

## EMISSIONI DI METALLI PESANTI IN LOMBARDIA – PARTE I: INTRODUZIONE E METODOLOGIA

A. Marongiu\*, S. Caserini\*\*, M. Moretti\*, F. Antognazza\*, A. Giudici\*, E. Angelino\*

**Sommario** – L'articolo presenta le metodologie utilizzate per la redazione dell'inventario delle emissioni di metalli pesanti (Hg, As, Cr, Cd, Ni e Pb), i risultati disponibili negli inventari realizzati a livello nazionale ed internazionale e le informazioni disponibili sul trend delle emissioni di metalli pesanti negli ultimi decenni. Le principali sorgenti identificate risultano essere la combustione nell'industria, in particolare nella fusione secondaria di metalli non ferrosi ed i processi di produzione dell'acciaio tramite forno elettrico, nonché la combustione di olio in caldaie.

### HEAVY METAL EMISSIONS INVENTORY IN LOMBARDY – 1<sup>st</sup> PART: INTRODUCTION AND METHODOLOGY

**Summary** – This paper shows the methodology available for an atmospheric emissions inventory for heavy metals (Hg, As, Cr, Cd, Ni e Pb), the results available for different inventories realized at national an international level, as well as heavy metals emission trends in the last decades. Key sources of heavy metals emissions are industrial combustions, in particular for the non-ferrous metals secondary melting, steel production processes with electric arc and fuel oil combustion in boilers.

**Parole chiave:** metalli pesanti, emissioni, lombardia, inventari.

**Keywords:** heavy metals, emissions, lombardy, inventory.

### 1. INTRODUZIONE

Nell'ambito del Piano Regionale Qualità dell'Aria (PRQA) della Regione Lombardia è stato predisposto un sistema informativo per la stima e la gestione delle emissioni, denominato INEMAR (Caserini *et al.*, 2005). Le informazioni raccolte nel sistema INEMAR sono le variabili necessarie per la stima delle emissioni: indicatori di attività (consumo di combustibili, consumo di vernici, quantità incenerita, quantità di metalli processati in fonderia ed in

generale qualsiasi parametro che tracci l'attività dell'emissione), fattori di emissione, dati statistici necessari per la disaggregazione spaziale e temporale delle emissioni.

Con il sistema INEMAR sono stati realizzati gli inventari delle emissioni in atmosfera in Lombardia per gli anni 1997, 2001, 2003, 2005, 2007 e 2008, relativamente ai principali macroinquinanti e gas climalteranti di interesse ai fini del risanamento della qualità dell'aria (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, COVNM, CO, NH<sub>3</sub>, PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub>, PTS) e della riduzione dei gas ad effetto serra (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O). I dati dell'ultimo inventario, relativi all'anno 2008, sono disponibili al pubblico dettagliati per tipo di attività, tipo di combustibile e a scala comunale (ARPA Lombardia, 2011; [www.inemar.eu](http://www.inemar.eu)).

Ad ulteriore sviluppo dell'inventario emissioni, il sistema INEMAR è stato utilizzato per la stima delle emissioni dei principali microinquinanti tra i quali i metalli pesanti, come illustrato in seguito e nella seconda parte.

#### 1.1 Riferimenti legislativi

Sebbene il termine metalli pesanti non sia mai stato definito da un organismo quale la Unione Internazionale di Chimica Pura ed Applicata (International Union of Pure and Applied Chemistry, IUPAC), è utilizzato da più di 60 anni in chimica anche con differenti significati (Duffus, 2002). In ambito ambientale, con metalli pesanti si indica una famiglia di metalli o semimetalli (metalloidi) che sono associati a fenomeni di contaminazione e potenziale tossicità ed eco-tossicità. I metalli pesanti di maggiore interesse, che sono stati considerati nell'inventario, sono arsenico, cadmio, nichel, mercurio, piombo e cromo.

I primi quattro sono considerati dalla normativa comunitaria sulla qualità dell'aria (2008/50/CE), recepita nella legislazione nazionale (D.Lgs 155/10), che prevede dei valori obiettivo di concentrazione in atmosfera per il 2012, in termini di media su un anno civile, rispettivamente di 6 ng/m<sup>3</sup> per l'arsenico, 5 ng/m<sup>3</sup> per il cadmio e 20 ng/m<sup>3</sup> per il nichel. Il valore obiettivo

\* Dott. ing. Alessandro Marongiu, dott. Marco Moretti, ing. Federico Antognazza, Angelo Giudici, Elisabetta Angelino; ARPA Lombardia, Settore ARIA – Viale F. Restelli, 1 – 20124, Milano – ARPA Lombardia, Settore Monitoraggi Ambientali – Via Rosellini, 17 – 20124, Milano. Tel. 02 69666728, email: [a.marongiu@arpalombardia.it](mailto:a.marongiu@arpalombardia.it).

\*\* Prof. Stefano Caserini; Politecnico di Milano, DIIAR Sez. Ambientale – Piazza Leonardo da Vinci, 32 – 20133 Milano – E-mail: [stefano.caserini@polimi.it](mailto:stefano.caserini@polimi.it).

**Tab. 1.1 – Ripartizione delle emissioni di mercurio in atmosfera da diversi tipi di sorgenti negli UE-27 (Theloke et al., 2008). Hg<sup>(o)</sup>: mercurio elementare gassoso; Hg<sup>(II)</sup>: mercurio bivalente gassoso; Hg<sup>(p)</sup>: mercurio elementare particolato; Livello di incertezza: da basso (A) ad elevato (E)**

Attività	Hg <sup>(o)</sup>	Hg <sup>(II)</sup>	Hg <sup>(p)</sup>	Incetezza
Combustione di carbone in centrali elettriche e caldaie	40-60 %	30-50 %	5-20 %	C
Combustione di carbone in piccolo caldaie residenziali	40-60 %	20-40 %	10-30 %	E
Impianti di produzione primaria di piombo	70-90 %	5-15 %	1-15 %	D
Impianti di produzione primaria di zinco	70-90 %	10-20 %	5-10 %	D
Produzione di cemento	70-90 %	10-20 %	5-10 %	D
Produzione di ghisa ed acciaio (tutte le tecnologie)	60-80 %	20-40 %	0%	D
Produzione di cloro-alcali	50-90 %	10-40 %	0%	D
Incenerimento dei rifiuti	10-30 %	50-70 %	10-30 %	C

è riferito al tenore totale di ciascun inquinante presente nella frazione PM<sub>10</sub> del materiale particolato. Per il mercurio la normativa vigente non prevede il raggiungimento di uno specifico valore obiettivo di concentrazione in atmosfera. Per il piombo, inizialmente soggetto ai limiti definiti dal DM 60/2002, è previsto un valore limite di concentrazione pari a 0,5 µg/m<sup>3</sup> (D.Lgs 155/10). Il cromo, pur se nel suo stato di ossidazione esavalente è stato riconosciuto essere un agente cancerogeno (US-ATSDR, 2008), non è ancora soggetto a limiti normativi sulle concentrazioni in atmosfera. Le concentrazioni medie annuali misurate in atmosfera di questi inquinanti in Lombardia sono generalmente inferiori ai valori obiettivo previsti dalla normativa.

