



GREENPEACE

Incenerimento e salute umana

Stato delle conoscenze sugli effetti degli
inceneritori dei rifiuti sulla salute umana.

INCENERIMENTO E SALUTE UMANA

Stato delle conoscenze sugli effetti degli inceneritori dei rifiuti
sulla salute umana.

Michelle Allsopp, Pat Costner e Paul Johnston.
Greenpeace Research Laboratories,
Università di Exeter, GB

“Dopo che le sostanze inquinanti provenienti da un impianto di incenerimento si disperdono nell’aria, alcune persone vicine all’impianto potrebbero essere esposte direttamente attraverso l’inalazione o indirettamente attraverso il consumo di cibo o d’acqua contaminati a seguito della deposizione sul suolo, sulla vegetazione e nell’acqua dei composti immessi in atmosfera. Per i metalli ed altre sostanze inquinanti che persistono nell’ambiente, gli effetti potenziali possono estendersi oltre l’area vicina all’inceneritore. Infatti, i composti persistenti possono essere trasportati lontano dalle fonti di emissione, attraversare differenti trasformazioni chimiche e fisiche, e passare diverse volte attraverso il suolo, l’acqua ed il cibo.”

National Research Council (2000)

Versione italiana pubblicata a luglio 2003 a cura di Greenpeace
Italia e
WWF Italia ONLUS:

Traduzione dall’inglese di Francesco Bertolazzi, Renato De Filippo,
Victoria King, Massimo Guidi, Daniela Piattoni, Mario Talamo
Trascrizione di Chiara Morganti
Revisione di Domenico Gaudio, Giovanni Iudicone, Andrea
Masullo, Fabrizio Piemontese, Vittoria Polidori e Rita Rossi
Impaginazione di Fabrizio Piemontese e Vittoria Polidori

RIASSUNTO GENERALE	1
INCENERITORI-GENERATORI DI RIFIUTI	2
ESPOSIZIONE AMBIENTALE E SANITARIA ALL'EMISSIONI DELL'INCENERITORE	3
IMPATTI SULLA SALUTE	3
EMISSIONI DELL'INCENERITORE E NORMATIVA	8
LE RICHIESTE DI GREENPEACE	11
1. INTRODUZIONE AGLI EFFETTI SANITARI DEGLI INCENERITORI	13
1.1 Tipi di studi della ricerca	14
1.2 Studi riguardanti l'esposizione	14
1.3 Studi epidemiologici	14
1.4 Valutazione del rischio	15
2. IMPATTI SULLA SALUTE DEI LAVORATORI	18
2.1 Esposizione	18
2.1.1 Diossine	18
2.1.2 Altri composti organici	20
2.1.3. Metalli pesanti	21
2.1.4. Biomarcatori	22
2.1.5. Composti mutageni	22
2.2 Impatti sulla salute	23
2.2.1 Mortalità	24
2.2.2 morbidity'	25
3. EFFETTI SULLA SALUTE DELLE POPOLAZIONI VICINO AGLI INCENERITORI	27
3.1 Studi sull'esposizione	27
3.1.1 diossine e PCB	27
3.1.2 Metalli pesanti	29
3.1.3 Biomarcatori	29
3.2 Effetti sulla salute – Studi epidemiologici	30
3.2.1 Cancro	30
3.2.2 Effetti sulla respirazione	35
3.2.3 Rapporto tra i sessi	38
3.2.4 Anomalie congenite	39
3.2.5 Gravidanza multipla	42
3.2.6 Effetti ormonali	42
3.3 Valutazione del rischio	43
4. CONTAMINAZIONE DELL'AMBIENTE	46
4.1 Rilasci intenzionali e fuoriuscite occasionali dagli inceneritori	46
4.2 Studi sulla contaminazione ambientale	47
4.2.1 Suolo e vegetazione	47
4.2.2 Il latte di mucca	50
5. LE EMISSIONI DELL'INCENERITORE	52
5.1 Le emissioni atmosferiche	54
5.1.1 Composti organici	54
5.1.2. Altri composti organici	61
5.1.3 Metalli pesanti	64
5.1.4 Il particolato	65
5.1.5. gas inorganici	66
5.1.6 Altri gas	68
5.2 Le emissioni in acqua	68
5.3 Le emissioni nelle ceneri	68
5.3.1 Composti organici	68
Altri composti organici	70
5.3.2 Metalli pesanti	70
5.4 Smaltimento delle ceneri	72

6. LA SOLUZIONE: RIDUZIONE, RIUSO, RICICLO ED ELIMINAZIONE GRADUALE DELL'INCENERIMENTO	77
6.1 Problemi d'incenerimento	77
6.1.1 Ambiente e salute	77
6.2 L'attuale politica europea e lo smaltimento dei rifiuti	79
6.3 La strada da seguire: il Principio di precauzione e la Strategia del rilascio Zero	80
7 BIBLIOGRAFIA	83
8. ALLEGATI	90
ALLEGATO A	90
Gli effetti sulla salute di inquinanti specifici rilasciati dagli inceneritori	90
1. Il particolato	90
1.1 Introduzione	90
1.2 Effetti del particolato sulla salute	91
2. Le diossine	94
3. I metalli pesanti	98
3.1 Piombo	98
3.2 cadmio	98
3.3 Mercurio	99
Bibliografia Allegato A	101
ALLEGATO B	104
Composti identificati nelle emissioni gassose di un impianto di incenerimento di rifiuti solidi urbani	104

RIASSUNTO GENERALE

La gestione dei rifiuti urbani ed industriali sta diventando un problema sempre più preoccupante in tutto il mondo. Mentre la produzione dei rifiuti continua ad aumentare, in Europa vengono imposte nuove rigorose restrizioni sulla quantità di rifiuti che possono essere conferiti in discarica. Allo stesso tempo, negli ultimi anni molti impianti di incenerimento sono stati chiusi grazie all'applicazione di limiti più severi sulle emissioni atmosferiche. In Europa, tutti gli inceneritori dovranno adattarsi ai nuovi standard imposti con una recente bozza di direttiva dell'Unione Europea.

Fortunatamente, esistono soluzioni alternative per risolvere la crisi dei rifiuti secondo un'ottica a lungo termine. Prima di tutto, questo significa la realizzazione di strategie di prevenzione ed in connessione il riuso ed il riciclaggio dei rifiuti. Tuttavia, c'è una tendenza sempre più crescente di pianificare e di costruire nuovi impianti d'incenerimento nel tentativo di fornire una "rapida" soluzione alla crisi dei rifiuti. Gli inceneritori sono considerati in modo favorevole, perché si pensa che diminuiscano di un decimo il volume dei materiali introdotti e quindi riducano il volume dei rifiuti che viene conferito in discarica.

Gli inceneritori, in ogni caso, sono impianti discutibili in termini del loro potenziale impatto sull'ambiente e sulla salute umana, nonché sulla base di valutazioni economiche che non favoriscono questa tecnologia. E' noto che emettono numerose sostanze tossiche in atmosfera e producono ceneri ed altri residui. A seguito delle forti preoccupazioni, il governo delle Filippine ha intrapreso una serie di misure sull'incenerimento dei rifiuti. Dietro la forte opposizione pubblica a questi impianti, nel 1999 la Legge sull'Aria Pulita delle Filippine ha bandito l'incenerimento dei rifiuti urbani, ospedalieri ed altri rifiuti pericolosi. Sono incentivati la riduzione, il riuso ed il riciclaggio mentre tecnologie senza combustione sono promosse per quei rifiuti che hanno bisogno di qualche forma di trattamento. Nel frattempo, alcuni governi europei stanno chiedendo la costruzione di ulteriori impianti d'incenerimento.

Lo scopo di questo rapporto è stato quello di mettere insieme tutte le scoperte scientifiche sulle emissioni degli inceneritori e sul loro impatto sanitario. Sono stati osservati diversi effetti sulla salute, esaminando l'esposizione di soggetti residenti in prossimità degli impianti e di coloro che sono esposti sul luogo di lavoro. Alcuni effetti includono il cancro (sia nei bambini che negli adulti), impatti negativi sul sistema respiratorio, malattie del cuore, effetti sul sistema immunitario, allergie in aumento ed anomalie congenite. Alcuni studi, specialmente quelli sul cancro, si riferiscono ad inceneritori di vecchia generazione, anche se per quelli moderni, operanti negli ultimi anni, sono emerse associazioni con effetti avversi sulla salute.

Nonostante la riduzione delle emissioni di alcune sostanze chimiche dai camini, i moderni inceneritori tuttavia emettono ancora numerosi composti in atmosfera, come pure in altri residui, come ceneri volanti e ceneri di fondo. Inoltre, la riduzione di diossine e di altri composti nei gas di ciminiera porta comunemente ad un aumento dei rilasci di queste stesse sostanze negli altri residui dell'inceneritore. Nella maggior parte dei casi in cui gli effetti sulla salute sono stati associati all'attività di un impianto, non è stato possibile effettuare un collegamento con una particolare sostanza inquinante. Con i pochi dati in nostro possesso è perciò impossibile predire gli effetti degli inceneritori sulla salute pubblica, sia per quelli di nuova generazione che per gli impianti vecchi, sottoposti a revisione. Tenendo presente quanto detto, questo

rapporto dimostra l'urgente bisogno di un'eliminazione graduale e completa dell'incenerimento dei rifiuti e della realizzazione di adeguate politiche di gestione dei rifiuti basate sulla prevenzione, sul riuso e sul riciclaggio.

INCENERITORI-GENERATORI DI RIFIUTI

È opinione comune pensare che le cose scompaiono quando sono bruciate. In realtà la materia non può essere distrutta, essa semplicemente cambia forma. Questo può essere esemplificato dall'osservazione del destino di alcune sostanze, presenti nei rifiuti solidi urbani (RSU), che sono inceneriti in impianti dedicati. Gli impianti di RSU sono tipicamente alimentati da rifiuti misti che contengono sostanze pericolose, come metalli pesanti e sostanze organiche clorate. In seguito all'incenerimento, i metalli pesanti presenti nei rifiuti solidi in entrata sono emessi dai camini degli inceneritori insieme ai gas di ciminiera, in associazione con piccole particelle solide e si ritrovano, inoltre, nelle ceneri ed in altri residui. L'incenerimento dei rifiuti contenenti sostanze clorate, come la plastica in PVC (cloruro di polivinile), determina la formazione di nuovi composti clorurati, come le diossine, sostanze molto tossiche che sono rilasciate nei gas di ciminiera, nelle ceneri ed in altri residui. In altre parole, gli inceneritori non risolvono i problemi dovuti alla presenza di materiali tossici nei rifiuti; essi, infatti, li trasformano semplicemente in altre forme, alcune delle quali potrebbero essere più tossiche dei materiali originali. Queste sostanze chimiche che si formano a seguito della combustione possono poi rientrare nell'ambiente, essendo presenti come contaminanti nei gas, nelle ceneri ed in altri residui.

Tutti i tipi di inceneritori rilasciano composti inquinanti in atmosfera attraverso i gas di ciminiera, nelle ceneri ed in altri residui. Si tratta di un numero elevato di sostanze chimiche, molte delle quali oggi rimangono ancora non identificate. I composti presenti nelle emissioni gassose sono spesso presenti anche nelle ceneri ed in altri residui. Tali sostanze includono diossine, policlorobifenili (PCB), policloruri di naftalene, cloruro di benzene, idrocarburi policiclici aromatici (IPA), numerosi composti organici volatili (COV) e metalli pesanti, come piombo, cadmio e mercurio. Molte sostanze sono persistenti (molto resistenti alla degradazione nell'ambiente), bioaccumulabili (si accumulano nei tessuti degli organismi viventi) e tossiche. Queste tre proprietà le rendono fra i composti chimici più problematici a cui i sistemi naturali possono essere esposti. Alcune sostanze sono cancerogene, altre sono classificate come distruttori del sistema endocrino. Alcuni composti, come l'anidride solforosa (SO₂) ed il biossido di azoto (NO₂), così come il particolato fine, sono stati associati con effetti negativi sul sistema respiratorio.

È un'idea sbagliata che il peso ed il volume dei rifiuti originali siano ridotti durante l'incenerimento. Si dice spesso che il volume dei rifiuti venga ridotto di circa il 90% durante la combustione. Anche se si considerano soltanto le ceneri residue, la percentuale effettiva è più vicina al 45%. Per quanto riguarda il peso, si assume che esso sia ridotto di circa un terzo durante il processo d'incenerimento. Comunque, ancora una volta si fa riferimento soltanto alle ceneri e non sono considerate le altre emissioni dell'inceneritore sotto forma di gas, che determinano un aumento di tutto ciò che fuoriesce da un impianto. In conclusione, se si somma la massa di tutte le emissioni provenienti da un inceneritore, inclusa la parte gassosa, allora la quantità totale di ciò che fuoriesce supererà la quantità di rifiuti immessi nell'impianto.

ESPOSIZIONE AMBIENTALE E SANITARIA ALL'EMISSIONI DELL'INCENERITORE

La ricerca condotta sulla contaminazione dell'ambiente e sull'esposizione dell'uomo alle sostanze inquinanti rilasciate dall'inceneritore è limitata e si è concentrata principalmente sulle diossine e sui metalli pesanti. Gli studi hanno dimostrato che gli inceneritori, sia di vecchia che di nuova generazione, possono contribuire alla contaminazione del suolo e della vegetazione con diossine e metalli pesanti. Nello stesso tempo in diversi paesi europei, è stato trovato latte vaccino proveniente da fattorie poste nelle vicinanze degli inceneritori con livelli elevati di diossine, in alcuni casi sopra i limiti consentiti. Le popolazioni residenti vicino agli impianti sono potenzialmente esposte ai composti chimici per inalazione di aria contaminata, consumo di prodotti agricoli inquinati (ad esempio verdure, uova, latte) oppure per contatto della pelle con suolo contaminato. Livelli molto alti di diossine sono stati trovati nei tessuti di residenti vicino ad inceneritori nel Regno Unito, in Spagna ed in Giappone, molto probabilmente come risultato dell'esposizione alle emissioni degli impianti. Due studi condotti nei Paesi Bassi ed in Germania, invece, non hanno riscontrato livelli aumentati di diossine nei tessuti dei residenti in prossimità degli impianti. In Finlandia, sono state trovate quantità aumentate di mercurio nei capelli dei residenti nelle vicinanze di un inceneritore, con molta probabilità associate alle emissioni dell'impianto. Nelle urine di bambini, residenti nei pressi di un moderno inceneritore in Spagna, sono stati trovati livelli elevati di tioeteri, biomarcatori dell'esposizione tossica. In prossimità di un impianto di rifiuti pericolosi in Germania sono stati riscontrati livelli elevati o una presenza più frequente di alcuni PCB nel sangue dei bambini residenti.

Diversi studi hanno riportato livelli elevati di diossine (TEQ totali) e/o di alcuni congeneri delle diossine nei tessuti umani di soggetti impiegati negli inceneritori sia moderni che di vecchia generazione. Si pensa che questo sia conseguenza dell'esposizione alle ceneri contaminate sul luogo di lavoro. Allo stesso modo, alcune indagini hanno riferito di concentrazioni elevate di fenoli clorurati, piombo, mercurio ed arsenico nei tessuti del corpo degli addetti agli inceneritori.

IMPATTI SULLA SALUTE

Dati sperimentali confermano che gli impianti emettono sostanze tossiche, a cui la popolazione è di conseguenza esposta. Studi effettuati sui lavoratori che operano negli impianti d'incenerimento e sulle popolazioni residenti vicino agli inceneritori hanno identificato una varietà d'impatti sulla salute associati a questa tecnologia (vedi tavole sotto). Anche se il numero degli studi è molto limitato (particolarmente quelli condotti sotto standard scientifici rigorosi), le indagini finora condotte sollevano grande preoccupazione sull'impatto sanitario degli inceneritori e, quindi, dovrebbero rappresentare una forte indicazione della potenziale pericolosità di questi impianti per la tutela della salute umana.

SOMMARIO DEGLI STUDI SULLA SALUTE PROFESSIONALE

IMPATTI SULLA SALUTE	COMMENTI
<i>Biomarcatori della'esposizione</i>	
Elevati mutageni nelle urine.	Le ceneri dell'inceneritore e le emissioni dal camino sono mutagene (hanno la capacità di danneggiare il DNA). I lavoratori sono perciò esposti a questi composti e lo dimostrano gli elevati livelli di mutageni nelle urine (Studio datato 1990-1992).
Elevati livelli d'idrossipirene nelle urine.	L'idrossipirene è un indicatore di esposizione interna agli IPA. I risultati suggeriscono un'esposizione elevata agli IPA (studio del 1992).
Aumentata quantità di tioeteri nell'urina.	I tioeteri nell'urina sono un indicatore dell'esposizione a composti elettrofili, come gli IPA. I risultati suggeriscono un'esposizione a composti elettrofili (studio del 1981).
<i>Cancro</i>	
Probabilità di mortalità per cancro del polmone aumentata di un fattore da 3 a 5.	Gli operai impiegati in un inceneritore di RSU in Svezia tra il 1920 e il 1985 (studio del 1989).
Probabilità di mortalità per cancro dell'esofago aumentata di un fattore da 1 a 5.	I lavoratori impiegati in un inceneritore di RSU, in Svezia, tra il 1920 e il 1985. Contemporaneamente ad un'altra ricerca, il risultato implica una minaccia crescente sulla salute dei lavoratori (studio del 1989).
Mortalità per cancro dell'apparato gastrico aumentata di un fattore da 2 a 79.	I lavoratori impiegati in un inceneritore di RSU in Italia tra il 1962 e il 1992. Parte di quest'aumento può derivare da altri fattori (studio del 1997).
<i>Altri impatti</i>	
Mortalità per malattie ischemiche in aumento.	Lavoratori di un inceneritore di RSU in Svezia, tra il 1920 e il 1985. Il risultato è stato molto significativo nei lavoratori con più di 40 anni di attività (studio datato 1989).
Eccesso d'iperlipidemia. Un'associazione importante tra i livelli di diossine nel sangue e l'attività naturale della cellula killer (effetto del sistema immunitario). alterazione del rapporto dei sessi nella prole. Diminuita la funzione del fegato. Allergia in aumento.	Lavoratori di un inceneritore in Giappone, che ha operato tra il 1988 e il 1997. L'eccesso d'iperlipidemia è stato trovato molto significativo. Cambiamento nelle cellule del sistema immunitario. L'alterazione del rapporto del rapporto dei due sessi non è stata molto significativa. La correlazione tra allergia ed esposizione alla diossina deve essere confermata (studio del 2000).
Eccesso di proteinuria (anormalità delle urine) ed ipertensione. Possibile aumento dell'incidenza di piccole ostruzioni delle vie aeree (diagnosi non confermata). Anormale chimica del sangue.	Operai di un inceneritore di RSU negli Stati Uniti. Un gran numero di lavoratori con proteinuria significativa (studio del 1992).
Cloracne (una condizione della pelle dovuta all'esposizione alla diossina).	È stata trovata cloracne ad un operaio di un vecchio inceneritore in Giappone; l'operaio presentava alti livelli di diossine nel sangue (studio del 1999).

**SOMMARIO DEGLI STUDI SULLA SALUTE DELLE POPOLAZIONI
CHE VIVONO NELLE VICINANZE DEGLI INCENERITORI**

IMPATTI SULLA SALUTE	COMMENTI
<i>Biomarcatori dell'esposizione</i>	
Livelli elevati di tioeteri nelle urine dei bambini.	I livelli di tioeteri nelle urine erano più alti tra i bambini che vivevano vicino ad un moderno inceneritore in Spagna (studio del 1999).
Nessun danno cromosomico.	Nessun eccessivo danno cromosomico tra i bambini che vivono vicino a due inceneritori nel Belgio (studio del 1998).
<i>Cancro</i>	
Aumento del 44% del sarcoma del tessuto molle e del 27% del linfoma non-Hodgkin'.	Gruppi significativi di questi tumori nei residenti vicino ad un inceneritore in Francia. La causa è con probabilità legata alla esposizione alle diossine emesse dall'impianto, ma sono necessarie ulteriori indagini (studio del 2000).
Aumento di 6-7 volte della probabilità di mortalità a causa di cancro al polmone.	Aumento significativo dei casi tra i residenti in prossimità di un inceneritore di RSU in un'area urbana in Italia (studio del 1996).
Aumento dell'incidenza di cancro alla laringe.	È stata trovata intorno ad un inceneritore di rifiuti pericolosi (solventi) nel Regno Unito (1990), ma non in altre nove indagini. In Italia l'aumento di mortalità dovuto a questo tipo di cancro è stato riscontrato in residenti vicino ad un inceneritore di rifiuti, ad una discarica e ad una raffineria.
Eccesso del 37% della mortalità dovuta a cancro del fegato.	Uno studio su 14 milioni di persone che vivono entro sette chilometri e mezzo da 72 inceneritori di RSU nel Regno Unito. In un'ulteriore ricerca effettuata per eliminare eventuali elementi di disturbo è stato trovato un aumento della probabilità di contrarre il tumore del fegato tra il 20 e il 30%. Privazioni sociali non potrebbero essere totalmente escluse come elemento di disturbo (studi dal 1996 al 2000).
Aumento di due volte della probabilità di mortalità per cancro nei bambini.	Studio condotto su 70 inceneritori di RSU nel Regno Unito (1974/87) e 307 inceneritori di rifiuti ospedalieri (1953/1980). Questi risultati sono conformi a quelli di un altro studio in cui è stata osservata un aumento della probabilità di tumore nei bambini causata da inceneritori di rifiuti ospedalieri e da impianti di combustione ad alte temperature e di grandi dimensioni (studi del 1998 e 2000).

IMPATTI SULLA SALUTE	COMMENTI
<i>Impatti sull'apparato respiratorio</i>	
Incremento dell'impiego di medicine per problemi respiratori.	In uno studio effettuato in un villaggio in Francia che aveva un inceneritore di RSU, i risultati suggeriscono un aumento nell'uso di medicine per malattie respiratorie, ma un rapporto tra causa ed effetto non può essere stabilito (studio del 1984).
Aumento dei sintomi di affezione respiratoria, compreso un aumento di nove volte di problemi di asma e di tosse.	Studio effettuato negli Stati Uniti su residenti che vivevano vicino ad un inceneritore di rifiuti pericolosi. I risultati sono di utilità limitata a causa di problemi metodologici della ricerca (studio del 1993).
Influenze negative sulla funzionalità polmonare nei bambini.	Studio effettuato su bambini che vivevano in prossimità di un inceneritore di cavi elettrici in operazioni di recupero, a Taiwan. I risultati indicano che l'alterazione della funzionalità polmonare nei bambini è associata con il generale aumento dell'inquinamento atmosferico, dovuto non solo all'inceneritore (studio del 1992).
Aumento di sintomi respiratori che comprendono malattie polmonari dei bambini, tosse continua, asma e bronchiti.	In uno studio condotto su un gruppo di 58 persone che vivevano vicino a cementifici che bruciavano rifiuti pericolosi negli Stati Uniti è stato trovato un significativo aumento dei sintomi respiratori (studio del 1998).
Nessun influenza sulla incidenza o sulla gravità di asma nei bambini.	Studio effettuato su bambini che vivevano vicino ad inceneritori di fanghi di depurazione in Australia (studio del 1994).
Nessun aumento degli effetti respiratori o diminuzione della funzionalità polmonare.	Studio effettuato su tre comunità (6963 persone) che vivevano vicino ad un inceneritore di rifiuti urbani, pericolosi e sanitari negli Stati Uniti. La mancanza di una relazione tra l'esposizione all'inquinamento dell'aria dovuto al particolato e lo stato del sistema respiratorio in questo studio dovrebbe essere interpretata con più attenzione a causa dei dati limitati sull'esposizione individuale.
<i>Rapporto tra il numero d'individui dei due sessi.</i>	
Aumento nelle nascite di individui di sesso femminile.	Studio condotto sulle popolazioni residenti vicino a due inceneritori in Scozia. L'effetto è stato trovato nell'area potenzialmente più esposta alle emissioni dell'inceneritore. Altre indagini hanno trovato un aumento nelle nascite femminili dove i padri erano stati esposti accidentalmente ad alti livelli di diossine (Studi del 1995 e 1999).

IMPATTI SULLA SALUTE	COMMENTI
Anomalie congenite	
Aumentata incidenza nelle fissurazioni orofacciali. Altre deficienze includono spina dorsale bifida ed ipospadie (difetto genitale).	Un aumento significativo nelle fissurazioni orofacciali è stato riscontrato per le nascite nell'area vicino ad un inceneritore che bruciava prodotti chimici negli anni 1960-69. Un legame tra queste malattie ed il fatto che le popolazioni vivevano vicino all'inceneritore è probabile ma non è confermato.
Aumento da 1 a 26 volte della probabilità di malformazioni congenite tra i neonati.	Studio condotto su una popolazione che viveva vicino a due inceneritori di RSU in Wilrijk, in Belgio (studio datato 1998).
Aumento delle malformazioni congenite dell'occhio (rapporto aneddótico).	La relazione si riferisce ad un'area vicino a due inceneritori di rifiuti chimici in Scozia. Un'ulteriore ricerca nel Regno Unito non ha trovato alcun legame, sebbene sia stato difficile portare avanti lo studio per la mancanza di dati sulla situazione (studio del 1989).
Gravidanza multipla	
Possibile aumento nel tasso di gravidanze gemellari e multiple.	Un aumento dei casi di nascite gemellari è stato significativo nel 1980, in una popolazione che viveva vicino ad un inceneritore in Scozia. Un aumento di 2,6 volte della probabilità di gravidanza multipla è stato trovato vicino ad un inceneritore in Belgio (studio del 2000). Nessun impatto sulla gravidanza multipla è stato trovato in un'indagine su un inceneritore in Svezia. Dati su studi diversi sono conflittuali e inconcludenti.
Altri impatti	
Livelli di ormone tiroideo più bassi nei bambini.	Bambini che vivevano in prossimità di un inceneritore tedesco presentavano livelli nel sangue significativamente più bassi di alcuni ormoni della tiroide (studi del 1998).
Aumento di allergie, di incidenza del comune raffreddore, di generali malesseri e dell'uso di medicinali nelle scuole.	Studio condotto su bambini che vivevano vicino a due inceneritori di RSU in Wilrijk, in Belgio (studio del 1998).

EMISSIONI DELL'INCENERITORE E NORMATIVA

GAS DEL CAMINO

Com'è stato già detto, numerose sostanze chimiche sono emesse dagli inceneritori attraverso i gas del camino. Alcuni aspetti importanti riguardano i composti di seguito descritti.

Diossine

Un'ampia ricerca ha dimostrato che le diossine possono causare diversi effetti tossici e che sono inquinanti dispersi in tutto il globo e presenti nei tessuti del corpo umano. Dalle indagini si evince che nei paesi industrializzati le diossine presenti nei tessuti delle donne hanno raggiunto un livello tale da poter causare effetti negativi sul sistema immunitario e su quello nervoso della loro prole.

L'incenerimento, in particolare di RSU, è stato identificato come la fonte principale di diossine durante il decennio 1980 ed i primi anni del 1990. Nei diversi paesi industrializzati, è stato valutato che questa tecnologia ha contribuito tra il 40 e l'80% alle emissioni atmosferiche di tali composti. Il dato reale potrebbe essere perfino maggiore, considerando i vari difetti metodologici in quasi tutti gli inventari delle diossine che forniscono una stima delle emissioni atmosferiche dovute ad incenerimento.

Si pensa che il miglioramento dei dispositivi di controllo dell'inquinamento dell'aria, di cui sono dotati i nuovi impianti o sono stati introdotti in quelli di vecchia generazione negli anni novanta, abbia contribuito ad una riduzione sostanziale della quantità di diossine emessa in atmosfera dai camini. In ogni caso, stime recenti suggeriscono che gli inceneritori di RSU sono ancora la fonte principale di emissione di questi composti nell'ambiente. Nel Regno Unito è stato valutato che gli impianti di rifiuti urbani sono responsabili dal 30 al 56% di tutte le emissioni di diossine. In Danimarca, invece, uno studio recente sul bilancio di massa ha identificato l'incenerimento di RSU come la fonte principale di diossine in atmosfera, che contribuisce in modo significativo, anche, alla presenza di queste sostanze in discarica, a seguito del conferimento delle ceneri residue. Inoltre, la riduzione delle diossine emesse nei gas di ciminiera molto probabilmente comporta un corrispondente aumento di questi inquinanti nelle ceneri residue.

Mentre le misure attinte in alcuni inceneritori, sia di nuova che di vecchia generazione, hanno mostrato che sono conformi ai limiti imposti dalla nuova direttiva dell'Unione Europea, in altri impianti questo non si verifica. Fra quelli che non rispondono ai limiti europei si contano inceneritori che sono stati recentemente testati in Spagna, Polonia, Svezia e Belgio. In Belgio il controllo è stato fatto su un inceneritore usando la tecnica comune delle "misure puntuali", che consistono nel monitorare i livelli di diossine in un periodo di diverse ore. Quando, invece, il controllo è stato effettuato con il "monitoraggio continuo" su un periodo di due settimane, i risultati sono stati sostanzialmente diversi. La tecnica delle misure puntuali sottostimava le emissioni di diossine di un fattore da 30 a 50. E', così, fonte di grande preoccupazione sapere che pochi inceneritori sono controllati attraverso un monitoraggio continuo o sono testati durante le normali condizioni operative. Inoltre, i nuovi regolamenti dell'Unione Europea non stabiliscono che i controlli debbano essere condotti secondo questa metodologia e quindi l'impiego di misure puntuali nel monitoraggio dei gas del camino potrebbe essere inaccurato e sottovalutare le emissioni di diossine in atmosfera.

Altri composti organici

Allo scopo di regolamentare le emissioni di tutte le sostanze organiche, L'Unione Europea ha proposto un limite per il carbonio organico totale rilasciato in atmosfera. L'inefficacia di questo regolamento, comunque, consiste nel fatto che prende in considerazione la tossicità e l'impatto sanitario solo di quei composti organici noti per essere emessi dai camini degli inceneritori. Sono totalmente ignorati i composti non ancora identificati, di cui non si conosce nulla riguardo la loro tossicità ed i potenziali effetti sulla salute che potrebbero causare.

Metalli pesanti

I metalli pesanti, come il piombo e il cadmio, sono emessi nei gas dei camini degli inceneritori. Molti metalli pesanti sono persistenti ed esercitano molti effetti negativi sulla salute.

Ad eccezione del mercurio, i livelli dei metalli pesanti rilasciati nei gas delle ciminiere sono diminuiti considerevolmente durante l'ultimo decennio, grazie al miglioramento delle tecnologie di abbattimento dell'inquinamento aereo. Comunque sia, le quantità ancora oggi emesse dagli inceneritori moderni si vanno ad aggiungere ai livelli già presenti nell'ambiente e nell'uomo. Così, come nel caso delle diossine, la riduzione dei livelli dei metalli pesanti nelle emissioni gassose porta ad un aumento corrispondente di questi composti nelle ceneri, che, comunque, andranno a contaminare l'ambiente una volta deposte in discarica.

PARTICOLATO

Tutti gli inceneritori emettono particelle solide in atmosfera, di cui la maggior parte è di dimensione ultrafine. I normali dispositivi di controllo dell'inquinamento atmosferico impediscono soltanto al 5-30 % delle particelle cosiddette "respirabili" (<2.5 μ m) di liberarsi in aria e possono fare molto poco per impedire la fuoriuscita di quelle ultrafine (<0.1 μ m). Le particelle respirabili, e specialmente quelle ultrafine, possono raggiungere le regioni più profonde dei nostri polmoni e si pensa che provochino impatti avversi sulla salute. Gli inceneritori, inoltre, contribuiscono ad una tipologia d'inquinamento aereo dovuto al particolato che risulta il più pericoloso per la salute umana. Recenti evidenze, infatti, suggeriscono che gli impianti emettono particelle contenenti metalli pesanti e che sono, quindi, una fonte d'inquinamento aereo che risulta ancora più tossico, per esempio, di quello prodotto da una centrale elettrica alimentata a carbone.

La nuova direttiva dell'Unione Europea non pone alcun limite al rilascio di particelle fini e questo rappresenta una negligenza nella tutela della salute pubblica in considerazione dell'impatto sanitario del particolato, la cui emissione richiede un controllo ed un regolamento rigido.

CENERI

Le ceneri volanti dai sistemi di filtrazione dell'aria e le ceneri di fondo che rimangono dopo l'incenerimento contengono molte sostanze pericolose, come le diossine ed i metalli pesanti. Nonostante la potenziale tossicità delle ceneri, non esistono limiti imposti dall'Unione Europea per i livelli dei composti organici persistenti e dei metalli pesanti in questi residui solidi.

A causa della loro contaminazione, lo smaltimento delle ceneri prodotte da un inceneritore presenta significativi problemi ambientali. La maggior parte delle ceneri

viene smaltita in discarica e ciò può provocare l'inquinamento del sottosuolo e delle acque sotterranee. In alcuni casi, è stata osservata la contaminazione delle acque sotterranee a causa del lisciviaggio di alcuni composti, in particolare di metalli pesanti, come il piombo ed il cadmio, rilasciati dalle ceneri volanti. Nel tentativo di ridurre questo fenomeno, le ceneri volanti sono, talvolta, stabilizzate nel cemento prima di essere smaltite. Sebbene questo metodo riduca la lisciviazione immediata dei metalli pesanti e di altre sostanze tossiche, il deterioramento e l'erosione causeranno nel tempo il loro rilascio nell'ambiente.

Recentemente, in alcuni paesi europei è emersa la tendenza di impiegare le ceneri di fondo e/o quelle volanti come materiale da costruzione (strade e viali), una pratica che riduce i costi di smaltimento "in sicurezza" delle ceneri. Ancora una volta, comunque, l'erosione potrebbe nel tempo far ritornare queste sostanze tossiche e persistenti nell'ambiente e, perciò, esporre potenzialmente l'uomo. Questo è accaduto a Newcastle, nel Regno Unito, dove tra il 1994 e il 1999 le ceneri volanti e quelle di fondo di un moderno ed operante inceneritore sono state usate per la costruzione di viali e come fertilizzanti su terreni coltivati. Una recente analisi ha rilevato che i campioni prelevati da questi terreni coltivati erano contaminati da alti livelli di metalli pesanti e di diossine. Chiaramente, l'uso delle ceneri prodotte dagli inceneritori rappresenta una minaccia potenziale per la salute umana, ma questa pratica non viene ancora scoraggiata attraverso proposte legislative o regolamenti in atto né dall'Unione Europea, né a livello nazionale.

LA STRADA DA SEGUIRE

E' stato condotto un limitato numero di ricerche epidemiologiche per indagare l'impatto sanitario degli inceneritori. Malgrado ciò, studi scientifici rivelano che l'attività degli inceneritori di RSU e di altre tipologie di rifiuti è stata associata ad effetti nocivi sulla salute.

La nuova direttiva dell'Unione Europea non è stata formulata per regolare e controllare questi impianti in funzione degli impatti sanitari; piuttosto, i limiti normativi imposti per le sostanze emesse sono basati su ciò che è considerato essere tecnicamente realizzabile. In ogni caso, la bozza di direttiva europea sugli inceneritori, non ancora in vigore, può essere già considerata come qualcosa di datato. Molti paesi europei si sono già impegnati con la Convenzione OSPAR ad eliminare gradualmente tutte le emissioni di sostanze pericolose nell'ambiente, entro il 2020. In questo contesto, non potrebbe essere consentita alcuna emissione di composti pericolosi nei gas dei camini o nelle ceneri; è praticamente impossibile che la tecnologia dell'incenerimento possa raggiungere questo obiettivo.

Inoltre, nel Quinto Meeting del Comitato Negoziabile Intergovernativo (INC5) sull'eliminazione delle sostanze organiche persistenti (POP), tenutosi nel dicembre del 2000, è stato raggiunto un accordo mondiale per ridurre le emissioni totali delle diossine, con l'obiettivo finale della loro eliminazione. L'incenerimento è considerato come una delle principali fonti industriali d'inquinamento da diossine e richiede l'uso delle migliori tecnologie disponibili (BAT-Best Available Techniques) per le nuove installazioni, imponendo la modifica sostanziale degli impianti già esistenti. E' stato accordato di promuovere lo sviluppo e, dove ritenuto opportuno, di richiedere l'uso di materiali sostitutivi o modificati, di prodotti e di processi che prevengano la formazione ed il rilascio di diossine. In questo contesto, l'incenerimento è

riconosciuto come fonte significativa di diossine e, a lungo termine, queste fonti dovrebbe essere sostituite da sistemi alternativi.

L'adesione alle misure previste dall'accordo OSPAR e dall'emergente Convenzione sui POP implica un radicale ripensamento dei processi produttivi industriali. Invece di tecnologie "sporche" che generano rifiuti, le quali si basano sull'incenerimento e su altri sistemi di smaltimento dei rifiuti di dubbia sicurezza ambientale, l'accordo OSPAR sostiene la necessità di sviluppare e di impiegare tecnologie di "produzione pulita" che eliminino la produzione e l'uso di rifiuti pericolosi. L'adozione del principio "Rifiuti Zero" come un dogma centrale nella protezione dell'ambiente implica che il Principio di Precauzione occuperà una posizione chiave nello sviluppo di una struttura politica e normativa. Questo principio si fonda sul fatto che l'onere della prova a dimostrazione del danno non dovrebbe ricadere su coloro che proteggono l'ambiente, ma piuttosto chi inquina deve dimostrare che non esiste alcuna probabilità di pericolo. Sulla base del principio precauzionale si può affermare che esiste già una sufficiente evidenza dell'impatto ambientale e sanitario dell'incenerimento dei rifiuti, tale da chiedere una completa eliminazione di questa tecnologia.

Nell'ambito della gestione di rifiuti, l'adozione di una strategia basata su zero emissioni e sulla riduzione degli impatti sanitari implica una gestione ambientale basata sui tre assiomi della riduzione, riuso e riciclaggio, in relazione alla produzione dei rifiuti urbani e di quelli industriali.

LE RICHIESTE DI GREENPEACE

Un impegno verso la prevenzione, il riuso ed il riciclaggio dei rifiuti e quindi verso la diminuzione degli avversi impatti sulla salute provocati dalla gestione dei rifiuti dovrebbe includere le seguenti misure:

- L'eliminazione progressiva di tutte le forme di incenerimento industriale entro il 2020, incluso l'incenerimento dei rifiuti urbani. Questo è in linea con le richieste della Convenzione OSPAR di eliminare progressivamente le emissioni di tutte le sostanze pericolose entro il 2020.
- Meccanismi finanziari e normativi per incrementare il riuso degli imballaggi (es. bottiglie, contenitori) e prodotti (es. computer, componenti elettronici).
- Meccanismi finanziari (come la tassa sulla discarica) usati direttamente per costituire la necessaria infrastruttura per l'effettivo riciclaggio.
- Incentivazione del mercato dei materiali riciclati attraverso requisiti legali per gli imballaggi e i prodotti contenenti, dove possibile, quantità specifiche di materiali riciclati.
- Materiali che non possono essere riciclati o compostati con sicurezza alla fine del loro ciclo di vita (es. PVC) devono essere progressivamente eliminati e sostituiti con materiali più sostenibili.
- A breve termine, si deve impedire ai materiali e ai prodotti che aumentano la produzione di sostanze pericolose negli impianti d'incenerimento di entrare nel flusso dei rifiuti, a spese del produttore. Tali prodotti includono materiale elettronico, metalli, prodotti che contengono metalli, come le batterie e le lampade fluorescenti, la plastica in PVC (pavimentazione, fili elettrici, imballaggi, telai di finestre, ecc.) ed altri prodotti contenenti sostanze pericolose.

E più in generale:

- Promuovere lo sviluppo di tecnologie di produzione pulita, più efficienti in termini di impiego di materia, di energia e che producano beni più puliti, con meno rifiuti ed infine che siano progettate per operare nella prospettiva di un "ciclo chiuso" allo scopo di rispondere ai bisogni della società in una via più giusta e sostenibile;
- Attuare totalmente il principio precauzionale allo scopo di evitare in futuro i problemi prima che essi si presentino. L'ulteriore sviluppo della ricerca scientifica ha un ruolo fondamentale da svolgere nell'identificazione dei problemi potenziali e delle loro soluzioni. Tuttavia, dobbiamo essere pronti ad impostare un'effettiva azione precauzionale per prevenire la contaminazione ed il degrado dell'ambiente soprattutto di fronte alle considerevoli incertezze, a volte irriducibili, associate alla determinazione dell'impatto sull'ambiente e sulla salute causati dall'incenerimento.

1. INTRODUZIONE AGLI EFFETTI SANITARI DEGLI INCENERITORI

L'impatto degli inceneritori di rifiuti sulla salute e le emissioni di prodotti pericolosi della combustione, come le diossine e gli IPA, sono fonte di grossa preoccupazione per l'opinione pubblica (Ardevol *et al.* 1999). La ricerca ha identificato numerosi composti tossici che sono emessi nei gas dei camini e nelle ceneri come pure molte sostanze non identificate di tossicità sconosciuta (vedi sez.5). Coloro che sono esposti alle sostanze pericolose derivanti dall'incenerimento e la cui salute può, perciò, essere potenzialmente influenzata da tali esposizioni, sono gli addetti agli impianti d'incenerimento e le popolazioni che vivono nelle loro vicinanze. Studi sull'esposizione e sugli impatti sanitari degli inceneritori hanno preso unicamente in considerazione queste due fasce di popolazione.

È significativo che una recente pubblicazione da parte del Consiglio Nazionale delle Ricerche (NRC 2000), un ramo dell'Accademia Nazionale delle Scienze, che è stato creato per consigliare il governo degli Stati Uniti, affermava che non era soltanto la salute dei lavoratori e delle popolazioni locali che poteva essere influenzata dagli inceneritori. Il NRC riferiva che le popolazioni che vivono più lontane dagli impianti erano anche loro probabilmente esposte alle sostanze inquinanti di qualche inceneritore. Per esempio:

“Inquinanti atmosferici persistenti, come le diossine, i furani ed il mercurio, possono essere dispersi in ampie regioni molto al di là delle aree locali e persino lontane dalla fonte di emissione..... Il cibo contaminato vicino ad un inceneritore potrebbe essere consumato dalle persone vicino all'impianto o da coloro che vivono lontano. Così, le deposizioni locali sugli alimenti potrebbero risultare pericolose anche per le popolazioni che vivono distanti dalla fonte di emissione, a causa del trasporto di questi prodotti dalle zone locali. In ogni modo, popolazioni che vivono lontano probabilmente sono ancora più esposte a causa del trasporto a grandi distanze di queste sostanze e della deposizione a basso livello e a largo raggio su coltivazioni che si trovano lontano dall'impianto d'incenerimento.”

E ancora,

“Gli effetti potenziali dei metalli e di altre sostanze inquinanti che sono persistenti nell'ambiente possono estendersi ben oltre la zona dell'inceneritore. Sostanze inquinanti persistenti possono essere trasportate in zone lontane dalla loro fonte di emissione, attraversare trasformazioni fisiche e chimiche, e passare numerose volte attraverso il suolo, l'acqua o attraverso il cibo. Le diossine, i furani e il mercurio sono esempi d'inquinanti chimici persistenti per i quali l'incenerimento ha dato un contributo sostanziale sul totale delle emissioni nazionali. Mentre un inceneritore potrebbe contribuire soltanto con una piccola frazione di tutta la concentrazione nell'ambiente di queste sostanze chimiche, la somma delle emissioni di tutti gli impianti di incenerimento in una regione possono essere considerevoli. La prima via dell'esposizione alle diossine è il consumo dei cibi contaminati, ai quali è esposta un'ampia popolazione. In tal caso, il carico incrementale di tutti gli inceneritori merita una seria considerazione al di là del livello locale”.

In questo rapporto sono presi in esame le ricerche effettuate sull'esposizione dell'uomo alle sostanze inquinanti emesse dagli inceneritori e gli studi dell'impatto

sulla salute dei lavoratori e delle popolazioni locali. È stato documentato un ampio spettro di impatti sulla salute di questi due gruppi, inclusi gli effetti negativi sui bambini che vivono vicino agli inceneritori. In ogni caso, è spesso difficile confermare se i legami notati con le sostanze inquinanti prodotte dagli inceneritori siano di causa ed effetto.

1.1 Tipi di studi della ricerca

Gli impatti degli inceneritori sulla salute umana sono stati valutati principalmente usando tre tipologie di studio: le indagini sull'esposizione dell'uomo, gli studi epidemiologici ed infine quelli sulla valutazione del rischio. Gli studi sull'esposizione e quelli epidemiologici forniscono la dimostrazione più evidente degli impatti dell'incenerimento sulla salute pubblica, poiché coinvolgono dati scientifici ottenuti direttamente dai soggetti sottoposti ad indagine. D'altra parte, le valutazioni del rischio sono stime teoriche di ciò che gli effetti sanitari potrebbero causare sulla base di un calcolo matematico.

1.2 Studi riguardanti l'esposizione

L'esposizione ai composti emessi dagli inceneritori può avvenire, per esempio, per inalazione di aria contaminata o per consumo di prodotti agricoli locali oppure attraverso il suolo che è stato contaminato per deposito di sostanze inquinanti trasportate dall'aria. Inoltre, i lavoratori degli impianti d'incenerimento possono anche essere esposti alle ceneri contaminate.

Per valutare i possibili impatti sulla salute derivanti dall'esposizione ai rilasci dell'incenerimento, sono richiesti metodi attendibili. Un metodo di valutazione è monitorare i livelli dei contaminanti emessi in atmosfera, sul suolo, sulla vegetazione e sui prodotti agricoli (sez. 4). Tuttavia, tali indagini non permettono di valutare direttamente l'"esposizione interna" degli esseri umani (Ardevol *et al.* 1999). La sua valutazione richiede la quantificazione dei composti nel corpo umano. Negli ultimi anni, con il progresso tecnologico, è diventato possibile monitorare il livello di alcuni composti tossici provenienti dagli inceneritori nei tessuti del corpo umano. Questo implica la determinazione delle concentrazioni dei contaminanti in campioni biologici, come sangue, urine, capelli o latte materno.

Lo studio sull'esposizione analizza i campioni biologici secondo:

- 1) inquinanti chimici che vengono rilasciati da un inceneritore;
- 2) metaboliti (prodotti finali) di queste sostanze;
- 3) biomarcatori dell'esposizione (che mostrano gli effetti biologici di una esposizione tossica).

I risultati delle analisi sono confrontati con quelli di un gruppo di controllo formato da individui considerati non esposti.

Diversi studi sono stati condotti per valutare l'esposizione dei lavoratori negli impianti d'incenerimento (sez. 2.1) e delle popolazioni che vivono vicino agli inceneritori (sez. 3.1) usando le analisi descritte sopra.

1.3 Studi epidemiologici

Gli studi epidemiologici tentano di stabilire l'incidenza o la prevalenza degli effetti sulla salute che possono essere connessi all'assorbimento di inquinanti rilasciati da un inceneritore. Vengono usate diverse informazioni relative alle persone

potenzialmente contaminate, per esempio, certificati di nascita e di morte, certificati di malattie, rapporti fisici, sintomi dichiarati e malattie. Tutto ciò viene comparato con informazioni simili desunte da persone potenzialmente non contaminate o meno contaminate. Alcuni dei maggiori problemi per stabilire una relazione di causa ed effetto tramite studi epidemiologici sono (NRC 2000):

- Identificazione di popolazioni adeguatamente esposte, grandi abbastanza per stabilire un utile grado di rilevanza statistica.
- Identificazione dei vari fattori che modificano gli effetti (per es. età, sesso, ecc.) e/o che possano potenzialmente confonderli (per es. fumo, dieta, ecc.)
- Identificazione dei condizionamenti durante la raccolta dei dati.
- Misurazione della frequenza dei casi e le concentrazioni degli specifici inquinanti nella popolazione colpita e nel gruppo di controllo potenzialmente non colpito.
- Misurazione degli effetti piccoli, che accadono non frequentemente e che appaiono a distanza di anni e/o non si presentano negli individui esposti ma nella loro prole, durante l'infanzia, l'età giovanile o adulta.

