2,3,4,7,8-HxCDF	2.10E-02	1.00E+00	2.10
1,2,3,6,7,8-HxCDF	1.14E-02	9.55E-01	1.19
1,2,3,7,8,9-HxCDF	1.14E-03	3.00E-02	3.80
2,3,4,6,7,8-HxCDF	1.80E-02	1.30E+00	1.38
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	4.36E-02	4.00E+00	1.09
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	8.39E-03	3.52E-01	2.38
OCDF	2.26E-02	1.25E+00	1.81
I-TEQ	1.68E-02	1.88E+00	0.89

**Taula 12.9.-** Nivell de dioxines en vegetals (ng/kg) **després** de les millores.

Congènere	C <sub>calculada</sub>	C <sub>mesurada</sub>	contribució %
2,3,7,8-TCDD	1.13E-04	5.50E-02	0.21
1,2,3,7,8-PeCDD	5.11E-04	2.00E-01	0.26
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1.54E-04	1.00E-01	0.15
1,2,3,6,7,8-HxCDD	3.07E-04	3.50E-01	0.09
1,2,3,7,8,9-HxCDD	4.30E-04	2.50E-01	0.17
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	3.47E-03	3.10E+00	0.11
OCDD	7.64E-03	7.50E+00	0.10
2,3,7,8-TCDF	9.83E-04	7.00E-01	0.14
1,2,3,7,8-PeCDF	7.15E-04	4.50E-01	0.16
2,3,4,7,8-PeCDF	9.73E-04	5.00E-01	0.19
1,2,3,4,7,8-HxCDF	9.02E-04	4.00E-01	0.23
1,2,3,6,7,8-HxCDF	6.32E-04	4.00E-01	0.16
1,2,3,7,8,9-HxCDF	4.72E-05	2.50E-02	0.19
2,3,4,6,7,8-HxCDF	1.07E-03	4.00E-01	0.27
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	2.39E-03	1.60E+00	0.15
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	1.77E-04	1.50E-01	0.12
OCDF	7.36E-04	1.30E+00	0.06
I-TEQ	1.41E-03	7.04E-01	0.20



**Figura 12.15.-** Relació entre la concentració calculada/mesurada per als nivells de congèneres de PCDD/Fs en vegetals.

S'ha de destacar el fet de que el congènere més tòxic (2,3,7,8-TCDD) presenta un dels millors resultats al comparar la concentració mesurada amb la calculada, tant abans com després de les millores ambientals (Figura 12.15).

No hem d'oblidar que els vegetals són considerats biomonitors per curts períodes de temps, ja que tenen una vida mitjana curta, i per tant un període d'exposició també relativament curt. Diferents autors han publicat que la vegetació pot netejar l'atmosfera de PCDD/Fs mitjançant la retenció de contaminant en cutícules creixents, atrapant les PCDD/Fs posades en contacte amb les fulles per deposició seca i humida (Alcock i Jones, 1996; Kjeller *et al.*, 1996; Welsch-Pausch *et al.*, 1995). Així, la presència de PCDD/Fs en vegetació es deu quasi exclusivament a l'exposició/retenció de les mateixes en l'aire. Per aquesta raó, les mesures de canvis en els nivells de PCDD/Fs en herbes i en les fulles de les collites poden ser utilitzades per a detectar canvis potencials en les concentracions d'aire, i d'aquí canvis en les quantitats i tipus de font (Alcock i Jones, 1996). Per tant, el descens de la concentració mesurada (63%), si considerem als vegetals com un indicador directe dels nivells de dioxines en aire, ens indica un descens considerable en la concentració ambiental, això sí, menor que el descens de les emissions (92%). Això, indica que existeixen altres fonts emissores de PCDD/Fs a la mateixa àrea d'estudi.

La variació entre la concentració predita i l'observada en els 17 congèneres tòxics es deguda principalment al fet de que la concentració calculada es deu solament a les emissions de la Incineradora de Montcada i Reixac, sense considerar altres possibles fonts emissores. Malgrat això, s'han de destacar les següents suposicions fetes durant el desenvolupament del model:

1.- Les concentracions d'aire i sòl es van considerar constants al llarg del període d'exposició avaluat. Canvis en la concentració gasosa alterarien l'equilibri de partició aire/vegetal. La concentració gasosa en el medi ambient és variable amb el temps, i per tant, el sistema no assolirà un equilibri de partició real. El sistema

s'aproximarà a un equilibri operacional que reflecteixi una concentració mitjana sobre un temps de resposta característic per a la resposta del sistema (Lorber *et al.*, 1994).

2.- Tots els paràmetres del model, coeficients de partició, i propietats fisico-químiques, han estat considerats constants amb el temps.

3.- La constant de pèrdua de les plantes va ser considerada la mateixa per a tots els congèneres. Aquesta constant es va desenvolupar a partir de dades de camp per la 2,3,7,8-TCDD (Lorber *et al.*, 1994).

## **13.- Modelització de metalls pesants**

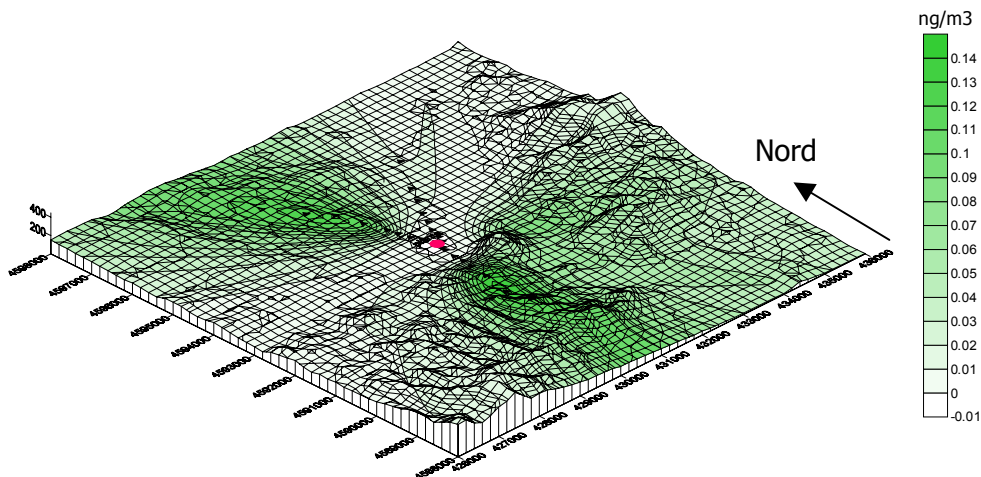
### **13.1.- Concentració de metalls pesants a l'aire**

L'objectiu d'aquest apartat ha estat la determinació dels nivells d'immisió de metalls pesants deguts a les emissions per xemeneia de la planta IRSU de Montcada i Reixac. Per tal d'assolir aquest objectiu s'ha dut a terme la simulació de la dispersió de les emissions de metalls pesants a l'aire. A més a més, s'han avaluat els beneficis de les millores ambientals de la planta sobre els nivells d'aire. Per últim, s'ha avaluat la contribució de les emissions de la planta de metalls pesants als nivells ambientals a l'aire.

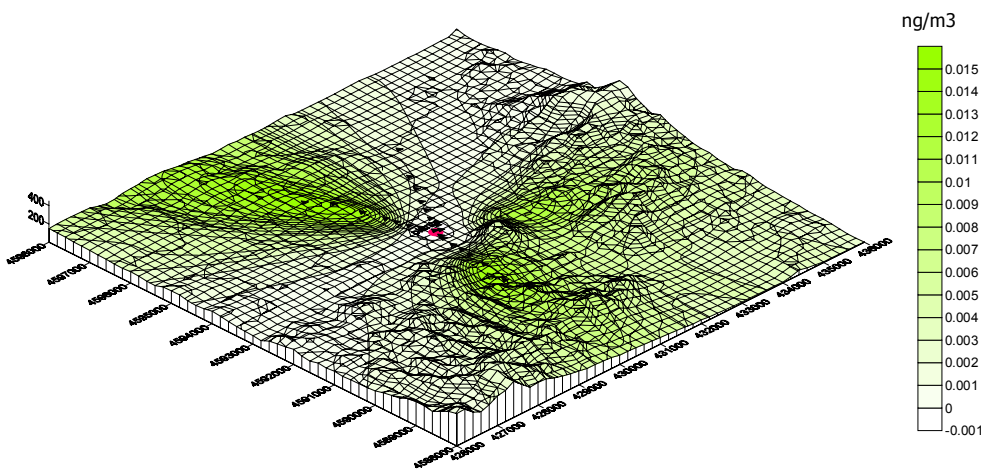
#### **13.1.1.- Dispersió a l'aire de les emissions de metalls pesants**

L'estudi de la dispersió dels metalls pesants emesos a l'aire per la planta Incineradora de Montcada i Reixac, s'ha dut a terme igual que en el cas de les PCDD/Fs mitjançant una simulació de la dispersió dels contaminants dins d'una malla de 10x10 Km, amb un espaiat de 200 m, on el punt central correspon a la xemeneia de la planta. La dispersió dels metalls pesants emesos per la planta incineradora de Montcada i Reixac s'ha realitzat per: Arsènic, Cadmi, Crom, Mercuri, Níquel i Plom. La dispersió dels metalls pesants s'ha realitzat considerant la seva totalitat units a la fase particulada, excepte pel mercuri, que és un metall especial dins del grup dels metalls pesants. El mercuri pot trobar-se present en diferents valències i compostos en el medi ambient, i cada espècie mostra un comportament diferent en el seu transport i transformacions en els medis. A pesar d'aquest fet, concentracions de les emissions en els diferents estats de valència no es troben disponibles. Així, s'ha considerat la dispersió de mercuri en fase vapor, ja que de la concentració total de mercuri a l'atmosfera la forma en estat vapor és en general la majoritària.

A les Figures 13.1 i 13.2 es presenten els resultats de la simulació de la dispersió de les emissions d'arsènic abans i després de les millores ambientals a la planta. El resultat de la dispersió de les emissions dels altres metalls es troben representats a l'Annex B. Podem observar que la diferència principal entre els resultats abans o després ve determinada pel nivell d'immisió dels nivells d'arsènic a l'aire. En aquestes gràfiques es pot veure com la dispersió dels contaminants és un resultat dels efectes de les condicions meteorològiques i la cartografia de l'àrea. S'observa com les zones que es troben a les direccions sud i nord-oest de la planta són les més influenciades per les emissions en estudi. Per contra, la direcció nord-est es troba mínimament influenciada per les emissions de la planta.



**Figura 13.1.-** Dispersió de les emissions d'arsènic ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ) al 1996.



**Figura 13.2.-** Dispersió de les emissions d'arsènic ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ) al 2000.

### 13.1.2.- Benefici de les millores ambientals als nivells de metalls pesants a l'aire

Tal i com s'ha comentat anteriorment, la planta incineradora de Montcada i Reixac al 1999 va instal·lar un sistema de reducció d'emissions de PCDD/Fs i metalls pesants. Això, ha implicat una reducció considerable en l'impacte de les emissions de la planta. A la Taula 13.1 es presenten les mitjanes calculades dels nivells dels metalls pesants a l'aire pels 24 punts considerats a la monitorització, tant abans com després de la instal·lació de les millores ambientals. Si observem les reduccions de les emissions de metalls pesants (Taula 11.3), podem dir que les reduccions obtingudes en els valors d'immissió es troben en total concordança amb les reduccions a les emissions. El cadmi i el mercuri són els dos metalls amb una reducció més gran. Per contra, el níquel és el metall amb una reducció més petita tant en les emissions com també en els nivells d'immissió.

**Taula 13.1.-** Nivells de metalls pesants calculats (ng/m<sup>3</sup>) en aire abans i després de les millores ambientals.

	<b>abans millores</b>	<b>després millores</b>	<b>reducció %</b>
<b>As</b>	4.26E-02	5.02E-03	88
<b>Cd</b>	5.80E-03	3.86E-04	93
<b>Cr</b>	2.60E-03	8.70E-04	67
<b>Hg</b>	2.07E-02	1.44E-03	93
<b>Ni</b>	3.02E-03	1.97E-03	35
<b>Pb</b>	1.73E-01	5.40E-02	69

### 13.1.3.- Contribució de les emissions de la planta als nivells ambientals de metalls pesants a l'aire

A la Taula 13.2 es mostra el valor mitjana de la concentració calculada (model de dispersió) en aire de metalls pesants per als 24 punts, considerats com de major impacte per la planta incineradora de Montcada i Reixac, abans i després de les millores ambientals a la planta, respectivament. En aquesta taula també es presenten els valors mesurats a l'aire de metalls pesants a l'àrea de Montcada i Reixac (dades facilitades pel departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya). Si comparem les concentracions calculades de metalls pesants degudes a les emissions de la planta, amb les concentracions mesurades a l'àrea d'estudi, observem que la contribució de les emissions de la planta als nivells ambientals no és mai superior al 10%. Això ens diu que l'impacte de la planta és no gaire important en comparació amb altres fonts d'emissió de major impacte en la mateixa àrea d'estudi. Tal com s'ha comentat anteriorment, l'àrea d'estudi és un zona amb una alta activitat industrial i tràfic.

**Taula 13.2.-** Nivells d'immissió de metalls pesants (ng/m<sup>3</sup>) abans i després de les millores.

	<b>abans de les millores</b>			<b>després de les millores</b>		
	<b>C<sub>calculada</sub></b>	<b>C<sub>mesurada</sub>*</b>	<b>contribució %</b>	<b>C<sub>calculada</sub></b>	<b>C<sub>mesurada</sub>*</b>	<b>contribució %</b>
<b>As</b>	4.26E-02	0.8	5.33	5.02E-03	0.4	1.26
<b>Cd</b>	5.80E-03	1.5	0.39	3.86E-04	1.3	0.03
<b>Cr</b>	2.60E-03	-	-	8.70E-04	-	-
<b>Hg</b>	2.07E-02	-	-	1.44E-03	-	-
<b>Ni</b>	3.02E-03	23.6	0.01	1.97E-03	11.3	0.02
<b>Pb</b>	1.73E-01	121.7	0.14	5.40E-02	93.6	0.06

- Dades facilitades per la Generalitat de Catalunya

### 13.2.- Concentració de metalls pesants al sòl

En aquest apartat, es presenta la concentració en sòl calculada amb el model simple multi-compartamental aire-sòl-vegetació deguda a les emissions de la planta incineradora de Montcada i Reixac durant els anys que ha estat en funcionament. El sòl representa un bio-monitor a llarg termini, ja que la seva exposició es realitza durant llargs períodes de temps. Com no hem considerat els nivells de fons, la concentració calculada no és representativa de la concentració de metalls pesants al sòl de l'àrea, però ens diu la contribució de les emissions de la planta en els nivells ambientals.

La concentració de metalls pesants al sòl abans de la instal·lació del sistema de neteja de gasos s'ha calculat considerant l'acumulació de metalls pesants al sòl durant els 21 anys que ha estat funcionant la planta, des del 1975 fins el 1996 (any de la primera monitorització), sense el sistema de neteja de gasos. Per al càlcul de la concentració de metalls pesants en sòl després de la instal·lació del sistema de neteja de gasos, s'ha considerat la suma de la concentració en sòl abans de la instal·lació de les millores ambientals (des de 1996 a 1999), més l'acumulació durant els 2 anys que la planta ha estat en funcionament amb les millores ambientals (1999 al 2000).

#### 13.2.1.- Benefici de les millores ambientals als nivells de metalls pesants al sòl

En aquest apartat es presenta el valor de les concentracions de metalls pesants en sòl, abans i després de la instal·lació de les millores ambientals. A la Taula 13.3 es troben els valors de la concentració en sòl, i la variació que experimenten els nivells de metalls pesants calculats al sòl. S'observa que presenten un lleuger increment al llarg del temps, degut a que tal i com hem dit el sòl és un medi acumulatiu.

**Taula 13.3.-** Nivells de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en sòl abans i després de les millores ambientals.

	abans millores	després millores	increment %
<b>As</b>	8.82E-03	8.99E-03	-1.89
<b>Cd</b>	2.01E-02	2.02E-02	-0.50
<b>Cr</b>	2.61E-04	2.76E-04	-5.43
<b>Hg</b>	2.77E-04	2.80E-04	-1.07
<b>Ni</b>	7.94E-03	8.23E-03	-3.52
<b>Pb</b>	8.24E-01	8.33E-01	-1.08

### 13.2.2.- Contribució de les emissions de metalls pesants de la planta als nivells ambientals al sòl

La Taula 13.4 mostra la concentració mitjana en sòl calculada i mesurada pels 24 punts de major impacte en les rodalies de la planta Incineradora de Montcada i Reixac, tant abans com després de la instal·lació de les millores ambientals. Podem observar que a l'igual que amb les PCDD/Fs, la contribució de les emissions de la planta a la concentració final de metalls pesants en sòl és insignificant, ja que no és superior a l'10% en cap dels metalls estudiats.

**Taula 13.4.-** Nivells de metalls pesants en sòls ( $\mu\text{g/g}$ ) **abans i després** de les millores.

	abans de les millores			després de les millores		
	$C_{\text{calculada}}$	$C_{\text{mesurada}}$	contribució %	$C_{\text{calculada}}$	$C_{\text{mesurada}}$	contribució %
<b>As</b>	8.82E-03	7.62	0.12	8.99E-03	9.62	0.09
<b>Cd</b>	2.02E-02	0.31	6.52	2.02E-02	0.36	5.61
<b>Cr</b>	2.61E-04	14.4	0.00	2.76E-04	20.17	0.001
<b>Hg</b>	2.77E-04	0.02	1.39	2.80E-04	-	-
<b>Ni</b>	7.94E-03	11.8	0.07	8.23E-03	19.55	0.04
<b>Pb</b>	8.24E-01	38.19	2.16	8.33E-01	32.78	2.54

### 13.2.3.- Vies principals d'exposició al sòl

A la Taula 13.5 es mostra la contribució de les diferents vies d'exposició per a la concentració acumulada al sòl dels metalls pesants. S'observa que la via d'exposició amb més pes és la deposició humida. Cal recordar que els metalls pesants es troben units a les partícules, i que la deposició humida és deguda a l'efecte de la pluja sobre les partícules. En canvi, la deposició seca és deguda a les forces gravitacionals en les partícules. Així doncs, malgrat que l'àrea d'estudi amb un clima típic mediterrani presenta poques pluges, l'efecte d'aquestes és molt més gran que el de la deposició seca. S'ha de destacar que l'exposició a través de les arrels de les plantes té una contribució mínima (<1% per a tots els metalls pesants).

**Taula 13.5.-** Contribució de les diferents vies d'exposició a la concentració de metalls pesants en sòl.

	via arrels	deposició seca	deposició humida	Total
<b>As</b>	6.40E-08	1.11E-03	7.71E-03	8.82E-03
<b>Cd</b>	2.75E-05	2.54E-03	1.77E-02	2.02E-02
<b>Cr</b>	3.37E-10	3.29E-05	2.28E-04	2.61E-04
<b>Ni</b>	9.18E-07	9.98E-04	6.94E-03	7.94E-03
<b>Pb</b>	7.11E-05	1.04E-01	7.21E-01	8.24E-01

Per altra banda, cal destacar que a l'haver fet la suposició de que el mercuri es trobava en fase vapor majoritàriament, el comportament d'aquest metall ha estat diferent dels altres, presentant com a principal via d'exposició l'absorció vapor.

### 13.3.- Concentració de metalls pesants al vegetals

En aquest apartat es presenten els resultats de les concentracions calculades en vegetals a partir del model simple aire-sòl-vegetació. La concentració de metalls pesants calculada representa l'acumulació durant una exposició de 6 mesos (vida mitjana de la planta). En primer lloc, es presenten els resultats dels metalls pesants abans i després de les millores ambientals i es comparen les concentracions degudes a les emissions. Després, es realitza un estudi de la contribució de les emissions de la planta als nivells ambientals. Per últim, s'avalua la contribució de les diferents vies d'exposició dels vegetals.

#### 13.3.1.- Benefici de les millores ambientals als nivells de metalls pesant als vegetals

La Taula 13.6 presenta els nivells dels metalls pesants calculats amb el model simple en vegetals abans i després de la instal·lació de les millores ambientals en la planta Incineradora de Montcada i Reixac. S'observa com tots els metalls presenten una reducció considerable en els seus nivells.

**Taula 13.6.-** Nivells de metalls pesants calculats ( $\mu\text{g/g}$ ) en vegetals abans i després de les millores ambientals.

	<b>abans millores</b>	<b>després millores</b>	<b>reducció %</b>
<b>As</b>	2.61E-04	3.10E-05	88.12
<b>Cd</b>	6.30E-05	3.02E-05	52.12
<b>Cr</b>	1.59E-05	5.36E-06	66.28
<b>Hg</b>	1.27E-04	8.87E-06	93.02
<b>Ni</b>	1.95E-05	1.32E-05	32.32
<b>Pb</b>	1.13E-03	4.07E-04	98.83

#### 13.3.2.- Contribució de les emissions de metalls pesants de la planta als nivells ambientals al vegetals

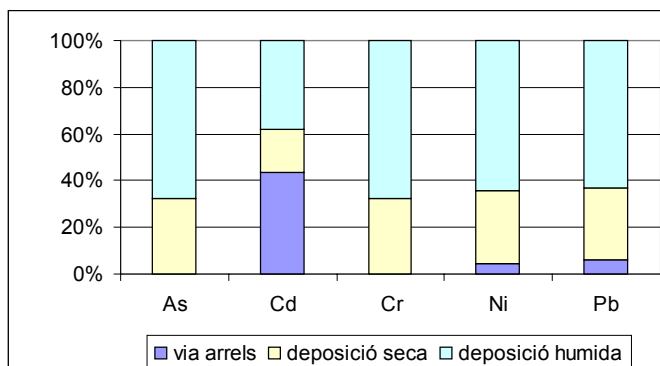
L'objectiu d'aquest apartat és avaluar la contribució de les emissions de la planta (concentració calculada amb el model simple aire-sòl-vegetació), a la concentració mesurada de metalls pesants en herbes. Es pot notar que la contribució calculada de les emissions de la planta a la concentració en vegetals és mínima, ja que igual que en el cas del sòl, per a tots els metalls pesants aquesta contribució és inferior a l'1%, tant abans com després de les millores ambientals

**Taula 13.7.-** Nivells de metalls pesants en vegetals ( $\mu\text{g/g}$ ) **abans i després** de la instal·lació del sistema de neteja de gasos.

	abans del sistema de neteja			després del sistema de neteja		
	$C_{\text{calculada}}$	$C_{\text{mesurada}}$	contribució %	$C_{\text{calculada}}$	$C_{\text{mesurada}}$	contribució %
<b>As</b>	2.61E-04	0.14	0.19	3.10E-05	0.19	0.02
<b>Cd</b>	6.30E-05	0.11	0.06	3.02E-05	0.09	0.03
<b>Cr</b>	1.59E-05	0.59	0.003	5.36E-06	0.76	0.001
<b>Hg</b>	1.27E-04	0.05	0.25	8.87E-06	0.06	0.01
<b>Ni</b>	1.95E-05	1.29	0.002	1.32E-05	0.98	0.001
<b>Pb</b>	1.13E-03	3.68	0.03	4.07E-04	2.00	0.02

### 13.3.3.- Vies principals d'exposició als vegetals

A la Figura 13.3. es presenta la contribució de cada via d'exposició a la concentració de metalls pesants en vegetals calculada amb el model simple multi-compartimental (Taula 13.7). Es pot observar que per a tots els metalls, l'exposició a través de la deposició humida és la via amb més pes en la concentració, excepte per al cadmi que presenta una contribució important d'exposició a través de les arrels. L'alta exposició dels vegetals a través de les arrels pel cadmi és principalment deguda a l'alt coeficient de bio-concentració sòl-planta, el qual ens indica l'alta tendència del cadmi de passar del sòl cap als vegetals (Annex A).



**Figura 13.3.-** Contribució de les diferents vies d'exposició a la concentració de cada metall pesant en vegetals.

A l'igual que en el sòl, el mercuri és un metall que es comporta totalment diferent de la resta, degut a la suposició de que les seves emissions són en forma vapor. Per això la via d'exposició que contribueix més a la concentració d'aquest metall és l'absorció vapor.



*Departament d'Enginyeria Química*  
*Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Química*  
*UNIVERSITAT ROVIRA i VIRGILI*

Model d'avaluació del risc sobre la salut.  
Aplicació als residents a les rodalies de la  
incineradora de Montcada i Reixac

Montserrat Meneses Benítez

Tarragona, 2002

## **14.- Monitorització**

### **14.1.- Nivells de PCDD/Fs en sòls**

En aquest apartat es presenten els resultats de la monitorització dels nivells de dioxines i furans en sòl, realitzada a les rodalies de la planta incineradora de Montcada i Reixac. La primera part de la monitorització va ser als anys 1996, 1997 i 1998, amb l'objectiu d'identificar els nivells ambientals al sòl de les PCDD/Fs, així com també les variacions temporals i espacials dels seus nivells. La segona part es va dur a terme al 2000, després de la instal·lació d'un nou sistema de neteja de gasos que va portar una disminució significativa de les emissions de la planta per xemeneia. Aquesta segona part de la monitorització, tenia com objectiu avaluar l'efecte que sobre el medi té el descens de les emissions de la planta incineradora.

#### **14.1.1.- Nivells de PCDD/Fs en les mostres de sòl (variació temporal)**

La Taula 14.1 mostra les concentracions mitjanes de PCDD/PCDFs en les 24 mostres de sòl recollides en les proximitats de la planta als anys 1996, 1997, 1998 i 2000. També es presenta la variació temporal de cada mostra entre les recollides de 1996 i 1997, 1997 i 1998, i 1998 i 2000. Una comparació dels resultats de l'última monitorització al 2000 (després de la instal·lació de les millores ambientals a la planta) amb l'anterior, realitzada al 1998, mostra un descens global en el valor I-TEQ del 55%. S'observa una disminució de concentració en 16 de les 24 mostres, mentre que les 8 mostres restants mostren un increment. Si comparem la recollida de l'any 1998 amb la recollida de l'any 1997, observem un augment en el valor d'I-TEQ del 87%, observant-se una disminució en 9 de les 24 mostres, un increment en 14 de les mostres, i una mostra sense cap variació (la mostra S8, sud a 3000 m). Per altra banda, si comparem l'any 1997 respecte a 1996 observem una disminució del 27%, on 15 de les 24 mostres van reduir el seu nivell, mentre que les altres 9 restants van mostrar increments de diferent consideració. Malgrat tot, l'anàlisi estadístic de les dades no va donar diferències estadísticament significatives entre les diferents recollides. A la Figura 14.2. es presenta un resum dels I-TEQ en cada recollida.

**Taula 14.1.-** Concentracions de PCDD/Fs (ng I-TEQ/kg p.s.) en mostres de sòl recollides en les proximitats de la incineradora de residus urbans de Montcada i Reixac.

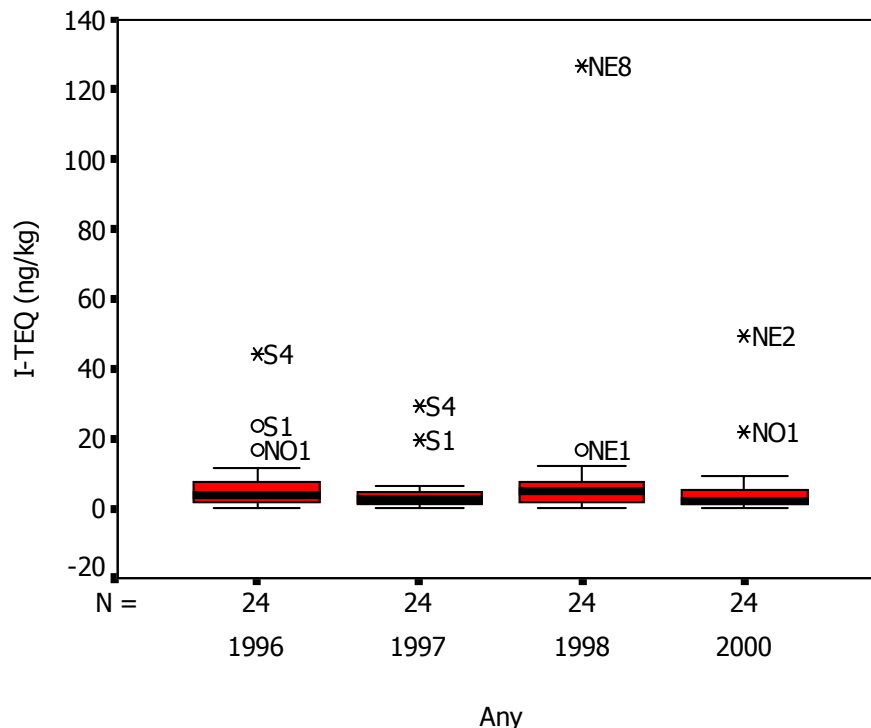
Mostra					% variació		
	1996	1997	1998	2000	96/97	97/98	98/00
NE1	1.04	5.84	16.90	4.04	462	189	-76
NO1	16.80	3.9	7.99	22.10	-77	105	177
S1	23.80	19.72	12.20	4.52	-17	-38	-63
NE2	1.29	2.41	1.51	49.40	87	-37	3172
NO2	4.22	4.95	7.24	1.38	17	46	-81
S2	0.76	1.59	0.75	0.39	109	-53	-48
NE3	2.14	1.34	5.40	0.95	-37	303	-82
NO3	5.18	6.3	8.06	0.99	22	28	-88
S3	3.00	4.44	2.51	9.12	48	-43	263
NE4	2.05	0.15	5.73	2.16	-93	3720	-62
NO4	8.14	4.06	6.51	2.14	-50	60	-67
S4	44.30	29.27	1.99	5.55	-34	-93	179
NE5	0.54	6.23	0.45	0.98	1045	-93	118
NO5	1.94	1.89	1.84	1.70	-3	-3	-8
S5	1.90	0.23	8.03	4.91	-88	3391	-39
NE6	11.30	2.72	5.65	5.50	-76	108	-3
NO6	5.14	0.27	0.60	0.51	-95	121	-14
S6	2.07	2.86	4.21	0.37	38	47	-91
NE7	10.60	3.64	2.63	2.78	-66	-28	6
NO7	2.11	1.6	4.00	0.23	-24	150	-94
S7	6.21	1.77	7.06	6.06	-71	299	-14
NE8	4.04	1.66	127.00	3.20	-59	7551	-97
NO8	0.28	0.4	0.06	1.12	44	-86	1900
S8	6.92	0.39	0.39	1.54	-94	0	295

**Taula 14.2.-** Nivells de PCDD/Fs (ng I-TEQ/kg p.s.) en mostres de sòl.

	rang	mediana	mitjana
1996	0.28- 44.30	3.52	6.91
1997	0.15 - 29.27	2.57	4.48
1998	0.06 - 127.00	4.81	9.95
2000	0.23- 49.40	2.15	5.49

A la Figura 14.1, es mostren els diagrames de caixes corresponen als I-TEQ per a les quatre recollides consecutives. Aquest diagrama representa en el rectangle, la meitat central de les dades que va des del primer al tercer quartil (un quartil és el punt de divisió d'un conjunt de dades quan es divideix en quarts). La mediana es representa com una barra dins de la caixa. Una línia s'estén des del tercer quartil al percentil 95%, i una altra del primer quartil al percentil 5%. S'observa un número de mostres representades fora del diagrama. Aquests punts es consideren valors atípics (o) o valors extrems (\*). Valor atípic és aquell que es troba a una distància de la vora superior o inferior d'entre 1.5 i 3 vegades la longitud de la caixa (amplitud intercuartils). Valor extrem és aquell que es troba a una distància de la vora superior

o inferior més de 3 vegades la longitud de la caixa. Degut a la presència de valors atípics i extrems, totes les comparacions realitzades entre les diferents recollides, s'han fet amb medianes.



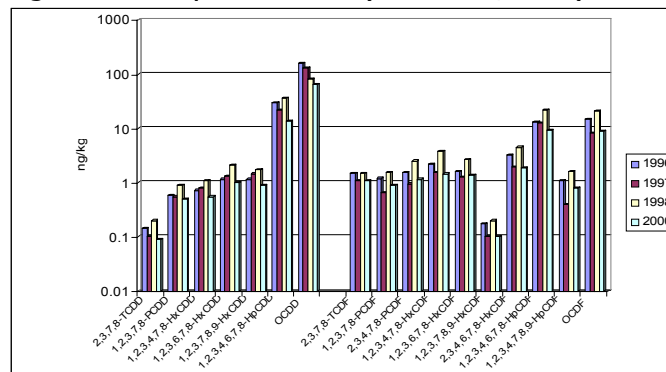
**Figura 14.1.-** Diagrama de caixa de les mostres de sòl recollides en les proximitats de la incineradora de Montcada i Reixac durant els anys 1996, 1997, 1998 i 2000.

En referència al congènere més tòxic (2,3,7,8-TCDD), al 2000 aquest va ser detectat en 17 de les 24 mostres (límit de detecció: 0.05 ng/kg p.s.), amb una concentració màxima de 0.50 ng/kg (p.s). La mitjana de 2,3,7,8-TCDD va ser 0.15 ng/kg p.s. (mediana: 0.10 ng/kg). Al estudis de 1996, 1997 i 1998, la mitjana de la 2,3,7,8-TCDD va ser 0.26 ng/kg (p.s.) (mediana: 0.14 ng/kg p.s), 0.15 ng/kg p.s (mediana, 0.10 ng/kg p.s), i 0.18 ng/kg (p.s.) (mediana: 0.20 ng/kg p.s), respectivament. El rang de les concentracions d'OCDD a l'estudi de 2000 va estar entre 6 i 750 ng/kg, amb una mitjana i una mediana de 129.45 i 64.00 ng/kg. La concentració d'OCDD va estar entre 1.63 i 2100.23 ng/kg a l'estudi realitzat al 1996, entre 2.2 i 700 ng/kg a l'estudi de 1997 i entre 3.4 i 37000 ng/kg a l'estudi realitzat al 1998.

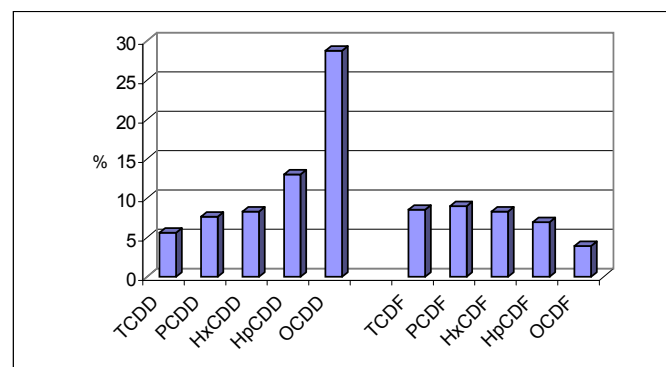
#### 14.1.2.- Distribució dels diferents congèneres a les mostres de sòl

A la Figura 14.2 es mostren els nivells de concentració mediana dels congèneres de PCDD/Fs per a les mostres recollides al 1996, 1997, 1998 i 2000. Els resultats indiquen

que els isòmers més substituïts s'acumulen amb major intensitat en el sòl. En la majoria de les mostres, l'OCDD és el congènere predominant. La Figura 14.3 representa el perfil de distribució dels homòlegs de PCDD/Fs (considerant tots els congèneres, els tòxic i els no tòxics), corresponent a les mostres recollides al 2000. L'homòleg de TCDD representa la suma de la concentració mesurada per a tots els congèneres existents de TCDD; és a dir, de tots els congèneres que tenen 4 clors substituïts indiferentment de la seva posició. El perfil que presenten les nostres mostres és el típic perfil de PCDD/Fs en sòls recollits en les proximitats d'incineradores de residus municipals (Birmigham, 1990; Bruzy i Hites, 1995; Jiménez *et al.*, 1996; Schuhmacher *et al.*, 1997b, 1998b). Aquest perfil es pot justificar pel fet de que el sòl reflecteix la deposició durant llargs períodes de temps. Per altra banda, els congèneres més substituïts tenen una baixa pressió de vapor amb una elevada  $K_{ow}$ , juntament amb una elevada vida mitjana, a diferència dels congèneres menys substituïts (Shiu *et al.*, 1988).



**Figura 14.2.-** Nivells de concentració mediana dels congèneres de PCDD/Fs en mostres de sòl recollides en les proximitats de la incineradora de Montcada i Reixac durant els anys 1996, 1997, 1998 i 2000.



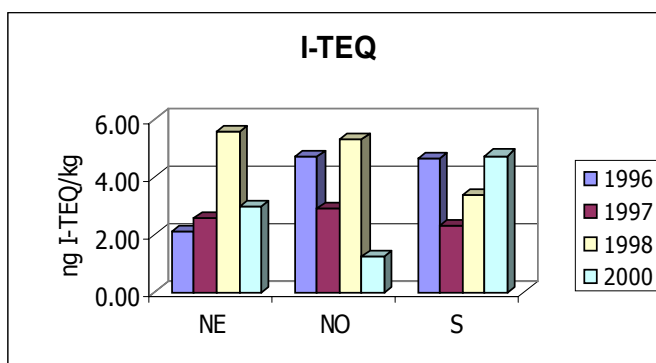
**Figura 14.3.-** Perfil dels homòlegs de PCDD/Fs en sòls recollits l'any 2000 en les proximitats de la planta incineradora de Montcada i Reixac.

#### 14.1.3.- Nivell de PCDD/Fs en sòl segons la direcció del vent (variació espacial).

La Figura 14.4 mostra els valors de les medianes dels diferents congèneres de PCDD/Fs en sòls, per a cadascuna de les tres direccions predominants del vent pels

estudis realitzats al 1996, 1997, 1998 i 2000. A l'Annex C és presenten els valors corresponents a cada congènere en les direccions predominants del vent.

A l'estudi realitzat a l'any 2000, les concentracions de PCDD/Fs van disminuir en dues de les direccions de la rosa dels vents respecte a l'estudi realitzat al 1998, (46% i 76% per a la direcció NE i NO, respectivament), mentre que a la direcció S es va presentar un augment (40%). A l'estudi de 1998, les concentracions de PCDD/Fs van presentar un augment respecte al 1997 en les tres direccions de la rosa del vent (115%, 82% i 45% per al NE, NO i S, respectivament). Durant 1997, les concentracions medianes de PCDD/Fs van disminuir en les direccions NO i S (38% i 50%, respectivament), respecte al 1996. Per contra, els nivells de PCDD/Fs van incrementar en la direcció NE (22%). Malgrat això, aquestes variacions no presenten cap diferència estadísticament significativa entre els diferents anys. Quan es va aplicar el test estadístic de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney als nivells de PCDD/Fs segons les diferents direccions del vent, no es va trobar cap diferència significativa.



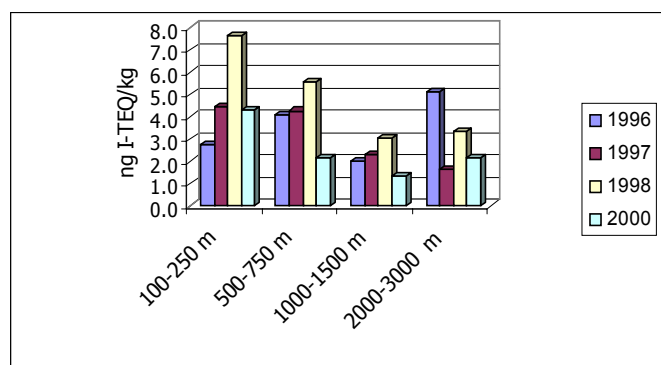
**Figura 14.4.-** Nivells de dioxines (ng I-TEQ/kg) en mostres de sòl segons les diferents direccions del vent.

Els vents predominants a l'àrea d'estudi provenen de la direcció nord i sud-est (Figures 11.1 i 11.2). Per aquest raó els nivells més baixos els trobem a la direcció nord-est, ja que el sòl d'aquesta direcció no es troba a l'àrea d'influència directa de la planta. Malgrat això, al 1998 el sòl va mostrar un nivell molt alt a la direcció nord-est. Si observem la Figura 14.1 es pot veure que al 1998 les mostres recollides a la direcció nord-est presenten una mostra amb un valor extrem i una altra amb un valor atípic. Aquest fet indica que la direcció nord-est al 1998 presenta uns valors més alts de la resta de mostres. Aquesta concentració tan alta en un moment puntual i en un lloc puntual, posa clarament de manifest la presència d'una altra contaminació temporal (al 1998) i espacial (direcció NE).

#### 14.1.4.- Nivells de PCDD/Fs en sòl segons la distància a la planta (variació espacial).

Les distàncies s'han agrupat de dos en dos formant grups. Això s'ha fet per tal de poder aplicar una anàlisi estadística de forma rigorosa. La Figura 14.5 presenta els nivells d'I-TEQ de PCDD/Fs en funció de les diferents distàncies a la incineradora. En aquesta figura s'observa com els nivells d'I-TEQ presenten un increment al llarg dels anys. Aquest fet és totalment lògic considerant que el sòl és un biomonitor acumulatiu de llargs períodes de temps. Al 1998 s'observa un increment dels nivells per a totes les distàncies, fet degut a l'increment observat en les mostres d'aquest any, tal i com s'ha comentat anteriorment i com s'observa a la Figura 14.1.

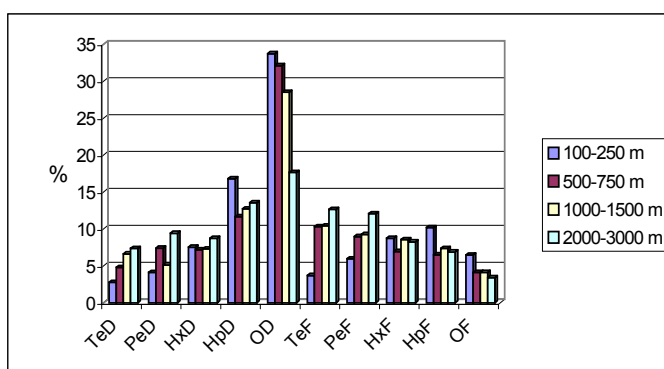
A l'Annex C es presenten les taules corresponents als nivells dels 17 congèneres tòxics de dioxines al sòl per a les diferents distàncies a la xemeneia. Al 2000, s'observa un descens de PCDD/Fs per totes les distàncies en comparació amb l'any 1998. Durant 1998 es va observar un increment de PCDD/Fs per totes les distàncies en comparació amb l'any 1997. Si comparem els estudis de 1996 i 1997, s'observa com el nivell de PCDD/Fs va augmentar a totes les distàncies, excepte per a les mostres més allunyades de la xemeneia (2000-3000 m). Malgrat això, aquestes diferències no han resultat estadísticament significatives.



**Figura 14.5.-** Nivells de dioxines (ng I-TEQ/kg) en mostres de sòl agrupades segons les diferents distàncies a la incineradora.

Recentment, Trapp i Matthies (1997) van investigar la volatilització de les PCDD/Fs presents al sòl mitjançant un model matemàtic. L'estudi va mostrar que per nivells no molt elevats de PCDD/Fs en sòl, l'aire i el sòl es troben bastant pròxims a l'equilibri. Això fa que la desorpció jugui un paper molt poc important en aquells sòls on les concentracions de PCDD/Fs es troben solament lleugerament per damunt de l'equilibri químic. Per contra, es va suggerir que la volatilització del PCDD/Fs en llocs contaminats, podria suposar una font secundària de contaminació de l'aire (Trapp i Matthies, 1997).

La Figura 14.6 presenta la distribució dels homòlegs de PCDD/Fs depenent de la distància a la font emissora. En aquesta figura s'observa que la proporció d'OCDD disminueix a l'allunyar-se de la planta. En canvi, la proporció de TCDD augmenta a l'allunyar-se. Això indica que el transport dels homòlegs no és igual per a tots els congèneres. Els menys substituïts (un pes molecular més baix) es troben majoritàriament en fase vapor, i per tant, poden ser transportats a grans distàncies de la font emissora. Per aquest motiu, conforme ens allunyem de la font emissora la concentració dels menys substituïts augmenta. En canvi, els més substituïts (més alt pes molecular) es troben units a la fase particulada. Per aquest motiu, a l'allunyar-nos de la font emissora la concentració decreix.



**Figura 14.6.-** Distribució dels homòlegs de PCDD/Fs en mostres de sòl recollides l'any 2000 a diferents distàncies de la planta.

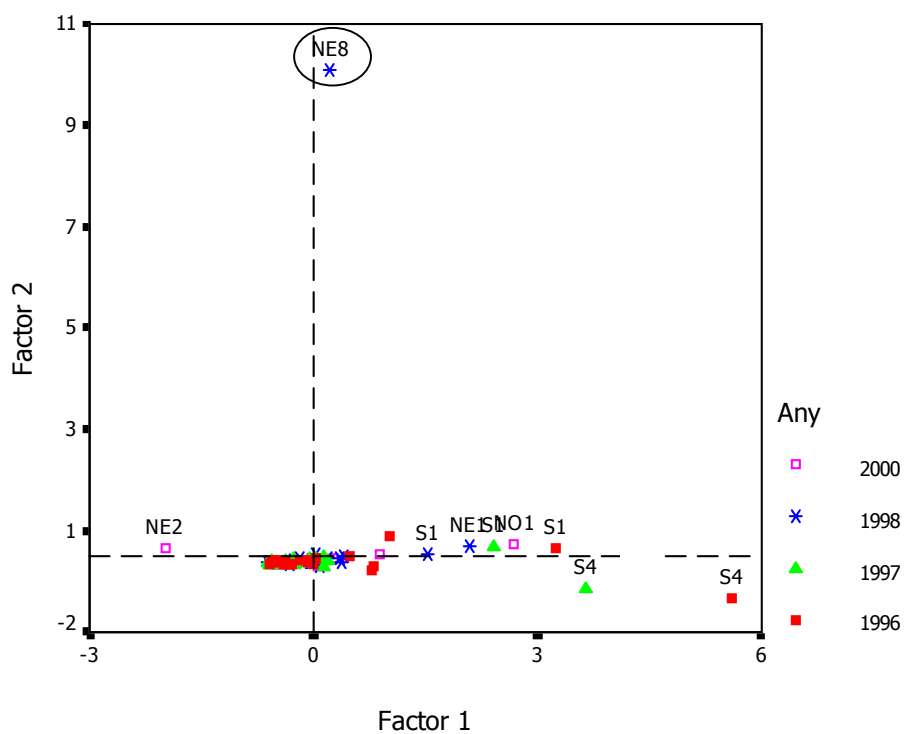
#### 14.1.5.- Anàlisi multivariant dels nivells de PCDD/Fs a les mostres de sòl.

És ben conegut que tant la quantitat com el tipus de congènere de PCDD/Fs emesos al medi ambient estan relacionats amb la font emissora. S'ha pogut observar que els congèneres trobats en les mostres medi ambientals presenten una composició característica, depenent de la font, així com de les reaccions de descomposició a les quals ha estat sotmesa. En àrees on es pressuposa l'existència de diferents focus d'emissió, l'aplicació d'una anàlisi multivariant pot ajudar a una eficient interpretació de les dades, així com també a extreure el màxim d'informació possible. Per cercar la correlació analítica dels resultats obtinguts en els estudis realitzats al 1996, 1997, 1998 i 2000, així com per avaluar possibles canvis produïts en la distribució dels isòmers que es donen a causa del resultat de reaccions químiques, volatilització, o de cloració, es va aplicar l'Anàlisi de Components Principals (ACP) a les 96 (24 x 4) mostres de sòl corresponents als quatre estudis.