### 1.2 Caratteristiche dei metalli pesanti in atmosfera

Da un punto di vista delle politiche ambientali, i problemi legati alle emissioni di metalli pesanti interessano simultaneamente differenti comparti (aria, acqua, suolo, etc.), in quanto i metalli pesanti si accumulano negli ecosistemi e in diverse matrici ambientali. Un'analisi sistematica degli impatti derivanti dall'accumulo dei metalli richiede innanzitutto la definizione delle sorgenti di tali inquinanti, la quantificazione della loro dispersione nell'ambiente e la conoscenza degli effetti negativi che questi possono determinare nella salute dell'uomo e negli ecosistemi (Friedrich et al., 2007).

La forma chimica dei metalli pesanti determina la loro capacità di essere assunti, assorbiti o metabolizzati dagli esseri umani, e per

questo ha un'importante influenza sulla loro tossicità, che presenta sostanziali differenze al variare dello stato di ossidazione e della solubilità.

I metalli pesanti quali As, Cr, Cd, Ni e Pb si trovano generalmente adsorbiti sul particolato aerodisperso, in differenti forme chimiche e differenti gradi di ossidazione. Tale considerazione non è invece valida per il mercurio, che può essere emesso sia allo stato gassoso sia allo stato elementare particolato.

Informazioni dettagliate sulle emissioni in atmosfera delle varie forme di mercurio sono necessarie per le simulazioni modellistiche e di deposizione atmosferica sulle superfici marine e terrestri. I profili di emissione del mercurio dalle principali categorie di emissione antropogenica considerano generalmente la suddivisione fra Hg<sup>(o)</sup> elementare allo stato gassoso, Hg<sup>(II)</sup> gassoso bivalente e Hg<sup>(p)</sup> sottoforma di particolato. La principale forma chimica di emissione del mercurio da sorgenti antropogeniche in Europa è quella elementare gassosa, seguita dalla forma gassosa bivalente e da quella particolata, come si può vedere dai dati di ripartizione media del mercurio nelle tre forme, riportati in Tabella 1.1.

### 1.3 Dati sull'esposizione e la tossicità dei metalli pesanti

I metalli pesanti possono creare effetti negativi all'ambiente ed alla salute umana a causa della loro biodisponibilità e tossicità in differenti comparti ambientali (Chang, 1996). Gli effetti dell'esposizione ai metalli pesanti sono stati oggetto di studio di numerosi organismi internazionali. Informazioni possono essere otte-

nute dal programma internazionale sulla sicurezza chimica (International Programme for Chemical Safety, IPCS, [www.inchem.org](http://www.inchem.org)), dall'agenzia per la protezione dell'ambiente degli USA presso il sito del sistema di informazioni sul rischio integrato (Environmental Protection Agency Integrated Risk Information System, EPA, IRIS, [www.epa.gov/iris](http://www.epa.gov/iris)), dall'organizzazione mondiale della sanità (World Health Organization, WHO, [www.who.int](http://www.who.int)), dalla conferenza industriale governativa americana di igiene e profilassi (American Conference of Governmental Industrial Hygienists, ACGIH, [www.acgih.org/home.htm](http://www.acgih.org/home.htm)) e dal registro americano per le sostanze tossiche ed epidemiologia (US Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR, [www.cdc.gov/atsdr](http://www.cdc.gov/atsdr)).

## 2. SORGENTI DI METALLI PESANTI IN ATMOSFERA

### 2.1 Principali sorgenti di emissione di metalli pesanti

Differenti convenzioni e programmi internazionali sono stati sviluppati allo scopo di ridurre l'esposizione dell'uomo e dell'ambiente all'inquinamento da metalli pesanti. Hg, Pb e Cd hanno ricevuto particolare attenzione in passato e sono considerati composti prioritari nell'inventario europeo delle emissioni (EEA, 2010). Informazioni sulle loro principali sorgenti di emissione in atmosfera possono essere ricavate negli studi effettuati nell'ambito della convenzione sull'inquinamento transfrontaliero (CLRTAP) (EMEP, 2006), della Convenzione per la riduzione delle emissioni di mercurio nel Mare del nord e nell'Atlantico nord orientale (OSPAR, 2006) e della Convenzione per il mar baltico (HELCOM, 2006), nonché dalla letteratura scientifica.

I metalli pesanti sono emessi in atmosfera da sorgenti antropogeniche e naturali. Le principali sorgenti antropogeniche a scala globale sono la produzione di energia, varie tipologie di produzione e impiego dei metalli e l'incenerimento di rifiuti (Pacyna *et al.*, 2009).

Numerosi progetti di ricerca sono stati sviluppati per incrementare la qualità dei dati relativi alle emissioni di questi inquinanti in Europa: MAMCS ([www.eloisegroup.org](http://www.eloisegroup.org)), MERCYMS ([www.iaa-cnr.unical.it/MERCYMS/project.htm](http://www.iaa-cnr.unical.it/MERCYMS/project.htm)), MOE ([www.eloisegroup.org](http://www.eloisegroup.org)), EMECAP

([www.emecap.com](http://www.emecap.com)) and ESPREME (<http://espreme.ier.unistuttgart.de>). Il principale oggetto di studio sono state le emissioni di metalli pesanti da sorgenti quali:

- combustione di carbone ed olio in caldaie industriali, residenziali e commerciali, in impianti di generazione di energia elettrica e/o cogenerazione;
- produzione di ferro ed acciaio;
- produzione di cemento;
- produzione di metalli non ferrosi;
- incenerimento di rifiuti;
- combustione di benzina (nel caso delle emissioni di Pb);
- altre sorgenti (varie tipologie di impiego dei metalli);

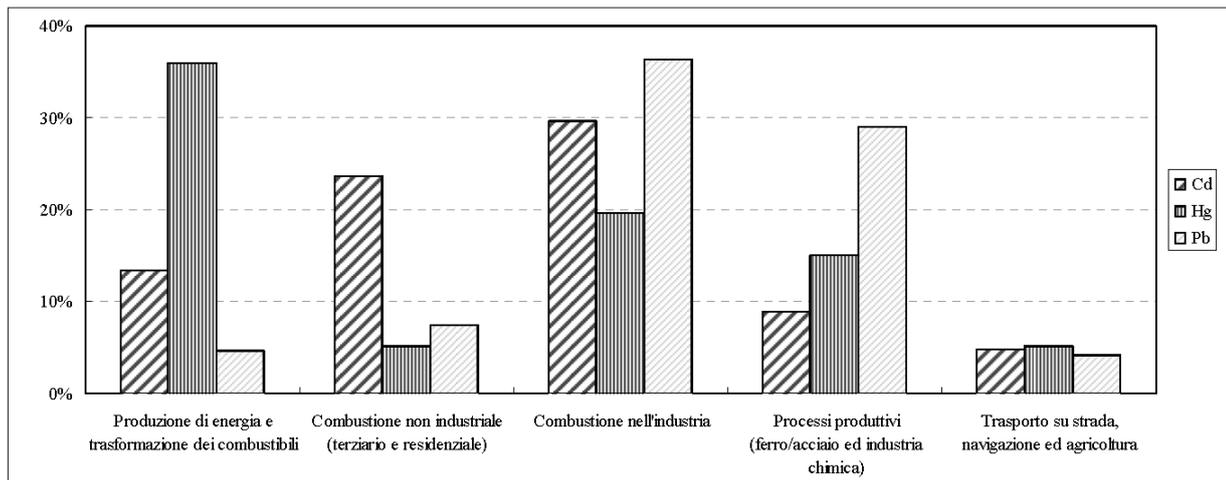
### 2.2 Altri inventari delle emissioni di metalli pesanti

A livello internazionale sono stati realizzati diversi inventari delle emissioni di metalli pesanti, sia nell'ambito di convenzioni internazionali come la CLRTAP (per i tre metalli pesanti prioritari, Cd, Hg e Pb), con il conseguente inventario in ambito europeo (EEA, 2010), sia nell'ambito dei diversi progetti di ricerca europei citati in precedenza.

