



Emissioni di Polveri Fini e Ultrafini da impianti di combustione

Sintesi dello studio

Maggio 2009

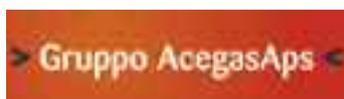
Autori dello studio

Prof. Stefano Cernuschi e Prof Michele Giugliano

DIAR del Politecnico di Milano

Prof. Stefano Consonni

Dipartimento di Energia del Politecnico di Milano



hanno contribuito allo studio

ACEGAS-APS	TRIESTE
AGSM	VERONA
AMSA	MILANO
A2A	BRESCIA
ENIA	PARMA
VEOLIA	MILANO
HERA	BOLOGNA
TRM	TORINO



Emissioni di Polveri Fini e Ultrafini da impianti di combustione

Sintesi dello studio

Maggio 2009

INDICE

1	Premessa	3
	1.1 <i>Articolazione e gruppo di lavoro</i>	3
2	Il quadro delle conoscenze	4
3	Caratteristiche del particolato ultrafine	4
4	La realtà e la percezione	7
5	Particolato ultrafine in atmosfere caratterizzate	7
6	Sorgenti di emissione	9
7	Tecnologie di controllo	13
	7.1 <i>Impianti fissi</i>	13
	7.2 <i>Autoveicoli</i>	14
8	Effetti sulla salute	15
	8.1 <i>L'approccio epidemiologico</i>	15
	8.2 <i>L'approccio tossicologico</i>	16
9	L'indagine sperimentale	17
	9.1 <i>Rilevazione della frazione condensabile</i>	18
10	Campagne di misura	18
	10.1 <i>Strumentazione</i>	18
	10.2 <i>Emissioni misurate</i>	19
11	Risultati	20
	11.1 <i>Impianti termici civili</i>	20
	11.2 <i>Impianti di termovalorizzazione di rifiuti urbani</i>	22
12	Conclusioni dell'indagine sperimentale	24
13	Considerazioni finali	27

1. PREMESSA

Questo documento sintetizza i risultati dello studio commissionato da Federambiente al laboratorio LEAP, un Consorzio promosso e partecipato dal Politecnico di Milano, sul tema delle *Emissioni di polveri fini e ultrafini da impianti di combustione*.

Lo studio si propone di inquadrare e valutare criticamente la fenomenologia, la consistenza e le potenziali implicazioni delle emissioni di particolato fine ed ultrafine da impianti di combustione, per tutto lo spettro dimensionale delle polveri emesse: dal minimo rilevabile di alcuni nano-metri (1 nanometro = 1 milionesimo di millimetro) fino al limite di 10 micron (1 micron = 1 millesimo di millimetro), oltre il quale le polveri perdono rilevanza igienico-sanitaria poiché, essendo grossolane e sedimentabili, sono in larga misura bloccate dalle vie aeree superiori.

Il particolato ultrafine e le nano-particelle, oggetti particolari dello studio, per le loro microscopiche dimensioni e per il contributo trascurabile alla massa totale dell'emissione non possono essere misurate con la strumentazione normalmente impiegata per la misura delle polveri fini. Una nano-particella ha dimensioni simili a quelle di un virus, ed è migliaia di volte più piccola di un capello umano. Per poter rilevarne la presenza è stato necessario ricorrere a strumentazione e tecniche avanzate, messe in campo solo di recente in seguito allo sviluppo delle nanotecnologie. Sono stati acquisiti per la ricerca strumenti oggi disponibili solo in pochi esemplari, non solo in Italia ma in Europa, la cui applicazione ai processi di combustione di impianti fissi conta scarsissimi precedenti nella letteratura scientifica. I risultati dello studio offrono quindi un importante contributo all'avanzamento delle conoscenze su fenomeni e realtà ancora poco conosciute, sui quali nel nostro Paese si è recentemente speculato senza alcun riferimento a dati scientificamente attendibili.

1.1 Articolazione e gruppo di lavoro

Lo studio ha comportato quasi due anni di lavoro ed è stato articolato in due fasi:

- 1) Analisi critica della letteratura e delle conoscenze sulla fenomenologia della formazione di polveri fini ed ultrafini, sulle caratteristiche emissive e l'incidenza delle sorgenti identificate in ambito civile e industriale, nonché sui meccanismi d'azione ed i potenziali effetti sulla salute umana.
- 2) Indagine sperimentale per l'identificazione e la quantificazione delle emissioni di polveri fini ed ultrafini da processi di combustione in impianti fissi, con particolare attenzione ad impianti di termovalorizzazione di rifiuti.

Data la varietà delle competenze necessarie per affrontare una problematica così variegata e complessa, il gruppo di lavoro ha incluso specialisti di discipline e affiliazione accademica notevolmente diverse tra loro:

- proff. Stefano Cernuschi e Michele Giugliano, Ordinari di *Ingegneria Sanitaria-Ambientale e di Trattamento delle emissioni in atmosfera* presso la Facoltà di Ingegneria Civile e Ambientale del Politecnico di Milano;
- prof. Stefano Consonni, Ordinario di *Sistemi per l'Energia e l'Ambiente* e prof. Aldo Coghe, Ordinario di *Propulsione* presso la Facoltà di Ingegneria Industriale del Politecnico di Milano;
- prof. Agostino Gambarotta, Ordinario di *Macchine a Fluido* presso la Facoltà di Ingegneria dell'Università degli Studi di Parma;
- prof. Enrico Bergamaschi, Ordinario di *Medicina del Lavoro* presso la Facoltà di Medicina dell'Università degli Studi di Parma;

- prof. Pietro Apostoli, Ordinario di *Medicina del Lavoro* presso la Facoltà di Medicina dell'Università degli Studi di Brescia.

Il coordinamento del gruppo e delle attività sperimentali è stato curato dai proff. S. Cernuschi, S. Consonni e M. Giugliano.

2. IL QUADRO DELLE CONOSCENZE

Obiettivo della prima fase dello studio è stata la formulazione di un quadro organico delle conoscenze su un tema che per molti aspetti è oggi ancora inesplorato e, certo anche per questo, oggetto di equivoci e malintesi. Ciò è stato perseguito con un'ampia indagine bibliografica degli studi e delle esperienze disponibili nel contesto scientifico di riferimento nazionale ed internazionale, esaminando ed analizzando criticamente le molteplici implicazioni e problematiche associate alle emissioni di polveri ultrafini:

- fenomenologia delle presenze emissive ed atmosferiche;
- tecniche di misura;
- tecnologie di controllo;
- fonti ed inventari;
- effetti sulla salute.

Il quadro che ne risulta evidenzia, da un lato, la complessità e l'estrema difficoltà nel descrivere il contesto fenomenologico dei processi di formazione, di diffusione, trasporto e conversione atmosferica, nonché di impatto sulla salute del particolato ultrafine. Dall'altro, la notevole carenza di dati, modelli e tecniche di misura che, anche solo precauzionalmente, possano giustificare interventi atti a limitare le attività di particolari sorgenti di polveri ultrafini.

È noto da tempo che la combustione è una delle tante attività antropiche che, assieme ad una serie di fonti naturali, emette anche particolato ultrafine, ma non esistono al momento indicazioni documentabili sulla connessione tra specifiche tecnologie di combustione fissa e la presenza di particolato ultrafine in atmosfera, né con l'esposizione della popolazione. Analogamente a quanto si verifica per la quasi totalità degli inquinanti che condizionano la qualità dell'aria nei grandi centri urbani, al momento è possibile esprimere una sola generica indicazione sul traffico veicolare, che rappresenta certamente una fonte significativa.

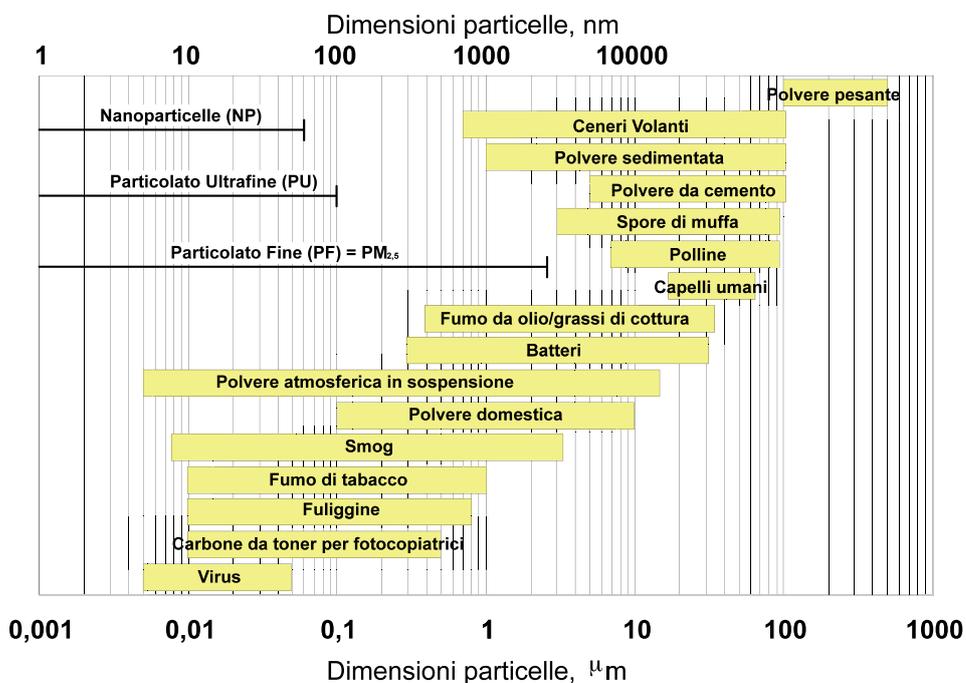
3. CARATTERISTICHE DEL PARTICOLATO ULTRAFINE

La Figura 1 illustra l'intervallo dimensionale caratteristico di diverse tipologie di particelle e corpi solidi. Per quanto non completamente assestata, si va affermando nella comunità scientifica la convenzione che definisce particelle ultrafini (PU) gli agglomerati solidi o liquidi di dimensione inferiore a 100 nanometri (1 nanometro = 10^{-9} m) e nanoparticelle (NP) gli agglomerati di dimensione inferiore a 50 nanometri (Figura 2). Trattasi di una distinzione del tutto arbitraria, dal momento che non c'è alcuna soluzione di continuità tra le dimensioni del singolo atomo o molecola ed agglomerati via via sempre più grandi. Altri autori con questi termini intendono intervalli granulometrici diversi, pur fissando il limite superiore di 100 nm per le ultrafini.

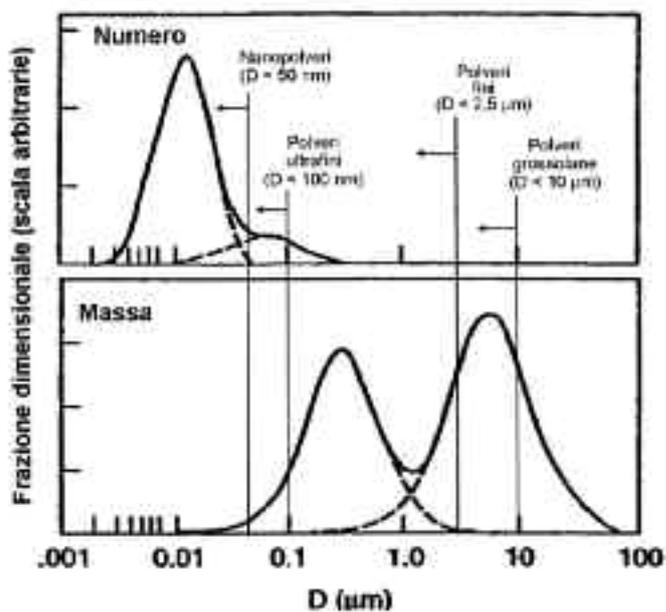
In sospensione nell'atmosfera terrestre si apprezzano quote significative di particelle ultrafini provenienti da processi naturali e da attività umane (Figura 3). Sia le presenze naturali che quelle antropiche si avvalgono di contributi cosiddetti primari, vale a dire par-

Figura 1

Campo dimensionale coperto da diverse tipologie di particelle ed agglomerati solidi di varia natura ed origine.