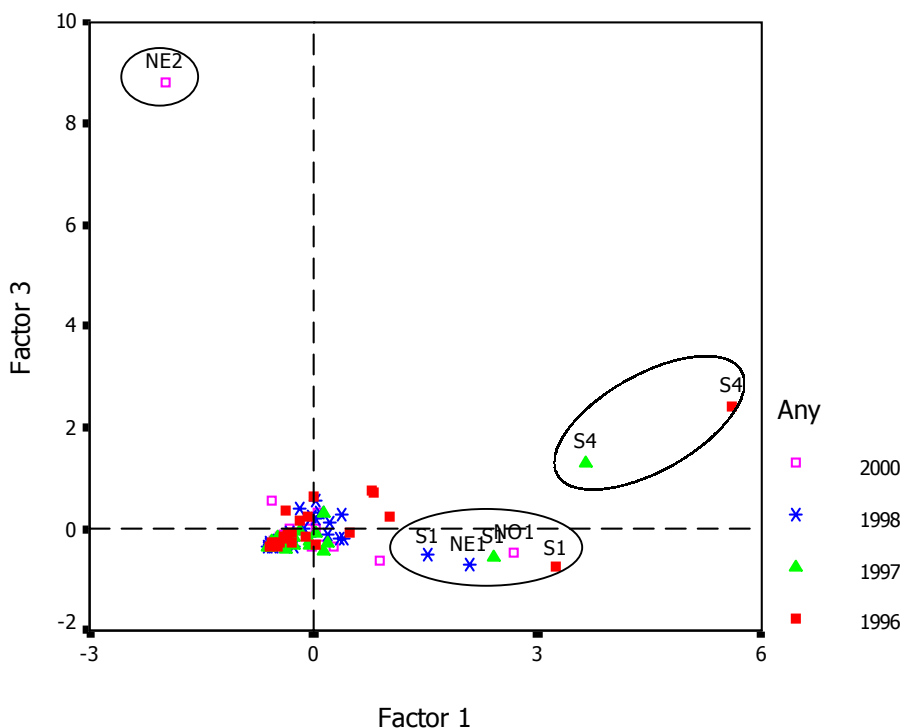
De l'Anàlisi de Components Principals es va obtenir un model amb tres dimensions que pot explicar el 93.82% de la variància. El primer component principal (que explica el

61.16% de la variància) està altament i positivament correlacionat amb els congèneres PCDD menys substituïts i amb els PCDF més substituïts, mentre que el segon component (21.73% de la variància) està correlacionat amb els congèneres més substituïts de PCDD, i amb l'OCDF, i el tercer component (10.94% de la variància) està alta i positivament correlacionat amb els PCDF menys substituïts. A l'Annex G es presenta el resultat de l'aplicació d'ACP als nivells de PCDD/Fs a les mostres de sòl.

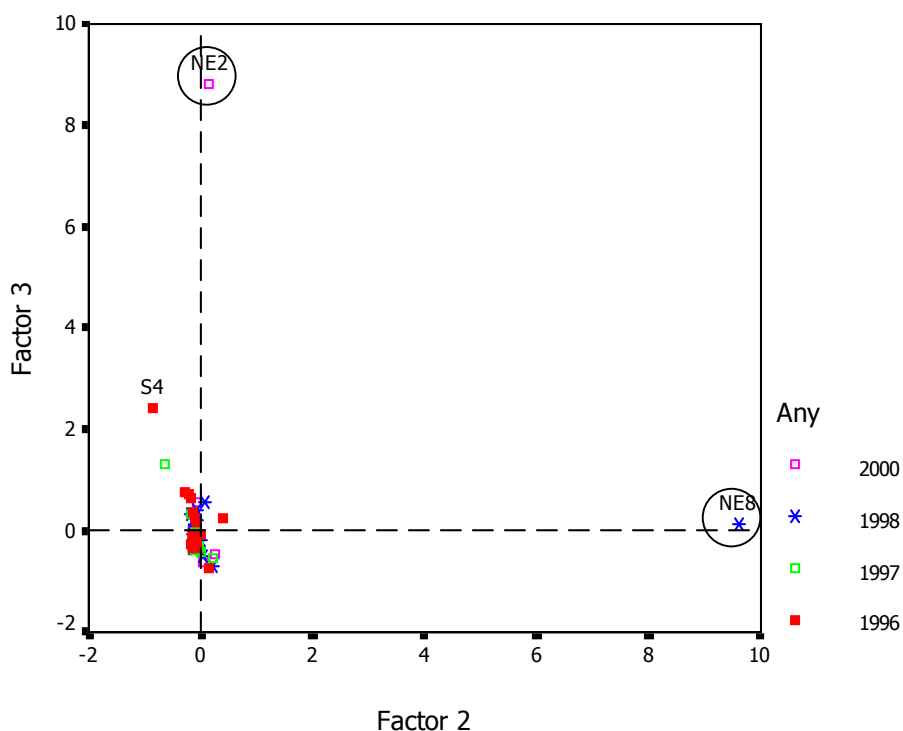
Les Figures 14.7-14.9 són el resultat de l'aplicació de l'anàlisi multivariant que es va realitzar als nivells de PCDD/Fs a les mostres de sòl recollides al 1996, 1997, 1998 i 2000. La majoria de les mostres presenten un comportament similar i formen una mateixa agrupació. Malgrat això, apareixen unes mostres extremes, les quals corresponen a les mateixes que es van comportar com valors extrems al diagrama de caixa (Figura 14.1). La mostra NE8 (nord-est a 3000 m) del 1998 presenta un alt valor del Factor 2, el que indica que aquesta mostra té un alt nivell dels congèneres de PCDD més substituïts i de l'OCDF. La mostra NE2 (nord-est a 250 m) del 2000 presenta un alt valor del Factor 3, el que indica que aquesta mostra presenta una concentració més elevada que la resta de mostres dels congèneres de PCDF menys substituïts. L'observació de l'ACP suggereix que les mostres que no es troben dintre de l'agrupació principal, presenten algun tipus de contaminació diferent a la resta, la qual no és deguda a les emissions pròpies de la incineradora. Així per exemple, és conegut que els vehicles amb benzines amb plom, són una font important de contaminació per PCDD/PCDFs (Marklund *et al.*, 1987). Malgrat això les mostres S4 (sud a 750 m) de 1996 i 1997 presenten un alt valor del Factor 1. Donat que és un comportament que es repeteix durant dos anys consecutius en un punt determinat, això indica que aquesta mostra va sofrir l'impacte d'una altra font emissora diferent a la planta incineradora de Montcada i Reixac, on les emissions de PCDD menys substituïts i els PCDF més substituïts són característiques.



**Figura 14.7.-** Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de PCDD/Fs en mostres de sòl: Factor 1 i 2



**Figura 14.8.-** Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de PCDD/Fs en mostres de sòl: Factor 1 i 3



**Figura 14.9.-** Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de PCDD/Fs en mostres de sòl: Factor 2 i 3

#### 14.1.6.- Comparació dels nivells de dioxines en sòl amb altres estudis d'incineradores

Es pot dir que els nivells trobats en diferents estudis recents són semblants, i fins i tot més baixos que les concentracions obtingudes en altres mostres recollides també en les proximitats de plantes incineradores de diversos indrets (De Jong *et al.*, 1993; Slob *et al.*, 1993; Lorber *et al.*, 1996; Schuhmacher *et al.*, 1998b).

En les Taules 14.3 y 14.4 es presenten els nivells de dioxines i furans expressats en I-TEQ d'altres investigacions prèvies, i que poden ajudar a la valoració dels resultats obtinguts en el present estudi. A la Taula 14.4 es mostren els resultats dels nivells de PCDD/Fs al sòl corresponents a diferents estudis realitzats a Catalunya. A la Taula 14.4 es presenten els resultats corresponents a sòls de diversos estudis de tot el món. Si comparem els nivells de PCDD/Fs obtinguts en els sòls analitzats en l'àrea de Montcada i Reixac amb els nivells de PCDD/Fs arreu del món, resulten inferiors en la majoria dels casos als descrits per diversos autors. Si els comparem amb els nivells a Catalunya, es troben dins de la mitjana.

**Taula 14.3.-** Concentracions de dioxines i dibenzofurans (ng I-TEQ/kg) en sòls de diversos lloc del món.

Lloc	Característiques de les mostres	Concentracions (I-TEQ)	Referència
Madrid	Sòls de les rodalies d'una planta incineradora de residus sanitaris	(0.69-11.4)	Jiménez <i>et al.</i> , 1996
Ontario (Canadà)	Sòls rurals	0.4±0.6	Birmingham, 1990
	Sòls urbans	11.3±21.8	
	Sòls industrials	40.8±33.1	
Alemanya	Sòls agrícoles:	1.7	Rappe, 1992
	Sòls de prats	2.3	
	Sòls de bosc (fulla caduca)	38.0 (5.9-102)	
	Sòls de bosc (coníferes)	36.9 (11.1-112.1)	
Holanda	Sòls de les rodalies d'una planta incineradora de residus urbans	(18-55) (13-252) (3-23)	De Jong <i>et al.</i> , 1993
USA	Sòls rurals	3.14 (0.08-22.9) Mediana 0.77	Fiedler, 1995
USA	Sòls agrícoles		Stephens <i>et al.</i> , 1995
	Controls	<0.5	
	Nivell baix	41.9	
	Nivell alt	459	
Columbus, (USA)	Sòls de les rodalies d'una planta IRSU	(49-356)	Lorber <i>et al.</i> , 1996
Washington State (USA)	Bosc	2.3 (0.033-5.2)	Yake <i>et al.</i> , 2000
	Urbà	4.1 (0.13-19)	
	Agrícola (trillat)	0.14 (0.0078-1.2)	
Corea	Àrea Residencial	1.50	Gon <i>et al.</i> , 2000
	Àrea Industrial	8.38	
	Pròxim a carretera	1.85	
	Pròxim a planta de paper	(0.25-7.03)	Jong-Guk <i>et al.</i> , 2000
Japó	Pròxim a una incineradora	6.8 (0.00067-110) Mediana 2.6	Teiji <i>et al.</i> , 2000
	Gran ciutat	5.4 (0.057-33) Mediana 2.7	
	Petita/mitjana ciutat	5.6 (0.022-61) Mediana 1.5	
	Nivell de fons	1.7 (0.13-5.6) Mediana 1.3	

Les concentracions figuren expressades en mitjanes. En parèntesis es mostren els rangs.

**Taula 14.4.-** Concentracions de dioxines i dibenzofurans (ng I-TEQ/kg) en sòls de diverses àrees de Catalunya.

Zona d'estudi	Rang	Mediana	Nº mostres
BESÓS 1998 *	1.22-34.28	9.06	24
BESÓS 1999 *	1.33-54.23	14.41	24
SIRUSA 1999 *	0.15-4.89	1.00	24
SIRUSA 1997 *	0.11-3.88	0.88	24
SIRUSA 1996 *	0.22-5.80	0.80	24
UNILAND (cementera)	0.14-0.75	0.28	4
CAMP DE TARRAGONA 1996	0.13-24.20	0.67	40
CAMP DE TARRAGONA 1998	0.12-17.20	0.75	40
MONTCADA 1996*	0.30-44.26	3.52	24
MONTCADA 1997 *	0.15-29.27	2.56	24
MONTCADA 1998 *	0.06-127	4.80	24
MONTCADA 2000 *	0.23-49.40	2.15	24

\* Àrea pròxima a una incineradora de residus urbans

A l'estudi de 1997 els resultats indicaven en línies generals, que les concentracions de PCDD/Fs en sòls recollits en les immediacions de la planta incineradora disminuïen en comparació amb 1996. Al comparar amb 1998, es va veure que la concentració de PCDD/Fs no havia canviat durant els últims tres anys i que no eren diferents estadísticament. A l'estudi del 2000, després de la instal·lació de les millores ambientals a la planta, s'observa un descens dels nivells malgrat que no és tampoc estadísticament significatiu.

Els resultats anteriors mostren que malgrat que les emissions per xemeneia de la incineradora han disminuït de forma important durant els últims dos anys, el sòl, com a matriu conservadora dels compostos orgànics d'elevada  $K_{ow}$ , no ha experimentat canvis significatius. Això vol dir que els processos de volatilització i degradació de les PCDD/Fs en sòl no juguen un paper important en el procés d'eliminació, i que l'acumulació de PCDD/Fs al sòl és un indicador de la deposició durant llargs períodes de temps (Bruzy i Hites, 1995; Kjeller *et al.*, 1996). Processos com volatilització, degradació de PCDD/Fs o altres mecanismes que estan controlats per les característiques dels congèneres i per les condicions ambientals, són molt lents.

Les dioxines i furans són contaminants persistents que es troben molt dispersos en el medi ambient i provenen de diferents processos, especialment dels processos de combustió (Fiedler *et al.*, 1990; Alcock i Jones, 1996; Fiedler, 1996, 1998). En aquest sentit, recentment es van trobar concentracions de PCDD/Fs entre 0.79 i 1.4 ng I-TEQ/kg (Wood *et al.*, 1999) en mostres de sòls que dataven de 1856 fins a 1913, cosa que fa pensar que els processos de contaminació natural poden tenir ja de per si mateixos una molt forta importància.

## 14.2.- Nivells de PCDD/Fs en herbes

### 14.2.1.- Nivells de PCDD/Fs en les mostres d'herbes (variació temporal)

La Taula 14.5 mostra les concentracions d'I-TEQ de PCDD/Fs en les 24 mostres d'herbes recollides en les proximitats de la incineradora de residus sòlids urbans de Montcada i Reixac durant 1996, 1997, 1998 i 2000. La mostra NE4 (750 m de la xemeneia en la direcció nord-est) recollida durant 2000, la mostra NO1 (100 m de la xemeneia en la direcció nord-oest) recollida durant 1998 i la mostra S1 (100 m de la xemeneia en la direcció sud) recollida durant 1997, es van excloure de l'estudi, donat que el percentatge de recuperació de l'anàlisi químic va ser massa baix. En la Taula 14.5 també es recull el percentatge de la variació temporal de cada mostra entre les recollides de 1996 i 1997, entre 1997 i 1998 i entre 1998 i 2000.

La comparació dels resultats de l'última monitorització (2000) després de la instal·lació del sistema de neteja de gasos amb la realitzada anteriorment (1998) mostra un descens en el valor d'I-TEQ del 11%, on s'observa que 17 de les 24 mostres redueixen el seu nivell. Si es comparen individualment els resultats de 1997 i 1998 observem una disminució en gran part de les mostres (19 de 23), amb una reducció mediana del 38%. Una tendència similar es va observar entre 1996 i 1997 amb una reducció mediana del 32%. El test no paramètric de Kruskal-Wallis mostra diferències significatives entre els nivells de PCDD/Fs pel període global dels quatre anys de mostratge ( $p < 0.01$ ). Malgrat això l'anàlisi estadístic de les dades període a període (test no paramètric de Mann-Whitney) indica diferències estadísticament significatives pels dos primers períodes: 1996-1997,  $p < 0.01$ ; 1997-1998,  $p < 0.05$ . En canvi al període 1998-2000 no es van trobar diferències significatives.

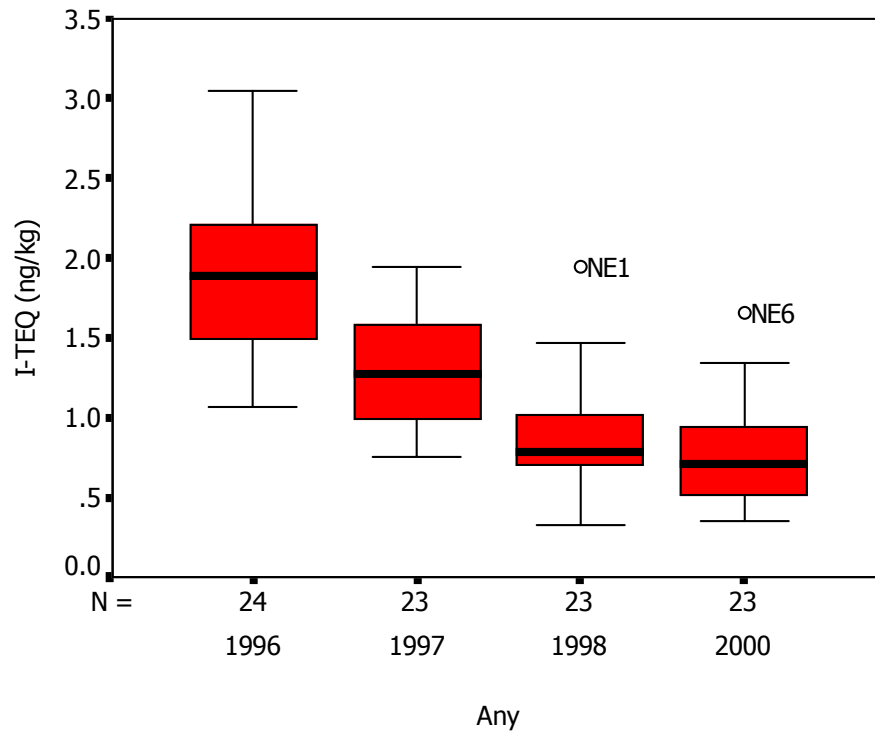
A la Taula 14.6 es presenten els valors I-TEQ als vegetals per a cada recollida. A la Figura 14.10 s'han representat les concentracions en herbes de les quatre recollides consecutives. La mostra NE6 (nord-est a 750m) de l'estudi del 2000 i la mostra NE1 (nord-est a 100m) de l'estudi 1998 es presenten com valors atípics. Per tant, totes les comparacions realitzades entre diferents estudis, s'han fet amb medianes. En aquesta gràfica s'observa com abans de la instal·lació de les millores ambientals a la planta (1996, 1997 i 1998), la tendència dels nivells de PCDD/Fs en herbes era de disminuir. Aquest fet és degut a un major control industrial per la reducció d'emissions de PCDD/Fs. Al 2000, després de les millores ambientals a la planta, s'observa com la tendència dels nivells de PCDD/Fs continua sent decreixent.

**Taula 14.5.-** Concentracions de PCDD/Fs (ng I-TEQ/kg p.s.) en mostres d'herbes recollides en les proximitats de la planta incineradora de residus urbans de Montcada i Reixac.

Mostra	% variació						
	1996	1997	1998	2000	96/97	97/98	98/00
NE1	1.95	1.19	1.94	1.12	-39	63	-42
NO1	2.11	1.78	-	1.10	-16	-	-
S1	2.92	-	1.04	0.90	-	-64	-14
NE2	1.61	0.92	0.73	0.70	-43	-21	-4
NO2	2.15	1.60	1.00	0.48	-26	-38	-52
S2	2.38	1.90	0.94	0.66	-20	-51	-29
NE3	1.93	1.42	0.78	0.98	-26	-45	26
NO3	2.3	0.96	0.96	0.51	-58	0	-47
S3	1.68	1.57	1.47	0.43	-7	-6	-71
NE4	1.52	0.90	0.77	-	-41	-14	-
NO4	2.17	1.66	0.96	0.71	-24	-42	-26
S4	1.15	0.95	0.68	0.35	-17	-28	-49
NE5	1.37	1.09	0.44	1.34	-20	-60	205
NO5	3.05	1.49	1.24	0.89	-51	-17	-28
S5	1.52	1.37	0.64	0.38	-10	-53	-40
NE6	1.27	1.02	0.5	1.66	-20	-51	232
NO6	1.94	0.75	1.07	0.72	-61	43	-33
S6	2.59	1.95	0.77	0.64	-25	-61	-17
NE7	1.80	1.59	0.39	1.07	-12	-75	174
NO7	1.07	1.03	0.79	0.52	-4	-23	-35
S7	2.25	1.49	0.99	0.63	-34	-34	-37
NE8	1.47	1.04	1.47	0.88	-29	41	-40
NO8	1.26	0.97	0.32	0.39	-23	-67	22
S8	1.84	1.27	0.76	0.88	-31	-40	-9

**Taula 14.6.-** Nivells de PCDD/Fs (ng I-TEQ/kg p.s.) en mostres de vegetals.

	rang	mediana	mitjana
1996	1.07-3.05	1.88	1.92
1997	0.75-1.95	1.27	1.30
1998	0.32-1.94	0.79	0.90
2000	0.35-1.66	0.70	0.77



**Figura 14.10.-** Diagrama de caixa de les mostres d'herbes recollides en les proximitats de la incineradora de Montcada i Reixac durant els anys 1996, 1997, 1998 i 2000.

En referència al congènere més tòxic (2,3,7,8-TCDD), al 2000 aquest va ser detectat en 13 de les 24 mostres (límit de detecció: 0.05 ng/kg p.s.), amb una concentració màxima de 0.20 ng/kg (p.s). La mitjana de 2,3,7,8-TCDD va ser 0.10 ng/kg p.s. (mediana: 0.09 ng/kg). Als estudis de 1996, 1997 i 1998, la mitjana de la 2,3,7,8-TCDD va ser 0.10 ng/kg (p.s.) (mediana: 0.10 ng/kg p.s), 0.12 ng/kg p.s (mediana, 0.10 ng/kg p.s), i 0.06 ng/kg (p.s.) (mediana: 0.05 ng/kg p.s), respectivament. La 2,3,7,8-TCDD es va identificar en 11, 17 i 5 mostres durant 1996, 1997 i 1998, respectivament.

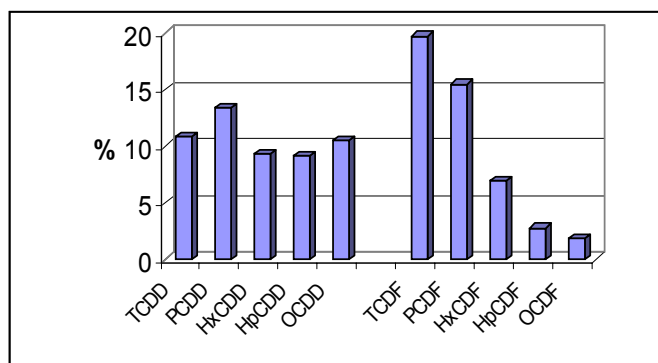
El rang de les concentracions d'OCDD (el congènere més abundant) al 2000 va estar entre 2.9 i 29 ng/kg, amb un mitjana i una mediana de 9.85 i 7.5 ng/kg. La concentració d'OCDD va estar entre 1.91 i 50 ng/kg a l'estudi realitzat al 1996, entre 3 i 80 ng/kg al 1997, i entre 1.4 i 500 ng/kg a l'estudi realitzat al 1998.

#### 14.2.2.- Distribució dels diferents homòlegs a les mostres d'herbes.

A la Figura 14.11 es representa el perfil corresponent al nivell dels homòlegs a les mostres d'herbes recollides al 2000. A diferència dels sòls (Figura 14.3), els homòlegs menys substituïts (TCDF i TCDD) són els predominants en les mostres

d'herbes. Tanmateix, el congènere més tòxic (2,3,7,8-TCDD) va presentar valors per sota del límit de detecció en la majoria de les mostres. Les diferències trobades entre el perfil de les mostres de sòl i les d'herbes, es deuen a que aquest perfil en vegetals està determinat predominantment per la deposició directa de PCDD/Fs a l'aire unides a la fase vapor i a la fase particulada, i el perfil en sòl correspon a un llarg període de temps, la qual cosa reflexa la seva història.

Per altra banda, al nostre model multicompartamental aire-sòl-vegetació, la via d'exposició que va contribuir més a la concentració en sòl va estar la deposició seca i particulada, i en la vegetació la via d'exposició amb més contribució va estar l'absorció en fase vapor. Aquest fet corrobora els nostres perfils d'homòlegs de PCDD/Fs en sòl i vegetals. Els homòlegs menys substituïts es troben en concentració més alta en vegetals, ja que la seva via de transport és l'absorció vapor. En canvi, els congèneres més substituïts es troben en concentracions més altes en sòl, ja que la seva via de transport principal és la deposició de partícules, tant seca com humida.



**Figura 14.11.-** Perfil dels homòlegs de PCDD/Fs en herbes recollides l'any 2000 en les proximitats de la planta incineradora de Montcada i Reixac.

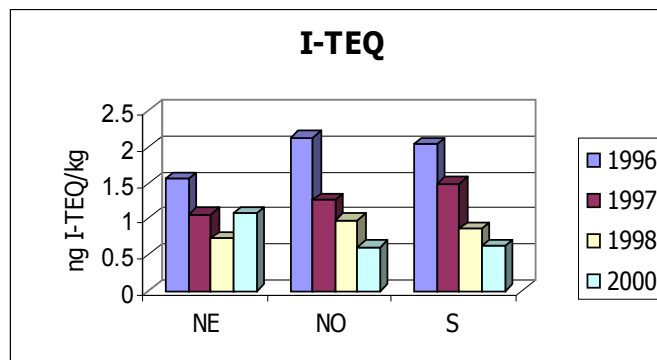
#### 14.2.3.- Nivell de PCDD/Fs en vegetals segons la direcció del vent (variació espacial).

Si comparem les concentracions de PCDD/Fs en les diferents direccions de recollida, observem que les concentracions més altes en les mostres recollides al 1996 van correspondre a les direccions nord-oest (mediana 2.13 ng/kg, p.s.) i sud (mediana 2.04 ng/kg, p.s.). Al 1997, les concentracions més altes van ser trobades en la direcció sud (mediana 1.49 ng/kg, p.s.), mentre que el valor més baix es va trobar en la direcció nord-est (mediana 1.07 ng/kg, p.s.). A l'any 1998, les concentracions més altes van ser trobades en la direcció nord-oest (mediana 0.96 ng/kg, p.s.), mentre que el valor més baix es va trobar en la direcció nord-est (mediana 0.75 ng/kg p.s.). Al 2000, les concentracions més altes van correspondre a la direcció

nord-est (mediana de 1.07 ng/kg, p.s.), i el valor més baix a la direcció nord-oest (mediana de 0.61 ng/kg, p.s.) (Figura 14.12).

Tal i com s'ha comentat anteriorment, la rosa dels vents de l'àrea en estudi presenta com a vent predominant la direcció nord i sud-est; d'aquí, els alts nivells trobats en les direccions sud i nord-oest. En canvi, la direcció nord-est es presenta fora de la influència de les emissions de la planta incineradora. Malgrat això, malauradament al 2000 les mostres d'herbes presenten respecte a les altres direccions, el seu valor més alt a la direcció NE, i respecte als altres anys, un increment en la concentració de PCDD/Fs. Ja que aquest augment és puntual en el temps i l'espai, podem justificar-lo com una font de contaminació puntual, aliena a la font emissora en estudi.

Les concentracions de PCDD/Fs a herbes al 2000 van disminuir per a les direccions NO i S, un 36% i 26%, respectivament. La direcció NE va experimentar un augment del 43%. Tanmateix, les diferències van ser estadísticament significatives solament per a la direcció sud. A l'estudi de 1998, es va observar un descens per a les tres direccions del vent (30%, 25%, i 42% per NE, NO i S, respectivament), però solament es van trobar diferències significatives a la direcció sud. En la comparació entre 1996 i 1997, els nivells de PCDD/Fs van disminuir també per a les tres direccions del vent (32%, 39%, 27% per NE, NO i S, respectivament). Tanmateix, diferències significatives van ser solament observades per la direcció nord-est i nord-oest (Annex D).

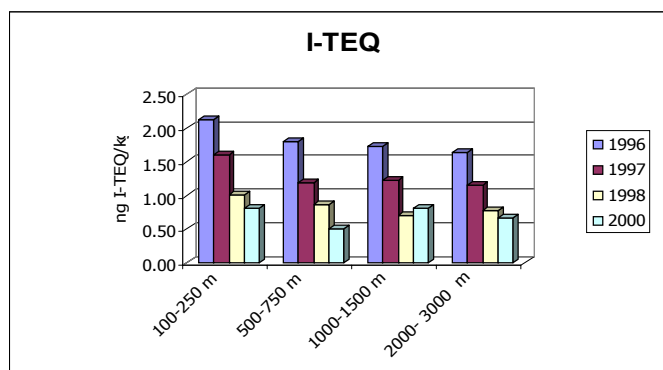


**Figura 14.12.-** Nivells de dioxines (ng I-TEQ/kg) en mostres d'herbes segons les diferents direccions del vent.

#### 14.2.4.- Nivells de PCDD/Fs en vegetals segons la distància a la planta (variació temporal).

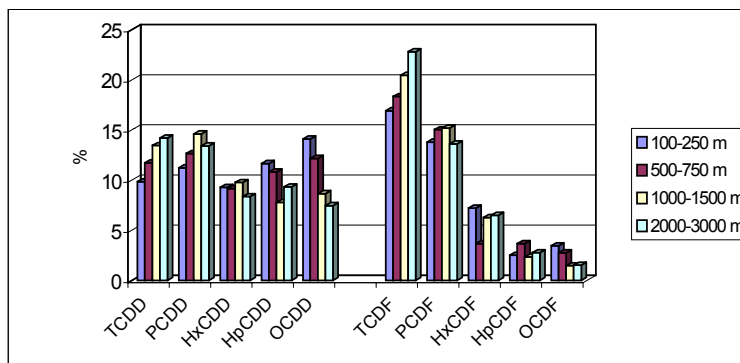
La Figura 14.13 presenta la concentració mediana I-TEQ per a les quatre recollides (1996, 1997, 1998, 2000) en les mostres de vegetació segons les diferents distàncies a la incineradora. Durant l'últim any, els nivells de PCDD/Fs van mostrar

una tendència a disminuir, a pesar de no presentar diferències significatives. A l'estudi del 1998, la mediana de PCDD/Fs per a totes les distàncies va disminuir, especialment a 2000-3000 m, on la diferència és estadísticament significativa ( $p < 0.05$ ). Durant la monitorització 1996-1997 la concentració de PCDD/Fs va disminuir, especialment als primers 750 m, on la diferència d'I-TEQ (mediana) entre 1996 i 1997 assoleix un nivell de significació estadística. Malgrat això, si avaluem el descens global; és a dir, des de 1996 a 2000 per a les diferents distàncies, trobem per a totes que el descens és significatiu. A l'Annex D es representen els nivells de PCDD/Fs en funció de les diferents distàncies a la incineradora.



**Figura 14.13.-** Nivells de dioxines en mostres d'herbes recollides a diferents distàncies de la incineradora.

A la Figura 14.14 s'observa la distribució dels homòlegs a les mostres d'herbes depenent de la distància a la font emissora. S'observa com la distribució dels homòlegs menys substituïts (tetra i penta) augmenten la seva proporció a l'allunyar-se de la font emissora i els homòlegs més substituïts (octa) presenten un descens a l'allunyar-se de la font. Aquest mateix fet es va observar en la distribució dels homòlegs a les mostres de sòl, i es va explicar per la diferencia de distribució dels homòlegs menys substituïts amb els més substituïts entre la fase particulada i la fase vapor.

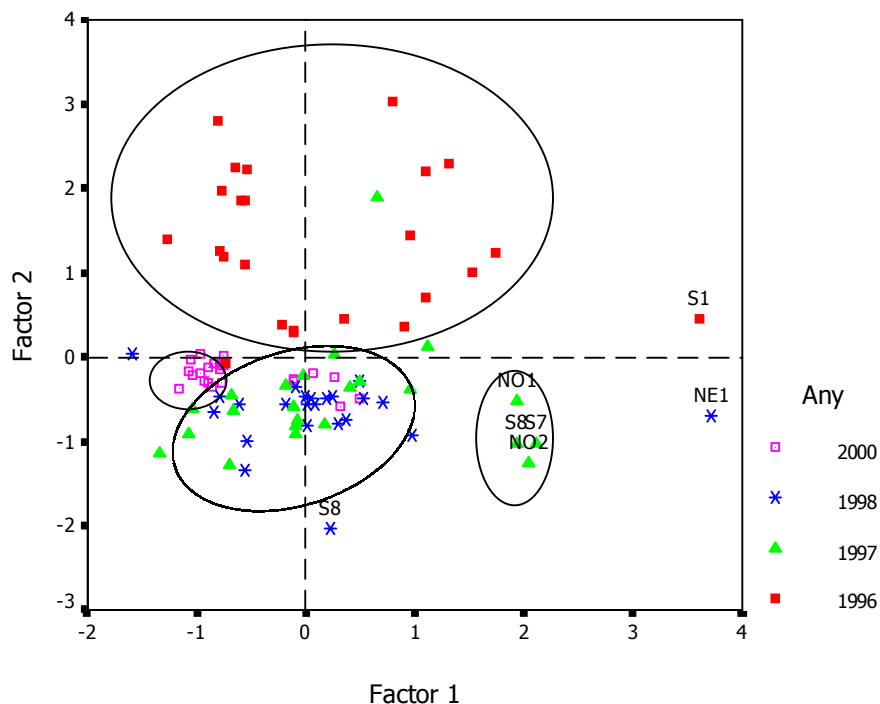


**Figura 14.14.-** Distribució dels homòlegs de PCDD/Fs en d'herbes recollides al 2000 a diferents distàncies de la planta.

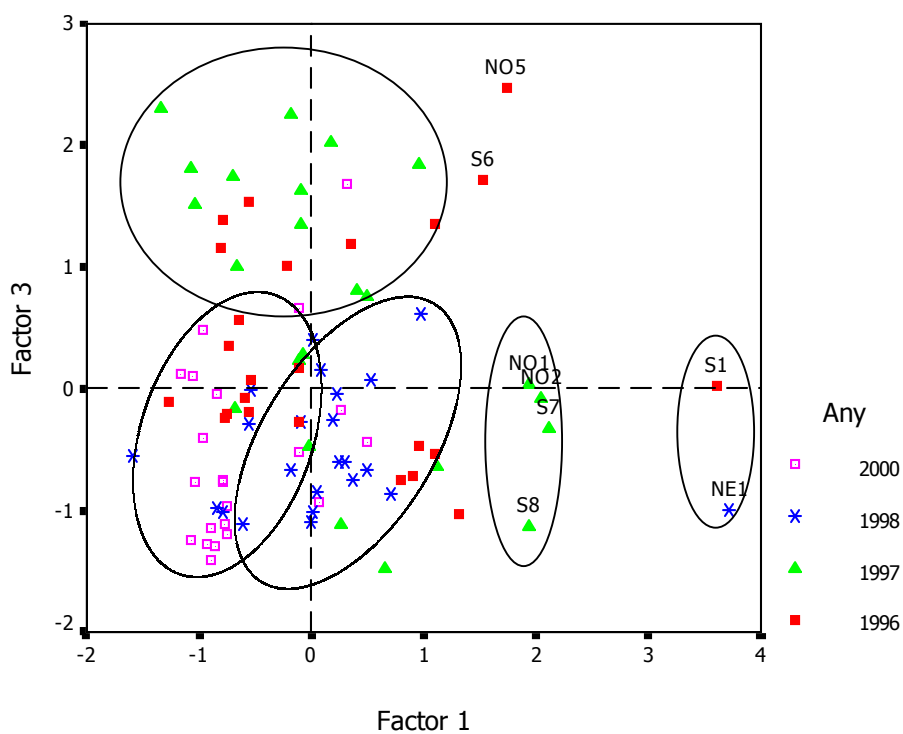
#### 14.2.5.- Anàlisi multivariant dels nivells de PCDD/Fs a les mostres d'herbes

A l'igual que en sòls, per tal de diferenciar les possibles fonts d'emissió de PCDD/PCDFs a l'àrea, es va aplicar el mètode d'anàlisi multivariant en totes les mostres d'herbes recollides (96) prop de la incineradora. Aquest anàlisi va proporcionar un model de quatre dimensions, el qual pot explicar el 76.71% de la variància dels resultats (51.56%, 11.59%, 7.64%, 5.94%, per al 1er, 2on, 3er i 4rt component, respectivament). El resultat de l'ACP al nivell de PCDD/Fs en mostres d'herbes es troba a l'annex G.

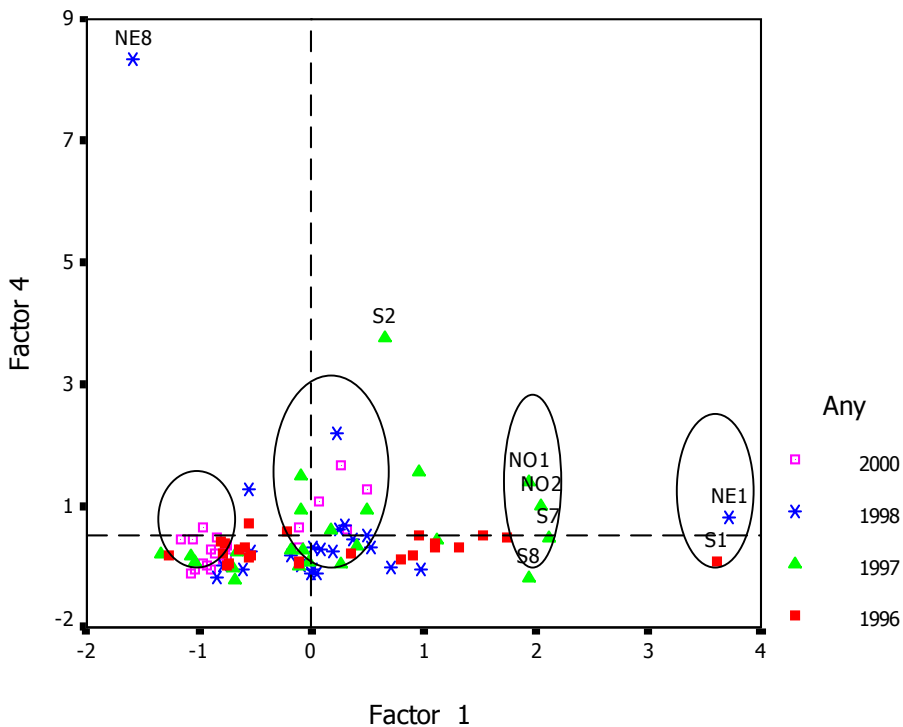
Les Figures 14.15-14.17 presenten el resultat de l'aplicació de l'anàlisi multivariant a les mostres d'herbes per als nivells de PCDD/Fs en mostres recollides al 1996, 1997, 1998 i 2000. S'observa que les mostres de 1996 presenten un comportament diferent a les altres, especialment per una contribució més alta del Factor 2. Això indica que a partir del 1996 es va produir una modificació de les emissions de PCDD/Fs en l'àrea d'estudi. Donat que el factor 2 es troba alta i positivament relacionat amb la penta i hexa-CDD, aquest fet ens indica que les mostres del 1996 presenten uns alts nivells d'aquests congèneres. Per altra banda, les mostres corresponents a la recollida del 2000 també presenten un comportament lleugerament diferent a la resta de les mostres pel que respecta als Factors 1 i 2 (Figura 14.15), fet possiblement degut al canvi en les emissions després de la instal·lació de les millores ambientals.



**Figura 14.15.-** Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de PCDD/Fs en mostres d'herbes: Factor 1 i 2.



**Figura 14.16.-** Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de PCDD/Fs en mostres d'herbes: Factor 1 i 3.



**Figura 14.17.-** Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de PCDD/Fs en mostres d'herbes: Factor 1 i 4.

Malgrat el gran descens en les emissions de PCDD/Fs per la IRSU, més de 100 vegades per la IRSU, no s'han trobat diferències significatives entre els diferents estudis. A més a més, els nivells de PCDD/Fs en mostres d'herbes han estat ja contínuament disminuint des del 1996, tres anys abans de la instal·lació del filtre. Això indica que altres fonts emissores (tràfic de vehicles, activitats industrials, incendis locals, etc.) en la mateixa àrea, han presentat també una reducció en anys recents. Això pot ser verificat tenint en consideració el continu decreixement de nivells de PCDD/Fs en vegetació així com el baix augment detectat en els sòls.

Podem concloure que aquests resultats mostren que malgrat que les emissions de dioxines i furans han disminuït considerablement després de la posada en funcionament del nou sistema de neteja de gasos de la planta incineradora, les reduccions en herbes no han estat tan grans com es podia esperar; la qual cosa suggereix clarament que les concentracions de fons en les rodalies de la planta són també força importants.

## **15.- Monitorització metalls pesants**

### **15.1.- Nivell de metalls pesants en sòls**

En aquest apartat es presenten els resultats de la monitorització de metalls pesants en sòls que es va realitzar a les rodalies de la planta incineradora de Montcada i Reixac. Hi ha dues parts. La primera es va realitzar durant 1996, 1997 i 1998, amb l'objectiu d'identificar els nivells ambientals dels metalls pesants al sòl, així com també les variacions temporals i espacials dels nivells de metalls pesants. La segona part es va portar a terme al 2000 després de la instal·lació d'un nou sistema de neteja de gasos que va disminuir significativament les emissions per xemeneia de metalls pesant per la planta. Aquesta segona part de la monitorització presentava l'objectiu d'avaluar l'efecte que sobre el medi té el descens de les emissions de la planta incineradora.

#### **15.1.1.- Nivell de metalls pesants en les mostres de sòl (variació temporal).**

A les Figures 15.1 - 15.12 es presenten els diagrames de caixa corresponents al nivell al sòl per als següents elements: arsènic, beril·li, cadmi, crom, mercuri, manganès, níquel, plom, estany, tal·li, vanadi i zinc. A l'Annex E es troben els valors anuals per als metalls pesants al sòl amb la variació anual corresponent. El Hg ha estat per sota del seu límit de detecció analític al 2000.

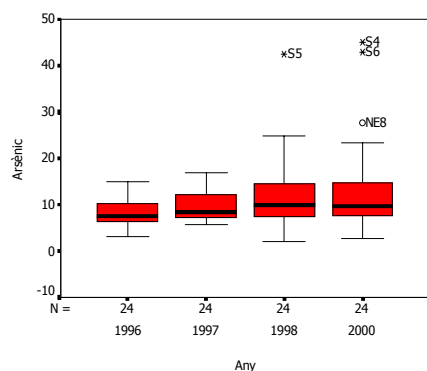
L'estudi comparatiu efectuat ens indica que al llarg dels quatre anys transcorreguts no hi ha hagut canvis significatius en les concentracions d'As, Cd, Cr, Hg, Mn, Pb, Tl, V i Zn.

El contingut de Be va pujar a l'any 1997 respecte al 1996, i al 1998 va tornar a experimentar un increment respecte al 1997. Tot dos increments van ser estadísticament significatius ( $p < 0.01$ ,  $p < 0.05$ , respectivament). Al 2000 ha experimentat un lleuger descens, però aquest cop no va ser estadísticament significatiu. El beril·li s'utilitza a les indústries ceràmiques, i l'àrea de Montcada i Reixac hi han varies empreses d'aquesta classe. Podem dir que l'increment sostingut d'aquest metall es degut a aquesta font emissora.

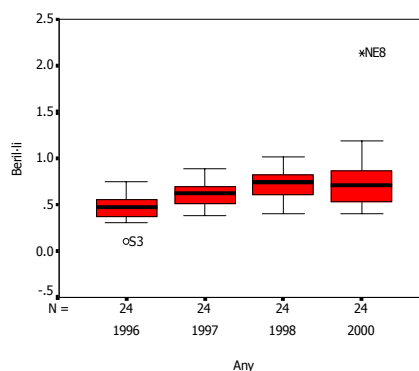
A les xifres corresponents al Mn es veu un increment sostingut que, si bé és anual, no és estadísticament significatiu. Malgrat això, si que cal considerar aquest augment al comparar el període global (1996-2000).

Per últim, el contingut de Ni presenta molt fortes variacions temporals. Mentre que es detecta un increment positiu en el primer període avaluat, es veu per contra un

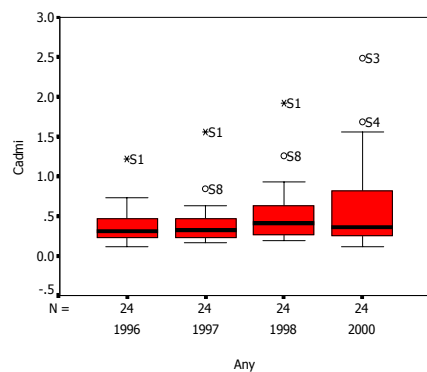
fort descens significatiu en el segon, i al tercer es torna a observar un fort increment significatiu.



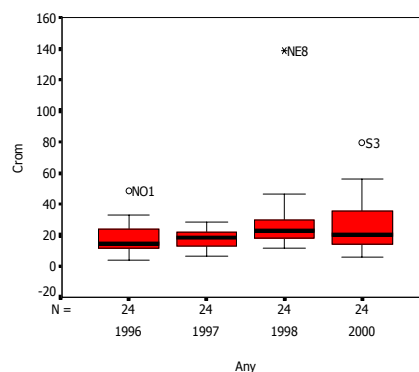
**Figura 15.1.-** Diagrama de caixa d'arsènic ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.



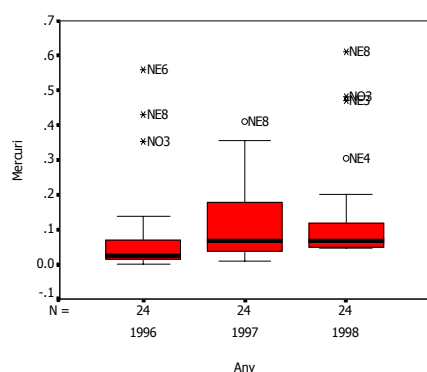
**Figura 15.2.-** Diagrama de caixa de beril·li ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.



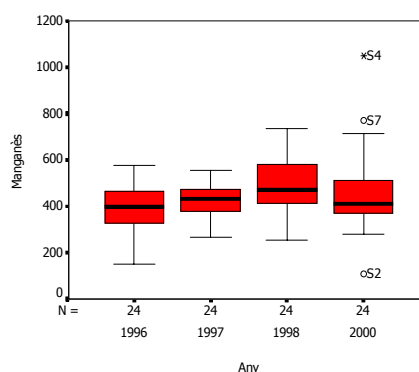
**Figura 15.3.-** Diagrama de caixa de cadmi ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.



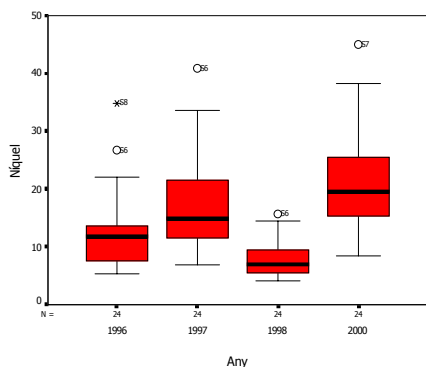
**Figura 15.4.-** Diagrama de caixa de crom ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.



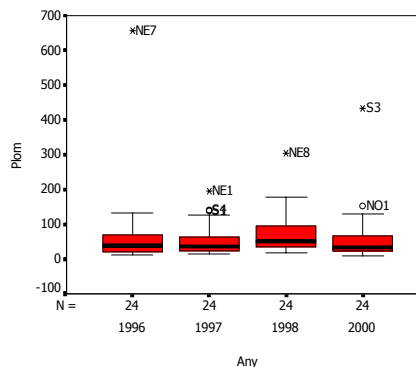
**Figura 15.5.-** Diagrama de caixa de mercuri ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.



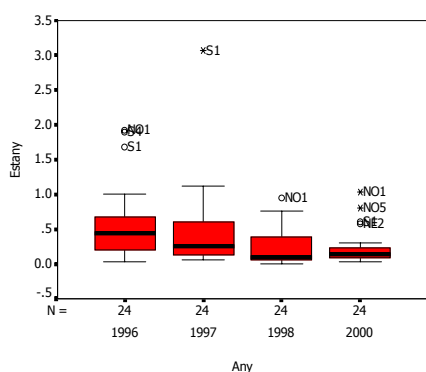
**Figura 15.6.-** Diagrama de caixa de manganès ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.