Gli studi epidemiologici hanno esaminato una varietà di effetti sulla salute degli addetti e delle popolazioni prossime al sito, derivanti dalla esposizione ai composti emessi da un inceneritore. In particolare, sono stati analizzati il cancro e gli effetti respiratori. Tali studi epidemiologici sono tuttavia limitati in numero per quanto riguarda i potenziali effetti sulla salute provocati da un inceneritore. La scarsità di queste ricerche è probabilmente dovuta ai costi e alle difficoltà di realizzazione. Questi studi sono generalmente più validi di altri, in quanto in modo esplicito o implicito viene conteggiata l'esposizione a tutti gli inquinanti emessi da inceneritori, riflettendo così la "reale" situazione (Rowat 1999) benché la significatività di queste indagini sia determinata dalla loro pianificazione.

1.4 Valutazione del rischio

La valutazione del rischio tenta di stimare l'esposizione ad una particolare sostanza chimica contenuta nei rilasci in questione ed in ultimo calcola la probabilità degli effetti sanitari derivanti dall'esposizione stimata. La valutazione del rischio è un processo a stadi che implica l'uso di equazioni matematiche per stimare le emissioni degli inquinanti, il loro trasporto e le loro trasformazioni nell'ambiente, insieme alla esposizione umana ed infine stima la probabilità degli effetti sanitari derivanti dall'esposizione. La valutazione del rischio viene utilizzata principalmente per elaborare normative.

Il processo della valutazione del rischio, in ogni modo, è carico d'incertezze e necessariamente tratta in modo troppo semplicistico i processi ambientali e merita di essere vista con profondo scetticismo se possa realmente proteggere la salute umana (es. Johnston *et al.* 1996). Un problema fondamentale della valutazione del rischio è che la stima delle conseguenze dell'inquinamento sulla salute è ancora una scienza poco conosciuta. Alcuni interrogativi rimangono anche per la diossina (TCDD), uno dei composti chimici più studiati, e dal momento che la valutazione del rischio si basa su dati tossicologici per stimare gli effetti sulla salute può essere valida solo se i dati su cui si fonda sono altrettanto validi. Infatti, per molti composti chimici c'è una sostanziale mancanza di informazioni tossicologiche. Questo porta ovviamente ad imprecisioni nei risultati della valutazione del rischio. Inoltre, nel caso dello sviluppo di feti e dei bambini, c'è un'enorme incertezza sull'incidenza

tossicologica dell'esposizione a lungo termine e a basso dosaggio agli inquinanti. È chiaro che gli stadi di sviluppo della vita sono i più vulnerabili alle sostanze tossiche. Le valutazioni del rischio, in ogni caso, sono generalmente basate sulla stima del rischio negli adulti ed ignorano il potenziale impatto nei feti e nei giovani in via di sviluppo.

Nella stima della probabilità sugli effetti sanitari, diverse incertezze appaiono ad ogni stadio del processo di valutazione del rischio. Per esempio, c'è un'incertezza nello stimare le quantità dei rilasci, il trasporto e le trasformazioni degli inquinanti nell'ambiente e, da questi calcoli, nella stima dell'esposizione umana. È, infatti, molto difficoltoso, se non impossibile, determinare le dosi effettive coinvolte nell'esposizione ambientale. Per superare le incertezze nella stima, coloro che valutano il rischio usano stime "conservative" ed assumono così che una sovrastima del rischio permetta di superare questi problemi ed è perciò protettiva per la salute pubblica. In ogni caso, la definizione "conservativa" non è ben definita ed in pratica solleva importanti domande su come e quanto una valutazione del rischio dovrebbe essere conservativa e se tutti i parametri incerti dovrebbero essere trattati in modo conservativo o solo una parte di essi. In questo modo diventa evidente che la valutazione del rischio non solo contiene diverse incertezze, ma è anche soggettiva rispetto ad un processo scientificamente obiettivo. Questo porta di nuovo alla domanda se le regole derivate dalla valutazione del rischio possano realmente proteggere la salute umana.

Riguardo all'incenerimento e alla valutazione del rischio, il Consiglio Nazionale della Ricerca (NCR 2000) ha notato che le procedure usate per eseguire una valutazione del rischio *"variano notevolmente da un giudizio immediato all'uso di complessi modelli analitici"*, e descrive altre difficoltà connesse:

"La valutazione della commissione sull'incenerimento di rifiuti e sulla salute pubblica è sostanzialmente inficiata dalla mancanza di dati sulle concentrazioni degli inquinanti nell'ambiente, dovuti alle emissioni degli inceneritori. In più, un gran numero di variabili ed incertezze, associate alla valutazione del rischio, spesso limitano la capacità di definire i rischi dovuti agli inceneritori....I dati di emissione necessari per stabilire pienamente le concentrazioni ambientali per valutare gli effetti sanitari, non sono immediatamente disponibili per la maggior parte degli impianti di incenerimento. Tali informazioni sono carenti specialmente per quanto riguarda le diossine e i furani, i metalli pesanti (come il piombo, il mercurio e il cadmio) ed il particolato... Generalmente, i dati non sono raccolti durante le fasi di avvio, di interruzione ed in condizioni particolari - cioè quando si pensa che avvenga la maggior parte delle emissioni. Inoltre, tali dati sono tipicamente basati su pochi campioni per ogni sostanza emessa. Così, è molto incerta l'adeguatezza dei dati di queste emissioni a caratterizzare pienamente il contributo dell'incenerimento alle concentrazioni di inquinanti nell'ambiente al fine di valutarne gli effetti sulla salute."

Un aspetto ulteriore sulla valutazione delle emissioni degli inceneritori è che i dati, di solito, si basano sull'esame di ciò che brucia in condizioni ottimali. È probabile che tali dati sottostimano i rilasci degli inquinanti in condizioni operative (vedi più avanti la sez. 5.1.1), (Webster e Connett 1990).

Le valutazioni del rischio effettuate sugli inceneritori generalmente focalizzano soltanto su una o poche sostanze delle quali si sa che vengono emesse, in

particolare le diossine e alcuni metalli pesanti selezionati. Tuttavia, in realtà i rilasci degli inceneritori consistono di miscugli complessi di centinaia di sostanze chimiche, inclusi molti composti non conosciuti, la cui tossicità è ignota. La valutazione del rischio omette di prendere in considerazione gli impatti sulla salute di molte sostanze già conosciute e di tutte quelle ignote (Johnston *et al.* 1996). Inoltre, se consideriamo soltanto singole sostanze chimiche, questo metodo non misura la tossicità combinata di tutti i composti chimici presenti nelle emissioni dei camini (Johnston *et al.* 1998). Per esempio, la combinazione di due o più sostanze chimiche insieme potrebbe causare un effetto additivo o persino più grande (sinergico) o meno (antagonistico) rispetto all'effetto additivo.

Un ulteriore problema nella valutazione del rischi é che é sempre molto difficile stabilire quali sono i punti finali sensibili e più appropriati per scoprire la tossicità delle sostanze chimiche. Un effetto negativo sul sistema immunitario o sul sistema respiratorio potrebbe, per esempio, essere più sensibile ed essere esaminato a concentrazioni chimiche più basse di un altro tipo d'impatto sulla salute. Per la valutazione del rischio riguardante la salute in relazione agli inceneritori, i punti finali tossici possono comprendere sia il cancro che effetti non-cancerogeni. Qualunque sia il punto finale scelto, viene perciò accettato come chiave di misura capace di essere usata per proteggere la salute dell'uomo in modo olistico. E' comunque discutibile se, nella valutazione del rischio, vengano mai usati punti finali corretti. Inoltre, come già detto prima, probabilmente i giovani in fase di sviluppo sono più sensibili degli adulti agli effetti avversi di alcune sostanze chimiche.

In parole povere, c'è un quadro abbastanza scoraggiante delle inadeguatezze e delle incertezze inerenti la procedura della valutazione del rischio, dalla stima del tipo e del livello d'inquinamento a quella sull'esposizione e sugli effetti sanitari. Ciascuno di questi problemi può fatalmente compromettere i procedimenti della valutazione del rischio. È molto importante che questi limiti siano riconosciuti quando questo metodo viene applicato nella formulazione, implementazione o rafforzamento delle normative. La valutazione del rischio dovrebbe essere considerata con profondo scetticismo, finché tutte le aree d'incertezza non siano definite correttamente (Johnston *et al.* 1998). Le valutazioni del rischio che sono state realizzate per gli inceneritori vengono brevemente discusse nella sez.3.3.

2. IMPATTI SULLA SALUTE DEI LAVORATORI

2.1 Esposizione

I lavoratori impiegati negli inceneritori di rifiuti urbani subiscono una considerevole esposizione alle ceneri prodotte dall'impianto e ciò solleva la possibilità che essi possano assorbire quantità significative di diossine e di altre sostanze tossiche presenti nelle ceneri. La maggiore esposizione avviene durante le operazioni di abbattimento degli inquinanti dalle ceneri (Schechter *et al.* 1991). I dispositivi di protezione del personale sono stati progettati allo scopo di proteggere i lavoratori dagli inquinanti che si disperdono in aria sebbene sia importante notare che le diossine e le altre sostanze contaminanti possono essere assorbiti anche attraverso la pelle.

Secondo il NRC (2000):

“Gli operatori dell'inceneritore ed i lavoratori addetti alla manutenzione e quelli che sono coinvolti nella raccolta, nel trasporto e nello scarico delle ceneri volanti e dei residui dei sistemi di abbattimento delle emissioni sono potenzialmente più esposti a sostanze tossiche associate con l'incenerimento.”

Dopo aver notato che *“i lavoratori addetti all'inceneritore sono stati esposti ad alte concentrazioni di diossine e di metalli tossici, in particolare piombo, cadmio e mercurio”*, il Consiglio ha espresso grande preoccupazione nei confronti della tutela dei lavoratori, indipendentemente dalla applicazione delle più severe tecnologie di abbattimento (NRC 2000).

Gli studi sull'esposizione degli addetti agli impianti di incenerimento sono limitati sia nel numero che e nella focalizzazione. La maggior parte delle indagini hanno considerato l'esposizione alle diossine e a pochi metalli pesanti, mentre solo due studi hanno indagato altri composti organici. Inoltre quasi tutti gli studi hanno esaminato gli inceneritori di rifiuti urbani ma non altre tipologie d'impianti.

2.1.1 DIOSSINE

La ricerca ha rivelato che gli operai di un impianto possono essere esposti a livelli elevati di diossine nell'aria del luogo di lavoro. Studi pubblicati negli anni novanta indicano che l'esposizione professionale può essere superiore a quella ambientale. Alcuni studi hanno mostrato livelli elevati di diossine (totale TEQ) nel sangue degli operai, mentre altre ricerche non hanno trovato un aumento delle diossine totali, ma solo di alcuni congeneri di questi composti. Queste indagini hanno dimostrato che i lavoratori addetti negli impianti di incenerimento potrebbero essere soggetti ad alte esposizioni alle diossine.

Uno studio condotto negli Stati Uniti in un impianto che coinceneriva carbone e CDR (combustibile derivato da rifiuti), ha dimostrato che gli operai erano esposti a livelli più alti di quelli dell'ambiente (Pilsanen *et al.* 1992); infatti i livelli delle diossine nelle zone di lavoro erano più elevati di quelli presenti nell'aria di altri ambienti della regione. La fonte di queste sostanze inquinanti è stata associata al particolato emesso attraverso la pressione di combustione o a causa di perdite della caldaia, e successivamente trasportato dalle correnti d'aria attraverso l'impianto. Commentando questo studio, Marty (1993) ha sottolineato che ciò dimostra quanto l'esposizione

professionale alle diossine sia considerevole rispetto a quella a cui è sottoposta tutta la popolazione. Nel 1992, l'Istituto Nazionale per la Sicurezza e la Salute Professionale (NIOSH) ha esaminato tre inceneritori di rifiuti urbani a New York, stabilendo che le concentrazioni aeree di diossine durante una procedura di pulizia (della camera inferiore) erano così alte da superare la capacità di protezione delle attrezzature indossate dai lavoratori durante questa operazione (NIOSH 1995).

Kitamura *et al.* (2000) hanno dimostrato che le concentrazioni medie di diossine nel sangue dei lavoratori erano 3,7 volte più alte rispetto a quelle trovate negli abitanti vicino ad un inceneritore in Giappone. Questo impianto è stato in funzione tra il 1988 e il 1997, anno in cui fu chiuso a causa delle alte emissioni di diossine dal camino e della contaminazione del suolo. Durante l'indagine sono state misurate le concentrazioni di diossine nel sangue di 94 lavoratori: il livello nei campioni di sangue variava da 13,3 a 805,8 parti per trillione (ppt) TEQ, con un valore medio di 93,5 ppt TEQ (basi lipidiche). I lavoratori che erano stati addetti alle operazioni di pulizia interna degli inceneritori presentavano livelli di diossine elevatissimi. Inoltre, il contatto con le ceneri volanti è stato identificato come un fattore importante sulle concentrazioni di diossine riscontrate nel sangue; i lavoratori che non avevano avuto un contatto diretto con le ceneri volanti presentavano livelli ematici più bassi (di 34,2 ppt TEQ). In confronto, la concentrazione media di diossine riscontrata nel sangue dei residenti che vivevano entro due km dall'inceneritore era di 25,3 ppt TEQ. Nello studio sono stati anche controllati i valori dei PCB (policlorobifenili). Alcuni lavoratori mostravano livelli elevati anche di questi composti (da 3,1 a 54,2 ppt TEQ) e dall'indagine è emersa la necessità di effettuare una misurazione ambientale dei PCB. Gli impatti sulla salute osservati nei lavoratori da questo studio saranno trattati nella sez. 2.2.2.

In uno studio condotto su un inceneritore di rifiuti urbani in Germania sono stati prelevati 56 campioni di sangue di lavoratori di sesso maschile ed il livello di diossine è stato misurato in un campione di sangue raggruppato (combinato) (Schechter *et al.* 1991). Questo campione è stato messo a confronto con un altro attinto da un gruppo di controllo di sesso maschile, mai esposto a materiali tossici. I risultati hanno dimostrato che i lavoratori dell'inceneritore avevano un livello di diossine (totale TEQ) nel sangue del 30% più alto rispetto al gruppo di controllo. I dibenzofurani erano particolarmente elevati: 103 ppt nei lavoratori contro 47 ppt nel gruppo di controllo. Inoltre, il profilo dei congeneri (modello riguardo ai livelli dei differenti congeneri delle diossine) nel sangue dei lavoratori era simile a quello presente nelle ceneri prodotte dall'inceneritore. Ciò implicava una evidente esposizione professionale alle diossine, dato i livelli elevati di questi composti riscontrati nel sangue dei lavoratori. Queste indagini hanno portato alla realizzazione nell'impianto di metodi di protezione dei lavoratori più rigorosi (Schechter *et al.* 1994).

Uno studio condotto in Giappone su due lavoratori di sesso maschile, che erano stati impiegati per oltre otto anni in un impianto obsoleto di combustione di rifiuti urbani, ha mostrato che i livelli ematici di diossine erano ancora elevati dopo diversi anni dalla interruzione dell'attività lavorativa (Schechter *et al.* 1999). Le concentrazioni di diossine nel sangue dei lavoratori erano molto alte (360 ppt TEQ e 278 ppt TEQ, basi lipidiche) rispetto a quelle riscontrate nella media giapponese, pari a 24 ppt TEQ, tali che i livelli nei due soggetti campionati erano rispettivamente di 15 e di 11,5 volte maggiori di quelli riferiti alla popolazione generale. Inoltre la maggior parte del TEQ era dovuta alla presenza dei dibenzofurani, che sono i composti frequenti ad alte

concentrazioni rispetto alle dibenzodiossine nei casi come questi, ovvero di combustione di rifiuti urbani, incluso PVC ed altro materiale plastico. L'indagine è stata allargata anche alle mogli dei lavoratori, di cui una presentava livelli elevati di diossine nel sangue (98 ppt TEQ), mentre nell'altra concubina erano pari a 18 ppt TEQ. È stato proposto che il livello alto riscontrato nella donna potrebbe essere dovuto al lavaggio dei vestiti contaminati che il marito riportava a casa.

Contrariamente alle ricerche finora considerate, altre indagini effettuate su alcuni inceneritori non hanno sempre trovato livelli elevati di diossine (totale in TEQ) nel sangue dei lavoratori, ma sono state evidenziate alte concentrazioni di alcuni congeneri delle diossine, in particolare esa- ed epta-dibenzofurani. Uno studio effettuato in Germania su dieci lavoratori di un inceneritore di rifiuti urbani (Papke *et al.* 1993) ha trovato, in alcuni casi, livelli alti di questi congeneri insieme a quelli delle diossine totali. Un'altra ricerca sulla esposizione professionale di quattro lavoratori, condotta presso un inceneritore di rifiuti urbani in Olanda, ha riportato livelli elevati di questi congeneri così come di epta- e otto-dibenzodiossine rispetto a quelli investigati nel grasso ematico di cinque residenti locali (van den Hazel e Frankort 1996). I valori mostrano che la concentrazione media di epta-dibenzodiossine era di circa tre volte più alta nei lavoratori; quella di otto-dibenzodiossine circa 1,7 volte; quella di esadibenzofurani almeno due volte e la concentrazione media di epta-dibenzofurani era 1,9 volte maggiore.

Infine uno studio effettuato su un campione di 31 lavoratori impiegati in tre impianti di incenerimento di rifiuti chimici in Germania non ha investigato livelli elevati di diossine nel sangue (Papke *et al.* 1994). I livelli ematici di questi composti erano nella media, sebbene in due lavoratori le concentrazioni di epta- ed esa-dibenzofurani erano elevate come descritto nelle indagini precedenti.

2.1.2 ALTRI COMPOSTI ORGANICI

È stato realizzato uno studio sui lavoratori presso un inceneritore in Germania, caratterizzato da standard di sicurezza e di tutela della salute (Wribitzky *et al.* 1995). Questa ricerca ha preso in esame 45 lavoratori a diretto contatto con l'inceneritore ed altri che non lo erano, di cui 54 impiegati nelle aree esterne e 23 dirigenti. I limiti dell'esposizione biologica stabiliti in Germania non sono stati superati per il benzene, il toluene o lo xilene, sebbene i livelli di queste sostanze fossero per alcuni impiegati superiori a quelli della popolazione generale. In ogni modo, sono state trovate nei lavoratori dell'inceneritore concentrazioni ematiche di toluene e più di clorofenoli alte rispetto a quelle di altri impiegati. Il grado di aumento di questi composti, tuttavia, è stato basso tale da non venir considerato dagli autori rilevante per la salute professionale.

Il NRC (2000) ha esaminato uno studio di Angerer (1992) riguardo i livelli di varie sostanze organiche presenti nel sangue e nelle urine di 53 lavoratori di un inceneritore di rifiuti urbani in Germania, paragonando i risultati ai dati di 431 soggetti di controllo. Lo studio ha rivelato livelli elevati di esaclorobenzene (HCB) nel plasma e di clorofenoli nelle urine, fra cui il 2,4-diclorofenolo, il 2,5-diclorofenolo ed il 2,4,5-triclorofenolo. Queste sostanze chimiche sono state analizzate perché sono composti precursori delle diossine. Fra gli altri composti chimici presenti nell'urina, le concentrazioni di 4-monoclorofenolo e di tetraclorofenolo erano più alte nel gruppo di controllo mentre non c'erano differenze significative tra quest'ultimo gruppo ed i lavoratori analizzati per i livelli di PCB nel plasma, per quelli di benzene nel sangue e

per le concentrazioni di 2,4,6-triclorofenolo e di pentaclorofenolo nelle urine. Il NRC commentava che, a causa della mancanza di conclusioni consistenti tra i lavoratori e il gruppo di controllo, non si poteva trarre alcuna evidenza dallo studio sull'esposizione della combustione dei materiali precursori delle diossine e quindi nessuna deduzione poteva essere fatta per quanto riguarda l'esposizione alle diossine.

Comunque sia, è possibile, sulla base della presenza di un biomarcatore alla esposizione, che i lavoratori siano stati sottoposti ad un'esposizione elevata agli IPA (vedi sez. 2.1.4).

2.1.3. METALLI PESANTI

Sono stati condotti alcuni studi per valutare se i lavoratori possano essere esposti a livelli elevati di alcuni metalli pesanti presenti nell'aria dei loro posti di lavoro. Tre indagini hanno confermato l'esposizione dei lavoratori ad alcuni metalli pesanti, mentre un'altra ricerca ha rilevato una scarsa evidenza della esposizione professionale.

Il NRC (2000) descrive uno studio compiuto nel 1992 dall'Istituto Nazionale per la Sicurezza Professionale presso tre inceneritori di rifiuti urbani a New York che esaminava i livelli dei metalli pesanti sul posto di lavoro (NIOSH 1995). Le concentrazioni atmosferiche di alluminio, arsenico, cadmio, piombo e nickel, durante i periodi di manutenzione del precipitatore elettrostatico, erano abbastanza alte da superare la capacità di protezione aerea delle maschere indossate dai lavoratori durante queste operazioni. Ciò ha portato alla conclusione che esiste un grave pericolo per la salute dei lavoratori durante le operazioni di ripulitura degli impianti stessi.

Nel 1989, uno studio condotto a New York ha rilevato che in alcuni casi i lavoratori erano stati esposti ad alti livelli di piombo nell'aria. Lo studio è stato effettuato sui livelli ematici di questo metallo nei lavoratori impiegati in tre inceneritori di New York (Malkin *et al.* 1992). I risultati hanno dimostrato che il livello medio di piombo negli addetti agli impianti era aumentato rispetto a quello del gruppo di lavoratori di controllo (media 11,0 mg/dl contro 7,4 mg/dl), anche se la concentrazione del metallo non superasse il limite massimo imposto per legge, fissato negli Stati Uniti in 40 mg/dl nei posti di lavoro. La ricerca faceva notare che la presenza di piombo nelle ceneri prodotte dall'inceneritore poteva far aumentare le concentrazioni di piombo nel sangue dei lavoratori. Al contrario, da un'altra indagine condotta su un inceneritore in Germania con moderni standard di sicurezza e di protezione della salute non è stato rilevato un aumento della concentrazione di piombo nel sangue dei lavoratori (Wrbitzky *et al.* 1995).

Bresnitz *et al.* (1992) hanno condotto una ricerca sull'esposizione ai metalli pesanti e sull'impatto sanitario tra i lavoratori di 86 impianti di incenerimento presenti negli Stati Uniti. I risultati hanno rivelato che queste sostanze non erano generalmente elevate nel sangue e nell'urina dei lavoratori. Infatti, soltanto 8 dei 471 test effettuati sull'esposizione ai metalli pesanti hanno dimostrato livelli superiori a quelli previsti per una popolazione non esposta ed in particolare per lo zinco, il mercurio ed il piombo. In ogni caso, i livelli elevati non riguardavano le categorie di lavoratori esposte e quindi i risultati non sono stati considerati significanti da un punto di vista clinico.

Una indagine su un inceneritore di rifiuti pericolosi in Finlandia ha esaminato i livelli di mercurio in 11 lavoratori nel 1984, ripetendo la stessa ricerca nel 1994 (Kurttio *et al.* 1998). Dai risultati si evince che, dopo dieci anni, i livelli di mercurio misurati nei capelli dei lavoratori erano aumentati da 0,62 a 0,98 mg/kg. In ogni caso, le concentrazioni di mercurio nei capelli dei lavoratori non erano alte se paragonate a quelle della popolazione non esposta a livello mondiale (0,5-4,0 mg/kg). Anche in uno studio sui lavoratori impiegati in un impianto tedesco, con standard di sicurezza molto alti, non sono stati trovati livelli di mercurio significativamente alti. Tuttavia, sono state riscontrate elevate concentrazioni di arsenico in diverse persone, sia in quelle che lavoravano all'interno dell'inceneritore, che per i lavoratori impiegati all'esterno e nella amministrazione (Wrbitzky *et al.* 1995); le concentrazioni più alte sono state riscontrate negli addetti all'interno dell'inceneritore. Lo studio ha concluso che esiste una probabile esposizione professionale a questo metallo pesante ed è quindi necessario, data la cancerogenicità dell'arsenico, identificare la fonte di questo metallo in modo da ridurre l'esposizione dei lavoratori.

2.1.4. BIOMARCATORI

Due studi hanno usato i biomarcatori per indagare l'esposizione dei lavoratori a sostanze chimiche pericolose. Una delle due indagini ha rivelato che i lavoratori potrebbero essere esposti a livelli aumentati di IPA e l'altra ha dimostrato che essi potrebbero essere esposti a livelli elevati di composti elettrofilii, come gli IPA.

Nel 2000, il NRC ha esaminato uno studio di Angerer (1992) che indagava i livelli di varie sostanze organiche nel sangue e nelle urine di 53 lavoratori di un inceneritore di rifiuti urbani in Germania, mettendo a confronto i risultati con un gruppo di controllo costituito di 431 persone (vedi anche sez. 2.1.2). Nelle urine dei lavoratori sono stati riscontrati livelli elevati d'idrossipirene, che è un buon indicatore dell'esposizione interna agli IPA, tali da poter asserire che i lavoratori avevano subito un'esposizione più alta agli IPA rispetto al gruppo di controllo.

In un altro studio, effettuato su un inceneritore di rifiuti chimici, è stata esaminata la concentrazione di tioeteri nelle urine dei lavoratori (Van Doorn *et al.* 1981). I tioeteri sono i prodotti finali derivati dalla degradazione dei composti elettrofilii introdotti nel corpo, come gli IPA ed il benzene, che sono espulsi tramite le urine. Perciò essi possono essere usati come biomarcatori per indicare il grado di esposizione di un individuo ai composti elettrofilii. Lo studio esaminava l'urina di tre lavoratori di un inceneritore, sia prima che dopo l'orario di lavoro. I risultati sono stati paragonati a campioni di urine presi nello stesso periodo da uomini non esposti all'impianto. Dall'indagine è stato rivelato che i livelli di tioeteri nell'urina dei lavoratori addetti all'impianto erano consistentemente più alti alla fine del giorno lavorativo rispetto ai valori riferiti all'inizio. Questo tipo di secrezione dei tioeteri non è stato osservato in soggetti non esposti. Inoltre il livello di tioeteri nelle urine dei lavoratori dell'inceneritore analizzato dopo il lavoro era consistentemente più alto rispetto ai soggetti sotto controllo. Dai risultati ottenuti, lo studio concludeva che i lavoratori impiegati nell'inceneritore probabilmente inalavano o assorbivano i composti elettrofilii durante le ore di lavoro ed in seguito questi composti venivano metabolizzati ed espulsi come tioeteri nelle urine.

2.1.5. COMPOSTI MUTAGENI

I composti mutagenici, detti anche mutageni, sono composti che hanno la capacità di danneggiare il DNA nelle cellule del corpo. Gli studi hanno dimostrato che i composti

mutagenici sono presenti nelle emissioni atmosferiche e nelle ceneri dell'inceneritore. Secondo Ma *et al.* (1992), i composti mutagenici che sono presenti nei gas emessi dall'inceneritore, nel particolato e nelle ceneri inevitabilmente comportano l'esposizione degli addetti a questi composti. Uno studio sui lavoratori, discusso in questa sezione, ha indicato che potrebbe esserci una esposizione interna ai composti mutagenici sul posto di lavoro.

Studi di laboratorio hanno dimostrato che le emissioni degli inceneritori in aria (es. Fomin e Hafner 1998, DeMarini *et al.* 1996), le ceneri volanti e quelle di fondo (Shane *et al.* 1993) sono mutagenici. Le emissioni atmosferiche dell'inceneritore consistono di un insieme complesso di composti organici e di altri elementi. All'interno della frazione organica è stato ipotizzato che la mutagenicità può essere dovuta soltanto a una o a poche classi chimiche presenti nel miscuglio di sostanze emesse in aria. Uno studio recente ha identificato negli IPA e nei nitroareni (idrocarburi nitro-aromatici) i composti che danno un contributo importante alla mutagenicità delle emissioni dell'inceneritore (DeMarini *et al.* 1996).

Per esaminare l'esposizione professionale ai mutageni, Scarlett *et al.* (1990) hanno condotto uno studio per determinare se i composti mutageni erano presenti nelle urine dei lavoratori dell'inceneritore di rifiuti urbani. Lo studio ha rivelato che gli addetti presentavano una frequenza di composti mutageni nelle urine aumentata in modo significativo, rispetto al gruppo di controllo dei lavoratori addetti al trattamento delle acque. Un'ulteriore ricerca sui lavoratori degli stessi impianti d'incenerimento è stata condotta per stabilire se la quantità di mutageni nell'urina fosse abbastanza elevata o se variasse con il tempo (Ma *et al.* 1992). La prima serie di esami di nuovo mostrava che i mutageni erano decisamente più alti nelle urine dei lavoratori dell'inceneritore rispetto agli addetti al trattamento dell'acqua. In altre analisi, invece, sono state rilevate frequenze più basse di mutageni nelle urine degli addetti all'inceneritore. Nello stesso tempo, la quantità di mutageni presenti nell'urina degli addetti al trattamento acque restava consistente. Lo studio riferiva che una probabile spiegazione alle quantità più basse di mutageni nelle urine degli addetti all'incenerimento nel secondo e nel terzo esame poteva risiedere nella alta variabilità dell'esposizione ai mutageni nel posto di lavoro. In alternativa, o in aggiunta a ciò, gli addetti che erano stati esaminati probabilmente avrebbero potuto prendere delle misure per ridurre l'esposizione, indossando tute protettive e maschere dopo aver sospettato di poter essere esposti alle sostanze tossiche. Sebbene le mutazioni giocano un ruolo nel processo di cancerogenesi, dallo studio si evince che la presenza di mutageni nelle urine dei lavoratori dell'inceneritore non comportava di per sé che l'insorgenza di mutazioni. Non è stato quindi possibile associare queste scoperte ad una valutazione della probabilità di contrarre il cancro od altri effetti avversi per la salute attraverso questo particolare studio, sebbene le conclusioni siano indicative.

2.2 Impatti sulla salute

Gli studi sulla mortalità e sulla morbosità (malattia) tra gli addetti all'incenerimento sono molto limitati nel numero. La ricerca ha documentato un'ampia gamma d'impatti sulla salute associati al lavoro negli inceneritori, incluso i decessi per malattie cardiache, alcuni tipi di cancro, iperlipidemia, allergia ed ipertensione. Uno studio ha riportato la cloracne in un lavoratore molto esposto, una condizione associata specificatamente all'esposizione a diossina.

2.2.1 MORTALITÀ

Gustavsson (1989) ha esaminato la mortalità tra 176 lavoratori di un inceneritore che sono stati impiegati per un anno o più tra il 1920 e il 1985 in un inceneritore di rifiuti urbani in Svezia. Lo studio ha rivelato che l'ambiente di lavoro era più contaminato di quanto potrebbe essere aspettato nei moderni impianti d'incenerimento. I risultati mostrano un eccesso di malattie ischemiche, dovuto a fattori professionali. L'incidenza più alta (e statisticamente importante) è stata riscontrata nei lavoratori con più di quaranta anni di esposizione.

In questa indagine è stato riscontrato un eccesso di morti per cancro ai polmoni fra gli addetti all'impianto, superiore alla media nazionale di 3,5 volte. Rispetto alla media locale, i lavoratori avevano una probabilità doppia di morire di tumore al polmone. Il piccolo numero di campioni esaminato non ha consentito di arrivare a conclusioni definitive sul significato statistico del tasso di cancro ai polmoni fra i lavoratori (Marty 1993). Secondo Gustavsson *et al.* (1993), l'analisi del tempo di esposizione e del periodo di incubazione suggerivano che probabilmente gli alti tassi di tumore ai polmoni erano dovuti al fumo. C'è da aggiungere che, secondo i risultati di studi precedenti, soltanto abitudini di fumo molto elevate (100% di fumatori) potrebbero produrre l'eccesso di cancro osservato in questa ricerca. È stato notato che l'esposizione dei lavoratori ai composti organici policiclici, specialmente gli IPA, può essere stata un fattore importante nell'aumento di cancro ai polmoni.

Lo studio ha inoltre rilevato un aumento di 1,5 volte della probabilità di morte a causa di cancro dell'esofago. Preso nel singolo contesto, questo studio ha fornito deboli evidenze di una origine occupazionale del cancro all'esofago. Comunque, altre indagini condotte in Svezia sui lavoratori esposti ai prodotti della combustione, per esempio, addetti presso impianti di gas, spazzacamini e quelli presso le autorimesse, hanno riportato anche un eccesso di cancro esofageo. Considerando i risultati di questi altri studi sull'aumento di cancro dell'esofago tra gli addetti all'inceneritore, possiamo affermare che l'esposizione professionale comporta sicuramente una minaccia maggiore per la salute. Sembra che tutto ciò non possa essere attribuito a fumo di sigarette e al consumo d'alcool che sono entrambi noti come fattori che contribuiscono a questo tipo di impatto (Gustavsson *et al.* 1993).

In contrasto allo studio di Gustavsson (1989), una ricerca effettuata su 532 campioni, impiegati presso inceneritori di rifiuti urbani a Roma tra il 1962 e il 1992 non ha trovato un aumento di cancro polmonare (Rapiti *et al.* 1997). La mortalità per questo tumore era ridotta rispetto alla popolazione generale e la mortalità di altri tipi di cancro era simile a quella della popolazione. In ogni modo, è stato osservato un aumento di 2,79 volte della probabilità di morte per tumore gastrico tra i lavoratori. Questo aumento della probabilità era evidente per i lavoratori che avevano più di dieci anni di latenza dal primo impiego. Un incremento di cancro gastrico è stato osservato anche tra gli addetti alle fognature ed, in una certa misura, i lavoratori degli impianti di incenerimento hanno esposizioni simili nel loro lavoro, come le inalazioni di patogeni volatili, di tossine batteriche e di polvere organica. Ci sono altri fattori che contribuiscono a questa tipologia di cancro, compreso il consumo di alcool, una dieta scarsa di frutta e verdura ed uno stato socio-economico più basso. Tali fattori potrebbero essere stati presenti fra gli addetti agli inceneritori oggetto di questo studio e quindi spiegare in una certa misura l'eccesso di cancro gastrico. L'indagine ha concluso che i lavoratori meritano una maggiore sorveglianza attraverso studi

epidemiologici e che il ruolo della polvere e delle tossine batteriche nella gestione dei rifiuti richiede un ulteriore esame.

2.2.2 MORBIDITA'

Kitamura *et al.* (2000) hanno indagato sulla morbilità in 94 lavoratori di un inceneritore municipale in Giappone. L'impianto era stato operativo tra il 1988 e il 1997, quando fu chiuso a causa delle alte emissioni di diossine dal camino che avevano contaminato il suolo dell'area locale. Lo studio ha rilevato livelli elevati di diossine nel sangue dei lavoratori (un range compreso tra 13,3 e 805,8 ppt TEQ, cioè in media 93,5 ppt TEQ - base lipidica - (vedi anche sez. 2.1.1)). A concentrazioni ematiche di diossine sopra le 100 ppt TEQ è stata trovata una relazione statisticamente significativa con la iperlipidemia. Inoltre, è stata rilevata una marginale correlazione fra i livelli di diossine e l'allergia. In ogni modo, lo studio ha rilevato che queste condizioni di salute sono state auto-dichiarate dai lavoratori e che potrebbe essere necessaria una conferma della diagnosi perché non è stata osservata nessuna associazione tra i livelli di diossine e quelli dei lipidi nel plasma.

Gli esami biochimici del sangue non hanno trovato associazioni significative rispetto ai livelli di diossine riscontrati nel sangue dei lavoratori, sebbene sia stata notata una diminuzione della funzione del fegato. Gli esami sul sistema immunitario hanno rilevato delle associazioni importanti tra i livelli ematici di diossine e l'attività della cellula-killer naturale (NK) e la stimolazione IPA. Le diossine sono state in precedenza associate con effetti sul sistema immunitario e gli autori hanno di conseguenza notato la necessità di un ulteriore studio.

Lo studio ha anche esaminato il rapporto dei sessi tra i bambini nati dai lavoratori. In teoria, il numero di bambini maschi e femmine dovrebbero essere uguale, ma in realtà i maschi dovrebbero prevalere anche se di poco (vedi la discussione in sez. 3.2.3). In questo studio, i lavoratori sono stati divisi in due gruppi, l'uno ad esposizione alta (maggiore di 49 ppt TEQ nel sangue) e l'altro bassa (minore di 49 ppt TEQ). Sono nati 16 maschi e 17 femmine ai lavoratori sottoposti a bassa esposizione e 2 ragazzi e 5 ragazze nel gruppo ad alta esposizione. Il leggero aumento nel numero delle femmine nate nel gruppo ad alta esposizione non è stato comunque considerato significativo dal punto di vista statistico.

È stato realizzato da Bresnitz *et al.* (1992) uno studio sulla morbilità tra gli 86 lavoratori di un inceneritore di rifiuti urbani negli Stati Uniti, in cui venivano esaminati diversi parametri sulla salute. I lavoratori sono stati suddivisi in due gruppi ipotetici, l'uno ad alta esposizione professionale, l'altra a bassa. I risultati hanno rivelato che un numero elevato di lavoratori (31%) presentavano anomalie nelle urine, in particolare una significativa proteinuria (presenza di proteine nelle urine). Per quest'effetto, comunque, nessuna differenza era evidente tra i gruppi ad alta e a bassa esposizione. L'incidenza dell'ipertensione sopra la norma è stata osservata fra i lavoratori, ed è stato ipotizzato che l'ipertensione potesse spiegare l'eccesso di proteinuria. Gli esami sulla funzione polmonare nei lavoratori mostravano che questo parametro era influenzato dall'abitudine o meno di fumare le sigarette. Gli esami hanno anche rilevato un aumento di piccole ostruzioni nelle vie aeree dei polmoni, sebbene la diagnosi non sia stata confermata. Il gruppo ad alta esposizione aveva una probabilità 19 volte più alta di sviluppare piccole ostruzioni nei polmoni, in confronto al gruppo a bassa esposizione. Tra i lavoratori che non avevano mai fumato c'era un aumento dell'85% di insorgenza delle ostruzioni delle vie aeree in

quelli appartenenti al gruppo ad alta esposizione. Lo studio concludeva che occorreva ulteriori indagini per valutare i potenziali effetti sanitari da parte dei prodotti derivati dall'incenerimento dei rifiuti urbani. Gli autori suggerivano inoltre la necessità di ridurre i fattori di rischio personali e le esposizioni professionali future, allo scopo di abbassare la percentuale di malati tra i lavoratori degli inceneritori.

Schechter *et al.* (1999) hanno trovato livelli ematici di diossine particolarmente alti in due soggetti, diversi anni dopo il loro impiego presso un vecchio inceneritore di rifiuti giapponese (vedi sez. 2.1.1). Un lavoratore, con livelli di diossine pari a 360 ppt TEQ, presentava cloracne, una condizione della pelle causata dall'esposizione alle diossine. L'altro addetto all'impianto, con un livello pari a 278 ppt TEQ, non aveva manifestazioni tipiche della cloracne, ma nel periodo dell'indagine era in fase di guarigione da due episodi di cancro gastrointestinale di eziologia ignota (causa medica).

3. EFFETTI SULLA SALUTE DELLE POPOLAZIONI VICINO AGLI INCENERITORI

Hens *et al.* (2000) notano che il rilascio nell'aria e nell'acqua delle sostanze da parte degli inceneritori è veramente una diluizione ed una dispersione d'inquinanti nello spazio e nel tempo. Questo causa un lento ma graduale accumulo di sostanze inquinanti nella catena alimentare e nel corpo umano, tanto che gli effetti sulla salute possono spesso diventare chiari e misurabili dopo un lungo periodo d'incubazione.

3.1 Studi sull'esposizione

Un numero limitato di studi è stato condotto per stabilire se le persone che risiedono vicino agli inceneritori siano state esposte alle sostanze inquinanti. Le ricerche sono state ristrette all'esposizione a diossine e metalli pesanti ed i risultati sono eterogenei. Alcuni hanno riportato un'esposizione elevata tra i residenti nelle vicinanze degli impianti, altri non hanno trovato alcuna evidenza sull'aumento dell'esposizione.

3.1.1 DIOSSINE E PCB

Tre indagini hanno riscontrato livelli aumentati di diossine nei residenti vicino agli inceneritori, mentre in due studi non sono state trovate evidenze di una esposizione aumentata. Un altro studio ha anche riportato che alcuni congeneri dei PCB erano probabilmente aumentati nel sangue dei bambini che vivevano nella zona.

Gonzalez *et al.* (2000) hanno esaminato l'esposizione delle persone che vivevano nelle vicinanze di un inceneritore da poco costruito a Matarò, in Spagna, sia prima che due anni dopo l'inizio dell'attività dell'impianto. Lo studio ha stabilito il livello di diossine nel 1995 e nel 1997 nei campioni di sangue di un gruppo di 104 individui che vivevano tra 0,5 e 1,5 km dall'inceneritore, e di 97 persone che vivevano più lontano, tra 3,5 e 4,0 km. Nel 1995, prima dell'avvio dell'inceneritore, i livelli di diossine nel sangue delle persone che vivevano vicino e di quelle che vivevano più lontano, erano rispettivamente di 13,5 ppt TEQ e 13,4 ppt TEQ. Nel 1997, dopo due anni di funzionamento dell'impianto, i livelli di diossine erano aumentati in entrambi i gruppi di persone di circa il 25% e quelli di PCB di circa il 12%. Quando le analisi furono ripetute, l'aumento delle diossine nei residenti era dal 10 al 15%, piuttosto che del 25%. L'aumento delle diossine non era diverso nei residenti che vivevano vicino all'inceneritore ed in quelli che vivevano più lontano, cosicché gli autori hanno commentato che l'aumento dei livelli ematici di questi composti non era probabilmente da attribuire all'inceneritore. L'emissione di diossine dal camino dell'inceneritore era riportata come 0,98-2,5 ng TEQ/m³.

In uno studio condotto in Giappone in un'area vicina ad un inceneritore di rifiuti urbani, sono stati notati alti livelli di diossine nel suolo (vedi sez. 4.2.1) ed un tasso insolitamente elevato di cancro tra i residenti (2 volte più alto) (Miyata *et al.* 1998). Nella ricerca sono stati anche esaminati campioni di sangue, di cui 13 donne e 5 uomini che vivevano entro 2 km dall'inceneritore. I livelli di diossine nei residenti erano considerevolmente alti se paragonati a quelli della popolazione locale. Per esempio, le donne avevano un livello medio nel sangue di 149 pg TEQ/g di lipidi e gli uomini 81 pg TEQ/g di lipidi, mentre il livello base della popolazione era da 15 a 29 pg TEQ/g di lipidi. Secondo gli autori, l'aumento dell'esposizione nei residenti era

dovuta all'inalazione diretta delle diossine dai gas del camino degli inceneritori ed al consumo delle verdure locali contaminate dagli stessi gas.

A seguito dei documenti sulla presenza di alti livelli di diossine nel latte di mucche presso fattorie vicine all'impianto "Coalite chemicals", nel Derbyshire, nel Regno Unito, dove era in funzione un inceneritore prima del 1991 (vedi anche sez. 4.2.2), è stato avviato uno studio sui livelli di diossine nel sangue di 10 residenti presso le fattorie (Startin *et al.* 1994). I risultati della indagine hanno rilevato la presenza di alti livelli ematici di diossine fra tutti i residenti. Questi dati sono stati paragonati a quelli disponibili sui livelli di diossine della popolazione tedesca, a causa della scarsità di dati significativi nel Regno Unito. Tre soggetti campionati avevano livelli nel sangue (49, 85 e 95 pg TEQ/g di lipidi) che erano appena al di sopra o al limite superiore dei livelli di controllo, e gli altri sette residenti avevano livelli (da 137 a 291 pg TEQ/g di lipidi) che erano chiaramente più alti di quelli di riferimento.

Holdke *et al.* (1998) hanno analizzato i livelli di PCB nel sangue di 348 bambini tra i sette e i dieci anni, che vivevano presso un inceneritore di rifiuti pericolosi in Germania. I risultati sono stati paragonati a quelli di un gruppo di controllo di bambini che vivevano in una regione con inquinamento industriale simile e a quelli di un secondo gruppo di bambini che vivevano in un'area meno industrializzata. Tra quelli che vivevano nelle vicinanze dell'inceneritore di rifiuti pericolosi, il PCB 170 e il PCB 180 erano presenti in concentrazioni statisticamente molto più alte, mentre il PCB 183 e il PCB 187 sono stati scoperti con frequenze maggiori rispetto ai bambini del gruppo di controllo dell'area con un inquinamento industriale più basso. Secondo l'indagine, mentre i risultati quantitativi possono essere visti soltanto come un confronto regionale dei tre gruppi e con piccoli effetti, da un punto di vista statistico i risultati indicano significativamente un modello plausibile di distribuzione sul territorio.

Due altri studi condotti in Europa non hanno trovato un aumento dei livelli di diossine negli individui residenti vicino agli inceneritori. Deml *et al.* (1996) hanno effettuato un esame sul sangue di 39 persone e sul latte materno di 7 donne che vivevano vicino ad un inceneritore di rifiuti urbani in Germania, nel 1993. Dall'indagine si evince che non c'è stato un aumento dei livelli ematici di diossine dei residenti. I livelli di queste sostanze nel sangue dei residenti (in media 17,0 ppt TEQ base lipidica, nell'intervallo da 5,2 a 34,5 ppt TEQ base lipidica) e nel latte materno (in media 12,4 ppt TEQ base lipidica, nell'intervallo da 6 a 19 ppt TEQ base lipidica) non erano significativamente diversi da quelli di riferimento della popolazione tedesca (intervallo da 10 a 48 ppt TEQ base lipidica nel sangue e mediamente 30 ppt TEQ base lipidica nel latte materno).

Nello stesso modo, uno studio sull'esposizione di un numero limitato di residenti (cinque) che vivevano vicino ad un inceneritore a Duiven, nei Paesi Bassi, non ha trovato un aumento dei livelli di diossine nel sangue (van den Hazel e Frankort 1996). Questa indagine è stata realizzata specificatamente per esaminare se i residenti avessero livelli elevati di congeneri delle diossine nel corpo, a causa della loro potenziale esposizione alle ceneri volanti, trasportate dal vento dal luogo di stoccaggio posto nelle vicinanze dell'impianto. I livelli di diossine nel sangue dei residenti (in media 31,4 ppt TEQ base lipidica) erano simili a quelli del gruppo di controllo, costituito di cinque persone tra la popolazione olandese (cioè 33,8 ppt TEQ base lipidica). Inoltre, lo studio non ha trovato aumenti dei livelli di qualsiasi particolare congenere delle diossine tra i residenti.

3.1.2 METALLI PESANTI

Nella letteratura scientifica è stato individuato soltanto uno studio sull'esposizione ai metalli pesanti dei residenti vicino agli inceneritori. Tra il 1984 e il 1994 Kurttio *et al.* (1998) hanno indagato i cambiamenti nei livelli di mercurio nei capelli di 113 persone che vivevano vicino ad un impianto di rifiuti pericolosi in Finlandia. Le concentrazioni di mercurio sono state trovate aumentate tra gli addetti (vedi sez. 2.1.3) e nei residenti, tanto che i livelli aumentavano con il diminuire della distanza dall'inceneritore.

Per esempio, le concentrazioni crescevano di 0,16 mg/kg nelle persone che vivevano ad una distanza tra 1,5 e 2 km dall'impianto (gruppo ad alta esposizione), di 0,13 mg/kg per quelli residenti tra 2,5-3,7 km (gruppo ad esposizione media) e di 0,03 mg/kg per coloro che vivevano a circa 5km (gruppo a bassa esposizione). I risultati suggerivano che l'inceneritore probabilmente era stato la fonte di esposizione, dovute principalmente all'inalazione ed al consumo di acqua dei pozzi locali e di verdure. Gli autori concludevano che nel tempo l'aumento della concentrazione di mercurio nei residenti era piccolo e sulla base della attuale conoscenza non poneva una minaccia per la salute.

3.1.3 BIOMARCATORI

La teoria sottesa all'uso dei biomarcatori negli studi epidemiologici si fonda sui primi effetti biologici di un'esposizione tossica (es. il biomarcatore), essendo più prevalente e più facile scoprirli nella popolazione potenzialmente esposta rispetto ad una malattia clinica.

Uno studio condotto in Spagna presso un inceneritore di recente costruzione ha confrontato bambini che vivevano nelle sue vicinanze con altri che vivevano al di fuori della zona d'influenza dell'impianto, usando come biomarcatori i tioeteri nell'urina (Ardevol *et al.* 1999). L'impiego di questi composti si basa sul fatto che quando i composti elettrofili come gli IPA, sono degradati nel corpo umano, i prodotti metabolici finali possono essere rilevati come tioeteri nell'urina. I composti elettrofili sono generalmente potenti mutageni e cancerogeni.