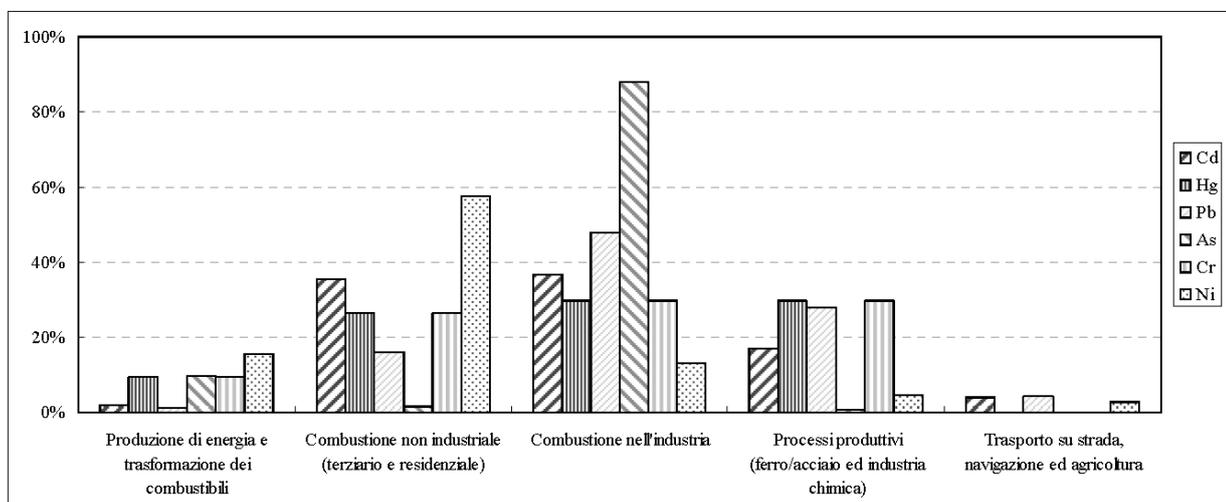
Nelle Figure 2.1 e 2.2 è mostrato un quadro riassuntivo dei contributi percentuali per settore alle emissioni complessive di metalli pesanti in Europa ed in Italia nel 2008, stimati dagli inventari pubblicati dall'EEA (EEA, 2010) e da ISPRA (ISPRA, 2010).

La principale sorgente di emissione in Europa per Cd e Pb, come da Figura 2.1, è costituita dalla combustione nell'industria. Questa comprende i processi di combustione con contatto, di raffinazione e fusione di metalli non ferrosi ed l'uso di carbone e dell'olio combustibile in caldaie. Questo dato trova riscontro anche a livello italiano (Figura 2.2), dove il settore della "combustione industriale" è la principale sorgente anche delle emissioni di As e Cr.

Fino al 2000, metà delle emissioni antropogeniche in Europa di piombo provenivano dal consumo di benzina. Sebbene anche nel consumo della cosiddetta benzina verde si verifici l'emissione in atmosfera di tracce di piombo dovute alla presenza di questo metallo come impurezza nel greggio (Pacyna J., *et al.* 2009), i dati attuali indicano a livello europeo come prima sorgente di emissione di Pb i pro-



**Fig. 2.1 – Contributi percentuali delle principali attività all'emissione di metalli pesanti nel 2008 per gli UE-27 su elaborazione dati dall'inventario europeo delle emissioni (EEA, 2010)**



**Fig. 2.2 – Contributi percentuali delle principali attività all'emissione di metalli pesanti nel 2008 per l'Italia, elaborazione dati dall'inventario nazionale delle emissioni (ISPRA, 2010)**

cessi di combustione nell'industria e come seconda i processi industriali nel ferro/acciaio. A livello italiano, la combustione non industriale (civile e terziario) contribuisce almeno per il 15% alle emissioni totali di questo metallo. Nel 2000, il consumo di olio combustibile era una delle principali sorgenti delle emissioni di Ni all'interno dei 27 paesi dell'UE; la combustione di olio in caldaie industriali ed in unità residenziali determinava anche più del 55% delle emissioni di questo inquinante (Pacyna J., et al. 2007). La situazione è simile per l'Italia, dove nel 2008 le principali sorgenti di emissione provengono dal settore delle combustioni non industriali. Le emissioni di Hg in atmosfera sono principalmente determinate dalla combustione di combustibili fossili, dai

processi industriali ad alta temperatura di risorse minerali, come l'arrostimento e la fusione di minerali, dall'industria del cemento e dall'incenerimento di rifiuti. Secondo l'inventario a scala europea (Figura 2.1), le centrali elettriche di generazione e cogenerazione insieme agli impianti di combustione emettono quasi il 35% delle emissioni di Hg. Questo dato differisce dai valori italiani, a causa del minore uso nel mix energetico del nostro paese di carbone, che può contenere tracce di Hg. Nel caso del Cd, dal confronto tra le Figure 2.1 e 2.2 risulta evidente come i principali contributi alle emissioni in atmosfera in Europa ed Italia derivino dalla combustione nella industria, in particolare nei processi di combustio-