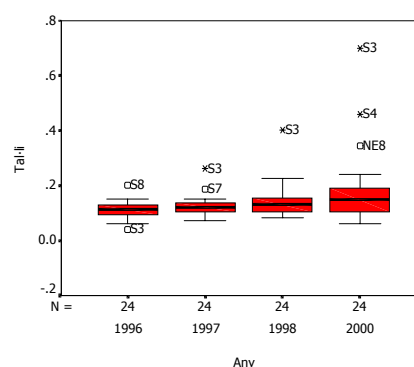
**Figura 15.7.-** Diagrama de caixa de níquel ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.



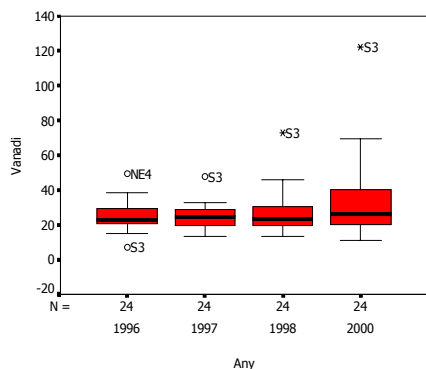
**Figura 15.8.-** Diagrama de caixa de plom ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.



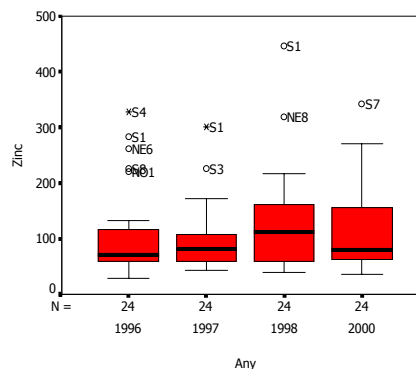
**Figura 15.9.-** Diagrama de caixa d'estany ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.



**Figura 15.10.-** Diagrama de caixa de tal·li ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.



**Figura 15.11.-** Diagrama de caixa de vanadi ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.



**Figura 15.12.-** Diagrama de caixa de zinc ( $\mu\text{g/g}$ ) al sòl.

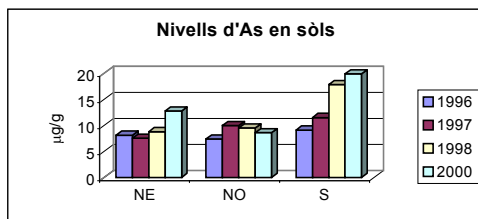
### 15.1.2.- Nivell de metalls pesants en sòl segons la direcció del vent (variació espacial)

A les Figures 15.13-15.24, així com a les taules de l'Annex E, es presenten els nivells dels metalls pesants en sòl per als quatre estudis realitzats, segons les tres direccions d'influència del vent.

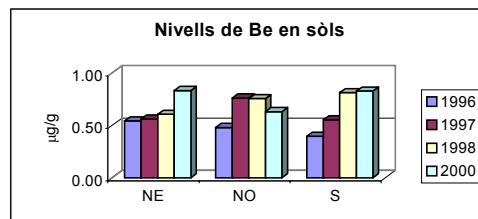
A la direcció nord-est, no s'observen canvis en les concentracions d'As, Be, Cd, Cr, Mn, Pb, Sn, Tl, V i Zn al 2000. Els valors de Cd i Cr que van experimentar un fort increment significatiu durant l'any 1997, experimenten un descens no significatiu al 2000. Els nivells de Ni experimenten, igualment que en el global, fortes variacions temporals de signes oposats.

Per a la direcció nord-oest, no s'observen canvis estadísticament significatius en les concentracions d'As, Cd, Cr, Mn, Pb, Sn, Tl, V i Zn. El Be va pujar significativament durant l'any 1997, es va mantenir al mateix nivell al 1998, i va experimentar un descens no significatiu al 2000. Els nivells de Ni experimenten, igualment que en el cas anterior, fortes variacions temporals significatives de signes oposats.

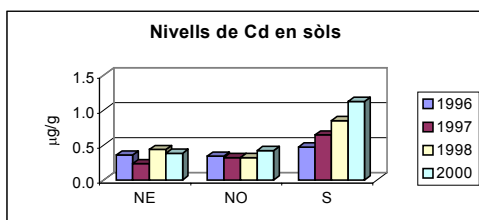
A la direcció sud, no s'observen canvis estadísticament significatius en les concentracions d'As, Cd, Cr, Hg, Pb, Tl, V i Zn. Al 1998, el Be, Cr, Mn van sofrir un increment estadísticament significatiu, però durant el 2000 no van experimentar cap canvi significatiu. En el cas del Ni, hi han grans variacions significatives de sentit divergent al llarg del temps. L'Sn, que al 1998 va presentar un descens significatiu respecte al 1997, a l'estudi actual no presenta un canvi significatiu.



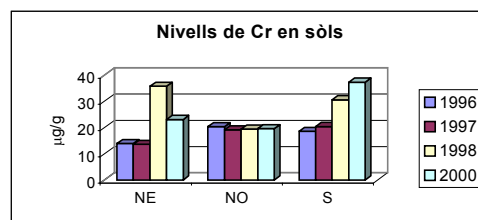
**Figura 15.13.-** Concentració mitjana d'As en sòl segons les direccions de mostratge.



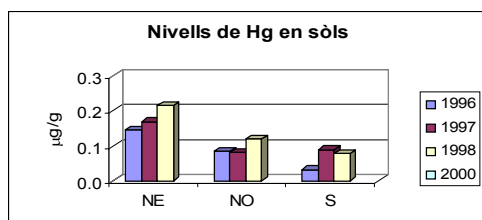
**Figura 15.14.-** Concentració mitjana de Be en sòl segons les direccions de mostratge.



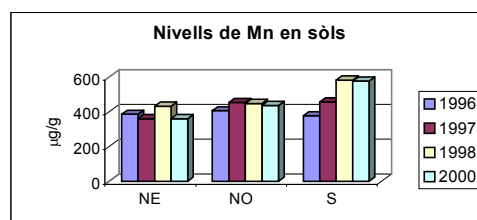
**Figura 15.15.-** Concentració mitjana de Cd en sòl segons les direccions de mostratge.



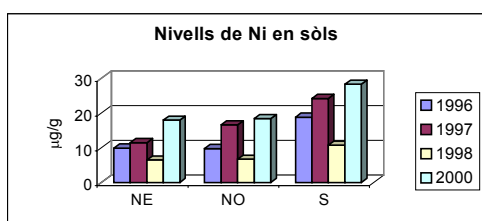
**Figura 15.16.-** Concentració mitjana de Cr en sòl segons les direccions de mostratge.



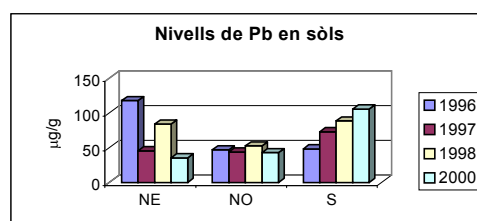
**Figura 15.17.-** Concentració mitjana de Hg en sòl segons les direccions de mostratge.



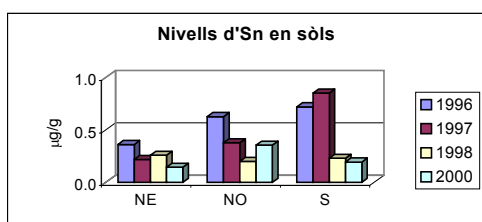
**Figura 15.18.-** Concentració mitjana de Mn en sòl segons les direccions de mostratge.



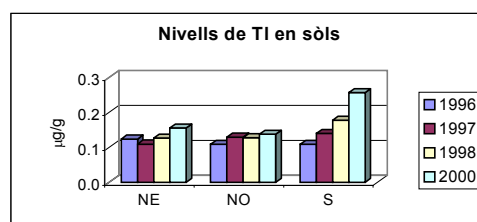
**Figura 15.19.-** Concentració mitjana de Ni en sòl segons les direccions de mostratge.



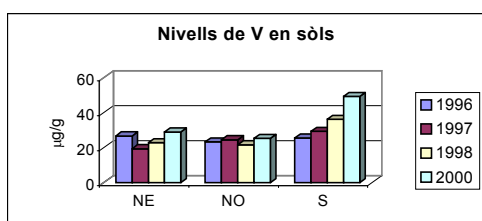
**Figura 15.21.-** Concentració mitjana de Pb en sòl segons les direccions de mostratge.



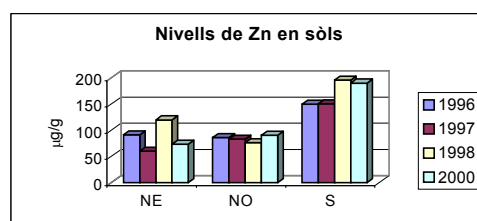
**Figura 15.20.-** Concentració mitjana d'Sn en sòl segons les direccions de mostratge.



**Figura 15.22.-** Concentració mitjana de Tl en sòl segons les direccions de mostratge.



**Figura 15.23.-** Concentració mitjana de V en sòl segons les direccions de mostratge.



**Figura 15.24.-** Concentració mitjana de Zn en sòl segons les direccions de mostratge.

### **15.1.3.- Concentració de metalls pesants en sòl segons la distància a la planta (variació espacial)**

A les Figures 15.25-15.36, així com a l'Annex E, podem observar els nivells de metalls pesants segons la distància del punt de mostratge a la planta durant els quatre estudis realitzats. Per tal de donar consistència a l'examen estadístic, les dades s'han agrupat en quatre grups: 100-250 m, 500-750 m, 1000-1500 m i 2000-3000 m.

Al comparar els valors del 1996 i del 1997, les úniques diferències estadísticament significatives les trobem en el Be a 100-250 m, i en el Ni a 500-750 m de la planta. Al 1998, observem canvis significatius a la distància de 500-750 m per al Be, Cr i Ni, i a la distància 1000-1500 m per a l'Sn. Al 2000, el Ni presenta un increment significatiu per a totes les direccions.

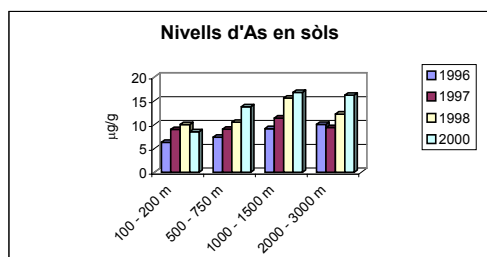
A l'estudi del 2000, després de la instal·lació de les millores ambientals, es troben poques diferències amb els valors de l'estudi immediatament anterior, però cal destacar que en molts casos, encara que no detectem diferències estadísticament significatives, si que ho són si considerem el període global transcorregut des del primer estudi realitzat fins a l'últim (1996-2000). En principi, en aquells casos que així passa, hauríem de considerar l'existència d'una tendència al canvi en els nivells dels respectius metalls a la zona en qüestió, independentment del descens de les emissions per la planta incineradora de Montcada i Reixac.

Detallem a continuació les troballes corresponents a l'evolució espacial dels nivells de metalls pesants en sòls. A la distància 100-250 m, els continguts d'As, Cd, Cr, Hg, Mn, Pb, Sn, Tl, V i Zn no canvien significativament la seva concentració. El Be, que va augmentar a l'any 1997, es manté en els nivells assolits llavors. El Ni presenta molt fortes variacions temporals estadísticament significatives.

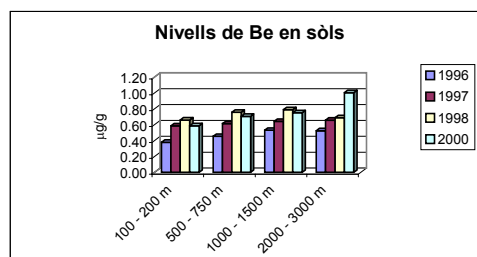
A la distància 500-750 m els continguts d'As, Cd, Hg, Mn, Pb, Tl, V i Zn no canvien significativament la seva concentració. El Be i el Cr, que al 1997 van experimentar un augment significatiu, al 2000 no van experimentar cap canvi significatiu. L'Sn no experimenta variació si comparem els anys estudiats individualment, però considerant tot el període trobem un augment significatiu. El Ni, que va augmentar al 1997, presenta un marcat descens al 1998, i un marcat augment al 2000. Per tant, aquest metall presenta grans variacions temporals estadísticament significatives.

A la distància de 1000-1500 m els continguts d'As, Be, Cd, Cr, Hg, Mn, Pb, Tl, V i Zn no canvien significativament la seva concentració al llarg dels anys. Tanmateix, el Ni presenta un augment significatiu durant el 2000, i l'Sn al 1998.

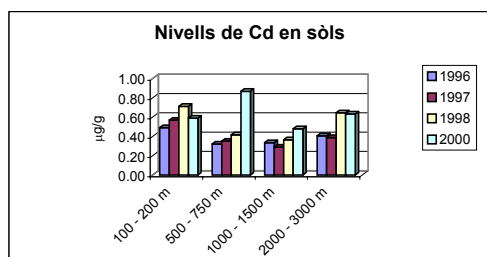
Per últim, a l'última agrupació per distàncies 2000-3000 m, solament s'observen canvis al Ni, el qual al 2000 presenta un increment significatiu dels seus nivells. En cap dels altres metalls estudiats, es va observar un canvi significatiu considerant els períodes individual o globalment.



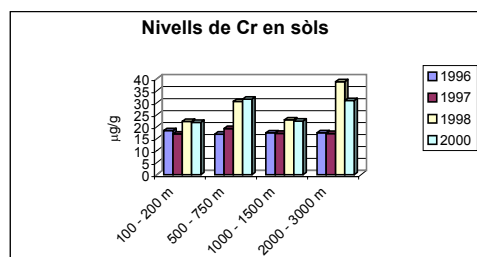
**Figura 15.25.-** Concentracions mitjanes d'As en sòls agrupats segons la distància a la planta.



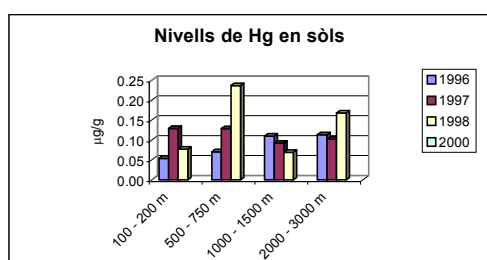
**Figura 15.26.-** Concentracions mitjanes de Be en sòls agrupats segons la distància a la planta.



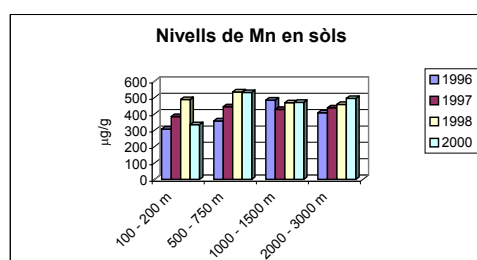
**Figura 15.27.-** Concentracions mitjanes de Cd en sòls agrupats segons la distància a la planta.



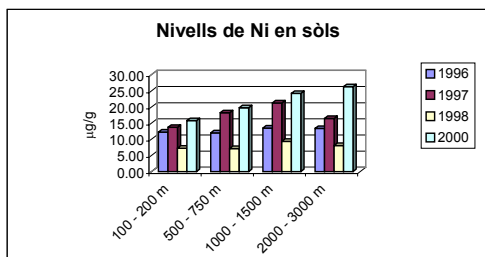
**Figura 15.28.-** Concentracions mitjanes de Cr en sòls agrupats segons la distància a la planta.



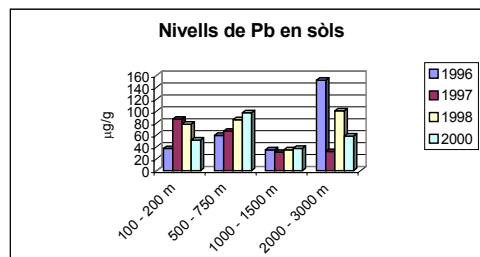
**Figura 15.29.-** Concentracions mitjanes de Hg en sòls agrupats segons la distància a la planta.



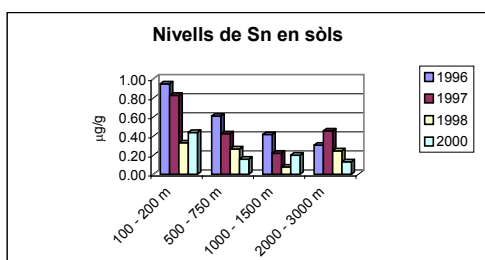
**Figura 15.30.-** Concentracions mitjanes de Mn en sòls agrupats segons la distància a la planta.



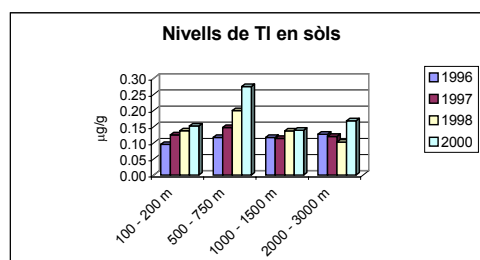
**Figura 5.31.-** Concentracions mitjanes de Ni en sòls agrupats segons la distància a la planta.



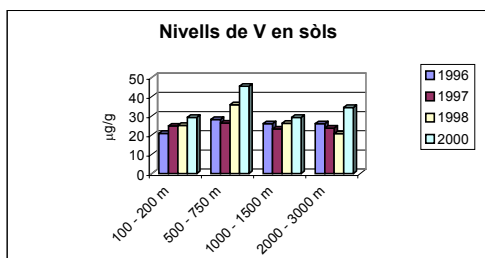
**Figura 5.32.-** Concentracions mitjanes de Pb en sòls agrupats segons la distància a la planta.



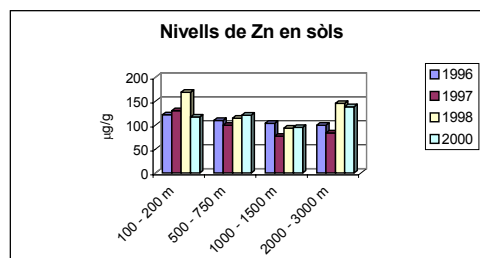
**Figura 5.33.-** Concentracions mitjanes de Sn en sòls agrupats segons la distància a la planta.



**Figura 5.34.-** Concentracions mitjanes de Tl en sòls agrupats segons la distància a la planta.



**Figura 15.35.-** Concentracions mitjanes de V en sòls agrupats segons la distància a la planta.



**Figura 15.36.-** Concentracions mitjanes de Zn en sòls agrupats segons la distància a la planta.

#### 15.1.4.- Anàlisi multivariant dels nivells de metalls pesants en sòl

Donat que el número de metalls pesants analitzats és elevat, i per tant el número de dades obtingudes és molt gran, es va aplicar el mètode d'anàlisi multivariant a fi d'obtenir la major informació sobre altres possibles fonts d'emissió a l'àrea a més a més de la pròpia planta. Tanmateix, com les concentracions dels diferents metalls trobats al sòl són molt diferents, els resultats van ser normalitzats mitjançant la transformació logarítmica de les dades.

Així doncs, es va aplicar el mètode d'anàlisi multivariant a les mostres de sòl recollides durant els quatre anys d'estudi (96 mostres) prop de la incineradora.

Aquest anàlisi va proporcionar un model de 4 dimensions, el qual pot explicar el 76.53% de la variància.

El primer component (factor) explica el 39.42% de la variància, i està directament correlacionat amb el tal·li, vanadi, plom i cadmi. El segon component (17.55% de la variància) està correlacionat positivament amb l'arsènic, beril·li, manganès i níquel. El tercer component (10.69% de la variància) està correlacionat positivament amb l'estany i zinc. El quart component explica un 8.87% de la variància i està altament correlacionat amb el crom i mercuri. A l'Annex G es presenten els resultats de l'anàlisi de components principals per als nivells de metalls pesant en sòls. A la Figura 15.37 es troba representat el Factor 1 i 2, a la Figura 15.38 el Factor 1 i 3, i a la Figura 15.39 el Factor 1 i 4, resultats de l'aplicació de l'anàlisi multivariant a les mostres de sòl recollides als anys 1996, 1997, 1998 i 2000. Es pot observar com la majoria de les mostres es comporten de forma similar, formant un grup.

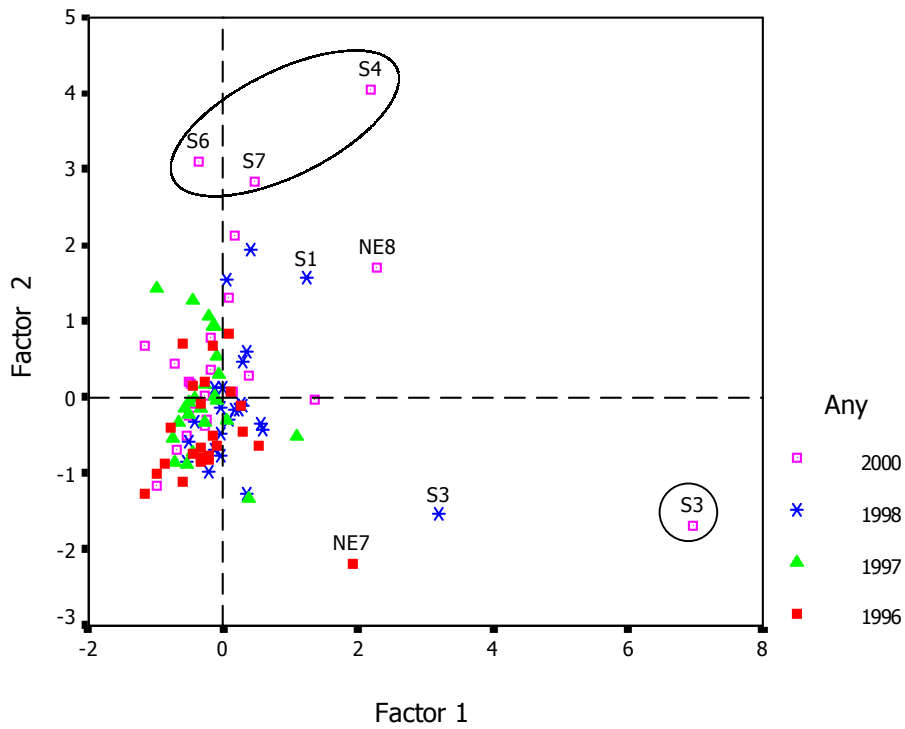
La mostra S3 (sud a 500 m) del 2000 es presenta fora del grup, presentant un alta contribució del Factor 1. El que significa un alta concentració de tal·li, vanadi, plom i cadmi. Si observem el diagrama de caixa corresponen en aquest metalls al 2000 (Figura 15.3, 15.8, 15.10, 15.11), trobem la mostra S3 com un valor extrem. Ja que aquest comportament és puntual tant en l'espai com en el temps, ens indica que aquesta mostra va sofrir una contaminació puntual en el temps.

Les mostres S4 (sud 750 m), S6 (sud 1500 m) i S7 (sud 2000 m) del 2000 presenten una alta correlació amb el Factor 2. Donat que aquesta correlació és al 2000 a la direcció sud, podem dir que en aquesta àrea durant aquest any es va produir una contaminació d'arsènic, beril·li, manganès i níquel.

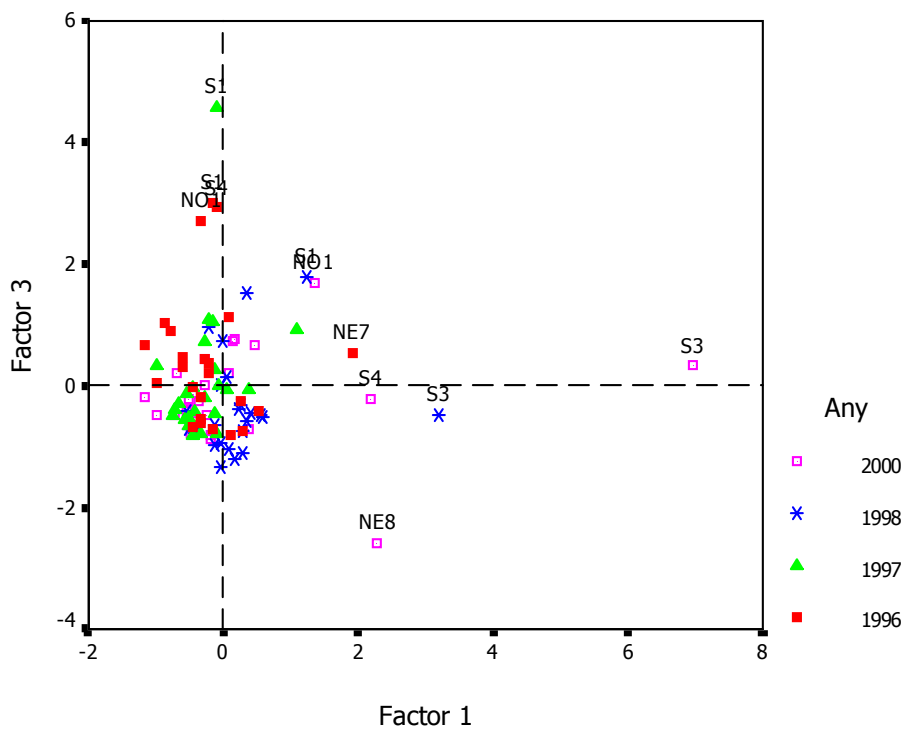
La mostra NE8 (nord-est 3000 m) per al 1998 presenta una alta correlació amb el Factor 4. Ja que aquest factor presenta una alta correlació amb el crom i mercuri, això ens indica que al 1998 es van presentar unes emissions altes d'aquests metalls en aquesta àrea. Els alts nivells d'aquests metalls en sòl és una contaminació puntual tant espacial com temporal. Si observem els diagrames de caixes del Cr i Hg corresponents al 1998 (Figura 15.4 i 15.5) trobem la mostra NE8 com un valor extrem.

En termes generals, es pot concloure que la majoria de les mostres es comporten de forma molt similar, a excepció d'algunes que presenten certa contaminació addicional a la resta. La contaminació deguda al tràfic (Pb) no sembla ser en cap de les mostres la principal font de pol·lució, la qual cosa no vol dir que no tingui una petita acció. De totes maneres, cal tenir en compte que l'elecció dels llocs de presa

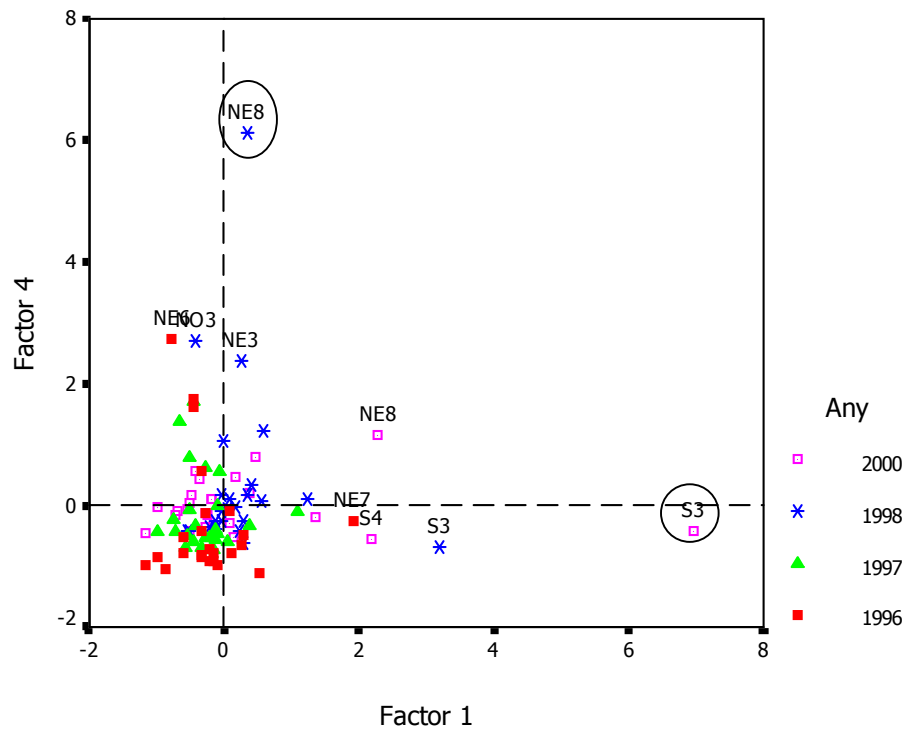
de mostres ja es va realitzar evitant recollir-ne prop de les principals vies de circulació.



**Figura 15.37.-** Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de metalls pesants en mostres de sòls: Factor 1 i 2.



**Figura 15.38.-** Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de metalls pesants en mostres de sòls: Factor 1 i 3.



**Figura 15.39.-** Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicat al nivell de metalls pesants en mostres de sòls: Factor 1 i 4.

## 15.2.- Nivells de metalls pesants en herbes

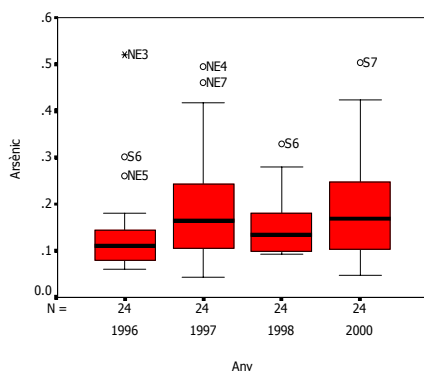
En aquest apartat es presenten els resultats de la monitorització realitzada a les emissions de metalls pesants a la planta IRSU de Montcada i Reixac, tant abans com després de les millores ambientals de la planta. D'aquesta manera s'ha volgut avaluar la tendència dels nivells ambientals de metalls pesants a les herbes durant 1996, 1997 i 1998, i després d'un any de la instal·lació de les millores ambientals (al 2000).

### 15.2.1.- Nivells de metalls pesants en les mostres d'herbes (variació temporal)

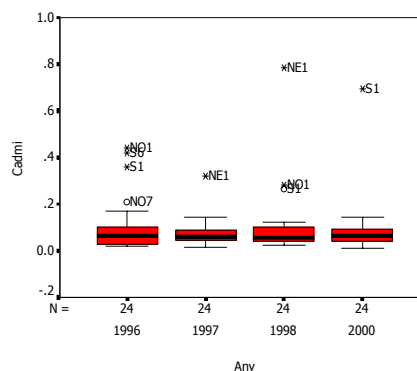
A les Figures 15.40 – 15.49 es comparen els nivells de metalls pesants mesurats en herbes en les quatre recollides. A l'Annex F es presenten tots els resultats corresponents als nivells de metalls pesants en herbes en forma de taula. El Be i Tl han estat sota els seus respectius límits de detecció analítics. No s'observen canvis significatius en els nivells d'As, Cd, Mn, Pb, i Zn entre les diferents recollides.

El Cr va experimentar al 1998 un augment significatiu molt fort, mentre que en el 2000 va presentar la mateixa tendència encara que no tan forta. Pel contrari, el V, que al 1998 va experimentar un augment significatiu molt fort, en l'estudi realitzat al 2000 va presentar un descens significatiu. Podem concloure que els nivells d'aquests metall en herbes presenten una gran variació temporal. L'Sn als estudis anteriors havia presentat una tendència a disminuir els nivells, però al 2000 no va experimentar cap variació. Per contra, el Ni, que havia disminuït els seus nivells en els estudis del 1997 i 1998, al 2000 va presentar un increment significatiu.

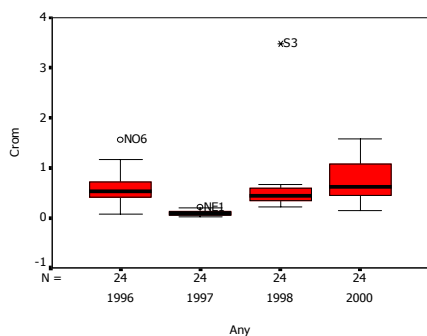
Un comentari especial mereix el Hg. En els estudis del 1997 i del 1998 assenyalàvem un increment estadísticament significatiu, mentre que en el 2000 presenta un descens significatiu.



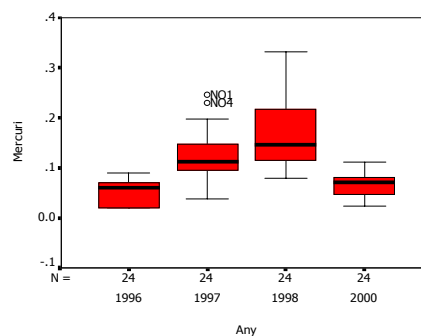
**Figura 15.40.-** Diagrama de caixa d'arsènic (µg/g) als vegetals.



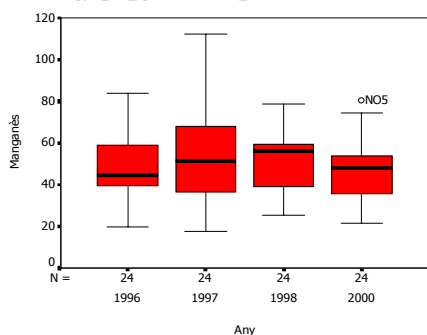
**Figura 15.41.-** Diagrama de caixa de cadmi (µg/g) als vegetals.



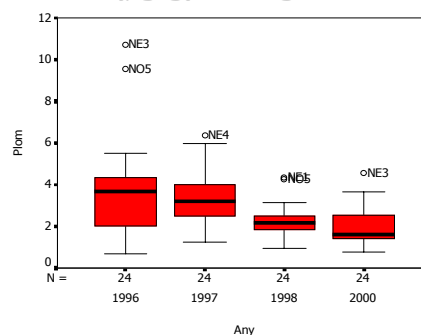
**Figura 15.42.-** Diagrama de caixa de crom ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.



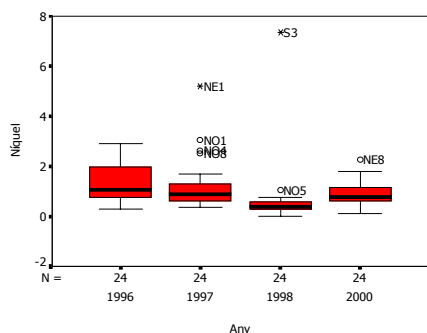
**Figura 15.43.-** Diagrama de caixa de mercuri ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.



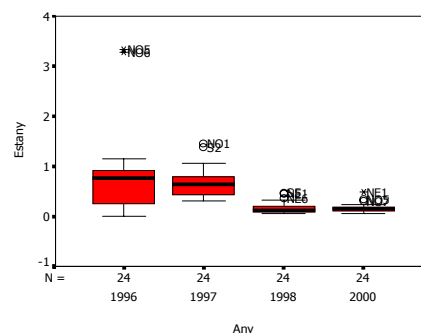
**Figura 15.44.-** Diagrama de caixa de manganès ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.



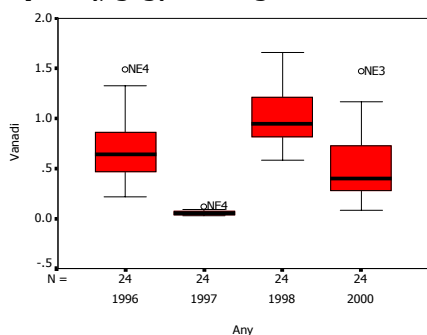
**Figura 15.46.-** Diagrama de caixa de plom ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.



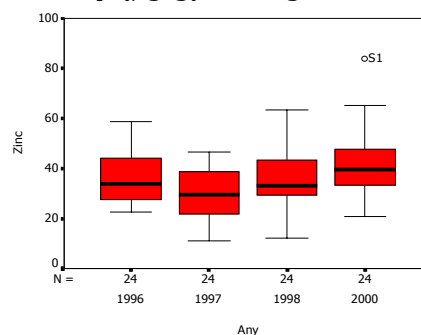
**Figura 15.45.-** Diagrama de caixa de níquel ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.



**Figura 15.47.-** Diagrama de caixa d'estany ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.



**Figura 15.48.-** Diagrama de caixa de vanadi ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.



**Figura 15.49.-** Diagrama de caixa de zinc ( $\mu\text{g/g}$ ) als vegetals.

### **15.2.2.- Nivells de metalls pesants en herbes segons la direcció del vent (variació espacial)**

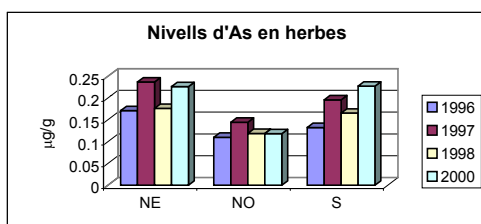
Els valors obtinguts vers les tres direccions predominants del vent es mostren a les Figures 15.50-15.59. A l'Annex F es presenten les taules corresponents als nivells de metalls pesants per a cada direcció del vent. Els aspectes més rellevants a comentar es descriuen a continuació.

A la direcció nord-est no trobem alteració en els valors d'As, Cd, Mn, Pb, Sn i Zn. El Cr que al 1998 va augmentar els seus nivells significativament, al 2000 va presentar la mateixa tendència però no significativa. El Hg que al 1998 va experimentar un augment significatiu, al 2000 va presentar un descens significatiu. El Ni que al 1998 va presentar un descens significatiu, al 2000 va presentar un augment significatiu. En canvi, el V, que al 1998 va experimentar un fort augment significatiu, al 2000 va presentar un descens significatiu.

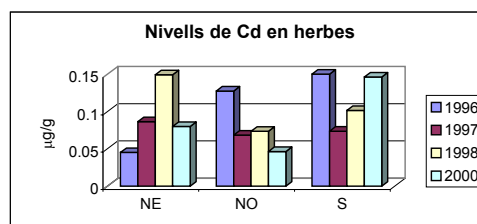
A la direcció nord-oest no hi han alteracions pels valors d'As, Cd, Mn, i Zn. El Ni i Sn que al 1998 van presentar un descens significatiu, al 2000 presenten un augment significatiu en el cas del Ni, i no significatiu en el cas de l'Sn. El Pb, presenta una tendència a disminuir els seus nivells. Si comparem el període total des del 1996 al 2000, trobem que el descens es estadísticament significatiu. El Hg, igual que per a la direcció NE, al 1997 va incrementar significativament els seus nivells. Malgrat això, al 2000 presenta un descens significatiu. El V, va presentar al 1997 un descens significatiu, al 1998 un augment significatiu, i al 2000 torna a presentar un descens significatiu.

Per últim, a la direcció sud, al llarg dels quatre anys no hi han alteracions en els nivells d'As, Cd, Mn, Ni, Pb i Zn. El Hg que van mostrar un fort increment al 1997, al 1998 va mantenir els nivells i al 2000 presenta una tendència significativa al descens. L'Sn presenta un fort descens significatiu al 1998. El V i el Cr que al 1998 van presentar un augment significatiu molt fort, al 2000 presenten un descens no significatiu.

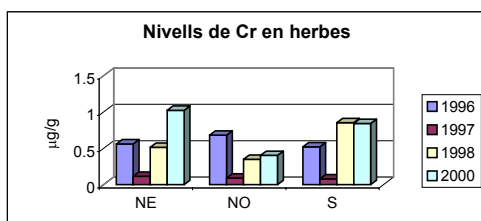
Les direccions del vent amb més impacte de la planta, degut a la meteorologia i cartografia, són les direccions sud i nord-oest. La direcció nord-est es troba fora de la influència directa de les emissions de la planta. Malgrat això, no hem trobat nivells de metalls pesants més baixos a la direcció NE que en les altres direccions, fet que si s'ha trobat pels nivells de dioxines. Això ho podem explicar ja que l'àrea d'estudi és un àrea industrial, i per tant, hi haurà moltes emissions diverses de metalls pesants.



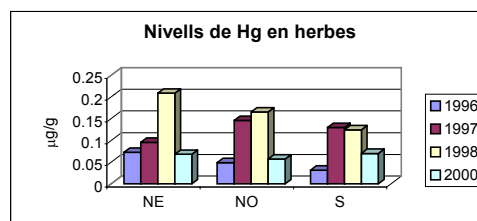
**Figura 15.50.-** Concentracions mitjanes d'As en herbes segons la direcció de mostratge.



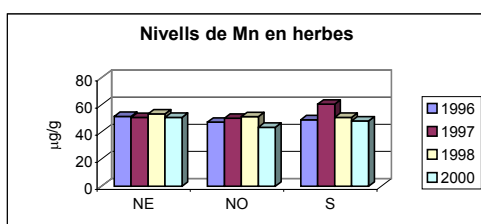
**Figura 15.51.-** Concentracions mitjanes de Cd en herbes segons la direcció de mostratge.



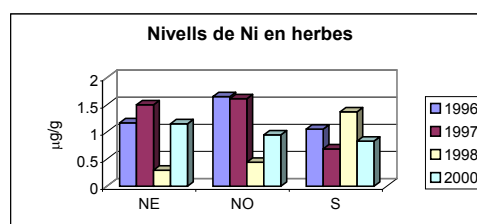
**Figura 15.52.-** Concentracions mitjanes de Cr en herbes segons la direcció de mostratge.



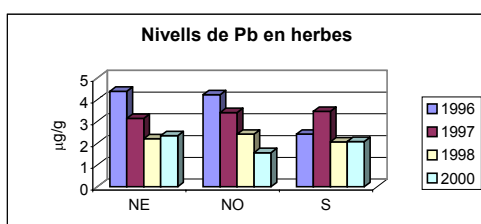
**Figura 15.53.-** Concentracions mitjanes de Hg en herbes segons la direcció de mostratge.



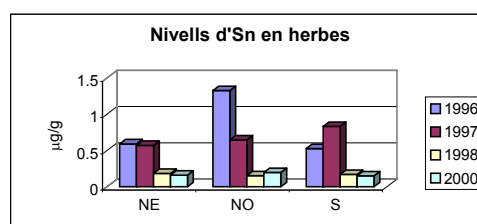
**Figura 15.54.-** Concentracions mitjanes de Mn en herbes segons la direcció de mostratge.



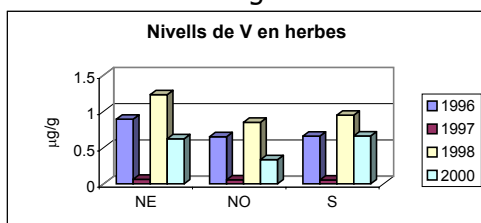
**Figura 15.55.-** Concentracions mitjanes de Ni en herbes segons la direcció de mostratge.



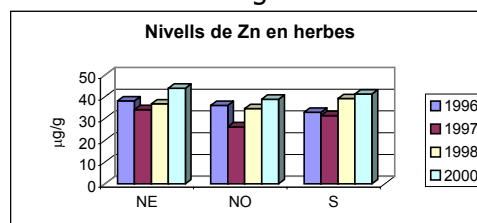
**Figura 15.56.-** Concentracions mitjanes de Pb en herbes segons la direcció de mostratge.



**Figura 15.57.-** Concentracions mitjanes d'Sn en herbes segons la direcció de mostratge.



**Figura 15.58.-** Concentracions mitjanes de V en herbes segons la direcció de mostratge.



**Figura 15.59.-** Concentracions mitjanes de Zn en herbes segons la direcció de mostratge.

### **15.2.3.- Nivells de metalls pesants en herbes segons la distància a la planta (variació espacial)**

A les Figures 15.60-15.69 i a les taules que es troben a l'Annex F, es presenten els nivells de metalls pesants en herbes obtinguts en els diferents estudis en comparació amb els estudis anteriors amb relació a la distància a la planta. En les quatre agrupacions segons la distància, podem observar alguns comportaments equivalents. Podem assenyalar que Cd i Pb no varien les seves concentracions. El Cr i el V, que van sofrir descensos significatius al 1997, experimenten fortes pujades al 1998, i tornen a presentar descens al 2000 per a totes les distàncies excepte pel Cr a 500-750 m i a 1000-1500 m, que experimenta un increment. Tal i com ja havíem comentat anteriorment, els nivells d'aquests metalls en herbes estan sotmesos a fortes variacions.

El Hg a la zona de 100-200 m i a la de 500-750 m experimentà al 1997 pujades significatives, al 1998 manté els nivells assolits, i al 2000 experimenta un descens que a 500-750 m és significatiu. En canvi, a les zones més allunyades: 1000-1500 m i 2000-3000 m, es detecta una pujada sostinguda si comparem les dades del 1996 amb les del 1998, i un descens al 2000.

L'Sn es comporta de forma similar en les dos zones més properes a la planta. No varia els seus nivells al 1997, disminueix el seu contingut durant el 1998, i augmenta els seus nivells al 2000. En canvi, a la zona més allunyada, manté al 2000 els seus nivells, al 1998 presenta un descens i al 1997 una pujada.

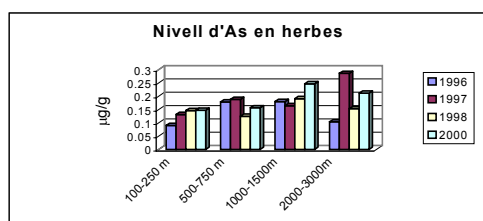
Per altres metalls, el comportament és més o menys particular depenent de la zona en estudi.

A la distància de 100-250 m no alteren els seus nivells As, Mn i Zn. El Ni, que al 1997 experimentà un descens, al 1998 torna a presentar un descens significatiu i al 2000 un augment significatiu. El Cd experimenta fortes variacions no significatives a l'alça i a la baixa. El V i el Cr experimenten també fortes variacions significatives. Al 1997 el Hg presenta un increment significatiu dels seus nivells. Al 1998 presenta la mateixa tendència però d'una forma no significativa i al 2000 presenta un descens no significatiu.

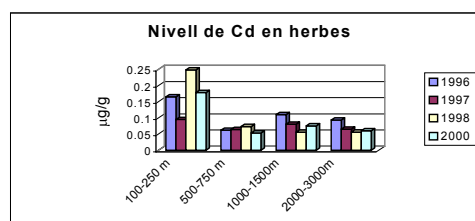
A la distància de 500-750 m no alteren els seus nivells As, Cd, Cr, Mn, Ni, Pb i Zn al 2000. El Hg que durant 1997 i 1998 presentava una tendència a incrementar els seus nivells, al 2000 presenta un descens significatiu. El V, presenta un descens significatiu al 1997, un augment significatiu al 1998 i un descens significatiu al 2000. Per tant, podem concloure que el V està subjecte a grans variacions temporals.

A la distància de 1000-1500 m l'únic metall que presenta una variació significativa als seus nivells al 2000 és el V, el que al 1997 va presentar un descens significatiu, al 1998 un augment molt fort significatiu, i al 2000 un descens significatiu. L'Sn presenta una tendència al descens no significativa si avaluem cada període. Tanmateix, si avaluem el període global (des de 1996 fins 2000), trobem que el descens és significatiu.

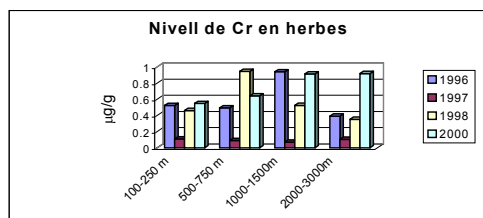
Per últim, a la distància de 2000-3000 m els únics dos metalls que presenten canvis significatius són el Hg i el Ni al 2000. El Hg al 1998 va presentar un augment significatiu i al 2000 presentà un descens significatiu. Per altra banda, el Ni va presentar al 1998 un descens significatiu i al 2000 presentà un augment significatiu.