Una ricerca effettuata nel 1997 esaminava il possibile contributo dell'incenerimento alla presenza di tioeteri nell'urina nei bambini con età compresa tra sette e dieci anni. La scelta di campionare bambini piuttosto che adulti ha eliminato altre potenziali fonti di esposizione sanitaria, come il fumo, l'ambiente di lavoro od altre sostanze pericolose per la salute, che potevano interferire con i risultati. Dallo studio si evince che c'era una quantità maggiore di tioeteri nell'urina dei bambini che vivevano nei pressi dell'inceneritore rispetto al gruppo di controllo, sebbene il risultato non fosse statisticamente significativo.

L'indagine ha, inoltre, rilevato che la presenza di genitori fumatori predeterminava una quantità maggiore dei tioeteri urinari nei bambini di entrambi i gruppi e che tra quelli esposti in casa al fumo di entrambi i genitori c'era una quantità più elevata di questi composti nelle urine dei bambini del gruppo campionato rispetto a quello di controllo. È possibile che quest'effetto sia stato causato da un grado maggiore di esposizione dei bambini al fumo di tabacco oppure potrebbe essere stato causato da una combinazione legata al fumo da tabacco e alle emissioni dell'inceneritore. In quest'ultimo caso le quantità maggiori di tioeteri nelle urine dei bambini potrebbero essere state dovute all'esposizione agli IPA e forse alle diossine.

3.2 Effetti sulla salute – Studi epidemiologici

La maggior parte degli studi epidemiologici sulla salute delle popolazioni residenti vicino agli inceneritori si sono concentrati sia sull'incidenza del cancro che sui sintomi respiratori. Alcune ricerche hanno, inoltre, esaminato altri effetti potenziali, compresi le anomalie congenite ed i cambiamenti nel rapporto dei sessi. Considerando l'uso esteso dell'incenerimento dei rifiuti su scala globale, il numero delle indagini sugli effetti sulla salute dei residenti vicini agli impianti è scarso.

3.2.1 CANCRO

Alcune delle sostanze emesse dalle ciminiere degli inceneritori, incluso cadmio, IPA e diossine (TCDD) sono state classificate come agenti cancerogeni per l'uomo o come probabili/possibili cancerogeni umani dalla Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (McGregor *et al.* 1998, vedi Elliot *et al.* 1996). Diversi studi hanno indagato l'incidenza del cancro nelle popolazioni che vivono nei pressi degli inceneritori o in altre zone industrializzate. Dalla maggior parte di queste ricerche si evince che esiste un'associazione tra i tassi elevati di tumore (incluso il cancro nei bambini) e la vicinanza agli impianti o ad aree industrializzate. E' necessario che questi tipi di ricerche sulle emissioni degli inceneritori vengano condotte in un certo numero d'anni, poiché il tempo che occorre per lo sviluppo di un cancro (il periodo di incubazione) è lungo per molte forme tumorali.

Il sarcoma del tessuto molle ed il linfoma di Non-Hodgkin

E' stato condotto uno studio nell'area di Doubs, Francia orientale, vicino ad un inceneritore di RSU per esaminare il "clustering" (raggruppamento) di due tipi di cancro: il sarcoma del tessuto molle e il linfoma non-Hodgkin (Viel *et al.* 2000). L'indagine è stata realizzata a seguito di una denuncia di alte emissioni di diossine dall'impianto ed ha riscontrato gruppi significativi di entrambe le forme tumorali nelle aree vicine all'inceneritore, ma non nelle altre regioni circostanti.

In un comunicato stampa del 1998, il ministro francese dell'ambiente ha rivelato che 71 inceneritori di rifiuti urbani avevano emissioni di diossine nell'atmosfera sopra 10 ng I-TEQ/m³. Uno degli inceneritori, quello di Besançon, emanava nell'aria diossine per 16,3 ng I-TEQ/m³. Un registro sull'incidenza tumorale ha preso in considerazione l'area locale nei pressi dell'inceneritore, e ciò ha dato l'opportunità ai ricercatori di studiare l'incidenza del cancro nella regione. Sono stati scelti per l'indagine il sarcoma del tessuto molle ed il linfoma non-Hodgkin, poiché precedenti lavori suggerivano che le diossine aumentano la probabilità di contrarre questi tipi di cancro. L'inceneritore ha funzionato dal 1971 in poi.

Per gli scopi dell'analisi, lo studio divideva la regione di Doubs in 26 aree (unità statistiche). Durante il periodo tra il 1980 al 1995, sono stati riportati 110 casi di sarcoma al tessuto molle e 803 del linfoma non-Hodgkin. L'analisi dimostrava che gruppi statisticamente significativi di entrambi i tumori erano presenti in due delle ventisei aree, cioè Besançon e Audeux, che erano le più vicine all'inceneritore. C'era un aumento del 44% sull'incidenza del sarcoma del tessuto molle e del 27% su quella del linfoma non-Hodgkin. Non sono stati trovati "cluster" nelle altre 24 aree. È difficile che eventuali fattori alteranti come la situazione socio-economica e l'urbanizzazione potessero aver inciso sui risultati dell'indagine. Inoltre, per garantire che la distanza dalle unità sanitarie non confondesse i risultati (ossia, in considerazione della maggiore vicinanza a centri specialistici ove potessero essere

diagnosticati i tumori), lo studio ha tenuto conto della frequenza del morbo di Hodgkin quale tumore di controllo. Il morbo di Hodgkin è un cancro che non è associato con l'esposizione alle diossine. Lo studio non ha rilevato tracce di linfoma di Hodgkin nell'intera area coperta dallo studio. Gli autori hanno concluso che le tracce di sarcoma dei tessuti molli ed il linfoma non-Hodgkin in prossimità dell'inceneritore non potessero essere imputate alla presenza dell'Ospedale Universitario nell'area di Besançon-Audeux, che avrebbe potuto condurre ad una migliore diagnosi delle malattie.

In conclusione, gli autori affermavano che la consistenza delle scoperte dei gruppi di sarcoma del tessuto molle e del linfoma di Non-Hodgkin intorno all'inceneritore era notevole. In ogni modo, avvertivano anche che prima di poter attribuire i "cluster" di entrambi i tumori alla emissione di diossine dall'inceneritore, le scoperte dovrebbero essere confermate da un ulteriore esame. Se è vero che la diossina ha un ruolo importante, rimane da determinare la via di esposizione tra i residenti.

Cancro dei polmoni

Uno studio è stato effettuato a Trieste, città industriale nell'Italia del nord-est, per indagare l'impatto dell'inquinamento atmosferico provocato da diverse fonti (cantieri navali, fonderie, inceneritore e centro città) sullo sviluppo di cancro del polmone (Buggeri *et al.* 1996). La ricerca ha mostrato che l'incidenza di tutte le forme tumorali al polmone era aumentata sia tra i residenti vicino all'inceneritore che tra quelli nei pressi del centro della città.

Il metodo usato in questa indagine coinvolgeva l'identificazione di soggetti che erano deceduti di cancro ai polmoni nella regione soggetta a campionamento e, susseguentemente, l'identificazione di casi di controllo che includevano soggetti deceduti nello stesso tempo, ma non per tumore o per altre patologie polmonari. È stato osservato un totale di 755 soggetti di sesso maschile, morti per cancro del polmone tra il 1979 e il 1981 o tra il 1985 e il 1986; I due periodi presi in esame sono stati scelti per coprire un periodo di tempo esteso tenuto conto dei costi dello studio. L'analisi dei risultati ha preso in considerazione i fattori fuorvianti, come il fumo, l'età, la probabilità di una esposizione professionale a composti cancerogeni ed i livelli approssimativi di particolato nell'aria.

I risultati della indagine hanno dimostrato che c'era una probabilità statisticamente alta di decesso a causa della contrazione di diverse forme di tumore ai polmoni per le persone che vivevano nei pressi dell'inceneritore. La probabilità di morte per questa patologia era 6,7 volte maggiore rispetto a coloro che risiedevano in altre aree. Indipendentemente da questo, è stata osservata una maggiore probabilità di contrarre il cancro ai polmoni anche per coloro che vivevano vicino al centro della città (2,2 volte maggiore nel centro della città). Questo studio ha confermato le scoperte di una precedente ricerca condotta a Trieste, in cui era stato identificato un aumento della probabilità di contrazione di cancro polmonare nelle vicinanze dell'inceneritore (Babone *et al.* 1994). Non potevano, comunque, escludersi fattori eventualmente fuorvianti, quali la residenza effettiva nel luogo del decesso (es. cambio di residenza). Lo studio concludeva che i risultati fornivano una prova ulteriore a dimostrazione che l'inquinamento dell'aria rappresenta un fattore modesto nello sviluppo del cancro ai polmoni e che ciò corrispondeva all'ipotesi di un impatto indipendente sulla salute di chi risiede vicino all'inceneritore e al centro della città.

Il cancro della laringe

Alla fine degli anni 80, il comune di Charnock Richards, Lancashire, Regno Unito, ha condotto uno studio sul tasso di tumori nella area vicino ad un inceneritore di rifiuti speciali (solventi ed olii). L'analisi statistica dei risultati ha identificato un eccesso importante di cancro della laringe vicino all'inceneritore, incidenza che diminuiva con l'aumento della distanza dall'inceneritore (Diggle *et al.* 1990). A seguito di questa indagine, è stato realizzato un altro studio per verificare l'incidenza del tumore della laringe nei pressi di questo inceneritore ed in altri nove impianti simili nel Regno Unito che hanno iniziato ad operare prima del 1979 (Elliot *et al.* 1992). Dai risultati non è stato rilevato un aumento dei cancri della laringe o dei polmoni fino a 10 km dagli impianti, quando venivano considerati intervalli di tempo di 5 e di 10 anni tra l'avvio dell'inceneritore e l'incidenza del cancro. Di conseguenza, lo studio concludeva che i gruppi evidenziati di casi di tumore della laringe a Charnock Richard, nel Lancashire, difficilmente potevano imputarsi all'inceneritore. Tuttavia, sono stati riconosciuti diversi limiti nei dati usati in questo studio. Per esempio, l'intervallo di tempo di 5 e di 10 anni per lo sviluppo del cancro della laringe è breve, considerando l'epidemiologia di questo tumore. Uno studio sugli addetti alla produzione dell'iprite, per esempio, ha dimostrato che il cancro della laringe era evidente soltanto dopo un periodo di almeno 10 anni dall'inizio dell'assunzione ed un'altra ricerca ha dimostrato che l'aumento di mortalità per cancro della laringe nei lavoratori esposti alle diossine appariva soltanto dopo 20 anni.

Uno studio più recente sull'incidenza di varie forme tumorali sulle popolazioni residenti in prossimità di un inceneritore, di una discarica di rifiuti e di una raffineria di petrolio operante a Roma dall'inizio degli anni '60, ha rilevato una maggiore probabilità di mortalità per tumore della laringe (Michelozzi *et al.* 1998). L'esame è stato realizzato a seguito delle preoccupazioni sugli effetti che l'inquinamento industriale possa avere sulla popolazione residente. Non è stato trovato un aumento di casi di cancri al fegato, dei polmoni e linfomati. Tuttavia, è stato riscontrato un aumento della probabilità di contrarre il cancro della laringe a 0-3 km e a 3-8 km di distanza dalle industrie, sebbene questi dati non abbiano valore statistico. Ciò nonostante, gli autori hanno ipotizzato un possibile legame tra le emissioni provenienti dalle industrie ed il cancro della laringe, poiché c'era una diminuzione statisticamente significativa dello sviluppo di questa patologia al crescere della distanza dai siti industriali. Lo studio faceva notare che si tratta di un dato interessante, poiché i risultati di altre ricerche sull'incidenza del tumore in prossimità di queste industrie erano opposti. Si è concluso che i risultati sul tumore laringeo sono stati fondati su un numero limitato di casi e che sarebbero necessari ulteriori studi per determinare se la presenza di raffinerie o di inceneritori non rappresentino effettivamente un fattore che influisce sull'aumento della probabilità di contrarre la malattia tra le popolazioni residenti.

Il cancro del fegato ed altri tumori

In Gran Bretagna è stato condotto uno studio sull'incidenza del cancro in soggetti residenti vicino ad impianti d'incenerimento, a seguito delle preoccupazioni emerse circa i possibili effetti sanitari (Elliot *et al.* 1996); la ricerca ha dimostrato un eccesso statisticamente significativo del cancro al fegato fra i residenti.

Lo studio indagava l'incidenza tumorale tra oltre 14 milioni di persone che vivevano entro i 7,5 km di 72 inceneritori di rifiuti urbani. I dati sull'incidenza del cancro dal 1974 al 1987 sono stati compilati usando lo schema di registrazione nazionale del

tumore. I tassi d'incidenza per le popolazioni residenti in prossimità degli impianti sono stati paragonati a quelli nazionali per stabilire se vi fosse un eccesso di casi di cancro rispetto alle cifre previste. I risultati hanno dimostrato che, per le popolazioni che vivevano nel raggio di 7,5 km dall'inceneritore, c'erano aumenti statisticamente significativi di tutte le forme combinate di tumore e del cancro allo stomaco, al colon, al retto, al fegato e al polmone. L'incidenza del cancro diminuiva all'aumentare della distanza dagli inceneritori. La maggiore probabilità di insorgenza tumorale è stata riscontrata per il cancro del fegato, per il quale è stato riscontrato un 37% in più da 0-1 km di distanza dall'inceneritore, in confronto ai tassi nazionali. In ogni caso, un'ulteriore analisi dei dati indicava che gli eccessi di tutte le forme combinate e del tumore allo stomaco ed al polmone dovevano probabilmente essere attribuiti a fattori fuorvianti, in questo caso a privazioni sociali. La privazione sociale tende ad essere alta nelle aree inquinate ed è alta la possibilità di insorgenza di malattie fortemente premonitrice di casi di malattie. Per quanto riguarda il cancro del fegato, è stato notato che la privazione sociale poteva spiegare almeno parte della maggiore probabilità di contrazione di questa malattia osservata nello studio. È stato inoltre notato che vi è stata una cattiva diagnosi del tumore del fegato primario dovuta a tumori del fegato secondari (ossia, tumori insorti in seguito e come un risultato di altri tipi di tumori primari). In conclusione lo studio affermava che occorre un'ulteriore ricerca per confermare se vi sia o meno un eccesso di cancro primario del fegato nelle vicinanze degli inceneritori. Ulteriori indagini sulle diagnosi del tumore epatico sono state in seguito portate avanti in questo studio (Elliot *et al.* 2000) ed è stato anche riscontrato un aumento del tasso di cancro del fegato nei residenti nei pressi degli impianti.

Il primo studio di Elliot *et al.* (1996) ha utilizzato informazioni ricavate dai certificati di morte. Per un'ulteriore analisi dei dati, la seconda indagine degli stessi autori (2000) includeva un controllo degli esami istologici e delle relazioni e referti medici, allo scopo di chiarire se i tumori del fegato fossero cancro primari o secondari. Su 235 casi iniziali di cancro del fegato riportati sui certificati di morte è stata poi eseguita un'analisi di 119 casi (51%). Il tumore primario del fegato è stato confermato nel 55% di questi casi e quelli secondari nel 18%. Se queste cifre vengono usate per calcolare di nuovo l'incidenza del tumore epatico come osservato nel primo studio, l'aumento del 37% di questa patologia (23 casi) viene ridotto a 12,6 casi, e a 18,8 casi se vengono esclusi i cancro definiti secondari. Questo si traduce in 0,53 e 0,78 casi di eccesso per 1.000.000 di casi l'anno (un aumento della probabilità di contrarre il cancro del fegato di 20 e 30% entro la distanza di 1 km dagli inceneritori di RSU). Lo studio concludeva che l'aumento effettivo potrebbe attestarsi tra questi due valori e che non si poteva escludere la possibilità di interferenza dei risultati a causa di fattori come le privazioni sociali. Elliot *et al.* (2000) hanno commentato che se i risultati di eccesso dell'incidenza di cancro del fegato come riscontrati in questo studio e nel precedente fossero determinati dalla residenza in prossimità di inceneritori di rifiuti urbani, allora i risultati si correlano a modelli all'esposizione storica nelle vicinanze di questi impianti.

Il cancro nell'infanzia

È stata pubblicata recentemente un'analisi eseguita da Knox (2000), che ha usato i dati sugli inceneritori di RSU ottenuti dal primo studio di Elliot *et al.* (1996) (vedi sopra), allo scopo di stabilire se la probabilità di contrarre il cancro nell'infanzia aumenti vicino ad impianti di incenerimento. Lo studio considerava l'insorgenza del tumore infantile intorno a 70 inceneritori di rifiuti urbani tra il 1974 e il 1987 e nei

pressi di 307 inceneritori di rifiuti ospedalieri tra il 1953 e il 1980. Gli intervalli d'incubazione per i tumori nei bambini sono brevi e questo attenua il problema posto dai periodi di latenza spesso più lunghi per il tumore degli adulti, come riscontrato negli studi su "tutte le età" condotto da Elliot *et al.* (1996). L'analisi ha utilizzato un metodo sensibile, sviluppato di recente, che considera la distanza del luogo di nascita di ogni bambino dal sito dell'inceneritore ed, inoltre, il luogo di decesso, ove diverso. A questo riguardo, il metodo impiegato per questa analisi, denominato "migration method", potrebbe mettere in relazione le distanze dei luoghi di nascita e di morte per cancro dei bambini la cui residenza era cambiata rispetto agli impianti di incenerimento. Lo studio ha identificato un'incidenza maggiore del tumore in età infantile nei bambini che erano nati nei pressi degli inceneritori.

Le fasi in cui si sviluppa la vita sono generalmente le più vulnerabili alle emissioni tossiche. Così, l'esposizione alle sostanze tossiche del feto in fase di sviluppo nel grembo materno e durante i primi stadi di vita può determinare un potenziamento degli effetti negativi sulla salute, come lo sviluppo di cancro, rispetto a quelli che si registrano a seguito di una esposizione in tarda età. Nello studio di Knox (2000), se l'esposizione durante le prime fasi della vita ai composti tossici dovuta alla residenza vicino ad un inceneritore poteva far pensare ad un incremento dell'incidenza di tumori, allora sarebbe una maggiore correlazione con il luogo di nascita dei bambini, piuttosto che con il luogo di decesso.

I risultati delle analisi hanno in effetti dimostrato un eccesso statisticamente significativo di migrazione dai luoghi di nascita vicino agli impianti entro 5 km dagli inceneritori. Così, l'esposizione agli inceneritori nel luogo di nascita, e quindi nel corso dei primi stadi di vita, era associata ad una più alta probabilità di contrarre il cancro rispetto a quella dovuta all'esposizione nel luogo di decesso o in età matura. Per i bambini che erano nati all'interno di un raggio di 5 km dagli impianti di rifiuti urbani è stata osservata una probabilità doppia di decesso da tumore.

Questi risultati concordano con quelli di una ricerca precedente che dimostrava un aumento della probabilità di contrarre il cancro durante l'infanzia nei bambini che erano nati entro una breve distanza da inceneritori di rifiuti ospedalieri, da fonti di combustione ad alta temperatura su grande scala o dagli impianti che emettevano COV (Knox e Gilman 1998). Il numero dei casi in eccesso di leucemia e di tutte le neoplasie (tumori solidi) era simile a quelli trovati nello studio effettuato da Knox (2000) sul cancro infantile nelle vicinanze d'inceneritori di RSU. Questo fenomeno è stato anche osservato in altre precedenti indagini riguardanti il cancro dell'infanzia in prossimità di siti industriali e le esposizioni a radiazioni mediche in fase prenatale. Un tale risultato potrebbe essere previsto in relazione ad agenti e sostanze chimiche che hanno un accesso sistemico (ossia, accesso per via circolatoria) al DNA/RNA in tutti i tipi di cellule fetali (Knox 2000).

Lo studio condotto da Knox e Gilman (1998) sul livello di tumori infantili in prossimità di differenti siti industriali ha concluso che l'aumento dei tassi di cancro compariva nei bambini nati vicino agli inceneritori ospedalieri, ad altre fonti di combustione o alle industrie che emettevano COV. Da questi risultati si concludeva che molte sono le fonti tossiche responsabili dell'insorgenza di focolai tumorali neonatali o pre-natali (fetali). Questo effetto in fase di sviluppo giovanile è probabile che sia mediato attraverso vari COV e prodotti di combustione. Per quanto riguarda lo stesso incenerimento di rifiuti, la concordanza dei risultati sul tumore infantile causato da

inceneritori di RSU (Knox 2000) e da quelli per rifiuti ospedalieri (Knox e Gilman 1998) suggerisce un effetto comune su coloro che nascono vicino agli impianti e l'insorgenza del cancro nei bambini. Secondo Knox (2000), tuttavia, è difficile stabilire se le apparenti minacce alla salute di tipo cancerogeno in prossimità di inceneritori possano derivare anche da altri pericoli presenti nell'ambiente circostante. A questo riguardo, nello studio gli inceneritori più "tossici" erano vicini a fonti industriali del tipo osservato nelle indagini precedenti. Per questa ragione, la conclusione dello studio era basata sul fatto che l'aumento della probabilità di contrarre il cancro durante l'infanzia derivava nel complesso dal vivere vicino ad impianti di combustione di grandi dimensioni, di cui gli inceneritori sono una componente (Knox 2000).

3.2.2 EFFETTI SULLA RESPIRAZIONE

Gli inceneritori, e in particolare i forni dei cementifici, emettono quantità considerevoli di SO₂ e NO₂. È noto che l'esposizione a lungo termine a queste sostanze ha effetti negativi sulle funzioni respiratorie (vedi ad es. Ayres 1998). Allo stesso modo, gli inceneritori emettono materia particolare fine e molti studi hanno riportato che l'esposizione a lungo termine a questo particolato è associata ad effetti negativi sui sintomi dell'apparato respiratorio (vedi appendice A). Nonostante gli impatti potenzialmente avversi sull'apparato respiratorio causati dalle sostanze emesse dagli inceneritori, esiste un numero limitato di studi epidemiologici sugli effetti sull'apparato respiratorio in persone che vivono vicino agli impianti. Tra le ricerche realizzate, alcuni studi hanno suggerito impatti negativi sulle funzioni respiratorie, mentre in altri casi non è stato rilevato alcun effetto.

Un vecchio studio di Zmirou (1984) riferiva un incremento dell'uso di medicinali per malattie respiratorie tra i residenti che vivevano vicino ad un inceneritore di RSU in un villaggio della Francia. L'indagine rivelava che le medicine per problemi respiratori come i broncodilatatori, gli espettoranti e le medicine per la tosse venivano acquistate in modo significativamente più frequente nei luoghi vicino all'impianto. I ricercatori hanno sottolineato che non è possibile prevedere un rapporto causa- effetto, ma hanno stabilito che l'osservazione fatta nello studio è coerente con l'ipotesi che l'inquinamento causato dall'inceneritore possa condurre a complicanze respiratorie (vedi Marty 1993).

È stata condotta un'indagine sulla salute dei residenti vicino ad un inceneritore di rifiuti pericolosi nella Carolina del Nord occidentale, negli Stati Uniti, a seguito della insorgenza di malattie e di sintomi neurologici nei lavoratori impiegati nell'impianto (ATSDR 1993). Dopo aver considerato i fattori alteranti come l'età, il sesso, il fumo delle sigarette, lo studio ha trovato aumenti significativi nella prevalenza di sintomi respiratori dichiarati dagli stessi soggetti. Per esempio, i residenti vicino all'inceneritore dichiaravano sintomi ricorrenti d'asma e tosse nove volte di più rispetto ai residenti che vivevano lontano dall'impianto, e riportavano altri sintomi respiratori due volte di più. Inoltre, il dolore al petto, la scarsa coordinazione, le vertigini e sintomi irritativi erano tra i sintomi segnalati in misura significativa. In ogni caso, tra i due gruppi non è stata riportata alcuna differenza nella insorgenza di malattie diagnosticate dai medici e negli ospedali. Sebbene questo studio abbia trovato un aumento dei sintomi respiratori tra i residenti che vivevano vicino ad un inceneritore, secondo il Centro Nazionale delle Ricerche esistono diverse preoccupazioni su questa indagine che ne limitano l'interpretazione delle conclusioni. Per esempio, ci sono dubbi riguardo la natura retrospettiva dello studio (l'inceneritore ha operato dal 1977 al 1988 e la ricerca non è stata condotta fino al 1991) ed in

merito alla pubblicità negativa prima della chiusura dell'impianto. Il NRC ha commentato che lo studio era di utilità limitata nella valutazione degli effetti dell'esposizione all'inceneritore.

Uno studio condotto a Taiwan ha esaminato lo stato dell'apparato respiratorio di bambini che vivevano vicino ad un inceneritore di cavi elettrici in operazioni di recupero e ha rilevato effetti negativi sulle funzioni polmonari (Wang *et al.* 1992). Lo studio è stato effettuato su 86 bambini della scuola primaria ed i risultati sono stati confrontati rispetto a quelli del gruppo di controllo costituito di 92 bambini provenienti da una città "non inquinata". L'inquinamento dell'aria nel distretto dell'inceneritore, misurato attraverso i rilevamenti dei livelli di SO₂ e di NO₂, era notevolmente maggiore rispetto a quello della città. I questionari somministrati ai bambini non hanno evidenziato differenze nella sintomatologia respiratoria. Tuttavia, il volume anormale di aria nell'inspirazione forzata in un secondo (FEV₁), che rappresenta una misura del funzionamento polmonare, era significativamente maggiore nel gruppo dell'inceneritore (17,5%) che nel gruppo di controllo (3,2%). Un'indagine ulteriore sulla funzione polmonare di 26 bambini di ciascun gruppo dava risultati positivi all'esame di contrasto con la metacolina in nove casi del gruppo dell'inceneritore, ma soltanto in uno in quello di controllo. Da questi risultati gli autori concludevano che l'elevato livello di inquinamento atmosferico, a cui i bambini erano sottoposti vivendo vicino all'inceneritore, era associato ad un effetto nocivo sulla funzione dei polmoni. L'analisi di questo studio da parte del NRC (2000) ha dimostrato che le maggiori concentrazioni di sostanze inquinanti in atmosfera alterano la funzione polmonare dei bambini, ma non permettono direttamente di collegare il contributo degli inceneritori agli effetti osservati sulla salute rispetto ad altri fonti d'inquinamento.

Negli Stati Uniti è diventata pratica comune usare rifiuti pericolosi come co-combustibile per ottenere alte temperature nel corso della lavorazione nelle fornaci di cemento. Uno studio condotto in alcuni cementifici che operavano a Midlothian, nel Texas, ha documentato un aumento statisticamente significativo dei sintomatologie respiratorie in un campione di residenti nelle vicinanze delle fornaci, rispetto ai residenti in zone più lontane (Legator *et al.* 1998). Le valutazioni del rischio basate sulle emissioni dell'inceneritore registrate nell'area tra il 1997/8 avevano riportato che non vi era alcun pericolo per la salute umana proveniente dai cementifici (vedi Legator *et al.* 1998). Inoltre, uno studio effettuato dal Dipartimento della Sanità nella regione, concludeva che:

"non si rilevano modelli coerenti di malattia o sintomi che possano essere indicativi di... un problema sanitario derivato da una fonte comune tra le persone rispondenti allo studio".

Tuttavia, le analisi successive di entrambe le ricerche sopra riportate concludevano che c'erano state mancanze, difetti ed inadeguatezze nella metodologia utilizzata per gli studi. Da quel momento Legator *et al.* (1998) hanno condotto una ricerca che mirava ad identificare se l'esposizione dei residenti alle sostanze inquinanti emesse dai forni cementifici potesse risultare in effetti negativi sulla salute.

È stato selezionato un campione casuale di 58 persone che vivevano nelle vicinanze degli inceneritori, a cui è stato sottoposto un questionario sul proprio stato di salute. I risultati sono stati confrontati a quelli di un gruppo di controllo composto di 54

persone che vivevano piuttosto lontano agli stessi impianti. Lo studio ha dimostrato che non si evidenziava alcun effetto negativo sulla salute, ad eccezione delle vie respiratorie. La popolazione che viveva vicino agli inceneritori riportava una maggiore frequenza di sintomi dell'apparato respiratorio ($p = 0,002$) rispetto al gruppo di controllo. Tutti i sintomi respiratori riportati nel questionario, come le malattie dei polmoni, l'asma, l'enfisema, la tosse persistente e le bronchiti, erano elevati ad eccezione soltanto della polmonite. L'indagine non è stata soggetta ad alcune delle limitazioni che potevano ostacolare gli studi di questa tipologia, quali le discordanze nell'analisi dei questionari. Inoltre, la popolazione di controllo era più anziana di quella esposta all'inceneritore e poiché le persone in età senile sono più sensibili alle sostanze chimiche è probabile che gli impatti sulla popolazione esposta siano stati sottovalutati. Lo studio concludeva che, in aggiunta alle informazioni preesistenti, i soggetti esposti ad inquinamento atmosferico prodotto dagli inceneritori presentavano un aumento della incidenza dei sintomi respiratori.

Gray *et al.* (1994) hanno condotto uno studio sull'incidenza dell'asma tra due gruppi di bambini che vivevano nei pressi di inceneritori di fanghi civili a Sydney, in Australia. La patologia respiratoria è stata monitorata per mezzo di questionari e con l'ausilio di test fisiologici, inclusi gli esami sulla funzione dei polmoni. Lo studio non ha trovato effetti negativi sia sulla prevalenza o sulla gravità dell'asma nei bambini paragonati ad un gruppo di controllo di soggetti residenti in una regione diversa di Sydney. Inoltre, non sono state rilevate differenze nella funzione polmonari. Le misure di SO_x , NO_x , idrogeno solforato, ozono (O_3) e di particolato non rilevavano differenze statisticamente significative tra l'inceneritore e le zone di controllo. Lo studio concludeva che le emissioni ad alta temperatura di inceneritori di fanghi civili non sembravano avere un effetto negativo sulla incidenza o sulla gravità dell'asma nei bambini.

Uno studio effettuato negli Stati Uniti non ha registrato differenze significative nei livelli dell'inquinamento dell'aria dovuto al particolato o sullo stato di salute dell'apparato respiratorio nelle comunità residenti vicino a 3 inceneritori di rifiuti dal 1992 al 1994 (Shy *et al.* 1995). La ricerca è stata condotta nella Carolina del Nord su tre comunità che vivevano vicino ad un impianto di rifiuti urbani, uno per rifiuti pericolosi e l'altro per rifiuti sanitari ed ha considerato come gruppo di controllo tre comunità che vivevano a più di 3 km sopravento rispetto agli impianti. Lo studio ha monitorato contemporaneamente la qualità dell'aria nelle comunità e gli effetti sulle funzioni respiratorie negli individui.

In totale, 6963 soggetti hanno partecipato ad un sondaggio telefonico sullo stato dell'apparato respiratorio nel corso di tre anni e 100-144 persone per comunità hanno partecipato ogni anno ai test sulla funzione polmonare. Shy *et al.* (1995) hanno riportato i risultati per il primo anno della durata triennale dell'indagine. Lo studio non ha trovato differenze significative nella concentrazione del particolato (PM 10) nelle comunità vicine agli inceneritori rispetto a quelle di controllo. È stato calcolato che gli inceneritori dovessero contribuire per meno del 3% di particolato misurato nelle comunità, la rimanente parte doveva provenire da altre fonti di emissione presenti nella regione. Tuttavia, notevoli quantità di particolato di zinco, piombo e cloro sono stati trovati nelle comunità dell'inceneritore, dove i venti provenivano dalla direzione degli impianti di rifiuti sanitari e di quelli urbani. Nella ricerca era sottolineato che se un componente chimico presente nelle emissioni dell'inceneritore può causare effetti sull'apparato respiratorio in una comunità

esposta, le misure standard dell'inquinamento aereo possono non rilevare le differenze rilevanti nell'esposizione umana.

Per quanto riguarda lo stato del sistema respiratorio, nello studio non sono state trovate differenze importanti nei sintomi registrati attraverso l'indagine telefonica tra i residenti vicino agli inceneritori e le comunità di controllo. Inoltre, i risultati della funzione polmonare desunti da questo studio negli anni 1992/1993, in aggiunta ad una successiva analisi più approfondita sulla funzionalità dei polmoni (Lee e Shy 1999), non hanno rilevato alcun rapporto tra questa ed i livelli di particolato nelle comunità (PM 10). Inoltre, non vi erano differenze evidenti nella funzione dei polmoni delle comunità esposte e quelle di confronto. Questo è in contrasto con gli studi precedenti che hanno riportato un aumento degli effetti sulla respirazione associato agli incrementi di PM 10 (vedi appendice A). I diversi risultati di questa indagine possono trovare una spiegazione nei livelli di particolato che erano relativamente bassi rispetto a quelli riscontrati negli studi precedenti e perciò gli effetti sulla funzione polmonare potrebbero essere stati di difficile rilevazione anche se erano presenti (Shy *et al.* 1995).

Sebbene il suddetto studio (Shy *et al.* 1995) non abbia trovato una associazione tra i soggetti residenti vicino ai tre inceneritori sottoposti ad indagine e l'aumento dei sintomi respiratori acuti o cronici, è stato fatto notare che la ricerca presentava diversi limiti. Per esempio, il fumo di sigarette ed il maggior uso di riscaldamento al kerosene nelle case delle comunità di controllo poteva tendere a mascherare ogni effetti di moderata dimensione sul sistema respiratorio dei soggetti appartenenti alle comunità vicine agli inceneritori. Inoltre, uno dei problemi maggiori è stato quello di un'eventuale classificazione errata dell'esposizione alle sostanze inquinanti provenienti dagli inceneritori, poiché le diverse parti della comunità probabilmente erano esposte a livelli di inquinamento atmosferico diversi a causa della direzione prevalente del vento. È stato notato che ciò potrebbe orientare i risultati verso una assenza di effetti sulla respirazione. L'ulteriore analisi dei risultati sulla funzione polmonare eseguita da Lee e Shy (1999) ha anche rilevato una carenza di informazioni sulla esposizione individuale alle emissioni dell'inceneritore. Gli autori commentavano che la mancanza di associazione tra il PM 10 e la funzione dell'apparato respiratorio in questa indagine doveva essere interpretata con cautela, poiché la stima dell'esposizione basata sul controllo dell'aria probabilmente portava ad un'errata classificazione dei veri livelli di esposizione.

3.2.3 RAPPORTO TRA I SESSI

Nell'uomo il rapporto tra maschi e femmine nelle nascite dovrebbe essere teoricamente di 1:1, ma in realtà c'è un leggero eccesso di maschi. Questo può essere attribuibile a diversi fattori, tra cui l'età dei genitori ed il momento dell'inseminazione nell'ambito del ciclo (Moller 1996).

È stato trovato che il rapporto tra i sessi è abbastanza variabile nei diversi paesi. Rapporti anormali sono stati associati in funzione dell'ambiente professionale, ad esempio un eccesso di nascite di maschi è stato notato negli esattori e nei ragionieri abilitati mentre un eccesso di nascite di femmine è stato riportato tra i bibliotecari e per coloro che controllano e sovrintendono i lavori_(vedi Williams *et al.* 1992). I meccanismi che causano le variazioni nel rapporto tra i sessi non sono stati chiariti, ma si ritiene che l'influenza ormonale possa avere qualche effetto.

Una recente indagine ha indicato una diminuzione nelle nascite di sesso maschile nella popolazione generale della Danimarca, dei Paesi Bassi, degli Stati Uniti e del Canada, e nei lavoratori delle segherie che erano stati esposti al triclorofenolo che era stato contaminato da diossine. È stato ipotizzato che questi cambiamenti nel rapporto tra i sessi possono essere causati dall'esposizione a sostanze chimiche inquinanti. Esistono alcune evidenze di ciò dagli studi sulle popolazioni che sono state esposte alle diossine. Per esempio, è stata condotta una ricerca sul rapporto tra i sessi nella popolazione di Seveso, in Italia, che è stata esposta ad alti livelli di diossine (TCDD) in seguito all'esplosione di un impianto chimico per la produzione di erbicidi nel 1976 (Mocarelli *et al.* 2000). Nello studio sono stati considerati soggetti esposti al momento dell'incidente, incluso adulti e bambini che in seguito hanno avuto loro stessi una prole. L'esposizione è stata valutata analizzando campioni di sangue congelati, presi durante il periodo dell'esplosione. I risultati hanno mostrato che livelli più elevati di diossine nel sangue dei genitori di sesso maschile aumentavano la probabilità di nascite femminili. La concentrazione nel sangue dei padri al momento dell'incidente era circa 20 volte il valore medio stimato di TCDD negli individui dei paesi industrializzati, sebbene, in alcuni casi, i livelli nel sangue fossero scesi nel periodo in cui i bambini erano stati concepiti. Lo studio affermava che l'esposizione degli individui maschi alla TCDD, prima e durante la pubertà, era legato all'effetto di aumentare le nascite femminili. Questo indica che il periodo prima e durante la pubertà può essere considerato un momento molto sensibile per la tossicità delle diossine negli uomini, ma allo stesso tempo anche i soggetti adulti erano stati influenzati durante il periodo dell'esposizione. In conclusione, i dati hanno dimostrato che l'esposizione alla TCDD è legata alla diminuzione del rapporto tra i sessi maschio-femmina nella prole, e che tale effetto può persistere per anni dopo l'esposizione.

Uno studio ha esaminato i rapporti tra i sessi nelle popolazioni che vivono vicino agli inceneritori, in particolare in prossimità di due impianti in Scozia (Williams *et al.* 1992). Per lo scopo della ricerca, l'area è stata divisa ipoteticamente in 16 distretti diversi (secondo il codice postale), includendo 6 aree abbastanza lontane dagli inceneritori da utilizzare come termine di riferimento nell'analisi dei risultati. Nessuna differenza è stata trovata nei rapporti tra i sessi delle nascite tra i residenti della zona potenzialmente esposta (che comprendeva 3 distretti) e quelli dell'area messa a confronto. Comunque, quando i distretti sono stati considerati singolarmente, la zona identificata come la più vulnerabile all'inquinamento dell'aria da parte degli inceneritori presentava un eccesso statisticamente significativo di nascite femminili. Anche un altro distretto, considerato potenzialmente vulnerabile, aveva un eccesso di nascite femminili mentre un altro presentava un eccesso di nascite maschili sebbene questi valori non fossero statisticamente significativi. Lo studio suggeriva che le sostanze emesse dall'inceneritore, come gli idrocarburi policlorurati, diossine e pesticidi se presenti, avrebbero potuto influenzare il rapporto tra i sessi. Tuttavia, gli autori facevano notare che non era possibile stabilire, soltanto sulla base di questa ricerca, un nesso di causa-effetto tra l'emissione di inquinanti dagli inceneritori e l'aumento di nascite femminili e proponevano la necessità di effettuare maggiori ricerche.

3.2.4 ANOMALIE CONGENITE

La ricerca sulle popolazioni residenti nei pressi di impianti d'incenerimento ha registrato un aumento dell'incidenza di anomalie congenite. Uno studio condotto ad Amsterdam ha trovato un aumento del numero di fissurazioni orofacciali e di altre imperfezioni in una comunità che viveva vicino ad un inceneritore usato per bruciare

prodotti chimici all'aperto. Un'altra indagine, in Belgio, ha rilevato un aumento della incidenza di anomalie congenite tra i residenti vicino ad un inceneritore, mentre un'altra ricerca sulle malformazioni congenite dell'occhio non ha scoperto un aumento della incidenza nei pressi degli impianti.

Tra il 1961 e il 1969, un inceneritore a Zeeburg, Amsterdam, mal regolato trattava rifiuti chimici che venivano bruciati all'aria aperta. Una recente analisi dei dati di questa regione ha rilevato un aumento drammatico dell'incidenza di fissurazioni orofacciali nei bambini nati dopo l'inizio della attività dell'inceneritore (ten Tusscher *et al.* 2000). Come termine di paragone durante lo stesso periodo, è stata presa in considerazione un'altra zona non soggetta alle emissioni dell'inceneritore in cui non è stato osservato alcun incremento nelle nascite di queste malformazioni. Per esempio, l'incidenza media delle fissurazioni orofacciali a Zeeburg tra il 1961 e il 1969 era di 2,5 per 1000 nascite rispetto a quella di 1,2 per 1000 nascite nell'area di riferimento. In particolare, per gli anni 1963 e 1964, l'incidenza di anomalie congenite a Zeeburg è stata rispettivamente 5,1 e 7,1 per 1000 nascite e questo risultato è stato statisticamente diverso rispetto a quello osservato, nello stesso periodo, nell'area di riferimento.

È stato verificato che numerose donne, mamme di bambini che presentavano fissurazioni orofacciali, erano residenti in una zona posta lungo un corridoio sottovento, rispetto all'inceneritore. Si sa che l'esposizione alle sostanze chimiche può essere la causa di queste malformazioni orofacciali e che le diossine causano spaccature nel palato dei topi. Gli autori concludevano che, sebbene in questo caso non possa essere dimostrato un rapporto causa-effetto, sembra probabile che ci sia un legame tra l'inceneritore di sostanze chimiche all'aria aperta e l'aumento dell'incidenza di fissurazioni orofacciali a Zeeburg, Amsterdam, negli anni dal 1960 al 1969. Oltre queste malformazioni, la maggior parte dei bambini nati a Zeeburg nell'area sottovento rispetto all'inceneritore, presentava altre patologie, in particolare del sistema nervoso centrale (principalmente la spina dorsale bifida) ed imperfezioni genitali (principalmente ipospadia).

È stato scoperto un gruppo di anomalie congenite tra gli abitanti nelle vicinanze di Neerland nella regione di Wilrijk, in Belgio, cosa che suscitò una rivolta nella comunità locale. La zona è situata tra due inceneritori di rifiuti urbani, uno ad una distanza di 1200 m e l'altro ad una distanza di 800 m. Una precedente ricerca aveva evidenziato che la zona intorno a Wilrijk era, tra le regioni delle Fiandre, quella che riceveva la più alta deposizione di diossine. Questo era dovuto all'incenerimento dei rifiuti urbani negli anni fra il 1980 e il 1996. In seguito alla preoccupazione degli abitanti riguardo ai gruppi di anomalie congenite, sono stati commissionati da parte del governo due studi sulla salute, che hanno avuto luogo tra il 1997 e il 1998. Il primo (Verschaeve e Schoeters 1998) ha esaminato il danno genetico nei cromosomi di certi tipi di cellule del sangue (linfociti periferici), e il secondo studio ha esaminato la salute dei bambini (Aelvo *et al.* 1998). Van Larebeke (2000) ha recentemente revisionato queste indagini.

Il primo studio, sul danno cromosomico, metteva a confronto 24 bambini della zona, con un gruppo di controllo di 20 bambini della regione di Anversa. La ricerca non rilevava alcuna differenza nelle anomalie dei cromosomi tra i due gruppi. Tuttavia, van Larebeke (2000) commentava che seppure i difetti genetici fossero stati presenti, sarebbero stati d'intensità bassa. Lo studio non ha avuto la sensibilità statistica necessaria per arrivare a valutare queste imperfezioni di bassa intensità e quindi se

fossero state presenti, non sarebbero state investigate dalla indagine. Quando presenti, le imperfezioni genetiche potrebbero determinare un impatto significativo sulla salute pubblica.

Il secondo studio esaminava i problemi della salute dei bambini della regione di Neerland. Nella indagine è stato trovato un aumento dell'incidenza di malformazioni congenite nei bambini di Neerland, rispetto all'incidenza nell'intero stato belga, sebbene il risultato non fosse significativo da un punto di vista statistico. La probabilità di dare alla luce bambini con malformazioni congenite era di 1,26 volte maggiore per le donne di Neerland, rispetto alla media delle donne fiamminghe. C'era anche un aumento dell'incidenza di malformazioni congenite nei bambini nati a Neerland, rispetto a quelli nati nelle stesse cliniche, ma le cui famiglie risiedevano altrove. L'incremento della probabilità di avere un bambino deforme per malformazione congenita, sembrava essere limitato ai bambini nati da genitori che non risiedevano da lungo tempo a Neerland.

Oltre alle anomalie congenite, la seconda indagine indagava anche le prestazioni scolastiche e la salute dei bambini di Neerland, rispetto ad altri bambini residenti in aree vicine e a quelli fiamminghi in genere. Non è stata riscontrata alcuna differenza nell'insuccesso scolastico. In ogni modo, le allergie in aumento e gli episodi ripetuti del comune raffreddore, erano significativamente in eccesso nei bambini di Neerland nella terza classe della scuola materna, ed erano anche in eccesso disturbi generali sulla salute. All'età di nove anni, nella terza classe della scuola primaria, c'è stato un aumento significativo di allergie e di uso di medicinali. L'impiego di medicine è considerato una misura indiretta dell'impatto sanitario dovuto a inquinamento.

Van Larebeke (2000) ha concluso, nella sua revisione di questi studi, che un'analisi più approfondita e dettagliata sullo stato di salute dei bambini nelle vicinanze di Neerland potrebbe rivelare altri effetti sanitari, probabilmente riferibili all'inquinamento. Per esempio, nella ricerca mancavano i dati sull'esposizione individuale che stabiliscono i livelli nel sangue di diossine, così come i dati sui primi effetti biologici (i così detti dati pre-sintomatici). I risultati attuali erano considerati sufficientemente significativi per fare ulteriori studi che includessero l'esame di questi punti. Entrambi gli inceneritori furono chiusi nel novembre del 1997, a causa degli alti valori di diossine emessi nell'aria e per la conseguente preoccupazione per l'impatto sulla salute pubblica (Nouwen *et al.* 1999).

In un'analisi su incenerimento e salute, Gatrell e Lovett (1989) espongono i risultati delle ricerche sulle malformazioni congenite dell'occhio nei bambini nati nelle vicinanze degli inceneritori. A proposito di due inceneritori di rifiuti chimici in Scozia (di proprietà di ReChem) sui giornali locali apparvero notizie di malformazioni congenite dell'occhio nei bambini nati nei pressi degli impianti. In ogni caso, studi promossi dal governo non hanno trovato prova del legame tra gli aumenti delle malformazioni congenite dell'occhio in bambini, e la vicinanza di tali impianti, o di un altro inceneritore di rifiuti di sostanze chimiche, sempre Rechem, ma nel Galles. L'accuratezza delle ricerche governative è stata tuttavia messa in discussione, poiché il database delle malformazioni congenite dell'occhio si basava su dichiarazioni volontarie, piuttosto che su un sistema di notifica obbligatorio, perciò era possibile che alcuni casi reali di malformazioni non apparissero. Un'ulteriore ricerca su questo argomento da parte di Gatrell e Lovett (1989) ha indagato se esistesse un legame tra le malformazioni dell'occhio ed la residenza intorno ad

inceneritori in zone dell'Inghilterra e del Galles, ma non sono state trovate alcune evidenze. Inoltre, questo studio è stato limitato per aver considerato solo i dati ufficiali delle malformazioni congenite dell'occhio.

3.2.5 GRAVIDANZA MULTIPLA

Ci sono risultati poco convincenti riportati nella letteratura scientifica circa un possibile aumento delle gravidanze multiple in prossimità degli inceneritori. Un primo studio (Lloyd *et al.* 1988) ha indagato i parti gemellari intorno a due impianti di rifiuti chimici in Scozia tra il 1976 e il 1983, in seguito ad alcuni rapporti aneddotici di un aumento di nascite gemellari tra il bestiame della zona. Per gli anni che vanno dal 1980 al 1983, lo studio ha rilevato che i casi maggiori di parti gemellari apparivano nelle aree più soggette ai rilasci degli inceneritori. I valori riferiti al 1980 erano statisticamente significativi. Allo stesso modo, valori elevati erano stati osservati anche nelle zone indicate come meno vulnerabili nel periodo dal 1976 al 1979. L'analisi dei risultati ha indicato che negli ultimi anni '70 ed i primi dell'80 è stato evidenziato un aumento di parti gemellari nella zona sottoposta ad indagine.