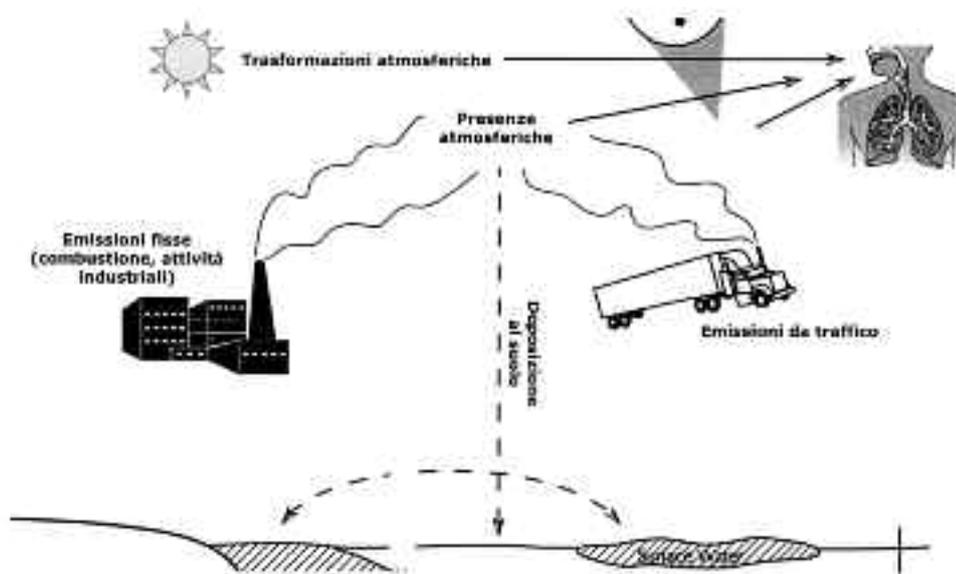
**Figura 2**

Caratteristiche tipiche delle distribuzioni dimensionali in massa ed in numero del particolato atmosferico.



ticolato emesso come tale dalla sorgente, e secondari, risultanti da processi di formazione in atmosfera che coinvolgono precursori emessi dalle sorgenti allo stato gassoso. L'interesse per le frazioni ultrafini nasce dal fatto che quest'ultime, per le loro ridottissime dimensioni, mostrano proprietà molto differenti da quelle della massa totale (costituita pressoché unicamente dalle granulometrie maggiori), soprattutto per il numero e la superficie specifica molto più elevati. E come questo particolare stato della materia si riflette in comportamenti del tutto peculiari sfruttati nel settore delle nanotecnologie, è presumibile che anche gli effetti sulla salute possano essere differenti da quelli ben noti associati alle polveri più grossolane. L'epidemiologia del particolato sospeso, e gli attuali riferimenti normativi che ne derivano, sono tutti basati sulla presenza in atmosfera valutata in termini di concentrazione in massa che, viste le robuste relazioni tra livelli di concentrazione ed effetti sulla salute, costituisce indubbiamente un ragionevole indicatore della tossicità. Tuttavia, esiste il legittimo dubbio che la concentrazione in massa non sia il parametro adeguato per rappresentare gli effetti della componente ultrafine, che agirebbe non in proporzione alla massa, che è trascurabile, ma al numero e alla superficie specifica. In tal caso, gli effetti sulla salute non sarebbero compiutamente rappresentati dalle misure convenzionali di particolato, e di conseguenza le strategie messe in campo per la riduzione delle emissioni della componente grossolana (PM₁₀) e fine (PM_{2,5}) potrebbero essere inefficaci per la componente ultrafine.

Figura 3
Fenomenologia delle presenze ambientali del particolato ultrafine e delle nano-polveri.



4. LA REALTÀ E LA PERCEZIONE

Per quanto sia da tempo ben noto che la combustione possa generare PU costituite da agglomerati carboniosi o da componenti delle ceneri del combustibile, l'attenzione per le implicazioni sanitarie delle PU è stata principalmente concentrata su ambienti di lavoro con processi ad alta temperatura (tipicamente la saldatura). Ciò fino a quando l'imponente sviluppo delle nanotecnologie, che fa presupporre la produzione, la manipolazione e la circolazione di grandi quantità di nanomateriali, non ha portato alla ribalta il tema, facendo emergere le inevitabili preoccupazioni sulle implicazioni ambientali ed i potenziali rischi coinvolti nella diffusione di sostanze sintetiche di nuova tipologia. Tali preoccupazioni, peraltro lecite e giustificate, hanno suscitato in alcuni settori del pubblico paure catastrofiste poco razionali, sfociate addirittura nella richiesta di una moratoria nello sviluppo di questo importante settore scientifico e tecnologico. A differenza di tutti gli altri Paesi, in cui il dibattito è motivo di approfondimento da parte della ricerca, in Italia alcune componenti dell'ambientalismo hanno indirizzato l'attenzione al riguardo sul trattamento termico dei rifiuti, postulando una connessione diretta tra combustione dei rifiuti e presunti effetti sulla salute del PU. Al pari di tutte le altre combustioni, l'incenerimento di rifiuti avrà certamente un ruolo nella problematica dell'ultrafine: tuttavia, il contesto conoscitivo che emerge da questo studio evidenzia come non esistano allo stato attuale elementi scientifici, né probanti né sospetti, per escludere a priori questa tecnica di smaltimento e recupero di energia a causa del ruolo presunto delle emissioni sulle presenze atmosferiche del particolato fine e delle nanopolveri.

5. PARTICOLATO ULTRAFINE IN ATMOSFERE CARATTERIZZATE

Il contenuto di PU in atmosfera è intrinsecamente instabile a causa di una serie di complessi processi che modificano numero e dimensioni delle particelle: nucleazione, coagulazione, condensazione ed evaporazione. Oltre che le immissioni primarie, ovvero le PU già presenti in quanto tali all'atto dello scarico in atmosfera, giocano un ruolo fondamentale la meteorologia, la quantità di particelle preesistenti e le emissioni di gas precursori, ovvero di quei componenti che precorrono la formazione di nuove particelle. Come già citato, le PU sono solitamente quantificate in termini di concentrazione numerica; il loro contributo alla massa totale del particolato solido è infatti poco rilevante, mentre molto più consistente appare quello sul numero totale di particelle (orientativamente, il numero di PU può essere più dell'80% del totale numero di particelle solide).

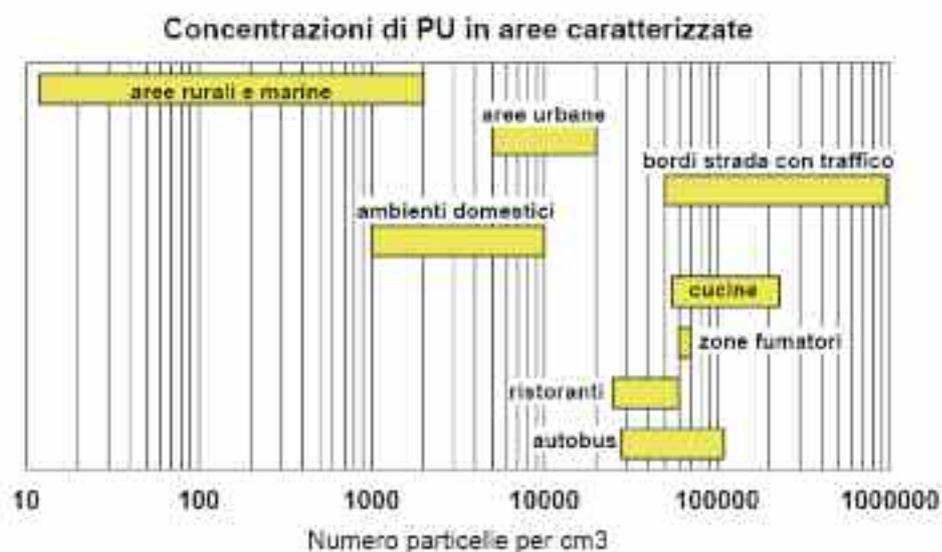
Tipiche concentrazioni di PU rilevate in aree caratterizzate sono comprese negli intervalli $10-10^3$ particelle/cm³ in aree rurali e marine, 10^4 particelle/cm³ in aree urbane e 10^6 particelle/cm³ ai bordi delle strade ad elevata densità di traffico (Figura 4). Nell'atmosfera esterna, il numero di PU mostra chiaramente andamenti stagionali e giornalieri caratteristici. Le concentrazioni invernali sono solitamente più elevate di quelle estive. Durante l'arco della giornata si osserva un aumento durante le ore del mattino e della sera, prevalentemente associato alle punte di traffico. Un altro picco a volte osservato poco dopo le 12.00 suggerisce un contributo delle reazioni fotochimiche. Singoli "episodi" di durata variabile mostrano per alcune frazioni dimensionali un aumento di numero di un ordine di grandezza o più. I pochi studi disponibili sulla composizione chimica indicano il carbonio organico quale specie dominante (30-75%); in funzione del quadro emissivo e delle condizioni meteorologiche, ad esso si aggiungono carbo-

nio elementare (3-15%), nitrati (1-20%), solfati (1-20%), ossidi di elementi metallici (10-20%). I processi di formazione secondaria fotochimica potrebbero cambiare questo quadro in modo significativo a seguito della condensazione di sostanze organiche su nuclei di altra natura.

Nelle grandi aree urbane, dove si registra la massima esposizione della popolazione, la fonte più significativa di PU è generalmente la combustione mobile; ad essa si aggiunge, in alcune zone, l'uso di biomasse nelle piccole installazioni per il riscaldamento domestico. Il tipico intervallo medio della moda dei diametri è 0,02-0,04 μm , simile a quello tipico da traffico ma con una moda meno marcata per la simultanea presenza di più sorgenti.

Negli ambienti domestici interni la presenza di PU è stimata in 10^3 - 10^4 particelle cm^{-3} . In assenza di sistemi di filtrazione o di trattamento dell'aria esterna, esiste un apporto sostanziale di particelle provenienti dall'atmosfera esterna. Tuttavia, l'ambiente interno è generalmente sigillato rispetto agli inquinanti in forma particolata cosicché, in assenza di importanti sorgenti interne, la concentrazione di PU è inferiore a quella rilevata all'esterno. Ciò è evidenziato da indagini condotte in alcuni siti urbani e rurali, che mostrano livelli interni molto variabili ma sistematicamente inferiori alle concentrazioni esterne, con presenze superiori nei contesti urbani rispetto a quelli rurali e con i valori più elevati registrati nelle situazioni più direttamente interessate dalle emissioni da traffico. La distribuzione dimensionale delle particelle presenti all'interno è inoltre sostanzialmente diversa da quella esterna, con la concentrazione delle particelle più piccole che diminuisce più significativamente e la massima concentrazione che si sposta verso i diametri maggiori. Tutto ciò può cambiare in modo significativo nel caso di sorgenti interne di rilievo, quale fumo di sigaretta, cottura cibi, riscaldamento a legna, fiamme di candela, procedimenti di pulizia.