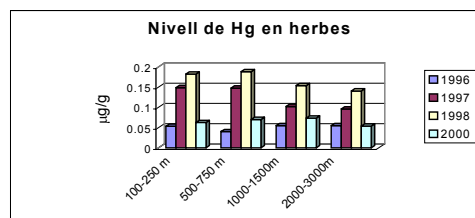
**Figura 15.60.-** Concentracions mitjanes d'As en herbes agrupades segons la distància a la planta.



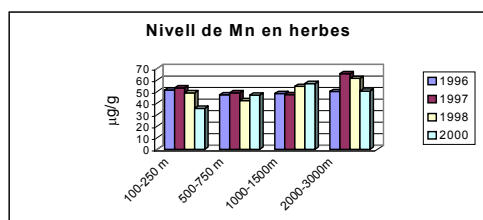
**Figura 15.61.-** Concentracions mitjanes de Cd en herbes agrupades segons la distància a la planta.



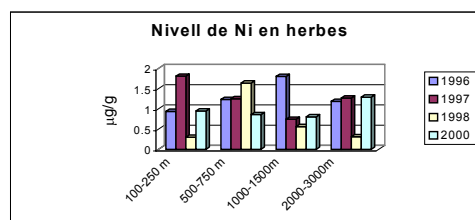
**Figura 15.62.-** Concentracions mitjanes de Cr en herbes agrupades segons la distància a la planta.



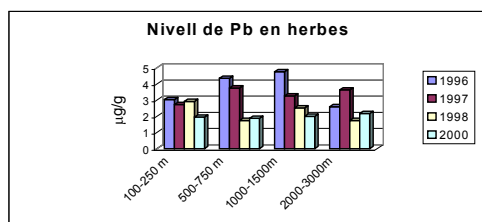
**Figura 15.63.-** Concentracions mitjanes de Hg en herbes agrupades segons la distància a la planta.



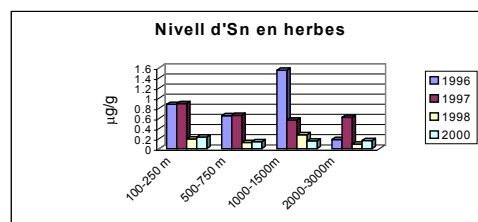
**Figura 15.64.-** Concentracions mitjanes de Mn en herbes agrupades segons la distància a la planta.



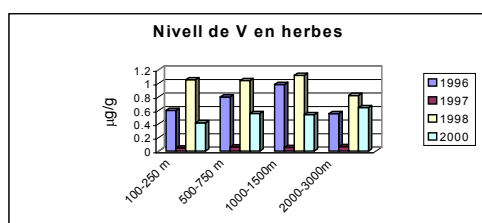
**Figura 15.65.-** Concentracions mitjanes de Ni en herbes agrupades segons la distància a la planta.



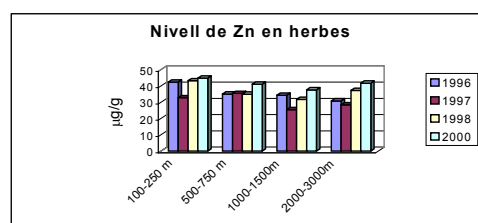
**Figura 15.66.-** Concentracions mitjanes de Pb en herbes agrupades segons la distància a la planta.



**Figura 15.67.-** Concentracions mitjanes d'Sn en herbes agrupades segons la distància a la planta.



**Figura 15.68.-** Concentracions mitjanes de V en herbes agrupades segons la distància a la planta.



**Figura 15.69.-** Concentracions mitjanes de Zn en herbes agrupades segons la distància a la planta.

#### 15.2.4.- Anàlisi multivariant dels nivells de metalls pesants en herbes

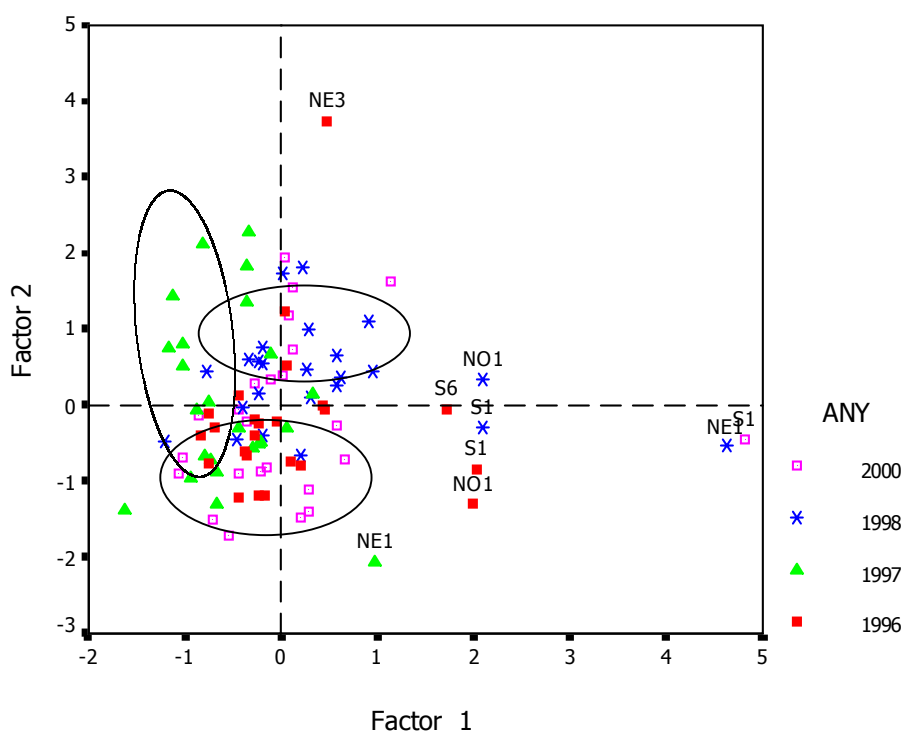
A l'igual que en sòls, donat que el número de dades obtingudes és molt gran, es va aplicar el mètode d'anàlisi multivariant per classificar les mostres per tal d'obtenir la major informació sobre altres possibles fonts d'emissió de metalls, a més a més de la pròpia, i per tal d'identificar l'impacte de les emissions. L'Anàlisi de Components Principals (ACP) es va aplicar a les 96 mostres d'herbes corresponents als quatre estudis (1996, 1997, 1998 i 2000). Donat que les concentracions dels diferents metalls trobats en les mostres de vegetació són molt diferents, els resultats van ser normalitzats mitjançant la transformació logarítmica de les dades.

D'aquest Anàlisi de Components Principals es va obtenir un model amb quatre components que explica el 66.37% de la variància total. El primer component ens dona un 22.51% de la variància, i es troba molt alta i positivament correlacionat amb el cadmi i el zinc. El segon component explica un 16.58% de la variància i es troba alta i positivament correlacionat amb l'arsènic i el manganès. El tercer component explica un 14.76% de la variància, i es troba molt positivament correlacionat amb l'estany i el plom. El quart component està correlacionat amb el crom i el níquel, i explica un 12.51% de la variància. Els resultats de l'anàlisi de components principals per a metalls pesants en vegetals es troben a l'Annex G.

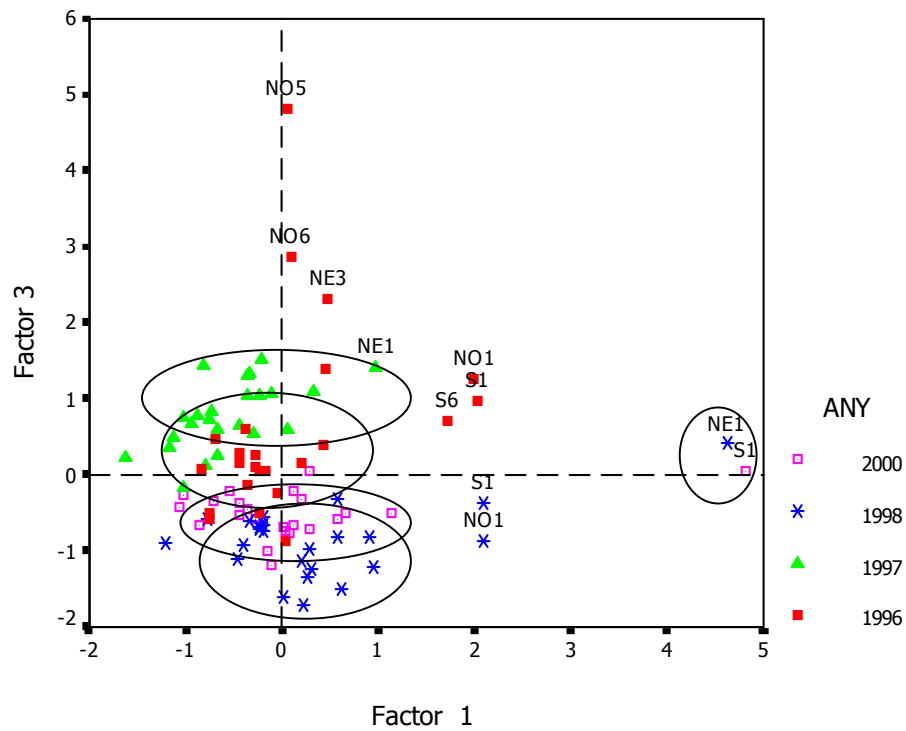
A la Figura 15.70 s'observa com les mostres NE1 (1998) i S1 (2000) mostren un alt valor del Factor 1, altament correlacionat amb Cd i Zn, així com la mostra NE3 (1996) un alt valor del Factor 2 altament correlacionat amb As i Mn.

La Figura 15.71 mostra el resultat de l'Anàlisi de Components Principals pels Factors 1 i 3. En aquesta figura s'observa una lleugera agrupació de les mostres depenent de l'any de recollida, presentant les mostres un pes determinat en el Factor 3 depenent de l'any de recollida. S'observa que les mostres presenten la següent tendència en guanyar pes en el Factor 3 (Sn i Zn): 1998, 2000, 1996 i 1997. És a dir, 1998 presenta els nivells més baixos del Factor 3, i 1997 els nivells més alts. Malgrat això, aquesta lleugera diferència depenent dels anys, no ens permet veure una diferència dels nivells ambientals de metalls pesants després de la instal·lació de les millores ambientals a la planta.

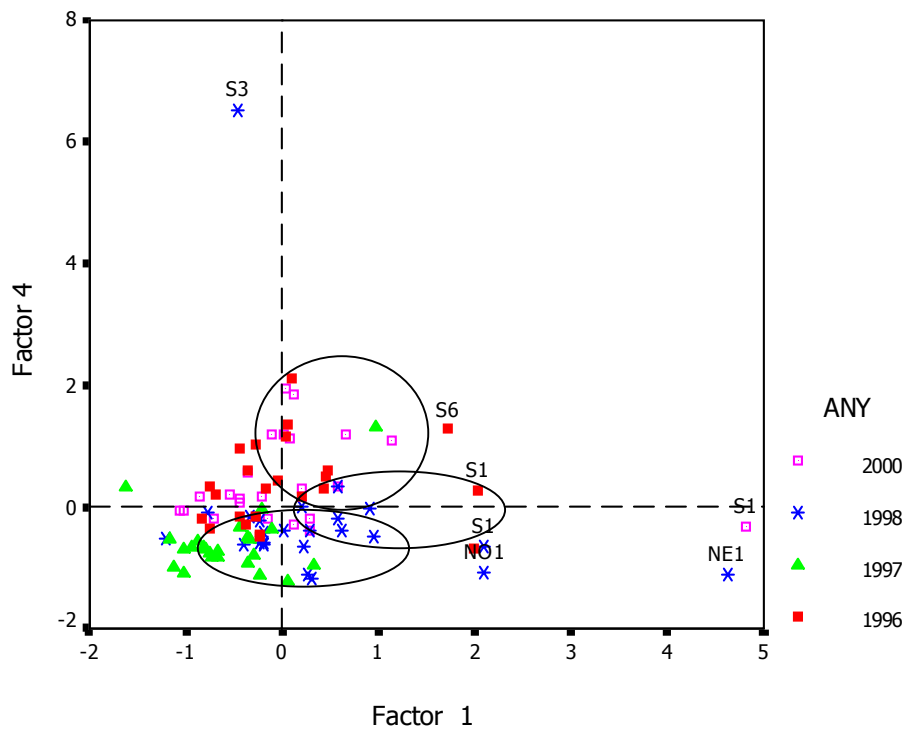
La Figura 15.72 mostra el resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicats a mostres d'herbes recollides al 1996, 1997, 1998 i 2000 pels Factors 1 i 4. S'observa, igual que en les figures anteriors, com les mostres presenten una lleugera tendència d'agrupar-se en funció de l'any de recollida.



**Figura 15.70.-** Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicats al nivell de metalls pesants en mostres d'herbes: Factors 1 i 2



**Figura 15.71.-** Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicats al nivell de metalls pesants en mostres d'herbes: Factors 1 i 3.



**Figura 15.72.-** Resultat de l'Anàlisi de Components Principals aplicats al nivell de metalls pesants en mostres d'herbes: Factors 1 i 4

En general, podem dir que les variacions observades, poden obeir a tota una sèrie de factors que afecten a l'emissió de metalls i a la subseqüent deposició en la vegetació. Aquests factors inclouen: la composició i quantitat de brossa cremada, les característiques tècniques de la incineradora, les condicions d'operació de combustió, l'eficiència dels mecanismes de control de les emissions, i els vents. Alguns autors (Hasselriis i Licata, 1996) van trobar variacions en les emissions entre tres i cinc vegades segons quines eren les anteriors condicions.

Pel que fa a la valoració de l'impacte de les mesures correctores, no detectem canvis dràstics en els valors del 2000 que no es puguin inscriure en la magnitud de la variació temporal observada en el període 1996-98. Per altra banda, no es veu una influència clara de l'orientació dels punts de presa de mostra ni de la distància a la xemeneia. Es pot concloure per tant, que la planta, que ja ha demostrat tenir poc impacte ambiental pel que fa a metalls durant 1996-1998, continua lògicament en la mateixa situació després de la instal·lació del nou filtre, al 2000.

## **16.- Anàlisi de Risc**

### **16.1.- Anàlisi de risc per exposició a PCDD/Fs**

En aquest apartat es presenten els resultats de l'anàlisi de risc per l'exposició a PCDD/Fs. L'anàlisi de risc s'ha portat a terme per a la població adulta que resideix a les rodalies de la planta Incineradora de Montcada i Reixac. L'anàlisi ha estat dividit en tres parts.

- 1) Aplicació de la metodologia d'anàlisi de risc per a PCDD/Fs. Primer es presenten els resultats de l'exposició de la població a PCDD/Fs. El següent pas ha estat calcular el risc cancerigen i no- cancerigen. Una vegada desenvolupada la metodologia d'anàlisi de risc d'una forma determinista, s'ha portat a terme un anàlisi probabilístic del risc per tal d'identificar la variabilitat i incertesa del mètode.
- 2) Estudi del benefici que tenen les millores ambientals a la planta sobre el risc cancerigen i no- cancerigen a PCDD/Fs en la població.
- 3) Comparació del risc degut a les emissions de PCDD/Fs (risc calculat amb el model multi-compartamental aire-sòl-vegetació) amb el degut als nivells ambientals de dioxines i furans a l'àrea mesurats durant la monitorització (risc mesurat).

#### **16.1.1.- Aplicació de la metodologia d'anàlisi de risc per PCDD/Fs**

L'avaluació del risc és una eina matemàtica, la qual es basa no únicament en els aspectes toxicològics, sinó també en un ampli transfons de coneixement en diversos camps que van des de la química a la fisiologia i biologia molecular, i des del transport medi ambiental fins a l'estadística aplicada. D'aquesta manera, l'avaluació del risc inclou quatre passos:

- I. Identificació del risc: el compost químic d'interès es identificat des de mesures de les emissions en estudi, o en cas d'instal·lacions en planificació, des de dades experimentals de plantes similars.
- II. Avaluació de l'exposició: es determina la quantitat de contaminant a la que la població i els ecosistemes es troben exposats.
- III. Avaluació de la dosi-resposta: caracteritza la relació entre la dosi i la incidència d'un efecte advers en la població exposada.
- IV. Caracterització del risc: predicció de la probabilitat de l'impacte sobre la salut en la població exposada.

En aquest apartat, es presenta una aplicació de la metodologia de l'anàlisi de risc de la població, degut a les emissions de dioxines abans de les millores ambientals de la planta. Per tant, les dades utilitzades en el càlcul són el resultat de l'aplicació del model multi-compartamental aire-sòl-vegetal. Així, ara es presenta l'avaluació de l'exposició de la població a les dioxines degudes a les emissions

#### Exposició a dioxines

Les vies d'exposició considerades han estat les següents:

- Ingesta de sòl contaminat
- Ingesta de vegetals conreats a l'àrea
- Inhalació de partícules resuspeses
- Inhalació de l'aire
- Absorció dèrmica

Malgrat que és per tots conegut que la principal via d'exposició de la població a les dioxines és per mitjà de la dieta, no s'ha considerat aquesta via d'exposició. El fet de no considerar aquesta via es deu al fet que el nostre objectiu era avaluar el risc de la població degut a les emissions de la planta en estudi. En aquesta àrea totalment industrial, les activitats agrícoles i ramaderes són menyspreables. Malgrat això, es va decidir considerar que un 10% dels vegetals ingerits en la dieta eren cultivats en l'àrea d'impacte de les emissions de la planta.

Com a primer pas s'avalua la contribució de cada via d'exposició a l'exposició total. A la Taula 16.1 es presenten els resultats de l'exposició deguda a les emissions de PCDD/Fs de la planta incineradora de Montcada i Reixac per a les diferents vies. Es pot observar que en l'exposició total, les vies amb més pes han estat la ingesta de vegetals de l'àrea i la inhalació d'aire. Per altra banda, l'exposició a sòl correspon a l'exposició deguda a la ingesta de sòl que ha estat exposat a les emissions de la planta, sense considerar els nivells de fons pre-existents en el sòl. Per aquest motiu, les vies que depenen del nivell de PCDD/Fs en el sòl: ingesta, inhalació de partícules resuspeses, i absorció dèrmica, presenten uns valors tan baixos.

**Taula 16.1.-** Exposició de la població per diferents vies a les *emissions* de PCDD/Fs (ng I-TEQ/d).

<b>Exposició</b>	ng I-TEQ/d
Ingestió de sòls contaminats	6.97E-07
Ingestió de vegetals de l'àrea	1.80E-04
Inhalació de partícules resuspeses	4.98E-08
Inhalació d'aire	1.38E-04
Absorció dèrmica	2.40E-11
<i>Exposició total</i>	<i>3.19E-4</i>

### Caracterització del Risc

L'últim pas de l'avaluació del risc és la caracterització d'aquest. En aquest apartat, es presenten els resultats del risc cancerigen i el no- cancerigen de la població per a les emissions de la planta IRSU abans de la instal·lació de les millores ambientals.

Per a les substàncies cancerígenes, el risc cancerigen s'ha definit com la probabilitat de que un individu desenvolupi un càncer al llarg de la seva vida, com a resultat de l'exposició a una substància cancerígena. En aquest estudi, el risc cancerigen de la població a les emissions de PCDD/Fs de la planta és de  $2.06 \text{ E-}10$ . Aquest valor ens diu que existeix la probabilitat de que 2.06 persones d'entre  $1 \text{ E}10$  puguin desenvolupar un càncer a llarg de la seva vida. El risc cancerigen presentat en aquest estudi s'ha calculat afegint un factor corrector, ja que les potències cancerígenes estan calculades en base a una exposició continua durant 70 anys. Així, per a calcular el risc de la població corresponent a edats diferents cal fer un ajust per la duració de l'exposició (USEPA, 1990). En adults, considerem que l'exposició mitjana tindrà lloc durant 55 anys.

El risc no- cancerigen és el resultat de determinar si l'exposició de la població excedeix un valor d'exposició, el qual és una estimació baixa del NOAEL (No-Observed-Adverse-Effects-Level) d'un contaminant per a les diferents possibles vies d'exposició. El risc no- cancerigen s'expressa pel coeficient de perill (HQ). Si aquest coeficient és més gran que 1, ens indica que hi ha un risc potencial cap a la salut; és a dir, podem identificar els nivells d'exposició on es poden trobar efectes adversos. El resultat del risc no- cancerigen degut a les emissions de PCDD/Fs de la població resident a les rodalies de la planta de Montcada i Reixac és igual a  $2.29 \text{ E-}3$ . Aquest valor significa que la població resident a les rodalies de la planta no es trobarà sota efectes adversos per les emissions de la incineradora de Montcada i Reixac, abans de que es fessin la instal·lació de les millores ambientals en la planta (Taula 16.2).

**Taula 16.2.-** Riscs cancerigen i no- cancerigen de la població deguts a les emissions de PCDD/Fs abans de les millores.

	<b>RISC *</b>
Risc cancerigen (ER)	$2.06 \text{ E-}10$
Risc no- cancerigen (HQ)	$2.29 \text{ E-}03$

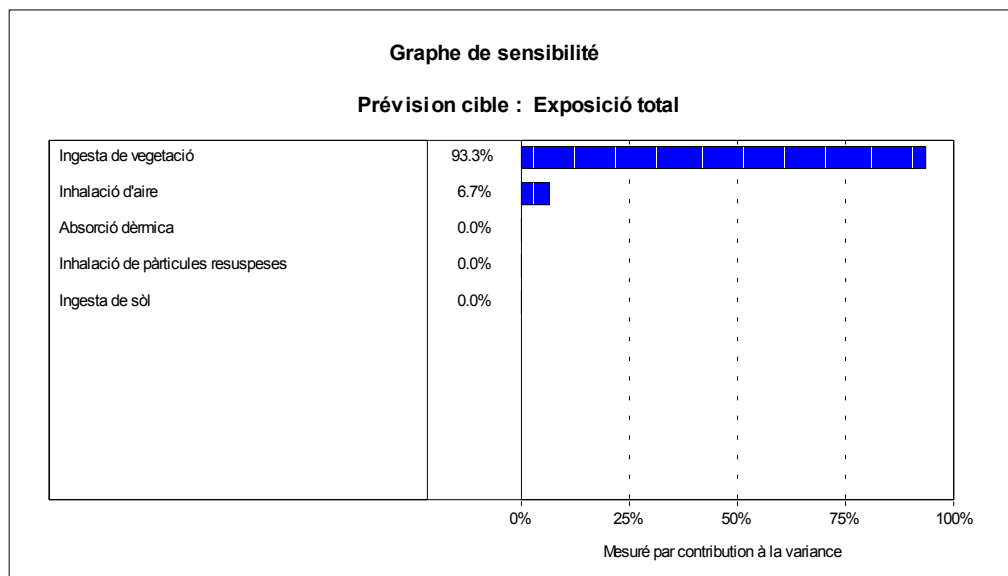
\* Valor obtingut a partir dels resultats de l'aplicació de models matemàtics

### Anàlisi probabilístic: Monte Carlo

Encara que l'anàlisi de risc és un càlcul relativament senzill, les seves implicacions són complicades ja que els paràmetres utilitzats en el càlcul no poden ser considerats com valors fixes puntuals. Cada paràmetre pot ser considerat com un rang de valors, degut a que el seu valor real: 1) en molts casos és incert, 2) varia de persona a persona, o 3) ambdues coses, és incert i varia de persona a persona. Per una banda, l'incertesa de les variables pot ser descrita com una manca de coneixement. Malgrat això, com la falta de coneixement no significa una ignorància total, és possible caracteritzar la relativa probabilitat dels diferents valors d'una variable. Per altra banda, la variabilitat pot ser descrita com la diferència de valor d'una variable que pot tenir entre els diferents membres de la població. S'ha de tenir present que la incertesa pot ser reduïda, i en teoria eliminada, mitjançant un estudi exhaustiu de les variables. Tanmateix, la variabilitat no pot ser eliminada.

El mètode més eficient per tal de quantificar incerteses i variabilitats és assignant a cada paràmetre una distribució acumulativa de probabilitats o una funció de densitat de probabilitats. Per aquest motiu, al nostre anàlisi de risc vam aplicar el mètode de Monte Carlo, que ens ofereix la possibilitat de descriure la incertesa i variabilitat associada amb els paràmetres utilitzats en el càlcul del risc. Així, vam calcular el risc considerant la variabilitat natural entre membres d'una població i la incertesa de les variables, per manca de coneixement. A l'Annex H es troben totes les variables utilitzades en l'anàlisi de risc amb els seus valors i corresponents distribucions probabilistes que s'han fet servir en el càlcul. La determinació de les funcions probabilístiques assignades per a cada paràmetre ha depès de dades específiques, la gran majoria proporcionades per la literatura.

A continuació, es presenten els resultats de l'anàlisi probabilístic per a l'anàlisi de risc degut a les emissions de PCDD/Fs per la IRSU de Montcada i Reixac, abans de les millores medi ambientals a la planta. La Figura 16.1 mostra l'anàlisi de sensibilitat de l'exposició per a les diferents vies. Aquest diagrama dona informació de quina és la via d'exposició que contribueix més a la variància total de l'exposició. S'observa que la ingesta de vegetals contribueix amb un 93.3% a la variància total, i la inhalació amb un 6.7%. Les altres tres vies d'exposició inhalació de partícules resuspenses, ingesta de sòls i absorció dèrmica són de fet irrellevants. Això mostra que la incertesa de l'exposició depèn majoritàriament de la incertesa que presenta l'exposició a través de la ingesta de vegetals. A la Taula 16.3 trobem la distribució probabilística de cada via d'exposició: mitjana, desviació estàndard i percentils 10th, 50th (tendència central de l'exposició), i 90th.



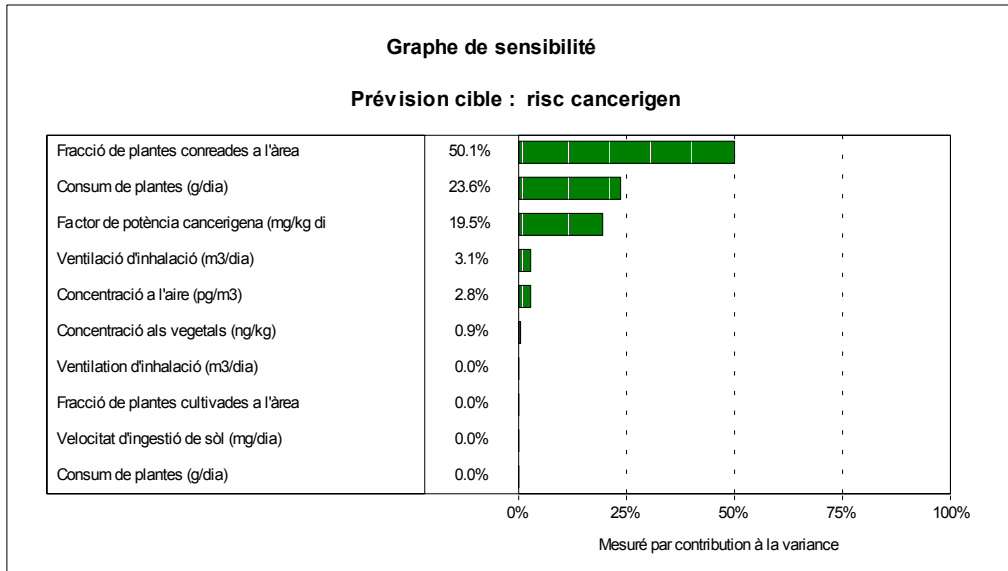
**Figura 16.1.-** Anàlisi de sensibilitat de l'exposició deguda a les emissions de PCDD/Fs per la planta Incineradora de Montcada i Reixac abans de les millores.

**Taula 16.3.-** Distribució probabilística de l'exposició a PCDD/Fs (ng I-TEQ/dia) per les diferents vies d'exposició directa abans de les millores.

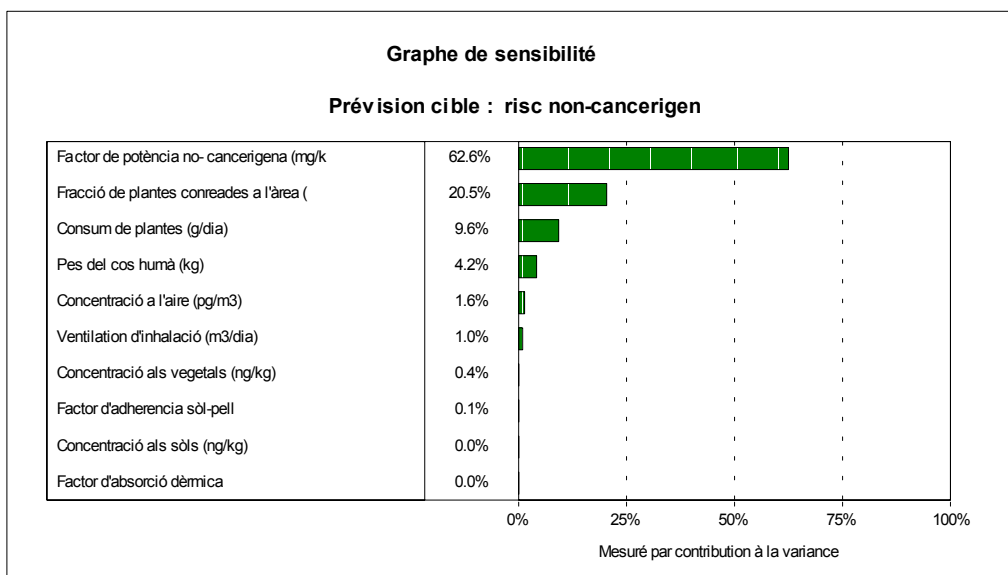
	Mitjana	DE	Percentils		
			10th	50 <sup>th</sup>	90th
Ingesta de sòls contaminants	4.91E-6	1.24E-6	3.44E-6	4.77E-6	6.53E-6
Ingesta de vegetals de l'àrea	1.10E-4	7.23E-5	3.21E-5	9.58E-5	2.05E-4
Inhalació de partícules resuspeses	2.86E-6	4.05E-7	2.35E-6	2.84E-6	3.39E-6
Inhalació d'aire	1.24E-4	1.73E-5	1.02E-4	1.23E-4	1.47E-4
Absorció dèrmica	4.74E-9	3.48E-9	1.12E-9	3.89E-9	9.65E-9
<b>Exposició total</b>	<b>2.42E-4</b>	<b>7.46E-5</b>	<b>1.61E-4</b>	<b>2.28E-4</b>	<b>3.40E-4</b>

A les Figures 16.2 i 16.3 es presenta el diagrama de sensibilitat del risc per a totes les variables de càlcul per les que s'ha considerat una distribució probabilística en el càlcul del risc no- cancerigen i cancerigen, respectivament. S'observa que les variables que tenen una important contribució en la variància del risc no-cancerigen, també presenten un pes important en el risc cancerigen. D'aquesta manera, aquesta gràfica assenyala les variables a les que hem de prestar una atenció especial per tal de reduir la variància del risc. S'ha comentat que l'exposició amb més pes ha estat deguda a la ingesta de vegetals. Per tant, totes les variables que formen part del càlcul d'aquesta via d'exposició són les que tenen més pes en el risc cancerigen i no- cancerigen. Aquestes gràfiques ens mostren que la incertesa en el RfD i el potencial cancerigen són contribuyents molt importants en la variància total del risc. Per tant, la reducció de la incertesa en aquests valors implicaria una reducció quantitativa important en la variància del risc. Una atenció especial es

requereix en la determinació d'aquestes dues variables. A la Taula 16.4 es presenten les distribucions probabilístiques del risc cancerigen i no- cancerigen abans de la instal·lació del sistema de neteja de gasos.



**Figura 16.2.-** Anàlisi de sensibilitat del risc cancerigen degut a les emissions de la planta Incineradora de Montcada i Reixac abans (1996) de les millores ambientals.



**Figura 16.3.-** Anàlisi de sensibilitat del risc no- cancerigen degut a les emissions de la planta Incineradora de Montcada i Reixac abans (1996) de les millores.

**Taula 16.4.-** Distribució probabilística del risc cancerigen i no- cancerigen degut a les emissions de PCDD/Fs abans de les millores.

	Mitjana	DE	Percentils		
			10th	50th	90th
Risc cancerigen	1.60E-10	5.78E-11	9.65E-11	1.49E-10	2.37E-10
Risc no- cancerigen	1.37E-3	8.67E-4	7.87E-4	1.37E-3	2.85E-3

Segons els resultat d'aquest apartat, podem arribar a la conclusió que un anàlisi probabilístic en el qual la variabilitat inter-individual i la incertesa és considerada, pot facilitar la presa de decisions sobre les diferents fonts i les seves implicacions en aquest context, ja que ens dóna informació de la via o variable que contribueix més a la variància final. Un increment en l'esforç ha d'anar dirigit a la reducció d'incerteses en la RfD i en el factor de potència cancerigen, per d'aquesta manera reduir la incertesa del risc.

#### **16.1.2.- Risc cancerigen i no- cancerigen abans i després de les millores ambientals de la planta.**

A continuació, es presenta una comparació del risc degut a les emissions de PCDD/Fs per la planta incineradora de Montcada i Reixac, abans i després de les millores ambientals de la planta (Taula 16.5). D'aquesta manera es vol avaluar el benefici que les millores ambientals de la planta tenen sobre el risc calculat per la població. Per al seu càlcul, s'han utilitzat els resultats obtinguts a partir de l'aplicació del model matemàtic muti-compartmental aire-sòl-vegetal, explicat anteriorment.

El risc sobre la població degut a les emissions de la planta incineradora una vegada instal·lat el nou sistema de neteja de gasos presenta una reducció de 2.06E-10 a 1.04E-11 per al risc cancerigen, i de 2.29E-03 a 1.14E-04 per al risc no- cancerigen. Això implica una reducció al voltant de 95% en tots dos casos.

**Taula 16.5.-** Risc cancerigen i no- cancerigen sobre la població abans i després de la instal·lació del sistema de neteja de gasos.

	abans	després	reducció %
Risc cancerigen	2.06E-10	1.04E-11	95
Risc no- cancerigen	2.29E-03	1.15E-04	95

Aquests resultats mostren en termes generals que el risc sobre la salut decreix considerablement (95%) després de la instal·lació del nou sistema de neteja de gasos. Cal considerar que les emissions de la font han presentat una descens des de 111.99 ng I-TEQ/Nm<sup>3</sup> a 0.008 ng I-TEQ/Nm<sup>3</sup>. Per tant, la reducció en el risc degut a

les emissions està en total concordança amb la davallada en els nivells d'emissió de dioxines i furans.

### **16.1.3.- Comparació del risc degut a les emissions de PCDD/Fs amb el risc degut als nivells ambientals de l'àrea**

En aquest apartat, es presenten els resultats del risc cancerigen i no- cancerigen degut als nivells ambientals (risc mesurat). Primer s'avalua l'evolució del risc mesurat, i després es compara amb el degut a les emissions per xemeneia (risc calculat) a partir del model multi-compartamental sòl-aire-vegetal.

El risc per la població degut als nivells ambientals de PCDD/Fs ha estat avaluat per a 1996 i 2000, ja que no es disposava de valors dels nivells de PCDD/Fs en aire per a la resta d'anys. Els nivells ambientals en sòls i vegetals utilitzats en els càlculs han estat les mitjanes de les monitoritzacions realitzades a les rodalies de la planta incineradora de Montcada i Reixac durant 1996 i 2000.

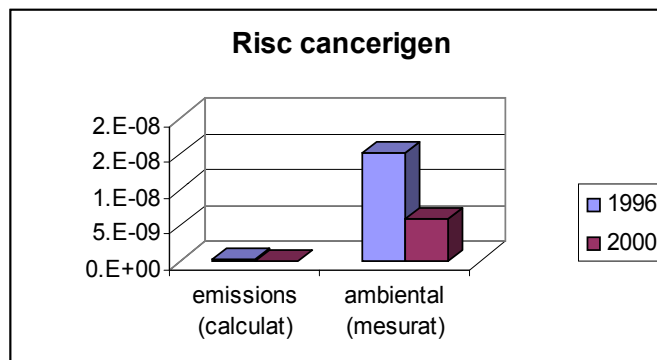
El risc cancerigen per PCDD/Fs mesurat per la població degut als nivells ambientals al 1996 és de  $1.52E-8$ , i al 2000 és de  $5.84E-9$ , presentant una reducció del 62% (Taula 16.6). Això indica que al 1996 existia la probabilitat de que 1.52 persones desenvolupessin un càncer d'entre 100 milions. Per al risc no- cancerigen (Taula 16.6) mesurat degut als nivells ambientals observem una reducció del 62% ( $1.69E-1$  a  $6.49E-2$ ). En ambdós casos ens trobem per sota d'un risc potencial per a la salut degut als nivells ambientals de PCDD/Fs.

**Taula 16.6.-** Risc cancerigen i no- cancerigen sobre la població degut als nivells ambientals després de la instal·lació dels sistema de neteja de gasos.

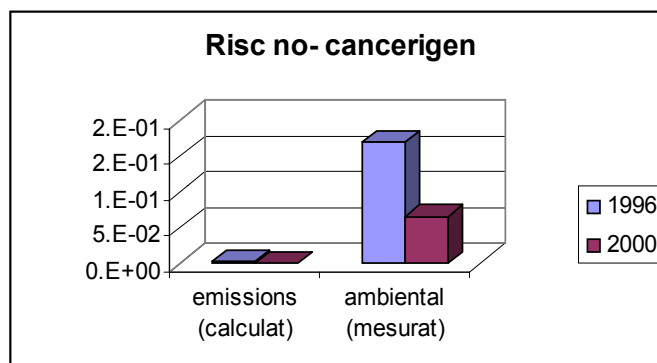
	<b>1996</b>	<b>2000</b>	<b>reducció</b> <b>%</b>
Risc cancerigen	1.52E-08	5.84E-09	62
Risc no- cancerigen	1.69E-01	6.49E-02	62

La contribució del risc calculat a partir dels models matemàtics al risc mesurat sobre la població, és d'1.55% abans de la instal·lació del nou sistema de neteja de gasos i un 0.70% després. Aquesta mínima contribució del risc calculat al risc mesurat indica que altres fonts emissores de PCDD/Fs tenen també un impacte medi ambiental notable en la mateixa àrea d'influència de la planta incineradora de Montcada i Reixac. Així doncs, podem concloure que la planta incineradora de Montcada i Reixac no és ni la única font, ni la més important, responsable de les

emissions de PCDD/F a l'àrea d'influència directa d'aquesta planta incineradora (Figura 16.4-16.5).



**Figura 16.4.-** Risc cancerigen degut a les emissions (calculat) i als nivells ambientals (mesurat).



**Figura 16.5.-** Risc no-cancerigen degut a les emissions (calculat) i als nivells ambientals (mesurat).

Com a resum, podem dir que el risc sobre la salut associat a les emissions de PCDD/Fs per la planta incineradora de Montcada i Reixac és mínim en comparació amb el risc degut als nivells ambientals presents en l'àrea d'estudi. Els resultats són semblats als descrits per altres investigadors (Travis i Hattemer-Frey 1989 a, b; Levin *et al.*, 1991; Nouwen *et al.*, 2001), que indiquen que incineradores de residus modernes o incineradores equipades amb tecnologies d'emissions modernes, amb les seves emissions per sota de 0.1 ng I-TEQ/Nm<sup>3</sup>, no són la principal responsable del risc sobre la salut de la població que resideix a les rodalies d'aquesta mena d'instal·lacions.

## 16.2.- Anàlisi de risc per exposició a metalls pesants

En aquest apartat es presenten els resultats corresponents a l'anàlisi de risc per metalls pesants. L'objectiu és presentar una metodologia d'anàlisi de risc per a la població degut a l'exposició a metalls pesants, i aplicar-lo per tal d'avaluar el risc degut; 1) a les emissions de metalls pesants, i 2) el risc degut als nivells ambientals de metalls pesants de la planta incineradora de Montcada i Reixac. Així, a l'igual que en l'apartat anterior, podem diferenciar tres parts:

- 1) Aplicació de la metodologia d'anàlisi de risc per a metalls pesants.
- 2) Estudi del benefici que tenen les millores ambientals a la planta sobre el risc cancerigen i no- cancerigen per metalls pesants.
- 3) Comparació del risc degut a les emissions (risc calculat) mitjançant els models matemàtics, amb el risc degut als nivells ambientals a l'àrea (risc mesurat).

### 16.2.1.- Aplicació de la metodologia d'anàlisi de risc per a metalls pesants

A l'igual que per a les dioxines, els resultats que es presenten en aquest apartat són el resultat de l'aplicació de la metodologia de l'anàlisi de risc a les emissions de la planta IRSU de Montcada i Reixac abans de la instal·lació del sistema de neteja de gasos. El primer, ha estat l'avaluació de l'exposició. Les vies considerades han estat: la ingesta de sòl contaminat, ingesta de vegetals conreats a l'àrea, inhalació de partícules resuspeses, inhalació d'aire, i absorció dèrmica. A la Taula 16.7 es presenten els resultats de l'exposició de la població a les emissions de metalls de la planta incineradora de Montcada i Reixac per a les diferents vies. Podem observar que la via d'exposició més important és la ingesta de vegetals, seguida de la inhalació d'aire. A l'igual que en l'exposició de la població a dioxines, trobem que les vies amb menys importància són les que depenen de la concentració al sòl.

**Taula 16.7.-** Exposició de la població per diferents vies a les emissions de metalls pesant ( $\mu\text{g}/\text{d}$ ).

$\mu\text{g}/\text{d}$	As	Cd	Cr	Ni	Pb	Hg
Ingesta de sòls	2.73E-05	3.47E-05	8.98E-09	1.37E-06	2.83E-04	9.53E-08
Ingesta de vegetals	3.05E-03	4.09E-04	2.06E-06	1.27E-05	1.47E-03	1.65E-04
Absorció dèrmica	4.37E-08	1.00E-07	1.29E-09	3.93E-08	4.08E-06	1.37E-09
Exposició oral	<i>3.08E-03</i>	<i>4.44E-04</i>	<i>2.07E-06</i>	<i>1.41E-05</i>	<i>1.76E-03</i>	<i>1.65E-04</i>
Inhalació partícules	2.83E-04	5.79E-05	1.73E-05	2.01E-05	1.15E-03	2.20E-04
Inhalació d'aire	3.90E-06	1.34E-05	1.15E-07	3.51E-06	3.64E-04	1.96E-07
<i>Exposició inhalació</i>	<i>2.87E-04</i>	<i>7.13E-05</i>	<i>1.74E-05</i>	<i>2.36E-05</i>	<i>1.51E-03</i>	<i>2.20E-04</i>

En aquest punt s'ha de tenir present que la concentració en sòls utilitzada en els càlculs d'anàlisi de risc, és la concentració calculada amb l'aplicació del model matemàtic multi-compartamental aire-sòl-vegetal acumulada al sòl durant els anys que ha funcionat la planta.

Una vegada definides les vies d'exposició de la població cap als metalls pesants, es va quantificar el risc cancerigen i no-cancerigen. Ja que els metalls depenen de la via d'exposició i afecten a uns òrgans o altres, s'ha distingint els tipus de risc depenen la via d'exposició: inhalació i ingestió oral (Taula 8.1 i 8.2).

El risc cancerigen s'ha calculat com un excés de risc (ER). Tal i com s'ha comentat en el capítol previ, el risc cancerigen (ER) dóna la probabilitat de que una persona pugui desenvolupar un càncer al llarg de la seva vida degut a les emissions estudiades. S'ha considerat el risc cancerigen via inhalació per a les exposicions d'inhalació d'aire i de partícules resuspeses, i s'ha determinat utilitzant el factor de pendent de càncer. El risc cancerigen oral s'ha definit com el degut a l'exposició per ingesta de sòl, de vegetals i l'absorció dèrmica, i s'ha estimat mitjançant el factor unitat de risc per inhalació. A la Taula 16.8 trobem els valors del risc cancerigen per a l'arsènic, cadmi, crom i níquel. Per a aquests dos últims metalls (crom i níquel) no s'ha pogut realitzar l'avaluació del risc cancerigen oral per manca de dades de referència adients. A la Taula 16.8 observem que el metall que presenta una probabilitat més alta de desenvolupar un càncer és l'arsènic seguit del cadmi.

**Taula 16.8.-** Risc cancerigen sobre la població de les emissions de metalls pesant abans de les millores.

	As	Cd	Cr	Ni
Erinh	3.65E-08	1.13E-08	9.39E-12	2.27E-10
ERoral	5.70E-08	1.89E-09	-	-

El risc no-cancerigen de la població també s'ha classificat segons la via d'exposició: ingesta o inhalació, s'ha expressat mitjançant un coeficient de perill (HQ) el qual relaciona l'exposició oral amb la dosis de referència (RfD), i l'exposició per inhalació amb la concentració de referència (RfC). A l'igual que en el risc cancerigen, el seu càlcul s'ha vist limitat als valors de referències trobats en la bibliografia. Els resultats mostren que el risc calculat degut a les emissions de metalls pesants per la planta incineradora de Montcada i Reixac obtinguts a partir de les dades dels models matemàtics, no presenta un risc potencial cap a la salut (Taula 16.9). El metall que presenta el risc no-cancerigen més alt és el cadmi via inhalació, i els que han presentat el risc no-cancerigen més baix són el níquel i el crom, per via oral.

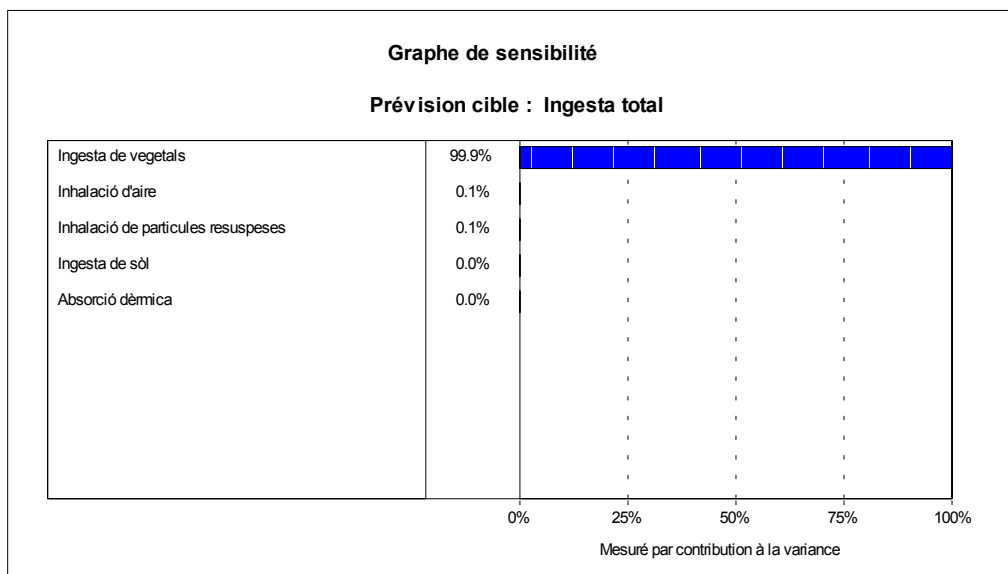
**Taula 16.9.-** Risc no- cancerigen sobre la població de les emissions de metalls pesant abans de les millores.

	As	Cd	Cr	Ni	Hg	Pb
HQinh	-	2.90E-04	2.60E-05	2.01E-05	6.90E-05	-
HQoral	1.38E-04	6.33E-06	1.24E-08	2.29E-08	2.23E-05	8.33E-08

Anàlisi probabilístic: Monte Carlo

A l'igual que en l'anàlisi de risc per a dioxines, s'ha dut a terme una anàlisi de probabilitat del risc (anàlisi de Monte Carlo) dels metalls pesants, per d'aquesta manera considerar la variabilitat i incertesa del càlcul. A l'annex H es troba la distribució probabilística de les variables utilitzades a l'anàlisi. En aquest apartat es presenten els resultats per l'arsènic.