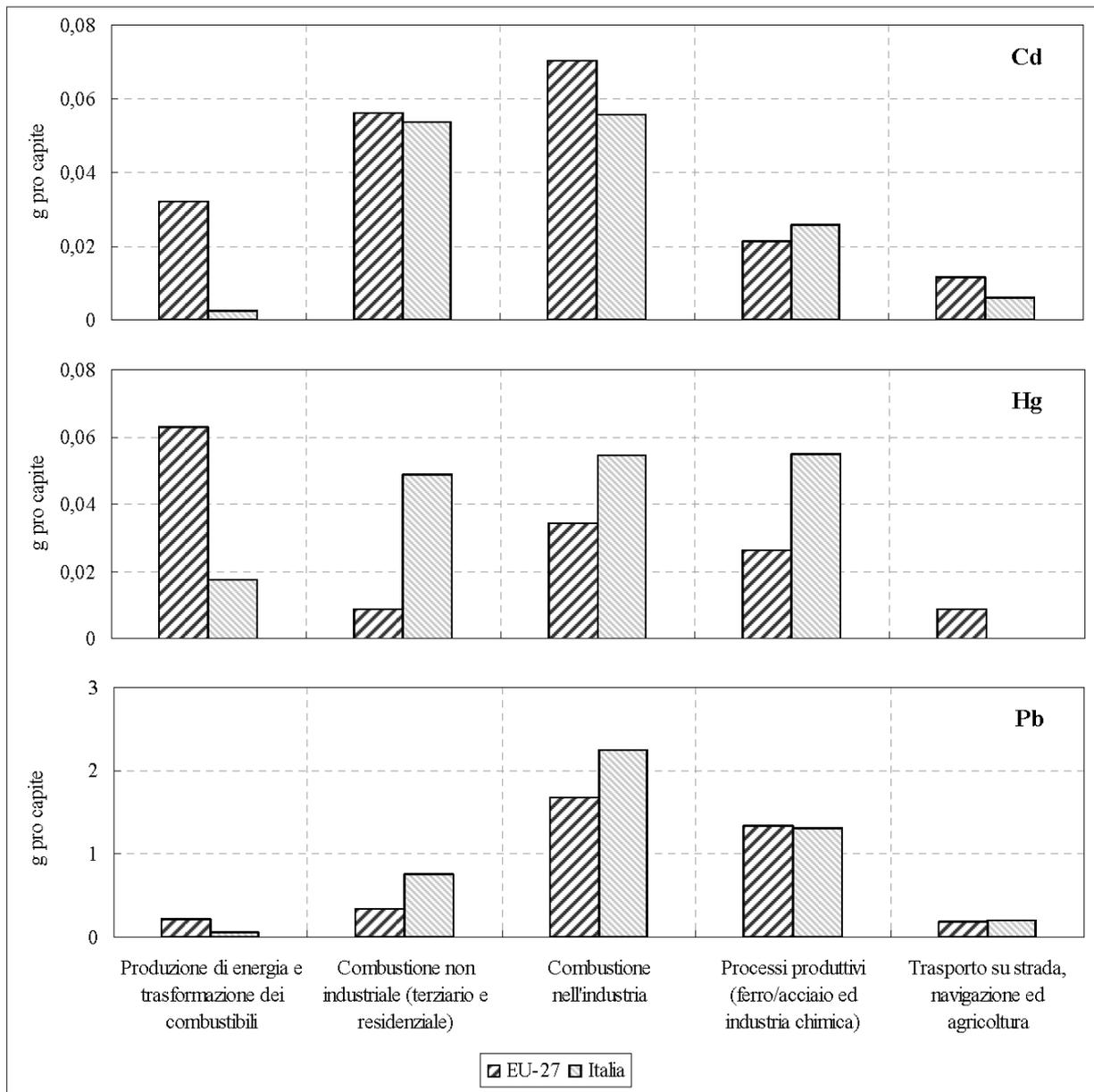


Fig. 2.3 – Emissioni annuali pro capite di Cd, Hg e Pb per gli UE-27 e l'Italia nel 2008. Dati ottenuti su elaborazione degli inventari delle emissioni e dati statistici su popolazione (Eurostat, 2009)

ne con contatto, e dalla combustione in impianti residenziali stazionari. In quest'ultimo settore risultano rilevanti le emissioni dovute alla combustione di biomasse lignocellulosiche in piccoli apparecchi domestici. L'incenerimento di rifiuti è una fonte importante di metalli pesanti in atmosfera. Tuttavia, per questo tipo di emissioni non sono disponibili dati completi per il territorio europeo, dal momento che non è possibile definire dei fattori di emissione medi, a causa dell'elevata differenza nella composizione chimica dei rifiuti nei paesi membri dell'UE, in particolare tra le regioni dell'est e quelle dell'ovest.

### 2.3 Trend storico delle emissioni in atmosfera di metalli pesanti

Secondo l'inventario pubblicato dall'UE nell'ambito della CLRTAP, che comprende le emissioni di 27 paesi europei tra il 1990 ed il 2008, le emissioni complessive di Hg degli UE-27 sono diminuite del 60% tra il 1990 ed il 2008 (EEA, 2010). La drastica diminuzione nelle emissioni di Hg è riconducibile all'implementazione di sistemi di abbattimento sempre più efficienti, dapprima con il miglioramento dell'efficienza dei precipitatori elettrostatici (ESP) e filtri (FF) nelle tipologie di impianti maggiormente emissivi come fonderie, cen-

trali elettriche e cementifici, poi con l'installazione di sistemi di desolforazione dei gas esausti (FGD) nei grandi impianti di generazione di energia (Pacyna *et al.*, 2009). Infine, a partire dagli anni '90 un altro fattore determinante è stato il declino delle economie dell'est Europa che ha comportato un drastico ridimensionamento di diversi settori industriali (Iverfeldt *et al.*, 1995; Munthe *et al.*, 2001). In Italia, le emissioni di Hg si sono ridotte dell'8% nello stesso periodo (EEA, 2010). Per gli stessi motivi riportati nel caso di Hg, sempre tra il 1990 ed il 2008, le emissioni di Cd degli UE-27 sono diminuite mediamente del 58%, a fronte di una riduzione sullo stesso periodo del 14% per l'Italia.

L'Italia ha raggiunto nell'intervallo 1990-2008 una riduzione delle sue emissioni di Pb del 94%, rispetto ad una media europea nello stesso periodo del 90%. Buona parte di questa diminuzione è certamente riconducibile al cambiamento della formulazione delle benzine, con l'introduzione della benzina senza piombo (van Storch *et al.*, 2003). Ulteriori progressi negli ultimi anni sono stati possibili grazie alla riduzione di determinate sorgenti di emissione, attraverso il miglioramento ulteriore delle tecnologie di abbattimento per impianti di trattamento di acque reflue, di inceneritori ed impianti di finiture e fusione di metalli non ferrosi (EEA, 2010).

I dati pubblicati per il 2008 dell'inventario degli UE-27 e dell'Italia possono essere utilizzati nella stima delle emissioni procapite di Cd, Hg e Pb tramite l'impiego di dati demografici aggiornati (Eurostat, 2009). Per l'Italia nel 2008, le emissioni procapite per il Cd ammontano complessivamente a 0,15 g, inferiori a quanto stimato per gli UE-27 dove ciascun abitante mediamente ha emesso 0,24 g di Cd. Tale differenza è principalmente riconducibile alle emissioni nel settore della produzione di energia e trasformazione dei combustibili (Figura 2.3), sorgente di emissione importante negli UE-27 e meno rilevante in Italia.

Ogni cittadino italiano ha emesso mediamente 0,18 g di Hg nel 2008, valore simile alle emissioni procapite degli UE-27, che ammontano a 0,17 g. Tali valori però non sono riconducibili alle stesse sorgenti di emissione. I maggiori contributi procapite alle emissioni nel settore della produzione dell'energia per gli UE-27, come riportato in Figura 2.3, sono bi-

lanciati dalle maggiori emissioni per ciascun cittadino dai processi produttivi e dalla combustione nella industria, nel terziario e nel settore residenziale.

Le emissioni per cittadino italiano ed europeo, nel 2008, di Pb invece sono state le stesse: 4,6 g. Questo dato trova ulteriore conferma nel fatto che questo inquinante è emesso in maniera simile dalle stesse sorgenti in Italia e negli UE-27 (Figura 2.3).

#### 2.4 Deposizioni e concentrazioni atmosferiche

Una questione cruciale nella definizione delle politiche di risanamento della qualità dell'aria riguarda quanto le eventuali riduzioni delle emissioni atmosferiche di inquinanti possano diminuirne la concentrazione in aria e l'eventuale deposizione al suolo.

Per inquinanti come Cd e Pb è stato verificato che le concentrazioni atmosferiche medie rilevate dalle stazioni delle reti di monitoraggio sul territorio europeo abbiano un andamento simile alle riduzioni delle emissioni antropogeniche (Pacyna *et al.*, 2009). Sempre per questi metalli, le riduzioni nelle concentrazioni medie nelle precipitazioni sono state inferiori alle riduzioni delle emissioni. Hg si presenta come un contaminante globale che in alcune delle sue forme chimiche ha un tempo di persistenza nell'ambiente di circa due anni. Questo significa che la relazione tra emissioni e concentrazioni in atmosfera e precipitazioni è molto meno lineare di quanto rilevato per Cd e Pb.