Figura 4
Presenza di PU in atmosfere caratterizzate.



6. SORGENTI DI EMISSIONE

Per quanto esistano numerose sorgenti naturali di polveri che possono arrivare a dimensioni micrometriche, le particelle di più piccole dimensioni sembrano originate principalmente da attività umane. Le sorgenti individuate sono classificabili come segue:

Sorgenti in ambienti confinati di tipo non industriale. La presenza di PU in vari micro-ambienti interni appare assodata, con valori più elevati dove sussistono processi di combustione. Le dimensioni tipiche, in termini di diametro d , per sorgenti in ambienti interni sono: $d \sim 0,01-1 \mu\text{m}$ (fumo di sigaretta), $d \sim 0,03-3 \mu\text{m}$ (l'accensione di candele), $d \sim 0,3-0,6 \mu\text{m}$ (utilizzo di spray), $d \sim 0,02-0,5 \mu\text{m}$ e $d \sim 30-100 \mu\text{m}$ (frittura di carni).

Sorgenti in ambienti industriali. In ambiente di lavoro, la maggior parte delle PU si forma per nucleazione in prodotti di combustione o in vapori saturi generati da processi quali saldatura, fusione e trattamento di metalli, taglio al laser, fumi di polimeri, riscaldamento ceranti. PU possono altresì generarsi nel corso di processi meccanici, quali molatura ad elevata velocità, taglio, pulitura. È presumibile che l'incremento delle applicazioni di nanotecnologie (anche per scopi biomedicali) comporti un aumento dell'esposizione a PF e PU.

Processi di combustione in veicoli con motorizzazione Diesel. Gran parte del particolato emesso da motori Diesel è costituito da materiale carbonioso generato per pirolisi del combustibile, su cui vengono adsorbiti composti organici di varia natura. Le dimensioni cadono in intervalli diversi a seconda del meccanismo di formazione prevalente: nucleazione o accumulazione. Le particelle da nucleazione sono le più piccole ($d \sim 0,007-0,04 \mu\text{m}$), con una modesta frazione costituita da ceneri carboniose e metalliche originate dal lubrificante. Le particelle da accumulazione sono costituite da nuclei di carbonio solido su cui condensano idrocarburi, solfati, nitrati e ceneri metalliche, con diametri tipici tra $0,04$ ed $1 \mu\text{m}$ ed un picco di concentrazione tra $0,1$ e $0,2 \mu\text{m}$. Alle particelle organiche originate in camera di combustione per nucleazione o accumulazione si aggiungono poi quelle metalliche originate dall'usura degli organi meccanici e trascinate dagli oli di lubrificazione. La Figura 5 illustra le tipiche concentrazioni riscontrate nel condotto di scarico del motore.

Processi di combustione in veicoli con motorizzazione Otto a benzina. I motori Otto a benzina tradizionali ad iniezione indiretta danno luogo ad emissioni di particelle con distribuzione tendenzialmente asimmetrica e diametro medio $0,04-0,08 \mu\text{m}$. Per quanto con una distribuzione granulometria diversa, analoghe sono le emissioni dei motori ad iniezione diretta quando operanti con carica omogenea. I motori con iniezione diretta e carica stratificata sembrano invece emettere un numero di particelle circa 100 volte superiore. La Figura 6 confronta le tipiche concentrazioni riscontrate nel condotto di scarico di motori Diesel (senza filtro anti-particolato), benzina convenzionali (pfi) e benzina a iniezione diretta (gdi). L'effetto del filtro anti-particolato è desumibile dall'ulteriore confronto riportato in Figura 7.

Processi di combustione in veicoli con motorizzazione Otto a gas naturale. I motori a gas naturale generano particelle primarie di dimensioni $0,02-0,03 \mu\text{m}$ del tutto simili a quelle generate nei motori Diesel. Il numero di particelle da accumulazione di dimensioni $0,1 \mu\text{m}$ risulta dello stesso ordine di grandezza di quelle emesse da un motore Diesel dotato di filtro DPF (Diesel Particle Filter), mentre il numero di PU sembra addirittura superiore.

Processi di combustione in veicoli con motori a due tempi. Nei motori a due tempi le particelle emesse allo scarico sono costituite principalmente da oli condensati. La formazione delle particelle da accumulazione ($0,06 \div 0,09 \mu\text{m}$), originate in camera di

combustione a temperatura elevata, sembra essere condizionata dalla presenza del lubrificante.

Processi di combustione in impianti fissi. I dati oggi disponibili indicano concentrazioni medie di PU allo scarico comprese nell'intervallo 10^6 - 10^8 particelle/cm³ per caldaie a combustibili solidi (carbone, biomasse) e liquidi; 10^5 - 10^6 particelle/cm³ per i limitatissimi studi finora condotti su inceneritori; circa 10^3 particelle/cm³ per turbine a gas (Figura 8). Il confronto è del tutto indicativo, poiché le emissioni sono fortemente influenzate dal tipo di combustibile, dalla tecnologia di combustione, dal sistema di rimozione delle polveri (filtri) e dalle condizioni di esercizio dell'impianto. A tutto ciò si aggiungono le caratteristiche del sistema di campionamento e di conteggio delle particelle, in particolare la capacità di cogliere e misurare le componenti semivolatili condensabili. La distribuzione dimensionale ed il numero delle particelle sono condizionate dalla presenza di SO₂ e dal carico termico. Nella combustione di gas naturale, il numero delle particelle di dimensioni minori di 0,01 μm diminuisce di 3 ordini di grandezza dimezzando il carico termico della caldaia rispetto alle condizioni nominali, mentre non si osserva una variazione corrispondente per il particolato di dimensioni maggiori di 0,1 μm. Per l'olio combustibile, viceversa, la riduzione del carico riduce il numero di particelle di d~0,1 μm, senza apparenti variazioni in quelle di diametro inferiore a 0,01 μm, che si mantengono pressoché costanti in tutte le condizioni

Figura 5

Concentrazioni di PU nei condotti di scarico di motori Diesel automobilistici.

Le curve riportano la concentrazione in numero per unità di dimensione delle particelle, ovvero milioni di particelle per cm³ per nanometro. E' evidente l'effetto della condensazione dei nuclei delle particelle nel raffreddamento dei gas alla temperatura ambiente.

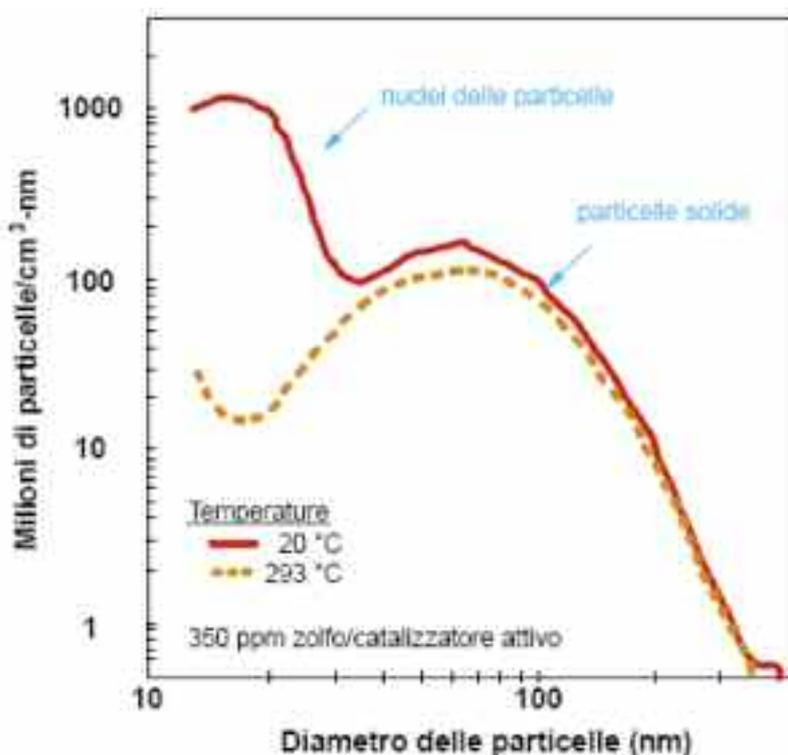


Figura 6

Concentrazioni di PU nei condotti di scarico di motori automobilistici.

Le curve riportano la concentrazione in numero per unità di dimensione delle particelle, ovvero milioni di particelle per cm³ per nanometro.

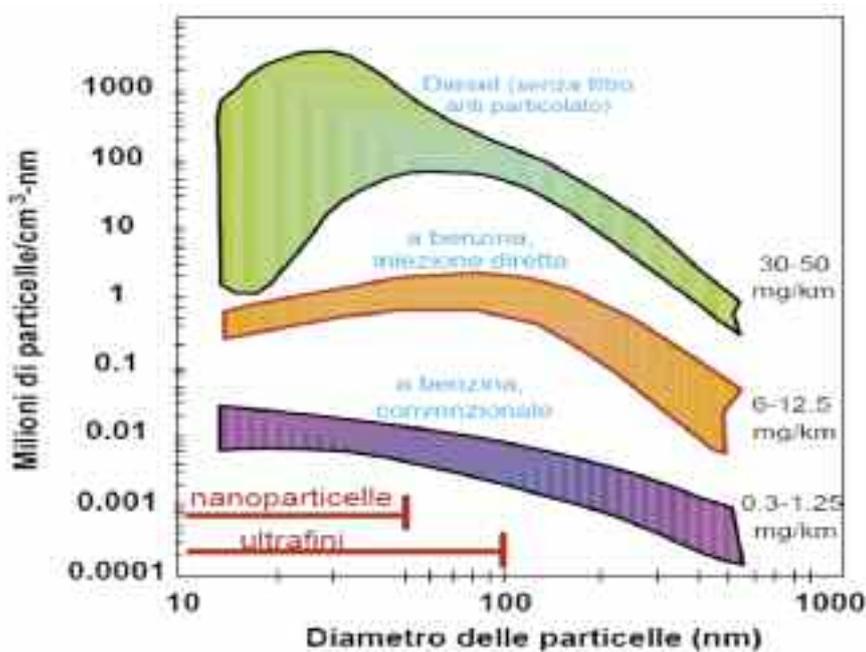
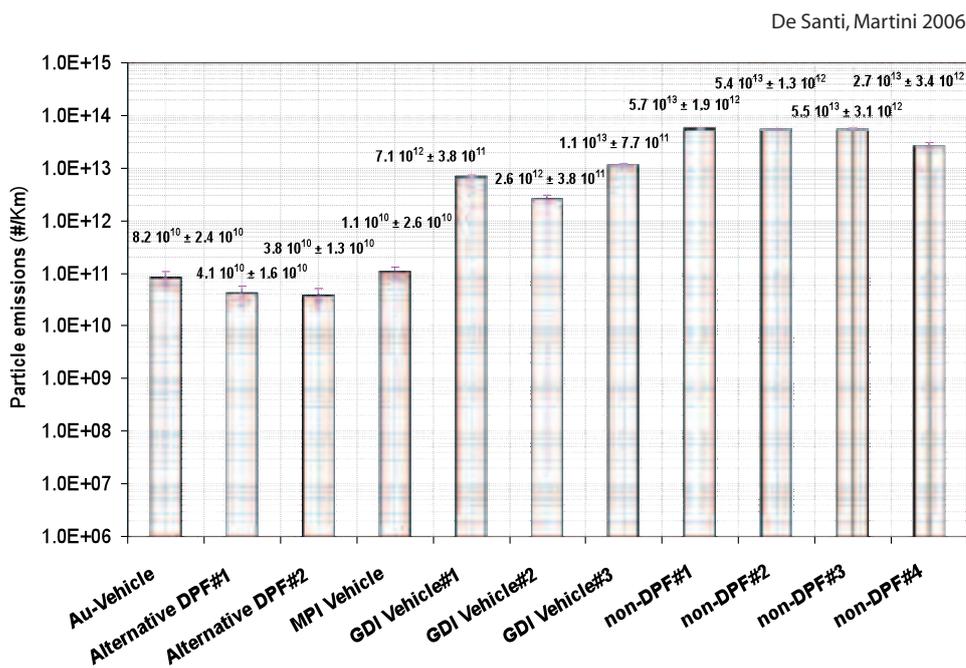