A continuació, es mostren els resultats de l'anàlisi de Monte Carlo per a l'anàlisi de risc, produït per les emissions d'arsènic, abans de la instal·lació de les millores ambientals. A la Figura 16.6 trobem l'anàlisi de sensibilitat per a l'exposició de la població a les emissions d'arsènic. En aquesta gràfica observem com la via d'ingesta de vegetals i inhalació d'aire són les dues vies que contribueixen més a la variància total de l'exposició per les emissions d'arsènic. A la Taula 16.10 es presenta la distribució probabilística de cada via d'exposició per a les emissions d'arsènic abans de la instal·lació de les millores ambientals a la planta.



**Figura 16.6.-** Anàlisi de sensibilitat de l'exposició deguda a les emissions d'arsènic abans (1996) de les millores ambientals.

**Taula 16.10.-** Distribució probabilística de l'exposició a arsènic per les diferents vies d'exposició degudes a les emissions **abans** de les millores.

	Mitjana	DE	Percentils		
			10th	50th	90th
Ingesta de sòls contaminants	2.72E-5	6.38E-6	1.97E-5	2.65E-5	3.57E-5
Ingesta de vegetals de l'àrea	2.30E-3	1.70E-3	7.83E-4	2.30E-3	4.88E-3
Inhalació de partícules resuspeses	3.90E-6	3.92E-7	3.41E-6	3.89E-6	4.42E-6
Inhalació d'aire	2.83E-4	2.85E-5	2.48E-4	2.82E-4	3.21E-4
Absorció dèrmica	4.84E-10	4.02E-10	1.41E-10	4.84E-10	1.15E-9
Exposició total	2.60E-3	1.70E-3	1.10E-3	2.60E-3	5.20E-3

A la Taula 16.11 es troba la distribució probabilística del risc cancerigen i no-cancerigen per a l'arsènic degut a les emissions de la planta. A l'igual que en el cas de les dioxines, quan s'ha realitzat l'anàlisi de sensibilitat s'ha trobat que la variable amb més pes en la variància del risc ha estat la dosis de referència.

**Taula 16.11.-** Distribució probabilística del risc cancerigen i no-cancerigen degut a les emissions d'**arsènic abans** de les millores.

<b>arsènic</b>	Mitjana	DE	Percentils		
			10th	50th	90th
Erinh	3.68E-8	5.18E-9	3.04E-8	3.64E-8	4.35E-8
Eroral	5.05E-8	3.25E-8	1.53E-8	4.44E-8	9.30E-8
Hqoral	1.23E-4	7.87E-5	3.71E-5	1.08E-4	2.25E-4

### 16.2.2.- Risc cancerigen i no-cancerigen calculat abans i després de les millores ambientals a la planta

Aquest apartat té com a objectiu avaluar el benefici que comporten les millores ambientals de la planta sobre el risc cancerigen i no-cancerigen calculat de metalls pesants sobre la població, a partir dels nivells de metalls pesants calculats amb models matemàtics. Els resultats que es presenten són el risc calculat cancerigen i no-cancerigen abans i després de la instal·lació de les millores ambientals a la planta.

El risc cancerigen sobre la població per metalls pesants, presenta una reducció en el cas de l'arsènic de més d'un 80% per a l'exposició inhalatòria i oral. En el cas del cadmi, la reducció del risc per via inhalatòria és de més del 90%. En canvi, per a l'exposició oral està sobre un 40%. Pel crom i el níquel, el risc cancerigen ha estat calculat solament via inhalació, presentant una reducció del 67 i 35%, respectivament. Amb la instal·lació de les millores ambientals, les emissions d'arsènic es van veure reduïdes en un 88%, les de cadmi en un 93%, les de crom en un 66% i les de níquel en un 34%. Per tant, les reduccions del risc cancerigen es troben en total concordança amb les reduccions de les emissions per xemeneia de metalls pesants amb les millores ambientals de la planta.

El risc no- cancerigen, a l'igual que el risc cancerigen, presenta una disminució en total concordança amb la reducció als nivells d'emissions de la planta incineradora després de les millores ambientals. A la Taula 16.13 s'observa que el risc no-cancerigen degut a les emissions de metalls pesants no presenta efectes adversos sobre la salut tant abans com després, ja que per a tots els metalls el risc no-cancerigen de la població degut a les emissions de metalls pesants és inferior a 1.

**Taula 16.12.-** Risc cancerigen *calculat* sobre la població *degut a les emissions* de metalls pesants abans i després de les millores.

		<b>Erinh</b>	<b>Eroral</b>
<b>As</b>	abans	3.65E-08	5.70E-08
	després	4.74E-09	1.08E-08
	%	87	81
<b>Cd</b>	abans	1.13E-08	1.89E-09
	després	2.74E-09	1.07E-09
	%	76	43
<b>Cr</b>	abans	9.39E-12	-
	després	3.19E-12	-
	%	66	-
<b>Ni</b>	abans	2.27E-10	-
	després	1.61E-10	-
	%	29	-

**Taula 16.13.-** Risc no- cancerigen *calculat* sobre la població *degut a les emissions* metalls pesants abans i després de les millores.

		<b>HQinh</b>	<b>Hqoral</b>
<b>As</b>	abans	-	1.38E-04
	després	-	2.63E-05
	%		81
<b>Cd</b>	abans	2.90E-04	6.33E-06
	després	1.93E-05	3.58E-06
	%	93	43
<b>Cr</b>	abans	2.60E-05	1.24E-08
	després	8.70E-06	8.11E-09
	%	67	34
<b>Ni</b>	abans	2.01E-05	2.29E-08
	després	1.31E-05	2.35E-08
	%	35	-3
<b>Hg</b>	abans	6.90E-05	2.23E-05
	després	4.80E-06	2.50E-06
	%	93	89
<b>Pb</b>	abans	-	8.33E-08
	després	-	6.28E-08
	%	-	24.6

### 16.2.3.- Comparació del risc degut a les emissions (risc calculat) amb el risc degut als nivells ambientals a l'àrea (risc mesurat).

En aquest apartat, s'ha avaluat el risc cancerigen i no- cancerigen sobre la població degut als nivells de metalls mesurats. L'avaluació del risc degut als nivells ambientals s'ha basat en les concentracions en sòl i vegetals obtingudes a la monitorització de 1996 i 2000. El nivells de metalls en aire que s'han fet servir en el càlculs han estat els facilitats per la Generalitat de Catalunya. Una vegada determinat el risc degut als nivells mesurats, s'ha comparat amb el risc calculat procedents de les emissions, per tal d'identificar la contribució d'aquests en el risc de la població.

Òbviament el risc cancerigen degut als nivells ambientals de metalls s'ha avaluat solament pels elements cancerigens: arsènic, cadmi i níquel. S'observa que la probabilitat de desenvolupar un càncer en el cas de l'arsènic via inhalació es veu incrementada. Aquest fet és principalment degut a l'augment que presenta la via d'exposició de partícules resuspeses, a causa de que els nivells d'arsènic en sòl incrementen al llarg dels anys (Figura 15.1). A primera vista, podria semblar que donat l'increment que presenta la concentració d'arsènic al sòl, la via d'exposició via ingesta hauria d'augmentar. Malgrat això, si avaluem la ingesta de sòl individualment observem que presenta un augment, però queda emmascarat pel descens que experimenta la ingesta de vegetals, que és més pronunciat. El risc no-cancerigen es troba a les Taula 16.15. Es pot veure com el risc degut als nivells ambientals presenta per a tots els casos un descens, i en cap cas es presenta un risc cap a la salut degut a les vies d'exposició estudiades.

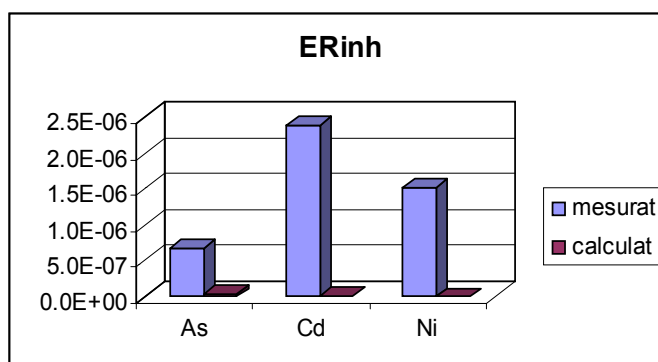
**Taula 16.14.-** Risc cancerigen sobre la població *degut als nivells ambientals (mesurats) de metalls pesants* abans i després de les millores.

		Erinh	Eroral
<b>As</b>	abans	6.76E-07	3.03E-05
	després	1.11E-06	8.63E-07
	%	-65	97
<b>Cd</b>	abans	2.38E-06	2.87E-06
	després	2.13E-06	8.62E-09
	%	11	99
<b>Ni</b>	abans	1.51E-06	-
	després	8.15E-07	-
	%	46	-

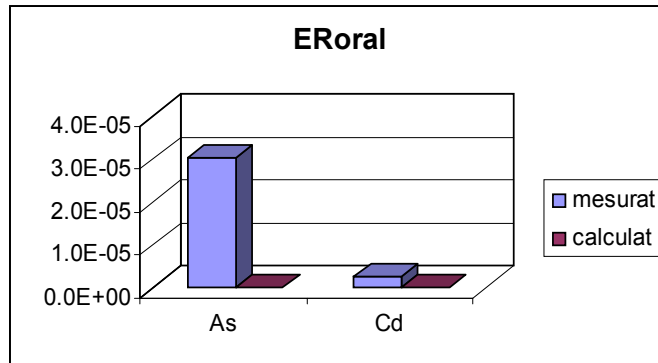
**Taula 16.15.-** Risc no- cancerigen sobre la població *degut als nivells ambientals (mesurats) de metalls pesants* abans i després de les millores.

		Hqinh	HQoral
<b>As</b>	abans	-	7.34E-02
	després	-	2.09E-03
	%	-	97
<b>Cd</b>	abans	7.50E-02	9.62E-03
	després	6.50E-02	2.89E-05
	%	13	99.7
<b>Cr</b>	abans	-	3.44E-04
	després	-	3.18E-04
	%	-	8
<b>Ni</b>	abans	1.57E-01	5.64E-04
	després	7.53E-02	3.89E-05
	%	52	93
<b>Hg</b>	abans	-	8.74E-03
	després	-	5.38E-05
	%	-	99
<b>Pb</b>	abans	-	1.07E-04
	després	-	3.77E-06
	%	-	97

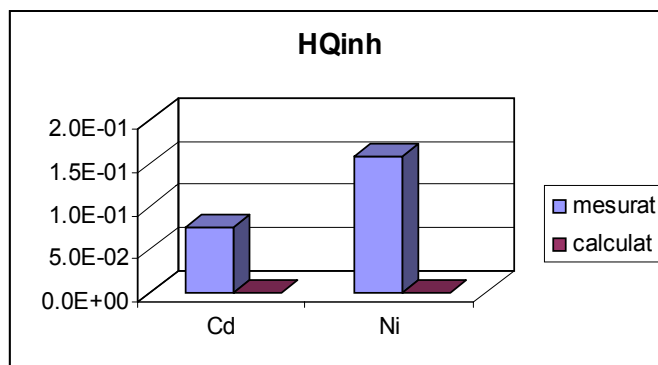
Si comparem la contribució del risc degut a les emissions (risc calculat amb els resultats del model compartimental aire-sòl-vegetació) amb el risc degut als nivells ambientals (risc mesurat), es veu que la contribució és mínima (Figura 16.7-16.10). Per tant, es pot concloure que a l'àrea de Montcada i Reixac existeixen altres fonts emissores de metalls amb molt més impacte.



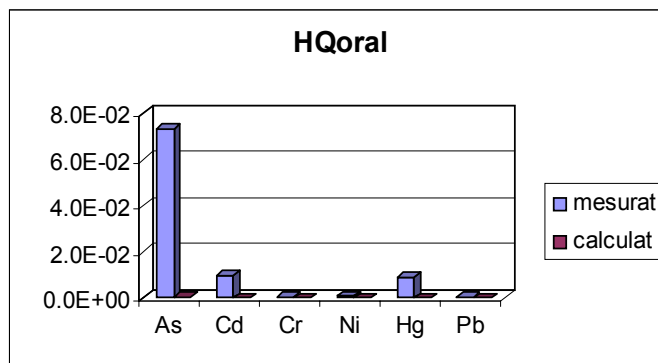
**Figura 16.7.-** Risc cancerigen per inhalació mesurat i calculat abans de les millores ambientals.



**Figura 16.8.-** Risc cancerigen oral mesurat i calculat abans de les millores ambientals.



**Figura 16.9.-** Risc no- cancerigen per inhalació mesurat i calculat abans de les millores ambientals.



**Figura 16.10.-** Risc no- cancerigen oral mesurat i calculat abans de les millores ambientals.

#### IV.- Conclusions

Des del punt de vista de **modelització** de les emissions de PCDD/Fs i metalls pesants, podem destacar les següents conclusions;

1. S'ha aplicat un model de dispersió de contaminants per a les emissions de PCDD/Fs i metalls pesants per la planta incineradora de Montcada i Reixac. La dispersió dels contaminants es troba directament influenciada per les dades meteorològiques i cartogràfiques de l'àrea d'estudi, resultant les direccions nord-oest i sud les àrees més afectades per les emissions de la planta.
2. La dispersió de les emissions dels contaminants s'ha realitzat per a les emissions abans i després de les millores ambientals a la planta. Tant per a metalls pesants com per a dioxines, s'ha trobat que la forma de la dispersió dels contaminants ha estat la mateixa per a les dues situacions. L'única diferència ha estat que les concentracions han resultat més baixes després de les millores ambientals.
3. S'ha desenvolupat un model simple aire-sòl-vegetació per tal de predir el transport i la distribució de PCDD/Fs (17 congèneres tòxics) i metalls pesants emesos per la incineradora de residus sòlids urbans. El model presenta una predicció dels nivells de sòl i vegetació acumulats amb una bona concordança amb els nivells mesurats de PCDD/Fs i metalls pesants.
4. Respecte a la contribució de les diferents vies a la concentració de:
  - PCDD/Fs; l'absorció fase-vapor va ser la contribució més important en vegetals, mentre en sòl, la deposició humida va ser la més important. Per altra banda, cal destacar que l'exposició via les arrels de la planta és la via que menys contribueix a la concentració de PCDD/Fs en vegetals.
  - Metalls pesants; la via que va contribuir més en la concentració en sòl i vegetals va estar la deposició humida. Una excepció important es va trobar amb el cadmi, on la principal via d'exposició va ser a través de les arrels, degut al seu elevat factor de bioconcentració.
5. Una comparació dels nivells obtinguts a partir del model matemàtic compartimental en sòl i vegetació de PCDD/Fs amb els nivells ambientals mesurats, porta a la conclusió que les emissions de dioxines per xemeneia de la planta, contribueixen mínimament als nivells mesurats. La contribució és del

4.25-0.00024% en aire, abans i després, respectivament; del 1.59-0.01% en sòl, abans i després, respectivament, i del 0.89-0.20% en vegetals, abans i després, respectivament. Per tant, a l'àrea d'impacte de la nostra font emissora hi han clarament altres fonts emissores amb un impacte important.

6. Les millores ambientals en la planta, amb una reducció del 100% en les emissions de PCDD/Fs es veuen reflectides en els nivells calculats a partir del model matemàtic compartimental, amb una reducció per l'aire de 100.14%, un augment del sòl de 0.71%, i una reducció als vegetals del 92%. Les reduccions en els nivells dels contaminants de les emissions en estudi es troben en total concordança amb les reduccions calculades amb el model aire-sòl-vegetació.
7. La contribució de les emissions de la planta de metalls pesants als nivells ambientals és mínima; no estant per a cap metall superior al 6%. Per tant, l'impacte de la planta és mínim en comparació amb altres fonts d'emissió de major impacte a l'àrea d'estudi.
8. La reducció de les emissions de metalls pesants provoca una reducció dels nivells calculats en aire, sòl i vegetals, en total concordança amb la reducció de les emissions.
9. En termes generals, el model presenta una aproximació a la situació real, però és molt important tenir present que un gran número de suposicions han estat realitzades en el seu desenvolupament. La capacitat de predir exactament pot ser assolida solament a través d'una exacta descripció de les propietats físiques, químiques i biològiques, i dels processos de transport. Donat que els models presenten nombroses variables, l'incertesa present sorgeix de la combinació d'incerteses en els valors dels paràmetres, i de la falta d'enteniment dels processos físic-químics que governen el transport, i de les transformacions dels contaminants. Tanmateix, moltes de les suposicions són de poca o nul·la conseqüència per a l'objectiu d'un primer pas en la predicció de mesures de camp del nivell de PCDD/Fs i metalls pesants en sòls i vegetals, i identificar els processos principals responsables de l'exposició d'una determinada substància.
10. Una avaluació del model indica que un refinament d'aquest o/i de les variables portaria com a resultat una concentració més concordat amb la realitat. Una forma de fer això seria amb el desenvolupament d'una anàlisi probabilístic (anàlisi de Monte Carlo) del model.

Des del punt de vista dels resultats de **la monitorització** realitzada a les emissions de la planta incineradora de Montcada i Reixac, podem destacar les següents conclusions:

11. PCDD/Fs al sòl; malgrat que les emissions per xemeneia de la incineradora han disminuït de forma important durant els últims dos anys, els nivells al sòl no han experimentat cap variació significativa. El sòl és una matriu conservativa dels compostos orgànics d'elevada  $K_{ow}$ . Aquest fet vol dir que els processos de volatilització i degradació de PCDD/Fs en sòl no juguen un paper important en el procés d'eliminació d'aquests contaminants. Per tant, l'acumulació de PCDD/Fs al sòl és un indicador de la deposició durant llargs períodes de processos que es troba controlada per les característiques dels congèneres i per les condicions ambientals.
12. PCDD/Fs als vegetals; els nivells de PCDD/Fs en mostres d'herbes han estat contínuament disminuint des de 1996, tres anys abans de la instal·lació del filtre (1996-1997 reducció del 32%; 1997-1998 reducció del 38%). El descens observat després de fetes les millores ambientals en la planta al 2000 (reducció del 11%) és del mateix ordre que el descens observat en les recollides anteriors. Malgrat la gran reducció de les emissions de la planta de PCDD/Fs (més de 100 vegades), no s'han trobat diferències significatives entre els diferents estudis. Això indica que altres fonts emissores (tràfic de vehicles, activitats industrials, incendis locals, etc.) en la mateixa àrea, han presentat també una reducció en els anys recents. Això, pot ser verificat tenint en consideració el continuat decreixement dels nivells de PCDD/Fs en vegetació, així com el baix augment detectat al sòl.
13. Metalls pesants al sòl i vegetals; podem dir que no es troben diferències en els nivells després de la instal·lació de les millores ambientals en comparació amb els valors dels estudis anteriors. Malgrat això, cal destacar que en molts casos, si considerem el període global transcorregut des del primer estudi realitzat, al moment actual, si que es troben diferències estadísticament significatives (al comparar els nivells trobats al 1996 amb els detectats al 2000). En principi, en aquells casos que així passa, hauríem de considerar l'existència d'una tendència al canvi en els nivells dels respectius metalls a la zona en qüestió, independentment del descens de les emissions per la planta incineradora de Montcada i Reixac.

En relació a ***l'anàlisi de risc*** podem destacar els següents punts;

14. S'ha dut a terme l'aplicació d'un model d'avaluació del risc per a la població tant per a dioxines com per a metalls pesants, diferenciant entre risc cancerigen i no-cancerigen, i les vies d'exposició (inhalació i oral).
15. Després de la instal·lació de les millores ambientals a la planta incineradora de Montcada i Reixac, el risc sobre la salut associat a les emissions de PCDD/Fs presenta una reducció del 95%, i el risc associat als nivells mesurats del 62%.
16. El risc sobre la salut associat a les emissions de PCDD/Fs per la planta incineradora de Montcada i Reixac és mínim en comparació amb el risc sobre la salut de la població degut als nivells ambientals presents en l'àrea d'estudi (contribució de menys del 2%). L'estudi present presenta els mateixos resultats que els mostrats per investigadors previs que indiquen que les incineradores de residus modernes, o aquelles equipades amb tecnologies d'emissions modernes, tals que les seves emissions estiguin per sota de  $0.1 \text{ ng I-TEQ/Nm}^3$ , no són la principal responsable del risc sobre la salut de la població que resideix a les rodalies d'aquesta instal·lació.
17. El risc degut a les emissions de metalls pesants de la planta incineradora de Montcada i Reixac, s'ha vist reduït considerablement per als metalls, presentant una total concordança amb la reducció de les emissions. Altrament, el risc mesurat degut als nivells ambientals també presenta una reducció en total concordança amb la davallada de les emissions que en general s'estan produint en les diverses activitats industrials.
18. L'aplicació de l'anàlisi de Monte Carlo ens ha permès avaluar la incertesa i variabilitat de l'anàlisi de risc. Així, hem passat d'obtenir un valor puntual del risc a obtenir una distribució probabilística. Segons tots els resultats presentats en aquest apartat, podem arribar a la conclusió que un anàlisi probabilístic en el qual la variabilitat inter-individual i la incertesa es considera, pot facilitar la presa de decisions sobre les diferents fonts i les seves implicacions en el context de presa de decisions. Un increment en l'esforç ha de ser dirigit a la reducció d'incerteses en el RfD i en el factor de potència cancerigen, les dues variables que contribueixen més en la variància del risc no- cancerigen i cancerigen.

## V.- Referències

- Alcock, R.E., K.C. Jones, 1996. Dioxins in the environment, a review of trend data *Environ. Sci. Technol.*, 30, 3133-3143.
- Arija V., J. Salas, J. Fernández-Ballart, G. Cucó, C. Martí-Henneberg, 1996. Consumo, hábitos alimentarios y estado nutricional de la población de Reus IX.. Evolución del consumo de alimentos, de su participación en la ingestión de energía y nutrientes y de su relación con el nivel socioeconómico y cultural entre 1983 y 1993. *Medicina Clinica*, 106, 174-179.
- Bacci E., D. Calamari, C. Gaggi, G. Chemello, M. Vighi, 1990a. Bioconcentration of organic chemical vapors in plant leaves, experimental measurements and correlation. *Environ. Sci. Technol.*, 24, 885-889.
- Bacci E., M. J. Cerejeira, C. Gaggi, G. Chemello, D. Calamari, M. Vighi, 1990b. Bioconcentration of organic chemical vapours in plant leaves, the azalaea model. *Chemosphere*, 21, 525-535.
- Bacci E., M. J. Cerejeira, C. Gaggi, G. Chemello, D. Calamari, M. Vighi, 1992. Chlorinated dioxins, volatilization from soils and bioconcentration in plant leaves. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 48, 401-408.
- Bache C.A., W.H. Gutenmann, M. Rutzke, G. Chu, D.C. Elfving, D.J. Lisk, 1991. Concentrations of metals in grasses in the vicinity of a municipal refuse incinerator. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 20, 538-542.
- Baes, C.F., R.D. Sharp, A.L. Sjoreen, R.W. Shor, 1984. A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture, ORNL-5786, Prepared for the U.S. Department of Energy, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN.
- Barregard L., G. Sallsten, B. Jarvholm, 1990. Mortality and cancer incidence in chloralkali workers exposed to inorganic mercury. *Br. J. Ind. Med.*, 47, 99-104.
- Bellés M., A.Rico, M. Schuhmacher, J.L. Domingo, J. Corbella, 1995. Reduction of lead concentration in vegetables grown in Tarragona province, Spain, as consequence of reduction of lead in gasoline. *Environ. Inter.* 21, 821-825
- Bergström J.G.T., 1986. Mercury behaviour in flue gases. *Waste Manag. Res.*, 4, 57-64.
- Bertazzi P.A., 1991. Long term effects of chemical disasters. Lessons and results from Seveso. *Sci. Total Environ.*, 106, 5-20.
- Beurskens J.E.M., G.A.J. Mol, H.L. Barreveld, B. Van Munster, H.J. Winkels, 1993. Geochronology of priority pollutants in a sedimentation area of the Rhine River. *Environ. Toxicol. Chem.*, 12, 1549-1566.
- Birmigham B., 1990. Analysis of PCDD and PCDF patterns in soil samples, use in the estimation of the risk of exposure. *Chemosphere*, 20, 807-814.

- 
- Boone, F.W., Y.C. Ng, J.M. Palms, 1981. Terrestrial pathways of radionuclide particulates. *Health Phys.*, 41, 735-747.
  - Brunner P.H., H. Monch, 1986. The flux of metals through municipal solid waste incinerators. *Waste Manag. Res.*, 4, 105-119.
  - Brzuzy L.P., R.A. Hites, 1995. Estimating the atmospheric deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from soils. *Environ. Sci. Technol.*, 29, 2090-2098.
  - Chandler H.A., M. Scott, 1986. A review of thallium toxicology. *J. R. Nav. Med. Serv.*, 72, 75-79.
  - Ciancio S.G., O. Shibly, M.L. Mather, M.A. Bessinger, N.C. Severo, J. Slivka, 1992. *Clin. Prev. Dent.*, 14, 27-30.
  - Clarke A.N., M.M. Megehee, D.L. Lowe, J.H. Clarke, 1994. A review of polychlorinated dibenzofurans and polychlorinated dibenzodioxins in sediments in the United States and international waterways. *Hazard Waste Hazard Material* 11, 253-275.
  - Clement R., C. Tashiro, 1991. Forest fires as a source of PCDDs and PCDFs. Paper presented at DiOXIN'91, the 11<sup>th</sup> International Symposium on Chlorinated Dioxins and related Compounds, Research Triangle Park, NC, USA.
  - Cordier S., L.T. Thuy, P. Verger, D. Bard, L.C. Dai, B. Larouze, M.C. Dazza, H.T. Quinh, L. Abenheim, 1993. Viral infections and chemical exposures as risk factors for hepatocellular carcinoma in Vietnam. *Int. J. Cancer*, 55, 196-201.
  - Czuczwa J.M., R.A. Hites, 1986. Sources and fate of PCDD and PCDF. *Chemosphere*, 15, 1417-1420.
  - De Jong A.P.J.M., A.K.D. Liem, R. Hoogerbrugge, 1993. Study of polychlorinated dibenzodioxins and furans from municipal waste incinerator emission in the Netherlands, analytical methods and levels in the environment and human chain. *J. Chromatogr.*, 643, 91-106.
  - De Vito M.J., L.S. Birnbaum, 1994. Toxicology of dioxins and related chemicals. A, Dioxins and Health, Schecter A. ed. Plenum Press, NY.
  - Denison R.A., E. Silbergeld, 1988. Risks of municipal solid waste incineration, an environmental perspective. *Risk Anal.*, 8, 343-355.
  - DOCE. Diario Oficial de las Comunidades Europeas. 1994. Posición Común N°26/94 relativa a la incineración de residuos peligrosos, N.º C231,35-50.
  - Eduljee G.H., A.J. Gair, 1996. Validation of a methodology for modeling PCDD and PCDF intake via the foodchain. *Sci. Total Environ.*, 187, 211-229.

- Eljarrat E., 1999. Metodologia analítica para la determinación y estudio de dioxinas y compuestos relacionados en muestras de interés ambiental. Química Analítica. Barcelona, Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona.
- Fiedler H., 1995. Quellen von PCDD/F und konzentrationen in der Umwelt. *Organohalogen Compd.*, 22, 7-29.
- Fiedler H., 1996. Sources of PCDD/PCDF and impact on the environment. *Chemosphere*, 32, 55-64.
- Fiedler H., 1998. Thermal formation of PCDD/PCDF, a survey. *Environ. Eng. Sci.*, 15, 49-58.
- Fiedler H., O. Hutzinger, C.W. Timms, 1990. Dioxins, sources of environmental load and human exposure, *Toxicol. Environ. Chem.*, 29, 157-234.
- Fiedler H., O. Hutzinger, 1990. Dioxins, sources of environmental load and human exposure. *Toxicol. Environ. Chem.*, 29, 157-234.
- Fitzgerald D.F., T.W. Clarkson, 1991. Mercury and monomethylmercury, present and future concerns. *Environ. Health Perspect.*, 96, 159-166.
- Fries G.F., 1995. Transport of organic environmental contaminants to animal products, *Rev. Environ. Contam Toxicol.*, 141, 71-109.
- Gon O.K., J. Sung-Hee, K. Sang-Jo, M. Hyo-Bang, K. Young-Kyo, K. Sung-Yong, H. Young-Ho, 2000. Distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in soil at Chagwon, Korea. *Organohalogen Compd.*, 46, 346-349.
- Govers, H.A.J., Krop, H.B., 1998. Partition constants of chlorinated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins. *Chemosphere* 37, 2139-2152.
- Habberman A.L., M. Pratt, F.J. Storrs, 1993. Contact dermatitis from beryllium in dental alloys. *Contact Dermatitis*, 28, 157-162.
- Hamanaka S., Y. Hamanaka, F. Otsuka, 1992. Phthalic acid dermatitis caused by an organostannic compound, tributyl tin phthalate. *Dermatology*, 184, 210-212.
- Harrad S.J., D.J.T. Smith, 1997. Evaluation of a terrestrial food chain model for estimating foodstuff concentrations of PCDD/Fs. *Chemosphere*, 348., 1723-1737.
- Harrad S.J., K.C. Jones, 1992. A source inventory and budget for chlorinated dioxins and furans in the United Kingdom environment. *Sci. Total Environ.*, 126, 89-107.
- Hasselriis F., A. Licata, 1996. Analysis of heavy metal emission data from municipal waste combustion. *J. Hazard Materials* 47, 77-102.

- 
- Hawker D.W., D.W. Conell, 1988. Octanol-water partition of polychlorinated biphenyl congeners. *Environ. Sci. Technol.*, 22, 382-387.
  - Hawley J.K., 1985. Assessment of health risk from exposure to contaminated soil. *Risk Anal.*, 5, 289-302.
  - Hoffman F.O., K.M. Thiessenn, M.L. Frank, B.G. Blaylock, 1992. Quantification of the interception and initial retention of radioactive contaminants deposited on pasture grass by simulated rain. *Atmos. Environ.* 26A(18) 3313-3321.
  - Holmes D.A., B.K. Harrison, 1993. Estimation of Gibbs free energies of formation for polychlorinated biphenyls. *Environ. Sci. Technol.*, 27, 725-731.
  - IARC- The International Agency for Research on Cancer, 1997, Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans, Summary of Data Reported and Evaluation. IARC Monographs 69, IARC Press, Lyon
  - IRIS, 2002. EPA Integrated Risk Information System: Available online at: <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris>.
  - Jiménez B., E. Eljarrat, L.M. Hernández, J. Rivera, M.J. González, 1996. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in soils near a clinical waste incinerator in Madrid, Spain. Chemometric comparison with other pollution sources and soils. *Chemosphere*, 32, 1327-1348.
  - Jones K.C., R.E. Alcock, 1996. Dioxins inputs to the environment, a review of temporal trend data and proposals for a monitoring programme to detect past and future change in the UK. Report of a project commissioned by the Chemicals and Biotechnology Division, Department of the Environment, DoE Reference, EPG/1/5/53, Lancaster University, Lancaster.
  - Jong-Guk K., K. Kyoung-Soo, P. Jin-Soo, C. Tea-Seop, 2000, Concentration and distribution of PCDD/Fs in environmental samples near a paper mill. *Organohalogen Compd.*, 46, 403-406.
  - Katsumata P.T., W.E. Kastenber, 1997. On the assessment of health risks at superfund sites using Monte Carlo simulations. *J. Environ. Sci. Health*, A32, 2697-2731.
  - Kaupp, H., M.S. McLachlan, 1999. Atmospheric particle size distributions of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans PCDD/Fs. and polycyclic aromatic hydrocarbons PAHs. and their implications for wet and dry deposition. *Atmos. Environ.*, 33, 85-95.
  - Kjeller L.O., K.C. Jones, A.E. Johnston, C. Rappe, 1991. Increases in the polychlorinated dibenzo-p-dioxin and -furan content of soils and vegetation since the 1840s. *Environ. Sci. Technol.*, 25, 1619-1627.
  - Kjeller L.O., K.C. Jones, A.E. Johnston, C. Rappe, 1996. Evidence for a decline in atmospheric emissions of PCDD/Fs in the U.K. *Environ. Sci. Technol.*, 30, 1398-1403.

- Kutz F.W., D.G. Barnes, D.P. Bottimore, 1990. The international toxicity equivalency factor I-TEF method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds. *Chemosphere*, 20, 751-757.
- La Dou J., 1986. Health issues in the microelectronics. State of the Art Reviews, *Occupational Medicine*, 1, 1-11.
- Ladrón de Guevara J., V. Moya, 1995. En, Toxicología Medica. Clínica y Laboral. Interamericana-McGraw-Hill, NY.
- LaGrega D.M., P.L. Buckingham, J.C. Evans, 1994. Hazardous Waste Management Ed. McGraw-Hill.
- Lee R.G.M., N.J.L. Green, R. Lohmann, K.C. Jones, 1999. Seasonal, anthropogenic, air mass and meteorological influences on the atmospheric concentrations of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans PCDD/Fs., evidence for the importance of diffuse combustion sources. *Environ. Sci. Technol.*, 33, 2864-2871.
- Levin A., D.B. Fratt, A. Leonard, R.J.F. Bruins, L. Fradkin 1991. Comparative analysis of health risk assessments for municipal waste combustor. *J. Air Waste Manage Assoc.*, 41, 20-31
- Lisk D.J., 1988. Environmental implications of incineration of municipal solid waste and ash disposal. *Sci. Total Environ.*, 74, 39-66.
- Lohmann R., N.J.L. Green, K.C. Jones, 1999. Detailed studies of the factors controlling atmospheric PCDD/F concentrations. *Environ. Sci. Technol.*, 33, 4440-4447.
- Lorber, M., D. Cleverly, J. Schaum, L. Phillips, G. Schweer, T. Leighton, 1994. Development and validation of an air-to-beef food chain model for dioxin-like compounds. *Sci. Total Environ.* 156, 39-65.
- Lorber M., C. Braverman, P. Gehring, D. Winters, W. Sovocool, 1996. Soil and air monitoring in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. Part I, Soil monitoring. *Organohalogen Compd.*, 28, 255-261.
- Mackay D., W.Y. Shiu, K.C. Ma, 1992. A, Illustrated Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals.
- Marklund S., C. Rappe, M. Tysklind, K.E. Egebäck, 1987. Identification of polychlorinated dibenzofurans and dioxins in exhausts from cars run on leaded gasoline. *Chemosphere*, 16, 29-36.
- McLachlan M.S., 1999. Framework for the interpretation of measurements of PCDD/Fs of SOCs in plants. *Environ. Sci. Technol.*, 33, 1799-1804.
- Meharg A.A., Osborn D., 1995. Dioxin released from chemical accidents. *Nature*, 375, 353-354.

- Metzger M., H. Braun, 1987. In-situ mercury speciation in flue gas by liquid and solid sorption systems. *Chemosphere*, 16, 821-832.
- Moore J.A., R.D. Kimbrough, M. Gough, 1993. The dioxin TCDD, a selective study of science and policy interaction. A, Frosch R, ed. Keeping pace with science and engineering. Washington, DC. NAS Press, pp 221-242.
- Mumma R.O., D.C. Raopach, K. Sahadewan, C.G. Manos, M. Rutzke, H.T. Kuntz, C.A. Bache, D.J. Lisk, 1990. National survey of elements and radioactivity in municipal incinerator ashes. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 19, 399-404.
- National Research Council, 1993. Issues in Risk Assessment. Committee on Risk Assessment Methodology, National Academy Press, 1993
- Nessel S.C., J.P. Butler, G.B. Post, J.L. Held, M. Gochfeld, M.A. Gallo, 1991. Evaluation of the relative contribution of exposure routes in a health risk assessment of dioxin emissions from a municipal waste incinerator. *J. Exp. Anal. Environ. Epidemiol.* 1, 283-307.
- Nouwen J., C. Cornellis, R de Fré, M. Wevers, P. Viaene, C. Mensink, J. Patyn, L. Verschaeve, R. Hooghe, A. Maes, M. Collier, C. Schoeters, R. van Cleueningen, P. Geuzens, 2001. Health risk assessment of dioxin emissions from municipal waste incinerators, the Neerlandquarter wilrijk, Belgium.. *Chemosphere*, 43, 909- 923.
- OEHHA, 2002. Office of Environmental Health Hazard Assessment, <http://www.oehha.org>
- Olie K., P.L. Vermeulen, O. Hutzinger, 1977. Chlorodibenzo-p-dioxins and chlorodibenzofurans are trace components in the Netherlands. *Chemosphere*, 6, 455-459.
- Outridge P.M., A.M. Scheuhammer, 1993. Bioaccumulation and toxicology of chromium, implications for wild life. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 130, 31-77.
- Pohl H., J. Holler, 1995. Halogenated aromatic hydrocarbons and toxicity equivalency factors TEFs. from the public health assessment perspective. *Chemosphere*, 31, 2547-2559.
- Poland A., J.C. Knutson, 1982. 2,3,7,8-tetra chlorodibenzo-p-dioxin and related halogenated aromatic hydrocarbons, examination of the mechanism of toxicity. *Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol.*, 22, 517-554.
- Rappe C., 1992. Sources of PCDDs and PCDFs. Introduction. Reactions, levels, patterns, profiles and trends. *Chemosphere* 25, 41-44.
- Rappe C., L.O. Kjeller, 1987. PCDDs and PCDFs in environmental samples air, particulates, sediments and soil. *Chemosphere* 16, 1775-1780.
- Robards K., P. Worsford, 1991. Cadmium: toxicology and analysis. A review. *Analyst* 116, 549-568.

- Rom W.N., 1998. Environmental and Occupational Medicine. 3rd ed. Ed. By Lippincott-Raven Publishers, Philadelphia, ISBN 0-316-75578-8, pp 1185-1198.
- Safe S., 1986. Comparative toxicology and mechanism of action of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol.*, 26, 371-399.
- Safe S., 1990. Polychlorinated biphenyls PCBs., dibenzo-p-dioxins PCDDs., dibenzofurans PCDFs. and related compounds, Environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors TEFs.. *Crit. Rev. Toxicol.*, 21, 51-88.
- Schuhmacher M., S. Granero, M. Bellés, J.M. Llobet, J.L. Domingo, 1996. Levels of metals in soils and vegetation in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. *Toxicol. Environ. Chem.* 56, 119-132.
- Schuhmacher M., M. Meneses, S. Granero, J.M. Llobet, J.L. Domingo, 1997a. Trace element pollution of soils collected near a municipal solid waste incinerator, human health risk. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 59, 861-867.
- Schuhmacher M., A. Xifró, J.M. Llobet, H.A.M. de Kok, J.L. Domingo, 1997b. PCDD/Fs in soil samples collected in the vicinity of a municipal solid waste incinerator, human health risks. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 33, 239-246.
- Schuhmacher M., M. Meneses, S. Granero, J.M. Llobet, J.L. Domingo, 1998a. Trace metals in vegetation grown near to an old municipal solid waste incinerator from Catalonia, Spain. *Fresenius Environ. Bull.*, 7, 42-50.
- Schuhmacher M., S. Granero, A. Xifró, J.L. Domingo, J. Rivera, E. Eljarrat, 1998b. Levels of PCDD/Fs in soil samples in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. *Chemosphere*, 37, 2127-2137.
- Sedman R.M., J.R. Esparza, 1991. Evaluation of the public health risks associated with semivolatile metal and dioxin emissions from hazardous waste incinerators. *Environ. Health Perspect.*, 94, 181-187.
- Sexton K., 1995. Science and policy in regulatory decision making, Getting the facts right about hazardous air pollutants. *Environ. Health Perspect.*, 10, 213-222.
- Shind Lee J., J. Yang, Y. Yu, 1998. Estimation of air emission for dioxin using a mathematical model in two large cities of Korea. *Organohalogen Compd.* 36: 449-453.
- Shiu W.Y., W. Doucette, F.A.P.C Gobas, A. Andren, D. Mackay, 1988. Physical-chemical properties of chlorinated dibenzo-p-dioxins. *Environ. Sci. Technol.*, 22, 651-658.
- Shor R.W., C. Baes III R. Sharp, 1982. Agricultural production in the United States by county, A compilation of information from the 1974 census of

agriculture for use in terrestrial food-chain transport and assessment models. ORNL-5786.

- Simonich, S.L., R.A. Hites, 1995. Organic pollutant accumulation in vegetation. *Environ. Sci. Technol.*, 29, 2905-2914.
- Slob W., M. Olling, H.J.G.M. Derks, A.P.J.M. Jong, 1993. Congener bioavailability of PCDD/Fs and coplanar PCBs in cows, laboratory and field measurements. *Chemosphere* 31, 3827-3838.
- Startin J.R., 1994. Dioxins in food. Dioxins and health, Schechter A ed., Plenum Press, NY.
- Stephen R.D., M.X. Petreas, D.G. Hayward, 1995. Biotransfer and bioaccumulation of dioxins and furans from soil, chickens as a model for foraging animals. *Sci. Total Environ.* 175, 253-273.
- Sunderman F.W., 1975. Toxicology and metabolism of nickel compounds. Progress report. Department of Commerce, National Technical Information Service, Springfield, USA.
- Tamburro C.H., 1992. Chronic liver injury in phenoxy herbicide exposed Vietnam veterans. *Environ. Res.*, 59, 175-188.
- Teiji T., A.A. Shinnichi, K. Masatoshi, M. Masatoshi, 2000. Environmental levels of dioxin in Japan, Results of a nationwide survey of dioxins. *Organohalogen Compd.*, 46, 475-478.
- Trapp S., M. Matthies, 1997. Modeling volatilization of PCDD/F from soil and uptake into vegetation. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 71-74.
- Travis C.C., Arms A.D., 1988. Bioconcentration of organics in beef, milk and vegetation. *Environ. Sci. Technol.*, 22, 271-274.
- Travis C.C., H.A. Hattemer-Frey, 1989a. A perspective on dioxin emissions from municipal solid waste incinerators. *Risk Anal.*, 9, 91-97.
- Travis C.C., H.A., Hattemer-Frey 1989b. Human exposure to dioxin from municipal solid waste incineration. *Waste Manage*, 9, 151-156.
- Tysklind M., 1993. Multivariate Chemical Characterization and modelling of Polychlorinated Dioxins and Dibenzofurans. Institute of Environmental Chemistry. Umea, University of Umea Suècia. Doctoral Thesis.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1990. Methodology for assessing health risks associated with indirect exposure to combustor emissions. EPA/600/6-90/003. Office of Health and Environmental Assessment, Cincinnati, OH.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1992. Dermal Exposure Assessment, Principles and Applications. EPA/600/891/011B, Office of Health and Environmental Assessment, Washington, DC.

- U.S. Environmental Protection Agency, 1995. Exposure Factors Handbook. Review Draft. EPA/600/P-95/002a, Office of Research and Development, Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1995. User's guide for the industrial source complex ISC3. dispersion models, EPA-454/B-95-003a, U.S. EPA, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1998. Methodology for Assessing Health Risks Associated with Multiple Pathways of Exposure to Combustor Emissions, EPA-600/R-98-137, U.S. EPA, National Center for Environmental Assessment, Cincinnati, OH.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1999. Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities, EPA 530-D-99-001A, U.S. EPA, Office of Solid Waste.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2001. Risk Assessment Technical Background Document for the Paint and Coatings Hazardous Waste Listing Determination, EPA 68-W6-0053, U.S. EPA, Office of Solid Waste, Washington DC.
- van der Berg M., K. Olie, O. Hutzinger, 1985. Polychlorinated dibenzofurans PCDFs. Environmental occurrence and physical, chemical and biological properties. *Toxicol. Environ. Chem.*, 9, 171-217.
- Vartianien T., P. Lampi, K. Tolonen, J. Tuomisto, 1995. Polychlorodibenzo-p-dioxin and polychlorodibenzofuran concentrations in lake sediments and fish after a ground water pollution with chlorophenols. *Chemosphere*, 30, 1439-1451.
- Vogg H., H. Braun, M. Metzger, J. Schneider, 1986. The specific role of cadmium and mercury in municipal solid waste incineration. *Waste Manage. Res.*, 4, 65-74.
- Wania F., D. Mackay, 1999. The evolution of mass balance models of persistent organic pollutant fate in the environment. *Environ. Pollut.*, 100, 223-240.
- Welsch-Pausch K., M.S. McLachlan, G. Umlauf, 1995. Determination of the principal pathways of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to lolium multiflorum Welsh Ray grass.. *Environ. Sci. Technol.*, 29, 1090-1098.
- WHO, 1989. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. World Health Organisation – International Programme on Chemical Safety, Environmental Health Criteria 88, Geneva, Switzerland.
- Wood J.L., N.J.L. Green, A.E. Johnston, K.C. Jones, 1999. PCDD/Fs in archived historical soils. *Organohalogen Compd.*, 43, 159-162.
- Yake B., D. Rogowski, L. Goldstein, G. Pelletier, 2000. Dioxins in Washington State soils. *Organohalogen Compd.*, 46, 342-345.

- Zook D.R., C. Rappe, 1994. Environmental sources, and fate of polychlorinated dibenzodioxins, dibenzofurans, and related organochlorines. A, Dioxins and Health, Schechter A ed., Plenum Press, NY.