### 3. METODOLOGIE DI STIMA DELLE EMISSIONI

La metodologia ideale per la realizzazione di un inventario emissioni prevede la quantificazione diretta, tramite misurazioni, di tutte le emissioni delle diverse tipologie di sorgenti per l'area e il periodo d'interesse. In questo modo, le emissioni possono essere stimate sulla base dei dati, misurati presso gli impianti, di concentrazioni medie degli inquinanti nei fumi, portate dei fumi e durate di funzionamento, sulla base della formula:

$$E_i = C_i \cdot P_F \cdot D \quad (1)$$

dove:

$E_i$  = emissione dell'inquinante  $i$  (g anno<sup>-1</sup>);

$C_i$  = concentrazione media dell'inquinante  $i$  ( $\text{g Nm}^{-3}$ );

$P_F$  = portata dei fumi ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ );

$D$  = durata di funzionamento dell'impianto in un anno solare ( $\text{s anno}^{-1}$ ).

L'approccio "analitico" è utilizzabile solo per alcune particolari tipologie di inquinanti (ad es. anidride solforosa, ossidi di azoto, monossido di carbonio) e di sorgenti, tipicamente grandi impianti industriali (ad esempio centrali termoelettriche, inceneritori, cementifici) le cui emissioni sono generalmente rilevanti e per questo controllate tramite sistemi di monitoraggio in continuo; i dati raccolti da questi sistemi ben si prestano ad essere elaborati statisticamente per fornire l'emissione complessiva della sorgente. Questo approccio è utilizzabile solo per pochi impianti o tipologie di sorgenti in cui siano disponibili dati di concentrazioni completi e rappresentativi, raccolti in specifiche campagne di misure o durante i controlli periodici per la valutazione del rispetto dei limiti. Questo approccio non è nella pratica utilizzabile per molte tipologie di sorgenti ed inquinanti, in modo particolare per inquinanti quali i metalli pesanti, presenti nelle emissioni spesso in concentrazioni molto vicine ai limiti di rilevabilità, e la cui determinazione analitica è comunque notevolmente onerosa.

Per quanto concerne i metalli pesanti, non essendo utilizzati sistemi di misurazioni in continuo, la stima può essere effettuata a partire dalle misurazioni periodiche condotte per valutare il rispetto dei limiti alle emissioni, informazioni disponibili in modo completo per alcune tipologie di sorgenti, ad esempio per gli inceneritori di rifiuti. Per altre tipologie di impianti (ad esempio gli impianti chimici, i cementifici o gli impianti siderurgici), i dati sono disponibili in modo frammentario, con molti valori spesso al di sotto del limite di rilevabilità, e non permettono di stimare le emissioni complessive dell'impianto. È quindi necessario ricorrere all'approccio più utilizzato dagli inventari emissioni, che effettua la stima sulla base di un indicatore che caratterizza l'attività della sorgente e di un fattore di emissione, specifico del tipo di sorgente, del processo industriale e della tecnologia di depurazione adottata. Questo metodo si basa dunque su una relazione lineare fra l'attività della sorgente e l'emissione, secondo una relazione che, a livello generale, può essere ricondotta alla seguente:

$$E_i = A \cdot FE_i \quad (2)$$

dove:

$E_i$  = emissione dell'inquinante  $i$  ( $\text{g anno}^{-1}$ );

$A$  = indicatore dell'attività, ad es. quantità prodotta, consumo di combustibile ( $\text{t di prodotto anno}^{-1}$ );  $FE_i$  = fattore di emissione dell'inquinante  $i$  ( $\text{g t}^{-1}$  di prodotto), ossia emissione per unità di indicatore.

Il fattore di emissione,  $FE$ , può essere determinato presso un dato impianto dal rapporto fra l'emissione, stimata con l'espressione (2) e i dati di attività raccolti presso l'impianto. Può quindi essere utilizzato per stimare le emissioni in impianti simili, in cui non siano disponibili specifici dati di emissione ma solo il valore degli indicatori di attività; la bontà di questa stima dipende da quanto il  $FE$  medio sia rappresentativo della tecnologia realmente utilizzata; più si scende nel dettaglio dei singoli processi produttivi, più è necessario utilizzare specifici fattori di emissione caratteristici della tipologia impiantistica.

Il valore del fattore di emissione è influenzato dalla presenza di sistemi di abbattimento delle emissioni. Nel caso sia possibile reperire dati sulle tecnologie di abbattimento installate per una determinata sorgente emissiva, l'espressione (2) diventa:

$$E_i = A \cdot FE_i^{na} \cdot (1 - \eta_i) \quad (3)$$

dove:

$FE_i^{na}$  = fattore di emissione dell'inquinante  $i$  senza abbattimento ( $\text{g t}^{-1}$  di prodotto);

$\eta_i$  = rendimento medio o di una specifica tecnologia di abbattimento per l'inquinante  $i$ .

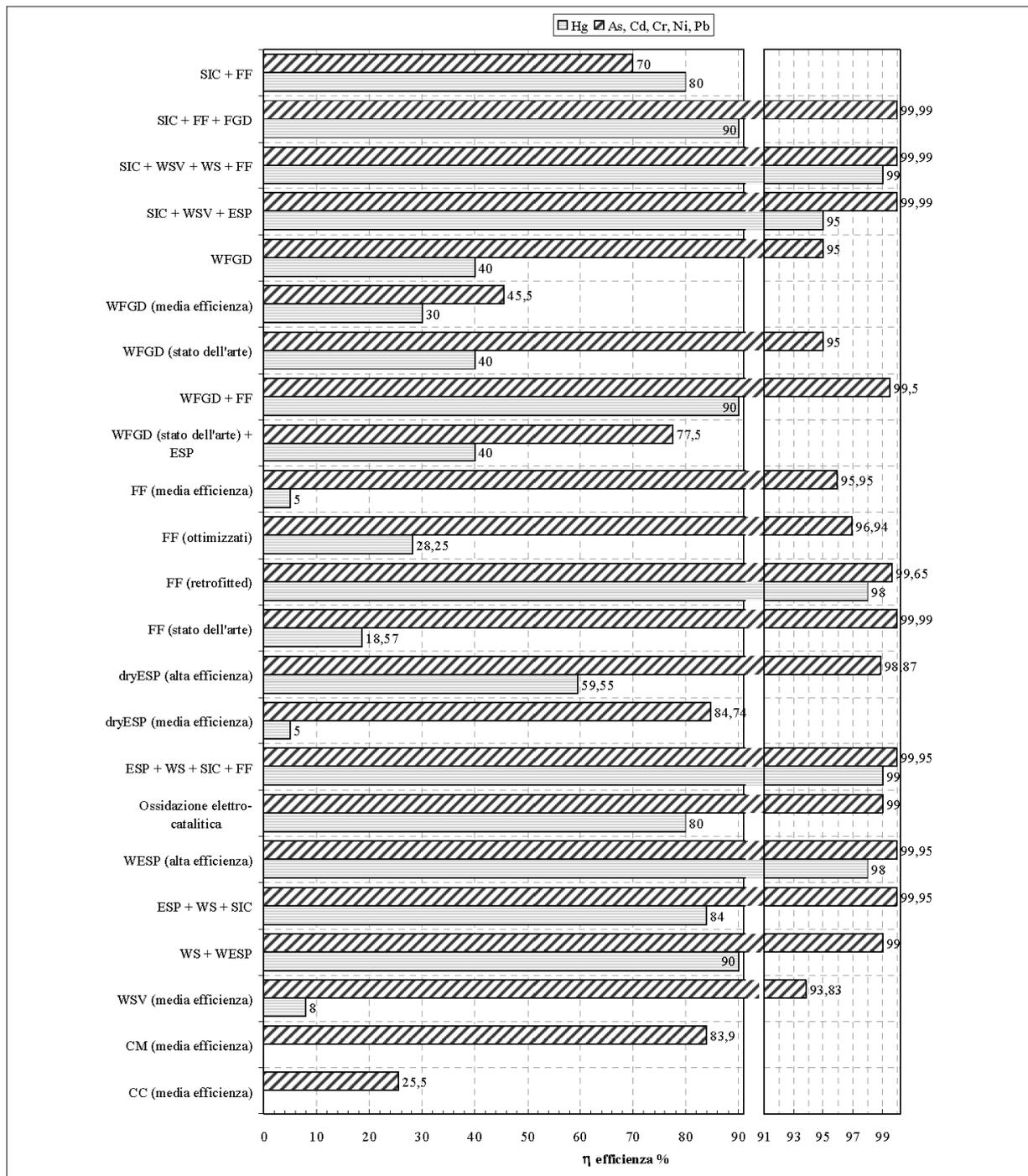
### 3.1 Rendimento dei sistemi di depurazione