Durante gli ultimi anni '70 e i primi anni '80, si è riscontrato un drammatico aumento del tasso di parti gemellari tra il bestiame della zona. Lloyd *et al.* (1988) hanno proposto che l'aumento del tasso dei parti gemellari nel bestiame e tra gli uomini rispondeva all'ipotesi che l'inquinamento atmosferico dell'area poteva aver influenzato i parametri ostetrici delle popolazioni locali, sia tra gli uomini che tra gli animali. In ogni modo, non potendo essere eliminati e controllati tutti i fattori confondenti, gli autori, basandosi sui risultati, commentavano che sarebbe stato prematuro stabilire un legame causale tra l'inquinamento causato dagli inceneritori ed i casi di parto gemellare.

Oltre all'aumento dei casi di parti gemellari tra il bestiame, gli allevatori della zona avevano riferito di altri effetti sul bestiame, come l'incremento delle anomalie, di casi d'animali nati morti e di decessi improvvisi. Uno studio successivo (Report di Lenihan), in ogni modo, non ha trovato un legame tra le emissioni degli inceneritori ed i problemi legati al bestiame (citato in Petts 1992, Gatrell and Lovett 1989).

Van Larebeke (2000) ha notato che i dati di uno studio realizzato in Belgio sull'impatto sanitario dell'incenerimento (di cui si discute più avanti, nella sezione 4.2.5) dimostravano che c'era un aumento statisticamente importante (2,6 volte) della probabilità di gravidanze multiple in una popolazione che viveva nelle vicinanze di due inceneritori di RSU. In un'altra indagine, tuttavia, i dati sui parti gemellari in Svezia tra il 1973 e 1990 non hanno mostrato una prova di gruppi consistenti di nascite gemellari in prossimità degli impianti (Rydhstroem 1998). Lo studio usava un metodo che poteva confrontare il numero di gravidanze gemellari sia prima che dopo il funzionamento di un inceneritore.

3.2.6 EFFETTI ORMONALI

Gli ormoni tiroidei nel sangue di bambini che vivono nelle città industriali ed agricole vicine all'inceneritore di Beibesheim, in Germania, sono stati messi a confronto con quelli di bambini residenti in un'area con simili caratteristiche ma senza un impianto di combustione e confrontati ancora con quelli di una seconda zona (Osius e Karmaus, 1998).

L'inceneritore era autorizzato a bruciare materiali contaminati da PCB (Osius *et al.* 1999). Il primo studio del 1998 ha determinato la quantità degli ormoni tiroidei

(tiroxina libera e triiodotironina libera) nei campioni ematici attinti da 671 bambini d'età tra 7 e 10 anni. I livelli della tiroxina libera (FT4) nel siero sanguigno e, ad un grado più basso, quelli della triiodotironina libera (FT3) erano dal punto di vista statistico significativamente più bassi nei bambini che vivevano nella zona in cui l'inceneritore era in attività. In questo gruppo è stato anche trovato che c'era una prevalenza più alta dei valori di FT3, al di sotto dei valori clinici di riferimento. Comunque i livelli medi di tireotropine che stimolano l'ormone (TSH), erano soltanto marginalmente diversi. Gli autori concludevano che i loro risultati, insieme a quelli di Holdke *et al.* (1998), (si veda sezione 3.1.1), suggerivano che i bambini esposti all'incenerimento dei rifiuti tossici nella zona esaminata, avevano nel sangue livelli più bassi dell'ormone tiroideo libero.

Nello studio successivo del 1999, gli autori tentarono di mettere in correlazione i livelli di contaminanti nel sangue con il sistema altamente complesso degli ormoni della tiroide, che regolano lo sviluppo della funzione cerebrale e della crescita delle cellule. È stato trovato che l'aumento delle concentrazioni del congenere mono-orto PCB 118 nel sangue era associato, dal punto di vista statistico, ai valori più elevati di TSH. Gli alti livelli dei congeneri di PCB 138,153,180,183 e 187 erano collegati con i livelli ridotti di FT3 del sangue. Nessuna correlazione è stata trovata tra i congeneri PCB e FT4, sebbene le elevate concentrazioni ematiche di cadmio fossero state correlate ai maggiori livelli di TSH e minori concentrazioni di FT4. Gli autori concludevano che lo studio rafforzava l'ipotesi che il cadmio ed i PCB potessero avere un effetto dannoso sui livelli degli ormoni della tiroide. Data l'importanza di questo sistema ormonale durante la crescita e lo sviluppo dei bambini, gli autori suggerivano la necessità di ulteriori indagini per analizzare gli impatti di questi inquinanti sugli ormoni tiroidei in gruppi di età diversa e l'importanza di considerare lo sviluppo neurologico come una componente di questi studi.

3.3 Valutazione del rischio

L'attuale sistema normativo mira a stabilire quantità o tassi entro i quali le sostanze chimiche possono essere rilasciate nell'ambiente in modo legale. In Europa i limiti generalmente si basano sul processo di valutazione della pericolosità, ma negli ultimi anni il processo di valutazione del rischio si è sempre più perfezionato.

La valutazione del rischio degli effetti sulla salute mira ad esaminare l'esposizione a particolari composti che provengono dalle emissioni inquinanti in questione ed infine calcola la probabilità degli effetti sanitari dell'esposizione stimata. Molte valutazioni del rischio sono state riferite agli effetti sulla salute che si pensa possano derivare dall'esposizione ai rilasci dell'inceneritore, in particolare il rischio del cancro. Quasi tutti questi processi che vanno dagli anni ottanta fino agli anni novanta hanno concluso che gli inquinanti provenienti dagli inceneritori non pongono un significativo rischio per la salute delle popolazioni che vivono in prossimità degli impianti. Questo è in netto contrasto con gli studi epidemiologici sull'uomo, alcuni dei quali hanno dimostrato l'evidenza degli impatti sulla salute.

Per esempio, l'esame dei dati sulla valutazione del rischio riguardanti inceneritori di rifiuti pericolosi negli anni ottanta da parte di Oppelt (1990) arriva alla conclusione che le emissioni di gas dai camini durante la combustione di rifiuti pericolosi rappresentano un rischio limitato per la salute dell'uomo. I dati sui quali molte di queste valutazioni sono basate sono stati comunque ritenuti insufficienti dal Consiglio Scientifico Consultivo dell'EPA degli Stati Uniti. Dempsey e Oppelt (1993) hanno

discusso le valutazioni di rischio condotte sui cementifici che bruciano rifiuti pericolosi e concludevano che non ci sarebbe stato nessun effetto negativo sulla salute a causa delle emissioni. Una valutazione del rischio sulla salute condotta negli Stati Uniti sulle emissioni in aria di un inceneritore di RSU, valutava che i rischi cancerogeni e non cancerogeni attraverso inalazione erano in limiti accettabili (Roffman e Roffman 1991). Allo stesso modo, uno studio realizzato in Germania stabiliva che il rischio di tumore causato da inalazione di alcuni metalli pesanti e diossine, emessi da moderni inceneritori di rifiuti urbani, non era pericoloso per la salute (Eikman 1994). Uno studio su un inceneritore di RSU a Mokdong, Seul (Corea), riferiva anche che il rischio tumorale per inalazione era meno di un caso su un milione di persone (Lee *et al.* 1997).

Una delle critiche alle numerose valutazioni di rischio sanitario degli inceneritori é che viene considerata soltanto l'esposizione per via inalatoria e non si considerano altre forme di esposizione potenziale, come l'ingestione di suolo e vegetazione e l'assorbimento attraverso la pelle (Webster e Connett 1990). Questa critica si applica a molti degli studi menzionati. Dato che, per gli inceneritori situati nelle zone agricole o vicino ad esse, l'ingestione di cibo é la via principale di esposizione, questo mina in maniera sostanziale la valutazione del rischio (vedi Meneses *et al.* 1999, Webster e Connett 1990).

Una recente valutazione di rischio di un inceneritore di rifiuti urbani in Montcada, Catalogna (Spagna), ha preso in esame tutte le vie conosciute di esposizione potenziale alle diossine. La valutazione del rischio esaminava quindi l'esposizione dei residenti locali alle emissioni di diossine di un inceneritore sia per inalazione dell'aria e del particolato, sia per ingestione di suolo e di verdure locali, sia per assorbimento attraverso la pelle (Meneses *et al.* 1999). L'esame confrontava l'assunzione di diossine attraverso queste vie con l'assunzione attraverso un'alimentazione normale. I risultati dimostravano che l'emissione in aria da parte dell'inceneritore influiva meno del 6% sull'ingestione totale di diossine per la popolazione, mentre con la dieta si arrivava ad un valore maggiore del 94%. Lo studio concludeva che secondo lo standard dell'OMS per l'assunzione giornaliera tollerabile (TDI) di diossine (cioè l'assunzione giornaliera di diossine per persona proposto come limite di sicurezza basato sulla attuale conoscenza), l'assunzione di diossine emesse dall'inceneritore non implicava rischi sulla salute per quanto riguarda l'intera popolazione locale. In ogni modo, lo studio non considerava, erroneamente, che le emissioni dell'inceneritore si aggiungevano ai livelli di diossine già immagazzinati nei tessuti delle popolazioni vicine, come pure a quelli già presenti nel cibo ingerito.

Recentemente é stato pubblicato un'interessante studio di valutazione che indicava un aumento del rischio per la salute a causa dell'esposizione alle diossine di alcuni bambini di una popolazione residente vicino ad inceneritori (Nouwen *et al.* 1999). La valutazione é stata condotta per la popolazione che viveva nelle vicinanze di due impianti a Neerland, Wilrijk in Belgio. Studi epidemiologici in questa regione hanno indicato un aumento della probabilità di malformazioni congenite alla nascita ed alcuni impatti sul sistema respiratorio dei bambini, come discusso più avanti nella sezione 4.2.5 (van Larebeke 2000). La valutazione del rischio considerava tre possibili scenari di esposizione. Il primo caso, il peggiore, era quello in cui le persone si nutrivano esclusivamente di cibo (carne, latte e verdure) prodotto nelle vicinanze dell'inceneritore. Il secondo caso presumeva il consumo di un insieme di prodotti

commerciali e locali (25% di prodotti coltivati e il 50% di carne). Il terzo caso proponeva uno scenario in cui le persone consumavano soltanto prodotti commerciali che contenevano concentrazioni di diossine pari a quelle ambientali. Quest'ultimo caso venne assunto come rappresentativo per la maggior parte degli abitanti di Neerland. Le esposizioni sono state stimate tramite il cibo, l'inalazione ed il contatto epidermico. L'ingestione giornaliera tollerabile stabilita dall'OMS per le diossine é di 1-4 pg TEQ/kg peso/giorno. La valutazione del rischio prevedeva che i bambini del primo caso, in altre parole lo scenario ad alta esposizione, avrebbero superato questo limite nel 1980 di un fattore in eccesso di 4 (16,62 pg TEQ/kg peso/giorno). I bambini con un'esposizione media valutata in base al secondo caso avrebbero superato il TDI dell'OMS nel 1997 per un fattore pari a 2 (8,17 pg TEQ/kg bw/day). Lo studio considerava che questo scenario avrebbe interessato un numero relativamente basso di famiglie.

4. CONTAMINAZIONE DELL'AMBIENTE

4.1 Rilasci intenzionali e fuoriuscite occasionali dagli inceneritori

I rifiuti prodotti dall'incenerimento sotto forma di gas uscenti dal camino, ceneri volanti, ceneri di fondo/scorie, acque di lavaggio, incrostazioni dei filtri dalle acque di lavaggio ecc. sono dispersi intenzionalmente o comunque rilasciati nell'ambiente, portando con sé le diverse sostanze inquinanti formate, o ricombinate, durante il processo di incenerimento. Alcuni prodotti della combustione, che derivano dai rifiuti effettivamente bruciati, sono rilasciati anche non intenzionalmente come emissioni occasionali.

Un'importante differenza tra i due tipi di emissione, le fuoriuscite previste e quelle occasionali, è il grado di controllo e di sorveglianza a cui esse sono soggette in base alla normativa. Sembrerebbe quindi che le fuoriuscite dal camino siano quelle più altamente regolate tra le emissioni previste dagli inceneritori. La caratterizzazione ed il controllo delle altre emissioni intenzionali sono, ad essere ottimisti, scarsi.

Le emissioni occasionali sono vapori o particelle che fuoriescono durante lo scarico ed il carico dei rifiuti, durante l'incenerimento ed il trattamento delle ceneri. Per esempio, le polveri che fuoriescono occasionalmente possono provenire dai raccoglitori delle polveri di fondo e dai serbatoi delle ceneri volanti; oppure durante il processo di trasferimento di queste ceneri verso i mezzi di trasporto e durante il trasferimento dai mezzi di trasporto ai depositi finali, come le discariche. Queste polveri, in particolare le ceneri volanti provenienti dai dispositivi di abbattimento del particolato inquinante, sono ricche di metalli tossici e contengono materiale organico condensato (NRC 2000).

Negli impianti d'incenerimento dei rifiuti pericolosi allo stato liquido, le fuoriuscite occasionali sono rilasciate come vapori, dai serbatoi di sfiato dei rifiuti liquidi, dalle guarnizioni delle pompe e dalle valvole. Per quanto riguarda i rifiuti solidi, le emissioni occasionali fuoriescono come polveri durante il trattamento dei materiali solidi e durante il trattamento ed il trasporto delle ceneri volanti catturate dai dispositivi di abbattimento degli inquinanti dell'aria. Negli inceneritori a forno rotante, anche le guarnizioni ad alta temperatura sono una fonte potenziale di emissioni di vapore e di polvere (NRC 2000).

Le emissioni occasionali possono essere minimizzate progettando gli impianti in modo da generare all'interno una pressione negativa, così che l'aria sia aspirata dalle zone dove vengono trattati ed immagazzinati i rifiuti che devono essere bruciati nonché le ceneri prodotte dall'inceneritore. Il Consiglio Nazionale delle Ricerche nota:

“Sebbene alcuni impianti abbiano sistemi di rimozione delle ceneri a chiusura parziale, pochi hanno sistemi di trattamento delle ceneri a chiusura ermetica in tutto l'impianto.”

Le emissioni occasionali che fuoriescono al livello del terreno, possono aver un impatto sull'ambiente circostante ben più grande di quello delle emissioni rilasciate in aria dal camino dell'inceneritore. Il modello di dispersione sia delle emissioni occasionali che dei rilasci attraverso il camino dipende da un numero potenzialmente infinito di variabili, per esempio, il tipo di terreno, la presenza di strutture vicine o di alberi, la direzione e la velocità del vento, le condizioni meteoriche, l'umidità relativa e le interazioni tra questi fattori.

4.2 Studi sulla contaminazione ambientale

Le sostanze inquinanti immesse in atmosfera dal camino dell'inceneritore, come pure le emissioni occasionali, possono depositarsi sul terreno vicino all'impianto e così contaminare l'ambiente locale. Alcune sostanze inquinanti incluse le polveri sottili PM10 ed i composti organici volatili e semi-volatili, come le diossine ed i PCB, possono anche essere trasportate a grandi distanze dalle correnti d'aria. Per esempio, Lorber *et al.* (1998) valutarono che soltanto il 2% delle emissioni di diossine si deposita sul suolo vicino all'inceneritore mentre il rimanente è disperso su un raggio molto più ampio.

Molte ricerche sulla contaminazione dell'ambiente nelle vicinanze degli inceneritori si sono focalizzate sulle diossine e sui metalli pesanti, ignorando la maggior parte degli altri inquinanti. Gli studi dimostrano che il terreno e la vegetazione vicino agli inceneritori possono essere contaminati con i rilasci di diossine e dei metalli pesanti a livelli al di sopra delle concentrazioni normali dell'ambiente. Di conseguenza c'è possibilità di contaminazione per la produzione agricola, come i raccolti. Anche il bestiame può assimilare sostanze inquinanti attraverso una dieta a base di vegetazione contaminata, o cresciuta su suolo contaminato. In alcuni esempi questo ha portato a vietare la vendita del latte di mucca, a causa di livelli inaccettabilmente alti di diossine e si è raccomandato di evitare il consumo di uova e di pollame.

Questa sessione illustra gli studi sui livelli delle diossine e dei metalli pesanti che si trovano nel suolo e nella vegetazione nelle vicinanze degli inceneritori, effettuati sia negli anni passati, sia più recentemente. Sono trattati anche i livelli trovati nel latte delle mucche. Considerando il potenziale di contaminazione dei prodotti agricoli di tutti i tipi, la ricerca a questo proposito è molto limitata.

4.2.1 SUOLO E VEGETAZIONE

La ricerca ha dimostrato che il terreno e la vegetazione possono essere usati come indicatori adatti per monitorare la contaminazione che deriva dalla deposizione di diossine e metalli pesanti emessi in atmosfera (vedi Schuhmacher *et al.* 1999a, Schuhmacher *et al.* 1997a, Gutenman *et al.* 1992).

I livelli di diossine nei terreni sono stati ampiamente usati per descrivere l'esposizione a lungo termine a queste sostanze chimiche. D'altra parte, la vegetazione è l'indice più rappresentativo per l'esposizione a breve termine alle diossine (Schuhmacher *et al.* 1999b).

Per quanto riguarda la vegetazione, le diossine ed i metalli pesanti possono semplicemente depositarsi sulla superficie delle foglie o essere presenti sulle particelle del suolo. Inoltre i metalli possono penetrare nelle foglie attraverso piccoli pori presenti sulla loro superficie (stomi) ed essere assimilati dalle radici nelle piante legnose (vedi Bache *et al.* 1992). In ogni modo, non sembra che le diossine siano assorbite dal sistema radicale delle piante (Hulster e Marschner 1992).

Diossine

Nelle aree urbane ed industriali esistono differenti fonti di diossine ed è quindi difficile capire se l'inquinamento da diossina provenga dall'impianto d'incenerimento o da altre fonti. Tuttavia, gli studi hanno dimostrato che alti livelli di diossine sono presenti nei terreni vicini ad alcuni inceneritori. In molti casi il livello di questi composti trovato nel terreno e nella vegetazione dipende dalla distanza dall'impianto, un fenomeno che induce a considerare gli inceneritori come una fonte primaria di contaminazione.

Per esempio, uno studio effettuato su campioni di terreno provenienti dalle vicinanze di un inceneritore di rifiuti sanitari in Spagna, ha trovato che i livelli più alti si trovavano in prossimità dell'inceneritore, rispetto alle zone più lontane (Jimenez *et al.* 1996). Le concentrazioni nei terreni vicini all'inceneritore erano da 2,1 a 7,5 volte più alte rispetto ai normali livelli di diossine nel suolo. In un'altra indagine su un inceneritore giapponese di RSU sono stati trovati nei suoli delle aree sottovoce concentrazioni di diossine molto elevate (ovvero 252 e 211 ppt TEQ) (Ohta *et al.* 1997). Questi livelli sono eccessivamente alti rispetto ai valori di fondo trovati nei terreni dei paesi industrializzati (ovvero 3,6 ppt TEQ per i terreni rurali e 11,9 ppt TEQ per i terreni urbani del Nord America e livelli simili in Europa) (USEPA 2000). Questo inceneritore è stato fonte di una notevole controversia a causa dell'alto numero di decessi per cancro registrati nelle vicinanze. Lo studio ha dimostrato che gli alti livelli di contaminazione del terreno erano in correlazione con la zona ad elevata incidenza tumorale.

Nel 1993, livelli eccezionalmente alti di diossine e di PCB sono stati registrati nei terreni vicino all'inceneritore Shanks di rifiuti pericolosi (in un primo tempo inceneritore Rechem) nel Galles (si veda ENDS 2000b). Il livello più alto di diossine era 1740 ng-I-TEQ/kg (Foxall e Lovett 1994). Lo studio ha indicato che altre emissioni, oltre a quelle dal camino dell'inceneritore, potevano essere stati sostanzialmente responsabili dei valori elevati, incluse le emissioni occasionali durante le operazioni di smaltimento delle ceneri provenienti dalle zone di deposito dei rifiuti e dall'impianto per il trattamento dei trasformatori (Foxall e Lovett 1994). Da allora l'impianto è stato migliorato ed i dati recenti suggeriscono che i livelli di diossine nel terreno sono ora scesi a circa due terzi dei valori osservati nel 1993. In ogni caso, la diminuzione dei PCB è meno consistente. Inoltre, il valore medio delle emissioni di PCB in aria (2 ng/m³) provenienti dall'impianto è abbastanza più grande dei livelli rilevati nelle zone urbane della Gran Bretagna, che raramente superavano 1 ng/m³ e di solito sono molto al di sotto di 0,5 ng/m³. Tuttavia, sebbene sia stata contestata dall'Agenzia per l'Ambiente, la società ora ha l'autorizzazione di importare dall'Italia altre 200 carcasse di trasformatori, una fonte ben nota di PCB (ENDS 2000b).

Uno studio condotto nel 1998 su un vecchio inceneritore di RSU a Montcada, Barcellona, ha registrato livelli di diossine nei terreni che vanno da 0,06 a 127,0 ng I-TEQ/Kg (ppt) con una concentrazione media di 9,95 ng I-TEQ/kg (ppt) (Granero *et al.* 1999). La ricerca ha mostrato che i livelli erano aumentati in tutti i siti oggetto di monitoraggio tra il 1996 e il 1997 e di nuovo tra il 1997 e il 1998, anche se gli aumenti non erano stati significativi da un punto di vista statistico. Gli autori osservarono che, nonostante le condizioni dell'incenerimento fossero rimaste costanti durante gli anni dal 1996 al 1998, lo scarso accumulo di diossine poteva essere stato influenzato da una diminuzione delle emissioni di questi composti da altri fonti presenti in quell'area.

Altre indagini hanno dimostrato che l'incenerimento non è sempre collegato con alti livelli di diossine nel terreno. Per esempio, uno studio condotto in Spagna ha dimostrato che i livelli nelle vicinanze di un vecchio impianto nella Catalogna nel 1997 (range da 0,11 a 3,88, media 1,17 ng I-TEQ/kg (ppt)) non erano eccessivamente elevati e questi valori erano confermati da altre indagini su inceneritori di RSU, effettuate negli Stati Uniti e nei Paesi Bassi (Schuhmacher *et al.* 1999a). I livelli rilevati nel 1997 erano, in ogni caso, leggermente aumentati, ma non in modo significativo, rispetto a quelli misurati precedentemente nel 1996.

Analisi condotte nel 1996/7 sulla vegetazione vicino ad un inceneritore di rifiuti urbani in Catalogna, Spagna, hanno dimostrato che l'impianto contribuiva alla presenza di diossine nella vegetazione, poiché i livelli più alti erano chiaramente quelli più vicini all'inceneritore, mentre più lontano erano registrati valori più bassi (Domingo *et al.* 1998). In ogni modo, tra il 1996 e il 1997, mentre i livelli nei terreni prossimi agli impianti di incenerimento rimanevano relativamente costanti (vedi sopra: Schuhmacher *et al.* 1999a), in alcune zone c'era una riduzione dei livelli di diossine nella vegetazione. Poiché la vegetazione riflette cambiamenti a breve termine nell'esposizione a questi composti, mentre il terreno riflette l'esposizione a lungo termine, lo studio ha notato che la riduzione nei livelli di diossine nella vegetazione potrebbe essere dovuto a un miglior controllo dell'inquinamento dell'inceneritore. In ogni caso, potrebbe anche essere indicativo di una generale riduzione di emissioni di diossine da altre fonti nella zona. Allo stesso modo, un'altra indagine in Spagna in un vecchio impianto di rifiuti urbani a Montcada, Barcellona, ha riscontrato una diminuzione dei livelli di diossine tra il 1997 e il 1998. Lo studio proponeva che la riduzione nei livelli di diossine fosse probabilmente dovuta ad interventi generali per la riduzione delle emissioni di diossine in aria (Schuhmacher *et al.* 1999b).

METALLI PESANTI

I metalli pesanti rilasciati nell'ambiente dagli inceneritori possono contaminare il suolo ed accumularsi nelle piante e negli animali (bioaccumulazione). In questo modo, possono eventualmente entrare in contatto con l'uomo attraverso la catena alimentare o attraverso la contaminazione dell'acqua potabile. Inoltre, per le persone che vivono nelle vicinanze degli inceneritori, specialmente i bambini, l'esposizione ai metalli pesanti può avvenire anche a causa di polvere e sporcizia che proviene dal suolo contaminato. Altre vie per l'assunzione di metalli pesanti includono l'inalazione e l'assorbimento attraverso la pelle (Schuhmacher *et al.* 1997b).

I dati sui livelli dei metalli pesanti nel suolo vicino agli impianti sono molto limitati. Uno studio sui terreni vicini ad un inceneritore industriale in Italia ha rilevato che l'inquinamento da piombo nel suolo era aumentato di circa il 600% (Zanini e Bonifacio 1991). Un'indagine più recente sui livelli di cadmio e piombo nel suolo nei dintorni di un inceneritore di rifiuti urbani a Baldovie, in Scozia, ha stabilito che l'impianto era responsabile della distribuzione a lungo termine dei metalli nel suolo, entro un raggio di 5 Km dal sito (Collett *et al.* 1998). È stato trovato che le concentrazioni a lungo termine di cadmio e di piombo nelle emissioni in atmosfera erano in relazione ai livelli trovati nei terreni della area locale. Sebbene i livelli di questi metalli fossero legati alle emissioni in atmosfera, l'analisi ha anche rilevato che queste concentrazioni nei suoli erano entro i normali valori. Uno studio su un inceneritore di fanghi di depurazione vicino Birmingham, nel Regno Unito, ha riscontrato evidenza della contaminazione da piombo e cadmio nel terreno vicino al sito di combustione (Feng e Barratt 1999).

Una recente indagine in Spagna sul vecchio impianto d'incenerimento di RSU a Montcada, Barcellona, non ha considerato elevati i livelli dei metalli pesanti desunti dalla ricerca (Schuhmacher *et al.* 1997b); le concentrazioni di cadmio e piombo erano simili a quelle di suoli considerati non contaminati.

Nella letteratura scientifica si contano soltanto pochi studi riguardo i livelli dei metalli pesanti nella vegetazione presente nelle vicinanze degli inceneritori. Bache *et al.* (1991), in una indagine negli Stati Uniti, hanno riferito della contaminazione, dovuta a diversi metalli pesanti, della vegetazione che circondava un inceneritore di RSU (non dotato di sistemi di controllo delle emissioni atmosferiche). Un altro studio, condotto sempre negli Stati Uniti, ma su un impianto di rifiuti urbani dotato di dispositivi per il controllo dell'inquinamento, ha trovato che i livelli di cadmio e di piombo rilevati nelle foglie degli alberi erano legati alla distanza dall'inceneritore (Bache *et al.* 1992).

Lo studio concludeva che perfino un inceneritore di RSU, fornito di dispositivi di controllo (precipitatore elettrostatico), poteva determinare significative deposizioni di metalli come il cadmio ed il piombo nelle zone circostanti. Una ricerca su un impianto di RSU, nel New Jersey, ha rilevato che i livelli di mercurio nella vegetazione (muschio posto in siti campione intorno all'inceneritore) erano legati alla distanza dall'inceneritore (Carpi e Weinstein 1994). Le più alte concentrazioni di mercurio erano localizzate nelle zone più vicine all'inceneritore. Esiste una analisi documentata nella letteratura scientifica che non ha trovato un legame tra incenerimento e metalli pesanti nella vegetazione circostante. Lo studio ha riportato che la contaminazione della vegetazione tramite cadmio e piombo non era evidentemente rapportata alla distanza dall'inceneritore di RSU (Gutenman *et al.* 1992).

4.2.2 IL LATTE DI MUCCA

Il bestiame che pascola in aree soggette alla deposizione di sostanze inquinanti presenti in aria, come le diossine, può ingerire questi composti a seguito della loro deposizione sulla vegetazione e sul terreno. Le diossine possono poi conseguentemente passare nel latte vaccino e, quindi, arrivare a contaminare l'uomo. Questo avviene perché il latte è la modalità predominante di espulsione di questi composti nelle mucche (Baldassarri *et al.* 1994). La ricerca condotta in diverse zone di campagna durante gli anni novanta ha dimostrato la presenza di livelli elevati di diossine nel latte vaccino in fattorie situate vicino agli inceneritori.

Uno studio effettuato nei Paesi Bassi dieci anni fa ha rilevato la presenza di alte concentrazioni di questi composti nel latte di mucca (fino a 13,5 pg I-TEQ /g grasso (ppt)). Questo ha condotto il governo olandese a considerare un limite massimo di concentrazione di diossine nel latte e prodotti derivati pari a 6 pg I-TEQ/g (grasso) (Liem *et al.* 1990). In seguito anche altri Paesi europei, come la Germania, l'Olanda e l'Austria (Ramos *et al.* 1997) hanno adottato questo valore limite. Una ricerca effettuata in Austria ha trovato livelli elevati di diossine nel latte di mucca prodotto in aziende vicine agli inceneritori (fino a 8,6 pg I-TEQ/g grasso) (MAFF 1997a). Nel Regno Unito, livelli eccezionalmente alti di questi composti (fino a 1,9 pg TEQ/g latte intero, equivalenti a 48 pg TEQ/g grasso) sono stati trovati nel latte proveniente da zone limitrofe ad un impianto di rifiuti speciali all'interno dell'impianto chimico di Coalite, nel Derbyshire (MAFF 1992, EA 1997, Sandells *et al.* 1997). In seguito l'inceneritore è stato chiuso nel novembre 1991.

Studi più recenti hanno trovato altre evidenze sull'aumento delle concentrazioni di diossine nel latte vaccino, prodotto in aziende situate vicino ad impianti d'incenerimento. Per esempio, una indagine sul latte prodotto nel Regno Unito, tra il 1993 e il 1995, in aziende situate vicino a possibili fonti di diossine, ha rilevato che le aziende vicine a due degli otto siti d'incenerimento di RSU analizzati avevano livelli di queste sostanze nel latte, superiori al limite olandese, pari a 6,1 pg I-TEQ/g di grasso (MAFF 1997b). Nel 1995, il latte prodotto da una azienda vicina ad un impianto di rifiuti urbani a Bristol presentava un livello di diossina pari a 6,1 pg TEQ/g grasso, mentre il latte di aziende in prossimità di un inceneritore nel West Yorkshire aveva concentrazioni che andavano da 3,1 a 11 pg I-TEQ/g grasso. Un riesame delle aziende di quest'ultima zona, nel 1996, ha dimostrato che i livelli di diossine nel latte rimanevano alti (1,9-8,6 pg I-TEQ/g grasso). L'inceneritore è stato poi chiuso durante l'anno, per l'impossibilità di adeguarlo ai nuovi standard di controllo imposti per abbattere l'inquinamento.

Un'indagine condotta in Svizzera sul latte di mucca, proveniente da aziende localizzate in zone rurali ed in aree più industrializzate, ha concluso che l'influenza degli inceneritori sui livelli di diossine nel latte prodotto localmente era chiaramente distinguibile (Schmid e Schlatter 1992). Allo stesso modo, una ricerca più recente effettuata in Spagna ha rilevato che il latte proveniente dalle aree rurali aveva livelli di diossine (1,3-2,47 pg I-TEQ/g grasso) più bassi di quelli riscontrati nel latte di una azienda situata nelle vicinanze di potenziali fonti di queste sostanze. Per quanto riguarda le fonti di diossine, è stato stabilito che un inceneritore di rifiuti produce effetti maggiori, tanto che i livelli più alti nel latte (3,32 pg I-TEQ/g grasso) sono stati rilevati in una azienda situata nelle sue vicinanze (Ramos *et al.* 1997).

5. LE EMISSIONI DELL'INCENERITORE

Tutti gli inceneritori sono anche dei generatori di rifiuti: l'incenerimento si risolve, infatti, in una produzione di rifiuti. Questo avviene poiché la materia non può in realtà essere fisicamente distrutta ma può soltanto essere trasformata in forme nuove. Così, quando una sostanza viene bruciata essa non scompare, come è la comune percezione, ma cambia soltanto di forma. I prodotti della combustione dei rifiuti sono costituiti da emissioni gassose in atmosfera attraverso il camino, ceneri di fondo (scorie) e ceneri volanti (che rimangono nei filtri dell'inceneritore), quest'ultime infine dovranno essere conferite in discarica. Laddove viene usata l'acqua nei processi di pulizia dei fumi di un inceneritore, si produrrà anche acqua contaminata.

Esiste un'idea comune, ma sbagliata, secondo la quale il peso ed il volume dei rifiuti originali verrebbero ridotti durante l'incenerimento. Sebbene si sia spesso affermato che i residui solidi, come le ceneri, rappresentino circa un terzo del peso iniziale dei rifiuti in entrata (Pluss e Ferrel 1991) e la riduzione del volume sia di circa il 90% (Williams 1990), nessuna di queste statistiche può trovare conferma ad un esame minuzioso. Se vengono considerati tutti i prodotti della combustione in un inceneritore, allora la produzione supererà l'immissione originale di rifiuti. I gas presenti nei fumi inviati al camino risultano dalla combinazione di materiali a base di carbonio con ossigeno e di solito vengono ignorati nel calcolare la massa dei residui, ma la combinazione con l'ossigeno per formare la CO_2 aumenta il peso effettivo. I residui provenienti dai sistemi di pulizia dei gas possono generare notevoli volumi di acqua e di solidi contaminati. Nel caso della statistica concernente la riduzione del volume, si fa di solito riferimento al volume dei rifiuti non compattati. In ogni modo, i rifiuti urbani posti in discarica sono generalmente compattati per aumentare la stabilità e per impedire l'infiltrazione d'acqua, così da ridurre il volume dei rifiuti. Paragonando i rifiuti non bruciati e le ceneri dell'inceneritore, la riduzione reale del volume è più vicina al 45% (DoE 1995).

Numerose sostanze sono rilasciate nei rifiuti prodotti dalla combustione, incluso composti chimici pericolosi. Nello specifico, gli inceneritori di rifiuti urbani sono tipicamente alimentati da un flusso misto di rifiuti e la combustione di tali materiali fa sì che le sostanze pericolose originariamente presenti all'interno dei rifiuti siano emesse dall'impianto. Mentre alcuni composti rimangono nella forma originale, altri sono trasformati in nuove specie chimiche. Per esempio, i metalli pesanti non vengono distrutti dall'incenerimento, ma si concentrano nei rifiuti prodotti durante il processo. Essi possono rimanere nella loro forma originale oppure reagire a formare nuovi composti come ossidi metallici, cloruri e fluoruri (Dempsey e Opplet 1993).

La natura esatta delle sostanze rilasciate durante la combustione dipende sulla composizione dei rifiuti che vengono inceneriti. Per esempio, l'incenerimento dei composti organici clorurati causerà la formazione di acido cloridrico (HCl) e questo, a sua volta, contribuirà alla formazione di diossine. L'applicazione di standard tecnici al processo d'incenerimento ed ai sistemi di riduzione dell'inquinamento influenzerà anche la composizione dei prodotti finali della combustione (EEA 2000). Comunque, qualsiasi sia la tecnologia di controllo impiegata, tutti i tipi di incenerimento emettono sostanze tossiche nelle ceneri ed in atmosfera, sotto forma di gas o di particolato. Queste sostanze includono metalli pesanti, numerosi composti organici, come le diossine, e gas come gli ossidi d'azoto, gli ossidi di zolfo, l'acido cloridrico, l'acido fluoridrico, insieme all'anidride carbonica. Secondo il NRC (2000):

“... i prodotti della combustione che principalmente suscitano preoccupazione a causa dei loro effetti potenziali sulla salute umana e sull'ambiente sono composti che contengono zolfo, azoto, alogeni (come il cloro) e metalli tossici. I composti specifici, causa di maggiore preoccupazione, sono CO, NO_x, SO_x, HCl, cadmio, piombo, mercurio, cromo, arsenico, berillio, diossine e furani, PCB ed idrocarburi policiclici aromatici ...”

In molti Paesi negli anni passati l'istituzione di nuove normative sulle emissioni in aria ha costretto alla chiusura o all'aggiornamento di molti vecchi inceneritori, o alla costruzione di nuove installazioni. Sia gli impianti adeguati in un secondo tempo ai nuovi standard di emissione, sia quelli di nuova generazione possono essere dotati di moderne tecnologie per un migliore controllo dell'inquinamento dell'aria. Per esempio, tra i 780 inceneritori operanti nel Regno Unito negli anni novanta (30 per i rifiuti urbani, 700 per i rifiuti ospedalieri, 40 di aziende chimiche, 6 per i fanghi di depurazione e 4 per i rifiuti pericolosi) solo 110 sono rimasti in funzione dopo l'introduzione di questi nuovi standard di emissione (Murray 1999). Oggi nel Regno Unito sono attivi 12 inceneritori di RSU. Si considera che la chiusura o l'ammodernamento dei vecchi impianti abbia portato ad una notevole riduzione delle emissioni di sostanze tossiche in atmosfera.

Uno studio condotto nei Paesi Bassi ha anche concluso che le emissioni di diossine nell'aria sono state significativamente ridotte (Born 1996). Murray (1999) riferisce che la tecnologia tedesca più sofisticata, sviluppata durante i primi anni novanta, ha diminuito le emissioni atmosferiche di un fattore dieci. Nonostante questo importante miglioramento, il problema della produzione di sostanze tossiche dagli inceneritori non è scomparso. Infatti, il problema è stato spostato, cosicché ancora più diossine ed altre sostanze tossiche sono ora presenti nelle ceneri, per cui esse creano nuovi problemi di smaltimento e di inquinamento. L'Agenzia Europea dell'Ambiente (EEA 2000) ha avvisato che, anche se in futuro le emissioni totali nell'aria venissero ridotte grazie al miglioramento degli standard, *“questo potrebbe favorire l'aumento della capacità di incenerimento”*. A questo riguardo, la preoccupazione maggiore sta nell'incremento dell'uso di questa tecnologia come è proposto in alcuni paesi europei. Nel Regno Unito per esempio, in seguito alla chiusura di numerosi vecchi inceneritori, il governo ha proposto l'apertura di 177 nuovi impianti (ENDS 1999).

Per quanto riguarda la regolamentazione, tra i vari prodotti dell'inceneritore, le emissioni gassose del camino sono quelle soggette ad una maggiore attenzione, poiché il gas ed i suoi componenti tossici sono dispersi direttamente in atmosfera. Tuttavia, anche gli altri prodotti della combustione contengono composti tossici inquinanti e, di conseguenza, minacciano la salute pubblica in maniera meno ovvia e/o immediata, ma non meno reale.

A partire dal 1998, la Commissione Europea (CE) ha proposto la bozza di una nuova direttiva sull'incenerimento (UE 1998, UE 1999). La nuova direttiva proposta introdurrà controlli sull'incenerimento della maggior parte dei rifiuti che non erano legiferati dalla precedente direttiva del 1994. La nuova direttiva porrà limiti per i rilasci di alcune sostanze pericolose nei gas del camino e nell'acqua. Si pensa che la direttiva verrà adottata per la fine del 2000 e l'inizio del 2001. Tutti i nuovi inceneritori di RSU costruiti dopo la sua entrata in vigore dovranno soddisfare i limiti da essa previsti entro 2 anni, mentre gli inceneritori esistenti avranno un periodo di 5 anni per adempiere ai nuovi criteri. Oltre ai regolamenti dell'Unione europea, sono attualmente adottate a livello nazionale diverse linee guida per gli inceneritori che

dovranno adeguarsi alla direttiva entro due anni dalla sua entrata in vigore (UE 1999).

5.1 Le emissioni atmosferiche

Questa sezione presenta dati sulle sostanze note per essere emesse, in forma gassosa, dai camini degli inceneritori. La maggior parte delle ricerche sulle emissioni in aria è stata focalizzata sulle diossine e sul comportamento di alcuni metalli pesanti tossici. I dati delle ricerche su altre sostanze chimiche emesse sono rari. Inoltre, un gran numero di composti emessi dagli inceneritori rimane sconosciuto.

Le emissioni atmosferiche dai camini dell'inceneritore sono trattate più avanti, secondo le seguenti categorie: composti organici; metalli pesanti; gas e particolato. La Commissione Europea ha proposto nella nuova direttiva limiti riguardo le emissioni in aria degli inceneritori soltanto per pochi composti che sono compresi in queste categorie. I limiti proposti sono riportati nella tavola seguente.

Tabella 5.1. Valori limite di emissioni in aria proposti dalla Commissione Europea

Sostanze	Limiti proposti CE (mg/Nm ³)
Diossine	0,1 ng TEQ/Nm ³
Mercurio	0,05 ^b
Cadmio + Tallio	Totale 0,05 ^b
Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V	Totale 0,5 ^b
Monossido di carbonio	50 ^c
SO ₂	50 ^c
NO _x	200 ^c
HCl	10 ^c
HF	10 ^c
Particolato	10

a Valori medi misurati su un periodo di campionamento da un minimo di 6 ore ad un massimo di 8 ore.

b Tutti i valori medi su un periodo di campionamento da un minimo 30 minuti ad un massimo di 8 ore.

c Valori medi giornalieri.

5.1.1 COMPOSTI ORGANICI

Le diossine

I policloruri dibenzo-p-diossine (PCDD), e i policloruri dibenzofurani (PCDF) sono un gruppo di sostanze chimiche che comunemente sono denominate diossine. Ci sono più di 200 tipi congeneri (membri) del gruppo PCDD/F. Il congenere più noto e tossico è la 2,3,7,8-TCDD. È stato descritto come il composto chimico più tossico conosciuto dall'umanità ed è noto come un cancerogeno dell'uomo. Le diossine sono persistenti nell'ambiente, tossiche e bioaccumulative (si accumulano nei tessuti degli organismi viventi). Una descrizione più dettagliata degli impatti tossici di questi composti sulla salute viene data nell'appendice A.

La tossicità dei diversi tipi di diossine e di furani varia di diversi ordini di grandezza. Poiché i dati analitici possono riportare 17 diversi congeneri, così come il totale dei gruppi omologhi (ad esempio tutti i congeneri che contengono lo stesso numero di

atomi di cloro), è spesso necessario mettere insieme i dati così che i singoli campioni possano essere direttamente paragonati. Generalmente questo si ottiene esprimendo la somma delle diossine presenti come equivalenti tossici (TEQ) relativi al 2,3,7,8-TCDD. Il sistema TEQ più comune usato è il sistema internazionale degli equivalenti tossici (I-TEQ). Il sistema TEQ funziona assegnando al TCDD, il congenere più tossico, un fattore di equivalenza tossica (TEF) pari a 1. La tossicità di tutti gli altri congeneri è espressa relativamente a questo fattore, così che viene assegnato al TEF un valore tra 0 e 1. L'indice internazionale di tossicità equivalente (I-TEQ) di un campione che contiene un insieme di diossine, è ottenuto moltiplicando la concentrazione d'ogni congenere per il suo TEF e sommando i risultati.

Una considerazione importante per quanto riguarda le emissioni di diossine in aria, si fonda sul fatto che le normative riguardano soltanto le varietà clorurate. E' noto da tempo che gli inceneritori generano ed emettono in quantità apprezzabili diossine bromurate e quelle miste cloro-bromurate (vedi Schwind *et al.* 1988). Queste sono considerate d'importanza equivalente alle diossine clorurate dal punto di vista tossicologico, perché producono una quantità simile d'impatti biologici a parità di concentrazioni molari (Weber e Greim 1997). Sebbene questi composti siano altamente persistenti se associati con le particelle di ceneri volanti, è stata posta poca attenzione sulla valutazione del loro impatto sanitario ed attualmente non ci sono obblighi per i gestori degli impianti di monitorare e controllare queste sostanze chimiche.

Formazione delle diossine negli inceneritori

Le diossine si formano come sottoprodotti non intenzionali in processi di produzione e di combustione, specialmente in quelli che usano, producono o smaltiscono cloro o composti derivati dal cloro. Tutti i tipi d'inceneritori producono queste sostanze. La ricerca ha dimostrato che mentre le diossine possono essere distrutte nell'area di combustione dell'inceneritore, esse possono rigenerarsi nell'area di post-combustione tramite processi che dipendono dalla temperatura (Blumenstock *et al.* 2000, Huang e Buekens 1995, Fangmark *et al.* 1994). Si ritiene che la via predominante di formazione delle diossine è una sintesi completamente nuova (Johnke e Stelzner 1992), esse si formano anche da precursori che sono costituenti dei rifiuti oppure prodotti dalla ricombinazione chimica dei materiali presenti nei rifiuti. I clorobenzeni e i clorofenoli sono due di questi gruppi (Huang e Buekens 1995). Il PVC, un comune costituente dei rifiuti urbani, è stato identificato come un precursore delle diossine (USEPA 1997).

Gli stessi rifiuti tal quali prima di essere inceneriti contengono diossine. Comunque, è stato dimostrato che il processo di incenerimento dei rifiuti crea le diossine. Per esempio, sia in passato che nel presente, i calcoli (bilancio di massa) dimostrano che la quantità totale di diossine che si producono dall'incenerimento di rifiuti è maggiore della quantità che entra nell'inceneritore come rifiuto tal quale (Williams 1990, Hansen 2000). Questo sembra verificarsi ancora nel caso degli inceneritori moderni e di quelli revisionati in funzione negli ultimi anni '90, sebbene la letteratura scientifica fornisca pochi dati, ad eccezione di un recente studio danese (Hansen 2000).

In un altro caso in Spagna, la stima del bilancio di massa basato su misure derivate da 8 inceneritori di rifiuti urbani in attività ha dimostrato che vengono emesse dagli inceneritori quantità di diossine maggiori di quante ne sono presenti nei rifiuti in entrata (Fabrellas *et al.* 1999). I calcoli hanno dimostrato che il livello di diossine

(PCDD/F) immesse attraverso i rifiuti tal quali nell'inceneritore ammontava a 79,8g I-TEQ/anno. Questo è stato paragonato alla fuoriuscita totale stimata nei gas (1 - 1,2g I-TEQ/anno), nelle ceneri volanti (46,6 - 111,6g I-TEQ/anno) ed in quelle di fondo (2 - 19g I-TEQ/anno). Il bilancio di massa, applicato alle diossine e condotto su un altro inceneritore spagnolo di rifiuti urbani, ha fornito risultati ambigui. Un test ha mostrato una quantità di diossine in uscita superiore rispetto a quella immessa, mentre un altro test ha mostrato una quantità di diossine in entrata maggiore di quella emessa (Abad *et al.* 2000). Questo non è particolarmente sorprendente, poiché gli inceneritori emettono diossine ed altre sostanze in modo variabile, in funzione della tipologia di rifiuti immessi e delle condizioni di combustione. Inoltre, dovendo valutare un'ampia gamma di variabili, la precisione di queste stime spesso è tutt'altro che elevata.

Inventari delle diossine e incenerimento

Durante gli anni ottanta e la prima metà degli anni novanta, l'incenerimento di rifiuti urbani, in particolare, è stato identificato come la causa principale di emissione di diossine in atmosfera. Per esempio, l'organizzazione governativa olandese RIVM ha valutato che, nel 1991, l'incenerimento nei Paesi Bassi è stato responsabile di circa il 79% di tutti i rilasci in aria di diossine. Nel Regno Unito, gli inceneritori di RSU sono stati considerati responsabili di circa il 53-82% di tutte le diossine immesse in atmosfera durante il 1995, mentre negli Stati Uniti tali impianti hanno contribuito a circa il 37% delle immissioni totali annue (vedi Pastorelli *et al.* 1999). Una sintesi dei dati raccolti in 15 Paesi, descritta come un inventario "globale", ha mostrato che nel 1995 l'incenerimento produceva circa il 50% delle emissioni atmosferiche di diossina (Fielder 1999). L'incenerimento di RSU è stato riconosciuto come responsabile della maggior parte delle immissioni di diossine in atmosfera rispetto alle altre forme di incenerimento (Alcock *et al.* 1998), sebbene dai dati presenti nell'inventario "globale" dei 15 Paesi, Fiedler (1999) abbia segnalato che tutte le tipologie di incenerimento nel 1995 costituivano la principale fonte di emissione in molti paesi. In questa valutazione erano inclusi gli inceneritori di RSU, rifiuti pericolosi, fanghi di depurazione, rifiuti legnosi ed i forni crematori. La tabella 5.2 mostra le emissioni di diossine valutate per i diversi tipi di inceneritori nel 1997 nel Regno Unito.

Tabella 5.2. Valutazione delle emissioni in aria di PCDD/F nel Regno Unito (i numeri in grassetto rappresentano le stime calcolate da emissioni atmosferiche misurate, gli altri numeri sono stime).