**Annex A: Propietats físico-químiques**

**Taula 1.-** Paràmetres generals del model sòl-aire-vegetals

<b>Variable</b>	<b>sigles</b>	<b>unitats</b>	<b>valor</b>
Densitat del sòl (USEPA, 1990)	BD	kg/m <sup>3</sup>	1500
Profunditat de la barreja del sòl	Zs	cm	5
Període de deposició abans de les millores ambientals a la planta	t <sub>d</sub> '	any	21
Període de deposició després de les millores ambientals a la planta	t <sub>d</sub> '	any	21 + 4
Densitat de l'aire (Lorber <i>et al.</i> , 1994)	d <sub>a</sub>	kg/m <sup>3</sup>	1.19
Constants dels gasos ideals	R	atm m <sup>3</sup> /mol K	8.21E-5
Fracció de pes sec d'herbes (Bacci <i>et al.</i> , 1992)	DFg	sense unitats	0.3
Densitat humida de les herbes (Bacci <i>et al.</i> , 1992)	DI	kg/m <sup>3</sup>	890
Fracció interceptada per la superfície de la planta (Harrad i Smith, 1997)	Rp	sense unitats	0.51
Període d'exposició de vegetals (Harrad i Smith, 1997)	tp	any	0.12
Factor de producció de vegetals (Harrad i Smith, 1997)	Yj	kg/m <sup>2</sup>	0.25
Fracció de deposició humida que s'adhereix a la superfície de la planta (Hoffman <i>et al.</i> , 1992)	Fw	sense unitats	0.3
Precipitació mitjana anual al 1996	Rn	cm/any	0.033
Precipitació mitjana anual al 1999	Rn'	cm/any	0.038
Temperatura ambient mitjana anual al 1996	T	K	286.7
Temperatura ambient mitjana anual al 1999	T'	K	289.2
Densitat de partícules sòlides	ρs	g/cm <sup>3</sup>	2.65
Contingut volumètric d'aigua en sòl	θs	ml/cm <sup>3</sup>	0.2

**Taula 2.-** Variables del model aire-sòl-vegetals pel congènere de PCDD/Fs.

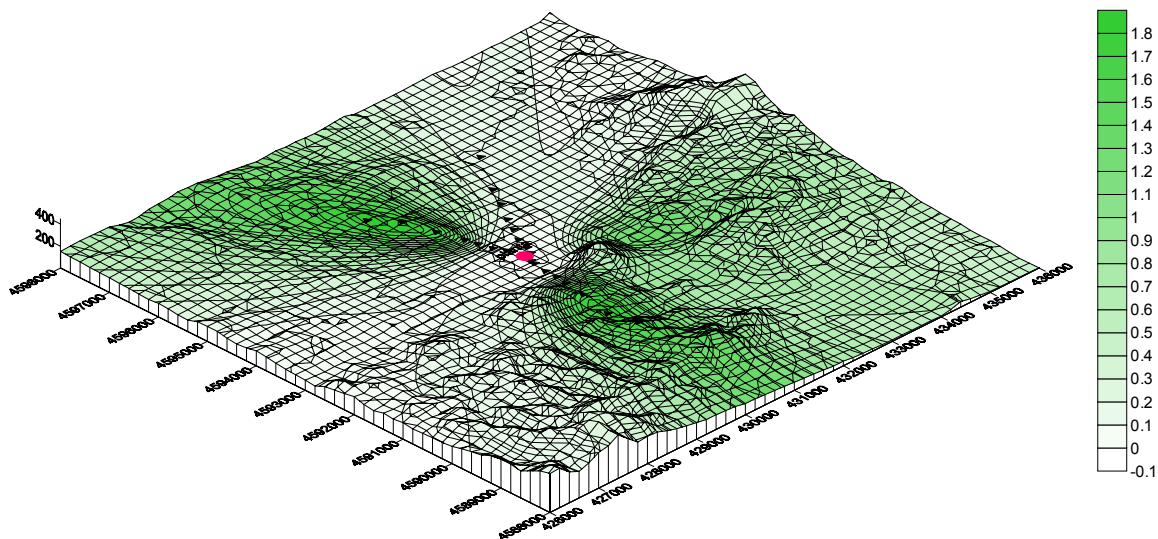
	Coeficient de partició octanol-aigua ( $K_{ow}$ )	Constant d'Henry (H)	Factor de bioconcentració sòl-planta ( $B_r$ )	Fracció de partícules a l'aire
	sense unitats	atm m <sup>3</sup> /mol	sense unitats	sense unitats
<b>2,3,7,8-TCDD</b>	4.37E+06	1.62E-03	5.62E-03	0.664
<b>1,2,3,7,8-PeCDD</b>	4.37E+06	1.48E-03	5.62E-03	0.651
<b>1,2,3,4,7,8-HxCDD</b>	6.17E+07	1.45E-03	1.22E-03	0.646
<b>1,2,3,6,7,8-HxCDD</b>	6.17E+07	1.45E-03	1.22E-03	0.647
<b>1,2,3,7,8,9-HxCDD</b>	2.00E+07	8.32E-04	2.33E-03	0.891
<b>1,2,3,4,6,7,8-HpCDD</b>	1.00E+08	8.32E-04	9.21E-04	0.895
<b>OCDD</b>	1.58E+08	5.13E-04	7.07E-04	0.915
<b>2,3,7,8-TCDF</b>	3.39E+06	2.69E-03	6.51E-03	0.246
<b>1,2,3,7,8-PeCDF</b>	6.17E+06	1.91E-03	4.61E-03	0.497
<b>2,3,4,7,8-PeCDF</b>	8.32E+06	2.57E-03	3.87E-03	0.494
<b>1,2,3,4,7,8-HxCDF</b>	2.00E+07	1.91E-03	2.33E-03	0.581
<b>1,2,3,6,7,8-HxCDF</b>	2.00E+07	1.91E-03	2.33E-03	0.627
<b>1,2,3,7,8,9-HxCDF</b>	2.00E+07	9.55E-04	2.33E-03	0.897
<b>2,3,4,6,7,8-HxCDF</b>	2.00E+07	1.78E-03	2.33E-03	0.791
<b>1,2,3,4,6,7,8-HpCDF</b>	7.94E+07	1.41E-03	1.05E-03	0.837
<b>1,2,3,4,7,8,9-HpCDF</b>	7.94E+07	1.00E-03	1.05E-03	0.919
<b>OCDF</b>	6.31E+08	7.76E-04	3.17E-04	0.966
<b>Referències</b>	Govers i Krop, 1998	Govers i Krop, 1998	Harrad i Smith, 1997	Lee, 1999

**Taula 3.-** Variables del model aire-sòl-vegetals pels metalls pesants.

	Coeficient difusivitat aire	Coeficient partició sòl-aigua	Factor bioconcentració sòl-plantas	Constant de Henry (H)
	cm <sup>2</sup> /s	ml/g	µg/g/µg/g (ps)	atm m <sup>3</sup> /mol
<b>Arsènic</b>	0.107	31	0.0032	-
<b>Beril·li</b>	0.439	20	0.0100	-
<b>Cadmi</b>	0.0816	870	0.6000	-
<b>Crom</b>	0.101	15	0.0006	-
<b>Plom</b>	0.0543	3470	0.0380	-
<b>Mercuri</b>	Hg(II) 0.0453 MeHg: 0.0528	58	Hg(II): 1.4E-2 MeHg: 2.3E-2	Hg(II): 7.1E-10 MeHg: 4.7E-7
<b>Níquel</b>	0.126	490	0.0510	-
<b>Zinc</b>	0.117	190	0.3700	-

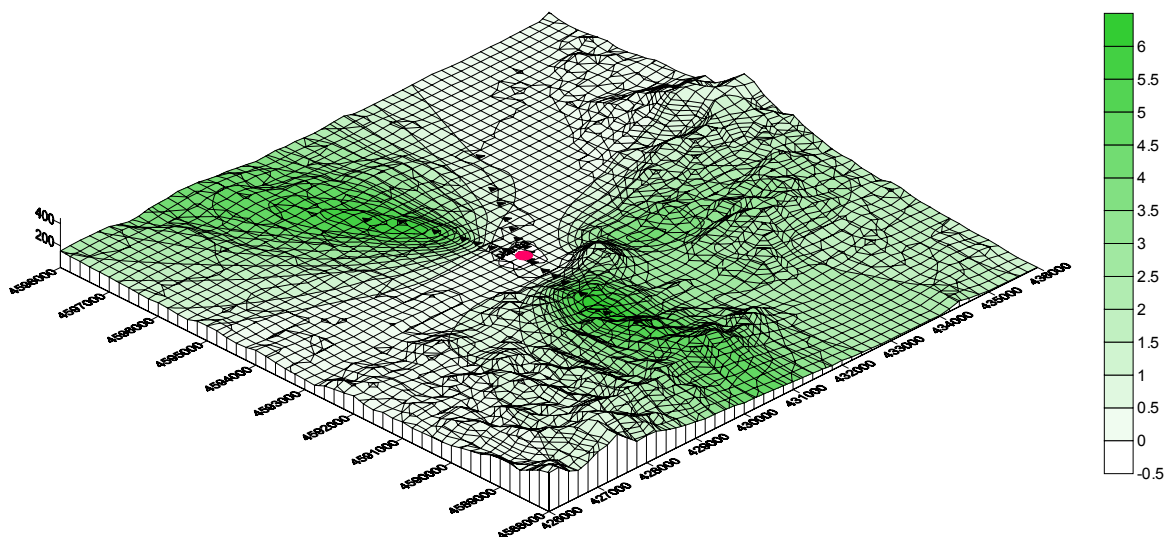
**Annex B: Dispersió de contaminants**

### 1,2,3,7,8-PeCDD - 1996



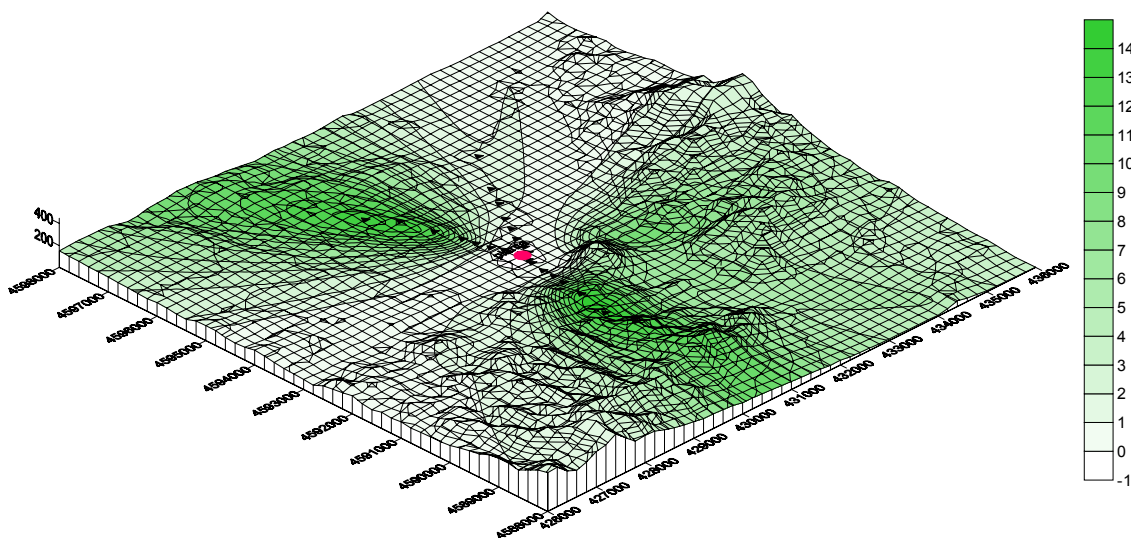
**Figura 1.-** Dispersió de les emissions de 1,2,3,7,8-PeCDD (fg/m<sup>3</sup>) al 1996.

### 1,2,3,4,7,8-HxCDD - 1996



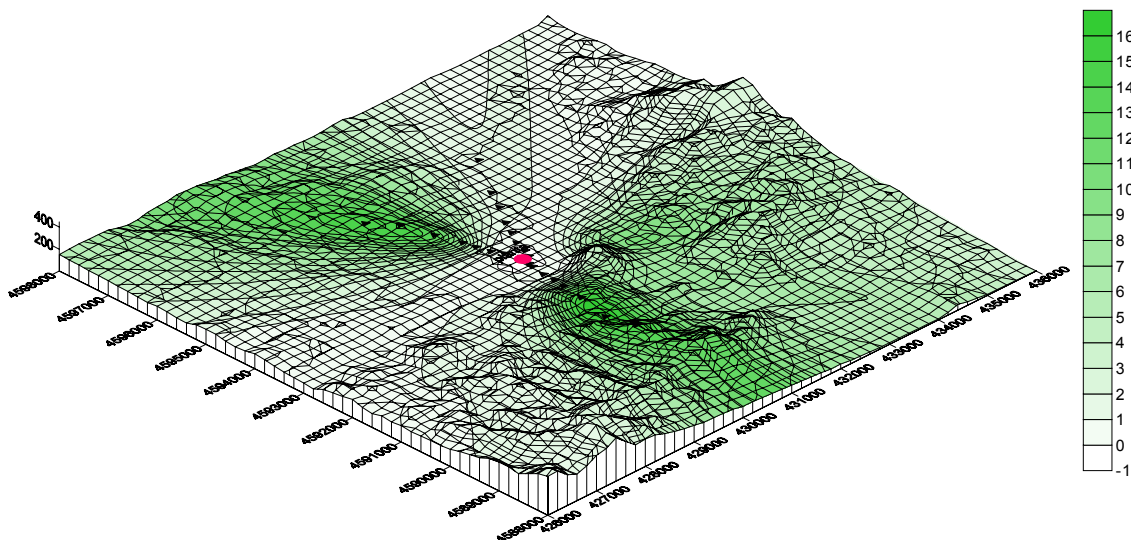
**Figura 2.-** Dispersió de les emissions de 1,2,3,4,7,8-HxCDD (fg/m<sup>3</sup>) al 1996.

### 1,2,3,6,7,8-HxCDD - 1996



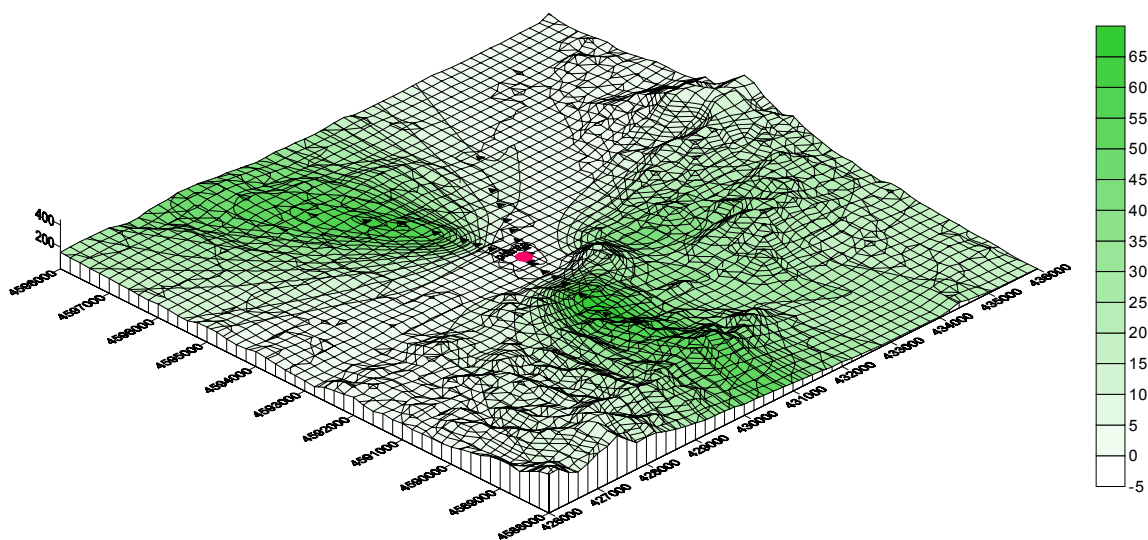
**Figura 3.-** Dispersió de les emissions de 1,2,3,6,7,8-HxCDD (fg/m<sup>3</sup>) al 1996.

### 1,2,3,7,8,9-HxCDD - 1996



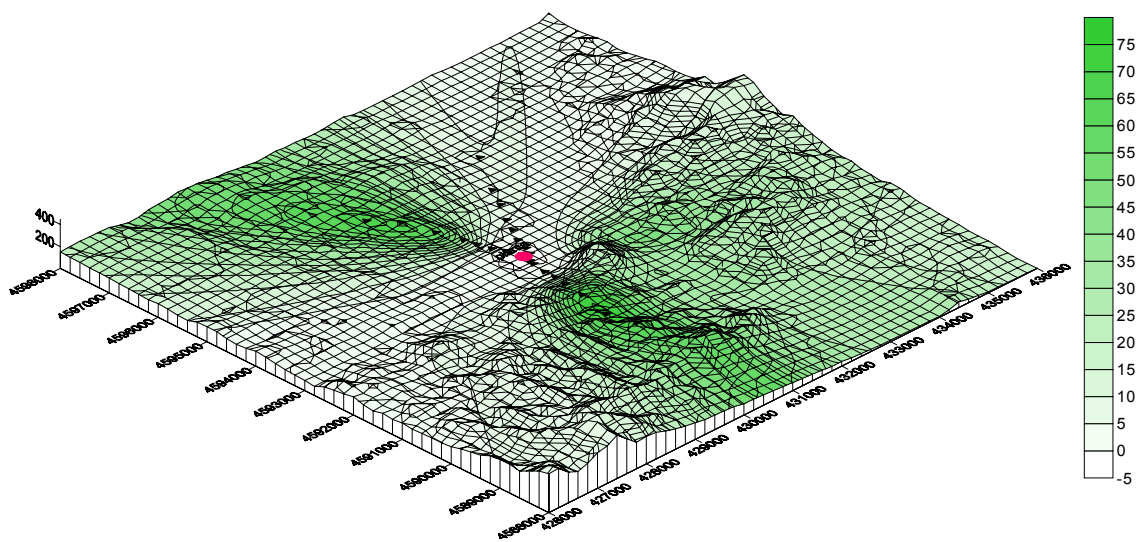
**Figura 4.-** Dispersió de les emissions de 1,2,3,7,8,9-HxCDD (fg/m<sup>3</sup>) al 1996.

### 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD - 1996



**Figura 5.-** Dispersió de les emissions de 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 1996.

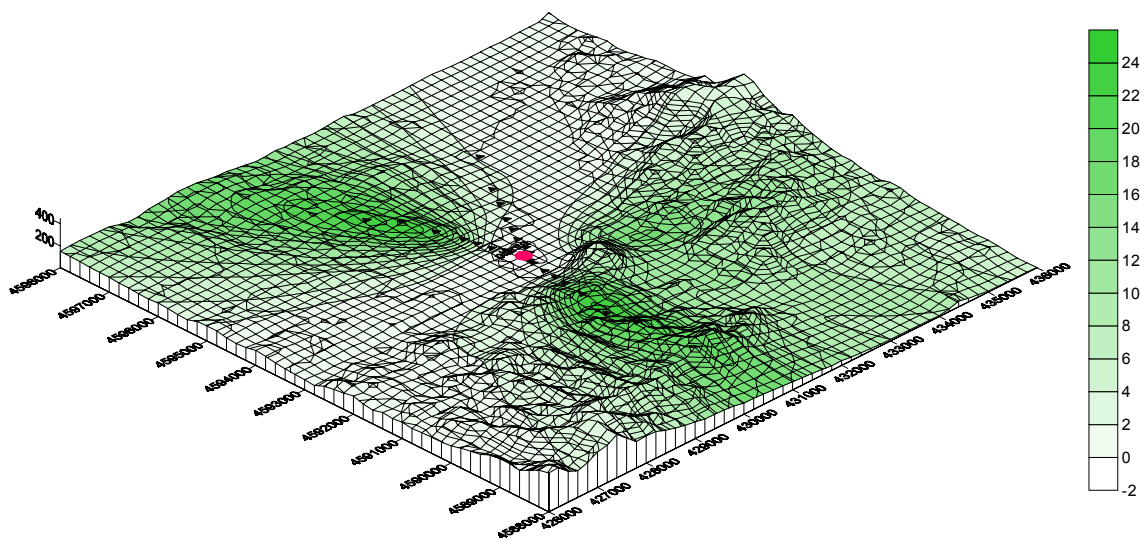
### OCDD - 1996



**Figura 6.-** Dispersió de les emissions de OCDD ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 1996.

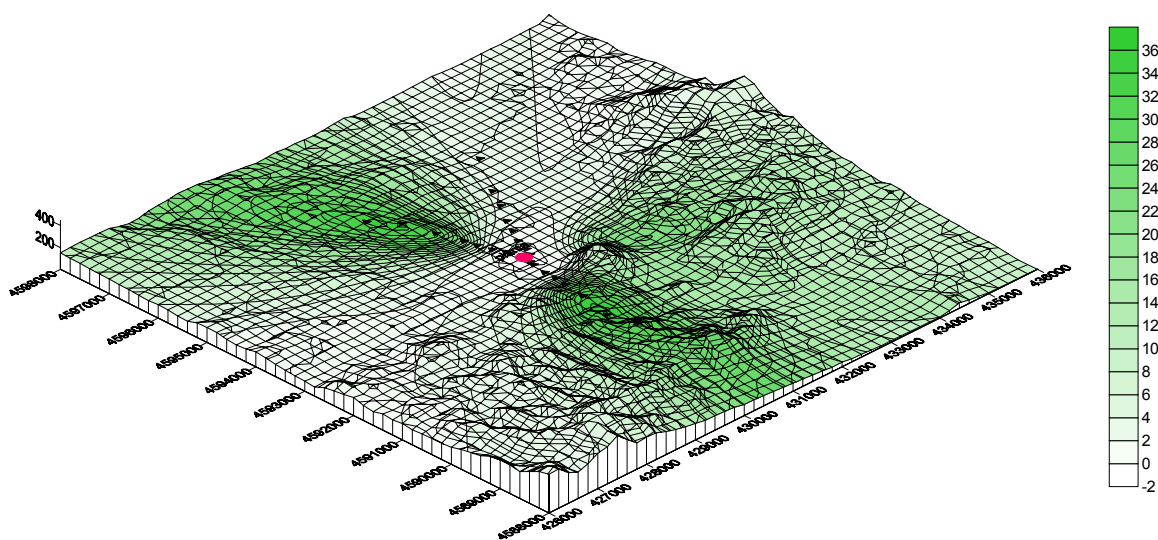


### 2,3,4,7,8-PeCDF - 1996



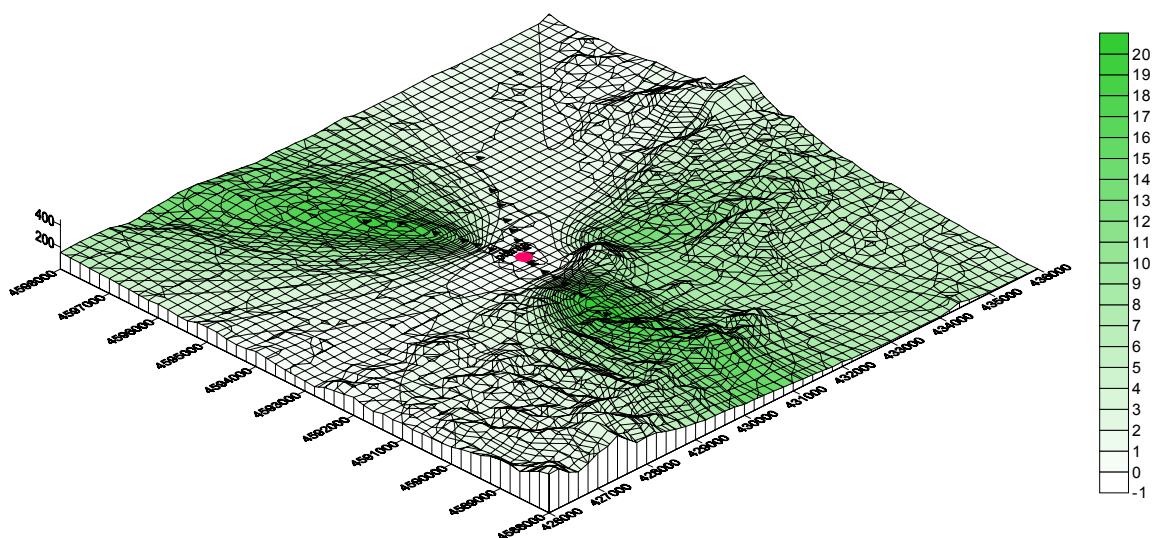
**Figura 9.-** Dispersió de les emissions de 2,3,4,7,8-PeCDF ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 1996.

### 1,2,3,4,7,8-HxCDF - 1996



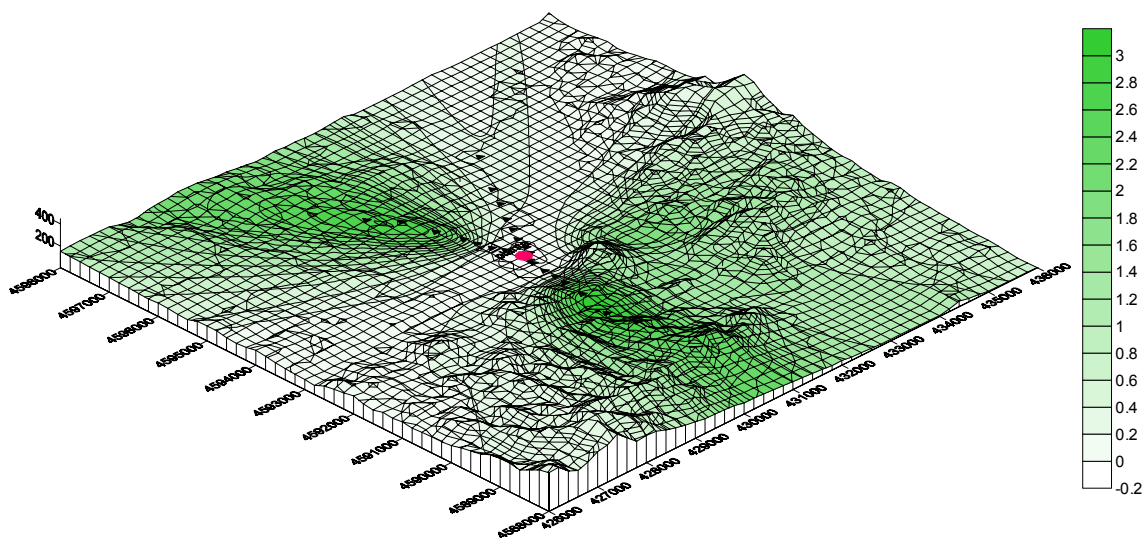
**Figura 10.-** Dispersió de les emissions de 1,2,3,4,7,8-HxCDF ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 1996.

### 1,2,3,6,7,8-HxCDF - 1996



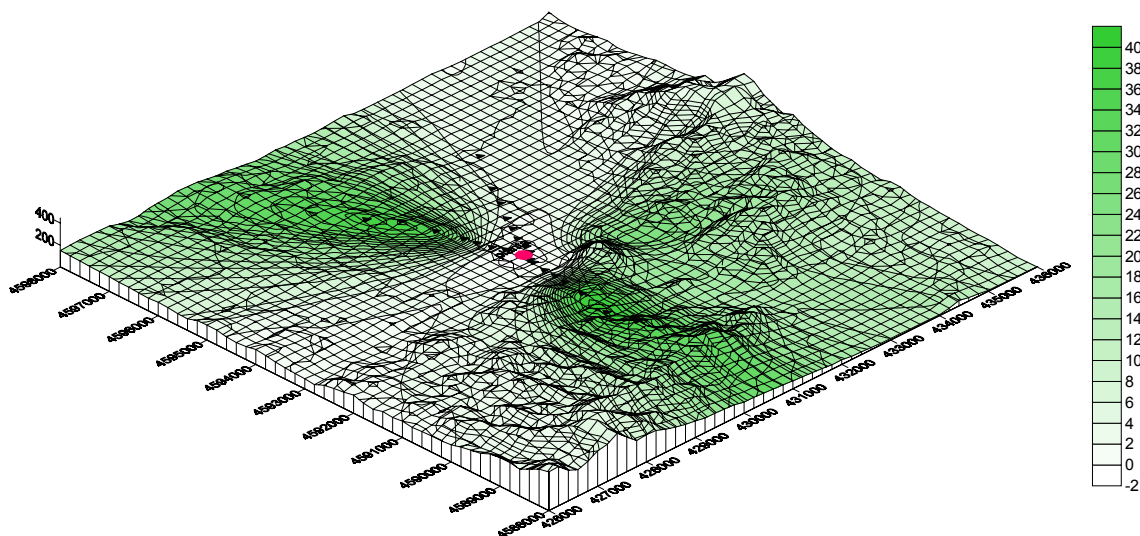
**Figura 11.-** Dispersió de les emissions de 1,2,3,6,7,8-HxCDF ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 1996.

### 1,2,3,7,8,9-HxCDF - 1996



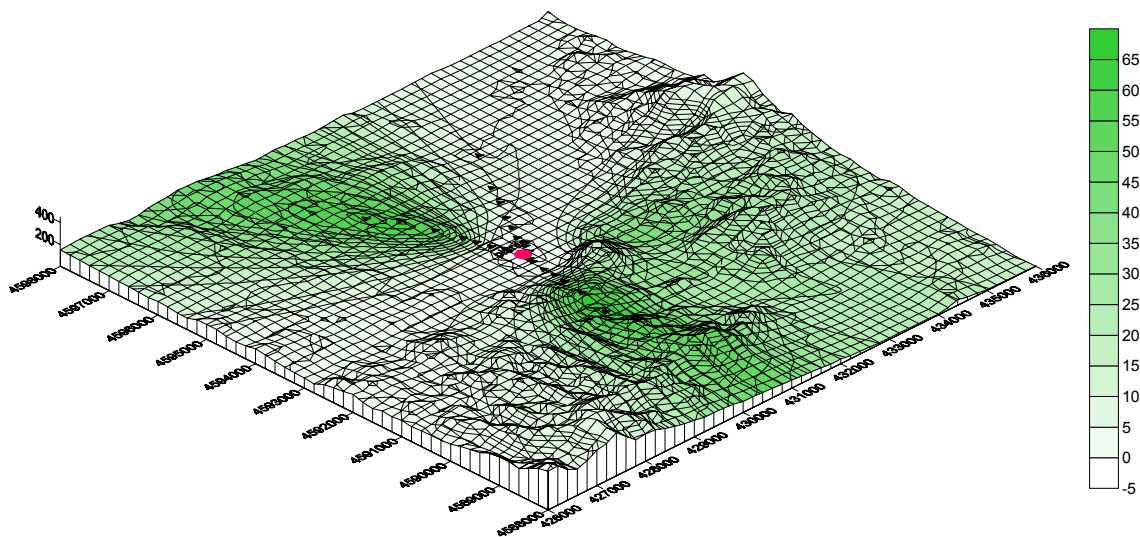
**Figura 12.-** Dispersió de les emissions de 1,2,3,7,8,9-HxCDF ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 1996.

### 2,3,4,6,7,8-HxCDF - 1996



**Figura 13.-** Dispersió de les emissions de 2,3,4,6,7,8-HxCDF ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 1996.

### 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF - 1996



**Figura 14.-** Dispersió de les emissions de 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 1996.

### 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF - 1996

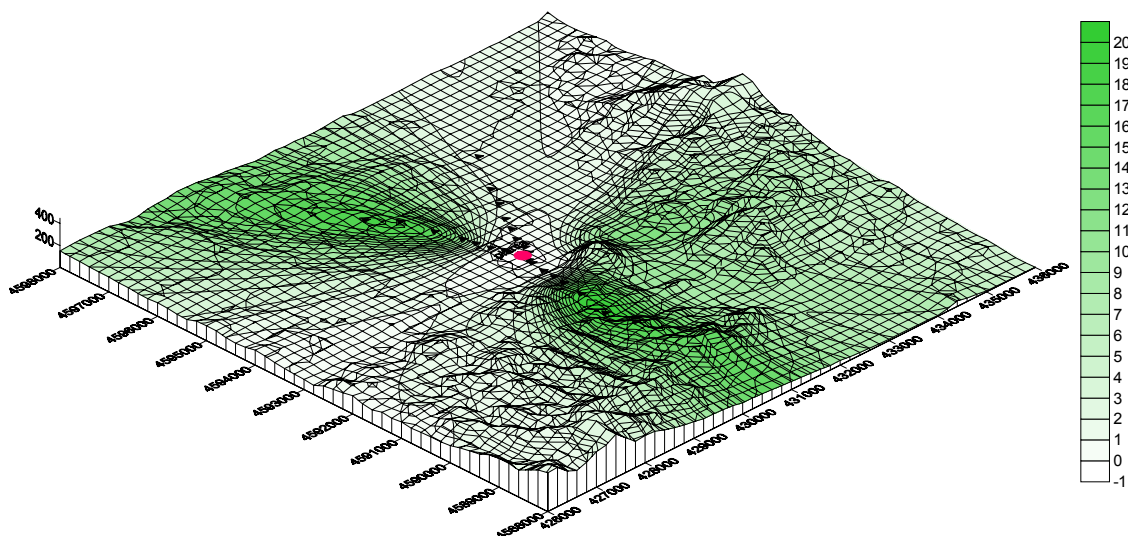


Figura 15.- Dispersió de les emissions de 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF (fg/m<sup>3</sup>) al 1996.

### OCDF - 1996

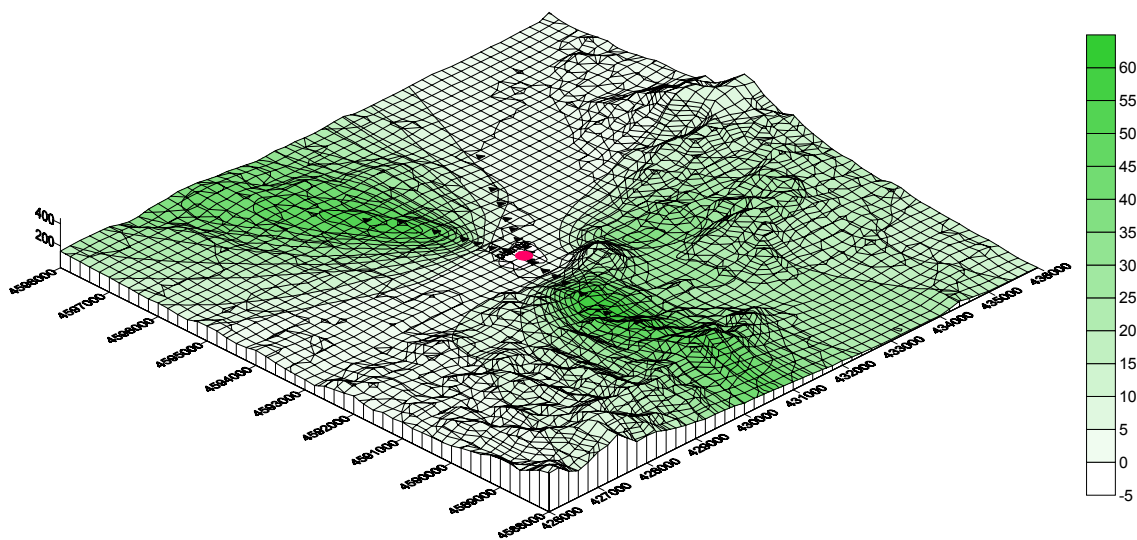
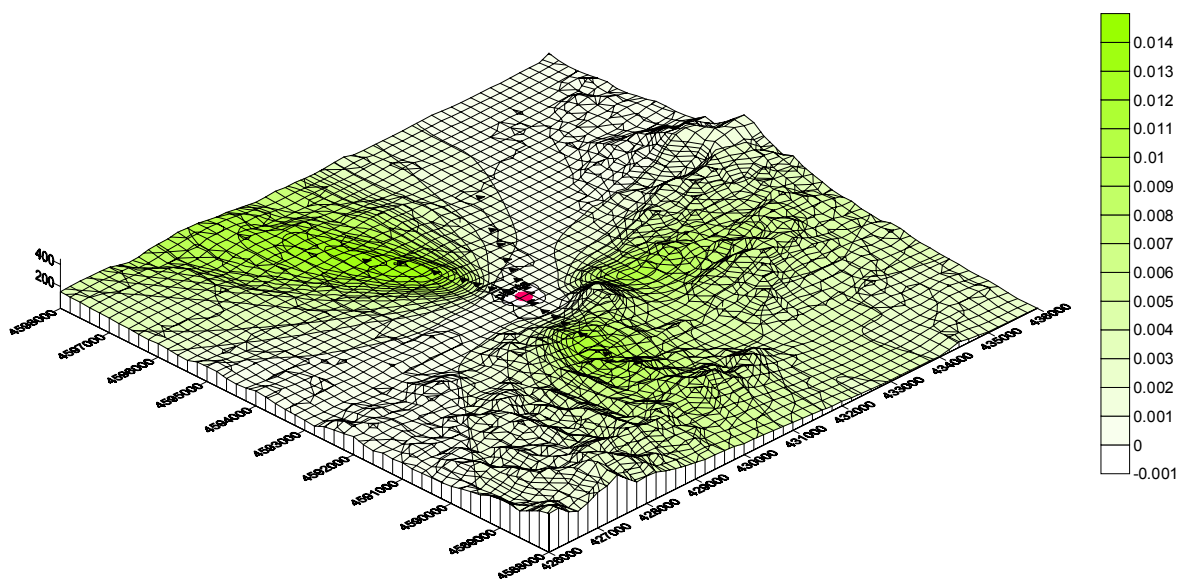


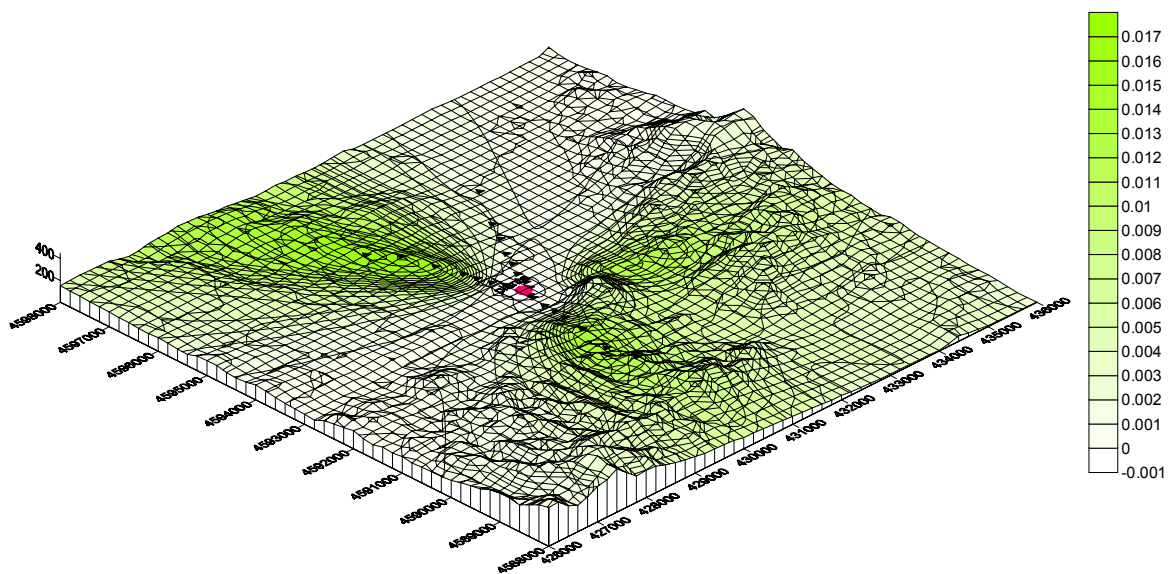
Figura 16.- Dispersió de les emissions de OCDF (fg/m<sup>3</sup>) al 1996.

### 1,2,3,7,8-PeCDD - 2000



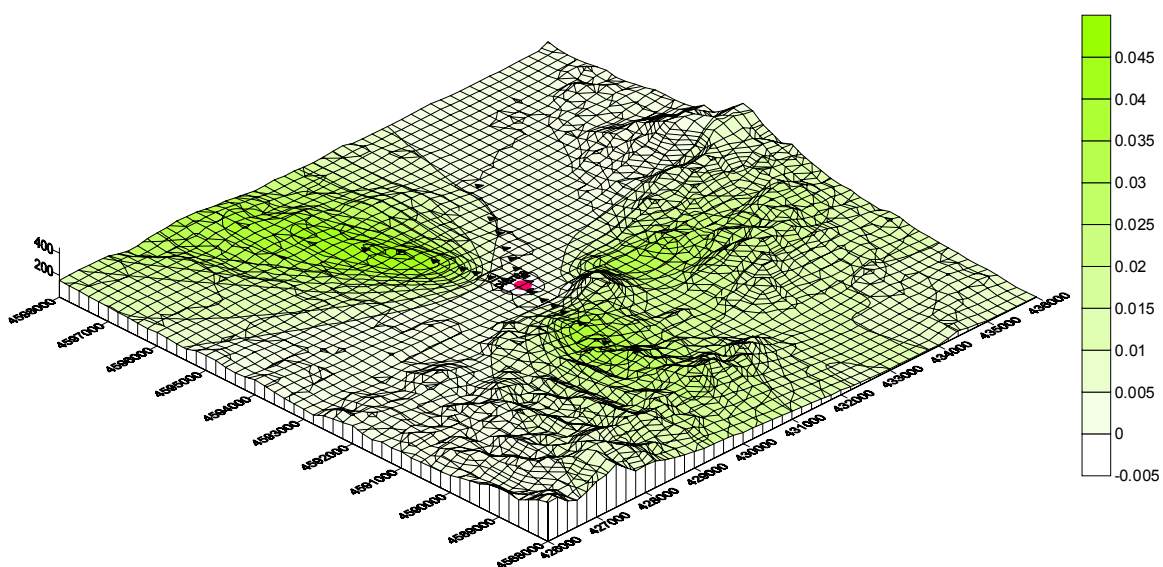
**Figura 17.-** Dispersió de les emissions de 1,2,3,7,8-PeCDD ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 2000.

### 1,2,3,4,7,8-HxCDD - 2000



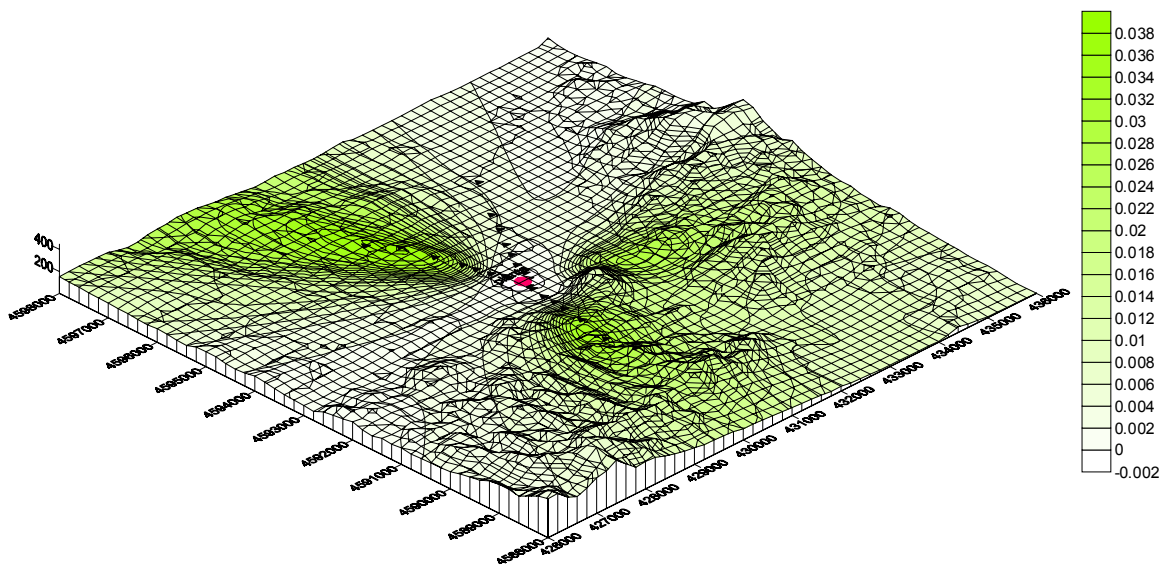
**Figura 18.-** Dispersió de les emissions de 1,2,3,4,7,8-HxCDD ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 2000.

### 1,2,3,6,7,8-HxCDD - 2000



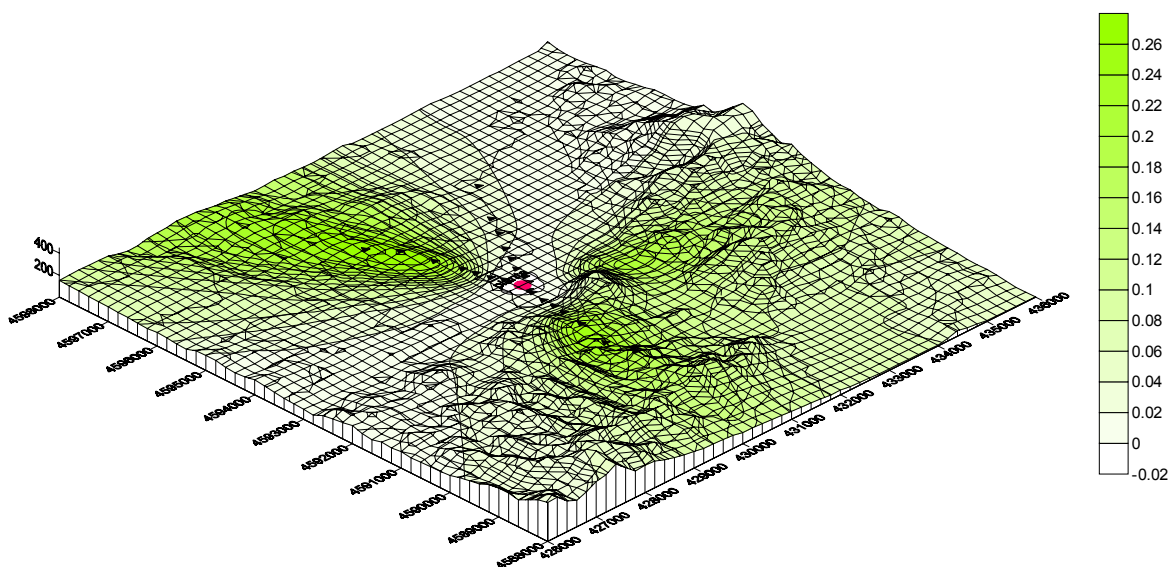
**Figura 19.-** Dispersió de les emissions de 1,2,3,6,7,8-HxCDD ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 2000.

### 1,2,3,7,8,9-HxCDD - 2000



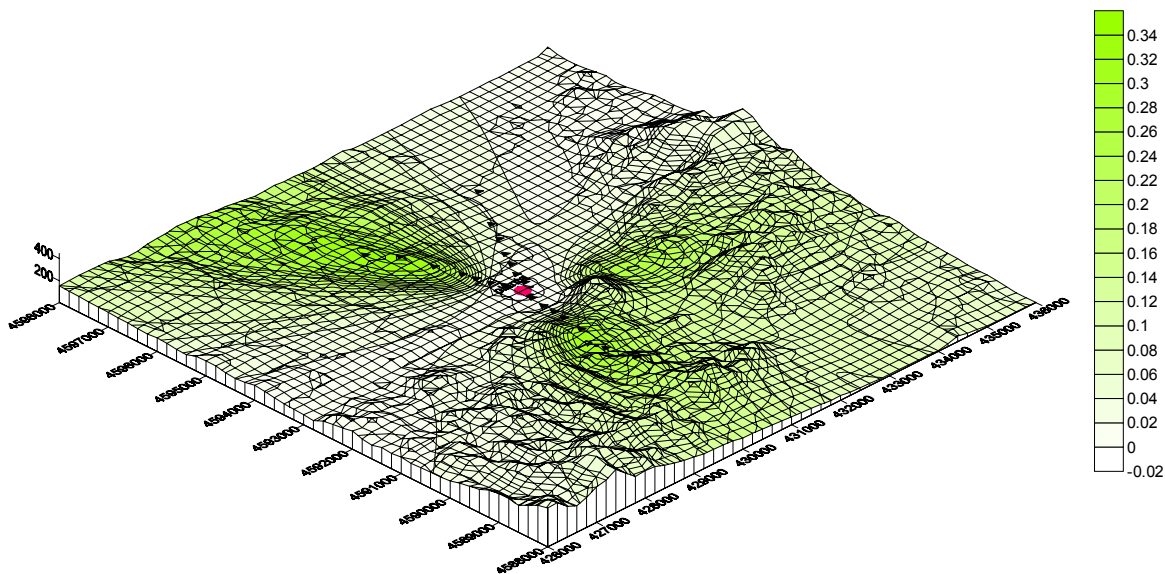
**Figura 20.-** Dispersió de les emissions de 1,2,3,7,8,9-HxCDD ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 2000.