Il rendimento dei sistemi di depurazione dei fumi può essere relativo ad una specifica tecnica o ad una tecnologia installata presso un determinato impianto; è possibile determinare il rendimento medio di depurazione di un settore tramite un'elaborazione statistica che tenga in considerazione la diffusione di differenti tecnologie di abbattimento:

$$\eta_i = \sum_k \eta_{i,k} \cdot G_k \quad (4)$$

dove:

$\eta_{i,k}$  = rendimento di una specifica tecnologia ( $k$ ) di abbattimento per un determinato inquinante ( $i$ );



**Fig. 3.1 – Efficienze di abbattimento dei metalli pesanti per differenti tecnologie impiegate nelle principali sorgenti di emissione negli UE-27 (elaborazione su dati di Theloke et al., 2008). (Tecnologie di abbattimento del particolato: ESP = elettrofiltro; WS = lavaggio ad umido; WFGD = sistemi di deacidificazione; FF = filtri a manica; SIC = iniezione di carboni attivi; CC = cicloni; CM = multi cicloni; SV = sistemi venturi; W = ad umido; dry = a secco)**

$GI_k$  = grado di implementazione, ovvero la diffusione di una determinata tecnologia definita come rapporto tra il numero di impianti che la impiegano sul numero totale di impianti appartenenti alla stessa attività.

In Figura 3.1, sono riportate le efficienze delle principali tecnologie utilizzate in Europa per

l'abbattimento delle polveri contenenti metalli pesanti. Tali valori sono stati elaborati a partire dai dati del progetto ESPREME (Theloke et al., 2008), assumendo che metalli quali As, Cd, Cr, Ni e Pb siano rimossi nella stessa misura dalle differenti frazioni granulometriche. Tale ipotesi non è valida per Hg, che è rimosso con maggiore difficoltà e la cui presenza nel parti-

**Tab. 3.1 – Impiego dei sistemi di abbattimento per metalli pesanti negli UE-27 (Theloke et al., 2008), i simboli identificano l'impiego delle tipologie di impianto nei differenti macrosettori: produzione di energia, trasformazione dei combustibili e combustione nel terziario e residenziale, processi di combustione nell'industria, processi produttivi, incenerimento dei rifiuti**

Categoria del sistema di abbattimento	Descrizione	Tipologia di impianto	Impiego
Sistemi di desolfurazione dei gas esausti	Sistemi ad umido di desolfurazione dei gas esausti eventualmente seguiti da sistemi di depolverazione	WFGD	● ◆
		WFGD (media efficienza)	●
		WFGD (stato dell'arte)	▲
		WFGD + FF	▲
		WFGD (stato dell'arte) + ESP	●
Iniezione diretta di materiale adsorbente	Impiego di adsorbenti impregnate di Ca(OH) <sub>2</sub>	SIC controllo simultaneo di SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> e Hg	● ▲
	Iniezione di carboni attivi ed impiego di filtri	SIC + FF	▲ ◆
	Iniezione di carboni attivi, impiego di filtri e di sistemi di desolfurazione	SIC + FF + FGD	▲
	Iniezione di carboni attivi, lavaggio tramite sistemi venturi con soluzione di Ca(OH) <sub>2</sub> , lavaggio con NaOH ed impiego di filtri	SIC + WSV + WS + FF	◆
	Iniezione di carboni attivi, lavaggio tramite sistemi venturi ed impiego di filtri elettrostatici	SIC + WSV + ESP	◆
Sistemi di corretta gestione dell'impianto	Adozione di misure mirate non tecnologiche	Corrette operazioni di manutenzione e riparazione	■
		Separazione dei rifiuti	◆
Sistemi di abbattimento del particolato	Cycloni	CC (media efficienza)	●
		dryESP (alta efficienza)	● ▲ ■ ◆
	Precipitatori elettrostatici	dryESP (media efficienza)	● ▲ ■
		ESP + WS + SIC + FF	◆
		Ossidazione elettro-catalitica	●
		WESP (alta efficienza)	●
		ESP + WS + SIC	●
	Filtri	FF (media efficienza)	● ▲
		FF (ottimizzati)	● ▲ ■
		FF (retrofitted)	● ▲ ■
		FF (stato dell'arte)	● ▲
	Sistemi multi ciclone	CM (media efficienza)	● ▲
	Sistemi di lavaggio ad umido	WS + WESP	◆
Sistemi di lavaggio ad umido venturi	WSV (media efficienza)	● ▲ ■	
Processi di riduzione selettiva degli NO <sub>x</sub>	Riduzione catalitica selettiva degli NO <sub>x</sub>	SCR	●
Misure di miglioramento dei processi produttivi	Minimizzazione degli HM nelle materie prime	Impiego di materie prime a ridotto contenuto di HM	●
	Modifiche alle installazioni dei processi	Miglioramento delle celle al mercurio	■
		Recupero di calore	▲
	Miglioramento delle tecnologie	Brucciatori a bassa emissione di NO <sub>x</sub>	●
		Impianti a membrana o diaframma	■
	MTD nei processi produttivi	▲	

colato è nettamente inferiore rispetto agli altri metalli, essendo principalmente emesso allo stato gassoso.

I dati sulle efficienze di abbattimento costituiscono la base di calcolo per la determinazione di fattori di emissione in caso di approccio di maggior dettaglio tecnologico, come riportato dalla relazione (3). Nell'ultima versione dell'EMEP/CORINAIR Guidebook (EEA, 2009) sono stati inclusi fattori di emissione calcolati dalla riduzione dei  $FE^{na}$  in funzione di un rendimento  $\eta$  medio o specifico per una determinata tecnologia di abbattimento.

Le tecnologie più efficienti impiegate nell'abbattimento delle polveri sono i filtri a tessuto (FF), i filtri elettrostatici (ESP), i sistemi di desolfurazione-deacidificazione ad umido (wFGD) ed i sistemi ad iniezione di carboni attivi (SIC). Per alcune delle principali tecnologie di abbattimento, sono riportati in Figura 3.1 differenti valori di efficienza che tengono in considerazione i miglioramenti delle stesse nel corso degli anni: per esempio nel caso dei wFGD sono indicati sistemi di media ed alta efficienza. Nel caso di sistemi ad iniezione di carboni attivi, il sistema comporta l'implementazione di tecnologie più complesse dove il sistema di iniezione a secco o semi-secco è seguito dalla rimozione delle polveri tramite filtri a tessuto o sistemi di lavaggio/desolfurazione dei gas esausti.