Processi	1997 intervallo/basso (g TEQ/anno)	1997 intervallo/alto (g TEQ/anno)
Incenerimento di rifiuti urbani	122	199
Incenerimento di rifiuti chimici (10 siti)	0,02	8,7
Incenerimento di rifiuti sanitari (5 siti)	0,99	18,3
Incenerimento di fanghi di depurazione (5 siti)	0,001	0,37
Cementifici (5 siti)	0,29	10,4
Forni crematori	1	35
Combustione domestica di legno (puro)	2	18
Combustione domestica di legno (trattato)	1	5

Fonte: Alcock *et al.* 1998

NOTA: La stima dell'emissione totale di diossine in aria da tutte le sorgenti è nell'intervallo/basso 219 e nell'intervallo/alto 663 g TEQ/anno.

Ancora oggi gli inceneritori sono considerati come una fonte di diossine, che contribuisce ad emettere grandi quantità di questi composti in atmosfera. Per esempio, Hansen (2000) ha condotto un'analisi sul flusso delle diossine in Danimarca nel biennio 1998/1999. Nonostante i miglioramenti nella tecnologia, l'incenerimento dei rifiuti solidi urbani è stato identificato come la singola fonte più grande di rilasci di diossine in aria, compresa tra 11-42 g I-TEQ all'anno. È stato stimato che un ulteriore ammontare di diossine, pari a 35-275 g I-TEQ, presenti nei residui solidi dell'inceneritore, viene conferito nelle discariche ogni anno. Questo rapporto ha anche posto l'attenzione sul potenziale impatto delle diossine bromurate e di quelle miste alogenate (sezione 5.1.1) e ha valutato che ogni anno gli inceneritori di RSU danesi immettono nell'atmosfera tra i 2 e i 60 g di diossine bromurate.

Una pubblicazione del 1997 citata dalla Unione Europea (UE 1998) ha notato che l'incenerimento di rifiuti non pericolosi può contribuire fino al 40% di tutte le emissioni di diossine in Europa. Tuttavia, in alcuni paesi europei è stato valutato che il contributo dell'incenerimento di RSU agli inventari nazionali è sceso significativamente tra la metà e la fine degli anni '90. Questo è dovuto alla chiusura dei vecchi inceneritori, che emettevano alti livelli di diossine in aria, ed ai sistemi per l'abbattimento dell'inquinamento, sia negli impianti già esistenti e sia nelle nuove installazioni. Si stima che tali miglioramenti porteranno ad una riduzione significativa delle emissioni in aria di diossine da parte degli inceneritori. Per esempio, una forte tendenza alla diminuzione di emissioni è stata trovata in paesi con tecnologia moderna o con una legislazione molto rigida (Fiedler 1999). Considerando soltanto le emissioni atmosferiche nel Regno Unito, l'Ispettorato di Sua Maestà per l'Inquinamento (HMIP) ed il Dipartimento dell'Ambiente (DoE) hanno valutato che il contributo all'emissione annuale totale scenderebbe da 53-82% nel 1995 a circa il 4-14% nel futuro. Nello stesso modo, l'UBA tedesca ha valutato che il contributo del 33% per gli anni 1989-1990 scenderà al 3% negli anni 1999-2000. Questi dati, che sono frutto di stime, dovranno essere confermati con misurazioni effettive.

È importante la necessità di queste conferme. È stato riconosciuto, per esempio, che nel suddetto studio HMIP del Regno Unito ci sono grandi incertezze nelle valutazioni delle emissioni in aria degli inceneritori usate negli inventari delle diossine. Questo avviene perché nell'indagine in questione le emissioni atmosferiche sono state in genere valutate con misurazioni molto limitate ed, inoltre, sono state utilizzate informazioni ricavate da ricerche effettuate fuori dal Regno Unito. Un'indagine recente condotta in questo paese, che ha cercato di apportare correzioni alle fonti d'incertezza (Alcock *et al.* 1998), ha usato un diverso metodo di valutazione, più preciso, che considerava i dati di emissione misurati dai singoli inceneritori tra il 1995 e il 1997 (vedere tabella 5.2). Oggi questo studio rappresenta l'indagine più completa sulle emissioni in aria di diossine nel Regno Unito ed ha, inoltre, utilizzato anche dati raccolti da altri inceneritori di rifiuti, che operavano quotidianamente in condizioni normali durante i periodi di campionamento. Questo tipo d'indagine è più realistico rispetto alle misure che sono attinte in condizioni ottimali, che sono stabilite secondo prove in condizioni di "test di combustione", generalmente diverse dalla realtà. Lo studio ha rilevato che, rispetto ai dati di emissione pubblicati dall'HMIP per il 1995, i livelli di emissione di diossine da parte degli inceneritori di RSU tra il 1995 e il 1997 erano diminuiti leggermente. Nonostante ciò, essi ancora costituivano una parte importante dell'inventario nazionale, cioè dal 30 al 56% dell'emissione totale nazionale di diossine in aria. Chiaramente, queste proiezioni ottimistiche delle

autorità hanno bisogno di conferma prima che possano essere accettate come una proiezione realistica delle tendenze o come una misura della situazione attuale.

Nel 1998 Webster e Connet hanno posto l'attenzione sulle incertezze e sui problemi della metodologia comunemente usata per ricavare i dati degli inventari nazionali delle emissioni di diossina. Questi includono diversi aspetti che sono elencati di seguito ed, in particolare, due di essi sono menzionati nel suddetto studio effettuato nel Regno Unito: prima di tutto, nella valutazione sono stati utilizzati pochi dati empirici rilevati da misurazioni effettuate su singoli inceneritori; inoltre i dati sulle emissioni in aria sono molto spesso ricavati da test su inceneritori operanti in condizioni ottimali, piuttosto che durante la normale attività giornaliera.

a) Metodologia:

Il metodo generalmente applicato per la stima degli inventari delle diossine, *“l'approccio del fattore di emissione”*, si basa su un numero limitato di misurazioni specifiche effettuate su particolari tipologie di inceneritori e da questi dati si fa un'estrapolazione per rappresentare tutti gli inceneritori di quella particolare tipologia. È probabile che questa metodologia comporti una sottovalutazione dei valori medi delle emissioni, in quanto non si prende in considerazione l'eventualità di una enorme variazione nelle emissioni dei singoli inceneritori anche dello stesso tipo. Nel loro studio, Webster e Connet (1998) mostravano che l'*“approccio del fattore di emissione”* sottostimava le emissioni di diossine dagli inceneritori riportate in molti inventari degli Stati Uniti nel decennio trascorso. Invece di applicare l'approccio del fattore di emissione, Webster e Connet nel 1998 hanno sommato soltanto i valori di emissione in aria di diossine dagli impianti in cui erano state effettuate le misurazioni – un approccio che presumibilmente sottovalutava questa tipologia di emissioni poiché gli impianti non sottoposti a controllo non erano inclusi nei calcoli. Malgrado ciò, questo metodo produceva un valore di diossine emesse dagli inceneritori di RSU ancora più grande di quanto riportato usando l'approccio del fattore di emissione. Gli autori, perciò, mettevano in risalto la necessità di adottare l'impiego di misure reali sui singoli impianti per la redazione degli inventari.

b) Mancanza di dati:

Su scala globale, Fiedler (1999) ha riferito che il numero degli inventari nazionali sulle emissioni di diossina è molto basso. Tra i paesi che hanno elaborato questi inventari esiste una generale carenza di dati sulle emissioni di diossine in atmosfera da parte degli inceneritori. In particolare, Webster e Connet (1998) hanno trovato una scarsità di dati negli Stati Uniti con particolare riguardo alle emissioni dovute all'incenerimento. Molti impianti di rifiuti urbani statunitensi erano stati, infatti, controllati soltanto una volta o non lo erano stati affatto. Sebbene questa situazione sembri ora in miglioramento, in passato gli operatori ed i legislatori apparivano abbastanza ottimisti nel giudicare le emissioni degli impianti in atmosfera come qualcosa di accettabile e basato su un'unica serie di misurazioni ricavate da un test di combustione preordinato. Perfino ora, è inaccettabile che nella maggior parte degli inceneritori sono scarse la frequenza e la quantità dei campionamenti che riguardano i gas di ciminiera e le analisi effettuate sulle diossine.

c) Monotiraggio:

La ricerca ha dimostrato che considerare soltanto un numero limitato di misure non riflette, in modo accurato, le emissioni atmosferiche di diossina dagli inceneritori sull'intero spettro delle condizioni operative. Il fatto che le emissioni di diossine

originate dalle fonti di combustione possano cambiare considerevolmente nel tempo è un problema ben illustrato in uno studio condotto nel Regno Unito (Alcock *et al.* 1998). Questa indagine mostrava che le emissioni in aria indicate dai campioni raccolti dalla ciminiera di un cementificio variavano considerevolmente nell'arco dello stesso giorno. Il primo campione raccolto misurava 4,2 ng I-TEQ/m³ ed il secondo campione, preso 5 ore più tardi, era di 0,06 mg I-TEQ/m³.

Una stima più accurata delle emissioni di diossine in atmosfera può essere stabilita soltanto con un monitoraggio continuo per un periodo esteso di tempo. Le fasi di avvio e spegnimento dell'attività degli inceneritori di rifiuti urbani sono particolarmente inclini ad emettere alte quantità di diossina. E' stata condotta un'indagine su un inceneritore belga, impiegando un monitoraggio continuo, nel tentativo di dimostrare che il moderno sistema di controllo degli inquinanti avrebbe impedito il superamento del limite di legge di 0,1 TEQ/Nm³. Infatti, i risultati hanno rivelato che il monitoraggio durante un periodo di 6 ore dava una concentrazione media di emissione pari a 0,25 ng TEQ/Nm³. Tuttavia, la media ottenuta su oltre due settimane di monitoraggio nello stesso periodo ha fornito un risultato da 8,2 a 12,9 ng TEQ/Nm³, che chiaramente eccedeva i limiti vigenti (De Fre e Wevers 1998).

La suddetta analisi dimostra, in modo convincente, che le misure attinte dai singoli inceneritori sotto i normali protocolli previsti dal regolamento (per esempio le misurazioni puntuali) possono significativamente sottostimare le emissioni di diossine in aria dagli inceneritori. In questo caso, la misurazione puntuale sottostimava le emissioni medie di diossine per un fattore da 30 a 50 volte. Non si conosce il significato di queste conclusioni per altri impianti d'incenerimento.

d) Le diossine nelle ceneri non sono tenute in considerazione:

La maggior parte degli inventari basati sui bilanci di massa considera soltanto le emissioni di diossina in atmosfera (Fiedler 1999) e non viene inclusa la produzione di questi composti nelle ceneri generate dagli inceneritori; Webster e Connett (1998) hanno concluso che la presenza di diossine nelle ceneri riceveva insufficiente attenzione. Uno studio recente su un inceneritore spagnolo ha dimostrato che, rispetto all'emissione totale di diossine, i gas di ciminiera sono responsabili di un contributo inferiore rispetto alle quantità presenti nelle ceneri volanti (Abad *et al.* 2000). Nella sezione 5.3.1. sarà discusso il problema che le diossine, formate durante l'incenerimento, si concentrano di più nelle ceneri e ciò sembra essere dovuto al miglioramento delle tecnologie di controllo dell'inquinamento atmosferico, che generano così altri pericoli.

Ricapitolando, la metodologia di campionamento in genere semplificata, che è impiegata nel regolamentare i rilasci dagli inceneritori, insieme all'incapacità di considerare il bilancio di massa delle diossine in modo olistico suggeriscono che è molto probabile che la maggior parte degli inventari delle diossine, se non tutti, sottostimano in modo cospicuo le emissioni degli inceneritori.

Le prestazioni d'inceneritori nuovi e di quelli revisionati

Come indicato in precedenza, la maggior parte dei monitoraggi sulle emissioni atmosferiche di diossine, eseguiti negli inceneritori in Europa e riportati nella letteratura scientifica, è ricavata sulla base di misurazioni puntuali piuttosto che attraverso un monitoraggio continuo, determinando una possibile sottostima delle emissioni. Questa situazione sembra ripetersi sotto la legislazione proposta

dall'Unione Europea, che richiede un controllo basato su due misure puntuali l'anno, prese per un periodo che va dalle 6 alle 8 ore (EC 1999). Questo modo di regolare e monitorare, che si oppone ad un controllo continuo, non descrive con accuratezza le emissioni di diossine nell'aria da parte di questi impianti.

In molti casi, gli studi fatti sulla base di misurazioni puntuali hanno rivelato che le emissioni di diossine negli impianti in Europa rientrano nei nuovi limiti proposti dalla Commissione Europea pari a 0,1 ng I-TEQ/m³. Per esempio, tra il 1994 ed il 1997 una serie di misurazioni puntuali fatte in modo sistematico da una a due volte al mese, presso un nuovo inceneritore di RSU in Germania, erano sotto il limite specificato dalla norma (Gass *et al.* 1998). Due misurazioni puntuali prese un giorno dopo l'altro, seguenti il test iniziale di avvio di un nuovo inceneritore di rifiuti urbani a Venezia, erano al di sotto del limite di 0,1 ng I-TEQ/m³ (Pietro e Giuliana 1999). È stata condotta una indagine su un inceneritore tedesco di rifiuti pericolosi che usava il monitoraggio continuo a lungo termine. I risultati su undici campioni, monitorati a lungo termine, presi tra il 1998 e il 1999 hanno dimostrato che le emissioni in aria erano ben al di sotto del limite di 0,1 ng I-TEQ/m³ (Mayer *et al.* 1999).

In ogni modo, non tutti gli studi hanno riportato valori delle misurazioni compatibili con il limite stabilito secondo normativa e pari a 0,1 ng I-TEQ/m³. Per esempio, le misurazioni puntuali fatte ad intervalli da uno a quattro mesi, in particolare da gennaio 1997 ad aprile 1999, in 8 inceneritori di RSU spagnoli hanno rilevato che due impianti non hanno rispettato il suddetto limite (Fabrellas *et al.* 1999). I valori di emissione erano 0,7 e 1,8 ng I-TEQ/m³. In Polonia nel 1994-7, l'analisi delle emissioni di gas dal camino di 18 inceneritori di rifiuti sanitari sia nuovi che revisionati, ha mostrato che quasi la metà aveva delle emissioni al di sotto dello 0,1 ng I-TEQ/m³, ma gli altri superavano il limite (Grochowalski 1998). Per 5 impianti i valori erano considerevolmente superiori, con concentrazioni che andavano da 9,7 a 32 ng I-TEQ/m³. Come detto in precedenza, un inceneritore belga ha superato il limite del regolamento dell'Unione Europea, quando le emissioni erano misurate con monitoraggio continuo (De Fre e Wevers 1998). Le emissioni andavano da 8,2 a 12,9 ng I-TEQ/m³.

È importante notare che la letteratura scientifica riferita ai livelli di emissioni atmosferiche di impianti d'incenerimento nuovi e vecchi, operanti oggi in molti paesi, compreso quelli meno industrializzati, è estremamente limitata. Uno studio sulle emissioni di diossine nell'atmosfera da parte di dieci inceneritori che operavano in Corea (Shin *et al.* 1998) ha notato grandi differenze tra i differenti inceneritori. I livelli di diossine emessi nei gas dai camini andavano da 0,07 a 27,9 ng I-TEQ/m³.

Ancora meno dati sono stati pubblicati su inceneritori che bruciano rifiuti diversi da quelli urbani. Tuttavia, in Giappone uno studio ha riportato misurazioni puntuali su 9 inceneritori di rifiuti industriali (Yamamura *et al.* 1999). Le emissioni di diossine nell'aria erano sotto 0,1 ng I-TEQ/m³ per due impianti, ma per sei di loro erano superiori questo livello (da 0,13 a 4,2 ng I-TEQ/m³). È stato rilevato che negli Stati Uniti i cementifici che operavano usando carbone come combustibile emettevano da 0,00133 a 3,0 ng I-TEQ/dscm (Schrieber e Evers 1994). Negli Stati Uniti, un altro studio ha rilevato emissioni di diossine da inceneritori mobili (Meeter *et al.* 1997). Le aree dove operano questi tipi d'inceneritori, sono in seguito bonificate dai residui pericolosi, laddove i siti contengono composti che è difficile distruggere. I dati raccolti dalle prove di combustione di 16 inceneritori hanno dimostrato che 10 impianti non

soddisfacevano lo standard di 0,2 ng TEQ/dscm dell'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente (EPA) degli Stati Uniti. Gli autori commentavano che un numero rilevante d'inceneritori mobili usati in queste applicazioni poteva incontrare problemi a soddisfare i futuri limiti proposti dall'EPA.

5.1.2. ALTRI COMPOSTI ORGANICI

Con pochissime eccezioni, la ricerca sulle altre sostanze organiche note per essere emesse dagli inceneritori in atmosfera è molto scarsa. Tra i composti studiati, l'attenzione si è ampiamente diretta verso quelli dal peso molecolare più elevato, piuttosto che sui composti organici volatili meno persistenti (Leach *et al.* 1999). Le sostanze di cui sono stati riportati i dati includono gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e diversi gruppi di composti clorurati molto tossici, come i policlorobifenili (PCB), i policloruri di naftalene (PCN), i clorobenzeni ed i clorofenoli.

PCB:

Questo gruppo consiste di 209 differenti congeneri, di cui circa la metà è stata identificata nell'ambiente. I PCB sono persistenti, tossici e bioaccumulativi, e, come le diossine, hanno una tendenza ad entrare nei tessuti grassi degli animali e degli esseri umani, dove possono persistere per un tempo indefinito. I congeneri PCB con un numero alto di atomi di cloro sono i più persistenti e comprendono la maggior parte di quelli definiti come inquinanti ambientali. I PCB sono diventati sostanze chimiche ubiquitarie a livello globale e si trovano a concentrazioni elevate perfino nei tessuti degli animali che vivono negli ambienti considerati, per tradizione, non contaminati. Mammiferi artici, come balene, orsi polari e foche sono stati trovati contaminati con PCB e con altri composti organici del cloro (vedi Allsopp *et al.* 1999). È noto che i policlorobifenili esercitano un impatto avverso sulla salute, incluso effetti sul sistema riproduttivo, nervoso ed immunitario. Si sospetta che siano la causa di molti danni alla salute sia dell'uomo che della fauna selvatica (si veda Allsopp *et al.* 1997, Allsopp *et al.* 1999). Alcuni congeneri PCB causano effetti sulla salute comparabili a quelli delle diossine, in quanto hanno una struttura chimica molto simile.

I PCB prodotti a livello industriale sono stati usati principalmente come materiale isolante per apparecchiature elettriche. La produzione di PCB è cessata quasi totalmente in tutto il mondo, sebbene si ritiene che continui in Russia. Si stima che almeno un terzo della produzione di questi composti sia entrato nell'ambiente (EPA svedese 1999). Gli altri due terzi rimangono nei vecchi prodotti elettrici e nelle discariche di rifiuti da dove continuano a contaminare l'ambiente. Sebbene oggi questo sia la fonte maggiore d'inquinamento ambientale da PCB, alcuni di essi si formano anche come sottoprodotti dell'incenerimento ed in alcuni processi chimici che coinvolgono il cloro.

I PCB si formano negli inceneritori (Blumenstock *et al.* 2000, Wikstrom *et al.* 1998, Sakai *et al.* 1996, Fangmark *et al.* 1994) e sono presenti nei gas emessi in atmosfera (Milata *et al.* 1994, Wilken *et al.* 1993, Magagni *et al.* 1991). Tuttavia i dati presenti nella letteratura scientifica sui livelli di PCB nei gas del camino sono piuttosto scarsi. Uno studio su un impianto di RSU in Giappone nel 1992 ha trovato che le emissioni del PCB complanare più tossico variavano considerevolmente tra i diversi inceneritori (Miyata *et al.* 1994). Il livello medio (1,46 ng TEQ/Nm³) era maggiore rispetto al valore di riferimento (0,5 ng TEQ/Nm³) nella maggior parte dei nuovi impianti costruiti

in Giappone. Lo studio concludeva che l'incenerimento dei rifiuti era una fonte di contaminazione da PCB per l'uomo, il cibo e l'ambiente.

PCN:

Sono un gruppo di composti clorurati persistenti, bioaccumulativi e tossici, che venivano prodotti per applicazioni simili a quelle dei PCB, che talora sostituivano. I PCN sono sottoprodotti non intenzionali dei processi termici che coinvolgono il cloro, come l'incenerimento e la rigenerazione dei metalli (si veda: Falandysz e Rappe 1997). Hanno proprietà simili alle diossine e ai PCB e molti di essi hanno un alto potenziale tossico, anche a concentrazioni basse (si veda: Abad *et al.* 1999, Abad *et al.* 1997).

I PCN sono stati trovati nei gas di ciminiera degli inceneritori di rifiuti urbani. La concentrazione di PCN (dal mono-clorurato all'otto-clorurato) variava da 1,08 a 21,36 ng/Nm³ in 5 impianti di RSU in Spagna, mentre il livello di diossine variava da 0.01 a 5 ng I-TEQ/Nm³ (Abad *et al.* 1999). Inoltre, i congeneri dei PCN con un livello di tossicità simile alle diossine sono stati identificati nelle emissioni in atmosfera di inceneritori di rifiuti urbani (Falandysz e Rappe 1997, Takasuga *et al.* 1994).

I PCN emessi dagli impianti d'incenerimento e da altre fonti di combustione sono già presenti in livelli riscontrabili in natura a causa della loro produzione ormai storica e questi processi possono contribuire ad aumentare in modo significativo il carico ambientale di questi composti chimici altamente tossici e persistenti (Falandysz e Rappe 1997, Falandysz *et al.* 1996).

Benzeni clorurati:

Questi composti si formano negli inceneritori (Blumenstock *et al.* 2000, Wikstrom *et al.* 1998, Fangmark *et al.* 1994) come gli stessi fenoli clorurati (Wikstrom *et al.* 1999). È stato dimostrato che queste sostanze chimiche sono rilasciate nei gas del camino (Wilken *et al.* 1993). La produzione di esaclorobenzene (HCB), la forma sostitutiva del benzene, è di particolare importanza perché l'HCB è persistente, tossico e bioaccumulativo. Questo composto è tossico per la vita acquatica, per le piante, per gli animali e per gli esseri umani ed è stato ampiamente usato come pesticida. Ricerche recenti indicano che nel latte umano l'HCB può contribuire significativamente ad una tossicità simile a quella delle diossine, causata dalle sostanze chimiche organoclorurate (van Birgelen 1998). È indicato dallo IARC come gruppo cancerogeno di categoria 2B, cioè come probabile cancerogeno per l'uomo e sembra essere precursore dei tumori. L'HCB può danneggiare lo sviluppo del feto, il fegato, il sistema immunitario, la tiroide, i reni ed il sistema nervoso centrale. Il fegato ed il sistema nervoso centrale sono gli organi più sensibili ai suoi effetti (ATSDR 1997, Newhook e Meek 1994).

Fenoli alogenati:

Nei gas emessi in atmosfera da un inceneritore di rifiuti urbani sono stati identificati diversi fenoli alogenati di cui 14 clorurati, 3 bromurati e 31 misti bromo-clorurati (Heeb *et al.* 1995). Questi composti chimici sono d'importanza considerevole, poiché le diossine possono formarsi per reazione di condensazione di due molecole di fenoli alogenati. Le concentrazioni di fenoli misti bromo-clorurati trovate nei gas del camino (1nmol/Nm³; 0,5 ug/Nm³) superavano le tipiche concentrazioni delle diossine negli stessi gas (0,2 nmol/Nm³; 0,1 ug/Nm³) in un impianto di incenerimento di RSU.

Diossine bromurate e alogenate miste:

Oltre alle diossine clorurate ed ai furani, durante l'incenerimento tendono a formarsi numerosi altri composti alogenati come diossine e furani bromurati e quelli misti cloro-bromurati.

Dibenzotiofeni policlorurati (PCDBT):

Sono composti contenenti zolfo, che sono strutturalmente molto simili ai dibenzofurani: infatti lo zolfo sostituisce l'atomo di ossigeno che si trova nella parte della struttura del dibenzofurano che riguarda la molecola del furano. Poco è noto sulla tossicità di queste sostanze, ma a causa della loro struttura si sospetta che possano essere tossici. I PCDBT sono stati trovati nei gas del camino degli inceneritori di rifiuti (Sinkkonen *et al.* 1991).

IPA:

Sono un gruppo di composti prodotti dalla combustione incompleta di sostanze organiche, alcuni dei quali sono persistenti, tossici e bioaccumulativi, altri sono cancerogeni. Gli IPA sono emessi dagli inceneritori nei gas di ciminiera (Yasuda e Takahashi 1998, Magagni *et al.* 1991). La composizione dei rifiuti, la temperatura e l'eccesso d'aria durante il processo d'incenerimento determinano la quantità d'IPA emessi da un determinato impianto. È stato dimostrato che durante le fasi di avvio degli inceneritori le emissioni di IPA in aria sono elevate (si veda Yasuda e Takahashi *et al.* 1998). Le misurazioni delle emissioni totali di questi composti in atmosfera da parte di un inceneritore riportate in uno studio sono state trovate tra 0,02 e 12 mg/ Nm³ (vedi Marty 1993).

COV:

Pochi studi sono stati condotti sulle altre sostanze chimiche emesse dagli inceneritori di rifiuti. Tuttavia, almeno una ricerca è stata specificatamente condotta per identificare e quantificare i composti organici volatili nei gas del camino di un inceneritore di rifiuti urbani (Jay e Stieglitz 1995). Questo studio ha identificato un totale di circa 250 differenti COV, elencati nell'appendice B, le cui concentrazioni erano comprese tra 0,05 e 100 mg/m³. La lista include composti molto tossici e cancerogeni come il benzene ed i fenoli sostitutivi, insieme ad altri composti notoriamente tossici, come gli ftalati. I dati tossicologici e sull'impatto ambientale di molti COV emessi sono molto limitati, ma è noto che questi composti contribuiscono alla formazione dell'ozono nella bassa atmosfera (si veda più avanti).

I composti organici emessi dagli inceneritori sono generalmente monitorati sulla base di un parametro che mette insieme il quantitativo totale presente in un campione gassoso: Carbone Organico Totale (COT). Nello studio riportato da Jay e Stieglitz (1995) sono stati identificati 250 composti, di cui circa il 42% di COT ed il rimanente 58% consisteva d'idrocarburi alifatici d'identità sconosciuta.

Leach *et al.* (1999) hanno notato che i processi che generano grandi quantità di COV sono d'importanza ambientale poiché, miscelati con gli ossidi d'azoto ed esposti alla luce solare, favoriscono la formazione di ossidanti fotochimici (ozono e nitrati perossiacili), con impatti negativi sulla qualità dell'aria. Il nuovo limite proposto dall'Unione Europea per il totale di COV (espresso come carbonio) è 20 mg/Nm³.

5.1.3 METALLI PESANTI

I metalli pesanti sono emessi da tutti i tipi d'inceneritori. Molti metalli pesanti sono noti per la tossicità a basse concentrazioni ed alcuni sono persistenti e bioaccumulativi. Ulteriori informazioni sulla tossicità di alcuni metalli pesanti sono presenti in appendice A. I metalli pesanti entrano nell'inceneritore come componenti di vari materiali nei rifiuti tal quali. Il processo d'incenerimento porta ad un aumento della loro concentrazione nei residui dei rifiuti (ceneri) di un fattore fino a 10 volte, dato che il volume dei rifiuti è ridotto dalla combustione (Buchholz e Landsberger 1995). Una porzione di questi metalli, parzialmente tossici, viene emessa dagli inceneritori nell'atmosfera con i gas del camino. La maggior parte è generalmente presente nelle ceneri volanti e nelle ceneri di fondo, ad eccezione del mercurio che viene eliminato quasi tutto attraverso la ciminiera.

Per ogni metallo è possibile identificare una "sorgente" caratteristica tra i rifiuti in entrata. Il mercurio è presente a causa dell'eliminazione delle batterie, delle lampade fluorescenti e delle vernici (Carpi 1997). Il cadmio è presente nelle vernici, nella plastica in PVC e nei pigmenti usati nelle plastiche colorate. Il piombo è presente nelle batterie e nei pigmenti delle plastiche (Valerio *et al.* 1995, Korzan e Heck 1990), l'antimonio si trova nei ritardanti di fiamma (van Velzen e Langenkamp 1996), impiegati negli articoli in plastica.

Su scala globale, l'incenerimento contribuisce in modo significativo alle emissioni in atmosfera di molti metalli pesanti, come mostrato nella tabella 5.1 (EEA 2000). Nell'Unione Europea, le cifre per il 1990 hanno valutato l'incenerimento come responsabile dell'8% (16t/a) delle emissioni di cadmio e del 16% (36 t/a) delle emissioni di mercurio. I rilasci di cromo ammontano a 46 tonnellate e ad oltre 300 tonnellate quelli di piombo (EEA 1998). È stata progettata una varietà di sistemi di trattamento dei gas effluenti allo scopo di ridurre le emissioni dal camino dei metalli pesanti (EEA 2000). I dati sui gas di ciminiera per gli inceneritori di rifiuti pericolosi indicano che i rendimenti nella rimozione tramite filtro (con i metalli accumulati nelle polveri derivate dalle ceneri) sono dell'ordine del 95% per la maggior parte dei metalli, ad eccezione del mercurio.

L'EEA (2000) nota che il controllo delle emissioni di mercurio costituisce un problema particolare nell'incenerimento. Quasi il 100% del mercurio elementare presente nei rifiuti viene eliminato attraverso i gas del camino perché non viene assorbito nelle polveri del filtro o nelle ceneri. Il mercurio elementare comprende circa il 20-50% di tutto il mercurio emesso. Il restante è nella forma bivalente che può essere in prevalenza cloruro di mercurio (HgCl_2). Dopo l'emissione nell'atmosfera, il mercurio bivalente dato che è solubile in acqua può depositarsi vicino all'inceneritore. D'altra parte, il mercurio elementare può essere trasportato per lunghe distanze dalle correnti atmosferiche prima che si possa convertire in forma bivalente e quindi depositarsi sul suolo (Carpi 1997).

Nonostante l'importanza riconosciuta al destino dei metalli pesanti tossici presenti nel flusso dei rifiuti, i dati pubblicati sulla concentrazione di queste sostanze nelle emissioni del camino sembrano essere veramente limitati. Tuttavia, secondo un inventario delle emissioni messo a punto nei Paesi Bassi, le fuoriuscite di cadmio e mercurio dagli impianti di rifiuti urbani si sono ridotte considerevolmente tra il 1990 e il 1995, in seguito alla loro modernizzazione (Born 1996). Durante questo periodo in Olanda, il contributo alle emissioni totali di cadmio nell'aria si è ridotto dal 44 al 13%

e per il mercurio dal 53 all'11%. La riduzione delle emissioni in atmosfera (assumendo che i dati siano esatti) implica che i metalli, che restano nell'impianto grazie ai sistemi di abbattimento degli inquinanti, si conserveranno nelle ceneri volanti residue.

Tabella 5.3 Tracce di metalli rilasciate in atmosfera, dovute all'incenerimento di rifiuti nel mondo

Metallo	Emissioni (1000 ton/anno)	Emissioni (come % delle emissioni totali)
Antimonio	0.67	19.0
Arsenico	0.31	3.0
Cadmio	0.75	1.0
Cromo	0.84	2.0
Rame	1.58	4.0
Piombo	2.37	20.7
Manganese	8.26	21.0
Mercurio	1.16	32.0
Nichel	0.35	0.6
Selenio	0.11	11.0
Stagno	0.81	15.0
Vanadio	1.15	1.0
Zinco	5.90	4.0

5.1.4 IL PARTICOLATO

Particelle minute di sostanze sospese nell'aria, spesso chiamate particolato, sono presenti come risultato sia dei processi naturali che delle attività umane. Quelle d'origine naturale sono le particelle di suolo mosse dal vento, il sale marino, la polvere delle eruzioni vulcaniche, le spore dei funghi ed il polline delle piante. Quelle derivate dall'attività umana sono il risultato di processi di combustione come l'utilizzo del carbone, l'incenerimento e gli scarichi dei veicoli. In generale, le particelle naturali hanno dimensioni più grandi ($> 2,5 \mu\text{m}$), rispetto al particolato più piccolo formato dai processi di combustione ($< 2,5 \mu\text{m}$) (QUARG 1996, COMEAP 1995, EPAQS 1995). È questo particolato, più piccolo, noto come "particelle respirabili", che è quello di grande preoccupazione per l'impatto sulla salute umana. L'inquinamento da particolato è la causa del peggioramento delle malattie respiratorie, come l'asma, e dell'aumento della mortalità prematura a causa di malattie respiratorie e disfunzioni cardiache. Questo perché il particolato respirabile è sufficientemente piccolo da poter essere inalato fino in fondo ai polmoni, mentre le particelle più grandi non riescono a raggiungere le vie respiratorie più profonde, grazie alle difese del sistema respiratorio. Desti particolare preoccupazione per l'impatto sanitario quel particolato di misura inferiore a $0,1 \mu\text{m}$, definito polvere ultrasottile. Una descrizione più dettagliata del particolato e del suo impatto sulla salute è fornita in appendice A.

L'incenerimento dà origine a rilasci di particolato in atmosfera (UE 1998) e gli impianti poco controllati possono emettere alti livelli di particolato e contribuire ai problemi dell'ambiente locale. Gli inceneritori moderni emettono quantità più ridotte, ma i dati suggeriscono che le dimensioni del particolato essendo sottile produrrebbe comunque effetti negativi sulla salute (UE 1998). Naturalmente, la maggior parte delle particelle che si formano nei processi di combustione, comprese tutte le forme d'incenerimento di rifiuti, è rappresentata da particelle ultrasottili che misurano meno di $0,1 \mu\text{m}$. Perfino gli inceneritori di RSU più moderni non dispongono della

tecnologia che possa impedire le emissioni di particelle ultrasottili. Con l'attuale tecnologia del filtro a sacco l'efficienza di abbattimento delle particelle respirabili ($< 2,5 \mu\text{m}$) è tra il 5 e il 30%. La maggior parte delle particelle minori di $1\mu\text{m}$, che includono tutte le particelle ultrasottili, attraverserà indenne i sistemi di filtro dell'inceneritore. Inoltre, esistono evidenze che alcuni moderni dispositivi di abbattimento delle emissioni installati negli inceneritori, in particolare l'iniezione di ammoniacca per la riduzione degli ossidi di azoto, possono in realtà aumentare le emissioni di particelle più fini e più pericolose (Howard 2000).

Al momento si dispone di una conoscenza molto limitata sulla composizione chimica del particolato. Le emissioni in atmosfera degli inceneritori includono, per esempio, le particelle costituite da ossidi di minerali e di sali, derivati dai minerali presenti nei rifiuti (Oppelt 1990). I metalli pesanti ed i composti organici come diossine, PCB ed IPA possono aderire alla superficie delle particelle. I metalli possono essere fissati nelle particelle in un numero di forme diverse che includono gli ossidi di metallo, sali solubili e carbonati metallici. Infine la natura chimica del particolato, ad esempio la forma del metallo o il tipo di altre sostanze chimiche potenzialmente tossiche che aderiscono alla superficie delle particelle, può influenzare gli effetti sulla salute a seguito dell'esposizione (QUARG 1996, Seaton 1995, Marty 1993).

È stato rilevato che le particelle ultrasottili sono molto reattive chimicamente anche quando provengono da matrici non reattive, proprio a causa delle loro piccole dimensioni. La ricerca ha dimostrato che un numero proporzionalmente più alto d'atomi è presente sulla superficie delle particelle al diminuire delle dimensioni: questo rende tale superficie molto carica, e perciò chimicamente reattiva. Inoltre, le particelle ultrasottili contenenti metalli mostrano una spiccata reattività chimica (Jefferson e Tilley 1999).

Gli inceneritori di rifiuti urbani ricevono, per loro natura, rifiuti misti che contengono metalli pesanti e composti organici alogenati ed emettono un particolato di metallo ultrasottile. Poiché queste particelle sono estremamente reattive, si può arguire che gli inceneritori di RSU produrranno un aerosol contenente particolato ultrasottile più tossico rispetto alle centrali elettriche a carbone (Howard 200). Sotto questo punto di vista, quindi, gli inceneritori sono fonte di grande preoccupazione in merito all'impatto sulla salute pubblica.

La nuova direttiva della Unione Europea sull'incenerimento dei rifiuti non pone alcun limite per le PM 10, o forse ancora più appropriatamente per le PM 2,5, che sono le particelle respirabili con dimensioni minori di $2,5\mu\text{m}$. In questo modo la direttiva ignora l'inquinamento da particolato causato dagli inceneritori che è di grande rilevanza per la tutela della salute pubblica. La direttiva fissa un limite di 10 mg/m^3 per le emissioni totali di polveri in aria dagli inceneritori. I dati pubblicati negli anni '80 hanno indicato emissioni di particolato da parte degli inceneritori di RSU del Regno Unito variabili da 18 a 4105 mg/m^3 (Williams 1990) e da parte di impianti di rifiuti pericolosi degli Stati Uniti da 4 a 902 mg/m^3 (Dempsey e Oppelt 1993). Una recente analisi sugli inceneritori di rifiuti urbani in Svezia ha rilevato emissioni di particolato variabili da 0,003 a 64 mg/m^3 . Quattro dei 21 inceneritori svedesi superavano i limiti dell'UE sull'emissione di polveri (Greenpeace Nordic 2000).

5.1.5. GAS INORGANICI

Negli inceneritori si formano e vengono emessi gas inorganici acidi, specialmente HCl, HF, HBr, gli ossidi di Zolfo (SOx) e gli ossidi di azoto (NOx). Il cloro, il fluoro, il

bromo, lo zolfo e l'azoto che sono presenti nei rifiuti danno origine a questi gas (Williams 1990). Gli ossidi d'azoto si formano anche in seguito alla diretta combinazione di azoto e di ossigeno, un processo che viene accelerato dalle alte temperature.

L'HCl viene emesso in quantità maggiori dagli inceneritori rispetto alle centrali elettriche a carbone. Questo è dovuto alla presenza di cloro nei rifiuti specialmente nelle plastiche in PVC (Williams 1990). La nuova direttiva dell'Unione Europea stabilisce un limite (valore medio giornaliero) di 10 mg/m³ per HCl e di 1 mg/m³ per HF (UE 1998). Un recente studio sugli inceneritori di RSU svedesi ha rilevato che le emissioni atmosferiche di HCl da 17 impianti superavano il limite dell'Unione Europea, spesso con rilevanza notevole (Greenpeace Nordic 2000); l'emissione media di 21 inceneritori era di 44 mg/Nm³ con un range di 0,2 –238 mg/Nm³.

Gli ossidi d'azoto (NO_x), incluso il biossido d'azoto (NO₂) e gli ossidi di zolfo (SO_x), compreso il biossido (SO₂), sono emessi nei processi di combustione industriale, tra cui l'incenerimento. Questi gas possono anche influenzare il pH della pioggia, rendendola acida: questa nel tempo può avere effetti deleteri sul suolo, sulla qualità dell'acqua e può danneggiare gli ecosistemi. Come l'esposizione all'inquinamento da particolato, l'esposizione a NO_x e a SO_x può causare effetti negativi sulla salute polmonare di persone già affette da problemi respiratori. Per esempio, la ricerca ha dimostrato dei legami tra l'aumento dei livelli di SO₂ in aria e l'aumento delle morti premature di persone che già avevano problemi respiratori o cardiovascolari. Nello stesso modo, si riscontra un evidente legame per l'incremento dei ricoveri ospedalieri di persone con malattie respiratorie preesistenti come l'asma o malattie ostruttive polmonari croniche. Gli studi hanno anche dimostrato associazioni tra le esposizioni all'NO₂ ed il peggioramento dei sintomi di malattie respiratorie, sebbene i dati non fossero statisticamente consistenti o conclusivi (Ayres 1998).

Le emissioni di NO_x e SO_x causano anche la formazione del particolato conosciuto come "particolato secondario", la cui formazione avviene in seguito alle reazioni chimiche che questi gas subiscono nell'atmosfera: si verifica una ossidazione degli ossidi di zolfo e azoto in acidi, che di conseguenza vengono neutralizzati dall'ammoniaca atmosferica. Le particelle che si formano includono solfato d'ammonio e nitrato d'ammonio che, generalmente solubili in natura, rimangono nell'aria per lunghi periodi di tempo. Un tipo meno abbondante di particolato secondario è il cloruro d'ammonio che ha origine dal gas HCl. Il particolato secondario, come quello primario, può presentare diversi composti organici potenzialmente tossici che vengono assorbiti sulle loro superfici, come gli IPA e le diossine (QUARG 1996, COMEAP 1995, EPAQS 1995) (si veda la sezione 5.1.4). Come il particolato primario proveniente dagli inceneritori, si pensa che quello secondario sia dannoso per la salute dell'uomo (si veda UE 1998).

Al momento, le emissioni di NO_x dagli inceneritori non sono regolate da limiti imposti dalla Unione Europea, sebbene questi siano presenti nella nuova direttiva: viene proposto il limite (valore medio giornaliero) per il monossido di azoto e biossido di azoto, espresso come biossido, di 200 mg/m³ (per tutti i nuovi inceneritori e per quelli esistenti, con una capacità che supera le 3 tonnellate all'ora). Una recente indagine su dodici inceneritori di RSU svedesi ha documentato emissioni che vanno da 1,2 a 236 mg/m³; quattro su dodici superavano il limite dell'UE.

La direttiva europea sull'incenerimento dei rifiuti propone un limite (valore medio giornaliero) di 50 mg/m³ per il biossido di zolfo. L'indagine sugli inceneritori svedesi ha trovato che queste emissioni variavano da 1,2 a 236 mg/m³; dei dieci inceneritori esaminati, nove superavano il limite (Greenpeace Nordic 2000).

5.1.6 ALTRI GAS

Gli inceneritori emettono anidride carbonica (CO₂). I rifiuti urbani contengono circa il 25% in peso di carbonio e questo viene rilasciato come CO₂ a seguito della combustione: circa una tonnellata di CO₂ viene prodotta per ogni tonnellata di rifiuti inceneriti. La CO₂ è un gas serra che influenza il cambiamento del clima e i suoi rilasci in atmosfera devono essere ridotti il più possibile (EEA 2000). Non c'è alcun limite per le emissioni di CO₂ dagli inceneritori.

Anche il monossido di carbonio è rilasciato dagli impianti d'incenerimento: potenzialmente tossico, è anche un gas serra. La ricerca suggerisce che aumenti dei livelli di CO nell'aria possono essere legati a danni alla salute di individui con disturbi cardiaci preesistenti (Ayres 1998). Uno studio recente sugli inceneritori svedesi ha trovato che dei 15 impianti che davano delle emissioni già individuate, 10 superavano il nuovo limite della Unione Europea di 50 mg/Nm³ (Greenpeace Nordic 2000); le emissioni erano comprese tra 2,6 e 249 mg/Nm³.

5.2 Le emissioni in acqua

Gli inceneritori rilasciano residui in acqua dai dispositivi di abbattimento. La pubblicazione di dati scientifici su queste emissioni è molto limitata. L'acqua di scarico utilizzata per abbattere gli inquinanti nei gas contiene metalli pesanti, i più importanti dei quali, in termini di quantità e tossicità, sono piombo, cadmio, rame, mercurio, zinco e antimonio. L'acqua di scarico proveniente dal lavaggio dei dispositivi di rimozione delle scorie contiene alti livelli di sali neutri e materiale organico non bruciato provenienti dal residuo (EEA 2000).

5.3 Le emissioni nelle ceneri

Le ceneri prodotte dall'incenerimento dei rifiuti generalmente contengono le stesse sostanze inquinanti delle emissioni in aria, ma possono diversificarsi nella concentrazione e nella composizione (EEA 2000). Le ceneri volanti e quelle di fondo contengono diossine e metalli pesanti, sebbene, come per le emissioni atmosferiche, poco è conosciuto riguardo i molti altri composti presenti nelle ceneri volanti.

5.3.1 COMPOSTI ORGANICI

Sono scarse le informazioni circa la presenza dei composti organici nelle ceneri di fondo, ad eccezione delle diossine per le quali esistono alcuni dati (EEA 2000).

Le diossine

Le emissioni di diossine dagli inceneritori nell'aria e nell'acqua sono diminuite negli ultimi anni, grazie ai miglioramenti dei sistemi di controllo dell'inquinamento. In ogni modo, è difficile dire se i rilasci totali di diossine siano ugualmente scesi. È molto probabile che le emissioni attraverso i gas di ciminiera sono diminuite, mentre quelli nelle ceneri sono aumentati. In verità, è stato proposto che le emissioni totali di diossine dovute all'incenerimento non sono state ridotte di molto negli ultimi decenni (Wikstrom 1999). Una stima teorica delle emissioni totali di un impianto di RSU svedese ha dedotto che una riduzione delle diossine emesse nei gas comporterebbe

un aumento nelle ceneri (GRAAB 1996). Così, i rilasci di diossine totali di un impianto rimarrebbero gli stessi, senza considerare i miglioramenti delle tecnologie per la riduzione dell'inquinamento nell'aria.

I dati sulle diossine nelle ceneri volanti e in quelle di fondo sono relativamente pochi poiché molte installazioni non hanno l'obbligo di controllarli (Fabrellas *et al.* 1999, Greenpeace Nordic 1999). Una stima teorica dei rilasci di un inceneritore svedese ha suggerito che il 97% delle emissioni totali di diossine sarebbe presente nelle ceneri. Questo è confermato dalle misurazioni dirette in un impianto in Austria (Spittelau), in cui il 99,6% dei rilasci di diossine era nelle ceneri residue (Greenpeace Austria 1999). Analogamente su un inceneritore spagnolo è stato trovato che soltanto una minima parte delle emissioni di diossine avviene attraverso i gas del camino, la maggior parte avviene nelle ceneri (Abad *et al.* 2000). Oltre alle diossine clorurate, è probabile che siano presenti nelle ceneri, come nei gas di combustione, altre diossine e i furani alogenati, quali i composti bromurati e quelli misti cloro/bromurati. Uno studio sulle ceneri volanti di un inceneritore di rifiuti sanitari ed urbani ha indicato che probabilmente sono presenti anche le diossine a base di iodo (Kashima *et al.* 1999).

Per quanto riguarda i livelli di diossine nei residui dell'inceneritore, i livelli più alti sono stati trovati nelle ceneri volanti. Tipicamente tali valori variano da parti per trilioni (ppt=parti per mille miliardi) a parti per bilioni (ppb=parti per miliardi) (EEA 2000). Una ricerca su 8 inceneritori di RSU in Spagna ha rilevato livelli significativi nelle ceneri volanti tra 0,07 e 3,5 ng I-TEQ/g (ppb) (Fabrellas *et al.* 1999). Un'altra indagine effettuata su un impianto di rifiuti urbani in Spagna ha riportato due misurazioni rispettivamente di 0,37 e 0,65 ng I-TEQ/g(ppb), all'interno del range di valori del precedente studio (Abad *et al.* 2000). Nel 1997, sono stati trovati livelli particolarmente elevati in un altro inceneritore spagnolo (41 ppb TEQ), mentre nel 1999 questi erano divenuti più bassi (Stieglitz *et al.* 1999).

Concentrazioni più basse sono presenti in campioni di ceneri di fondo, tipicamente livelli ppt (EEA 2000). Per esempio, i valori medi per tre inceneritori di RSU in Spagna erano rispettivamente 0,006, 0,013 e 0,098 ng I-TEQ/g (ppb), ovvero 6, 13 e 98 ppt TEQ (Fabrellas *et al.* 1999). Similmente, i livelli nelle ceneri di fondo di 5 inceneritori di RSU in Germania (Bavaria) variavano da 1,6 a 24 ppt TEQ (Marb *et al.* 1997). Le ceneri di 18 inceneritori di rifiuti sanitari, nuovi o revisionati, campionate in Polonia nel 1994/97, avevano livelli di diossine molto più alti, che andavano da 8 a 45 ppb TEQ (Grochowalsky 1998). Basandosi su una campionatura limitata, Abad *et al.* (2000) hanno notato che, sebbene le concentrazioni più elevate di diossine fossero presenti nelle ceneri volanti, l'alta produzione di ceneri di fondo negli inceneritori comporta una produzione annuale di questi composti paragonabile a quella presente nelle ceneri volanti. Tuttavia, una analisi su 8 inceneritori di RSU in Spagna ha calcolato che l'intera produzione di diossine era più alta per le ceneri volanti (Fabrellas *et al.* 1999). La produzione totale annuale di diossine di questi 8 inceneritori, ricavata dalle misurazioni puntuali, era di 1-1,2 nei gas immessi in aria, di 46,6-111,6 nelle ceneri volanti e di 2-19 g I-TEQ/a in quelle di fondo (Fabrellas *et al.* 1999).