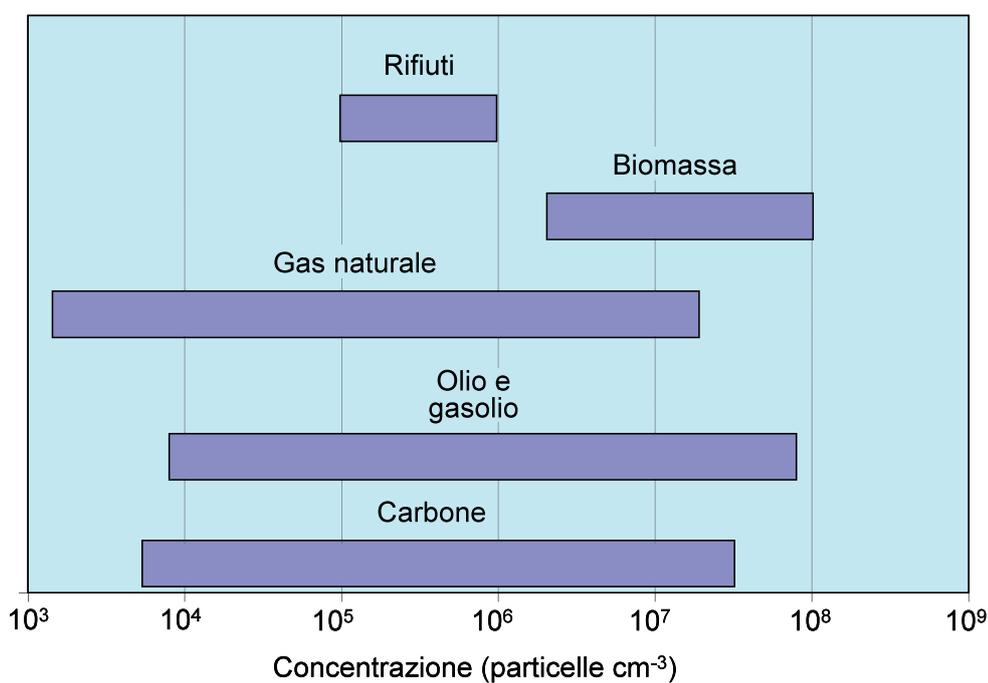
Figura 7

Presenze emmissive di particolato rilevate allo scarico di motori automobilistici per veicoli leggeri.



operative. La combustione di legna in caminetti domestici produce una distribuzione dimensionale unimodale con il massimo intorno a $0,17\mu\text{m}$, mentre dimensioni inferiori a $0,1\mu\text{m}$ sono state osservate in caldaie domestiche a legna. Dalla composizione delle biomasse dipende la quantità e la tipologia di sali di metalli alcalini generati durante la combustione, da cui la possibile generazione di PU.

Figura 8
Intervalli indicativi delle presenze emissive di PU da attività di combustione fissa. (Non sono compresi i dati della presente sperimentazione)



7. TECNOLOGIE DI CONTROLLO

I dispositivi per il controllo delle emissioni di particolato sono oggi un corredo usuale della maggior parte dei sistemi e degli impianti sede di processi di combustione. Ciò vale in particolare per gli impianti fissi di grande taglia per i quali, con l'eccezione degli impianti alimentati con un combustibile estremamente "pulito" come il gas naturale, è sempre obbligatoriamente presente un sistema per l'abbattimento delle polveri.

7.1 Impianti fissi

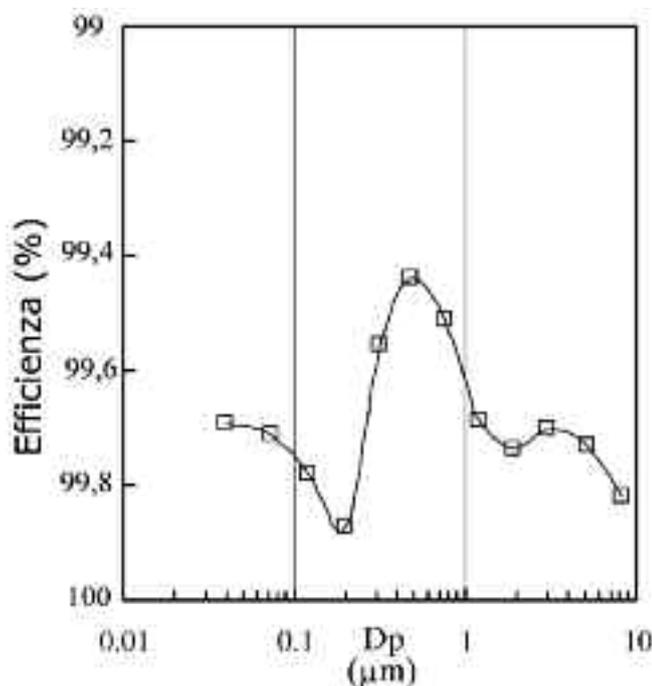
Per gli impianti di combustione fissi, le migliori tecnologie commerciali oggi disponibili per il controllo delle emissioni di polveri sono i filtri a tessuto e i depolveratori elettrostatici, che possono garantire efficienze di rimozione superiori al 99%. Le prestazioni rilevate per il particolato fine evidenziano la superiorità dei mezzi filtranti nel garantire il rispetto dei limiti più restrittivi, con possibilità di scendere a concentrazioni anche inferiori al mg m^{-3} .

La rimozione delle frazioni ultrafini e delle nanopolveri, seppur ampiamente descritta tramite modelli teorici che evidenziano il ruolo dei principali meccanismi elementari attivi nella captazione, non sono ancora del tutto documentate. Le indagini sono generalmente confinate al settore della combustione di solidi in centrali termoelettriche ed utenze termiche di varia tipologia. Limitatissime informazioni sono disponibili per l'incenerimento di rifiuti. Le efficienze osservate sono inoltre spesso riportate in termini di massa e non di numero delle particelle, rendendo particolarmente difficoltosa la valutazione delle prestazioni dei diversi apparati. Ciò nonostante, le indicazioni generali che emergono per le migliori tecnologie disponibili confermano, nella sostanza, i ben noti andamenti delle efficienze granulometriche di separazione, con una riduzione nei livelli di rimozione per le classi dimensionali tra $0,1 \mu\text{m}$ ed $1-2 \mu\text{m}$. Per tale finestra dimensionale, la riduzione dell'efficienza di captazione è direttamente riconducibile ai meccanismi inerziali e diffusionali responsabili della cattura delle particelle. Per le frazioni ultrafini e le nanopolveri, collocate al di sotto del limite inferiore di tale intervallo, sia i depolveratori elettrostatici sia i filtri a tessuto mantengono elevate capacità di cattura. I rendimenti di separazione, almeno per dimensioni sino a qualche decina di nm, appaiono così allineati a quelli ottenibili per il materiale grossolano, con livelli di captazione che, per unità dimensionate e gestite correttamente, si collocano tra 97-99% del numero totale delle particelle.

L'andamento generale osservabile per le efficienze mostra altresì come i filtri a tessuto siano potenzialmente meno soggetti alla riduzione nell'entità della separazione nel già citato intervallo $0,1-1 \mu\text{m}$, con rimozioni che risultano così molto più uniformi e consistenti nell'intero spettro dimensionale rispetto a quelle tipiche degli elettrofiltri. Un esempio di tale comportamento è illustrato in Figura 9 che evidenzia rendimenti di separazione per PU e nanopolveri superiori al 99,5%, senza apprezzabili variazioni rispetto ai valori misurati per le frazioni più grossolane ($d > 2,5 \mu\text{m}$).

Le informazioni disponibili non evidenziano infine particolari sviluppi di apparecchiature innovative, mentre si registrano apprezzabili sforzi verso il potenziamento di tecnologie già consolidate con interventi sulla configurazione degli apparecchi (sistemi ibridi, elettrofiltri ad umido) e/o sulle modalità di esercizio (sistemi centrifughi a bassa pressione, tensioni di alimentazione negli elettrofiltri).

Figura 9
Efficienza di rimozione in numero del particolato rilevata per un filtro a tessuto, in funzione della dimensione delle particelle.



7.2 Autoveicoli

Nel settore delle combustioni mobili, i costruttori di motori e le case automobilistiche hanno sviluppato negli ultimi anni sistemi di abbattimento degli inquinanti sempre più efficienti. Essendo i limiti di emissione degli inquinanti espressi in termini di massa scaricata (e non di numero delle particelle) tutti gli sforzi di ricerca e sviluppo in ambito industriale sono stati rivolti al contenimento della massa di materiale particellare scaricato. Come già citato, per le PU ciò è poco significativo. A oggi non esistono quindi soluzioni specifiche finalizzate alla riduzione della formazione di PF e PU nei motori a benzina o Diesel. Le tecnologie commerciali proposte per contenere le emissioni di particolato carbonioso e di NO_x non sono particolarmente efficaci nel ridurre le emissioni di nanoparticelle (in particolare per dimensioni inferiori ai 10 nm); d'altro canto, esse mostrano risultati assolutamente incoraggianti nella rimozione delle particelle di dimensioni superiori e dei precursori del particolato.

Gli interventi proposti operano contestualmente in tre direzioni: sviluppo di tecnologie motoristiche innovative (in particolare per il processo di ricambio della carica, l'iniezione e la combustione), adozione di sistemi di post-trattamento e interventi sul combustibile. Attualmente, il maggior contributo all'abbattimento del particolato è garantito da sistemi di post-trattamento dei gas di scarico, che possono raggrupparsi in due macro-categorie: convertitori catalitici e trappole per particolato. I convertitori catalitici sono in grado di agire solo parzialmente sul particolato ultrafine, se non per quanto riguarda l'abbattimento della frazione organica (catalizzatori ossidanti) e degli

NO_x , che rappresentano uno dei più importanti precursori di particolato secondario. Sebbene siano evidenti i vantaggi derivanti dall'uso di sostanze catalizzatrici, è stato possibile evidenziare alcune problematiche ad esse correlate. La rimozione delle particelle carboniose presenti nei gas di scarico può essere effettuata mediante filtrazione in dispositivi di post-trattamento denominati "trappole per particolato". Le particelle vengono trattenute nelle porosità del filtro e successivamente ossidate (per via termica o catalitica), "rigenerando" il filtro. La rigenerazione consiste nella combustione delle particelle di carbonio, innescata da una post-iniezione di combustibile che ha lo scopo di aumentare temporaneamente la temperatura dei gas (usualmente oltre 600°C) e permettere l'ossidazione del carbonio. Il processo è controllato dal sistema di gestione del motore, che avvia la rigenerazione a percorrenze prestabilite (ogni 400-500 km) oppure quando viene rilevata un'eccessiva contropressione allo scarico.