### 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD - 2000



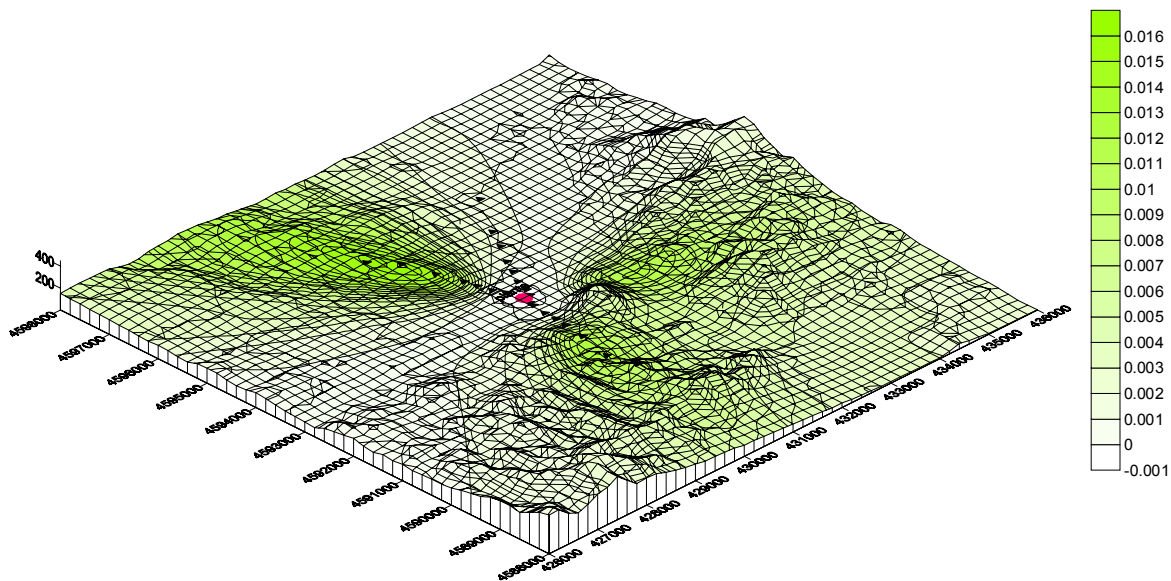
**Figura 21.-** Dispersió de les emissions d'1,2,3,4,6,7,8-HpCDD ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 2000

### OCDD - 2000



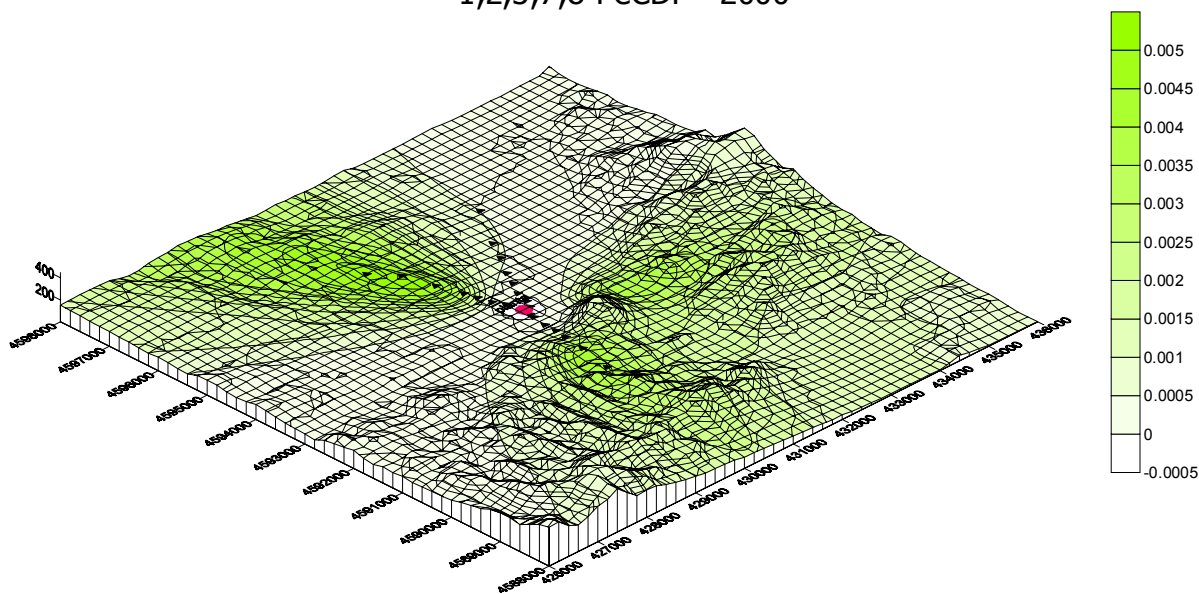
**Figura 22.-** Dispersió de les emissions d'OCDD ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 2000.

### 2,3,7,8-TCDF - 2001



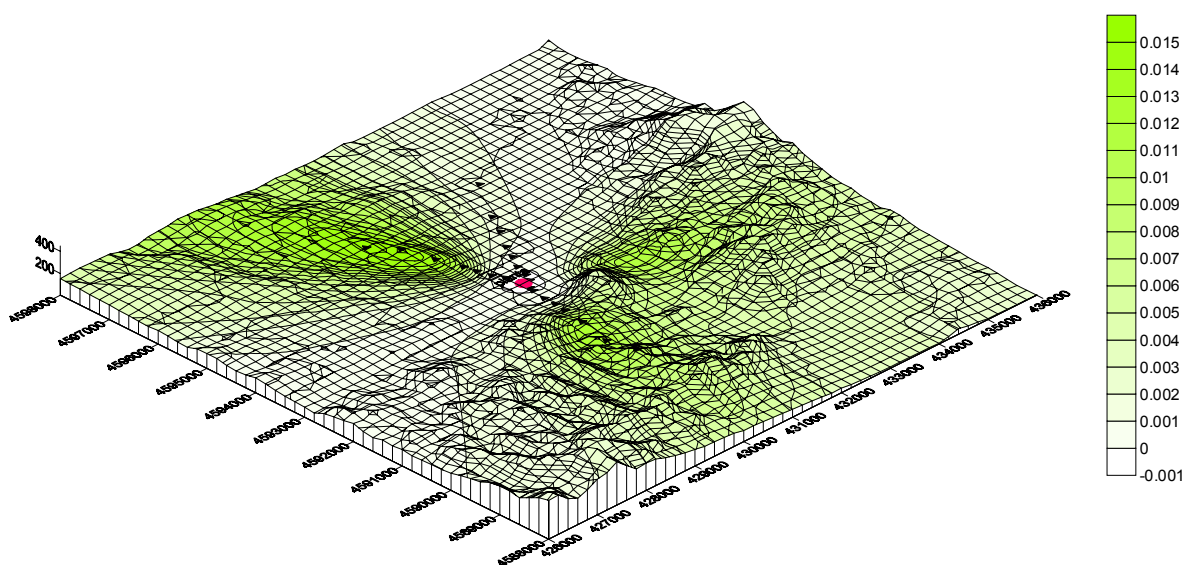
**Figura 23.-** Dispersió de les emissions de 2,3,7,8-TCDF (fg/m<sup>3</sup>) al 2000

### 1,2,3,7,8-PeCDF - 2000



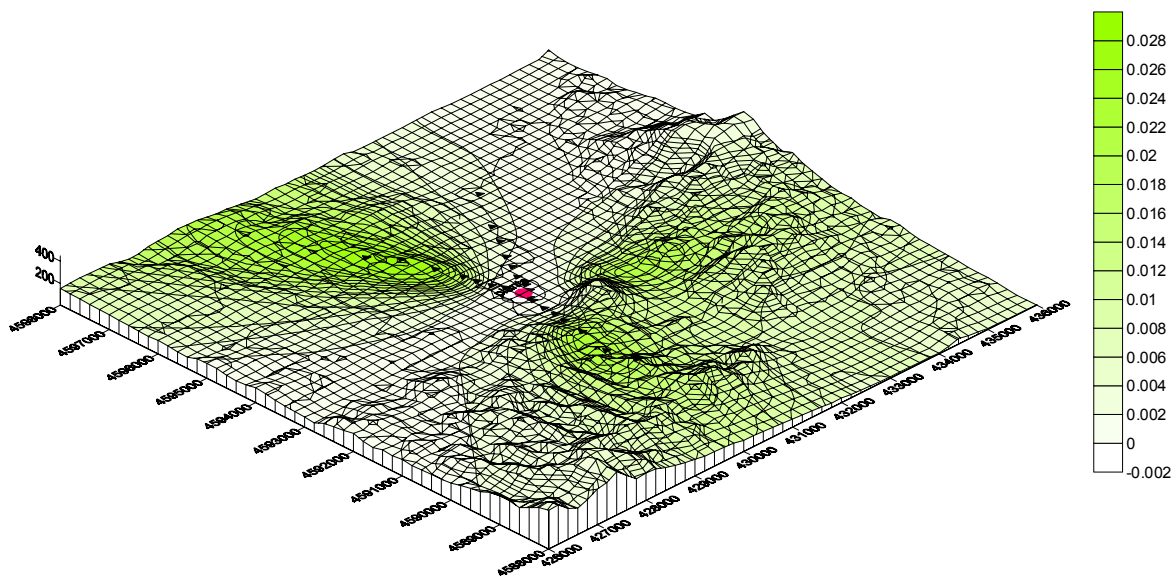
**Figura 24.-** Dispersió de les emissions de 1,2,3,7,8-PeCDF (fg/m<sup>3</sup>) al 2000.

### 2,3,4,7,8-PeCDF - 2000



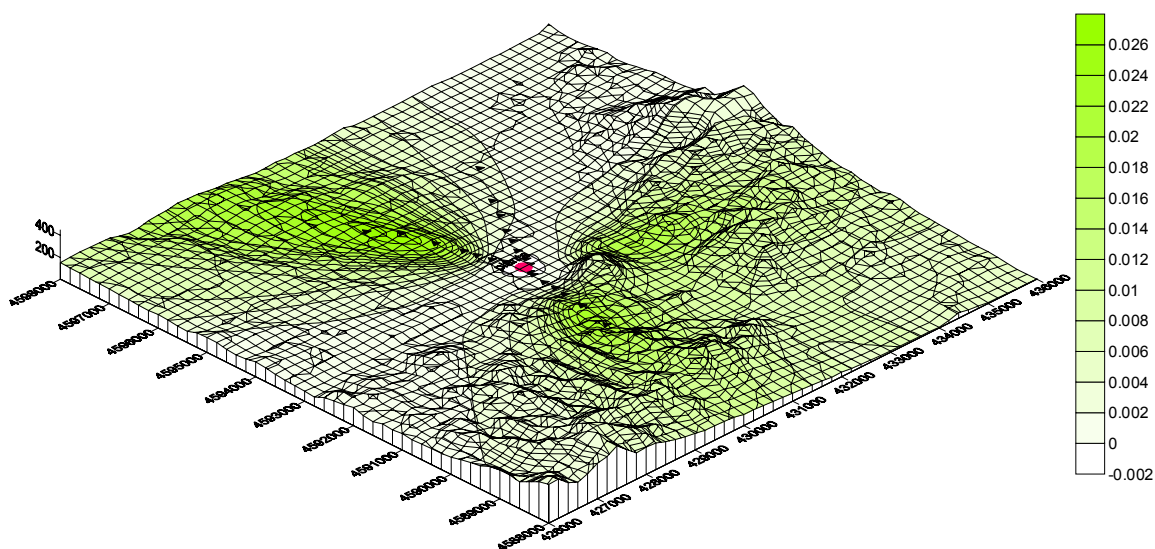
**Figura 25.-** Dispersió de les emissions de 2,3,4,7,8-PeCDF (fg/m<sup>3</sup>) al 2000.

### 1,2,3,4,7,8-HxCDF - 2000



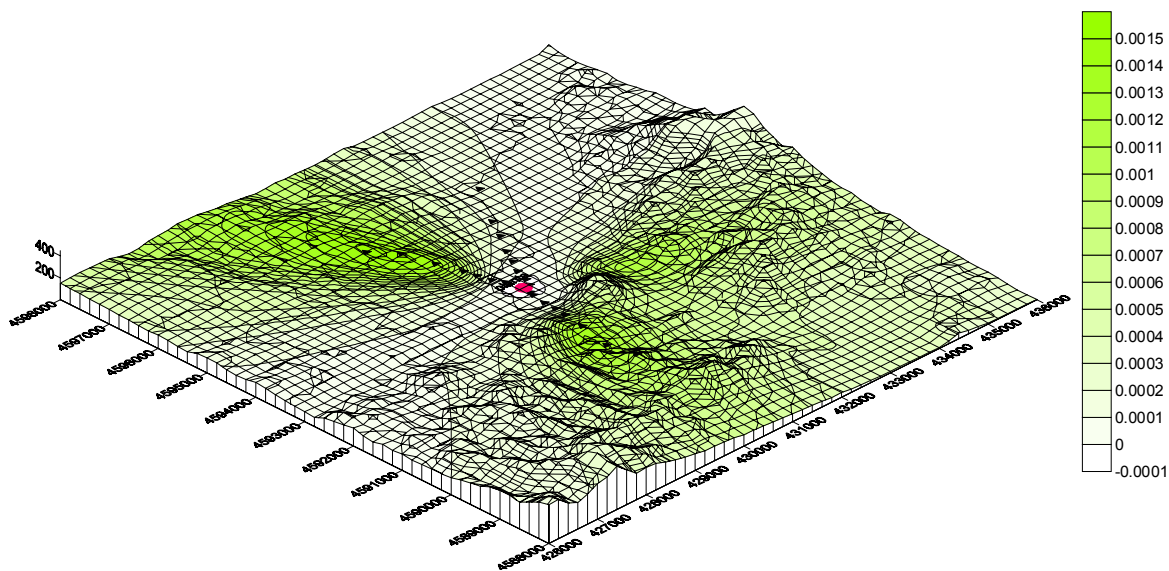
**Figura 26.-** Dispersió de les emissions d'1,2,3,4,7,8-HxCDF (fg/m<sup>3</sup>) al 2000.

### 1,2,3,6,7,8-HxCDF - 2000



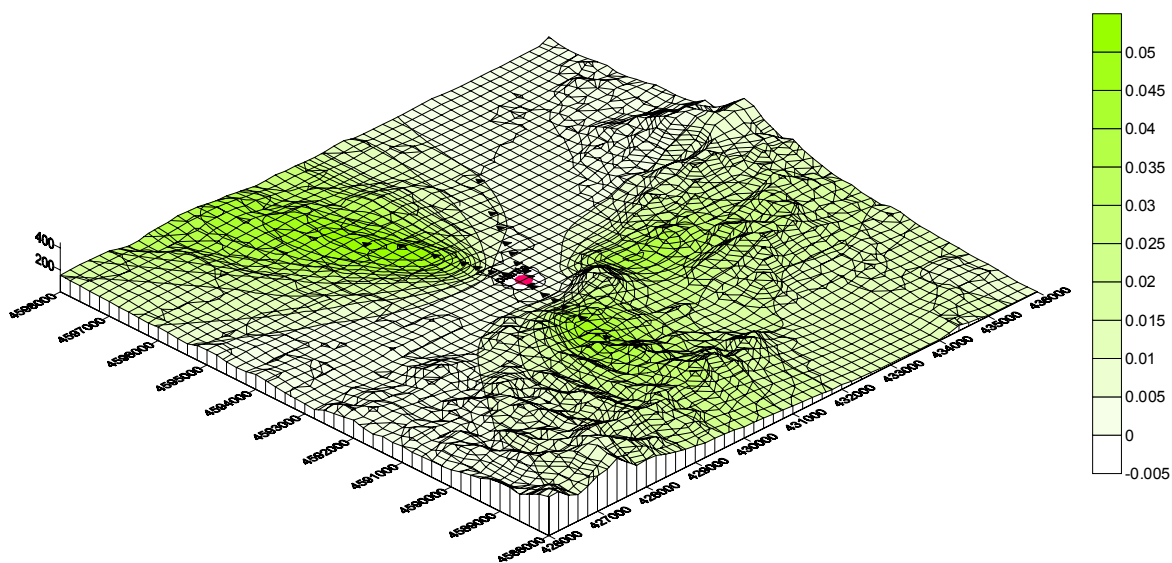
**Figura 27.-** Dispersió de les emissions d'1,2,3,6,7,8-HxCDF ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 2000.

### 1,2,3,7,8,9-HxCDF - 2000



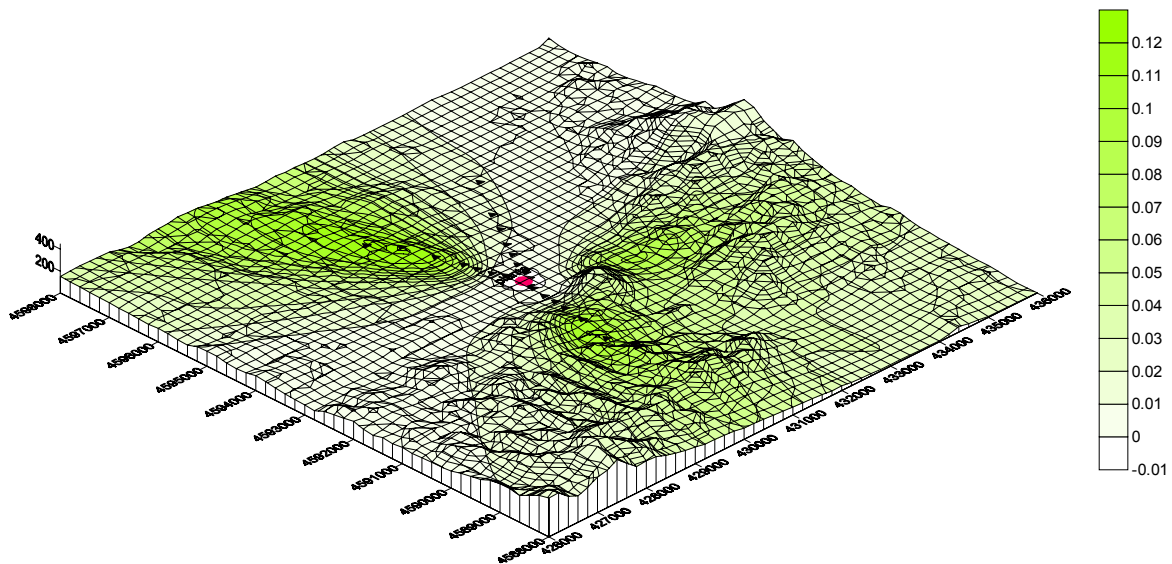
**Figura 28.-** Dispersió de les emissions d'1,2,3,7,8,9-HxCDF ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 2000.

### 2,3,4,6,7,8-HxCDF - 2000



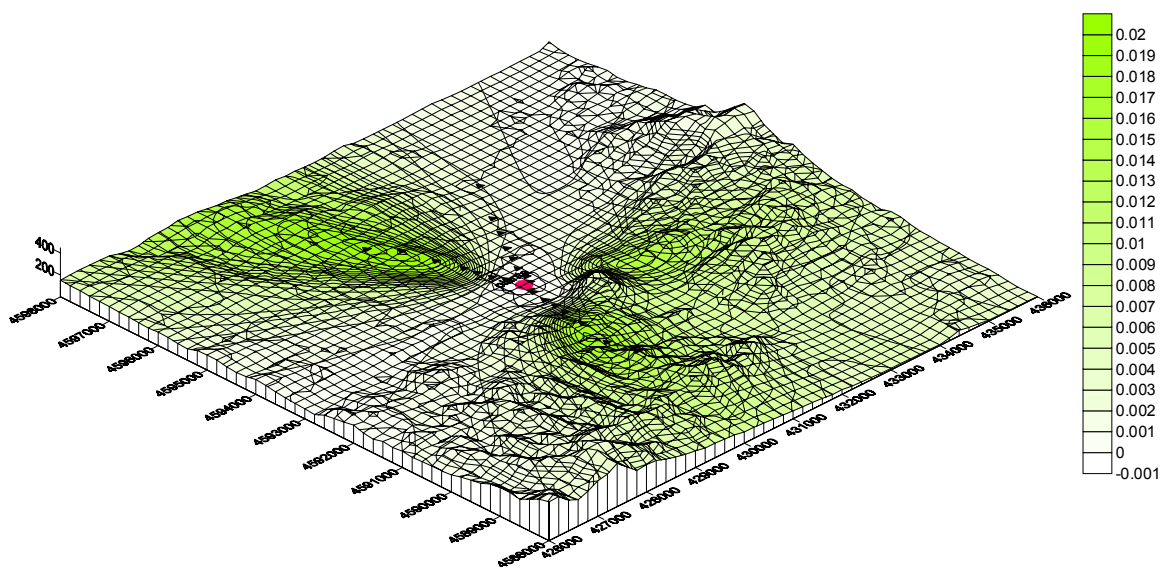
**Figura 29.-** Dispersió de les emissions de 2,3,4,6,7,8-HxCDF ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 2000.

### 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF - 2000



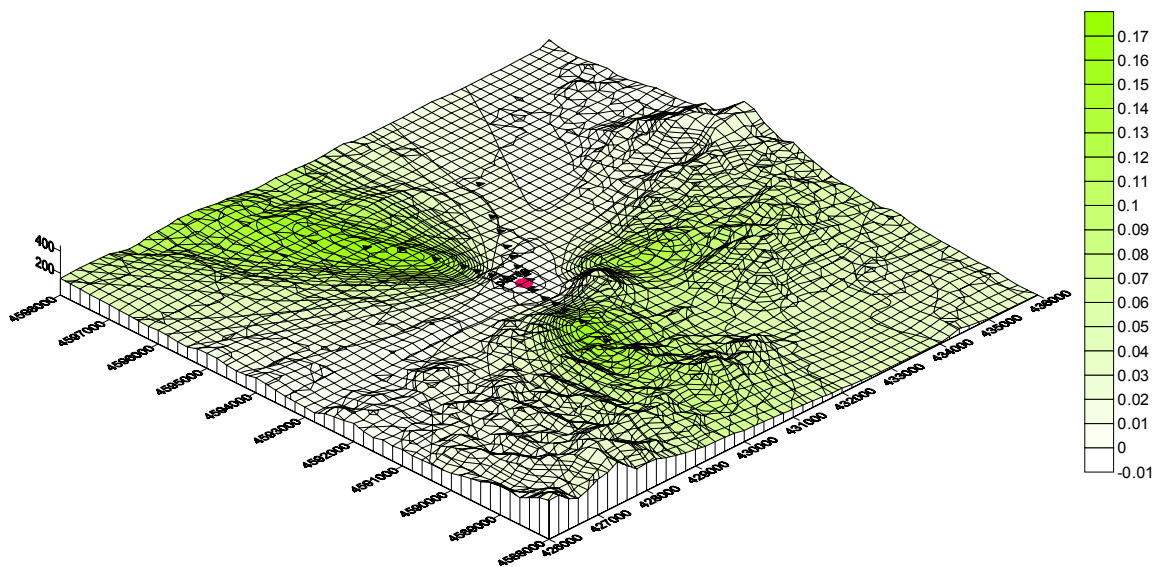
**Figura 30.-** Dispersió de les emissions d'1,2,3,4,6,7,8-HpCDF ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 2000.

### 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF - 2000



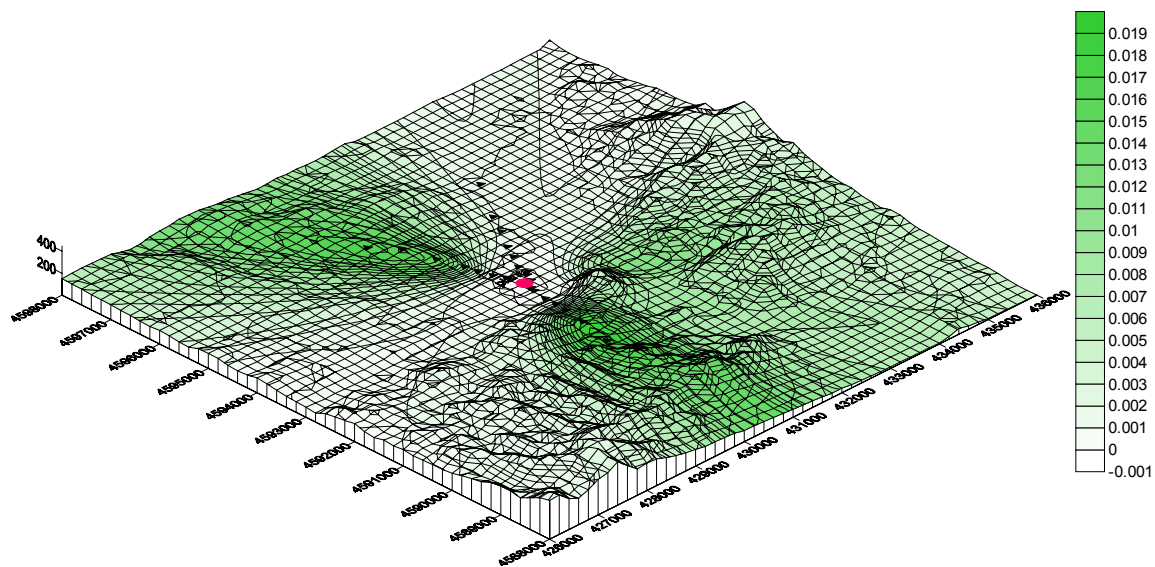
**Figura 31.-** Dispersió de les emissions d'1,2,3,4,7,8,9-HpCDF ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 2000.

### OCDF - 2000



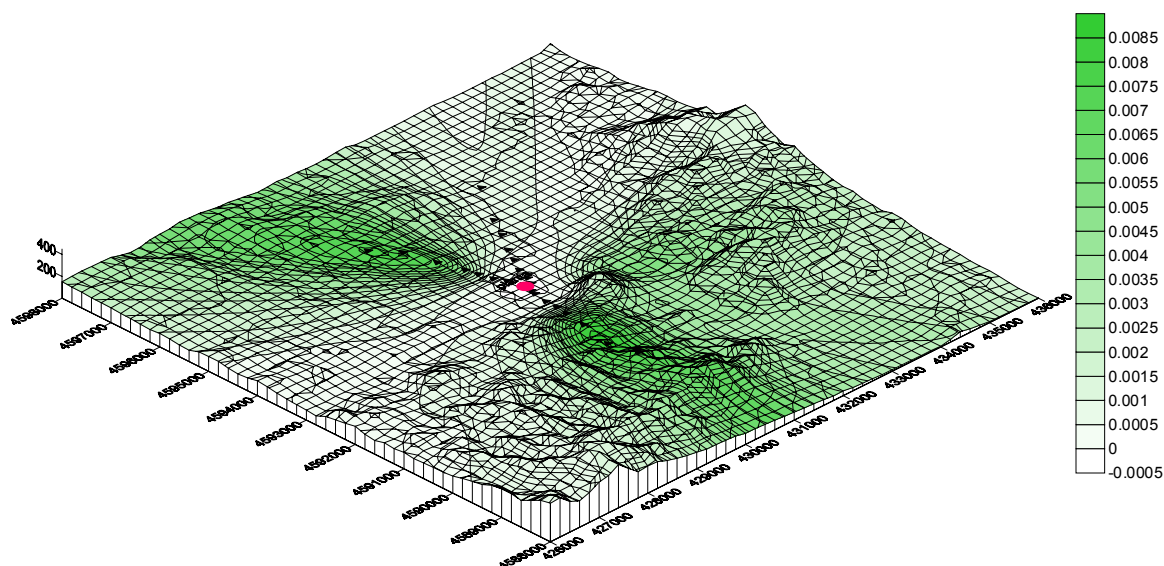
**Figura 32.-** Dispersió de les emissions d'OCDF ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) al 2000.

### Cadmi - 1996



**Figura 33.-** Dispersió de les emissions de Cadmi ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ) al 1996.

### Crom - 1996



**Figura 34.-** Dispersió de les emissions de Crom ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ) al 1996.

### Mercuri - 1996

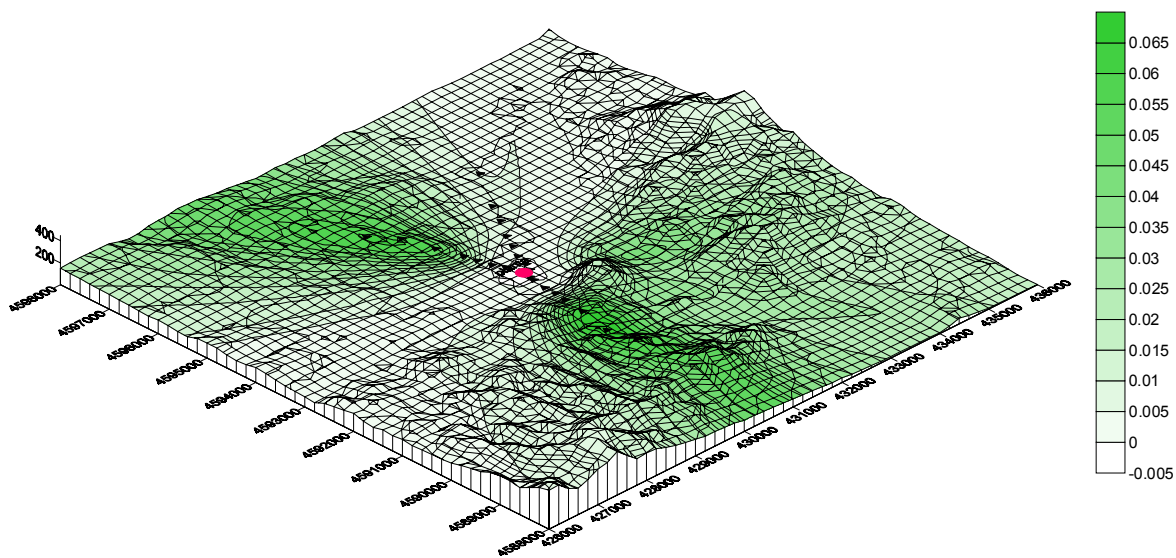


Figura 35.- Dispersió de les emissions de Mercuri ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ) al 1996.

### Níquel - 1996

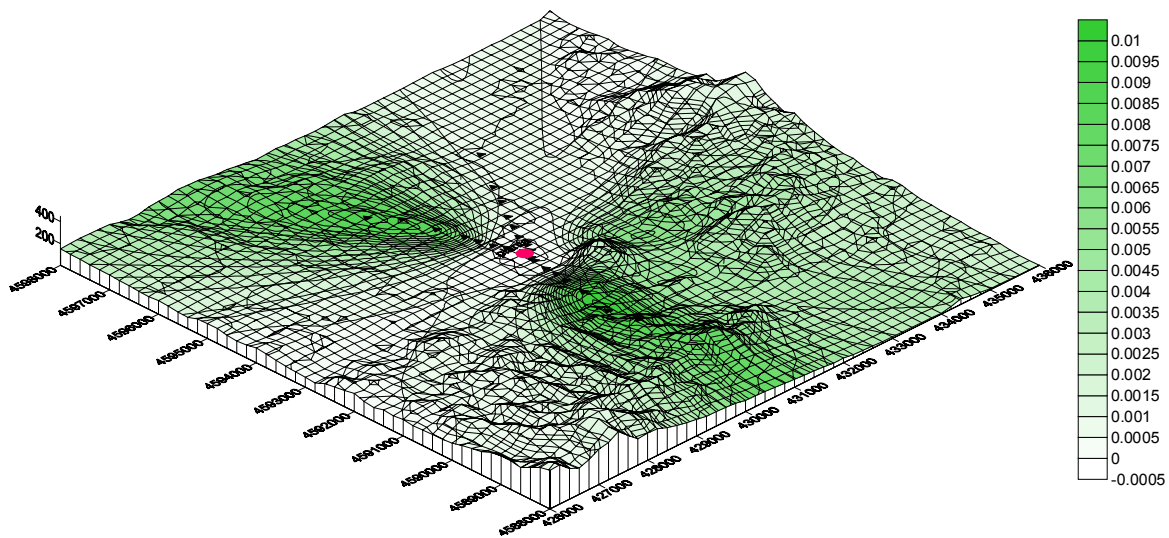


Figura 36.- Dispersió de les emissions de Níquel ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ) al 1996.



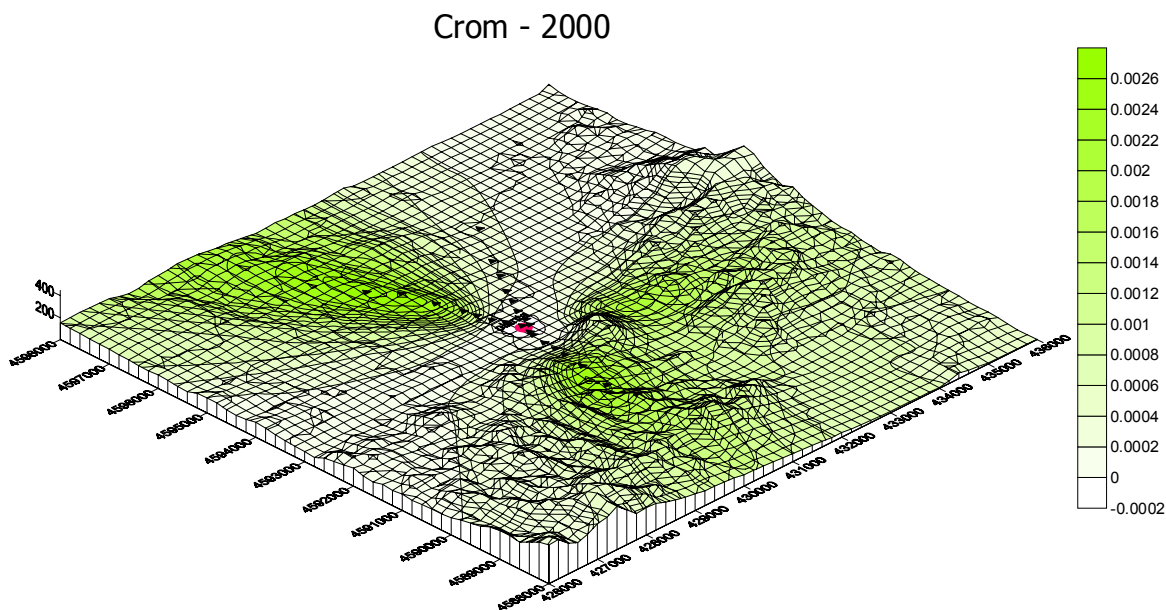


Figura 39.- Dispersió de les emissions de Crom ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ) al 2000

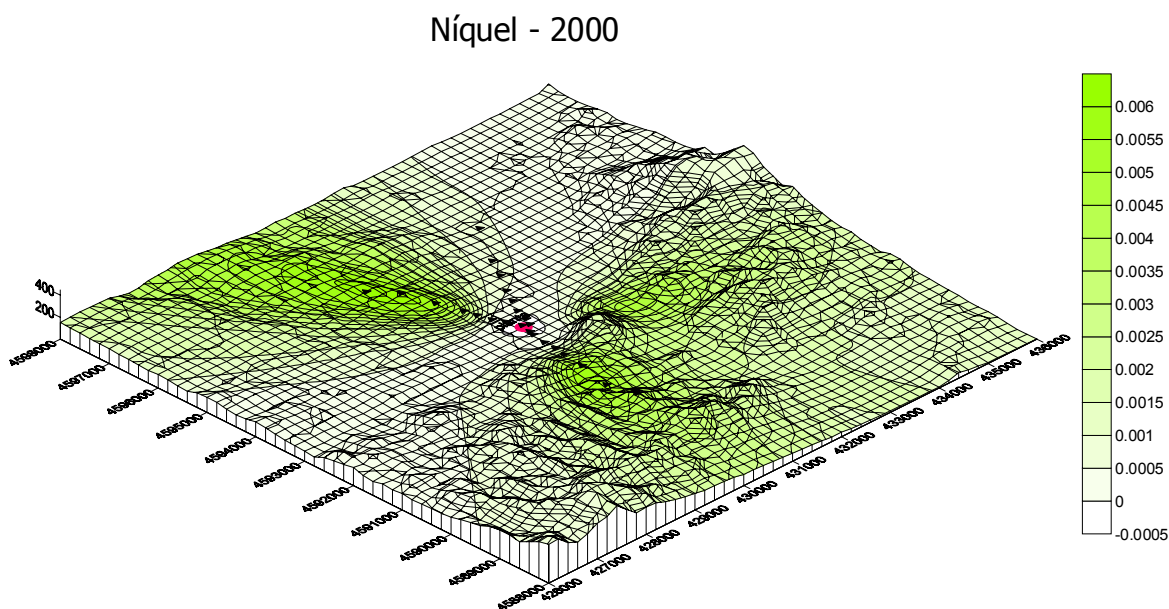
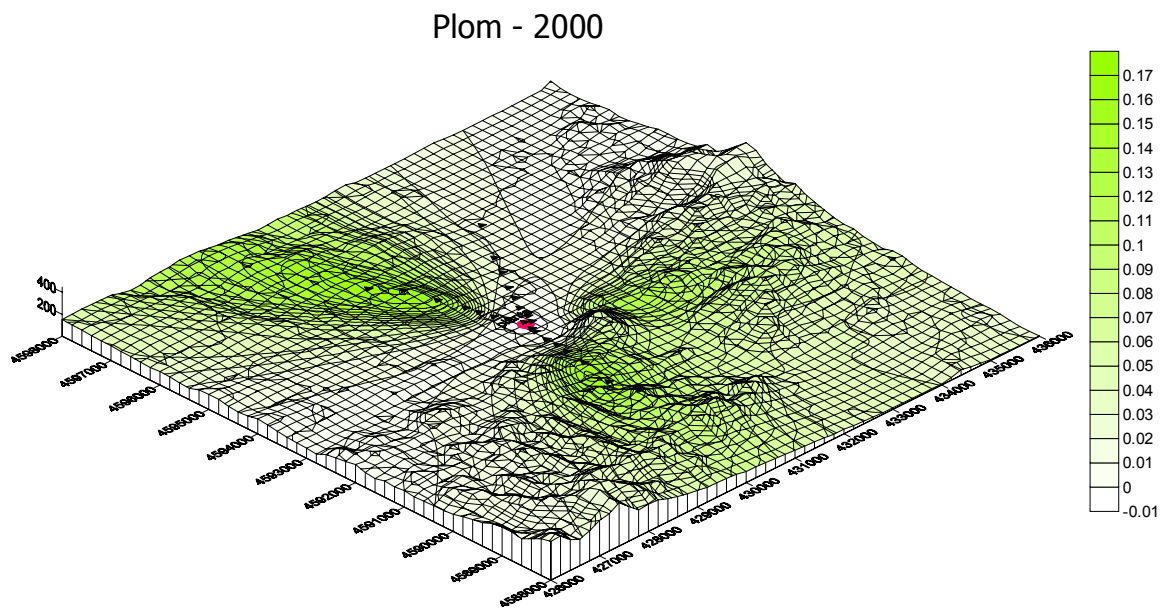


Figura 40.- Dispersió de les emissions de Níquel ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ) al 2000.



**Figura 41.-** Dispersió de les emissions de Plom ( $\text{ng/m}^3$ ) al 2000.

**Annex C: Nivell de dioxines en sòl**

**Taula 1.-** Concentracions de PCDD/Fs en mostres de sòl recollides segons la direcció NE en les proximitats de la incineradora de Montcada

<i>Nord-est</i>	% variació						
	1996	1997	1998	2000	96/97	97/98	98/00
2,3,7,8-TCDD	0.14	0.15	0.20	0.09	7	33	-58
1,2,3,7,8-PeCDD	0.44	0.65	1.00	0.60	48	54	-40
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.54	0.65	1.10	0.70	21	69	-36
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.91	1.30	2.30	1.35	43	77	-41
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.99	1.35	1.85	1.15	37	37	-38
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	15.00	24.50	29.00	18.00	63	18	-38
OCDD	56.00	150.00	107.50	82.50	168	-28	-23
2,3,7,8-TCDF	1.50	1.10	1.65	1.55	-27	50	-6
1,2,3,7,8-PeCDF	0.80	0.65	2.45	1.30	-19	277	-47
2,3,4,7,8-PeCDF	0.99	0.85	2.85	1.35	-14	235	-53
1,2,3,4,7,8-HxCDF	1.40	1.55	5.30	2.15	11	242	-59
1,2,3,6,7,8-HxCDF	1.25	1.10	3.55	1.60	-12	223	-55
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.14	0.08	0.20	0.15	-44	167	-25
2,3,4,6,7,8-HxCDF	2.30	1.45	4.00	1.90	-37	176	-53
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	10.15	11.65	25.00	9.60	15	115	-62
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.63	0.25	1.75	0.75	-60	600	-57
OCDF	10.85	11.20	19.50	9.55	3	74	-51

**Taula 2.-** Concentracions de PCDD/Fs en mostres de sòl recollides segons la direcció NO en les proximitats de la incineradora de Montcada

<i>Nord-oest</i>	% variació						
	1996	1997	1998	2000	96/97	97/98	98/00
2,3,7,8-TCDD	0.14	0.10	0.20	0.04	-30	111	-83
1,2,3,7,8-PeCDD	0.64	0.50	1.00	0.20	-22	100	-80
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1.35	0.80	1.65	0.35	-41	106	-79
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2.45	1.30	3.00	0.70	-47	131	-77
1,2,3,7,8,9-HxCDD	2.45	1.50	2.55	0.75	-39	70	-71
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	67.50	27.50	44.50	9.20	-59	62	-79
OCDD	230.00	130.00	110.00	38.50	-43	-15	-65
2,3,7,8-TCDF	1.40	1.10	1.65	0.65	-21	50	-61
1,2,3,7,8-PeCDF	1.20	0.70	1.55	0.50	-42	121	-68
2,3,4,7,8-PeCDF	1.55	1.25	2.50	0.65	-19	100	-74
1,2,3,4,7,8-HxCDF	2.70	1.80	3.80	0.95	-33	111	-75
1,2,3,6,7,8-HxCDF	2.55	1.65	3.20	0.85	-35	94	-73
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.19	0.15	0.15	0.08	-21	0	-47
2,3,4,6,7,8-HxCDF	5.65	3.05	4.50	1.25	-46	48	-72
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	21.50	17.00	23.50	7.25	-21	38	-69
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	1.75	0.50	1.75	0.80	-71	250	-54
OCDF	22.50	11.00	22.00	7.10	-51	100	-68

**Taula 3.-** Concentracions de PCDD/Fs en mostres de sòl recollides segons la direcció S en les proximitats de la incineradora de Montcada

<i>Sud</i>	% variació						
	1996	1997	1998	2000	96/97	97/98	98/00
2,3,7,8-TCDD	0.19	0.10	0.15	0.1	-46	45	-31
1,2,3,7,8-PeCDD	0.82	0.50	0.70	0.85	-39	40	21
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1.00	0.90	1.15	1.35	-10	28	17
1,2,3,6,7,8-HxCDD	1.70	1.30	1.85	2.5	-24	42	35
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1.55	1.50	1.45	1.95	-3	-3	34
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	30.00	19.50	38.00	45	-35	95	18
OCDD	110.00	72.50	50.50	145	-34	-30	187
2,3,7,8-TCDF	2.15	0.95	1.10	1.15	-56	16	5
1,2,3,7,8-PeCDF	1.80	0.65	0.95	1.15	-64	46	21
2,3,4,7,8-PeCDF	2.70	1.10	1.40	1.6	-59	27	14
1,2,3,4,7,8-HxCDF	3.30	1.65	2.35	3.25	-50	42	38
1,2,3,6,7,8-HxCDF	2.10	1.55	2.05	3.15	-26	32	54
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.30	0.13	0.15	0.3	-58	20	100
2,3,4,6,7,8-HxCDF	4.25	2.75	4.35	5.6	-35	58	29
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	17.00	12.45	21.50	27.5	-27	73	28
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	1.55	0.70	1.60	2.25	-55	129	41
OCDF	15.00	6.45	20.00	28	-57	210	40

**Taula 4.-** Concentracions de PCDD/Fs en mostres de sòl recollides a 100-250 m de la planta.

<i>100-250 m</i>	% variació						
	1996	1997	1998	2000	96/97	97/98	98/00
2,3,7,8-TCDD	0.07	0.15	0.15	0.09	131	0	-43
1,2,3,7,8-PeCDD	0.45	0.90	1.40	0.70	100	56	-50
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.95	1.85	3.10	1.20	95	68	-61
1,2,3,6,7,8-HxCDD	1.59	2.70	5.15	2.10	70	91	-59
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1.64	3.50	4.80	2.00	113	37	-58
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	360	46.5	85.0	36.00	29	83	-58
OCDD	200.0	150.0	185.0	127.50	-25	23	-31
2,3,7,8-TCDF	1.16	1.25	1.50	1.00	8	20	-33
1,2,3,7,8-PeCDF	0.77	1.00	1.75	0.95	30	75	-46
2,3,4,7,8-PeCDF	1.02	1.50	2.95	1.45	47	97	-51
1,2,3,4,7,8-HxCDF	1.64	2.60	4.80	2.60	59	85	-46
1,2,3,6,7,8-HxCDF	1.60	2.70	4.55	2.75	69	69	-40
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.13	0.25	0.40	0.25	92	60	-38
2,3,4,6,7,8-HxCDF	3.45	5.65	9.50	5.85	64	68	-38
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	16.10	30.50	48.00	25.00	89	57	-48
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	1.54	1.50	2.55	2.40	-2	70	-6
OCDF	24.50	20.00	31.00	24.50	-18	55	-21

**Taula 5.-** Concentracions de PCDD/Fs en mostres de sòl recollides a 500-750 m de la planta.

<b>500-750 m</b>	% variació						
	1996	1997	1998	2000	96/97	97/98	98/00
2,3,7,8-TCDD	0.15	0.10	0.20	0.10	-31	100	-50
1,2,3,7,8-PeCDD	0.54	0.85	1.05	0.50	57	24	-52
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1.25	1.55	1.50	0.55	24	-3	-63
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2.20	2.75	3.00	1.00	25	9	-67
1,2,3,7,8,9-HxCDD	2.00	2.55	2.10	0.90	28	-18	-57
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	60.5	47.0	38.5	13.00	-22	-18	-66
OCDD	200.0	215.0	135.0	63.50	8	-37	-53
2,3,7,8-TCDF	1.50	1.65	2.20	1.20	10	33	-45
1,2,3,7,8-PeCDF	1.20	0.95	1.80	1.00	-21	89	-44
2,3,4,7,8-PeCDF	1.65	1.75	2.85	1.15	6	63	-60
1,2,3,4,7,8-HxCDF	2.40	2.40	4.25	1.45	0	77	-66
1,2,3,6,7,8-HxCDF	2.35	2.25	3.15	1.35	-4	40	-57
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.20	0.20	0.20	0.15	3	0	-25
2,3,4,6,7,8-HxCDF	5.80	4.60	4.15	1.95	-21	-10	-53
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	20.50	23.00	23.00	9.10	12	0	-60
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	2.55	1.20	1.85	0.80	-53	54	-57
OCDF	20.50	15.50	17.50	9.20	-24	13	-47

**Taula 6.-** Concentracions de PCDD/Fs en mostres de sòl recollides a 1000-1500 m de la planta.

<b>1000-1500 m</b>	% variació						
	1996	1997	1998	2000	96/97	97/98	98/00
2,3,7,8-TCDD	0.07	0.08	0.20	0.07	7	167	-68
1,2,3,7,8-PeCDD	0.36	0.45	0.60	0.25	25	33	-58
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.62	0.55	0.95	0.40	-11	73	-58
1,2,3,6,7,8-HxCDD	1.05	1.15	1.65	0.75	10	43	-55
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.93	1.15	1.45	0.75	24	26	-48
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	32.0	21.0	23.5	8.80	-34	12	-63
OCDD	140.0	77.5	53.0	37.00	-45	-32	-30
2,3,7,8-TCDF	1.05	1.10	1.15	0.85	5	5	-26
1,2,3,7,8-PeCDF	0.66	0.60	0.95	0.50	-9	58	-47
2,3,4,7,8-PeCDF	0.91	1.05	1.30	0.80	15	24	-38
1,2,3,4,7,8-HxCDF	1.25	1.50	2.00	0.90	20	33	-55
1,2,3,6,7,8-HxCDF	1.20	1.15	1.80	0.85	-4	57	-53
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.16	0.08	0.13	0.09	-52	73	-31
2,3,4,6,7,8-HxCDF	3.05	1.75	3.45	1.20	-43	97	-65
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	10.25	13.00	18.00	5.85	27	38	-68
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.92	0.25	1.20	0.80	-73	380	-33
OCDF	9.75	6.40	15.60	5.35	-34	144	-66