Non tutte le tecnologie riportate in Figura 3.1 sono applicabili a tutte le sorgenti principali di emissione di metalli pesanti. La Tabella 3.1 riporta indicativamente per ciascuna tecnologia di abbattimento la sua possibile applicazione nei processi di combustione non industriale, di combustione nell'industria, nelle attività produttive e nell'incenerimento dei rifiuti.

### 3.2 Classificazione delle attività

Le attività considerate sono state classificate sulla base della classificazione SNAP97 utilizzata a livello europeo nei lavori degli inventari EMEP/Corinair e nell'inventario emissioni della Regione Lombardia.

La scelta metodologica per la definizione delle categorie di sorgenti emissive è molto importante nella gestione della qualità dell'inventario e nella minimizzazione delle incertezze. Generalmente l'incertezza di stima nell'inventario è minore quando le emissioni sono stimate utilizzando il metodo più rigoroso e

di livello più approfondito riportato dalle fonti di letteratura per i fattori di emissione (EEA, 2009). Tuttavia queste metodologie richiedono maggiore laboriosità nel reperire le informazioni ed estensione dei dati necessari all'inventario ed al calcolo delle emissioni.

### 3.3 Gestione dell'incertezza

Le stime delle emissioni in atmosfera sono tipicamente soggette a grandi incertezze, inerenti vari aspetti della procedura di stima. Data l'importanza, ai fini dell'individuazione delle strategie di intervento, di disporre di stime di emissioni quanto più possibili accurate, grande attenzione viene data alla definizione di specifiche procedure per la quantificazione e la gestione delle incertezze degli inventari (IPCC, 2006). Per ciascuna tipologia di sorgenti di metalli pesanti, la quantità e la qualità delle informazioni disponibili per indicatore e fattore d'emissione varia considerevolmente; di conseguenza è fondamentale che l'emissione stimata sia accompagnata da un indice volto a rappresentare l'incertezza (o viceversa l'affidabilità) associata ai dati utilizzati.

In questo inventario, come effettuato in modo simile in precedenti lavori (US-EPA, 1998; Caserini *et al.*, 2002), il grado di affidabilità dei fattori d'emissione e degli indicatori di attività è definito tramite tre classi (affidabilità alta, media o bassa). Come si può vedere in Tabella 3.2, è previsto che in alcuni casi le scarse informazioni disponibili per i fattori di emissione permettano di effettuare solo una stima largamente preliminare dell'emissione; in questo caso non è effettuata una vera e propria stima, ma è indicato unicamente l'ordine di grandezza del possibile contributo emissivo. Alla stima dell'emissione, ottenuta dal prodotto fra l'indicatore e il fattore di emissione, viene assegnata l'affidabilità più bassa tra quelle dei due fattori.

Per fornire un'indicazione dell'incertezza associata a tale stima viene fornito, insieme al valore di emissione più probabile, ricavato dalle misure o dalle relazioni (2) e (3), l'intervallo di variabilità, ricavato in base alle seguenti ipotesi:

– l'ampiezza dell'intervallo è posta in relazione alla attendibilità dei dati: il rapporto "a" fra l'estremo superiore dell'intervallo (Max) e l'estremo inferiore (Min) può essere pari a

Tab. 3.2 – Criteri per l'assegnazione del grado di affidabilità all'indicatore dell'attività ed al fattore di emissione (Caserini et al., 2002)

Affidabilità	Indicatore attività	Fattore di emissione
Alta	Derivante da approfondite indagini di settore	Derivante da misure su un elevato numero di impianti
Media	Basato su stime statistiche sul valore complessivo dell'attività e sul numero di impianti, tramite studi di limitato approfondimento	Derivante da misure su un limitato ma ragionevole numero di impianti, ritenuti rappresentativi della categoria impiantistica
Bassa	Basato su un giudizio di esperti del settore o su stime preliminari	Derivante da misure effettuate su un numero piccolo e poco rappresentativo di impianti, o su impianti simili, o derivato da studi su impianti con tecnologie diverse
n.d.		Esistono prove che l'attività sia una sorgente di microinquinanti, ma sono disponibili dati insufficienti per stimare una emissione sia quantitativa che qualitativa

10, 5 o 2 a seconda che l'attendibilità dei dati sia rispettivamente bassa, media o alta;  
 – il valore di emissione stimato costituisce il valore centrale dell'intervallo, ossia è la media geometrica dei punti estremi dell'intervallo.  
 La determinazione dei due estremi avviene tramite le relazioni:

$$\text{Max} = E_i \cdot a^{0.5} \quad \text{Min} = E_i / a^{0.5} \quad (5)$$

E = valore centrale (migliore stima) dell'emissione per l'inquinante i;  
 Max = valore massimo dell'intervallo;  
 Min = valore minimo dell'intervallo;  
 a = Max/Min (pari a 10, 5 o 2 per dati con attendibilità rispettivamente bassa, media o alta).

Questi valori estremi dell'intervallo non sono naturalmente da intendersi come limiti assoluti, ma come stime ragionevoli di quanto più alto o più basso potrebbe essere il valore dell'emissione.

## BIBLIOGRAFIA

- ARPA Lombardia** (2011) *INEMAR Inventario delle emissioni in Lombardia*, [www.inemar.eu/](http://www.inemar.eu/).
- Caserini, S., Fraccaroli, A., Monguzzi, A. M., Moretti, M., Giudici, A., Angelino, E., Fossati, G.** (2005) *L'inventario delle emissioni in atmosfera in Lombardia: stato dell'arte e prospettive*, IA Ingegneria Ambientale vol. XXXIV n. 5.
- Caserini, S., Monguzzi, A.M.** (2002) *Le emissioni in atmosfera di diossine in Lombardia: stime e incertezza*, IA Ingegneria Ambientale vol. XXXI n. 3-4.
- Chang, L.W.** (1996) *Toxicology of Metals*, CRC Lewis Publishers, Boca Raton, FL..
- Duffus, J.H.** (2002) "HEAVY METALS" – A MEANINGLESS TERM? - *IUPAC Technical Report*, Pure Appl. Chem., Vol. 74, No. 5, pp. 793-807.
- EEA Technical report** (2010) *European Union emission inventory report 1990–2008 under the UNECE*

*Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP).*

**EMEP** (2006) *Inventory Review 2006*. Emission Data Reported to the LRTAP Convention and NEC Directive. Evaluation of Inventories of Heavy metals and POPs. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, the European Monitoring and Evaluation Programme. Technical Report MSC-W1/2006, Oslo, Norway, [www.unep.org](http://www.unep.org).

**Eurostat** (2009), *Data in Focus*, 31-2009. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/population/data/database>.

**Friedrich R.** (2007) *ESPREME, Estimation of willingness-to-pay to reduce risks of exposure to heavy metals and cost-benefits analysis for reducing heavy metals occurrence in Europe, Final Report*, <http://espreme.ier.uni-stuttgart.de>.

**EEA** (2009) *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook – 2009* [www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009](http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009).

**HELCOM** (2006) *Atmospheric supply of nitrogen, lead, cadmium, mercury and lindane to the Baltic Sea over the period 1996–2000*. Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission. Baltic Sea Environment Proceedings No. 101, Helsinki, Finland, [www.helcom.fi](http://www.helcom.fi).

**IPCC** (2006) *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. [www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html).

**ISPRA** (2010) *Inventario delle emissioni Italia – Serie storiche 1998-2008*, [www.sinanet.apat.it/it/sinanet/serie\\_storiche\\_emissioni/Serie%20storiche%20SNAP/view](http://www.sinanet.apat.it/it/sinanet/serie_storiche_emissioni/Serie%20storiche%20SNAP/view).