8. EFFETTI SULLA SALUTE

Le evidenze circa i possibili effetti sulla salute conseguenti od associati all'esposizione a PF e PU derivano principalmente da studi epidemiologici e tossicologici. I primi si concentrano sull'associazione fra concentrazione di particelle in atmosfera (che non corrisponde necessariamente all'esposizione personale) ed effetti critici: mortalità, morbilità, effetti acuti, effetti in categorie suscettibili (bambini, anziani), etc. I secondi, per lo più sperimentali, puntano alla comprensione dei meccanismi biologici attraverso i quali l'esposizione a particelle può determinare effetti nocivi sull'organismo.

8.1 L'approccio epidemiologico

Le evidenze più autorevoli sulla mortalità prematura, sia generale che per cause specifiche, derivano da studi USA, Europei ed Italiani. Tra questi, tuttavia, solamente lo studio compiuto ad Erfurt in Germania, ha misurato le PU ($0,01-0,1 \mu\text{m}$), pervenendo ad una stima di rischio (RR) di mortalità totale $1,029-1,031$ per mortalità cardio-respiratoria per un aumento medio del numero di PU di $9748/\text{cm}^3$.

Gli studi di serie temporali hanno indagato effetti acuti correlabili a variazioni giornaliere nei livelli di PF ($\text{PM}_{2,5}$) e PU ($\text{PM}_{0,1}$). Le principali evidenze possono essere così riassunte: (i) esiste un debole effetto delle PF/PU sia sulla mortalità totale che sulla mortalità per cause respiratorie e cardiovascolari; (ii) le PF sono tendenzialmente associate a effetti immediati (latenza di 0-1 giorni) prevalentemente respiratori, mentre le PU a effetti relativamente ritardati (latenza di 4-5 giorni) prevalentemente cardiovascolari; (iii) gli effetti delle due frazioni, ove misurate, appaiono indipendenti. Da quest'ultima osservazione consegue che la misura delle PF non può essere utilizzata come indicatore di esposizione a PU.

Benché non sia possibile isolare gli effetti delle PU da quello di altri inquinanti, alcuni effetti a breve termine in categorie di individui suscettibili (in particolare pazienti con malattie cardio-polmonari croniche) sembrano associati o casualmente correlati all'esposizione a PU: aggravamento di malattie respiratorie e cardiovascolari; aumento del consumo di farmaci per l'asma nei giorni successivi ad aumenti della concentrazione di PU; aumento dei sintomi (tosse) ed alterazioni dei parametri funzionali respiratori negli adulti asmatici, modificazioni del ritmo cardiaco; aumentato rischio di ischemia cardiaca durante l'esercizio fisico in pazienti con malattia coronaria stabile; alterazioni della coagulazione e di markers biochimici; riduzione delle giornate attive;

variazioni della frequenza cardiaca di pazienti con malattia coronarica cronica. Studi compiuti a Roma hanno evidenziato associazioni statisticamente significative fra mortalità coronarica, in particolare negli anziani, e numero di PU, PM₁₀ e CO derivanti da sorgenti mobili. Lo studio europeo "ULTRA" suggerisce infine come le PU non sembrano spiegare gli effetti acuti attribuibili al PF; esse invece spiegherebbero, in parte, gli effetti del traffico.

Il ruolo più evidente delle PU rispetto alle PF nell'associazione con la mortalità e morbilità cardiovascolari è in accordo con le attuali conoscenze circa il loro meccanismo d'azione, che comprende l'attivazione di recettori sensibili agli irritanti e la genesi di una risposta infiammatoria a livello respiratorio, l'ipotesi del passaggio delle PU attraverso gli epitelii, l'attivazione endoteliale vascolare. Tuttavia, i (tre) principali studi che hanno valutato specificamente il ruolo del PU espresse numericamente indicano un ruolo non trascurabile dell'esposizione ai co-inquinanti, specie gassosi (CO ed NO₂). In ultima analisi, l'assenza di misure di esposizione su popolazioni sufficientemente vaste e la difficoltà a ricostruire esposizioni personali (includendo le sorgenti indoor) attendibili, fanno concludere che le indicazioni sopra richiamate sono in definitiva molto deboli e che le stime di rischio (che includono, senza superarlo, il valore unitario) hanno significatività statistica limitata. In ogni caso, in nessuno dei pochi studi dedicati alle PU si fanno riferimenti specifici all'attività di combustione e di recupero di energia dei rifiuti, né se ne segnala il ruolo di particolare pericolosità rispetto alle altre combustioni o fonti di emissione in genere.

8.2 L'approccio tossicologico

Esistono ormai evidenze consolidate circa gli effetti prodotti da particelle generate da motori Diesel, fumi di saldatura, nerofumo e nanoparticelle di ceneri volatili. Gli studi tossicologici disponibili considerano lo stress ossidativo della produzione di intermedi reattivi dell'ossigeno, il principale meccanismo responsabile degli effetti tossici delle PU inalate. La cascata di eventi può presentare differenze in relazione al tipo di particelle, ma l'effetto finale è comunque rappresentato da un processo flogistico.

Le sole caratteristiche dimensionali non sono di per sé in grado di condizionare la tossicità, pur producendo una risposta flogistica polmonare di maggior entità rispetto a PF aventi la stessa composizione chimica a parità di massa. Poiché a parità di massa la superficie complessiva di un aerosol costituito da PU è molto maggiore, le particelle hanno una maggiore probabilità di adsorbire e veicolare sulla loro superficie sostanze tossiche di natura organica od inorganica. La composizione chimica, in particolare l'abbondanza in composti aromatici ed elementi metallici di transizione, la presenza di contaminanti di origine batterica o virale, la reattività chimica, la solubilità dei componenti (che a sua volta condiziona la persistenza) appaiono essenziali nella modulazione della tossicità. La variabilità di tali caratteristiche spiegherebbe la variabilità negli effetti sanitari osservati in zone diverse.

Gli studi sperimentali condotti sugli animali e quelli clinico-sperimentali controllati sull'uomo suggeriscono che la capacità delle PU di indurre effetti nocivi è maggiore di quella osservata a seguito dell'esposizione a particelle di dimensioni maggiori. Questi studi non hanno peraltro dimostrato con chiarezza un passaggio di particelle insolubili attraverso la barriera polmonare ed una diffusione nella circolazione sistemica, che si ritiene quantitativamente assai modesta.

Il legame fra esposizione al particolato atmosferico e la mortalità cardiovascolare coinvolge un processo patogenetico che comprende la flogosi polmonare indotta dalle

particelle, la flogosi sistemica, l'accelerazione del processo aterosclerotico e l'alterazione del controllo del sistema nervoso autonomo sul ritmo cardiaco. Unitamente alle osservazioni epidemiologiche, si sta affermando l'evidenza che l'esposizione a particolato, non importa di quale frazione dimensionale, sia associato non solo con l'aggravamento di malattie preesistenti, ma rappresenti un vero e proprio fattore di rischio per lo sviluppo di patologie cronico-degenerative. In questo contesto sarebbe estremamente desiderabile isolare l'effetto delle particelle da quello di altri inquinanti, ma ciò è generalmente impossibile. Nella maggior parte degli studi l'effetto delle PU è inescindibilmente legato a quello degli altri co-inquinanti generati dal traffico (NO, NO₂, e CO) nonché a quello delle PF.

Essendo l'inquinamento da PU solo un aspetto del più complesso problema delle emissioni in ambiente legate ad attività antropiche, appare riduttivo focalizzarsi sulla presenza o sugli effetti di una singola classe di inquinanti. Senza contare che alcuni studi condotti anche nel nostro Paese indicano il concorso di variabili meteo-climatiche che favorirebbero il passaggio gas-sol, l'aggregazione e il trasporto a distanza delle PU. In sintesi, ferma restando la doverosa attenzione al ruolo ambientale del particolato ultrafine ed ai suoi componenti, dall'analisi delle implicazioni tossicologiche degli studi nel settore non emergono indicazioni di rischi particolari, attribuibili alle PU provenienti da attività di combustione dei rifiuti che recuperano energia, purchè in linea con la migliore tecnologia disponibile.

9. L'INDAGINE SPERIMENTALE

L'analisi dello stato delle conoscenze effettuata nella fase 1 è stata condotta in parallelo all'acquisizione della strumentazione e alla progettazione delle campagne sperimentali previste per la fase 2. Con le misure eseguite nella fase 2 sono state rilevate le concentrazioni di Particelle Ultrafini (PU) e Nano Particelle (NP) nei prodotti di combustione generati da:

- caldaie per riscaldamento domestico a biomassa;
- caldaie per riscaldamento domestico a gasolio;
- caldaie per riscaldamento domestico a gas naturale;
- termovalorizzatori di rifiuti urbani di grande taglia, nella fattispecie tre impianti realizzati nell'ultimo decennio, con caratteristiche tecnologiche in linea con la migliore tecnologia disponibile.

In linea con le caratteristiche del materiale da determinare, la presenza di particelle nei prodotti di combustione è stata rilevata in termini del loro numero per unità di volume (numero di particelle per cm³), anziché della usuale concentrazione in massa (mg per m³). La concentrazione in massa è in questo caso poco significativa poiché:

- la quantità in peso di materiale presente all'emissione è di norma trascurabile, con livelli generalmente inferiori ai limiti di rilevabilità dei protocolli di campionamento ed analisi disponibili per il particolato fine: ciò rende molto problematica la misura con precisione accettabile;
- i presunti impatti sulla salute sembrano correlarsi non tanto alla massa, che è trascurabile, quanto al numero di particelle che possono, per le loro dimensioni, penetrare in profondità nell'apparato respiratorio.

Le difficoltà di campionamento conseguenti alle infime quantità del materiale presente all'emissione quale polvere ultrafine rendono particolarmente complessa ed incerta la rilevazione della composizione chimica. In ogni caso l'analisi della formazione nei processi di combustione di particelle ultrafini ($d < 0,1 \mu\text{m}$) porta a concludere che

le maggiori componenti sono il carbonio elementare, il carbonio organico, solfati (se presente zolfo nei combustibili) ed in misura minore ossidi di elementi presenti nelle ceneri del combustibile.

9.1 Rilevazione della frazione condensabile

I fumi emessi in atmosfera da impianti di combustione alimentati con combustibili fossili, legna e più in generale con qualsiasi materiale contenente carbonio e idrogeno (come i rifiuti) contengono specie chimiche allo stato gassoso che, una volta raffreddate e diluite dall'aria ambiente, danno origine a processi di nucleazione e condensazione che generano ulteriori polveri ultrafini e nano-particelle. Questi processi avvengono tipicamente in atmosfera, a valle dell'espulsione dei fumi dal camino dell'impianto. Le polveri ultrafini da essi generate costituiscono la frazione condensabile o "secondaria", che si aggiunge a quella "primaria" costituita dalle particelle già presenti al punto di emissione. La quantità di polveri ultrafini di origine secondaria può essere estremamente rilevante, da cui la necessità di tenerne debito conto per valutare correttamente le emissioni di un dato impianto o processo. Ciò richiede un sistema dedicato di campionamento e analisi con modalità di prelievo specifiche, orientate a simulare i fenomeni di nucleazione e/o condensazione di specie volatili e semivolatili all'atto dell'immissione in atmosfera, abbinate a dispositivi in grado di misurare il numero delle particelle sino a dimensioni prossime alle decine di nm.