Come detto nella precedente sezione, gli inventari delle diossine molto spesso sottostimano i rilasci dagli inceneritori poiché non vengono considerate le ceneri. Una relazione sulle emissioni di diossine degli inceneritori in Svezia ha osservato che

l'EPA svedese aveva grossolanamente sottostimato le emissioni totali per aver sottovalutato la contaminazione delle ceneri (Greenpeace Nordic 1999).

ALTRI COMPOSTI ORGANICI

Come discusso in precedenza, le emissioni gassose del camino, ed in modo simile le ceneri volanti, sono caratterizzate da numerosi di composti organici. La EEA (2000) ha osservato che le ceneri volanti contengono composti organici concentrati, come gli IPA e la fuliggine, oltre ai composti organici clorurati. E' nota la presenza di PCB nelle ceneri volanti (Sakai *et al.* 1996). Questi composti sono stati rilevati anche nelle ceneri volanti d'inceneritori di rifiuti ospedalieri e urbani (Magagni *et al.* 1994) e nelle ceneri volanti e di fondo di impianti di fanghi, provenienti da acque reflue (Kawakami *et al.* 1998). Il livello dei PCB nelle ceneri volanti di quest'ultima tipologia di inceneritori, era di 7,1 ng/g con una quantità in proporzione, rispetto alle diossine, simile a quella trovata negli inceneritori di rifiuti urbani. Anche i PCN sono stati individuati nelle ceneri volanti (Schneider *et al.* 1998).

Uno studio condotto presso inceneritori di RSU ha individuato 72 differenti composti fenolici nelle ceneri volanti, molti dei quali sconosciuti (Nito e Takeshita 1996). La maggior parte di essi erano composti idrati degli IPA, IPA policlorurati, PCB e diossine. Veniva sottolineato che alcuni di questi composti idratialogenati possono essere persistenti e tossici e la loro tossicità dovrebbe essere valutata perché, dopo il conferimento in discarica, possono trasferirsi dalle ceneri volanti all'ambiente. Un altro studio ha identificato, nelle ceneri volanti, numerosi nuovi specie d'idrocarburi azaeterociclici (aza-areni e altri composti basici) (Nito e Ishizaki 1997): si tratta di composti prodotti a seguito di combustioni incomplete. Lo studio ha inoltre confermato che queste sostanze vengono prodotte negli inceneritori ed ha identificato rispettivamente 63 e 18 tipi di areni in due differenti frazioni di ceneri volanti. La maggioranza di questi composti è costituita da chinolina, alchilchinolina, benzochinolina, benzacridina, pirene, benzo(a)pirene, fenilpiridina, bifenilamina ed altri isomeri. È preoccupante che molti di questi composti sono noti cancerogeni e mutageni e potrebbero entrare nell'ambiente mediante lisciviazione dalle ceneri volanti deposte in discarica.

5.3.2 METALLI PESANTI

Sia le ceneri volanti che quelle di fondo prodotte da un inceneritore contengono molti metalli pesanti. Generalmente le ceneri volanti hanno una concentrazione di metalli più alta rispetto a quelle di fondo, se da queste vengono esclusi i grandi frammenti incombusti di metalli (Bucholz e Landsberger 1995). La Tabella 5.4 mostra le concentrazioni di metalli pesanti rilevate nelle ceneri, volanti e di fondo, di due inceneritori spagnoli di RSU (Alba *et al.* 1995) e la Tabella 5.5 mostra le concentrazioni di metalli pesanti rilevate nelle ceneri di un inceneritore statunitense (Bucholz e Landsberger 1995). Le concentrazioni di metalli pesanti nelle ceneri di un inceneritore sono molto alte in confronto al valore di fondo dell'ambiente. Per esempio, se la concentrazione nella massa delle ceneri (volanti e di fondo) viene confrontata con le concentrazioni medie di metalli pesanti riscontrata globalmente nel suolo, è chiaro che le ceneri contengono quantità elevate di molti metalli (Bucholz e Landsberger 1995). Inoltre, il processo d'incenerimento incrementa moltissimo la mobilità e la biodisponibilità dei metalli tossici, rispetto ai rifiuti urbani tal quali (Schumacher *et al.* 1998). Di conseguenza, c'è una maggiore potenzialità di lisciviazione dei metalli nell'ambiente da parte delle ceneri messe in discarica, piuttosto che da parte dei rifiuti tal quali (vedere sezione 5.4.1).

Uno studio sulle ceneri provenienti dagli inceneritori di un istituto veterinario, in cui venivano bruciate le carcasse di animali, ha riscontrato che i livelli dei metalli variavano considerevolmente tra gli inceneritori (Thompson *et al.* 1995). Generalmente i livelli presenti nelle ceneri erano inferiori a quelli trovati nelle ceneri di un inceneritore di RSU, ad eccezione dello zinco. E' stato notato che bruciare la plastica presente nei rifiuti può contribuire alla produzione di piombo e zinco nelle ceneri.

Dato che i governi di molti paesi non richiedono alle società che gestiscono gli inceneritori di controllare sistematicamente le ceneri, i dati pubblicati sui livelli dei metalli pesanti nei residui solidi ed il superamento dei limiti di legge sono scarsi. Un'indagine negli Stati Uniti su impianti di rifiuti pericolosi ha stabilito che i metalli che più frequentemente superavano i limiti di legge erano l'arsenico, il nickel ed il piombo (Dempsey e Oppelt 1993).

Tabella.5.4. Campo di variazione degli elementi nelle ceneri dell'inceneritore di RSU e nel suolo. Tutte le concentrazioni sono in mg/kg, se non è altrimenti specificato.

Elemento	Ceneri volanti	Ceneri di fondo	Suolo
Ag	46-55,3	17,5-28,5	0,1
Al	3,19-7,84%	6,20-6,68%	7,1%
As	269-355	47,2-52,0	6
Br	3830-3920	676-830	5
Cd	246-266	47,6-65,5	0,06
Co	11,3-13,5	65,2-90,3	8
Cr	146-169	623-807	100
Cu	390-530	1560-2110	20
Hg	59,1-65,0	9,1-9,7	0,03
In	1,50-1,67	0,45-0,71	0,07
Mo	14-26	100-181	2
Pb	3200-4320	2090-2870	10
Se	6,7-11,2	<2,52	0,2
Sn	470-630	300-410	10
Th	285-321	431-486	5
Ti	3300-6600	7500-18100	5000
V	27-36	46-137	100
Zn	13360-13490	6610-6790	50

Fonte: Bucholz e Landsberger 1995

Tabella.5.5. Concentrazioni minori e tracce di elementi nei residui degli inceneritori di RSU

Elemento	Ceneri volanti (mg/kg residuo secco)	Ceneri di fondo (mg/kg residuo secco)
Cr	365±18	210±8
Zn	2382±208	2067±9
Pb	5461±336	1693±22
Ni	117±2	53±3
Cu	1322±90	822±4
As	<50	<50
Cd	92±2	<12,5
Hg	0,29±0,03	<0,035

Fonte: Alba *et al.* 1997

5.4 Smaltimento delle ceneri

Le ceneri volanti sono potenzialmente tossiche a causa del loro contenuto di metalli pesanti e di sali e di conseguenza richiedono una gestione particolare. (Alba *et al.* 1997). Esse contengono anche altre sostanze chimiche organiche tossiche, come le diossine. Secondo la EEA (2000), lo smaltimento delle ceneri volanti degli impianti d'incenerimento dei rifiuti è un problema serio. Secondo alcuni regolamenti le ceneri volanti dovrebbero essere classificate come rifiuti pericolosi (Alba *et al.* 1997). Infatti, a causa dell'alto contenuto di piombo e cadmio, secondo la legge italiana (Magagni *et al.* 1994) le ceneri volanti sono considerate come un rifiuto tossico. In risposta alle preoccupazioni sullo smaltimento delle ceneri prodotte dagli inceneritori, il Gruppo Internazionale di lavoro sulle ceneri ha stabilito di compilare e di valutare tutte le informazioni disponibili (Sawell *et al.* 1995) ed in seguito ha pubblicato i risultati ottenuti (Chandler *et al.* 1997).

Diversamente da quelle volanti, le ceneri di fondo non sono classificate come rifiuti speciali. Tuttavia, le ceneri di fondo contengono anche sostanze tossiche secondo le informazioni citate da Brereton (1996), ed i tassi della potenziale lisciviazione dei metalli dalle ceneri di fondo sono tali che vi è chiaramente una preoccupazione sull'impatto ambientale connessa al loro smaltimento.

Oggi, le ceneri volanti sono di solito deposte in discariche, mentre le ceneri di fondo vengono inviate in discariche o usate come materiali da costruzione. In Canada, nella maggior parte dei paesi europei ed in Giappone, le ceneri di fondo vengono trattate separatamente dalle ceneri volanti, mentre la tendenza corrente negli Stati Uniti è di mettere insieme tutti i residui e smaltirli in apposite discariche (Chandler *et al.* 1997). Il costo dello smaltimento delle ceneri è una parte rilevante del quello totale dell'incenerimento (Brereton 1996) e l'impiego di questi residui come materiale da costruzione riduce i costi di smaltimento. Tuttavia, la natura pericolosa delle ceneri degli inceneritori e l'eventuale rilascio di sostanze pericolose, come composti chimici persistenti o metalli pesanti che possono ritornare nell'ambiente, pongono un dubbio su questo metodo di smaltimento. Inoltre, Shane *et al.* (1993) hanno dimostrato che il grado di mutagenesi delle ceneri varia nel tempo. Per esempio, i campioni presi in tempi diversi dallo stesso inceneritore variavano il loro potenziale mutagenico. Poiché è improbabile che le ceneri di un impianto siano regolarmente controllate per quanto riguarda la loro mutagenicità, nasce il problema del loro eventuale utilizzo. È stato notato che un altro possibile impiego delle ceneri è come fertilizzante. Tuttavia, l'assorbimento di alcuni metalli, come il cadmio, nelle ceneri generate dagli

inceneritori di rifiuti urbani spesso preclude il loro impiego come ammendante nei terreni per l'inevitabile passaggio nelle piante commestibili e quindi nella catena alimentare, fino all'uomo (si veda Shane *et al.* 1993). L'utilizzo delle ceneri volanti e di quelle di fondo come materiali da costruzione e per altri scopi verranno discussi più avanti, nella sezione 5.4.1.

5.4.1 SMALTIMENTO DELLE CENERI VOLANTI

Nel Regno Unito è stato osservato che le ceneri volanti sono smaltite in normali discariche, alcune delle quali non sono in regola (Mitchell *et al.* 1992). Ciò è di grande preoccupazione, poiché i componenti tossici delle ceneri, in particolare i metalli pesanti, contamineranno il sottosuolo. A seconda del pH del terreno, a seguito delle piogge i metalli possono lisciviare dalle ceneri smaltite in discarica e contaminare le risorse idriche sotterranee usate per bere. La lisciviazione è maggiore in condizioni acide. Poiché le polveri di solito sono smaltite insieme ai rifiuti urbani ordinari, il suolo circostante può diventare acido a causa degli acidi organici prodotti dalla decomposizione dei rifiuti smaltiti in discarica. Questo genera una maggiore lisciviazione dei metalli pesanti (Marty 1993). Inoltre, il conferimento delle ceneri in discarica suscita maggiore preoccupazione rispetto allo stoccaggio dei normali rifiuti, poiché la concentrazione e la forma più solubile dei metalli, e perciò più lisciviabile, sono maggiori nelle ceneri. In uno studio fatto nel Regno Unito è stato sottolineato che i livelli di zinco, piombo e cadmio erano particolarmente preoccupanti nelle ceneri volanti dell'inceneritore (Mitchell *et al.* 1992). Per quanto riguarda le diossine, secondo la EEA (2000) queste sostanze sono strettamente confinate sulla superficie delle ceneri residue, sono altamente insolubili in acqua e, di conseguenza, la loro lisciviazione dalle discariche dentro le falde sotterranee sarà trascurabile.

Gli esami sulla lisciviazione dei metalli dalle ceneri hanno dimostrato che la quantità di elementi/metalli pesanti che lisciviano è determinata in particolare dal pH. Più la soluzione usata è acida e maggiore sarà l'effetto della lisciviazione (es. Fleming *et al.* 1996, Buchholz e Landsberger 1995). In ogni caso, importanti rilasci di cadmio, piombo e cromo sono stati trovati nella lisciviazione in condizioni neutre con acqua distillata (Mangialardi *et al.* 1998). Il piombo è considerato il metallo pesante più lisciviabile dalle ceneri volanti (Chandler *et al.* 1997). Gli studi sulla lisciviazione dei metalli pesanti dalle ceneri dell'inceneritore, attraverso simulazione della pioggia acida con acqua, hanno dimostrato che questo fenomeno avviene in modo consistente al primo lavaggio delle ceneri (Buchholz e Landsberger 1995). Questi studi hanno osservato che all'inizio della lisciviazione i metalli/elementi Ag, Ba, Be, Cr, Cu, Mo, Pb, S, Ti, e Zn sembravano rappresentare la maggiore minaccia per le acque sotterranee. La lisciviazione per periodi di tempo più lunghi era molto minore, ma As, Cd, Cu, Hg, Pb, S e Zn sono stati identificati come pericoli potenziali a lungo termine, la cui durata è paragonabile a quella della vita delle ceneri poste in una discarica. In termini di periodi di tempo molto lunghi, da centinaia a migliaia di anni, è stato sottolineato che poco si sa riguardo i comportamenti dei residui dell'inceneritore durante la lisciviazione a lungo termine (Chandler *et al.* 1997). Tutto ciò desta enorme preoccupazione, soprattutto in considerazione del fatto che le discariche probabilmente non saranno tenute sotto controllo per un tempo indefinito.

Attualmente, il percolato che si ottiene dalla lisciviazione dei rifiuti posti in discarica viene raccolto e, di solito, smaltito negli impianti che trattano acque reflue civili. Queste soluzioni possono contenere quantità particolarmente elevate di piombo e di cadmio (Chandler *et al.* 1997). In tal modo, questi elementi ed altri metalli in traccia

verranno così direttamente scaricati nell'ambiente attraverso l'impianto di depurazione delle acque reflue.

Oltre alla lisciviazione dei contaminanti provenienti dalle discariche, le sostanze inquinanti possono rientrare nell'ambiente anche tramite gli incendi che divampano nelle discariche stesse. Questi incendi sono abbastanza comuni in Finlandia ed una ricerca ha dimostrato il rilascio di diossine, PCB, IPA e di altri contaminanti da combustioni, avvenute in discariche in Svezia ed in Finlandia (vedi Ruokojarvi *et al.* 1995).

Il pre-trattamento delle ceneri volanti prima dello smaltimento è un metodo molto usato per tentare di ridurre la lisciviazione. Nel documento sulle sostanze pericolose nei rifiuti dell'EEA si afferma che le ceneri volanti non possono essere smaltite in discarica senza pre-trattamento (EEA 2000). Obiettivo del pre-trattamento è quello di arrivare ad un costo di trattamento minimo che porti la lisciviazione entro valori conformi alle linee guida inerenti lo smaltimento delle ceneri volanti. Questo comunemente implica la stabilizzazione delle ceneri dentro il cemento. Secondo Brereton (1996), i rifiuti stabilizzati possono poi essere usati come materiale di riempimento o essere direttamente conferiti in discariche regolari. Chandler *et al.* (1997) fanno notare che alcuni inceneritori presenti in Germania, Svezia, Svizzera ed Austria stabilizzano le ceneri volanti usando il cemento. Ad eccezioni dei Paesi Bassi, dove circa il 50% delle ceneri stabilizzate è usato come materiale riempitivo nell'asfalto ed in Austria, dove sono impiegate nelle costruzioni di cemento (Greenpeace Austria 1999), l'uso delle ceneri volanti stabilizzate nei materiali da costruzione non è comune in molti paesi. A questo riguardo, è preoccupante l'esito di una indagine sulle ceneri volanti utilizzate come materiale da costruzione, da cui si evince che questi materiali possono, in seguito, rilasciare i metalli (Fleming *et al.* 1996). Inoltre, è importante sottolineare che gli inquinanti persistenti presenti nelle ceneri volanti, incluso i metalli pesanti, sia quando esse sono smaltite direttamente o a seguito di stabilizzazione in discarica, oppure inertizzate nei materiali da costruzione, possono rientrare nell'ambiente a seguito della degradazione e di fenomeni erosivi.

Un altro trattamento delle ceneri volanti è quello termico, nel tentativo di ridurre il contenuto di diossine. Questo trattamento ha avuto successo in condizioni sperimentali (es. Buekens e Huang 1998). In ogni modo, non è stato riportato nulla riguardo la formazione di altre sostanze chimiche potenzialmente tossiche alla fine del processo; inoltre, è stato osservato che i metalli pesanti rimangono nei rifiuti.

5.4.2 SMALTIMENTO DELLE CENERI DI FONDO

Come le ceneri volanti, quelle di fondo sono usate come riempitivo di aree degradate (cave, discariche) o come materiali da costruzione. I test sul percolato prodotto dalla lisciviazione di questi residui solidi posti in discarica hanno rilevato il rilascio di sali inorganici ed una lisciviazione di metalli pesanti non considerevole nel breve termine (Chandler *et al.* 1997). In alcuni paesi europei, quali la Danimarca, la Francia, la Germania ed i Paesi Bassi, quantità significative (dal 40 al 60% o più) di ceneri di fondo prodotte dagli inceneritori sono impiegate nell'edilizia (Chandler *et al.* 1997). Sono particolarmente usate come fondo e sottofondo nelle costruzioni di strade e, alle volte, anche per le piste ciclabili. La ricerca sull'impiego di questi residui nel cemento ha mostrato che la resistenza del cemento alla compressione diminuisce quando sono usate le ceneri di fondo rispetto agli aggreganti convenzionali (Chang

et al. 1999). È importante ricordare che esistono serie e legittime preoccupazioni riguardo l'utilizzo delle ceneri di fondo nei materiali da costruzione, a causa della presenza di composti tossici che potrebbero entrare successivamente nell'ambiente. I futuri rilasci di questi composti, dovuti alla degradazione e all'erosione, possono avere conseguenze negative per l'uomo, soprattutto nei casi in cui le sostanze hanno la capacità di entrare nella catena alimentare (Korzun e Heck 1990).

Alcuni dei possibili danni derivanti dall'impiego delle ceneri volanti e delle ceneri di fondo sono stati recentemente evidenziati nel Regno Unito (ENDS 2000a), dove molti inceneritori di RSU sono stati obbligati a chiudere entro la fine del 1996, per rispettare la direttiva dell'Unione Europea sull'aria (84/36/UE) e la direttiva sull'incenerimento dei rifiuti urbani (89/429/UE) (si veda Leach et al. 1999). Uno degli ultimi inceneritori rimasti ed attualmente in funzione nel Regno Unito, successivamente obbligato a conformarsi alle direttive della UE, è stato l'impianto di Byker, situato nel Newcastle. Dal 1994 al 1999, una miscela di ceneri volanti e di fondo derivanti da questo inceneritore è stata usata su terreni e su sentieri. Preoccupati per le possibili sostanze tossiche presenti in questi residui, gli abitanti della zona hanno indotto le autorità sanitarie locali e l'amministrazione a compiere alcune analisi, per verificare l'eventuale presenza di diossine e di metalli pesanti nelle ceneri. I risultati iniziali hanno mostrato alti livelli di diossine e agli abitanti è stato consigliato di non mandare i bambini sotto i due anni a giocare su questi terreni, di non mangiare uova e prodotti animali provenienti da quella zona e tutte le verdure dovevano essere lavate o pelate prima di essere consumate. I risultati finali delle analisi hanno dimostrato che, nelle ceneri, i livelli dei diversi metalli pesanti e delle diossine erano molto più elevati dei normali valori di fondo dell'ambiente. La concentrazione media di diossine era molto alta e pari a 1373 ng TEQ/kg, con un massimo di 4224 ng TEQ/kg. Questi valori eccedevano quelli indicati dalla normativa tedesca sulle diossine. In particolare, le limitazioni sui raccolti agricoli sono previste per valori sopra i 40 ng TEQ/kg, e si raccomanda di prendere provvedimenti se i livelli nel terreno superano i 100 ng TEQ/kg e se nelle zone residenziali eccedono i 1000 ng TEQ/kg. Ad eccezione del mercurio, tutti gli altri metalli pesanti esaminati superavano i valori limite olandesi per il suolo, come dimostrato nella tabella 5.6. Le linee guida olandesi vengono utilizzate dalle autorità in Gran Bretagna. A causa degli alti livelli di sostanze tossiche nelle ceneri, queste dovevano essere rimosse. La giunta municipale ha sostenuto una spesa di 50-70.000 sterline. Ha destato grande sconcerto che le autorità locali abbiano autorizzato l'uso di queste ceneri per strade e luoghi pubblici, e ciò pone la domanda se altri incidenti simili siano avvenuti, ma non divulgati, nel Regno Unito, o in altri paesi.

La nuova direttiva UE (UE 1999) non propone alcun limite alla quantità di metalli pesanti nelle ceneri volanti o di fondo. Questo rappresenta una preoccupazione perché la maggior parte dei metalli pesanti è catturata nelle ceneri e pone un problema di contaminazione ambientale. La direttiva, in ogni caso, stabilisce che:

“esami appropriati devono essere effettuati per stabilire le caratteristiche fisico-chimiche ed il potenziale inquinante dei diversi residui dell'incenerimento. L'analisi si preoccuperà in particolare della frazione solubile totale e della frazione solubile dei metalli pesanti”.

La direttiva stabilisce anche che:

“i residui devono essere riciclati, per quanto è possibile, direttamente nell'impianto o al di fuori in accordo alla legislazione comunitaria e a quella nazionale”. Così l'Unione

Europea non vincola l'impiego delle ceneri per altri scopi, che potrebbero condurre in futuro alla contaminazione dell'ambiente e minacciare la salute, come è stato detto in precedenza.

Tabella 5.6. Livelli di metalli (mg/kg), diossine e furani (ng/kg) in 16 campioni di ceneri raccolte dall'impianto di Byker paragonati con i valori limite olandesi

Sostanza	Media (mg/kg)	Intervallo (mg/kg)	Valori limite olandesi (mg/kg)
Arsenico	12	7-23	20
Cadmio	5	0,4-11	1
Cromo	88	13-182	100
Rame	11,95	10-36,20	50
Mercurio	0,2	0,1-0,6	0,5
Nickel	55	14-187	50
Piombo	399	17-620	50
Zinco	659	31-1420	200
Diossine	1,373 ng TEQ/kg	11-4224 ng TEQ/kg	

Fonte: *Buchholz e Landsberger (1995)*

6. LA SOLUZIONE: RIDUZIONE, RIUSO, RICICLO ED ELIMINAZIONE GRADUALE DELL'INCENERIMENTO.

Una mancanza di spazio per lo smaltimento in discarica, normative più rigide per limitare la quantità di rifiuti conferiti in questi impianti, insieme ai problemi ambientali dovuti alle discariche di vecchia generazione hanno portato le autorità comunali di molti paesi a cercare nuovi metodi di trattamento dei rifiuti. Allo stato presente, il 60% dei rifiuti che si producono in tutti i paesi dell'Unione Europea va a finire nelle discariche (Hens *et al.* 2000). Questa situazione è resa ancora peggiore dall'aumento della quantità di rifiuti prodotti. Per esempio:

- La produzione totale dei rifiuti nell'UE è salita di circa il 10% tra il 1990 e il 1995 ed è previsto un ulteriore aumento del 20% entro il 2010 (EEA 1999).
- In Estonia, Slovenia, Lituania, Repubblica Slovacca, Bulgaria, Ungheria, Repubblica Ceca, Romania, e Polonia la crescita economica potrà portare a raddoppiare la produzione dei rifiuti urbani entro il 2010 (EEA 1999).
- In Asia, si pensa che i rifiuti prodotti nelle zone urbane raddoppieranno entro il 2025 (Banca Mondiale 1999).

Una delle tecnologie scelte per gestire la crisi attuale dei rifiuti è l'incenerimento, un metodo che viene promosso per ridurre il volume e quindi per diminuire il peso dello smaltimento in discarica. In ogni modo, gli inceneritori non sono la soluzione al problema dei rifiuti, ma sono in realtà il sintomo di politiche inesistenti e/o mal concepite nella gestione delle risorse. In un mondo in cui le risorse sono in diminuzione, è irrazionale lasciare che materie prime preziose "vadano in fumo", soprattutto quando è noto che le emissioni atmosferiche rilasciano sostanze chimiche persistenti e pericolose. L'incenerimento non può essere considerato una tecnologia sostenibile per il trattamento dei rifiuti e non c'è luogo al mondo che si preoccupi di attuare tecnologie a emissioni zero.

L'incenerimento è stato già vietato dal governo delle Filippine, primo paese al mondo a bandire tale tecnologia su scala nazionale. La legge delle Filippine sull'aria pulita del 1999, proibisce l'incenerimento di rifiuti urbani, sanitari e pericolosi e raccomanda l'uso di tecniche alternative (per i rifiuti urbani) e tecnologie "senza combustione". Vengono così promossi la riduzione dei rifiuti, il ri-uso ed il riciclo. La legge prevede tre anni per la graduale eliminazione degli inceneritori di rifiuti sanitari esistenti e, nell'arco di questo periodo, limita l'incenerimento di rifiuti infetti nelle strutture ospedaliere.

6.1 Problemi d'incenerimento

6.1.1 AMBIENTE E SALUTE

Non importa quanto sia moderno un inceneritore, questi impianti inevitabilmente producono emissioni tossiche nell'aria, ceneri pericolose e residui, contaminando l'ambiente ed esponendo gli animali e gli esseri umani a sostanze inquinanti dannose. Molti composti pericolosi vengono rilasciati dagli inceneritori, incluse le sostanze chimiche organiche come le diossine clorate e bromate, i PCB e i PCN, i metalli pesanti, i biossidi di zolfo e azoto, nonché innumerevoli sostanze di tossicità sconosciuta. Non si conosce l'impatto totale sulla salute umana dell'esposizione all'intero insieme di sostanze chimiche emesse da un inceneritore, tuttavia, gli studi

indicano che le persone che lavorano negli inceneritori di rifiuti e quelle che vivono vicino a tali impianti, sono soggette ad un aumento del tasso di mortalità, nonché di molte altre malattie che riducono la qualità della loro vita. Inoltre, un'importante analisi scientifica ha recentemente espresso una sostanziale preoccupazione circa gli impatti del rilascio di diossine provenienti dagli inceneritori sulla salute e sulla vita delle popolazioni più distanti, non prendendo in considerazione l'attuazione della massima tecnologia di controllo raggiungibile (NRC 2000).

6.1.2 L'aspetto economico

L'aspetto economico del trattamento dei rifiuti in generale, e l'incenerimento in particolare, è abbastanza complesso ed è al di fuori dello scopo di questa relazione. In breve, è stato notato che l'incenerimento è una tecnologia della precedente era industriale ed è praticabile economicamente soltanto se viene "esternalizzata" la maggior parte del suo costo, cioè sostenuta dalla spesa pubblica. Il controllo dell'inquinamento costituisce la maggior parte del costo, ma usando tale tecnologia per ridurre la tossicità delle emissioni gassose, non si fa altro che ridistribuirle nei depositi delle ceneri.

Una recente tendenza è quella di generare energia attraverso la combustione dei rifiuti, ciò può essere visto solo come un sottoprodotto dell'incenerimento e non come qualcosa che contribuisce alla produzione sostenibile di energia. Infatti, gli inceneritori sono produttori inefficienti di energia, dal momento che viene recuperata soltanto il 20% dell'energia prodotta dalla combustione dai rifiuti. Murray (1999) ha descritto l'incenerimento come qualcosa d'inefficiente, sia dal punto di vista dello smaltimento che della produzione di energia. L'incenerimento non porta alla conservazione delle risorse e non riduce il pericolo, ma distrugge materia e crea pericolo.

Nel Regno Unito, c'è una situazione per cui i contratti con gli operatori degli inceneritori impongono alle autorità locali obblighi a lungo termine di fornire quantità enormi di rifiuti ogni anno. Tutto questo va contro la prevenzione dei rifiuti, contro il riuso ed il riciclaggio, poiché le autorità municipali dovrebbero pagare delle multe ai proprietari degli inceneritori se vengono meno ai loro impegni.

6.1.3 Sostenibilità

La Convenzione per la Protezione dell'Ambiente Marino dell'Atlantico Nord-Orientale (la convenzione OSPAR, formata dall'unione delle precedenti convenzioni di Oslo e di Parigi) è entrata in vigore nel marzo 1998 e riguarda 15 Stati della regione dell'Atlantico nord-orientale e dell'Unione Europea. All'incontro tenuto a Sintra nel Giugno 1998, i Ministri dell'OSPAR si sono accordati su un chiaro impegno per la cessazione del rilascio di sostanze pericolose entro una generazione (per il 2020). In parole povere, è stato posto un traguardo per la cessazione degli scarichi, delle emissioni e delle perdite di sostanze pericolose (o i processi che le generano) e per la loro sostituzione con alternative non pericolose, ciò significa uno spostamento dalle tecnologie sporche verso una strategia di produzione pulita ad emissioni zero. Gli inceneritori non possono mai raggiungere l'emissione zero o essere classificati come tecnologia di produzione pulita, questa vecchia, sporca tecnologia, non va d'accordo con lo sviluppo sostenibile o con l'impegno politico già preso in Europa ed in effetti, sotto le ipotesi dell'accordo OSPAR, l'incenerimento è diventato finalmente e irrevocabilmente obsoleto.

6.2 L'attuale politica europea e lo smaltimento dei rifiuti

La politica dei rifiuti nell'Unione Europea accetta in senso lato la gerarchia del trattamento dei rifiuti (in ordine di priorità): riduzione dei rifiuti – riuso – riciclaggio – decomposizione termica con recupero energetico (cioè, incenerimento con recupero energetico). Nonostante il consenso generale, ed una coerenza crescente di questa gerarchia nelle linee politiche dei singoli stati come conseguenza delle direttive dell'Unione Europea, la maggior parte dei rifiuti in Europa è conferita in discarica oppure è incenerita. Questi metodi implicano i rischi più alti e più seri per l'ambiente e per la salute (Hens *et al.* 2000).

Una tendenza verso una politica dei rifiuti che miri a ridurre gli effetti sulla salute dovrebbe dare maggiore enfasi alla prevenzione e al riuso, ma a tutt'oggi la politica dei rifiuti dell'Unione Europea non è fondata sui dati relativi la salute, fortunatamente, tali dati, derivanti dal trattamento dei rifiuti, non sono in conflitto, coincidendo anche con le priorità proposte dall'Unione Europea (Hens 2000). Ad esempio, la riduzione dei rifiuti deve essere la più importante, (niente rifiuti significa nessun effetto sulla salute), seguita dal riuso e dal riciclaggio, nonostante ciò, la mancanza di considerazione dell'ambiente e della salute è chiaramente visibile nella politica comunitaria. Le normative sull'incenerimento fissate dall'Unione Europea, insieme ai limiti nazionali stabiliti, si basano su ciò che è tecnicamente raggiungibile, piuttosto che sull'impatto sanitario e ambientale.

Sebbene i limiti di emissione stabiliti dalla nuova direttiva europea comportino, nei paesi europei, la chiusura ed il miglioramento degli impianti di vecchia generazione, la stessa politica è già datata rispetto all'accordo OSPAR per eliminare gradualmente i rilasci delle sostanze pericolose entro una generazione. La direttiva europea si basa su un approccio convenzionale, benché scorretto, che piccole emissioni di sostanze pericolose siano accettabili, e propone che i composti possano essere gestiti entro livelli di sicurezza nell'ambiente. Tuttavia, è già noto o è opinione scientifica, che non esistono livelli di sicurezza per molte sostanze chimiche inquinanti, come diossine, altre composti persistenti, bioaccumulanti, tossici e distruttori del sistema endocrino, ma tale principio tende ad essere sempre più abbandonato dai circuiti politici. Ad esempio, per quanto riguarda l'incenerimento, il Ministro dell'ambiente del Regno Unito, Mr. Michael Meacher, recentemente ha riconosciuto la futilità dell'approccio convenzionale al regolamento sulle sostanze chimiche quando egli dice:

Q440...”ripeto che le emissioni prodotte dai processi dell'inceneritore sono estremamente tossiche, alcune sono cancerogene. Noi sappiamo scientificamente che non c'è livello di sicurezza sotto il quale sono possibili tali emissioni.”(citato in Howard 2000).

Nonostante l'impegno nella Convenzione OSPAR per l'eliminazione di tutte le sostanze pericolose entro il 2020, oggi ancora si cerca di pianificare la costruzione di nuovi inceneritori da parte del governo del Regno Unito e di altri paesi europei.

6.3 La strada da seguire: il Principio di precauzione e la Strategia del rilascio Zero

6.3.1 Adozione del Principio di precauzione

Il principio di precauzione stabilisce che se il degrado ambientale deve essere minimizzato ed invertito, la prevenzione deve essere il principio politico più importante. L'onere della prova per dimostrare il pericolo finale non deve essere a carico di coloro che tutelano l'ambiente, ma piuttosto è compito di coloro che inquineranno dimostrare che non c'è probabilità di pericolo. Il principio di precauzione sta ottenendo riconoscimenti internazionali come fondamento delle strategie finalizzate alla protezione dell'ambiente e della salute umana (Stairs e Johnston 1991).

Le normative attuali sugli inceneritori non sono basate sul principio di precauzione, esse, invece, tentano di porre dei limiti per lo scarico nell'ambiente di sostanze chimiche che sono considerate "sicure". Nel sistema legislativo corrente, il peso della prova è a carico di chi ha bisogno di dimostrare che gli impatti sulla salute esistono già prima di poter tentare di rimuovere la causa del problema e non a carico degli stessi inquinanti (Nicolopoulou- Stamatou *et al.* 2000). Un punto di vista più legittimo derivato dalla conoscenza, accumulata negli ultimi decenni, degli effetti tossici di molti composti inquinanti si basa sul fatto che le sostanze chimiche dovrebbero essere considerate come pericolose finché non ci sia una prova contraria.

Diversi studi sulla salute hanno riferito dell'impatto sanitario conseguente l'impiego e la residenza nei pressi di impianti d'incenerimento. Queste indagini sono segnali premonitori che non dovrebbero comportare un'inattività del governo, ma piuttosto la determinazione nell'applicare il principio di precauzione, secondo cui esiste già una prova evidente degli effetti sull'ambiente e sulla salute umana che giustifica un'eliminazione graduale del processo d'incenerimento. Attendere ulteriori evidenze da una nuova generazione di impianti, usando una tecnologia pericolosa e sporca, significa continuare a degradare l'ambiente e la salute pubblica.

6.3.2 Adozione del principio "emissioni zero"

Lo scopo del principio "emissioni zero" è di fermare il rilascio nell'ambiente di tutte le sostanze pericolose, sebbene si discuta a volte che questo è un fatto semplicistico o anche impossibile; è un traguardo che può essere raggiunto gradualmente attraverso l'applicazione di normative (Sprague 1991). Le emissioni zero richiedono l'adozione di tecnologie di produzione pulita sia nell'industria che nell'agricoltura ed è essenziale che il cambiamento per riqualificare la produzione e l'uso dei materiali debba essere pienamente sostenuto da incentivi fiscali e dall'applicazione di una legislazione adatta.

Il principio di produzione pulita è stato già approvato dal Consiglio esecutivo dell'UNEP ricevendo un riconoscimento crescente a livello internazionale. L'obiettivo di raggiungere, entro una generazione, l'eliminazione graduale di tutte le sostanze pericolose come stabilito nella Convenzione OSPAR del 1998, richiede di attuare la tecnologia di produzione pulita per una strategia di emissioni zero.

Per quanto riguarda le strategie di eliminazione dei rifiuti, l'incenerimento è una tecnologia sporca che non potrà mai raggiungere i criteri delle emissioni zero, la strada da seguire per un trattamento sostenibile dei rifiuti, è quella della prevenzione,

del riuso e del riciclo. In altre parole l'adozione del principio, già ben conosciuto del "RIDURRE, RIUSARE, RICICLARE".

6.3.3 Realizzazione della RIDUZIONE, RIUSO E RICICLO

Viviamo in un mondo in cui l'industria e l'agricoltura non hanno una grande considerazione per le nostre risorse, ciò ha condotto alla creazione, specialmente nei paesi industrializzati, di una società "usa e getta" in cui vengono prodotti enormi quantità di rifiuti, molti dei quali si possono evitare. Questa situazione deve essere cambiata immediatamente, tramite l'uso di strumenti economici e di tasse ambientali, così da ridurre drasticamente sia la produzione dei rifiuti urbani che di quelli industriali. L'utilizzo di queste misure viene sostenuto dall'Unione Europea che ha imposto un numero di tasse sull'ambiente in diversi paesi europei (Steenwegen 2000). In ogni modo, ora è necessaria un'azione ulteriore per stimolare il cambiamento affinché la riduzione dei rifiuti diventi una realtà.

I livelli odierni di riciclaggio variano considerevolmente nei paesi europei, ad esempio, nei Paesi Bassi il 46% dei rifiuti urbani viene riciclato, mentre nel Regno Unito si raggiunge solo l'8%, ma progetti di riuso intensivo e di riciclaggio potrebbero interessare l'80% dei rifiuti urbani. Si sa che le misure fiscali possono giocare un ruolo considerevole nell'incoraggiare tali progetti, scoraggiando la pratica dell'incenerimento e delle discariche (Steenwegen 2000).

In tema di gestione dei rifiuti le misure da intraprendere per la riduzione dei rifiuti, il riuso, il riciclaggio e perciò verso una migliore tutela della salute, dovrebbero includere:

- eliminazione graduale di tutte le forme di incenerimento industriale entro il 2020, incluso l'incenerimento di rifiuti urbani, in linea con la Convenzione OSPAR per l'eliminazione graduale delle emissioni, delle perdite e degli scarichi delle sostanze pericolose entro il 2020.
- meccanismi finanziari e normativi per aumentare il riuso dei vuoti (es. bottiglie, contenitori) e dei prodotti (es. computer e componenti elettronici).
- meccanismi finanziari (come la tassa per lo smaltimento in discarica), usati direttamente per realizzare l'infrastruttura necessaria per il riciclaggio effettivo.
- stimolazioni del mercato, attraverso opportune leggi, verso l'impiego di materiali riciclati per imballaggi e prodotti, almeno in quantità minime.
- materiali che non possono essere riciclati con sicurezza o compostati alla fine del loro ciclo di vita (es. la plastica PVC) devono essere eliminati gradualmente e sostituiti con materiali più sostenibili.
- in poche parole, si deve impedire che materiali e prodotti, che aumentano la produzione di sostanze pericolose negli inceneritori, entrino nel flusso dei rifiuti a spese del produttore. Tali prodotti dovrebbero includere le attrezzature elettroniche, i metalli ed i prodotti che contengono metalli, come le batterie e le lampade fluorescenti, le plastiche in PVC (i pavimenti in vinile, le attrezzature elettriche in PVC, gli imballaggi PVC e le intelaiatura delle finestre) e gli altri prodotti che contengono sostanze pericolose.

e più in generale:

- favorire lo sviluppo di tecnologie di produzione pulita che siano più efficienti in termini di uso di materiali e di energia, e che producano beni di consumo più puliti con meno rifiuti e che, infine, possano operare in una configurazione a “ciclo chiuso” per servire i bisogni di una società più equa e più sostenibile;
- mettere in pratica il principio di precauzione, in modo tale da evitare problemi prima che questi si presentino. La continuazione e lo sviluppo ulteriore della ricerca scientifica giocano un ruolo fondamentale nell’identificazione dei problemi potenziali e delle loro soluzioni, ma dobbiamo essere pronti ad intraprendere un’azione veramente precauzionale che impedisca la contaminazione ed il degrado ambientale, anche di fronte alle considerevoli e spesso irriducibili incertezze.

7 BIBLIOGRAFIA

- Aelvoet W., Nelen V., Schoeters G., Vanoverloop J., Wallijn E., Vlietinck R. (1998). Risico op gezondheidsschade bij kinderen van de Neerlandwijk to Wilrijk, Studie uitgevoerd in opdracht van de Neerlandwijk to Wilrijk, Gezondheidsbeleid, Document 1998/TOX/R/030. (in Dutch). (Cited in van Larebeke 2000).
- Alba N., Gasso S., Lacorte T. and Baldasano J.M. (1997). Characterization of municipal solid waste incineration residues from facilities with different air pollution control systems. *Journal of the Air and Waste Management Association* 47: 1170-1179.
- Abad E., Caixach J. and Rivera J. (1997). Dioxin like compounds from MWI emissions: assessment of polychlorinated naphthalenes presence. *Organohalogen Compounds* 32: 403-406.
- Abad E. Caixach J. and Rivera J. (1999). Dioxin like compounds from MWI emissions: assesment of polychlorinated naphthalenes presence. *Chemosphere* 38 (1): 109-120.
- Abad E., Adrados M.A., Caixach J., Fabrellas B. and Rivera J. (2000). Dioxin mass balance in a municipal waste incinerator. *Chemosphere* 40: 1143-1147.
- Akagi, H., Malm, O., Kinjo, Y., Harada, M., Branches, F.J.P, Pfeiffer, W.C. and Kato, H. (1995). Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *The Science of the Total environment* 175: 85-95.
- Alcock R., Gemmill R. and Jones K. (1998). An updated UK PCDD/F atmospheric emission inventory based on a recent emissions measurement programme. *Organohalogen Compounds* 36: 105-108.
- Allsopp M., Santillo D. and Johnston P. (1997). *Poisoning the Future: Impact of Endocrine-Disrupting Chemicals on Wildlife and Human Health*. Greenpeace International. ISBN 90-73361-40-0.
- Allsopp M., Santillo D., Johnston P. and Stringer R. (1999). *The Tip of the Iceberg: State of Knowledge of Persistent Organic Pollutants in Europe and the Arctic*. Greenpeace International. ISBN 90-73361-53-2.
- Allsopp M., Erry B., Stringer R., Johnston P. and Santillo D. (2000). *Recipe for Disaster: a review of persistent organic pollutants in food*. Greenpeace Research Laboratories. ISBN 90-73361-63-X.
- An H., Englehardt J., Fleming L. and Bean J. (1999). Occupational health and safety amongst municipal solid waste workers in Florida. *Waste Management Research* 17: 369-377.
- Angerer J., Heinzow D.O. Reimann W., Knorz W. and Lehnert G. (1992). Internal exposure to organic substances in a municipal waste incinerator. *Int. Arch. Occup. Environ. Impact Assess. Rev.* 8: 249-265. (Cited in NRC 2000).
- Ardevol E., Minguillon C., Garcia G., Serra M.E., Gonzalez C.A., Alvarez L., Eritja R. and Lafuente A. (1999). Environmental tobacco smoke interference in the assessment of the health impact of a municipal waste incinerator on children through urinary thioether assay. *Public Health* 113: 295-298.
- ATSDR (1993). *Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Study of Symptom and Disease Prevalence, Caldwell Systems, Inc. Hazardous Waste Incinerator, Caldwell County, North Carolina. Final Report. ATSDR/HS-93/29. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, Georgia, USA. (Cited in NRC 2000).*
- ATSDR (1997). *ATSDR's toxicological profiles on CD-ROM. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, CRC Press Inc, Boca Raton.*
- Ayres J.G. (1997). Trends in air quality in the UK. *Allergy* 52 (suppl 38): 7-13.
- Ayres J.G. (1998). Health effects of gaseous air pollutants. In: *Air Pollution and Health. Issues in Environmental Science and Technology* 10 (eds.) R.E. Hester and R.M. Harrison. The Royal Society of Chemistry. ISBN 0-85404-245-8.
- Babone F., Bovenzi M., Cavallieri F. and Stanta G. (1994). Air pollution and lung cancer in Trieste, Italy. *Am. J. Epidemiol* 141: 1161-1169 (Cited in Biggeri et al. 1996).
- Bache C.A., Elfving D.C., Lisk D.J. (1992). Cadmium and lead concentration in foliage near a municipal refuse incinerator. *Chemosphere* 24 (4): 475-481.
- Bache C.A., Gutenmann W.H., Rutzke M., Chu G., Elfving D.C. and Lisk D.J. (1991). Concentration of metals in grasses in the vicinity of a municipal waste incinerator. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20: 538-542.
- Baldassarri, L., Bocca, A., di Domenico, A., Fulgenzi, A. and Lacovella, N. (1994) GC-MS isomer-specific determination of PCBs and some chlorinated pesticides in milk and cheese samples. *Organohalogen Compounds* 20: 221-224.
- Bernard, A.M., Vyskocil, A., Kriz, J., Kodl, M. and Lauwerys, R. (1995). Renal effects of children living in the vicinity of a lead smelter. *Environmental Research* 68: 91-95.
- Blumenstock M., Zimmermann R., Schramm K.W. and Kettrup A. (2000). Influence of combustion conditions on the PCDD/F-, PCB-, PCBz and PAH-concentrations in the chamber of a waste incineration pilot plant. *Chemosphere* 40: 987-993.
- Biggeri A., Barbone F., Lagazio C., Bovenzi M. and Stanta G. (1996). Air pollution and lung cancer in Trieste, Italy: Spatial analysis of risk as a function of distance from sources. *Environmental Health Perspectives* 104 (7): 750-754.
- Born J.G.P (1996). Reduction of (dioxin) emissions by municipal solid waste incineration in the Netherlands. *Organohalogen Compounds* 27: 46-49.
- Brereton C. (1996). Municipal solid waste – incineration, air pollution control and ash management. *Resources, Conservation and Recycling* 16: 227-264.
- Bresnitz E.A., Roseman J., Becker D. and Gracely E. (1992). Morbidity among municipal waste incinerator workers. *American Journal of Industrial Medicine* 22: 363-378.
- Buchholz B.A. and Landsberger S. (1995). Leaching dynamics studies of municipal solid waste incinerator ash. *Journal of Air and Waste Management Association* 45: 579-590.
- Buekens A. and Huang H. (1998). Comparative evaluation of techniques for controlling the formation and emission of chlorinated dioxins/furans in municipal waste incineration. *Journal of Hazardous Materials* 62: 1-33.
- Carpi A., Weinstein L.H. and Ditz D.W (1994). Bioaccumulation of mercury by sphagnum moss near a municipal solid waste incinerator. *Air and Waste* 44 (May): 669-672.
- Carpi A. (1997). Mercury from combustion sources: a review of the chemical species emitted and their transport in the atmosphere. *Water, Air, and Soil Pollution* 98: 241-254.