**Iverfeldt, A., Munthe, J., Brosset, C., Pacyna, J.** (1995) *Long term changes in concentration and deposition of atmospheric mercury over Scandinavia*. Water, Air, and Soil Pollution 80, 227-233.

**Munthe, J., Kindborn, K., Kruger, O., Petersen, G., Pacyna, J., Iverfeldt, A.** (2001) *Examining source-receptor relationships for mercury in Scandinavia – modelled and empirical evidence*. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 1 (80), 299–310.

**OSPAR** (2006) *Review of actions on priority substances identified in background documents adopted by OSPAR (2006 update)*. Hazardous Sub-

stances Series. OSPAR Commission, London, UK, [www.ospar.org](http://www.ospar.org).

**Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Fudala, J., Strzelecka-Jastrzab, E., Hlawiczka, S., Panasiuk, D., Nitter, S., Pregger, T., Pfeiffer, H., Friedrich R.** (2007) *Current and future emissions of selected heavy metals to atmosphere from anthropogenic sources in Europe*. Atmospheric Environment 41, 8557–8566.

**Pacyna, J.M., Pacyna, E.G., Aas, W.** (2009) *Changes of emissions and atmospheric deposition of mercury, lead, and cadmium*. Atmospheric Environment 43, 117–127.

**Theloke, J.** (2008) *Überarbeitung der Schwermetallkapitel im CORINAIR Guidebook zur Verbesserung der Emissionsinventare und der Berichterstattung im Rahmen der Genfer Luftreinhaltkonvention*, Umweltbundesamt, Agenzia per la protezione dell'ambiente tedesca: [www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3662.pdf](http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3662.pdf).

**US-ATSDR** (2008) *Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Draft toxicological profile for chromium*.

**US-EPA** (1998) *The Inventory of Sources of Dioxin in the United States; The Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment*. Washington, DC, (EPA 600/P-98/002Aa): <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=300029QZ.txt>.

**van Storch, H., Costa-Cabral, M., Hagner, C., Feser, F., Pacyna, J.M., Pacyna, E.G., Kolb, S.** (2003) *Four decades of gasoline lead emissions and control policies in Europe: a retrospective assessment*. The Science of the Total Environment 311, 151-176.

## CURRICULA

**Alessandro Marongiu** – Si è laureato in Ingegneria Chimica al Politecnico di Milano dove ha poi conseguito il Dottorato di Ricerca con una tesi sulla decomposizione termica dei polimeri. Per alcuni anni ha vissuto in Germania dapprima collaborando a differenti progetti di ricerca nel campo della pirolisi di biomasse presso il KIT di Karlsruhe e quindi occupandosi di soluzioni tecnologiche per lo scambio termico nell'ambito dell'industria chimica, alimentare e farmaceutica. È autore di pubblicazioni nel campo della pirolisi di polimeri e biomasse e degli inventari delle emissioni. Dal 2010 è dipendente di ARPA Lombardia dove collabora ai lavori dell'inventario emissioni Inemar.

**Stefano Caserini** – Laureatosi in Ingegneria Civile per la Difesa del Suolo e la Pianificazione Territoriale, ha conseguito il Dottorato di Ricerca in Ingegneria Sanitaria al Politecnico di Milano, ove attualmente è docente di Mitigazione dei Cambiamenti Climatici. Svolge attività di ricerca scientifica nel settore dell'inquinamento dell'aria, della stima e riduzione delle emissioni in atmosfera e dei cambiamenti climatici. Svolge attività di consulenza in materia di inquinamento atmosferico, inventari delle emissioni, impatto dei sistemi di trasporto e valutazioni di impatto ambientale. Per ARPA Lombardia coordina gli sviluppi del database Inemar. È autore di numerose pubblicazioni scientifiche e ha pubblicato nel 2008 il libro "A qualcuno piace caldo", e nel 2009 "Guida alle leggende sul clima che cambia", entrambi per Edizioni

Ambiente. È coordinatore del Comitato Scientifico del sito [www.climalteranti.it](http://www.climalteranti.it).

**Marco Moretti** – Si è laureato in Fisica nel 1997 presso l'Università degli Studi di Milano, con una tesi di fisica ambientale sulle emissioni da impianti termici civili e da traffico autoveicolare. Dal 1997 al 1998 ha svolto un lavoro di approfondimento della tesi con contratto di consulenza professionale. Dal 1999 al 2003 ha avuto un incarico di collaborazione con la Fondazione Lombardia per l'Ambiente nell'ambito del "Piano Regionale di Qualità dell'Aria (PRQA)" per la realizzazione dell'Inventario Emissioni Aria in Lombardia dell'anno 1997 e per lo sviluppo del database INEMAR. Dal 2003 collabora presso ARPA Lombardia alla realizzazione dell'Inventario Emissioni Aria in Lombardia, continuando l'attività di sviluppo di INEMAR. È autore di 28 pubblicazioni.

**Antognazza Federico** – Ha conseguito nel 2008 presso il Politecnico di Milano la laurea magistrale in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio (indirizzo Tecnologie di risanamento ambientale), con una tesi sull'incertezza delle emissioni di gas serra da discariche. Da luglio 2008 a dicembre 2011 ha collaborato con Arpa Lombardia alla realizzazione dell'inventario INEMAR, con focus su emissioni da attività agro-forestali e carbon sink. Attualmente collabora presso la UO Qualità dell'aria di ARPA Lombardia.

**Angelo Giudici** – Dopo la laurea in Chimica Industriale conseguita nel 1973, dal 1975 al 2002 ha svolto in Regione Lombardia, funzioni di istruttore tecnico per le autorizzazioni degli impianti industriali in particolare nei settori energetico, petrolchimico, chimica di base e farmaceutica, alimentare e cartotecnico, facendo parte del gruppo tecnico di supporto al CRIAL (Comitato Regionale Inquinamento Aria Lombardia). È stato rappresentante della Regione Lombardia in commissioni Ministeriali per la classificazione delle industrie insalubri, per il recepimento direttive U.E., autorizzazioni e VIA per grandi impianti. Dal 1997 al 2001 Project Leader del PRQA (Piano Regionale Qualità dell'Aria) della Regione Lombardia. Dal 2002 al 2011 è stato Direttore del settore Aria ed Agenti Fisici presso la sede centrale di ARPA Lombardia.

**Elisabetta Angelino** – Laureatasi in Fisica all'Università degli Studi di Milano, svolge sin dal 1990 attività del settore dell'inquinamento atmosferico, occupandosi di modelli meteorologici, di emissione e di dispersione, analisi dei dati di qualità dell'aria, reportistica ambientale. È attualmente responsabile della U.O. Modellistica Atmosferica del Settore Aria e Agenti Fisici di ARPA Lombardia, coordinandone le attività che comprendono l'applicazione di modelli meteo-dispersivi su scala regionale finalizzata all'analisi di scenari a supporto delle policy e alla ricostruzione dell'andamento spazio-temporale degli inquinanti, la gestione ed aggiornamento dell'inventario regionale, l'elaborazione di proiezioni delle emissioni di inquinanti. Ha partecipato a diversi progetti di ricerca regionali, nazionali ed europei. È membro di gruppi di lavoro regionali e nazionali, nell'ambito dei quali ha collaborato alla stesura di documenti di linee guida e rassegne nel settore della modellistica atmosferica e degli inventari di emissioni. La sua attività è documentata da diverse pubblicazioni scientifiche, rapporti e presentazioni a congressi.