Naturalmente le PU una volta immesse in atmosfera e dopo che si sono esauriti i processi di formazione secondaria in prossimità della sorgente iniziano, sotto l'azione del trasporto e diffusione atmosferica, un viaggio in cui possono continuare i processi di nucleazione, condensazione, ma si possono anche sviluppare in varia misura fenomeni di coagulazione, agglomerazione, trasformazione ed interazione con altre specie e rimozione da parte di ostacoli. Questa complessa fenomenologia rende così particolarmente complicato stabilire il ruolo delle sorgenti sull'effettiva presenza di ultrafine in atmosfera.

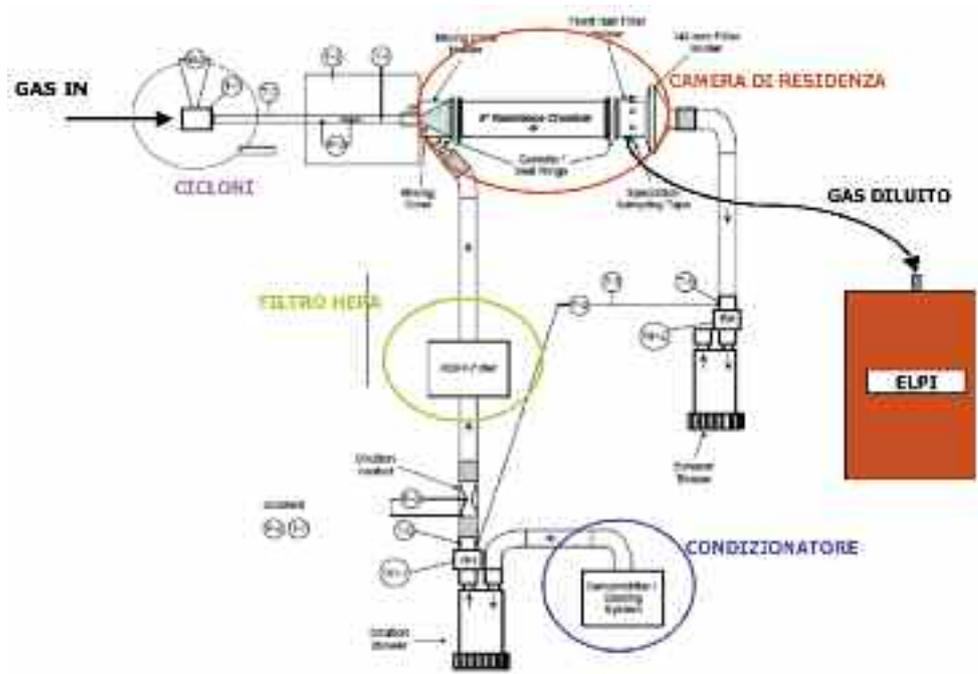
10. CAMPAGNE DI MISURA

10.1 Strumentazione

In conformità alle esigenze sopra richiamate, la strumentazione di campionamento adottata nell'indagine è stata studiata ed assemblata per l'esecuzione di misure di particolato ultrafine nei gas di combustione tal quali e diluiti, definite convenzionalmente "a caldo" ed "a freddo", rispettivamente. Ciò significa che la valutazione "a caldo" misura le PU tal quali così come vengono emesse dal processo. Con la misura "a freddo" si apprezza il numero di PU dopo che sono intervenuti i processi di nucleazione e condensazione delle frazioni semivolatili in seguito al raffreddamento e diluizione con aria ambiente preventivamente trattata con un filtro assoluto.

Questa operazione ha richiesto l'assemblaggio di un complesso sistema di campionamento e misura di seguito brevemente descritto. La linea presenta una struttura modulare (Figura 10) costituita da un apparato di prelievo che, configurato secondo il metodo EPA CTM-039, comprende una sonda equipaggiata con due separatori centrifughi per trattenere il materiale di dimensione superiore a $2,5 \mu\text{m}$ ed una sezione di diluizione dove i fumi, miscelati con aria opportunamente filtrata e condizionata,

Figura 10
Schema della linea di campionamento e diluizione.



permangono per tempi adeguati in una camera di residenza. L'intero sistema è monitorato e gestito da un software, che ne regola il funzionamento attraverso un'unità di controllo.

La linea è integrata con un impattore elettrico multi-stadio a bassa pressione ELPI (Electrical Low-Pressure Impactor, Dekati Ltd., Finland) per la misura in tempo reale della distribuzione dimensionale e della concentrazione in numero delle particelle aerodisperse nell'intervallo compreso tra $0,007 \mu\text{m}$ e $10 \mu\text{m}$.

10.2 Emissioni misurate

Le indagini sull'attività di termovalorizzazione di rifiuti urbani hanno interessato i tre impianti di Milano, Brescia e Bologna, rappresentativi delle più moderne installazioni di grande potenzialità nell'attuale contesto tecnologico ed equipaggiati con sistemi di depurazione allineati alle MTD (migliore tecnologia disponibile) di settore per il controllo spinto di inquinanti convenzionali (particolato, gas acidi, ossidi di azoto) e sostanze in traccia (metalli, diossine). Le campagne sulle utenze per la produzione di energia termica ad uso civile, sviluppate presso i laboratori della Stazione Sperimentale per i Combustibili, hanno valutato la combustione di legna (pellet), gasolio e gas naturale in impianti di media taglia (100 - 150 kW di potenzialità termica nominale) utilizzando, rispettivamente, una caldaia a pellet di tipo avanzato dotata di un depolveratore centrifugo assiale ed un'unità con bruciatore alimentabile a gasolio e gas naturale, rappresentativa del parco caldaie attualmente in uso nel settore civile. Il

complesso delle prove comprende rilevamenti a freddo, condotti con rapporti di diluizione variabili in tutto l'intervallo consentito dalla sonda, integrati con campionamenti a caldo, finalizzati all'identificazione del contributo della componente condensabile e condotti con una sonda di prelievo riscaldata, di configurazione identica a quella utilizzata per le prove a freddo che ha convogliato il fumo all'impattore senza alcuna diluizione preliminare. La valutazione è stata anche estesa alle presenze di ultrafine nell'area dove gli impianti sono ubicati, con misure dei livelli di concentrazione delle particelle nell'atmosfera di fondo per inquadrarne il ruolo sui valori rilevati all'emissione degli impianti. Tali concentrazioni nell'area degli impianti è indicata nelle tabelle alla voce "aria ambiente".

11. RISULTATI

Le principali acquisizioni del complesso dell'indagine sono illustrate nei paragrafi seguenti, disaggregate per tipologia di utenza (impianti termici civili, termovalorizzatori). Nella descrizione dei risultati ottenuti per le distribuzioni dimensionali in numero del particolato, con il termine di frazione ultrafine e nanoparticolato si sono indicate, rispettivamente, le particelle di diametro aerodinamico inferiore a $0,1 \mu\text{m}$ (100 nm) ed a $0,05 \mu\text{m}$ (50 nm).

11.1 Impianti termici civili

Le principali acquisizioni ricavate dal complesso delle prove eseguite sulle utenze termiche civili sono sintetizzate comparativamente in Tabella 1, che riassume i livelli di concentrazione e delle principali caratteristiche dimensionali rilevati in tutto l'intervallo di diluizioni adottato nelle prove a freddo e nella corrispondente prova a caldo. I risultati delle prove sulla combustione del pellet in regime di carico nominale mostrano valori medi di concentrazione pari a $4,5 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$ a bassi rapporti di diluizione ($RD=15-20$), $4,1 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$ per rapporti di diluizione intermedi ($RD = 25-35$) e $5,2 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$ per quelli più elevati ($RD=40-50$). La moda delle distribuzioni è localizzata in corrispondenza del diametro pari a $0,072 \mu\text{m}$, con la frazione granulometrica del particolato ultrafine che costituisce circa il 95% della concentrazione totale misurata. Le misure non appaiono particolarmente influenzate dall'entità della diluizione applicata, con presenze emissive del tutto confrontabili tanto in termini di concentrazioni che delle caratteristiche dimensionali delle distribuzioni. Rispetto al regime nominale di funzionamento, i rilevamenti a carico termico ridotto mostrano una leggera riduzione delle concentrazioni, collocate su un valor medio di $2,4 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$, ed un corrispondente apprezzabile spostamento delle distribuzioni dimensionali verso granulometrie più elevate: la frazione di particolato ultrafine si riduce sino al 39%, con un contestuale aumento della moda sino a valori collocati intorno a $0,2 \mu\text{m}$. L'esercizio della caldaia in queste condizioni sembra pertanto generare un minor numero di particelle ultrafini, riconducibile alla presenza di consistenti frazioni di materiale grossolano di origine primaria, derivanti da condizioni di combustione non ottimale ed in grado di comportarsi da superfici di condensazione ed agglomerazione: l'ingrossamento delle polveri già esistenti risulta in tal modo favorito rispetto alla formazione di nuove particelle, in accordo con la riduzione osservata nei livelli di concentrazione e con l'incremento delle caratteristiche dimensionali delle distribuzioni. In linea con quanto atteso dalla tipologia del combustibile, le concentrazioni misurate durante le prove a caldo, eseguite sul

gas tal quale senza diluizione, sono risultate superiori al limite di rilevabilità strumentale dell'impatto (circa $6 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$). Com'era ragionevole attendersi, i livelli di particolato risultano infine decisamente superiori rispetto a quelli rilevati nell'aria comburente, che presentano un valor medio pari a $2,9 \cdot 10^4 \text{ cm}^{-3}$.

Contrariamente al caso della combustione del pellet, i livelli di particolato misurati allo scarico della caldaia a gasolio in condizioni di carico nominale mostrano un' apprezzabile dipendenza dal rapporto di diluizione utilizzato. Le concentrazioni crescono da un valor medio di $8,6 \cdot 10^6 \text{ cm}^{-3}$ per i rapporti di diluizione più elevati (RD=40-50), a $2,2 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$ per rapporti di diluizione intermedi (RD=25-35) fino a $6,7 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$ per le diluizioni più ridotte (RD=15-20), mentre non si osservano analoghe variazioni nella distribuzione dimensionale del particolato, con le particelle ultrafini che incidono per oltre il 99% sul totale e la moda localizzata in corrispondenza di un diametro di circa $0,02 \mu\text{m}$ per tutte le diluizioni esplorate. Le differenze rilevate nelle concentrazioni appaiono riconducibili all'effetto dell'entità della diluizione nel ridurre progressivamente la pressione parziale delle componenti semivolatili, sfavorendo in tal modo la formazione di nuove particelle per fenomeni di nucleazione. Le acquisizioni dei prelievi a caldo, che mostrano concentrazioni medie pari ad $1,3 \cdot 10^6 \text{ cm}^{-3}$, evidenziano altresì il ruolo della frazione condensabile sulle emissioni del particolato, con un incremento nelle presenze rilevate nelle prove a freddo compreso tra circa 7 volte per le diluizioni più elevate sino a 52 volte per quelle più ridotte. Le prove in condizioni di carico ridotto presentano concentrazioni sostanzialmente indipendenti dalla diluizione applicata, con valori medi pressoché costanti tra $1,1 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$ e $1,7 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$; le distribuzioni dimensionali mostrano uno spostamento verso granulometrie più elevate, con un contributo delle frazioni ultrafini che si riduce al 92% - 95% ed un corrispondente leggero incremento della moda sino a $0,07 \mu\text{m}$. I risultati paiono così confermare le acquisizioni della caldaia a pellet nell'indicare, in condizioni di combustione non ottimale, una maggior presenza di particelle primarie che fa prevalere fenomeni di condensazione eterogenea su nuclei già presenti rispetto a quelli di nucleazione omogenea di specie semivolatili. Come già illustrato per il regime a carico nominale, anche in condizioni di carico ridotto le prove a caldo evidenziano l'incremento delle concentrazioni associato alla componente condensabile, peraltro collocato su livelli più modesti. In linea con quanto atteso dalla tipologia della combustione, in tutte le condizioni di prova e per entrambi i regimi di esercizio della caldaia le concentrazioni rilevate sono infine largamente superiori ai valori misurati nell'aria comburente.