**Taula 7.-** Concentracions de PCDD/Fs en mostres de sòl recollides a 2000-3000 m de la planta.

<b>2000 - 3000 m</b>	% variació						
	1996	1997	1998	2000	96/97	97/98	98/00
2,3,7,8-TCDD	0.24	0.10	0.20	0.10	-57	100	-53
1,2,3,7,8-PeCDD	0.97	0.40	0.60	0.40	-59	50	-33
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.91	0.35	0.80	0.55	-61	129	-31
1,2,3,6,7,8-HxCDD	1.65	0.65	1.35	0.95	-61	108	-30
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1.50	0.70	1.40	0.85	-53	100	-39
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	24.50	8.45	17.00	12.35	-66	101	-27
OCDD	107.5	34.50	53.00	57.50	-68	54	8
2,3,7,8-TCDF	3.45	0.85	1.60	1.45	-75	88	-9
1,2,3,7,8-PeCDF	2.15	0.55	1.55	1.20	-74	182	-23
2,3,4,7,8-PeCDF	3.50	0.75	1.75	1.15	-79	133	-34
1,2,3,4,7,8-HxCDF	3.40	1.20	2.85	1.65	-65	138	-42
1,2,3,6,7,8-HxCDF	2.00	1.00	2.25	1.30	-50	125	-42
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.21	0.05	0.10	0.09	-76	100	-10
2,3,4,6,7,8-HxCDF	3.55	1.15	3.20	1.35	-68	178	-58
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	17.00	6.75	16.50	7.60	-60	144	-54
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	1.30	0.25	1.10	0.60	-81	340	-45
OCDF	17.00	3.75	17.50	5.80	-78	367	-67

**Annex D: Nivell de dioxines en vegetals**

**Taula 1.-** Concentracions de PCDD/Fs en mostres d'herbes recollides segons la direcció NE en les proximitats de la incineradora de Montcada

<i>Nord-Est</i>	% variació						
	1996	1997	1998	2000	96/97	97/98	98/00
2,3,7,8-TCDD	0.10	0.20	0.05	0.10	100	-75	90
1,2,3,7,8-PeCDD	0.44	0.20	0.15	0.35	-55	-25	133
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.22	0.25	0.20	0.30	14	-20	50
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2.40	0.35	0.30	0.60	-85	-14	100
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1.05	0.35	0.20	0.40	-67	-43	100
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	4.75	2.65	2.70	4.40	-44	2	63
OCDD	13.50	10.50	8.05	11.00	-22	-23	37
2,3,7,8-TCDF	1.20	1.40	0.75	0.75	17	-46	0
1,2,3,7,8-PeCDF	0.92	0.75	0.55	0.55	-18	-27	0
2,3,4,7,8-PeCDF	0.72	0.55	0.45	0.55	-24	-18	22
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.82	0.70	0.55	0.50	-14	-21	-9
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.71	0.65	0.40	0.55	-8	-38	38
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.03	0.05	0.05	0.06	67	0	10
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.96	0.65	0.45	0.55	-32	-31	22
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	2.75	1.85	2.15	2.00	-33	16	-7
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.30	0.30	0.10	0.20	0	-67	100
OCDF	1.40	1.45	2.40	1.90	4	66	-21

**Taula 2.-** Concentracions de PCDD/Fs en mostres d'herbes recollides segons la direcció NO en les proximitats de la incineradora de Montcada

<i>Nord-Oest</i>	% variació						
	1996	1997	1998	2000	96/97	97/98	98/00
2,3,7,8-TCDD	0.10	0.10	0.05	0.06	0	-50	10
1,2,3,7,8-PeCDD	0.48	0.25	0.20	0.20	-48	-20	0
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.34	0.35	0.20	0.10	4	-43	-50
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2.00	0.55	0.40	0.30	-73	-27	-25
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1.02	0.45	0.30	0.20	-56	-33	-33
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	5.85	3.30	2.30	2.85	-44	-30	24
OCDD	11.50	11.00	5.40	6.90	-4	-51	28
2,3,7,8-TCDF	1.50	1.60	1.10	0.65	7	-31	-41
1,2,3,7,8-PeCDF	1.30	0.60	0.80	0.45	-54	33	-44
2,3,4,7,8-PeCDF	1.02	0.85	0.60	0.35	-17	-29	-42
1,2,3,4,7,8-HxCDF	1.10	0.75	0.80	0.30	-32	7	-63
1,2,3,6,7,8-HxCDF	1.20	0.70	0.70	0.30	-42	0	-57
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.03	0.05	0.05	0.03	67	0	-50
2,3,4,6,7,8-HxCDF	1.65	0.95	0.80	0.30	-42	-16	-63
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	5.40	2.80	2.50	1.35	-48	-11	-46
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.41	0.30	0.20	0.15	-26	-33	-25
OCDF	2.70	1.20	3.00	1.55	-56	150	-48

**Taula 3.-** Concentracions de PCDD/Fs en mostres d'herbes recollides segons la direcció S en les proximitats de la incineradora de Montcada

<i>Sud</i>					% variació		
	1996	1997	1998	2000	96/97	97/98	98/00
2,3,7,8-TCDD	0.10	0.05	0.05	0.03	-47	0	-50
1,2,3,7,8-PeCDD	0.42	0.40	0.10	0.20	-5	-75	100
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.30	0.40	0.20	0.10	36	-50	-50
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2.55	0.60	0.35	0.30	-76	-42	-14
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1.15	0.70	0.20	0.20	-39	-71	0
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	5.60	4.20	2.40	2.75	-25	-43	15
OCDD	13.00	14.00	7.40	7.00	8	-47	-5
2,3,7,8-TCDF	1.30	1.30	0.80	0.50	0	-38	-38
1,2,3,7,8-PeCDF	0.89	0.70	0.50	0.40	-21	-29	-20
2,3,4,7,8-PeCDF	0.98	0.80	0.65	0.40	-18	-19	-38
1,2,3,4,7,8-HxCDF	1.04	1.00	0.90	0.40	-3	-10	-56
1,2,3,6,7,8-HxCDF	1.10	0.80	0.65	0.40	-27	-19	-38
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.05	0.05	0.05	0.03	0	0	-50
2,3,4,6,7,8-HxCDF	1.35	1.40	0.60	0.40	4	-57	-33
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	4.35	4.20	2.25	1.40	-3	-46	-38
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.41	0.30	0.10	0.10	-26	-67	0
OCDF	2.35	2.10	0.50	1.15	-11	-76	130

**Taula 4.-** Concentracions de PCDD/Fs en mostres d'herbes recollides a 100-250 m de la planta.

<i>100-250 m</i>					% variació		
	1996	1997	1998	2000	96/97	97/98	98/00
2,3,7,8-TCDD	0.10	0.10	0.05	0.04	5	-50	-15
1,2,3,7,8-PeCDD	0.45	0.40	0.20	0.20	-11	-50	0
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.36	0.40	0.20	0.20	11	-50	0
1,2,3,6,7,8-HxCDD	3.35	0.70	0.40	0.40	-79	-43	0
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1.35	0.60	0.30	0.35	-56	-50	17
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	6.65	5.30	2.80	4.60	-20	-47	64
OCDD	16.00	17.00	9.00	11.25	6	-47	25
2,3,7,8-TCDF	1.20	1.40	0.80	0.65	17	-43	-19
1,2,3,7,8-PeCDF	0.98	0.70	0.70	0.40	-28	0	-43
2,3,4,7,8-PeCDF	0.97	0.70	0.70	0.50	-28	0	-29
1,2,3,4,7,8-HxCDF	1.15	0.80	0.90	0.45	-30	13	-50
1,2,3,6,7,8-HxCDF	1.25	0.90	0.70	0.45	-28	-22	-36
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.10	0.05	0.05	0.04	-47	0	-25
2,3,4,6,7,8-HxCDF	1.95	1.40	0.90	0.60	-28	-36	-33
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	6.80	3.80	2.70	2.60	-44	-29	-4
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.47	0.30	0.30	0.40	-36	0	33
OCDF	3.95	3.30	1.30	2.75	-16	-61	112

**Taula 5.-** Concentracions de PCDD/Fs en mostres d'herbes recollides a 500-750 m de la planta.

<b>500-750 m</b>					% variació		
	1996	1997	1998	2000	96/97	97/98	98/00
2,3,7,8-TCDD	0.12	0.10	0.05	0.05	-13	-50	-5
1,2,3,7,8-PeCDD	0.44	0.25	0.15	0.20	-43	-40	33
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.30	0.30	0.20	0.10	2	-33	-50
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2.40	0.50	0.30	0.30	-79	-40	0
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1.07	0.50	0.30	0.20	-53	-40	-33
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	5.30	3.50	2.75	2.80	-34	-21	2
OCDD	13.50	12.00	7.00	8.00	-11	-42	14
2,3,7,8-TCDF	1.25	1.20	1.00	0.40	-4	-17	-60
1,2,3,7,8-PeCDF	1.06	0.60	0.80	0.40	-43	33	-50
2,3,4,7,8-PeCDF	0.84	0.70	0.60	0.35	-16	-14	-42
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.89	0.70	0.75	0.30	-21	7	-60
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.85	0.75	0.65	0.30	-11	-13	-54
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.03	0.05	0.05	0.03	67	0	-50
2,3,4,6,7,8-HxCDF	1.20	1.00	0.85	0.30	-17	-15	-65
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	3.50	2.90	2.70	1.30	-17	-7	-52
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.35	0.30	0.25	0.10	-14	-17	-60
OCDF	1.60	1.00	2.50	1.50	-38	150	-40

**Taula 6.-** Concentracions de PCDD/Fs en mostres d'herbes recollides a 1000-1500 m de la planta.

<b>1000-1500 m</b>					% variació		
	1996	1997	1998	2000	96/97	97/98	98/00
2,3,7,8-TCDD	0.10	0.10	0.05	0.07	0	-50	40
1,2,3,7,8-PeCDD	0.39	0.25	0.15	0.25	-36	-40	67
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.28	0.30	0.20	0.15	7	-33	-25
1,2,3,6,7,8-HxCDD	1.85	0.45	0.30	0.40	-76	-33	33
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.85	0.45	0.20	0.25	-47	-56	25
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	4.40	3.05	1.85	3.10	-31	-39	68
OCDD	13.50	11.50	5.60	7.40	-15	-51	32
2,3,7,8-TCDF	1.50	1.70	0.80	0.80	13	-53	0
1,2,3,7,8-PeCDF	1.20	0.65	0.50	0.50	-46	-23	0
2,3,4,7,8-PeCDF	1.13	0.70	0.55	0.50	-38	-21	-9
1,2,3,4,7,8-HxCDF	1.09	0.70	0.60	0.45	-35	-14	-25
1,2,3,6,7,8-HxCDF	1.10	0.65	0.60	0.40	-41	-8	-33
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.03	0.05	0.05	0.03	67	0	-50
2,3,4,6,7,8-HxCDF	1.40	0.95	0.55	0.40	-32	-42	-27
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	4.65	2.55	1.85	1.65	-45	-27	-11
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.22	0.30	0.15	0.15	40	-50	0
OCDF	2.20	1.45	1.25	1.25	-34	-14	0

**Taula 7.-** Concentracions de PCDD/Fs en mostres d'herbes recollides a 2000-3000 m de la planta.

<b>2000 - 3000 m</b>	% variació						
	1996	1997	1998	2000	96/97	97/98	98/00
2,3,7,8-TCDD	0.08	0.15	0.05	0.04	88	-67	-25
1,2,3,7,8-PeCDD	0.42	0.25	0.10	0.20	-40	-60	100
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.23	0.25	0.08	0.10	11	-70	33
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2.60	0.40	0.25	0.35	-85	-38	40
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1.05	0.55	0.20	0.25	-48	-64	25
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	4.15	2.15	2.20	3.35	-48	2	52
OCDD	8.75	8.20	6.75	9.75	-6	-18	44
2,3,7,8-TCDF	1.40	1.55	0.75	0.70	11	-52	-7
1,2,3,7,8-PeCDF	0.93	0.80	0.55	0.45	-14	-31	-18
2,3,4,7,8-PeCDF	0.86	0.80	0.50	0.45	-6	-38	-10
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.85	0.85	0.35	0.40	1	-59	14
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.64	0.75	0.30	0.40	18	-60	33
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.03	0.08	0.05	0.03	150	-33	-50
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.88	0.70	0.35	0.35	-20	-50	0
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	2.65	2.20	1.15	1.40	-17	-48	22
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.33	0.25	0.10	0.10	-25	-60	0
OCDF	1.35	1.20	2.60	1.10	-11	117	-58

**Annex E: Nivell de metalls pesants en sòl**

**Taula 1.-** Concentració mediana de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en mostres de sòls recollits en els voltants de la incineradora de Montcada.

	1996	1997	1998	2000	%	%	%
					96-97	97-98	98-00
As	7.62	8.43	9.97	9.62	11	18	-4
Be	0.47	0.63	0.75	0.71	34 <sup>2</sup>	19 <sup>1</sup>	-5
Cd	0.31	0.32	0.42	0.36	3	30	-14
Cr	14.40	18.07	22.69	20.17	26	26 <sup>1</sup>	-11
Hg	0.02	0.07	0.07	-	188 <sup>1</sup>	-4	-
Mn	395.93	434.34	472.74	412.90	10	9	-13
Ni	11.80	14.86	7.05	19.55	26	-53 <sup>3</sup>	177 <sup>3</sup>
Pb	38.19	34.90	50.89	32.78	-9	46	-36
Sn	0.45	0.25	0.10	0.14	-43	-62 <sup>1</sup>	41
Tl	0.12	0.12	0.13	0.15	6	7	15
V	22.99	24.24	23.24	25.89	5	-4	11
Zn	70.65	81.20	111.69	79.67	15	38	-29

<sup>1</sup>  $p < 0.05$ , <sup>2</sup>  $p < 0.01$ , <sup>3</sup>  $p < 0.001$ .

**Taula 2.-** Concentració mediana de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en sòls recollits a la direcció nord-est.

<b>NE</b>	1996	1997	1998	2000	%	%	%
					96-97	97-98	98-00
As	7.90	7.75	7.45	10.19	-2	-4	37
Be	0.52	0.57	0.61	0.70	11	6	15
Cd	0.30	0.20	0.35	0.31	-32	72 <sup>1</sup>	-12
Cr	13.47	12.67	21.10	19.79	-6	67 <sup>1</sup>	-6
Hg	0.03	0.10	0.10	-	200	2	-
Mn	390.65	370.49	431.70	376.69	-5	17	-13
Ni	10.28	12.18	6.02	19.84	18	-51 <sup>2</sup>	230 <sup>3</sup>
Pb	40.02	22.24	51.30	29.00	-44	131	-43
Sn	0.24	0.18	0.18	0.10	-24	1	-48
Tl	0.13	0.11	0.12	0.14	-13	8	13
V	24.08	19.88	20.17	24.32	-17	1	21
Zn	63.94	58.83	85.90	71.33	-8	46	-17

<sup>1</sup>  $p < 0.05$ , <sup>2</sup>  $p < 0.01$ , <sup>3</sup>  $p < 0.001$ .

**Taula 15.3.-** Concentració mediana de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en sòls recollits a la direcció **nord-oest**.

NO	1996	1997	1998	2000	%		
					96-97	97-98	98-00
As	7.18	9.30	9.81	8.66	30 <sup>1</sup>	5	-12
Be	0.45	0.75	0.79	0.60	68 <sup>2</sup>	5	-24
Cd	0.29	0.29	0.30	0.29	0	3	-3
Cr	13.84	18.07	19.45	14.43	31	8	-26
Hg	0.04	0.05	0.07	-	23	40	-
Mn	392.27	441.70	443.63	411.29	13	0	-7
Ni	8.29	16.31	6.48	17.37	97 <sup>2</sup>	-60 <sup>3</sup>	168 <sup>3</sup>
Pb	35.65	36.34	35.41	25.24	2	-3	-29
Sn	0.55	0.43	0.07	0.21	-21	-83	193
Tl	0.11	0.13	0.13	0.12	23 <sup>1</sup>	4	-10
V	20.61	25.34	21.16	24.97	23	-17	18
Zn	71.93	71.29	62.95	67.45	-1	-12	7

<sup>1</sup>  $p < 0.05$ , <sup>2</sup>  $p < 0.01$ , <sup>3</sup>  $p < 0.001$ .

**Taula 15.4.-** Concentració mediana de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en sòls recollits a la direcció **sud**.

S	1996	1997	1998	2000	%		
					96-97	97-98	98-00
As	10.31	12.47	17.02	16.90	21	36	-1
Be	0.40	0.56	0.82	0.84	41 <sup>1</sup>	48 <sup>2</sup>	2
Cd	0.39	0.54	0.74	0.84	40	37	13
Cr	21.09	21.85	29.73	36.44	4	36 <sup>1</sup>	23
Hg	0.02	0.07	0.05	-	300	-27	-
Mn	400.24	467.89	592.97	521.34	17	27 <sup>1</sup>	-12
Ni	16.81	24.72	11.40	32.51	47	-54 <sup>2</sup>	185 <sup>3</sup>
Pb	41.58	48.75	51.14	58.02	17	5	13
Sn	0.45	0.63	0.12	0.15	41	-82 <sup>1</sup>	34
Tl	0.11	0.12	0.14	0.17	11	23	17
V	26.77	30.31	29.70	40.22	13	-2	35
Zn	110.20	107.67	160.69	192.27	-2	49	20

<sup>1</sup>  $p < 0.05$ , <sup>2</sup>  $p < 0.01$ , <sup>3</sup>  $p < 0.001$ .

**Taula 5.-** Concentració mediana de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en mostres de sòls recollits a **100-250 m** de la incineradora.

	<b>100-250 m</b>				%	%	%
	1996	1997	1998	2000	96/97	97-98	98-00
As	6.06	8.38	8.60	8.47	38	3	-1
Be	0.38	0.54	0.63	0.53	45 <sup>1</sup>	16	-16
Cd	0.38	0.37	0.53	0.55	-1	43	5
Cr	13.94	18.79	21.10	19.47	35	12	-8
Hg	0.04	0.07	0.07	-	53	10	-
Mn	286.19	400.42	465.04	386.08	40	16	-17
Ni	12.20	12.35	5.46	17.49	1	-56	220 <sup>1</sup>
Pb	18.35	68.92	74.18	35.34	276	8	-52
Sn	0.86	0.47	0.22	0.40	-45	-54	84
Tl	0.10	0.13	0.13	0.15	34	1	19
V	19.15	25.10	21.24	29.50	31	-15	39
Zn	69.10	91.27	130.65	80.45	32	43	-38

<sup>1</sup>  $p < 0.05$ .**Taula 6.-** Concentració mediana de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en mostres de sòls recollits a **500-750 m** de la incineradora.

	<b>500-750 m</b>				%	%	%
	1996	1997	1998	2000	96-97	97-98	98-00
As	7.35	8.54	10.81	8.70	16	26	-19
Be	0.49	0.61	0.72	0.61	27	16 <sup>1</sup>	-14
Cd	0.31	0.33	0.42	0.31	6	26	-26
Cr	15.79	18.12	29.16	20.25	15	61 <sup>1</sup>	-31
Hg	0.02	0.13	0.19	-	681	48	-
Mn	390.65	445.74	554.52	386.14	14	24	-30
Ni	11.80	17.60	7.37	16.77	49 <sup>1</sup>	-58 <sup>2</sup>	127 <sup>2</sup>
Pb	56.69	48.76	64.23	24.97	-14	32	-61
Sn	0.46	0.37	0.26	0.16	-18	-30	-40
Tl	0.13	0.13	0.17	0.14	0	28	-17
V	29.18	21.98	30.97	25.31	-25	41	-18
Zn	66.39	79.77	117.10	84.05	20	47	-28

<sup>1</sup>  $p < 0.05$ , <sup>2</sup>  $p < 0.01$ .

**Taula 7.-** Concentració mediana de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en mostres de sòls recollits a **1000-1500 m** de la incineradora.

	<b>1000-1500 m</b>				%	%	%
	1996	1997	1998	2000	96-97	97-98	98-00
As	9.06	11.03	10.23	12.73	22	-7	24
Be	0.49	0.65	0.82	0.79	35	26	-5
Cd	0.30	0.30	0.27	0.34	-1	-10	27
Cr	16.78	17.49	19.29	20.84	4	10	8
Hg	0.01	0.07	0.06	-	366	-16	-
Mn	499.21	447.48	471.68	482.48	-10	5	2
Ni	12.14	16.03	7.05	21.13	32	-56	200 <sup>2</sup>
Pb	31.53	32.30	34.57	35.26	2	7	2
Sn	0.42	0.13	0.05	0.08	-68	-60 <sup>1</sup>	45
Tl	0.12	0.11	0.13	0.15	-10	17	20
V	23.83	24.82	22.95	27.38	4	-8	19
Zn	75.53	71.29	67.77	78.19	-6	-5	15

<sup>1</sup>  $p < 0.05$ , <sup>2</sup>  $p < 0.01$ .

**Taula 8.-** Concentració mediana de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en mostres de sòls recollits a **2000-3000 m** de la incineradora.

	<b>2000-3000 m</b>				%	%	%
	1996	1997	1998	2000	96-97	97-98	98-00
As	10.01	7.67	9.81	16.56	-23	28	69
Be	0.54	0.68	0.73	0.81	25	9	11
Cd	0.38	0.25	0.60	0.50	-33	139	-17
Cr	12.24	14.28	20.17	28.48	17	41	41
Hg	0.07	0.05	0.05	-	-27	-2	-
Mn	401.07	454.59	442.77	451.30	13	-3	2
Ni	6.92	12.93	7.45	24.76	87	-42	233 <sup>1</sup>
Pb	56.60	30.98	36.55	48.84	-45	18	34
Sn	0.35	0.34	0.06	0.09	-3	-83	53
Tl	0.12	0.11	0.09	0.14	-8	-18	52
V	24.08	22.62	21.04	32.11	-6	-7	53
Zn	85.00	66.35	124.17	72.73	-22	87	-41

<sup>1</sup>  $p < 0.01$ .

**Annex F: Nivell de metalls pesants en vegetals**

**Taula 1.-** Concentració mediana de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en mostres d'herbes recollides als voltants de la incineradora de Montcada.

					%	%	%
	1996	1997	1998	2000	96-97	97-98	98-00
As	0.14	0.19	0.15	0.19	40	-20	24
Cd	0.11	0.08	0.11	0.09	-29	42	-15
Cr	0.59	0.09	0.57	0.76	-84 <sup>2</sup>	510 <sup>3</sup>	32 <sup>1</sup>
Hg	0.05	0.12	0.17	0.06	143 <sup>3</sup>	34 <sup>1</sup>	-61 <sup>3</sup>
Mn	49.20	53.72	51.73	47.39	9	-4	-8
Ni	1.29	1.27	0.70	0.98	-2	-45 <sup>3</sup>	39 <sup>3</sup>
Pb	3.68	3.34	2.23	2.00	-9	-33 <sup>1</sup>	-10
Sn	0.82	0.68	0.17	0.17	-16	-75 <sup>2</sup>	0
V	0.73	0.06	1.01	0.54	-92 <sup>2</sup>	1647 <sup>3</sup>	-47 <sup>3</sup>
Zn	35.71	30.59	36.87	41.39	-14	21	12

<sup>1</sup>  $p < 0.05$ , <sup>2</sup>  $p < 0.01$ , <sup>3</sup>  $p < 0.001$ .**Taula 2.-** Concentració mediana de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en herbes recollides en la direcció *nord-est*.

<b>Nord-Est</b>					%	%	%
	1996	1997	1998	2000	96-97	97-98	98-00
As	0.17	0.24	0.18	0.23	38	-26	28
Cd	0.05	0.09	0.15	0.08	92	73	-45
Cr	0.56	0.11	0.51	1.02	-80 <sup>3</sup>	350 <sup>3</sup>	100
Hg	0.07	0.10	0.21	0.07	32 <sup>1</sup>	119 <sup>2</sup>	-68 <sup>2</sup>
Mn	51.45	50.66	53.28	50.73	-2	5	-5
Ni	1.17	1.50	0.30	1.15	29	-80 <sup>3</sup>	288 <sup>3</sup>
Pb	4.39	3.15	2.21	2.34	-28	-30	6
Sn	0.59	0.57	0.19	0.16	-4	-68 <sup>2</sup>	-13
V	0.89	0.06	1.23	0.62	-93 <sup>3</sup>	1829 <sup>3</sup>	-49 <sup>1</sup>
Zn	38.15	34.13	36.77	44.01	-11	8	20

<sup>1</sup>  $p < 0.05$ , <sup>2</sup>  $p < 0.01$ , <sup>3</sup>  $p < 0.001$ .**Taula 3.-** Concentració mediana de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en herbes recollides en la direcció *nord-oest*.

<b>Nord-oest</b>					%	%	%
	1996	1997	1998	2000	96-97	97-98	98-00
As	0.10	0.13	0.11	0.07	32	-16	-33
Cd	0.08	0.06	0.04	0.04	-27	-19	0
Cr	0.55	0.09	0.34	0.41	-83 <sup>3</sup>	269 <sup>3</sup>	20
Hg	0.06	0.14	0.14	0.06	133 <sup>2</sup>	-3	-58 <sup>2</sup>
Mn	49.11	48.57	53.06	40.48	-1	9	-24
Ni	1.62	1.21	0.36	0.65	-25	-70 <sup>2</sup>	80 <sup>1</sup>
Pb	3.68	3.33	2.31	1.42	-9	-31	-39
Sn	1.03	0.55	0.13	0.19	-47	-76 <sup>3</sup>	43
V	0.68	0.05	0.84	0.39	-93 <sup>3</sup>	1685 <sup>3</sup>	-54 <sup>3</sup>
Zn	37.24	22.01	32.58	40.35	-41	48	24

<sup>1</sup>  $p < 0.05$ , <sup>2</sup>  $p < 0.01$ , <sup>3</sup>  $p < 0.001$ .

**Taula 4.-** Concentració mediana de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en herbes recollides en la direcció *sud*.

	<b>Sud</b>				%		
	1996	1997	1998	2000	96-97	97-98	98-00
As	0.12	0.23	0.12	0.18	95	-50	56
Cd	0.09	0.07	0.08	0.07	-16	10	-4
Cr	0.43	0.07	0.53	0.73	-83 <sup>2</sup>	620 <sup>2</sup>	38
Hg	0.02	0.12	0.12	0.07	508 <sup>3</sup>	2	-40 <sup>2</sup>
Mn	47.23	56.56	55.89	49.66	20	-1	-11
Ni	0.91	0.63	0.58	0.76	-31	-7	30
Pb	1.95	3.36	2.24	2.04	73	-33 <sup>2</sup>	-9
Sn	0.58	0.77	0.12	0.16	35	-84 <sup>3</sup>	33
V	0.53	0.05	0.94	0.62	-90 <sup>3</sup>	1698 <sup>3</sup>	-35
Zn	30.52	29.09	35.22	37.90	-5	21	8

<sup>1</sup>  $p < 0.05$ , <sup>2</sup>  $p < 0.01$ , <sup>3</sup>  $p < 0.001$ .

**Taula 5.-** Concentració mediana de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en mostres de d'herbes recollides a **100-250 m** de la incineradora.

	<b>100-250 m</b>				%		
	1996	1997	1998	2000	96-97	97-98	98-00
As	0.09	0.14	0.13	0.15	61	-6	20
Cd	0.07	0.05	0.16	0.08	-34	258	-53
Cr	0.51	0.10	0.40	0.57	-80 <sup>2</sup>	292 <sup>2</sup>	44
Hg	0.06	0.14	0.15	0.05	138 <sup>2</sup>	1	-64
Mn	52.22	52.36	48.61	33.47	0	-7	-31
Ni	1.05	0.80	0.32	0.85	-23	-60 <sup>2</sup>	167 <sup>2</sup>
Pb	3.13	2.86	2.72	1.75	-9	-5	-36 <sup>2</sup>
Sn	0.93	0.93	0.13	0.18	0	-86 <sup>2</sup>	36
V	0.63	0.04	0.94	0.37	-93 <sup>2</sup>	2139 <sup>2</sup>	-60 <sup>2</sup>
Zn	43.99	32.71	43.64	38.27	-26	33	-12

<sup>1</sup>  $p < 0.05$ , <sup>2</sup>  $p < 0.01$ , <sup>3</sup>  $p < 0.001$ .

**Taula 6.-** Concentració mediana de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en mostres de d'herbes recollides a **500-750 m** de la incineradora.

	<b>500-750 m</b>				%		
	1996	1997	1998	2000	96-97	97-98	98-00
As	0.11	0.14	0.12	0.14	37	-16	17
Cd	0.07	0.06	0.06	0.04	-3	-5	-27
Cr	0.59	0.08	0.47	0.60	-86 <sup>2</sup>	486 <sup>1</sup>	30
Hg	0.02	0.12	0.18	0.07	513 <sup>2</sup>	47	-60 <sup>2</sup>
Mn	42.60	50.26	37.63	50.35	18	-25	34
Ni	0.99	1.03	0.58	0.72	4	-43	23
Pb	3.71	3.42	1.84	1.45	-8	-46 <sup>1</sup>	-21
Sn	0.68	0.62	0.13	0.15	-9	-80 <sup>1</sup>	17
V	0.72	0.05	0.93	0.40	-93 <sup>2</sup>	1791 <sup>1</sup>	-57 <sup>1</sup>
Zn	32.86	35.38	33.28	40.81	8	-6	23

<sup>1</sup>  $p < 0.05$ , <sup>2</sup>  $p < 0.01$ .

**Taula 7.-** Concentració mediana de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en mostres de d'herbes recollides a **1000-1500 m** de la incineradora.

	1000-1500 m				%	%	%
	1996	1997	1998	2000	96-97	97-98	98-00
As	0.16	0.13	0.17	0.21	-19	34	26
Cd	0.05	0.07	0.05	0.06	63	-30	21
Cr	0.88	0.06	0.55	0.88	-93 <sup>2</sup>	803 <sup>2</sup>	60
Hg	0.06	0.10	0.15	0.08	73	61	-48
Mn	42.28	48.57	58.96	52.59	15	21	-11
Ni	1.79	0.66	0.49	0.81	-63 <sup>2</sup>	-26	65
Pb	4.21	2.97	2.24	2.03	-29	-25	-9
Sn	0.84	0.53	0.27	0.13	-37	-49 <sup>1</sup>	-53
V	1.02	0.06	1.07	0.54	-95 <sup>2</sup>	1840 <sup>2</sup>	-49 <sup>2</sup>
Zn	34.13	22.41	30.08	38.17	-34	34	27

<sup>1</sup>  $p < 0.05$ , <sup>2</sup>  $p < 0.01$ .**Taula 8.-** Concentració mediana de metalls pesants ( $\mu\text{g/g}$ ) en mostres de d'herbes recollides a **2000-3000 m** de la incineradora.

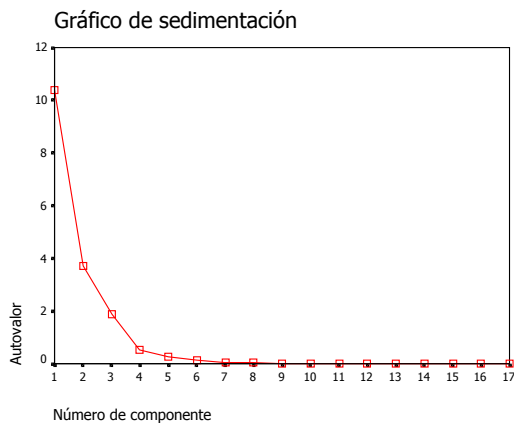
	2000-3000 m				%	%	%
	1996	1997	1998	2000	96-97	97-98	98-00
As	0.10	0.26	0.14	0.17	155 <sup>2</sup>	-46 <sup>2</sup>	26
Cd	0.07	0.06	0.04	0.07	-15	-20	62
Cr	0.45	0.11	0.28	0.87	-75 <sup>1</sup>	151 <sup>2</sup>	209
Hg	0.07	0.11	0.13	0.06	65	25 <sup>1</sup>	-53 <sup>2</sup>
Mn	48.68	63.53	57.46	47.38	30	-10	-18
Ni	0.85	1.10	0.36	1.22	30	-68 <sup>2</sup>	240 <sup>2</sup>
Pb	1.98	3.14	1.63	2.07	59	-48 <sup>1</sup>	27
Sn	0.15	0.66	0.08	0.14	339 <sup>2</sup>	-88 <sup>2</sup>	77
V	0.56	0.07	0.76	0.64	-88 <sup>2</sup>	1024 <sup>2</sup>	-16
Zn	29.51	28.67	40.43	43.04	-3	41	6

<sup>1</sup>  $p < 0.05$ , <sup>2</sup>  $p < 0.01$ .

Annex G: Anàlisi de Components Principals

### 1.- Anàlisi de components principals (ACP) per als nivells de PCDD/Fs en sòls

Componente	Total	Autovalores iniciales			Sumas de las saturaciones		
		% de la varianza	% acumulado	Total I	% de la varianza	% acumulado	
1	10.40	61.16	61.16	10.40	61.16	61.16	
2	3.69	21.73	82.88	3.69	21.73	82.88	
3	1.86	10.94	93.82	1.86	10.94	93.82	
4	0.53	3.09	96.92				
5	0.27	1.59	98.51				
6	0.14	0.85	99.35				
7	0.03	0.18	99.54				
8	0.02	0.14	99.68				
9	0.02	0.12	99.81				
10	0.01	0.07	99.87				
11	0.01	0.05	99.92				
12	0.01	0.03	99.95				
13	0.00	0.02	99.97				
14	0.00	0.02	99.99				
15	0.00	0.01	100.00				
16	0.00	0.00	100.00				
17	0.00	0.00	100.00				



#### Matriz de transformación de las componentes

Componente	1	2	3
1	.856	.379	.353
2	-.209	.876	-.435
3	-.474	.298	.829

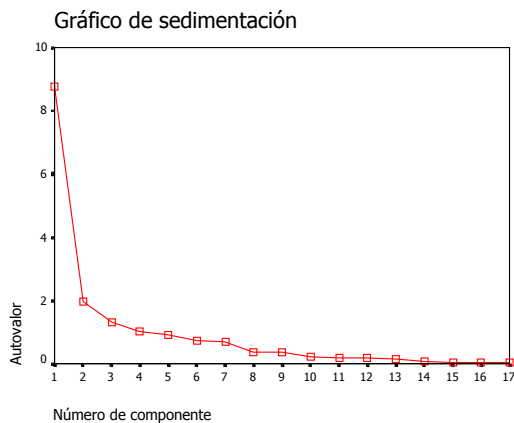
Método de extracción: Análisis de componentes principales.

Método de rotación: Normalización Varimax con Kaiser.



**2.- Anàlisi de components principals (ACP) per als nivells de PCDD/Fs en herbes.**

Componente	Total	Autovalores iniciales		Sumas de las saturaciones		
		% de la varianza	% acumulado	Total I	% de la varianza	% acumulado
1	8.76	51.56	51.56	8.76	51.56	51.56
2	1.97	11.59	63.14	1.97	11.59	63.14
3	1.30	7.64	70.78	1.30	7.64	70.78
4	1.01	5.95	76.74	1.01	5.95	76.74
5	0.93	5.44	82.18			
6	0.73	4.27	86.45			
7	0.68	3.98	90.42			
8	0.38	2.23	92.65			
9	0.35	2.06	94.70			
10	0.23	1.33	96.04			
11	0.20	1.15	97.18			
12	0.17	1.03	98.21			
13	0.14	0.80	99.01			
14	0.06	0.36	99.37			
15	0.05	0.32	99.69			
16	0.03	0.19	99.87			
17	0.02	0.13	100.00			



**Matriz de transformación de las componentes**

Componente	1	2	3	4
1	.700	.527	.472	.099
2	-.023	.057	-.233	.970
3	.314	-.832	.429	.160
4	-.641	.165	.734	.151

Método de extracción: Anàlisi de components principals.

Método de rotación: Normalización Varimax con Kaiser.

**Matriz de componentes rotados<sup>a</sup>**

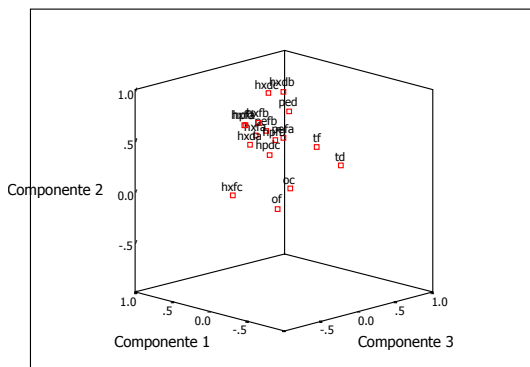
	Componente			
	1	2	3	4
TD	.120	5.469E-02	.886	2.761E-02
PED	.422	.616	.491	9.495E-02
HXDA	.723	.265	.269	.182
HXDB	.156	.924	.141	1.143E-02
HXDC	.377	.856	.167	4.214E-02
HPDC	.141	.336	-5.131E-02	.845
OC	-.107	4.487E-02	-2.443E-02	.885
TF	.362	.206	.804	-3.082E-02
PEFA	.519	.322	.508	-1.102E-02
PEFB	.689	.379	.451	-4.104E-02
HXFA	.722	.340	.348	-2.283E-02
HXFB	.746	.457	.401	2.341E-02
HXFC	.665	-.167	-3.077E-02	5.009E-02
HXFD	.784	.454	.243	7.133E-02
HPFA	.760	.460	.238	.132
HPFB	.551	.310	.427	9.554E-02
OF	.178	-.233	9.519E-02	.646

Método de extracción: Análisis de componentes principales.

Método de rotación: Normalización Varimax con Kaiser.

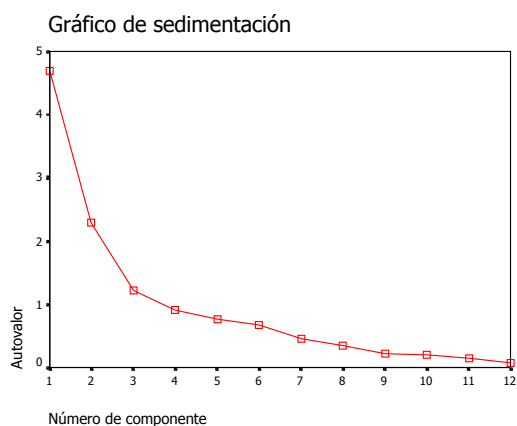
a. La rotación ha convergido en 7 iteraciones.

Gráfico de componentes en espacio rotado



### 3.- Anàlisi de components principals (ACP) per als nivells de metalls pesants en sòls

Component Total e	Autovalores iniciales			Sumas de las saturaciones		
	% de la varianza	% acumulado	%	Total I	% de la varianza	% acumulado
1	4.73	39.42	39.42	4.73	39.42	39.42
2	2.11	17.55	56.97	2.11	17.55	56.97
3	1.28	10.69	67.66	1.28	10.69	67.66
4	1.06	8.87	76.53	1.06	8.87	76.53
5	0.64	5.30	81.83			
6	0.57	4.73	86.56			
7	0.47	3.95	90.51			
8	0.39	3.23	93.74			
9	0.35	2.89	96.63			
10	0.22	1.82	98.44			
11	0.14	1.15	99.59			
12	0.05	0.41	100.00			



#### Matriz de transformación de las componentes

Componente	1	2	3	4
1	.781	.528	.252	.218
2	.058	-.586	.698	.407
3	-.539	.567	.606	-.145
4	-.311	.235	-.287	.875

Método de extracción: Análisis de componentes principales.

Método de rotación: Normalización Varimax con Kaiser.

**Matriz de componentes rotados<sup>a</sup>**

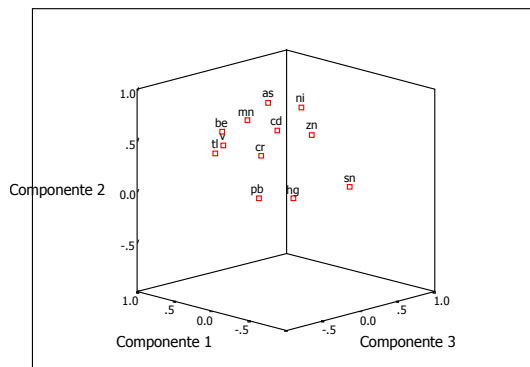
	Componente			
	1	2	3	4
AS	.150	.853	-9.132E-02	7.982E-02
BE	.453	.571	-.412	.127
CD	.634	.376	.518	.115
CR	.533	.198	.205	.609
HG	-3.834E-02	-8.796E-02	6.354E-02	.924
MN	.509	.595	-1.138E-02	-8.215E-02
NI	-5.396E-03	.781	.204	-8.031E-02
PB	.651	-.253	.285	.229
SN	1.496E-03	-.132	.868	3.678E-02
TL	.915	.198	-3.633E-02	1.539E-02
V	.894	.265	5.638E-02	5.144E-03
ZN	.362	.345	.715	.298

Método de extracción: Análisis de componentes principales.

Método de rotación: Normalización Varimax con Kaiser.

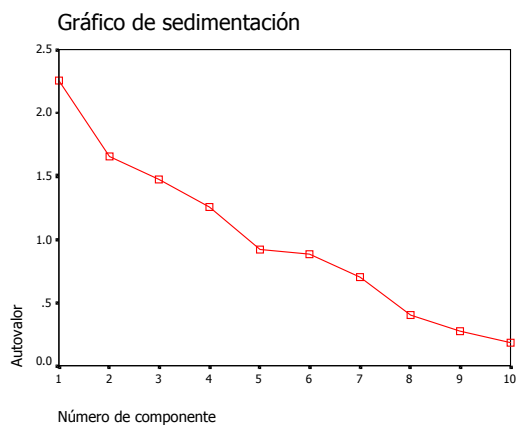
a. La rotación ha convergido en 6 iteraciones.

Gráfico de componentes en espacio rotado



#### 4.- Anàlisi components principals per als nivells de metalls pesants en vegetals

Componente	Autovalores iniciales			Sumas de las saturaciones		
	Total	% de la varianza	% acumulado	Total I	% de la varianza	% acumulado
1	2.25	22.51	22.51	2.25	22.51	22.51
2	1.66	16.58	39.10	1.66	16.58	39.10
3	1.48	14.76	53.86	1.48	14.76	53.86
4	1.25	12.51	66.37	1.25	12.51	66.37
5	0.92	9.21	75.58			
6	0.88	8.84	84.42			
7	0.70	6.99	91.41			
8	0.40	3.99	95.40			
9	0.27	2.74	98.14			
10	0.19	1.86	100.00			



#### Matriz de transformación de las componentes

Componente	1	2	3	4
1	.616	.522	.262	.528
2	-.343	-.161	.920	.103
3	-.247	.792	.108	-.548
4	.665	-.272	.272	-.641

Método de extracción: Anàlisi de components principals.

Método de rotación: Normalización Varimax con Kaiser.

**Matriz de componentes rotados<sup>a</sup>**

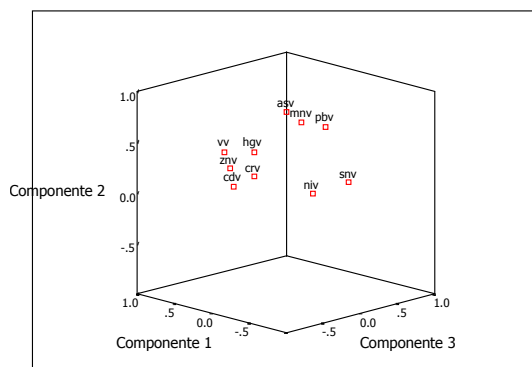
	Componente			
	1	2	3	4
ASV	8.667E-02	.757	9.542E-02	.141
CDV	.862	-.130	.155	-5.315E-02
CRV	.245	.143	-.187	.883
HGV	.212	.401	-.216	-.280
MNV	-.159	.716	5.499E-02	-3.037E-02
NIV	-3.231E-02	-6.786E-02	.325	.781
PBV	.206	.472	.742	1.635E-02
SNV	1.642E-02	-6.909E-02	.861	.120
VV	.441	.389	-.387	.270
ZNV	.757	9.303E-02	-6.455E-04	.151

Método de extracción: Análisis de componentes principales.

Método de rotación: Normalización Varimax con Kaiser.

a. La rotación ha convergido en 8 iteraciones.

Gráfico de componentes en espacio rotado



Annex H: Distribució probabilística de les variables

**Distribució probabilística de les variables****Taula 1.-** Distribució de les variables per a l'avaluació d'exposició

Paràmetre	Símbol	Unitat	Tipus	Distribució *	Referència
Velocitat d'ingesta de sòl	CR <sub>s</sub>	mg/dia	log-normal	3.44 ± 0.80	LaGrega <i>et al.</i> , 1994
Fracció absorbida de sòl	AFI <sub>s</sub>	sense unitats	puntual	40	Nessel <i>et al.</i> , 1991
Consum de vegetals	CR <sub>v</sub>	g/dia	log-normal	203 ± 80	Arija <i>et al.</i> , 1996
Biodisponibilitat dels contaminants als vegetals	ABS <sub>v</sub>	sense unitats	puntual	60	Nessel <i>et al.</i> , 1991
Fracció de plantes correades en l'àrea	F <sub>i</sub>	sense unitats	uniforme	1 – 10	Generalitat Catalunya <sup>a</sup>
Fracció partícules resuspeses des del sòl	RES	sense unitats	puntual	50	Hawley, 1985
Velocitat de respiració	IR	m <sup>3</sup> /día	log-normal	20 – 2	Shind <i>et al.</i> , 1998
Fracció retinguda als pulmons	RET	sense unitats	uniforme	60	Nessel <i>et al.</i> , 1991
Concentració de partícules a l'aire	C <sub>pa</sub>	µg/m <sup>3</sup>	puntual	133	Generalitat de Catalunya
Temps de contacte sòl-pell	CT	hr/día	uniforme	1 – 2	USEPA, 1990
Superfície de pell exposada	A	cm <sup>2</sup>	triangular	1980 (910-2940)	USEPA, 1990
Factor d'adherència pell-sòl	AF	mg/cm <sup>2</sup>	uniforme	0.75 - 1.25	USEPA, 1990
Pes del cos	BW	kg	log-normal	67.52±12.22	Salas <sup>a</sup>

\* Per a descriure la distribució log-normal s'han utilitzat mitjana i desviació estandar. Per a la distribució triangular, mínim i màxim

<sup>a</sup> Comunicació personal.

**Taula 2.- Factors d'absorció**

Metall	Factor d'absorció gastrointestinal	Factor d'absorció dèrmica	Factor d'absorció pulmonar
I-TEQ	40	0.003 (0-0.03)	100
As	90		50
Be	-		
Cd	5 / 50	0.1-1	15-30 / 75
Cr	1		50
Hg	0.1		80
Mn	3		
Ni	10 / 5		50
Tl	-		
Pb	5-15 / 10		90 / 50
V	-		
Zn	20-30 / 25		50