- Chandler A.J., Eighmy T.T., Hartlen J., Hjelm O., Kosson D.S., Sawell S.E., van der Sloot H.A. and Vehlou J. (1997). *Studies in Environmental Science 67: Municipal solid waste incinerator residues*. The International Ash Working Group (IAWG). Published by Elsevier 1997.
- Chang N-B., Wang H.P., Huang W.L. and Lin K.S. (1999). The assessment of reuse potential for municipal solid waste and refuse-derived fuel incineration ashes. *Resources, Conservation and Recycling 25*: 255-270.
- Collett R.S., Oduyemi K. and Lill D.E. (1998). An investigation of environmental levels of cadmium and lead in airborne matter and surface soils within the locality of a municipal waste incinerator. *The Science of the Total Environment 209*: 157-167.
- COMEAP, Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (1995). *Non-biological particles and health*. Department of Health, UK. London: HMSO.
- De Fre R. and Wevers M. (1998). Underestimation in dioxin inventories. *Organohalogen Compounds 36*: 17-20.
- DeMarini D.M., Shelton M.L. and Bell D.A. (1996). Mutation spectra of chemical fractions of a complex mixture: role of nitroarenes in the mutagenic specificity of municipal waste incinerator emissions. *Mutation Research 349*: 1-20.
- Deml E., Mangelsdorf I. And Greim H. (1996). Chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans (PCDD/F) in blood and human milk of non occupationally exposed persons living in the vicinity of a municipal waste incinerator. *Chemosphere 33 (10)*: 1941-1950.
- Dempsey C.R. and Oppelt E.T. (1993). Incineration of hazardous waste: a critical review update. *Air and Waste 43*: 25-73.
- DETR (2000). *Waste Strategy 2000, England and Wales, Part1, Part2*. Published by Stationary Office Ltd. ISBN 010 146 932 2.
- Diggle P.J. (1990). A point process modelling approach to raised incidence of a rare phenomenon in the vicinity of a prespecified point. *J.R.Stat.Soc A 153*: 349-362. (Cited in Elliot et al. 1992).
- DoE/WO (1995) *Making waste work: A strategy for sustainable waste management in England and Wales*. UK Department of the Environment White Paper, CM3040, The Stationery Office, London
- Domingo J.L., Granero S., Schuhmacher M., Llobet J.M., Sunderhauf W. and Muller L. (1998). Vegetation as a biomonitor of PCDD/PCDFs in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. *Organohalogen Compounds 36*: 157-160.
- EA (1997). Report on the operation of incineration plant at the Coalite Chemical Works, Bolsover, Derbyshire, from commissioning to closure and the subsequent prosecution of the last operator Coalite Products Ltd by HM Inspectorate of Pollution under section 5 of the Health and Safety at Work Act, 1974. UK Environment Agency. HO-0/97-500-C-AZMI, 71pp
- EC (1998). Proposal for a Council Directive on the incineration of waste. Brussels, 07.10.1998. COM(1998)558final. 98/0289 (SYN).
- EC (1999). European Parliament and Council Directive on the incineration of waste. Brussels 12.07.1999. COM (1999) 330final. 98/0289 (COD). INCINERATION AND HUMAN HEALTH 65
- EEA (1999). *Environment in the European Union at the turn of the century*.
- EEA (2000). *Dangerous Substances in Waste*. Prepared by: J. Schmid, A.Elser, R. Strobel, ABAG-itm, M.Crowe, EPA, Ireland. European Environment Agency, Copenhagen, 2000.
- Eikman T. (1994). Environmental toxicological assessment of emissions from waste incinerators. *Fresenius Envir Bull 3*: 244-249.
- Elliot P., Eaton N., Shaddick G. and Carter R. (2000). Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. Part 2: histopathological and case-note review of primary liver cancer cases. *British Journal of Cancer 82 (5)*: 1103-1106.
- Elliot P., Hills M., Beresford J., Kleinschmidt I., Jolley D., Pattenden S., Rodrigues L., Westlake A. and Rose G. (1992). Incidence of cancers of the larynx and lung near incinerators of waste solvents and oils in Great Britain. *The Lancet 339 (April 4)*: 854-858.
- Elliot P., Shaddick G., Kleinschmidt I., Jolley D., Walls P., Beresford J. and Grundy C. (1996). Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. *British Journal of Cancer 73*: 702-710.
- ENDS (1999). EC proposals on incineration may scupper several UK plants. *ENDS Report 291, April*: 38-39.
- ENDS (2000a). Regulatory foul-ups contributed to Byker ash affair. *Environmental Data Services Report 304 (May)*: 17-18.
- ENDS (2000b). Agency reports decline in pollution around Welsh incinerator. *ENDS Report 304, May*: 19-20.
- EPAQS, Expert Panel on Air Quality Standards, (1995). *Particles*. Published by HMSO. ISBN 0 11 753199 5.
- Fabrellas B., Sanz P., Abad E. and Rivera J. (1999). The Spanish dioxin inventory: Proposal and preliminary results from municipal waste incinerator emissions. *Organohalogen Compounds 41*: 491-494.
- Falandysz J. and Rappe C. (1997). Specific pattern of tetrachloronaphthalenes in black cormorant. *Chemosphere 35 (8)*: 1737-1746.
- Falandysz, J., Strandberg, L., Bergqvist, P.-A., Strandberg, B. & Rappe, C. (1996). Chloronaphthalenes in stickleback *Gasterosteus aculeatus* from the southwestern part of the Gulf of Gdansk, Baltic Sea. *Organohalogen Compounds 28*: 446-451
- Fangmark I., Stromberg B., Berge N. and Rappe C. (1994). Influence of postcombustion temperature profiles on the formation of PCDDs, PCDFs, PCBzs, and PCBs in a pilot incinerator. *Environmental Science and Technology 28 (4)*: 624-629.
- Feng Y. and Barratt R. (1999). Distributions of lead and cadmium in dust in the vicinity of sewage sludge incinerator. *J. Environ. Monit. 1*: 169-176.
- Fiedler H. (1999). National and regional dioxin and furan inventories. *Organohalogen Compounds 41*: 473-476.
- Fleming L.N., Abinteh H.N. and Inyang H.I. (1996). Leachant pH effects on the leachability of metals from fly ash. *Journal of Soil Contamination 5 (1)*: 53-59.
- Fomin A. and Hafner C. (1998). Evaluation of genotoxicity of emissions from municipal waste incinerators with Tradescantia-micronucleus bioassay (Trad-MCN). *Mutation Research 414*: 139-148.
- Foxall C.D. and Lovett A.A. (1994). The relationship between soil PCB and PCDD/DF concentrations in the

- vicinity of a chemical waste incinerator in south Wales, UK. *Organohalogen Compounds* 20: 35-40.
- Gass H.C., Jager E., Menke D. and Luder K. (1998). Long term study for minimization of the PCDD/PCDF – emissions of a municipal solid waste incinerator in Germany. *Organohalogen Compounds* 36: 175-178. GC-MS isomer-specific determination of PCBs and some chlorinated pesticides in milk and cheese samples. *Organohalogen Compounds* 20: 221-224.
- Gatrell A.C. and Lovett A.A. (1989). *Burning Questions: Incineration of wastes and implications for humans health*. Paper presented at the Institute of British Geographers Annual Conference, Coventry Polytechnic, Jan 5th 1989.
- Gonzalez, C., Kogevinas, M., Gadea, E., Huici, A., Bosch, A., Bleda, M., Papke, O., 2000. Biomonitoring study of people living near or working at a municipal solid-waste incinerator before and after two years of operation. *Arch. Environ. Health* 55:259-267.
- Goyer, R.A. (1993). Lead toxicity: current concerns. *Environmental Health Perspectives* 100: 177-187.
- GRAAB (1996). *Tekniskt underlag dioxinier, MU 96:10*.
- Granero S., Domingo J.L., Schuhmacher M., Llobet J.M. and de Kok H.A.M. (1999). Monitoring PCDD/Fs in the vicinity of an old municipal waste incinerator, 1996-1998. Part 1: Soil monitoring. *Organohalogen Compounds* 43: 143-146.
- Gray E., Peat J., Mellis C., Harrington J., and Woolcock, A. (1994). Asthma severity and morbidity in a population sample of Sydney school children: Part I – Prevalence and effect of air pollutants in coastal regions. *Aust. N.Z. J. Med.* 24:168-175. (Cited in NRC 2000).
- Greenpeace Austria (1999). *Waste incinerating plants in Austria*. Vienna, August 1999.
- Greenpeace Nordic (1999). *Piles of Dioxin: Dioxin in ashes from waste incinerators in Sweden*. Greenpeace, Nordic, November 1999.
- Greenpeace Nordic (2000). *Hot Air: Will Swedish Incinerators Satisfy the EU?*
- Grochowalski A. (1998). PCDDs and PCDFs concentration in combustion gases and bottom ash from incineration of hospital wastes in Poland. *Chemosphere* 37 (9-12): 2279-2291.
- Gustavsson P. (1989). Mortality among workers at a municipal waste incinerator. *American Journal of Industrial Medicine* 15: 245-253.
- Gustavsson P., Evanoff B. and Hogstedt C. (1993). Increased risk of esophageal cancer among workers exposed to combustion products. *Archives of Environmental Health* 48 (4): 243-245.
- Gutenman W.H., Rutzke M., Elfving D.C. and Lisk D.J. (1992). Analysis of heavy metals in foliage near a modern refuse incinerator. *Chemosphere* 24 (12): 1905-1910.
- Hansen E. (2000). Substance flow analysis for dioxins in Denmark. Environmental Project No. 570 2000. Miljøprojekt. (Danish Environmental Protection Agency). Harada, M. 1997). Neurotoxicity of ethylmercury; Minamata and the Amazon. In *Mineral and Metal Neurotoxicology*. Yasui, M., Strong, M.J., Ota, K. and Verity, M.A.[Eds]. CRC Press Inc., ISBN 0849376645.
- Heeb N.V., Dolezal I.S., Buhner T., Mattrel P. and Wolfensberger M. (1995). Distribution of halogenated phenols including mixed brominated and chlorinated phenols in municipal waste incineration flue gas. *Chemosphere* 31 (4): 3033-3041.
- Hens L., Nicolopoulou-stamati P., Howard C.V., Lafere J. and Staats de Yanes (2000). Towards a precautionary approach for waste management supported by education and information technology. In: *Health Impacts of Waste Management Policies*. Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies", Hippocrates Foundation, Kos, Greece, 12-14 November 1998. Eds. P. Nicolopoulou-Stamati, L.Hens and C.V. Howard. Kluwer Academic Publishers.
- Holdke B., Karmus W. and Kruse H. (1998). Body burden of PCB in whole human blood of 7-10 year old children living in the vicinity of a hazardous waste incinerator. *Das Gesundheitswesen* 60 (8-9): 505-512.(Abstract only).
- Howard C.V. (2000). Particulate aerosols, incinerators and health. In: *Health Impacts of Waste Management Policies*. Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies", Hippocrates Foundation, Kos, Greece, 12-14 November 1998. Eds. P. Nicolopoulou-Stamati, L.Hens and C.V. Howard. Kluwer Academic Publishers.
- Howard C.V. (2000b). Foreword. In: R.L. Maynard and C.V. Howard (eds). *Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health*, BIOS Scientific Publishers Ltd., Oxford, UK. pp 63-84, ISBN 1-85996-172X.
- Huang H. and Buekens A. (1995). On the mechanisms of dioxin formation in combustion processes. *Chemosphere* 31 (9): 4099-4117.
- Hulster A. and Marschner H. (1992). Transfer of PCDD/PCDF from contaminated soils to food and foddercrop plants. *Organohalogen Compounds*
- Jay K. and Stieglitz L. (1995). Identification and quantification of volatile organic components in emissions of waste incineration plants. *Chemosphere* 30 (7): 1249-1260.
- Jefferson D.A. and Tilley E.E.M. (1999). The structural and physical chemistry of nanoparticles. In: R.L. Maynard and C.V. Howard (eds). *Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health*, BIOS Scientific Publishers Ltd., Oxford, UK. pp 63-84, ISBN 1-85996-172X. (Cited in Howard 2000).
- Jimenez B., Eljarrat E., Hernandez L.M., Rivera J. and Gonzalez M.J. (1996). Polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans in soils near a clinical waste incinerator in Madrid, Spain. Chemometric comparison with other pollution sources and soils. *Chemosphere* 32 (7): 1327-1348.
- Johnke B. and Stelzner E.(1992). Results of the German dioxin measurement programme at MSW incinerators. *Waste Management and Research* 10: 345-355.
- Johnston P.A., Santillo D. and Stringer R. (1996). Risk assessment and reality: recognising the limitations. In: *Environmental Impact of Chemicals: Assessment and Control*. Quint M.D., Taylor D. and Purchase R. (eds.). Published by The Royal Society of Chemistry, special publication no. 176, ISBN 0-85404-795-6 (Chapter 16: 223-239).
- Johnston P., Stringer R., Santillo D. and Howard V. (1998). Hazard, exposure and ecological risk assessment. In: *Environmental Management in Practice, Volume 1: Instruments for Environmental Management*. B. Nath, L. Hens, P. Compton and D. Devuynt (eds.). Publ. Routledge, London. ISBN 0-415-14906-1: pp. 169-187.
- Kashima Y., Mitsuaki M., Kawano M., Ueda M., Tojo T., Takahashi G., Matsuda M., Anbe K., Doi R. and

- Wakimoto T. (1999). Characteristics of extractable organic halogens in ash samples from medical solid waste incinerator. *Organohalogen Compounds* 41: 191-194.
- Kawakami I., Sase E., Tanaka M. and Sato T. (1998). Dioxin emissions from incinerators for sludge from night soil treatment plants. *Organohalogen Compounds* 36: 213-216.
- Kitamura K., Kikuchi Y., Watanabe S., Waechter G., Sakurai H. and Takada T. (2000). Health effects of chronic exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF) and coplanar PCBs (Co-PCB) of municipal waste incinerator workers. *Journal of Epidemiology* 10 (4): 262-270.
- Knox E.G. (2000). Childhood cancers, birthplaces, incinerators and landfill sites. *International Journal of Epidemiology* 29: 391-397.
- Knox E.G. and Gilman E.A. (1998). Migration patterns of children with cancer in Britain. *J. Epidemiol Community Health* 52: 716-726.
- Korzun E.A. and Heck H.H. (1990). Sources and fates of lead and cadmium in municipal solid waste. *Journal of Air and Waste Management Association* 40 (9): 1220-1226.
- Kurtio P., Pekkanen J., Alftan G., Paunio M., Jaakkola J.J.K. and Heinonen O.P. (1998). Increased mercury exposure in inhabitants living in the vicinity of a hazardous waste incinerator: A 10-year follow-up. *Archives of Environmental Health* 53 (2): 129-137.
- Leach J., Blanch A. and Bianchi A.C. (1999). Volatile organic compounds in an urban airborne environment adjacent to a municipal incinerator, waste collection centre and sewage treatment plant. *Atmospheric Environment* 33: 4309-4325.
- Lee H., Kim M., Choi S., Park J., Moon K. and Ghim Y-S. (1997). Quantification of chronic inhaled exposure induced by dioxin emissions from some municipal waste incinerator using Monte-Carlo simulation. *Organohalogen Compounds* 34: 74-78.
- Lee J-T. and Shy C.M. (1999). Respiratory function as measured by peak expiratory flow rate and PM10 six communities study. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9: 293-299.
- Legator M.S., Singleton C.R., Morris D.L. and Phillips D.L. (1998). The health effects of living near cement kilns; a symptom survey in Midlothian, Texas. *Toxicology and Industrial Health* 14 (6): 829-842.
- Liem, A., Hoogerbrugge, R., Kootstra, P., de Jong, A., Marsman, J., den Boer, A., den Hartog, R., Groenemeijer, G. and van't Klooster, H. (1990). Levels and patterns of dioxins in cow's milk in the vicinity of municipal waste incinerators and metal reclamation plants in the Netherlands. *Organohalogen Compounds* 1: 567-570.
- Lloyd O.L., Lloyd M.M., Williams F.L.R. and Lawson A. (1988). Twinning in human populations and in cattle exposed to air pollution from incinerators. *British Medical Journal* 45: 556-560.
- Lorber M., Pinsky P., Gehring P., Braverman C., Winters D. and Sovocool W. (1998). Relationship between dioxins in soil, air, ash and emissions from a municipal solid waste incinerator emitting large amounts of dioxins. *Chemosphere* 37 (9-12): 2173-2196.
- Ma X.F., Babish J.G., Scarlett J.M., Gutenmann W.H. and Lisk D.J. (1992). Mutagens in urine sampled repetitively from municipal refuse incinerator workers and water treatment workers. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 37: 483-494.
- MAFF (1992). Third report of studies on dioxins in Derbyshire carried out by the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Publ: Food Safety Directorate, 31pp.
- MAFF (1997a). Dioxins and PCBs in cows' milk from farms close to industrial sites: Rotherham 1997. Food Surveillance Information Sheet Number 133, Publ: Ministry of Agriculture Fisheries and Food, 4pp
- MAFF (1997b). Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Food Safety Directorate. Dioxins in cow's milk from farms close to industrial sites. Food surveillance information sheet number 100, January 1997, 11pp.
- Magagni A., Boschi G. and Schiavon I. (1991). Hospital waste incineration in a MSW combustor: chlorine, metals and dioxin mass balance. *Chemosphere* 23 (8-10): 1501-1506.
- Magagni A., Boschi G., Cocheo V. and Schiavon I. (1994). Fly ash produced by hospital and municipal solid waste incinerators: presence of PAH, PCB and toxic heavy metals. *Organohalogen Compounds* 20: 397-400.
- Malkin R., Brandt-Rauf P., Graziano J. and Parides M. (1992). Blood lead levels in incinerator workers. *Environmental Research* 59: 265-270.
- Mangialardi T., Piga L., Schemi G. and Sirini P. (1998). Characteristics of MSW incinerator ash for use in concrete. *Environmental Engineering Science* 15 (4): 291-297.
- Marb C., Hentschel B., Vierle O., Thoma H., Dumler-Gradi R., Swerev M., Schädel S. and Fiedler H. (1997). PCDD/PCDF in bottom ashes from municipal solid waste incinerators in Barvaria, Germany. *Organohalogen Compounds* 32 : 161-166.
- Marty M.A. (1993). Hazardous combustion products from municipal waste incineration. *Occupational Medicine* 8 (3): 603-619.
- Mayer J., Rentschler W. and Sczech J. (1999). Long-term monitoring of dioxin emissions of a hazardous waste incinerator during lowered incineration temperature. *Organohalogen Compounds* 41: 239-242.
- McGregor D.B., Partensky C., Wilbourn J. and Rice J.M. (1998). An IARC evaluation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans as risk factors in human carcinogenesis. *Environmental Health Perspectives* 106 (suppl.2): 755-760.
- Meeter P., Siebert P.C., Warwick R.O., Canter D.A. and Weston R.F. (1997). Dioxin emissions from soil burning incinerators. *Organohalogen Compounds* 32: 441-443.
- Meneses M., Schuhmacher M., Granero S., Llobet J.M. and Domingo J.L. (1999). The use of Monte Carlo simulation techniques for a risk assessment: study of a municipal waste incinerator. *Organohalogen Compounds* 44: 453-456.
- Michelozzi P., Fusco D., Forastiere F., Ancona C., Dell'orco V. and Perucci C.A. (1998). Small area study of mortality among people living near multiple sources of air pollution. *Occupational and Environmental Medicine* 55 (9): 611-615.
- Mitchell D.J., Wild S.R. and Jones K.C. (1992). Arrested municipal solid waste incinerator fly ash as a source of heavy metals to the UK environment. *Environmental Pollution* 76: 79-84.
- Miyata H., Aozasa O., Mase Y., Ohta S., Khono S. and Asada S. (1994). Estimated annual emission of PCDDs, PCDFs and non-ortho chlorine substituted coplanar PCBs from flue gas from urban waste incinerators in Japan. *Chemosphere* 29 (9-11): 2097-2105.
- Miyata H., Kuriyama S., Nakao T., Aozasa O. and Ohta S. (1998). Contamination levels of PCDDs, PCDFs and non-ortho coplanar PCBs

- in blood samples collected from residents in high cancer-causing area close to batch-type municipal solid waste incinerator in Japan. *Organohalogen Compounds* 38: 143-146.
- Mocarelli P., Gerthoux P.M., Ferrai E., Patterson D.G., Keszak S.M., Brambillia P., Vincoli N., Signerini S., Tramacere P., Carreri V., Sampson E.J., Turner W.E. and Needham L.L. (2000). Paternal concentrations of dioxin and sex ratio of offspring. *The Lancet* 355: 1858-1863.
- Moller H. (1996). Change in male:female ratio among newborn infants in Denmark. *The Lancet* 348: 828-829.
- Murray R. (1999). *Creating Wealth from Waste*, 171pp. ISBN 1 898309 07 8.
- National Research Council (2000). *Waste Incineration & Public Health*. ISBN 0-309-06371-X, Washington, D.C.: National Academy Press.
- Newhook, R. & Meek, M.E. (1994). Hexachlorobenzene: evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews- Journal of Environmental Science and Health, Part C* 12(2): 345-360.
- Nicolopoulou-Stamati P., Howard C.V., Parkes M. and Hens L. (2000). Introductory Chapter: Awareness of the health impacts of waste management. *Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies"*, Hippocrates Foundation, Kos, Greece, 12-14 November 1998. Eds. P. Nicolopoulou-Stamati, L. Hens and C.V. Howard. Kluwer Academic Publishers: pp2-25.
- NIOSH (1995). (National Institute for Occupational Safety and Health). 1995. NIOSH Health Hazard Evaluation Report. HETA 90-0329-2482. New York City Department of Sanitation, New York. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Centres for Disease Control and Prevention, National Institute for Occupational Safety and Health. (Cited in NRC 2000).
- Nito S. and Takeshita R. (1996). Identification of phenolic compounds in fly ash from municipal waste incineration by gas chromatography and mass spectrometry. *Chemosphere* 33 (11): 2239-2253.
- Nito S. and Ishizaki S. (1997). Identification of azaarenes and other basic compounds in fly ash from municipal waste incinerator by gas chromatography and mass spectrometry. *Chemosphere* 35 (8): 1755-1772.
- Nouwen J., Cornelis C., De Fre R. and Geuzens P. (1999). Health risk assessment of dioxin exposure: The Neerland-Wijk (Wilrijk, Belgium). *Organohalogen Compounds* 44: 485-487.
- Ohta S., Kuriyama S., Nakao T., Aozasa, O. and Miyata H. and Tanahashi M. (1997). Levels of PCDDs, PCDFs and non-ortho coplanar PCBs in soil collected from high cancer-causing area close to Batch-type municipal solid waste incinerator in Japan. *Organohalogen Compounds* 32: 155-160
- Oppelt E.T. (1990). Air emissions from the incineration of hazardous waste. *Toxicology and Industrial Health* 6 (5): 23-51.
- Osius, N. and Karmaus, W., (1998). Thyroid hormone level in children in the area of a toxic waste incinerator in South Essen. *Gesundheitswesen* 60:107-112. (Abstract only).
- Osius N., Karmaus W., Kruse H., Witten, J. (1999). Exposure to polychlorinated biphenyls and levels of thyroid hormones in children. *Environ. Health Persp.* 107: 843-849.
- Papke O., Ball M. and Lis A. (1993). Potential occupational exposure of municipal waste incinerator workers with PCDD/PCDF. *Organohalogen Compounds* 9:169-172.
- Papke O., Ball M., Menzel H.M., Murzen R., Turcer E. and Bolm-Audorff U. (1994). Occupational exposure of chemical waste incinerators workers to PCDD/PCDF. *Organohalogen Compounds* 21: 105-110.
- Pastorelli G., De Lauretis R., De Stefanis P., Morselli L. and Viviano G. (1999). PCDD/PCDF from municipal solid waste incinerators in Italy: an inventory of air emissions. *Organohalogen Compounds* 41: 495-498.
- Petts J. (1992). Incineration risk perceptions and public concern: experience in the U.K. improving risk communication. *Waste Management and Research* 10: 169-182.
- Pietro P. and Giuliana D.V. (1999). Atmospheric emissions of PCDD/PCDFs from the municipal solid waste incinerator of Fusina (Venice). *Organohalogen Compounds* 40: 469-472.
- Pilspanen W.H., Czuczwa J.M. and Sobeih I.M. (1992). Work area air monitoring for chlorinated dioxins and furans at a municipal waste power boiler facility. *Environmental Science and Technology* 26: 1841-1843.
- Pluss A. and Ferrell R.E.Jr. (1991). Characterization of lead and other heavy metals in fly ash from municipal waste incinerators. *Hazardous Waste and Hazardous Waste Materials* 8 (4): 275-292.
- QUARG (1996). *Airborne Particulate Matter in the United Kingdom. Third Report of the Quality of Urban Air Review Group (QUARG)*, May. ISBN 0 9520771 3 2.
- Ramos L., Eljarrat E., Hernandez L.M., Alonso L., Rivera J., and Gonzalez M.J. (1997). Levels of PCDDs and PCDFs in farm cow's milk located near potential contaminant sources in Asturias (Spain). Comparison with levels found in control, rural farms and commercial pasteurized cow's milks. *Chemosphere* 35 (10):2167-2179.
- Rapiti E., Sperati A., Fano V., Dell'Orco V. and Forestiere F. (1997). Mortality among workers at municipal waste incinerators in Rome: a retrospective cohort study. *American Journal of Industrial Medicine* 31: 659-661.
- Roffman A. and Roffman H.K. (1991). Air emissions from municipal waste combustion and their environmental effects. *The Science of the Total Environment* 104: 87-96.
- Rowat S.C. (1999). Incinerator toxic emissions: a brief summary of human health effects with a note on regulatory control. *Medical Hypotheses* 52 (5): 389-396.
- Ruokojärvi P., Ruuskanen J., Ettala M., Rahkonen P and Tarhanen J. (1995). Formation of polyaromatic hydrocarbons and polychlorinated organic compounds in municipal waste landfill fires. *Chemosphere* 31 (8): 3899-3908.
- Rydhstroem H. (1998). No obvious spatial clustering of twin births in Sweden between 1973 and 1990. *Environmental Research*, 76: 27-31.
- Sakai S., Hiraoka M., Takeda N. and Shiozaki K. (1996). Behaviour of coplanar PCBs and PCNs in oxidative conditions of municipal waste incineration. *Chemosphere* 32 (1): 79-88.
- Sandalls, F.J., Berryman, R.J., Bennett, S.L. & Ambidge, P.F. (1997). *Investigations into the emissions of dioxins and furans from the Coalite works, near Bolsover, Derbyshire*. Publ: UK Environment Agency, report no.HO-9/97-500-C-AZMK, 21pp.

- Sawell S.E., Chandler A.J., Eighmy T.T., Hartlen J., Hjelmar O., Kosson D., Van der Soot H.A. and Vehlow J. (1995). An international perspective on the characterisation and management of residues from MSW incinerators. *Biomass and Bioenergy* 9 (1-5): 377-386.
- Scarlett J.M., Babish J.G., Blue J.T., Voekler W.E. and Lisk D.J. (1990). Urinary mutagens in municipal refuse incinerator workers and water treatment workers. *J. Toxicol. Environ. Health* 31: 11-27. (Cited in Ma et al. 1992).
- Schechter A. (1994). Exposure Assessment: Measurement of dioxins and related chemicals in human tissues. In: *Dioxins and Health*. (pp449-477). Plenum Press, New York, ISBN 0-306-44785-1.
- Schechter A., Miyata H., Ohta S., Aozasa O., Nakao T. and Masuda Y. (1999). Chloracne and elevated dioxin and dibenzofuran levels in the blood of two Japanese MSW incinerator workers and of the wife of one worker. *Organohalogen Compounds* 44: 247-250.
- Schechter A.J., Malkin R., Papke O., Ball M. and Brandt-Rauf P.W. (1991). Dioxin levels in blood of municipal incinerator workers. *Med Sci Res.* 19: 331-332.
- Schmid P. and Schlatter Ch. (1992). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) in cow's milk from Switzerland. *Chemosphere* 24 (8): 1013-1030.
- Schneider M., Stieglitz L., Will R. and Zwick G. (1998). Formation of polychlorinated naphthalenes on fly ash. *Chemosphere* 37 (9-12): 2055-2070.
- Schreiber R.J. and Evans J.J. (1994). Dioxin emission results from recent testing at cement kilns. *rganohalogen Compounds* 20: 373-376.
- Schuhmacher M., Domingo J.L., Granero S., Llobet J.M., Eljarrat E. and Rivera J. (1999a). Soil monitoring in the vicinity of a municipal solid waste incinerator: Temporal variation of PCDD/Fs. *Chemosphere* 39 (3): 419-429.
- Schuhmacher M., Domingo J.L., Llobet J.M., Muller L. and Jager J. (1997a). Levels of PCDDs and PCDFs in grasses and weeds collected near a municipal solid waste incinerator. *The Science of the Total Environment* 201: 53-62.
- Schuhmacher M., Granero S., Domingo J.L., Llobet J.M. and de Kok H.A.M. (1999b). Monitoring PCDD/Fs in the vicinity of an old municipal waste incinerator, 1996-1998. Part II: Vegetation monitoring. *rganohalogen Compounds* 43: 123-126.
- Schuhmacher M., Granero S., Xifro A., Domingo J.L., Rivera J. and Eljarrat E. (1998). Levels of PCDD/Fs in soil samples in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. *Chemosphere* 37 (9-12): 2127-2137.
- Schuhmacher M., Meneses M., Granero S., Llobet J.M. and Domingo J.L. (1997b). Trace element pollution of soils collected near a municipal solid waste incinerator: human health risk. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 59:861-867. Paul, Minnesota.
- Archives of Environmental Health 49 (5): 366-374. Schwartz J. and Marcus A. (1990). Mortality and air pollution in London: a time series analysis. *American Journal of Epidemiology* 131 (1): 185-194.
- Schwartz J., Slater D., Larson T.V., Pierson W.E. and Koenig J. (1993). Particulate air pollution and hospital emergency room visits for asthma in Seattle. *American Review of Respiratory Diseases* 147: 826-831.
- Schwind, K., H., Hosseinpour, J., (1988) Brominated/chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. Part 1: Brominated/chlorinated and brominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in fly ash from a municipal waste incinerator. *Chemosphere* 17 (9): 1875-1884.
- Seaton A. (1995). Particulate air pollution and acute health effects. *The Lancet* 345: 176-178.
- Shane B.S., Gutenmann W.H. and Lisk D.J. (1993). Variability over time in the mutagenicity of ashes from municipal solid-waste incinerators. *Mutation Research* 301: 39-43.
- Shin D., Yang W., Choi J., Choi S. and Jang Y.S. (1998). The effects of operation conditions on PCDD/Fs emission in municipal solid waste incinerators: stack gas measurement and evaluation of operating conditions. *Organohalogen Compounds* 36: 143-146.
- Shy C.M., Degnan D., Fox D.L., Mukerjee S., Hazucha M.J., Boehlecke B.A., Rothenbacher D., Briggs P.M., Devlin R.B., Wallace D.D., Stevens R.K. and Bromberg P.A. (1995). Do waste incinerators induce adverse respiratory effects? An air quality and epidemiology study of six communities. *Environmental Health Perspectives* 103: 714-724.
- Sinkkonen S., Paasivirta J., Koistinen J. and Tarhanen J. (1991). Tetra- and pentachlorodibenzothiophenes are formed in waste combustion. *Chemosphere* 23 (5): 583-587.
- Sprague J.B. (1991). Environmentally desirable approaches for regulating effluents from pulp mills. *Wat. Sci. Techno.* 24: 361-371.
- Stairs K.C. and Johnston P. (1991). The precautionary action approach to environmental protection. *Environ. Poll 1 - ICEP.* 1: 473-479.
- Startin J.R., Wright C., Kelly M. and Charlesworth E.A. (1994). Dioxin concentrations in the blood of individuals resident on farms near Bolsover, UK. *Organohalogen Compounds* 21: 117-120.
- Steenwegen C. (2000). Can Ecological taxes play a role in diminishing the health impacts of waste management? In: *Health Impacts of Waste Management Policies. Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies"*, Hippocrates Foundation, Kos, Greece, 12-14 November 1998. Eds. P. Nicolopoulou-Stamati, L. Hens and C.V. Howard. Kluwer Academic Publishers.
- Stieglitz L., Hell K., Matthys K., Rivet F. and Buekens A. (1999). Dioxin studies on a MSW-incinerator. *Organohalogen Compounds* 41: 117-120.
- Sunyer J., Saez M., Murillo C., Castellsague J., Martinez F., Anto J.M. (1993). Air pollution and emergency room admissions for chronic obstructive pulmonary disease: A 5-year study. *American Journal of Epidemiology* 137 (7): 701-705.
- Swedish EPA (1998). *Persistent Organic Pollutants: A Swedish Way of an International Problem*. ISBN 91-620-1189-8.
- Takasuga, T., Inoue, T., Ohi, E. & Ireland, P. (1994) Development of an all congener specific, HRGC/HRMS analytical method for polychlorinated naphthalenes in environmental samples. *Organohalogen Compounds* 19: 177-182
- ten Tusscher G.W., Stam G.A. and Koppe J.G. (2000). Open chemical combustions resulting in a local increased incidence of orofacial clefts. *Chemosphere* 40: 1263-1270.
- Thompson L.J., Ebel J.G.Jr., Manzell K.L., Rutzke M., Gutenmann W.H. and Lisk D.J. (1995). Analytical survey of elements in veterinary college incinerator ashes. *Chemosphere* 30 (4): 807-811.
- UK Environment Agency (1997). *Report on the operation of incineration plant at the Coalite Chemical Works, Bolsover, Derbyshire, from commissioning to closure and the subsequent prosecution of the last*

- operator Coalite Products Ltd by H.M. Inspectorate of Pollution under section 5 of the Health and Safety at work act 1974. Publ: UK Environment Agency, report no. HO-9/97-500-C-AZMI, 71pp.
- USEPA (2000). Exposure and Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Part 1, Volume 3, Chapter 3, p27. EPA/600/P-00/001 Ab-Ae, March/May 2000.
- USEPA (1997) Estimating Air Emissions from Sources of Dioxins and Furans. Publ. United States Environmental Protection Agency Office of Air Quality Planning and Standards, Office of Air And adiation, 1997 Report Number EPA-454/R-97-003, Research Triangle Park, North Carolina.
- Valerio F., Pala M., Piccardo M.T., Lazzarotto A., Calducci D and Brescianini C. (1995). Exposure to airborne cadmium in some Italian urban areas. *The Science of the Total Environment* 172: 57-63.
- Van Birgelen, A.P.J.M. (1998). exachlorobenzene as a possible major contributor to the dioxin activity of human milk. *Environmental Health Perspectives* 106(11): 683-688.
- Van den Hazel P. and Frankort P. (1996). Dioxin concentrations in the blood of residents and workers at a municipal waste incinerator. *Organohalogen Compounds* 30: 119-121.
- Van Doorn R., Leijdekkers CH-M., Bos R.P., Brouns R.M.E. and Henderson P. TH. (1981). Enhanced excretion of thioethers in urine of operators of chemical waste incinerators. *British Journal of Industrial Medicine* 38: 187-190.
- Van Larebeke N. (2000). Health effects of a household waste incinerator near Wilrijk, Belgium. In: *Health Impacts of Waste Management Policies. Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies"*, Hippocrates Foundation, Kos, Greece, 12-14 November 1998. Eds. P. Nicolopoulou-Stamati, L.Hens and C.V. Howard. Kluwer Academic Publishers.
- Van Velzen D. and Langenkamp H. (1996). Antimony (Sb) in urban and industrial waste and in waste incineration. European Commission EUR 16435 EN.
- Verschaeve L. and Schoeters G. (1998). Cytogetenisch populatieonderzoek: commentaren bij het cytogetenisch onderzoek van kinderen in de Neerlandwijk, VITO report 1998/R/TOX/045, Mol, Belgium. (in Dutch). (Cited in van Larebeke 2000).
- Viel J.-F., Arveux P., Baverel J. and Cahn J.-Y., 2000. Soft-tissue sarcoma and non-Hodgkin's lymphoma clusters around a municipal solid waste incinerator with high dioxin emission levels. *Am. J. Epidem.* 152:13-19.
- Villalobos S.A., Anderson M.J., Denison M.S., Hinton D.E., Tullis K., Kennedy I. M., Jones A.D., Chang D.P.Y., Yang G. and Kelly P. (1996). Dioxinlike properties of a trichloroethylene combustion-generated aerosol.
- Wang J., Hsiue T., and Chen H. (1992). Bronchial responsiveness in an area of air pollution resulting from wire reclamation. *Arch. Dis. Child.* 67:488-490. (Cited in National Research Council 2000).
- Weber, L.W.D. and Greim, H. (1997) The toxicity of brominated and mixed-halogenated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans: An overview. *Journal of Toxicology and Environmental Health.* 50: 195-215
- Webster T. and Connet P. (1990). Risk Assessment: A public health hazard? *Journal of Pesticide Reform* 10 (1):26-31.
- Webster T. and Connett P. (1998). Dioxin emission inventories and trends: the importance of large point sources. *Chemosphere* 37 (9-12): 2105-2118.
- Wikstrom E. (1999). The role of chlorine during waste combustion. Department of chemistry, Environmental Chemistry, Umea University.).
- Wikstrom E. Persson A. and Marklund S. (1998). Secondary formation of PCDDs, PCDFs, PCBs, PCBzs, PCPhs and PAHs during MSW combustion. *Organohalogen Compounds* 36: 65-68.
- Wilken M., Boske J., Jager J. and Zeschmar-Lahl B. (1993) PCDD/F, PCB, chlorbenzene and chlorophenol emissions of a municipal solid waste incinerator plant (MSWI) – variation within a five day routine performance and influence of Mg(OH)₂-addition. *Organochlogen Compounds* :241
- Williams F.L.R., Lawson A.B. and Lloyd O.L. (1992). Low sex ratios of births in areas at risk from air pollution from incinerators, as shown by geographical analysis and 3-dimensional mapping. *International Journal of Epidemiology* 21 (2): 311-319.
- Williams P.T. (1990). A review of pollution from waste incineration. *Journal of the Institute of Water and Environmental Management* 4 (1): 2634.
- World Bank (1999). The International Bank for Reconstruction and Development/THE WORLD BANK. "What a Waste: Solid Waste Management in Asia," Urban Development Sector Unit, East Asia and Pacific Region, Washington, D.C., June 1999.
- Wrbitzky R., Goen T., Letzel S. and Frank F. (1995). Internal exposure of waste incineration workers to organic and inorganic substances. *Int Occup Environ Health* 68: 13-21.
- Yamamura K., Ikeguchi T. and Uehara H. (1999). Study on the emissions of dioxins from various industrial waste incinerators. *Organohalogen Compounds* 41: 287-292.
- Yasuda K. and Takahashi M. (1998). The emission of polycyclic aromatic hydrocarbons from municipal solid waste incinerators during the combustion cycle. *Journal of Air and Waste Management.* 48: 441-447.
- Zanini E., and Bonifacio E. (1991). Lead pollution of soils from a continuous point source: A case study in Italy. *J.Environ. Sci. Health A26* (5): 777-796.
- Zmirou D., Parent B., Potelon J-L. (1984). Etude epidemiologique des effets sur la sante des rejets atmospheriques d'une usine d'incineration de dechets industriels et menagers. *Rev. Epidem. et Sante Publ.* 32: 391-397. (in French). (Cited in Hens et al. 2000, Rowat 1999, Marty 1993).

8. ALLEGATI

ALLEGATO A

Gli effetti sulla salute di inquinanti specifici rilasciati dagli inceneritori

1. Il particolato

1.1 INTRODUZIONE

Come sappiamo, la vita degli animali e delle piante si è evoluta in presenza di particolato (Howard 2000), ovvero di minute particelle. Le fonti naturali del particolato includono particelle di suolo spostate dal vento, polveri da eruzioni vulcaniche, particelle di sale marino liberate dal moto ondoso, spore di funghi e granelli di polline delle piante. Queste particelle hanno diverse dimensioni, da quelle ancora visibili ad occhio nudo a quelle microscopiche che si misurano in micrometri (μm). Le particelle più piccole tendono a rimanere sospese in aria per lunghi periodi di tempo, mentre le polveri del suolo ed il polline delle piante tendono restare sospese per brevi periodi di tempo e quindi si depositano rapidamente. La maggior parte delle particelle prodotte naturalmente ha misure generalmente più grandi di $20 \mu\text{m}$ (QUARG 1996, COMEAP 1995, EPAQS 1995).

Il sistema respiratorio dell'uomo si è abituato a far fronte a questo carico ambientale dovuto alla presenza di queste particelle in atmosfera; il muco e le ciglia delle vie aeree proteggono le regioni più profonde dei polmoni. Le piccole particelle inferiori a $10 \mu\text{m}$ si formano naturalmente, specialmente sotto forma di sali marini ri-sospesi; esse non minacciano la salute e, se inalate, sono semplicemente assorbite nel corpo (Howard 2000).

Il particolato si forma anche in conseguenza delle attività antropica. Quando l'uomo ha iniziato ad usare il fuoco, l'esposizione a piccole particelle insolubili, più piccole di $10 \mu\text{m}$, deve essere avvenuta regolarmente (Howard 2000). In ogni modo, l'avvento della società industrializzata ha portato ad un grande incremento dei processi di combustione industriale in tutto il mondo.

La fonte maggiore delle particelle create dall'uomo risiede nei processi di combustione, come l'incenerimento dei rifiuti, la combustione del carbone e gli scarichi delle macchine nonché, in minor grado, dai processi metallurgici ed industriali. Tutti questi processi, inevitabilmente, creano un'emissione diretta nell'atmosfera di particelle definite primarie. Inoltre, per quanto riguarda questo rilascio diretto dovuto ai processi di combustione, alcuni gas inquinanti, come il biossido di zolfo e il biossido di azoto, subiscono delle reazioni chimiche nell'atmosfera, durante le quali si formano altre particelle, conosciute come particelle secondarie, formate principalmente da solfato d'ammonio e nitrati d'ammonio. Le particelle secondarie possono assorbire sulla loro superficie una grande varietà di composti organici tossici, fra cui gli IPA (QUARG 1996, COMEAP 1995, EPAQS 1995).

Il particolato che si forma a causa delle attività umane è generalmente costituito da particelle fini (minori di 10 μm) e da quelle di dimensioni ultrafini (minori di 0,05 μm cioè 50 nanometri). È noto che le particelle con misure inferiori ai 10 μm producano effetti negativi sulla salute umana. È da osservare che la maggior parte dei dati recenti suggerisce che il numero e, probabilmente, la composizione chimica delle particelle ultrafini causano impatti sulla salute pubblica (QUARG 1996, Seaton *et al.* 1995). Le particelle ultrafini possono essere acide in natura ed irritanti per i polmoni oppure trasportare sostanze tossiche sulle loro superfici, come materiali organici alogenati, incluse le diossine, i metalli e gli IPA (COMEAP 1995).

Il sistema respiratorio ha dei meccanismi per espellere le particelle e quindi per proteggere le regioni profonde dei polmoni. Le particelle prodotte in natura hanno in genere misure da 2,5 a 10 μm o più grandi, quelle sotto i 10 μm possono raggiungere le parti più distali dei polmoni, ma di solito le particelle che vanno da 2,5 a 10 μm si depositano principalmente nelle parti superiori dei polmoni da dove vengono espulse con facilità. Soltanto una piccola frazione di particelle prodotte in natura si depositeranno nelle regioni più profonde dei polmoni. L'organismo è in grado di eliminare queste frazioni, ma in modo meno efficiente rispetto a quelle depositate nelle vie aeree superiori. In ogni caso, al contrario del particolato naturale, un'alta percentuale di particelle che provengono dai processi di combustione industriale, ha dimensioni inferiori a 2,5 μm . Tali particelle "respirabili" possono raggiungere e depositarsi nelle regioni profonde dei polmoni e si pensa che siano la causa di impatti significativi sulla salute.

Pur riconoscendo che in età preindustriale siano avvenuti processi di combustione naturali e di origine antropica, il livello di produzione del particolato è stato molto inferiore rispetto ad oggi. Studi recenti nel Regno Unito hanno rilevato che le particelle primarie e quelle secondarie derivate dall'industria costituiscono circa un terzo ciascuna del carico totale di PM10 nell'aria, con il rimanente terzo proveniente dall'aerosol marino (vedi Howard 2000). Differenze nei livelli di particolato atmosferico sono chiaramente influenzate dalle fonti locali, ad esempio, un'analisi nella città di Birmingham, nel Regno Unito, ha dimostrato che il numero di particelle presenti nell'aria urbana andava da 1.000 a 100.000 particelle per cm^3 . L'area rurale conteneva quantità inferiori di particelle, da 5.000 a 10.000 per cm^3 , ma cresceva in funzione del traffico nelle vicinanze. L'aria meno inquinata, come quella sull'oceano atlantico del nord, contiene circa 200 particelle per cm^3 (QUARG 1996, Seaton 1995).

Poiché la dimensione delle particelle ha un'influenza diretta sulla salute, le misure condotte negli ultimi anni hanno quantificato le particelle nell'atmosfera secondo la loro grandezza. La misura più comunemente conosciuta è PM10, che stima la massa di particelle nell'aria che hanno diametri inferiori a 10 μm . Questa misura rispecchia la grandezza delle particelle che, molto probabilmente, si depositano nei polmoni. PM10 è stato usato in molte indagini per quantificare le concentrazioni di particolato sull'impatto sanitario.

1.2 EFFETTI DEL PARTICOLATO SULLA SALUTE

Dagli anni '30 agli anni '50 del ventesimo secolo, sono stati documentati gravi disastri a causa dell'inquinamento dell'aria nelle città industrializzate quali Londra, Valle della Mosa in Belgio e Donora, in Pennsylvania. Lo smog denso dell'inverno, causato dall'inquinamento di particolato e di biossido di zolfo derivato dalla combustione del carbone, ha comportato un aumento nel tasso di mortalità per malattie respiratorie e cardiovascolari. Questi incidenti hanno dimostrato che livelli alti d'inquinamento

atmosferico, dovuto al particolato presente nello smog, hanno causato un aumento del tasso giornaliero di morte (vedi Schwartz 1994). Dagli anni '60 tali incidenti sono stati dimenticati nei paesi industrializzati dell'occidente, grazie ai cambiamenti nel tipo di carburante impiegato ed al miglioramento dei dispositivi di controllo dell'inquinamento. La natura dell'inquinamento dell'aria è cambiata, anche in seguito agli aumenti delle emissioni dei veicoli. Fin dalla metà degli anni '80 sono state effettuate molte ricerche per stabilire se i livelli più bassi di particolato e di altri inquinanti atmosferici, a cui le popolazioni erano esposte, fossero la causa di un aumento del tasso di morte e delle malattie. È stato dimostrato, da molti studi epidemiologici sull'uomo, che l'inquinamento del particolato è chiaramente legato a peggioramenti delle malattie respiratorie e ad un aumento della mortalità prematura a causa di malattie respiratorie e cardiache (vedi Pope *et al.* 1995a).

Analisi condotte in una regione sulle oscillazioni a breve termine dell'inquinamento dell'aria e del tasso giornaliero di morte hanno rilevato picchi di mortalità connessi ad aumenti, a breve termine, dell'inquinamento atmosferico dovuto alla presenza di particelle minute (es. vedi Pope *et al.* 1995, Schwartz 1994). Si osserva, inoltre, che questi studi non hanno trovato un livello di sicurezza del particolato, in altre parole, una soglia sotto la quale il tasso di morte non aumentava. In questa maniera è stato chiaro il legame tra l'aumento della mortalità con l'aumento dell'inquinamento da particolato, anche in zone dove la contaminazione aerea era particolarmente bassa e al di sotto degli standard di qualità dell'aria presenti negli Stati Uniti. Dai risultati dell'indagine, è stato valutato che per ogni aumento di 10 mg/m^3 di PM₁₀ è stata associata una maggiore incidenza di mortalità giornaliera, pari a 0.5-1.5%. Le morti premature erano causate principalmente da un aumento dei decessi dovuti a malattie respiratorie e cardiovascolari. I ricercatori hanno riesaminato gli studi escludendo la possibilità di un aumento dei tassi di mortalità causato da fattori confondenti quali le condizioni meteorologiche o altri inquinanti atmosferici. È stato quindi suggerito di interpretare i risultati delle analisi con un rapporto causale tra PM₁₀ e la mortalità giornaliera (Pope *et al.* 1995a, Schwartz 1994a).

In aggiunta alla ricerca condotta sugli effetti a breve termine dell'inquinamento da particolato sui tassi di mortalità, altre indagini sono state effettuate per l'esposizione a lungo termine. Questi studi hanno messo a confronto, rilevando un chiaro legame, la media annuale dei tassi di mortalità delle popolazioni che vivevano in zone diverse, con la media annuale delle concentrazioni di inquinanti dell'aria nelle medesime zone. I tassi di mortalità sono stati trovati più alti nelle città con i livelli più elevati d'inquinamento da particolato di solfato o da particolato fine, rispetto a quelle con livelli più bassi. I risultati, infatti, hanno dimostrato che tra il 3-9% di tutti i decessi urbani sembrava essere dovuto a questo tipo di inquinamento (Pope *et al.* 1995). Data l'elevata percentuale, queste stime sono state criticate per inadeguatezza dei controlli o per fattori confondenti, che non erano stati considerati. Ad ogni modo, altre due ricerche, in cui era stato superato il problema dei fattori confondenti (Pope *et al.* 1995, Dockery *et al.* 1993), inclusa un'analisi condotta in un periodo di 8 anni su mezzo milione di adulti americani (Pope *et al.* 1995), hanno rilevato ancora che la media delle concentrazioni a lungo termine dell'inquinamento dovuto al particolato fine e a quello di solfato era associata con il tasso di mortalità. Il rischio di mortalità era circa 15-25% maggiore nelle città con un tasso d'inquinamento elevato rispetto a quello osservato nelle città meno contaminate. Le cause di decesso in relazione all'inquinamento da particolato erano malattie respiratorie, incluso il cancro del polmone, e malattie cardiovascolari, specialmente tra i malati cronici e gli anziani. In conclusione, gli studi sui cambiamenti sia a lungo che a breve termine dei livelli di inquinamento aereo hanno indicato un legame tra la mortalità e l'inquinamento da particolato.