Le acquisizioni della combustione del gas naturale risultano, ovviamente, in livelli emissivi decisamente inferiori rispetto a quelli degli altri combustibili. I risultati indicano una concentrazione media di $4,5 \cdot 10^3 \text{ cm}^{-3}$ per un rapporto di diluizione pari a 15 volte, un ordine di grandezza inferiore rispetto a quella presente nell'aria comburente, mentre per diluizioni superiori si registrano valori inferiori ai limiti di rilevabilità strumentale. La distribuzione dimensionale appare fortemente caratterizzata dalla presenza di particelle ultrafini e nanopolveri, con una moda collocata in corrispondenza di $0,02 \mu\text{m}$. Le modestissime presenze rilevate durante le prove con diluizione hanno suggerito di non procedere con le misurazioni a caldo sul gas tal quale.

Tabella 1: Sintesi comparativa dei risultati dell'indagine sulle utenze termiche civili.

Utenza	Condizione di campionamento-regime di esercizio caldaia	Concentrazione (cm ³)	Fraz. <0,1µm(%) / Fraz. <0,05µm(%)	Moda (µm)
Pellet	Diluizione-carico nominale	41'000'000 - 52'000'000	93-95 / 19-28	0,072
	Diluizione-carico ridotto	24'000'000	39 / 0	0,204
Gasolio	Diluizione-carico nominale	8'600'000 - 67'000'000	> 99 / 89 - 97	0,021
	Diluizione-carico ridotto	11'000'000 - 17'000'000	92 - 95 / 40 - 56	0,072
	A caldo-carico nominale	1'300'000	97 / 74	0,054
	A caldo-carico ridotto	6'000'000	94 / 64	0,054
Gas naturale	Diluizione-carico nominale	4'500	89 / 68	0,021
Aria ambiente	-	28'000	88 / 64	0,021

11.2 Impianti di termovalorizzazione di rifiuti urbani

Le principali acquisizioni delle campagne sugli impianti di termovalorizzazione sono riassunte in Tabella 2, sempre in termini dei livelli di concentrazione e delle principali caratteristiche dimensionali rilevati in tutto l'intervallo di diluizioni adottato nelle prove a freddo e nella corrispondente prova a caldo.

Il complesso delle misure effettuate sull'impianto Silla 2 di Milano mostra livelli di concentrazione non particolarmente influenzati dall'entità della diluizione, con valori medi pressoché costanti di circa 11000 cm³ per rapporti di diluizione medio-bassi (RD = 15-35) ed un lieve incremento sino a 17000 cm³ per le diluizioni più elevate (RD = 40-55). Il prelievo a caldo fornisce un valore di concentrazione pari a circa 5000 cm³, leggermente inferiore rispetto ai livelli medi rilevati nelle prove con diluizione e conferma, come già per le utenze civili, la formazione di polveri di origine condensabile ad opera della diluizione e il raffreddamento stessi: gli incrementi osservati, in termini dei rapporti tra le rispettive concentrazioni, variano tra circa 2 volte per le basse diluizioni (RD=15-20) e 3,5 volte per quelle più elevate (RD=40-55). Ciò nonostante, le concentrazioni medie rilevate appaiono collocate su livelli inferiori a quelli misurati nell'aria comburente, caratterizzata da presenze pari a circa 32000 cm³: tale risultato rappresenta un'acquisizione particolarmente importante, soprattutto se inquadrato comparativamente con il contesto rilevato per le caldaie civili a pellet e gasolio che mostrano, a tal proposito, risultati diametralmente opposti. Le distribuzioni dimensionali mostrano frazioni di particelle ultrafini pari al 95% - 97%, senza particolari variazioni con il rapporto di diluizione né rispetto al prelievo a caldo: le presenze di nanoparticelle appaiono relativamente consistenti, con frazioni comprese tra il 79% ed il 93% circa passando dai bassi agli alti rapporti di diluizione e del 74% nel prelievo a caldo. Le distribuzioni sono generalmente caratterizzate da una moda collocata nell'intervallo delle nanoparticelle, anche se non mancano situazioni di bimodalità con la presenza di una seconda moda più grossolana. Le variazioni appaiono riconducibili alla notevole sensibilità che presentano le caratteristiche modali delle distribuzioni rispetto ad oscillazioni anche molto modeste nelle caratteristiche dei gas emessi, tipiche del regime di esercizio degli impianti a piena scala alimentati con materiali relativamente eterogenei come i rifiuti.

L'indagine sull'impianto di Brescia conferma livelli di concentrazione che non mostrano

significative dipendenze con l'entità della diluizione applicata. I valori medi sono compresi tra circa 4000 cm^{-3} per rapporti di diluizione bassi e medi ($\text{RD}=15\text{-}35$) e 7000 cm^{-3} per le diluizioni più elevate. Le analisi dell'aria comburente indicano concentrazioni medie di circa 13500 cm^{-3} che, collocandosi su livelli superiori rispetto a quelle misurate alle emissioni dall'impianto, confermano l'analoga e significativa acquisizione dei rilevamenti sull'impianto Silla2. Le distribuzioni dimensionali appaiono sempre fortemente caratterizzate dalla presenza delle frazioni di particolato ultrafine, che rappresentano oltre il 90% del numero complessivo, senza particolari variazioni con la diluizione: la frazione di nanoparticelle risulta ancora relativamente consistente, compresa tra il 71% per le diluizioni medie l'82% per quelle più elevate. Anche per l'impianto di Brescia le distribuzioni confermano la presenza generale di una moda principale nell'intervallo delle nanoparticelle, talvolta accompagnata da una o più mode in corrispondenza delle granulometrie più grossolane. Analogamente al caso dell'impianto di Milano, le variazioni rilevate sono anche in questo caso riconducibili alla sensibilità delle distribuzioni rispetto alle oscillazioni nelle caratteristiche dei gas emessi. La prova con prelievo a caldo, pur essendo stata eseguita, non ha fornito risultati utilizzabili per alcune problematiche tecniche nel funzionamento dell'impatore ELPI che hanno reso impossibile la misura delle concentrazioni.

La campagna eseguita sull'impianto di Bologna ha rilevato presenze nel complesso superiori rispetto a quelle acquisite per gli altri due impianti, indicando altresì una modesta tendenza all'incremento per rapporti di diluizione progressivamente crescenti. Le concentrazioni medie passano da circa 46000 cm^{-3} per bassi rapporti di diluizione ($\text{RD}=15\text{-}20$) a 63000 cm^{-3} per rapporti medi ($\text{RD}=25\text{-}35$) fino a 71000 cm^{-3} per le diluizioni più elevate ($\text{RD}=40\text{-}50$). Il prelievo a caldo fornisce valori di concentrazione di circa 25000 cm^{-3} , anch'essi superiori rispetto all'altro dato disponibile relativo all'impianto di Milano; il confronto con i prelievi a freddo con diluizione evidenzia gli incrementi già osservati per l'impianto di Milano, con rapporti tra le corrispondenti concentrazioni pari a 2 per le basse diluizioni ed a circa 3 per quelle più elevate, confermando ulteriormente la formazione di polveri di origine condensabile. Rispetto alle misure dell'aria comburente, che forniscono valori medi di circa 20000 cm^{-3} , le acquisizioni indicano inoltre un incremento osservabile delle corrispondenti concentrazioni all'emissione, non registrato negli altri due impianti. Pur nella complessità dei processi di formazione delle frazioni ultrafini di origine condensabile, un'importante caratteristica degli impianti indagati in grado di differenziare i risultati acquisiti risiede nella presenza di unità di depurazione ad umido dei fumi che, determinando incrementi anche modesti nell'umidità dei gas, potrebbe favorire maggiormente i fenomeni di nucleazione di specie residue presenti nel flusso depurato. Alcuni riscontri in tal senso sono reperibili da indagini sperimentali che evidenziano un'appezzabile tendenza alla formazione di particolato ultrafine nei sistemi di abbattimento ad umido, attribuibile a processi di nucleazione che coinvolgono le specie ossidate dello zolfo (Sinanis et al., 2008). Per ciò che si riferisce alle distribuzioni dimensionali, anche per l'impianto di Bologna le frazioni ultrafini appaiono largamente prevalenti, con frazioni superiori al 95% sia nelle prove con diluizione sia nella prova a caldo; la frazione di nanoparticelle risulta sempre relativamente consistente, crescendo dal 78% nella prova a caldo sino all'88% nelle prove a diluizione più elevata, in linea con l'incremento osservato nelle presenze complessive di particolato di origine condensabile. Le distribuzioni granulometriche appaiono viceversa più uniformi, generalmente caratterizzate da un'unica moda nell'intervallo delle nanopolveri, localizzata intorno a $0,021 \mu\text{m}$ sia nelle prove con diluizione sia in quella a caldo.

Tabella 2: Sintesi comparativa dei risultati acquisiti nell'indagine sugli impianti di termovalorizzazione rifiuti.

Impianto	Condizione di campionamento	Concentrazione (cm ⁻³)	Fraz. <0,1µm(%) / Fraz. <0,05µm(%)	Moda (µm)
Milano	Diluzione	10637 - 17228	95 - 97 / 79 - 93	0,021 - 0,072
	A caldo	4958	97 / 74	0,017
	Aria ambiente	32059	96 / 77	0,021
Brescia	Diluzione	3916 - 7035	91 - 94 / 71 - 82	0,021 - 0,072
	Aria ambiente	13529	91 / 70	0,021
Bologna	Diluzione	41496 - 70026	95 - 97 / 84 - 88	0,021
	A caldo	25000	96 / 78	0,021
	Aria ambiente	19594	97 / 86	0,021

12. CONCLUSIONI DELL'INDAGINE SPERIMENTALE

Le principali indicazioni che emergono dall'indagine sperimentale, sintetizzate in Tab. 3 ed in forma grafica nelle Figg. 11 e 12, sono così sintetizzabili:

- le emissioni di particolato ultrafine (PU), inteso come il materiale di dimensioni tra 0,007 e 0,1 µm, appaiono in linea con la qualità del combustibile, le modalità di combustione e la presenza e configurazione delle linee di depurazione;
- le concentrazioni di PU rilevate all'emissione dei termovalorizzatori di rifiuti urbani risultano generalmente collocate sugli stessi livelli, quando non addirittura inferiori, a quelli presenti nell'aria ambiente dei siti di localizzazione. L'unica eccezione è rappresentata dall'impianto dotato di unità di depurazione ad umido dei fumi, nel quale il leggero incremento appare attribuibile al pur modesto incremento nel contenuto di umidità del flusso gassoso. Per tutti gli impianti indagati le concentrazioni misurate risultano altresì sistematicamente inferiori di almeno due ordini di grandezza rispetto a quelle rilevate per la combustione di pellet e gasolio in caldaie civili (10⁴ cm⁻³ contro 10⁶-10⁸ cm⁻³) e di poco superiori a quelle prodotte dalla caldaia a gas naturale (4,5 10³ cm⁻³) (Tabella 4.1);
- tanto nel settore delle utenze termiche civili che in quello dei termovalorizzatori, la componente condensabile presenta apprezzabili effetti nell'incrementare i livelli emissivi delle PU;
- le distribuzioni dimensionali in numero appaiono caratterizzate dalla larga prevalenza di frazioni ultrafini e nanopolveri per tutto il complesso degli impianti indagati.

Tabella 3: Sintesi dei risultati ottenuti nell'indagine.

Sorgente	Concentrazione in numero (cm ⁻³)	
	A caldo	Dopo diluizione e raffreddamento
Termovalorizzatori	3000 - 25'000	4000 - 70'000
Pellet	n.ril. (> 20'000'000)	24'000'000 - 52'000'000
Gasolio	1'300'000 - 6'000'000	8'600'000 - 67'000'000
Gas naturale	n.d.	≤ 4500
Aria ambiente	10'000 - 30'000	-

Figura 11
Concentrazioni di PU rilevate per gli impianti termici civili.

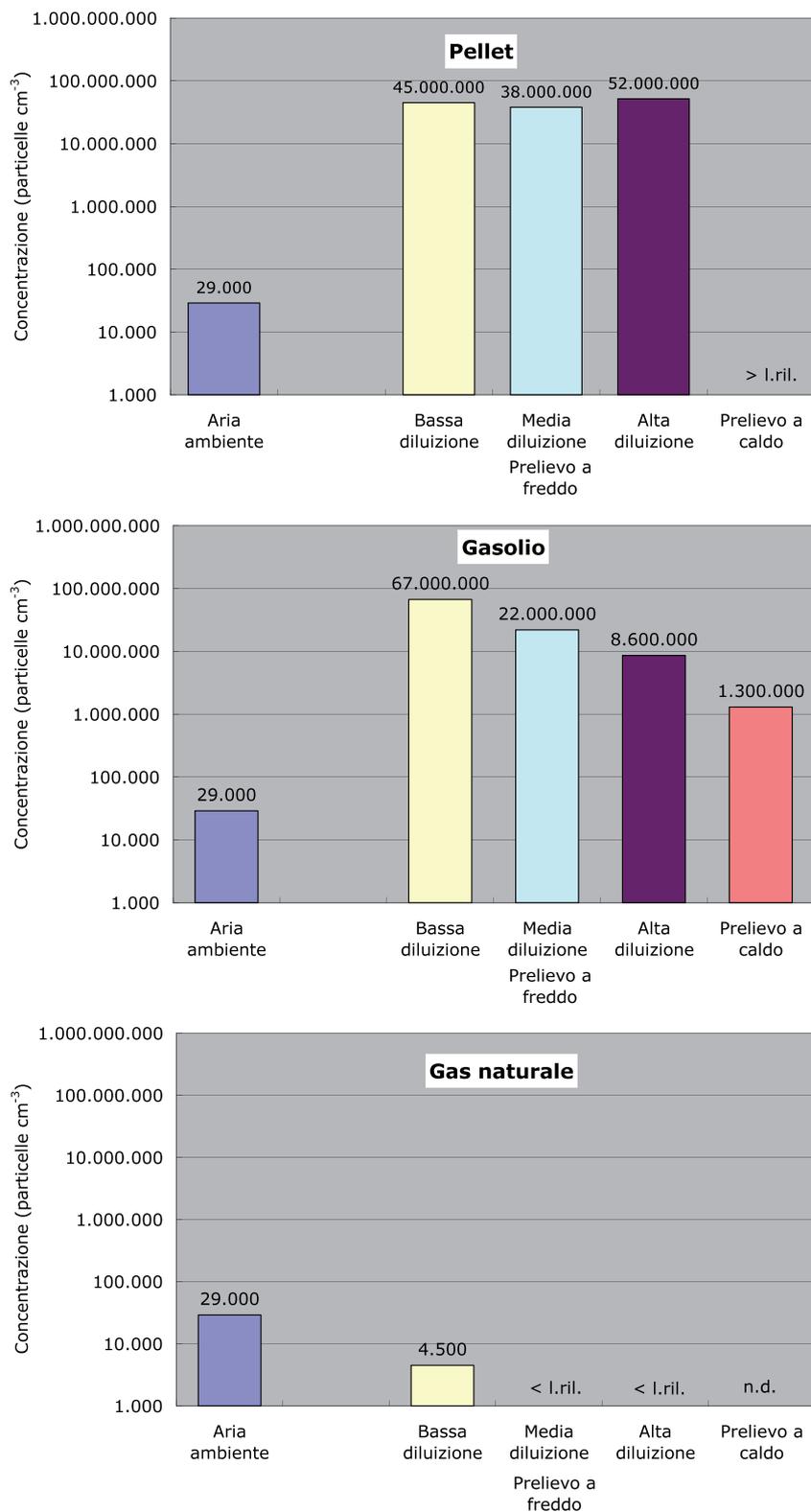
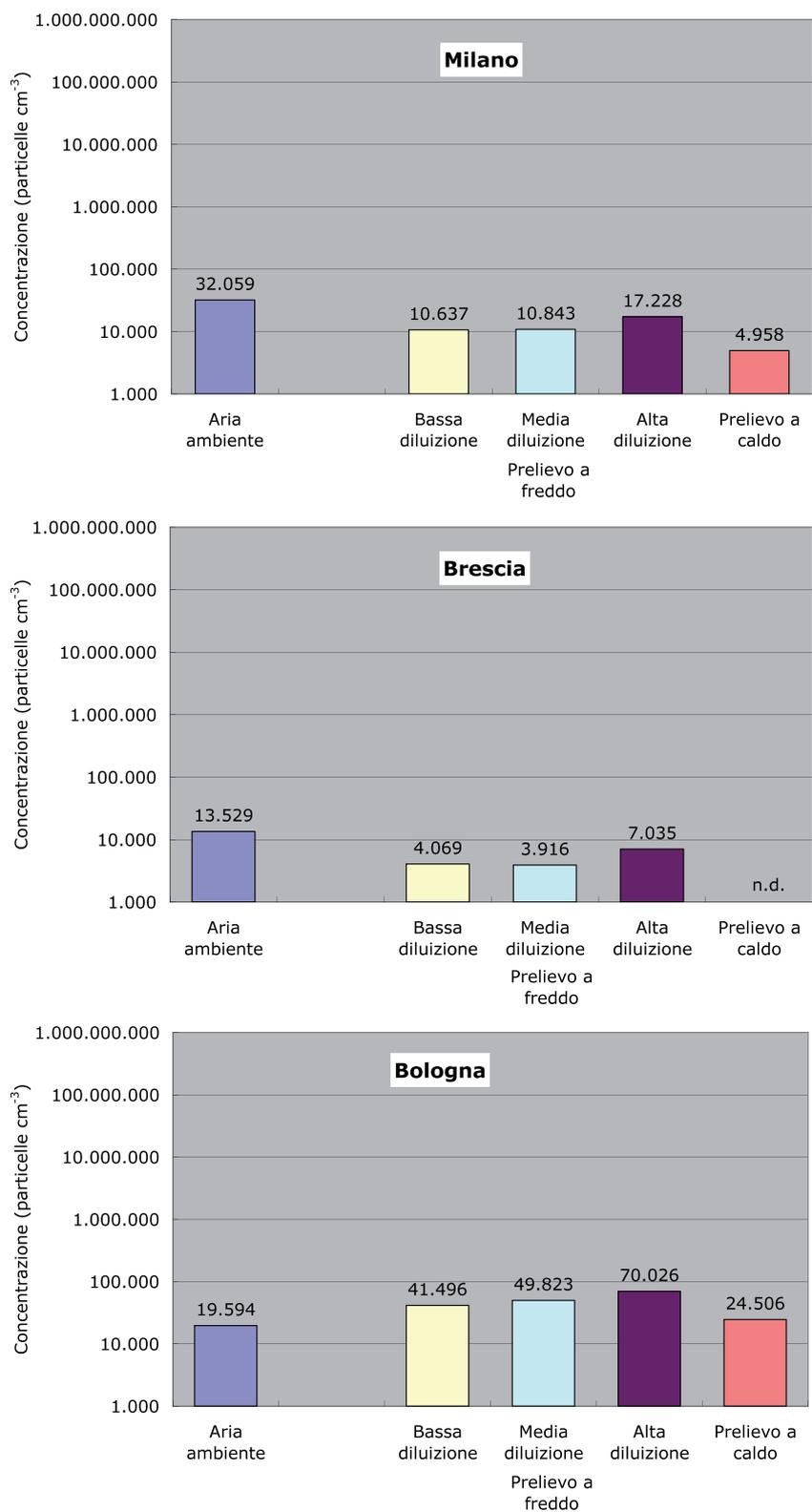


Figura 12
Concentrazioni di PU rilevate per gli impianti di termovalorizzazione dei rifiuti.



13. CONSIDERAZIONI FINALI

La combustione è una delle tante attività antropiche che, assieme ad una serie di fonti naturali, emette anche particolato ultrafine. Per ciò che riguarda le combustioni fisse gli elementi che regolano l'emissione di PU sono principalmente la qualità del combustibile (si va dalla legna con emissioni importanti fino al gas che mostra i valori più bassi) e l'esistenza di apparati per la rimozione del particolato fine che, se si tratta soprattutto di filtri a manica, mostrano ottime prestazioni anche per le PU. Al momento non esistono tuttavia indicazioni documentate sulla connessione tra specifiche attività di combustione fissa, presenza di particolato ultrafine in atmosfera e conseguente esposizione della popolazione.

Per quanto riguarda le combustioni mobili, è possibile individuare nel traffico veicolare una fonte certamente significativa, nel senso che in prossimità di flussi rilevanti di traffico si apprezzano presenze elevate di PU rispetto al fondo urbano. Le iniziative in atto per il controllo del particolato fine mostrano risultati apprezzabili anche nella riduzione del numero totale di particelle emesse dai motori diesel.

Per ciò che riguarda più specificatamente l'incenerimento di rifiuti, tale attività ha certamente un ruolo nella problematica dell'ultrafine: tuttavia, il contesto conoscitivo che emerge da questo studio evidenzia come non esistano allo stato attuale elementi scientifici, né probanti né sospetti, per escludere a priori questa tecnica di smaltimento e recupero di energia a causa del ruolo presunto delle emissioni sulle presenze atmosferiche del particolato fine e delle nanopolveri.

Ferma restando la doverosa attenzione al ruolo ambientale del particolato ultrafine ed ai suoi componenti, dall'analisi delle implicazioni tossicologiche degli studi nel settore non emergono indicazioni di rischi particolari attribuibili alle PU provenienti da combustione dei rifiuti, purché in linea con la migliore tecnologia disponibile.

Le concentrazioni di polveri ultrafini nei fumi emessi da caldaie per riscaldamento civile spaziano da valori simili a quelli riscontrabili per l'aria ambiente, per le caldaie a gas naturale, fino a valori di oltre mille volte superiori, per le caldaie a legna e gasolio. Le concentrazioni di PU rilevate all'emissione dei termovalorizzatori risultano generalmente collocate sugli stessi livelli, quando non addirittura inferiori, a quelli presenti nell'aria ambiente dei siti di localizzazione.

In tutti i casi la componente condensabile contribuisce in modo apprezzabile al totale delle emissioni di polveri ultrafini.



federambiente

Federazione Italiana Servizi Pubblici Igiene Ambientale

Via Cavour 179/a • 00184 Roma

Tel. 06.4786.5300 • Fax. 06.4786.5310

comunicazione@federambiente.it
www.federambiente.it