Se il rapporto tra l'inquinamento da particolato e la mortalità è di causa ed effetto, allora ci dovremmo aspettare che anche la percentuale dei malati fosse associata ai livelli di inquinamento da particolato (Pope *et al.* 1995). Infatti, gli studi condotti, utilizzando una serie di aspetti per monitorare gli effetti sanitari, hanno trovato un legame tra i cambiamenti a breve termine dell'inquinamento dovuto al particolato e le malattie. I risultati sono illustrati nel seguente elenco; i dati, inoltre, suggeriscono che tale inquinamento può causare peggioramenti momentanei di malattie respiratorie già esistenti.

L'inquinamento dell'aria dovuto al particolato è stato messo in relazione con:

- aumenti di ricoveri ospedalieri per malattie respiratorie durante l'inverno (Schwartz 1994, Pope 1991, Pope 1989) ed in estate (Schwartz 1994 e Thurston 1993).
- aumenti delle emergenze al pronto soccorso per malattie respiratorie (vedi Pope 1995, Schwartz *et al.* 1993, Sunyer *et al.* 1993).
- aggravamento di attacchi di asma sia gravi che leggeri negli adulti e nei bambini (Pope *et al.* 1995, Walters *et al.* 1994, Ostro 1993, Roemer *et al.* 1993, Thurston *et al.* 1993, Pope 1989, Bates e Sizto 1987, Whittemore e Korn 1980).
- aumento dei sintomi respiratori (specialmente sintomi respiratori secondari, come starnuti, tosse secca, flemma, mancanza di respiro, dolore al petto) (es. Sram *et al.* 1996, Schwartz *et al.* 1994).
- piccole diminuzioni della funzione polmonare (Hoek e Brunekreef 1994, Koenig *et al.* 1993, Neas *et al.* 1992, Pope e Dockery 1992, Pope *et al.* 1991, Dassen *et al.* 1996, Ransom e Pope 1991, Ostro 1990, Ostro e Rothschild 1989).
- assenteismo al lavoro e a scuola per problemi di salute (Sram *et al.* 1996, Ransom e Pope 1991, Ostro e Rothschild 1989).

I risultati degli studi epidemiologici trattati in questa sezione forniscono la prova che le variazioni giornaliere delle concentrazioni del particolato nelle correnti d'aria sono associate ad effetti passeggeri sulla salute e ad aumenti del tasso di morte giornaliero. Sono state avanzate critiche sul fatto che i risultati erano artefatti e contrari al senso comune e alla dottrina stabilita; tuttavia, molti esperti indipendenti hanno revisionato l'evidenze di queste indagini affermando che i legami erano causali. Questa ipotesi è stata accettata dal dipartimento sulla salute del Regno Unito (Maynard 2000).

Oltre agli effetti passeggeri sulla salute dovuti a cambiamenti a breve termine delle emissioni atmosferiche di particolato, le ricerche sono state condotte anche per indagare se l'esposizione a lungo termine, in uno o più anni, abbia effetti cronici sulla salute. Diversi studi hanno dimostrato un legame con la funzione ridotta dei polmoni (Sram *et al.* 1996, Chestnut *et al.* 1991, Schwartz 1989) e con l'aumento dei sintomi del sistema respiratorio, specialmente bronchiti (Abbey *et al.* 1995, Pope 1995).

In conclusione, i dati epidemiologici indicano che il legame tra l'inquinamento da particolato fine e gli effetti avversi sulla salute è molto probabilmente di causa ed effetto (vedi Pope 1995b, COMEAP 1995). Non sono ancora chiari i meccanismi tramite i quali le particelle influiscono a livello sanitario, è noto che le particelle ultrafini, probabilmente quelle acide, possono causare l'infiammazione dei tessuti nelle estremità polmonari che, a loro volta, possono provocare malattie respiratorie e cardiache nonché causare la morte (vedi Seaton 1995, Howard 2000 e 2000 b). La ricerca suggerisce che forse l'esiguo diametro delle particelle ultrafini, la loro alta superficie che consente il rilascio di metalli di

passaggio, la loro insolubilità e la loro probabile produzione di radicali liberi rappresentano i fattori che più contribuiscono a rendere il particolato la causa dell'infiammazione (Donaldson *et al.* 2000).

2. Le diossine

Le diossine sono tossiche, persistenti nell'ambiente e bioaccumulative, cioè si accumulano nei tessuti degli animali compreso l'uomo. Questi composti sono sottoprodotti involontari delle attività umane provenienti dalla produzione e l'uso di cloro elementare e la combustione dei materiali contenenti qualsiasi forma di cloro. I livelli di diossine nelle popolazioni e negli ambienti delle regioni industrializzate sono aumentati in modo notevole dopo la seconda guerra mondiale, con la produzione e la dispersione di pesticidi clorurati e altre sostanze chimiche e dei rifiuti collegati ad esse.

Dalla fine degli anni '70 e dall'inizio degli anni '80, alcuni scienziati hanno cominciato ad affermare che le diossine erano ubiquitarie tra le popolazioni e nell'ambiente delle regioni industrializzate. Inoltre, hanno scoperto che gli inceneritori rilasciavano diossine nei gas del camino e nelle ceneri, anche se in quel tempo la tecnologia era già ben sviluppata. Quando i politici si resero finalmente conto del diffuso problema delle diossine e del suo legame con la combustione dei rifiuti, alcune regioni avevano iniziato a dipendere dall'incenerimento, sia come una opzione di smaltimento dei rifiuti che come un'impresa economica del settore industriale. Di conseguenza, queste regioni sono state maggiormente investite nelle tecnologie di controllo di questi impianti, ma sfortunatamente, questi metodi hanno cambiato in un primo momento la natura del problema delle diossine non risolvendolo. In altre parole, gran parte di tali sostanze che una volta venivano immesse nell'atmosfera, ora sono catturate nei filtri o nelle ceneri di fondo e poi depositate nelle discariche, solo ritardando la dispersione delle diossine nell'ambiente, ma non impedendo questo fenomeno a lungo termine.

La contaminazione da diossine non è ristretta localmente alle zone che circondano gli inceneritori e le altre fonti di emissione. Come altri inquinanti organici, esse si disperdono per migliaia di chilometri attraverso le correnti d'aria e di conseguenza sono diventate contaminanti presenti a livello globale. Si pensa che ogni uomo, donna e bambino nel pianeta accumuli diossine nei tessuti dei loro corpi.

Sono stati svolti diversi studi sulla tossicologia delle diossine, in particolare della TCDD. Una considerevole quantità di lavori è stata diretta a conoscere gli effetti dell'esposizione alle diossine sulla vita naturale e sulla salute umana. La TCDD è stata recentemente classificata come un cancerogeno umano dall'Agenzia Internazionale di Ricerca sul Cancro (McGregor *et al.* 1998).

Le diossine esercitano una quantità di effetti tossici, poiché esse agiscono sul sistema di regolazione biochimico del corpo, un sistema che è comune sia agli animali che all'uomo, esercitando i loro effetti attraverso un legame con il "recettore Ah", la cui azione influenza diversi geni (Webster e Commoner 1994). I loro effetti tossicologici sono sintetizzati nella Tabella. 1.

Tabella.1 Effetti tossici delle diossine

Cancerogenesi	IARC Classe I - cancerogena (cancerogeni per l'uomo);
Effetti sul sistema immunitario	Morte della cellula immunitaria umorale e mediata, suscettibilità aumentata alle infezioni; risposta autoimmune;
Tossicità nel sistema riproduttivo dell'uomo	Riduzione dello sperma, atrofia testicolare, struttura del testicolo anormale, grandezza ridotta degli organi genitali, risposte ormonali femminilizzate, risposte comportamentali femminilizzate;
Tossicità nel sistema riproduttivo nella donna	Fertilità diminuita, impossibilità di continuare la gravidanza, disfunzione ovarica, endometriosi;
Impatti sullo sviluppo	Difetti alla nascita, morte fetale, sviluppo neurologico danneggiato e conseguenti difetti percettivi, sviluppo sessuale alterato;
Modulazione degli ormoni, dei recettori e fattori di crescita	Ormoni steroidei e recettori (androgeni, estrogeni e glucocorticoidi), ormoni tiroidei, insulina, melatonina, vitamina A, EGf e recettori, TGF-a e TGF-b, TNF-a, IL-1b, c-Ras, c- ErbA;
Altri effetti	Tossicità organica (fegato, milza, timo, pelle), diabete, perdita di peso, sindrome di esaurimento, metabolismo alterato dei grassi e del glucosio.

Fonte: *Adattato da USEPA 1994 Birnbaum 1994*

Gli studi sull'esposizione professionale alle diossine hanno riportato che esiste un'ampia associazione con diversi effetti quali la cloracne (lesioni della pelle), cambiamenti nel livello degli enzimi del fegato, cambiamenti nei livelli degli ormoni della tiroide, degli ormoni sessuali e delle cellule del sistema immunitario (esaminati da Sweeney e Mocarelli 2000). L'esposizione alle diossine nel posto di lavoro è stata anche associata ad un rischio maggiore di contrarre il cancro (es. Fingerht *et al.* 1991, Manz *et al.* 1991, Zorber *et al.* 1990).

Per la popolazione dei paesi industrializzati, la ricerca indica che le diossine esercitano effetti sull'uomo anche alle attuali concentrazioni ambientali. Per esempio, questi composti possono influenzare i livelli di alcuni ormoni, gli enzimi e le cellule del sistema immunitario alle concentrazioni corporee uguali o vicine ai livelli correntemente trovati nelle popolazioni dei paesi industrializzati. Secondo DeVito *et al.* 1995:

"Lievi cambiamenti nell'attività enzimatica che indicano cambiamenti nel fegato dei livelli degli ormoni riproduttivi maschili, nella tolleranza ridotta al glucosio potenzialmente indicativa di rischio di diabete, e nei cambiamenti cellulari riferiti alla funzione immunitaria, suggeriscono la possibilità di impatti negativi sul metabolismo umano, sulla biologia riproduttiva e sul fattore immunitario entro un ordine di grandezza dei livelli medi presenti nel corpo...alcuni individui nella popolazione possono avvertire questi effetti. Alcune persone particolarmente esposte nella popolazione possono essere a rischio di effetti negativi come la tossicità nello sviluppo, ridotta capacità nella riproduzione, basata sulla diminuzione dello sperma, e potenzialmente un aumento di morte fetale, maggiore probabilità di endometriosi e capacità ridotta del sistema immunitario e altro."

L'introduzione delle diossine nella dieta delle popolazioni in Europa è spesso superiore alla tollerabilità giornaliera (TDI), posta dal WHO (1-4 pg ITEQ/kg/day), specialmente quando i PCB diossina simile entrano a far parte della dieta (WHO 1998, vedi Allsopp *et al.* 2000). Gli esperti del WHO hanno riconosciuto che gli effetti impercettibili sulla salute possono già avvenire nella popolazione ed è quindi necessario indirizzare maggiori sforzi per assicurare che la contaminazione da diossina sia ad un livello più basso del range del TDI. La concentrazione di questi composti nel latte materno è molto alta rispetto al TDI, e ciò desta particolare preoccupazione poiché le fasi di sviluppo della vita sono le più vulnerabili alla tossicità di queste sostanze chimiche inquinanti.

Gli studi effettuati durante l'ultimo decennio nei Paesi Bassi hanno indagato gli impatti dei normali livelli di diossine e di PCB sullo sviluppo del feto, durante l'infanzia e la pubertà. Per queste ricerche sono state scelte delle donne in buona salute fra l'intera popolazione ed i risultati hanno rivelato impatti negativi sul sistema immunitario e sul sistema nervoso durante lo sviluppo, associati all'esposizione a questi composti.

Ad esempio, alcune donne avevano livelli di PCB e diossine nel corpo e nel latte materno più alti rispetto ad altre ed è stato trovato che i bambini esposti a livelli elevati nel grembo materno e durante l'allattamento presentavano variazioni nel numero di alcune cellule del sistema immunitario. Non si sa quale effetto possano avere questi cambiamenti sulla salute (Weisglas-Kuperus *et al.* 1995). Per quanto riguarda quelli sul sistema nervoso, è stato osservato un leggero effetto avverso sullo sviluppo psicomotorio nei bambini che erano stati esposti a livelli più alti di PCB e diossine nel grembo materno e durante l'allattamento (Koopman-*Esseboom et al.* 1995). C'è stato anche un effetto leggermente negativo sul sistema nervoso nei bambini sotto i 18 mesi. Gli esami sullo sviluppo neurologico ponevano l'attenzione sulla coordinazione (es. seduti, accovacciati, in piedi e in cammino); tali esami sono un modo di misurare la qualità e l'integrità della funzione del cervello (Huisman *et al.* 1995). All'età di 2 anni e sette mesi, gli esami in un sottogruppo di neonati hanno riscontrato cambiamenti leggeri in alcune misurazioni dello sviluppo neurologico negli individui più altamente esposti. Questi cambiamenti erano considerati come involontari dai ricercatori ed è stato proposto che essi potevano essere dovuti all'azione delle diossine sugli ormoni della tiroide durante lo sviluppo (Ilse *et al.* 1996). Un sommario degli effetti dell'esposizione perinatale alle diossine ed ai PCB è presente nella Tabella. 2.

Tabella. 2 Effetti dell'esposizione perinatale alle diossine e ai PCB nei neonati e nei bambini

Sistema nervoso centrale	Sviluppo cognitivo ritardato, comportamento in parte disordinato ed attività aumentata nei bambini delle madri che erano state accidentalmente esposte a livelli elevati di diossine/PCB.
	Deficienza nella differenziazione del sistema nervoso autonomo e nei riflessi, minor attitudine a nuovi stimoli, difetti nella memoria a breve tempo nei bambini le cui madri erano state esposte a livelli ambientali di PCB e diossine.
	Sviluppo motorio ritardato, ipotonia e iporeflexia nei bambini esposti a livelli ambientali
	Aumentata ipotonia, indici di sviluppo psicomotori più bassi, condizione neurologica meno ottimale e capacità cognitiva diminuita nei bambini le cui madri erano state esposte a livelli ambientali.
Sistema immunitario	Casi più frequenti di bronchiti, infezioni respiratorie delle parti alte ed infezioni dell'orecchio tra i bambini le cui madri avevano subito un'esposizione prenatale molto alta
	Infezioni più frequenti all'orecchio e livelli alterati di alcune cellule che hanno il ruolo di prevenire malattie nei neonati Inuit le cui madri avevano subito un'alta esposizione tramite le loro diete di cibi tradizionali
	Livelli alterati di certe cellule che coinvolgevano malattie resistenti tra i bambini le cui madri avevano avuto esposizioni ambientali
Sviluppo della crescita, sviluppo sessuale e salute riproduttiva	Nascevano meno maschi alle coppie i cui genitori sono stati esposti a livelli alti di diossine per un periodo di sette anni, a seguito di un grande rilascio di diossine da un impianto chimico
	Diminuzione di peso alla nascita e diminuzione di peso e altezza che continuava nell'età della scuola tra i bambini le cui madri avevano avuto un'esposizione molto alta
	Lunghezza del pene ridotta tra i bambini che erano stati concepiti nei primissimi anni dopo che le loro madri avevano subito un'esposizione molto alta
	Periodo di gravidanza alterato e peso alla nascita alterato tra i neonati le cui madri avevano subito un'esposizione professionale ai PCB
	Peso alla nascita più basso e circonferenza della testa più piccola tra i neonati le cui madri avevano avuto una dieta a base di pesce prelevato nei Grandi Laghi
	Peso alla nascita più basso e crescita post-natale più lenta, fino a 3 mesi, tra i neonati le cui madri avevano subito esposizione ambientale
Funzione della tiroide	Alterazioni lievi nei livelli degli ormoni della tiroide nelle gestanti e nei loro neonati esposte a livelli ambientali di PCB e di diossine.

3. I metalli pesanti

3.1 PIOMBO

E' noto che il piombo non ha una funzione nutrizionale biochimica o fisiologica (Goyer 1996). Gli effetti tossici del piombo sono gli stessi sia che esso venga ingerito o respirato ed i livelli ematici sono compresi fra 10-100 mg/ dl negli adulti mentre sono inferiori rispetto a questo range nei bambini. Queste concentrazioni sono state associate ad un certo numero di effetti negativi, quali disturbi del sistema nervoso, anemia, riduzione della sintesi dell'emoglobina, malattie cardiovascolari ed alterazioni del metabolismo osseo, della funzione renale e della riproduzione. Particolarmente preoccupante è l'effetto che ha l'esposizione relativamente bassa sullo sviluppo cognitivo e comportamentale nei bambini (Pirkle *et al.* 1998, USPHS 1997, Bernard *et al.* 1995, Goyer 1993, Nriagu 1988). È chiaro che l'aumento dell'impatto sanitario del piombo corrisponde ad una diminuzione nel punteggio che si attribuisce alla misura dell'intelligenza dalla prima infanzia e per tutta l'età scolastica. Inoltre si notano effetti sul comportamento dei bambini in età scolastica, incluso un aumento di distrazione, una scarsa attenzione e irritabilità (Rice 1996).

Nel 1975, il Centro per il controllo delle malattie (CDC) ad Atlanta ha raccomandato che il livello massimo ammesso di piombo nel sangue fosse di 30 $\mu\text{g}/\text{dl}$ (sia per gli adulti che per i bambini). In seguito questa concentrazione è stata rivista e nel 1985 abbassata a 25 $\mu\text{g}/\text{dl}$ ed ancora portata a 10 $\mu\text{g}/\text{dl}$, nel 1991, definendola come un livello d'azione o d'intervento (USPHS 1997). Forse, ancora più importante, è la raccomandazione ora suggerita che non possono esistere livelli di piombo nel sangue che non producano un effetto tossico, specialmente sul sistema nervoso centrale durante lo sviluppo (USPHS 1997, Goyer 1993).

3.2 CADMIO

Il cadmio non ha una funzione biochimica o nutrizionale ed è molto tossico sia per le piante che per gli animali (USPHS 1997, WHO 1992, Alloway 1990). Esiste una forte evidenza che i reni degli animali, uomo compreso, siano il principale organo bersagliato del cadmio a seguito di una prolungata esposizione (USPHS 1997, Elinder e Jarup 1996, Goyer 1996, Roles *et al.* 1993, Iwata *et al.* 1993, WHO 1992, Mueller *et al.* 1992). Il danno renale comprende la proteinuria tubulare (vale a dire la secrezione di proteine a basso peso molecolare) e la diminuzione del tasso di filtrazione glomerulare; quest'ultimo provoca un riassorbimento basso degli enzimi, degli aminoacidi, del glucosio, del calcio, del rame e del fosfato inorganico. Inoltre, gli studi hanno dimostrato che perfino quando cessa l'esposizione al cadmio, la proteinuria non diminuisce e la disfunzione renale tubulare e la riduzione della filtrazione glomerulare aumentano gravemente (USPHS 1997, Elinder e Jarup 1996, Goyer 1996, Iwata *et al.* 1993, WHO 1992, Nriagu 1988).

Altri effetti tossici del cadmio, basati su indagini epidemiologiche, scoperte sull'esposizione professionale e studi sugli animali, si possono riassumere come segue:

Gli studi di alcuni casi indicano che la deficienza del calcio, fra cui osteoporosi e osteomalacia (fragilità nella matrice ossea), si può sviluppare in alcuni lavoratori dopo un'esposizione professionale a lungo termine ad alti livelli di cadmio. Spesso è stato riscontrato un disturbo progressivo nel metabolismo renale della vitamina D ed un aumento della secrezione di calcio nelle urine, suggerendo che i cambiamenti nelle ossa

possano essere secondari alla distruzione della vitamina D nel rene e al metabolismo del calcio (USPHS 1997, Goyer *et al.* 1994, WHO 1992). Nel bacino del fiume Jinzu, in un'area del Giappone contaminata da cadmio, è diffusa una patologia delle ossa provocata da questo metallo, nota come malattia Itai-Itai che rende invalidi molti bambini nati da donne di mezza età e che hanno avuto una scarsa nutrizione (Alloway 1996).

L'inalazione di alti livelli di fumi o di polvere di ossido di cadmio irrita fortemente il tessuto respiratorio e l'esposizione ad alti livelli può essere anche mortale. I tipici sintomi non-mortalità possono includere una forte tracheo-bronchite, polmonite ed edema polmonare, che si possono sviluppare durante le ore dell'esposizione (USPHS 1997b, Goyer 1996, WHO 1992). A livelli più bassi si conosce l'infiammazione dei polmoni che causa enfisema (rigonfiamento delle sacche di aria dei polmoni che da adito a mancanza di respiro) e a dispnea (difficoltà e affaticamento nel respirare) (USPHS 1997, Goyer 1996, WHO 1992). Studi sugli animali hanno confermato che l'esposizione all'inalazione di cadmio comporta danni del sistema respiratorio (USPHS 1997b, WHO 1992).

Molte indagini epidemiologiche sono state condotte per stabilire un rapporto tra l'esposizione professionale al cadmio (respirazione) e lo sviluppo di cancro ai polmoni e alla prostata; questi studi, insieme a quelli effettuati sugli animali, hanno portato ad una forte evidenza della potenzialità cancerogena di questo metallo (Goyer 1996). Il cadmio ed alcuni composti del cadmio sono perciò considerati dall'Agenzia internazionale per la ricerca sul cancro (IARC) come cancerogeni. Il Dipartimento della Sanità degli Stati Uniti nella sua ottava relazione sui composti cancerogeni elenca il cadmio ed alcuni suoi composti come cancerogeni umani (USPHS 1998).

In aggiunta a questi effetti tossici, è stato anche suggerito che il cadmio gioca un ruolo nello sviluppo dell'ipertensione e delle malattie cardiache (USPHS 1997, Goyer 1996, Elinder e Jarup 1996). E' noto, inoltre, che la forte esposizione orale può produrre una forma acuta di irritazione dell'epitelio gastrointestinale e può causare inoltre nausea, vomito, salivazione, dolori addominali, crampi e diarrea (USPHS 1997b).

3.3 MERCURIO

Il mercurio è un metallo molto tossico e non ha una funzione biochimica e nutritiva. I meccanismi biologici deputati alla sua espulsione sono molto scarsi ed il mercurio è l'unico metallo capace di accumularsi negli organismi, risalendo lungo la catena alimentare (WHO 1989).

La forte inalazione di elevati livelli di vapore di mercurio può causare nausea, vomito, diarrea, aumento di pressione, irritazione della pelle e degli occhi, bronchiti corrosive e polmoniti, anche se non è mortale può essere connesso ad effetti sul sistema centrale nervoso, come il tremore o l'aumento di eccitabilità (USPHS 1997, Goyer 1996). Ad un'esposizione cronica, gli effetti maggiori sono associati con il sistema nervoso centrale (tremori, spasmi, eccitabilità, perdita di memoria, depressione, cambi della personalità, delirio ed allucinazioni), sebbene sia stato dimostrato anche il danno renale nei lavoratori esposti (Ratcliffe *et al.* 1996, Goyer 1996). Questi effetti sono stati riscontrati anche negli effettuati studi sugli animali (USPHS 1997).

Esposizioni acute ad alti livelli di sali di mercurio od esposizioni continue a concentrazioni basse sono altamente tossiche per i reni (Zalups e Lash 1994), inoltre, la nausea e la

diarrea possono avvenire dopo aver ingerito grandi quantità di sali di mercurio inorganico, e sono stati anche segnalati alcuni effetti sul sistema nervoso (USPHS 1997, WHO 1989).

Una volta che il mercurio metallico è entrato nell'ambiente, può essere metilato in forme organiche di mercurio, meglio conosciute come metilmercurio, tramite l'attività di microrganismi che si trovano, per esempio, nei sedimenti acquatici. In questa forma è possibile che attraversino facilmente le membrane delle cellule ed entrino subito nella catena alimentare. L'esposizione al metilmercurio provoca danni permanenti al sistema nervoso centrale, ai reni ed allo sviluppo del feto. I livelli di metilmercurio che provocano questi effetti non sono stati riscontrati di solito nella popolazione generale, ma in quella di Minamata, in Giappone, una popolazione che è stata esposta ad alti livelli di mercurio, a seguito dell'ingestione di pesce e frutti di mare contaminati raccolti nella baia (USPHS 1997). I sintomi riscontrati erano danni al cervello, intorpidimento delle estremità e paralisi, insieme a perdita dell'udito, della parola e della vista (D'Itri 1991). Tuttavia, fino ad oggi non è stata pienamente caratterizzata la gamma completa dei sintomi neurologici causati dall'ingestione di metilmercurio tramite il pesce ed i molluschi ed il numero totale di coloro che soffrono della malattia di Minamata non è stato ancora stabilito (D'Itri 1991). Inoltre, mentre soltanto i casi giapponesi sono stati confermati come malattia di Minamata, altre popolazioni sono potenzialmente a rischio, fra cui quelle in Canada (a causa di scarichi di cloro alcalino) ed in Brasile (a causa delle miniere d'oro). Il problema della metilazione del mercurio inorganico, sia per quanto riguarda le vecchie emissioni sia per quelle nuove, esiste ancora ed il lungo tempo di ritenzione del mercurio nei sedimenti ritarda l'eliminazione della contaminazione per molti anni (Harada 1997, Akagi et al. 1995, Bryan e Langston 1992, D'Itri 1991).

Bibliografia Allegato A

- Abbey D.E., Ostro B.E., Petersen F. and Burchette R.J. (1995). Chronic respiratory symptoms associated with estimated long-term ambient concentrations of fine particulates less than 2.5 microns in aerodynamic diameter (PM_{2.5}) and other air pollutants. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 5 (2): 137-159.
- Akagi, H., Malm, O., Kinjo, Y., Harada, M., Branches, F.J.P., Pfeiffer, W.C. and Kato, H. (1995). ethylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *The Science of the Total environment* 175: 85-95.
- Alloway, B.J. (1990). Heavy metals in soils. John Wiley and Sons, Inc. New York, ISBN 0470215984.
- Alloway, B.J. (1996). Soil pollution and contamination. In *Pollution, causes, effects and control*, 3rd Edition. Harrison, R.M. [Ed]. The Royal Society of Chemistry Cambridge, UK. ISBN 0854045341.
- Allsopp M., Erry B., Stringer R., Johnston P. and Santillo D. (2000). *Recipe for Disaster: a review of persistent organic pollutants in food*. Greenpeace Research Laboratories. ISBN 90-73361-63-X.
- ATSDR (1997) ATSDR's toxicological profiles on CD-ROM. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, CRC Press Inc, Boca Raton.
- Ayres J.G. (1997). Trends in air quality in the UK. *Allergy* 52 (suppl 38): 7-13.
- Ayres J.G. (1998). Health effects of gaseous air pollutants. In: *Air Pollution and Health. Issues in Environmental Science and Technology* 10(eds.) R.E. Hester and R.M. Harrison. The Royal Society of Chemistry. ISBN 0-85404-245-8.
- Bates D.V. and Sizto R. (1987). Air pollution and hospital admissions in Southern Ontario: The acid summer haze effect. *Environmental Research* 43: 317-331.
- Bernard, A.M., Vyskocil, A., Kriz, J., Kodl, M. and Lauwerys, R. (1995). Renal effects of children living in the vicinity of a lead melter. *Environmental Research* 68: 91-95.
- Birnbaum, L.S. (1994) The mechanism of dioxin toxicity: relationship to risk assessment. *Environmental Health Perspectives*, 102 (suppl. 9): 157-167
- Braun-Fahrlander C., Ackermann-Liebrich U., Schwartz J., Gnehm H.P., Rutishauser M. and Wanner H.U. (1992). Air pollution and respiratory symptoms in preschool children. *American Reviews in Respiratory Disease* 145: 42-47.
- Bryan, G.W. and Langston, W.J. (1992). Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental Pollution* 76: 89-131.
- Chestnut L.G., Schwartz J., Savitz D.A. and Burchfiel C.M. (1991). Pulmonary function and ambient particulate matter: epidemiological evidence from NHANES I. *Archives of Environmental Health* 46 (3): 135-144.
- COMEAP, Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (1995). *Non-biological particles and health*. Department of Health, UK. London: HMSO.
- Dassen W., Brunekreef B., Hoek G., Hofschreuder P., Staatsen B., de Groot H., Schouten E. and Biersteker K. (1986). Decline in children's pulmonary function during an air pollution episode. *Journal of Air Pollution Control Association* 36 (11): 1223-1227.
- DeVito, M.J., Birnbaum, L.S., Farland, W.H. & Gasiewicz T.A. (1995) Comparisons of Estimated Human Body Burdens of Dioxinlike Chemicals and TCDD Body Burdens in Experimentally Exposed Animals. *Environmental Health Perspectives* 103 (9): 820-831.
- D'Itri, F.M. (1991). Mercury contamination: what we have learned since Minamata. *Environmental Monitoring and Assessment* 19: 165-182.
- Dockery D.W., Ware J.H., Ferris B.G. Jr., Speizer F.E. and Cook N.R. (1982). Change in pulmonary function in children associated with air pollution episodes. *Journal of Air Pollution Control Association* 32: 937-942. (Cited in Dockery and Pope 1994).
- Dockery D.W., Pope III C.A., Xu X., Spengler J.D., Ware H., Fay M.E., Ferris B.G. and Speizer F.E. (1993). *The New England Journal of Medicine* 329 (24): 1753-1759.
- Donaldson K., Stone V., MacNee W. (2000). The toxicology of ultrafine particles. In: R.L. Maynard and C.V. Howard (eds). *Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health*, BIOS Scientific Publishers Ltd., Oxford, UK. pp 63-84, ISBN 1-85996-172X.
- Elinder, C.G. and Jarup, L. (1996). Cadmium exposure and health risks: recent findings. *Ambio* 25, 5: 370-373.
- EPAQS, Expert Panel on Air Quality Standards, (1995). *Particulates*. Published by HMSO. ISBN 0 11 753199 5.
- Fingerhut M.A., Halperin W.E., Marlow D.A., Piacitelli L.A., Honchar P.A., Sweeny M.H., Griefe A.L., Dill P.A., Steenland K. and Surunda A.J. (1991). Cancer mortality in workers exposed to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin. *New England Journal of Medicine* 324 (4): 212-218.
- Gasiewicz, T., 1997. Exposure to dioxin and dioxin-like compounds as a potential factor in developmental disabilities. *Mental Retardation and Developmental Disabilities Research Reviews* 3: 230-238.
- Goyer, R.A. (1993). Lead toxicity: current concerns. *Environmental Health Perspectives* 100: 177-187.
- Goyer, R.A., Epstein, S., Bhattacharyya, M., Korach, K.S. and Pounds, J. (1994). Environmental risk factors for osteoporosis. *Environmental Health Perspectives* 102, 4: 390-394.
- Goyer, R.A. (1996). Toxic effects of metals. In *Casarett & Doull's Toxicology. The Basic Science of Poisons*, Fifth Edition, Klaassen, C.D. (Ed). McGraw-Hill Health Professions Division, ISBN 0071054766.
- Harada, M. (1997). Neurotoxicity of methylmercury; Minamata and the Amazon. In *Mineral and Metal Neurotoxicology*. Yasui, M., Strong, M.J., Ota, K. and Verity, M.A. [Eds]. CRC Press Inc., ISBN 0849376645.
- Hoek G. and Brunekreef B. (1993). Acute effects of a winter air pollution episode on pulmonary function and respiratory symptoms of children 48 (5): 328-335.
- Hoek G. and Brunekreef B. (1994). Effects of low-level winter air pollution concentration on respiratory health of Dutch children. *Environmental Research* 64: 136-150.
- Howard C.V. (2000). Particulate aerosols, incinerators and health. In: *Health Impacts of Waste Management Policies. Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies"*, Hippocrates Foundation, Kos, Greece, 12-14 November 1998. Eds. P. Nicolopoulou-Stamati, L. Hens and C.V. Howard. Kluwer Academic Publishers.
- Howard C.V. (2000b). Foreword. In: R.L. Maynard and C.V. Howard (eds). *Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health*, BIOS Scientific Publishers Ltd.,

- Oxford, UK. pp 63-84, ISBN 1-85996-172X.
- Huisman M., Koopman-Esseboom C., Lanting C.I., Van der Paauw C.G., Tuinstra L.G.M., Fidler V., Weiglas-Kuperus N., Sauer P.J.J., Boersma E.R. and Touwen B.C.L. (1995). Neurological condition in 18-month old children perinatally exposed to PCBs and dioxins. *Early human development* 43: 165-176.
- Ilsen A., Briet J.M., Koppe J.G., Pluim H.J. and Oosting J. (1996). Signs of enhanced neuromotor maturation in children due to perinatal load with background levels of dioxins. *Chemosphere* 33 (7): 1317-1326.
- Iwata, K., Saito, H., Moriyama, M. and Nakano, A. (1993). Renal tubular function after reduction of environmental cadmium exposure: a ten year follow-up. *Archives of Environmental Health* 48, 3: 157-163.
- Koenig J.Q., Larson T.V., Hanley Q.S., Rebolledo V., Dumler K. (1993). Pulmonary function changes in children associated with fine particulate matter. *Environmental Research* 63: 26-38.
- Koopman-Esseboom C., Weiglas-Kuperus N., de Riddle M.A.J., Van der Paauw C.G., Tuinstra L.G.M.T. and Sauer P.J.J. (1995). Effects of PCBs/dioxin exposure and feeding type on the infants mental and psychomotor development. In: *Effects of perinatal exposure to PCBs and dioxins on early human development* by C.Koopman-Esseboom, ISBN 90-75340-03-6, (Chapter 8).
- Manz A., Berger J., Dwyer J.H., Flesch-Janys D., Nagel S. and Waltsgott H. (1991). Cancer mortality among workers in a chemical plant contaminated with dioxin. *The Lancet* 338 (8773): 959-964.
- Maynard R.L. (2000). Introduction. In: R.L. Maynard and C.V. Howard (eds). *Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health*, BIOS Scientific Publishers Ltd., Oxford, UK. pp 63-84, ISBN 1-85996-172X.
- McGregor D.B., Partensky C., Wilbourn J. and Rice J.M. (1998). An IARC evaluation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans as risk factors in human carcinogenesis. *Environmental Health Perspectives* 106 (suppl.2): 755-760.
- Mueller, P.W., Paschal, D.C., Hammel, R.R., Klinecicz, S.L. and MacNeil, M.L. (1992). Chronic renal effects in three studies of men and women occupationally exposed to cadmium. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23: 125-136.
- Neas L.M., Dockery D.W., Spengler J.D., Speizer F.E. and Tollerud D.J. (1992). The association of ambient air pollution with twice daily peak expiratory flow measurements in children *American Reviews in Respiratory Diseases* 145 (4): A429.
- Nriagu, J.O. (1988). A silent epidemic of environmental metal poisoning. *Environmental Pollution* 50: 139-161.
- Ostro B.D. (1990). Associations between morbidity and alternative measures of particulate matter. *Risk Analysis* 10 (3): 421-427.
- Ostro B. (1993). The association of air pollution and mortality: examining the case for inference. *Archives of Environmental Health* 48 (5):336-341.
- Ostro B. and Rothschild S. (1989). Air pollution and acute respiratory morbidity: an observational study of multiple pollutants. *Environmental Research* 50: 238-247.
- Pirkle, J.L., Kaufman, R.B., Brody, D.J., Hickman, T., Gunter, E.W. and Paschal, D.C. (1998). Exposure of the U.S. population to lead, 1991-1994. *Environmental Health Perspectives* 106, 11: 745-750.
- Pope III C.A. (1989). Respiratory disease associated with community air pollution and a steel mill, Utah Valley. *American Journal of Public Health* 79: 623-628).
- Pope III C.A., Dockery D.W., Spengler J.D. and Raizenne M.E. (1991). Respiratory health and PM-10 pollution: A daily time-series analysis. *American reviews in Respiratory Diseases* 144: 668-674. (Cited in Pope et al. 1995b).
- Pope III C.A. and Dockery D.W. (1992). Acute health effects of PM-10 pollution on symptomatic and asymptomatic children. *American Reviews in Respiratory Diseases* 145: 1123-1128. (Cited in Pope et al. 1995b).
- Pope III C.A., Bates D. and Raizenne M. (1995a). Health effects of particulate air pollution: Time for reassessment? *Environmental Health Perspectives* 103 (5): 472-480.
- Pope III C.A., Dockery D.W. and Schwartz J. (1995b). Review of epidemiological evidence of health effects of particulate air pollution. *Inhalation toxicology* 7: 1-18.
- Pope II C.A., Thun M.J., Namboodiri M.M., Dockery D.W., Evans J.S., Speizer F.E. and Heath C.W. (1995c). Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am. J. Respir. Dis. Critical Care Med.* 151: 669-674. (Cited in Pope et al. 1995a and 1995b).
- QUARG (1996). *Airborne Particulate Matter in the United Kingdom. Third Report of the Quality of Urban Air Review Group (QUARG)*, May. ISBN 0 9520771 3 2.
- Ransom M.R. and Pope III C.A. (1991). Elementary school absences and PM10 pollution in Utah Valley. *Environmental Research* 58: 204-219.
- Ratcliffe, H.E., Swanson, G.M. and Fischer, L.J. (1996). Human exposure to mercury: a critical assessment of the evidence of adverse health effects. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 49: 221-270.
- Rice D.C. (1996). Behavioural effects of lead: commonalities between experimental and epidemiologic data. *Environmental Health Perspectives* 104 (Suppl. 2): 337-350.
- Roels, H., Bernard, A.M., Cardenas, A., Buchet, J.P., Lauwerys, R.R., Hotter, G., Ramis, I., Mutti, A., Franchini, I., Bundshuh, I., Stolte, H., De Broe, M.E., Nuyts, G.D., Taylor, S.A. and Price, R.G. (1993). Markers of early renal changes induced by industrial pollutants. III. Application to workers exposed to cadmium. *British Journal of Industrial Medicine* 50: 37-48.
- Roemer W., Hoek G. and Brunekreef B. (1993). Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms. *American Review of Respiratory Disease* 147: 118-124.
- Schwartz J. (1989). Lung function and chronic exposure to air pollution: a cross-sectional analysis of NHANES II. *Environmental Research* 50: 309-321.
- Schwartz J. (1994a). Air pollution and daily mortality: a review and meta analysis. *Environmental Research* 64: 36-52.
- Schwartz J. (1994b). Air pollution and hospital admissions for the elderly in Detroit, Michigan. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine.* 150: 648-655.
- Schwartz J. (1994c). Air pollution and hospital admissions for the elderly in Birmingham, Alabama. *American Journal of Epidemiology* 139 (6): 589-598.
- Schwartz J. (1994d). PM10, ozone, and hospital admissions for the elderly in Minneapolis-St. Paul, Minnesota. *Archives of Environmental Health* 49 (5): 366-374.
- Schwartz J. and Marcus A. (1990). Mortality and air pollution in London: a

- time series analysis. *American Journal of Epidemiology* 131 (1): 185-194.
- Schwartz J., Slater D., Larson T.V., Pierson W.E. and Koenig J. (1993). Particulate air pollution and hospital emergency room visits for asthma in Seattle. *Am Rev Respir Dis* 147: 826-831.
- Seaton A. (1995). Particulate air pollution and acute health effects. *The Lancet* 345: 176-178.
- Sram R.J., Benes I., Binkova B., Dejmek J., Horstman D., Kotesovec F., Otto D., Perreault S.D., Rubes J., Selevan S.G., Skalik I., Stevens R.K. and Lewtas J. (1996). Teplice Program - The impact of air pollution on human health. *Environmental Health Perspectives* 104 (Suppl. 4): 699-714.
- Sunyer J., Saez M., Murillo C., Castellsague J., Martinez F., Anto J.M. (1993). Air pollution and emergency room admissions for chronic obstructive pulmonary disease: A 5-year study. *American Journal of Epidemiology* 137 (7): 701-705.
- Sweeney M.H. and Mocarelli P. (2000). Human health effects after exposure to 2,3,7,8-TCDD. *Food Additives and Contaminants* 17 (4): 303-316.
- Thurston G.D., Ito K. and Lippmann M. (1993). The role of particle mass vs. acidity in the sulfate-respiratory hospital admissions association. Preprint 93-MP-11.03. Presented at the 86th annual meeting and exhibition Denver, Colorado, June 13-18.
- USEPA (1994) Health Assessment Document for 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Volume III of III. EPA/600/BP-92/001c
- USEPA (2000). Exposure and Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Part 1, Volume 3, Chapter 3, p27. EPA/600/P-00/001 Ab-Ae, March/May 2000.
- USPHS (1997a). Toxicological profile for lead on CD-ROM. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Public Health Service.
- USPHS (1997b). Toxicological profile for cadmium on CD-ROM. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- USPHS (1997c). Toxicological profile for Mercury on CD-ROM. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Public Health Service
- USPHS (1998). 8th Report on Carcinogens 1998 Summary.
- Van Birgelen, A.P.J.M. (1998). Hexachlorobenzene as a possible major contributor to the dioxin activity of human milk. *Environmental Health Perspectives* 106(11):683-688.
- Walters S., Griffiths R.K. and Ayres J.G. (1994). Temporal association between hospital admissions for asthma in Birmingham and ambient levels of sulphur dioxide and smoke. *Thorax* 49: 133-140.
- Webster T. and Commoner B. (1994). Overview: The dioxin debate. In: Schechter A. (Ed.) *Dioxins and Health*. Publ: Plenum Press. pp1-32.
- Weisglas-Kuperus N., Sas T.C., Koopman-Esseboom C., van der Zwan C., Riddler M.A.J., Boishuizen A., Hooijkaas H. and Sauer P.J.J. (1995). Immunological effects of background prenatal and postnatal exposure to dioxins and polychlorinated biphenyls in infants. *Pediatric Research* 30 (3): 404-410.
- Weisglas-Kuperus, N., 1998. Neurodevelopmental, immunological and endocrinological indices of perinatal human exposure to PCBs and dioxins. *Chemosphere* 37: 1845-1853.
- Whittemore A.S and Korn E.L. (1980). Asthma and air pollution in the Los Angeles area. *American Journal of Public Health* 70: 687-696. (Cited in Dockery and Pope 1994).
- World Health Organisation (1989). Mercury. *Environmental Health Criteria* 86. ISBN9241542861.
- WHO (1992). World Health Organisation. Cadmium. *Environmental Health Criteria* 135. ISBN 9241571357.
- WHO (1998). WHO experts re-evaluate health risks from dioxins. World Health Organisation. WHO/45. 3 June 1998
- Zalups, R.K., Lash, L.H. (1994). Advances in understanding the renal transport and toxicity of mercury. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 42: 1-44.
- Zorber A., Messerer P. and Huber P. (1990). Thirty-four year mortality follow-up of BASF employees exposed to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) after the 1953 accident. *Int. Arch. Occ. Environ. Health* 62: 139-157.
- Zorber A., Ott M.G. and Messerer P. (1994). Morbidity follow-up study of BASF employees exposed to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) after a 1953 chemical reactor incident. *Occup Environ Med* 51: 479-486.

ALLEGATO B

Composti identificati nelle emissioni gassose di un impianto di incenerimento di rifiuti solidi urbani

pentano
triclorofluorometano
acetonitrile
acetone
iodometano
diclorometano
2-metil-2-propanolo
2-metilpentano
cloroformio
etil acetato
2,2-dimetil-3-pentanololo
cicloesano
benzene
2-metilesano
3-metilesano
1,3-dimetilciclopentano
1,2-dimetilciclopentano
tricloroetano
eptano
metilcicloesano
etilciclopentano
2-esanone
toluene
1,2-dimetilcicloesano
2-metilpropil acetato
3-metilen eptano
paraldeide
ottano
tetracloroetilene
etil butirrato
butil acetato
etilcicloesano
2-metilottano
dimetildiossano
2-furancarbossialdeide
clorobenzene
metil esanolo
trimetilcicloesano
etil benzene
acido formico
xilene
acido acetico
composti carbonilici alifatici
etilmetilcicloesano
2-eptanone
2-butossietanolo
nonano
isopropil benzene
propilcicloesano
dimetilottano
acido pentancarbossilico
propil benzene
benzaldeide
5-metil-2-furan carbossialdeide
1-etil-2-metilbenzene
1,3,5-trimetilbenzene
trimetilbenzene
benzonitrile
metilpropilcicloesano
2-clorofenolo
1,2,4-trimetilbenzene
fenolo
1,3-diclorobenzene
1,4-diclorobenzene
decano
acido esanoico
1-etil-4-metilbenzene
2-metilisopropilbenzene
alcol benzilico
1-metil-3-propilbenzene
2-etil-1,4-dimetilbenzene
2-metilbenzaldeide
1-metil-2-propilbenzene
metil decano
4-metilbenzaldeide
1-etil-3,5-dimetilbenzene
1-metil-(1-propenil)benzene
bromoclorobenzene
4-metilfenolo
metil benzoato
2-cloro-6-metilfenolo
etildimetilbenzene
undecano
acido eptanoico
1-(clorometil)-4-metilbenzene
1,3-dietilbenzene
1,2,3-triclorobenzene
alcol 4-metilbenzilico
acido etilesanoico
etil benzaldeide
2,4-diclorofenolo
1,2,4-triclorobenzene
naftalene
decametil ciclopentasilossano
metil acetofenone
1-(2-butossietossi) etanolo
4-clorofenolo
benzotiazolo
acido benzoico
acido ottanoico
2-bromo-4-clorofenolo
1,2,5-triclorobenzene
dodecano
bromoclorofenolo

2,4-dicloro-6-metilfenolo
diclorometilfenolo
idrossibenzonitrile
tetraclorobenzene
acido metilbenzoico
triclorofenolo
acido 2-(idrossimetil) benzoico
1,2,3,4-tetraidro-2-etilnaftalene
2,4,6-triclorofenolo
4-etilacetofenone
2,3,5-triclorofenolo
acido 4-clorobenzoico
2,3,4-triclorofenolo
1,2,3,5-tetraclorobenzene
1,1'-bifenil (2-etenil-naftalene)
3,4,5-triclorofenolo
acido clorobenzoico
2-idrossi-3,5-diclorobenzaldeide
2-metilbifenile
2-nitrostirene (2-nitroetenilbenzene)
acido decanoico
idrossimetossibenzaldeide
idrossicloroacetofenone
acido etilbenzoico
2,6-dicloro-4-nitrofenolo
acido solfonico (p.m. 192)
4-bromo-2,5-diclorofenolo
2-etilbifenile
bromodiclorofenolo
1(3H)-isobenzofuranone-5-metile
dimetilftalato
2,6-di-*tert*-butil-p-benzochinone
3,4,6-tricloro-1-metil-fenolo
2-*tert*-butil-4-metossifenolo
2,2'-dimetilbifenile
2,3'-dimetilbifenile
pentaclorobenzene
bibenzile
2,4'-dimetilbifenile
1-metil-2-fenilmetilbenzene
fenil benzoato
2,3,4,6-tetraclorofenolo
tetraclorobenzofurano
fluorene
acido dodecanoico estere ftalico
3,3'-dimetilbifenile
3,4'-dimetilbifenile
esadecano
benzofenone
acido tridecanoico
esaclorobenzene
eptadecano
fluorenone
dibenzotiofene
pentaclorofenolo
acido solfonico (p.m. 224)
fenantrene
acido tetradecancarbossilico
ottadecano
estere ftalico

acido tetradecanoico isopropil estere
caffaina
acido 12-metiltetradecacarbossilico
acido pentadecacarbossilico
metilfenantrene
nonedecano
acido 9-esadecen carbossilico
antrachinone
dibutilftalato
acido esadecanoico
eicosano
acido metilesadecanoico
fluoroantene
pentaclorobifenile
acido eptadecancarbossilico
ottadecadienale
pentaclorobifenile
ammidi alifatiche
acido ottadecancarbossilico
esadecanammide
docosano
esaclorobifenile
benzilbutilftalato
diisoottilftalato
acido esadecanoico esadecil estere
colesterolo

Fonte:

Jay K. and Stieglitz L. (1995). Identification and quantification of volatile organic components in emissions of waste incineration plants. *Chemosphere* 30 (7): 1249-1260.

