



Tecniche di rilevazione del Black Carbon nel monitoraggio del rispetto della normativa sul fumo.

**Manuale
per il personale
dei Servizi
dei Dipartimenti
di Prevenzione delle
Aziende Sanitarie
del Veneto.**

6° corso



Tecniche di rilevazione del Black Carbon nel monitoraggio del rispetto della normativa sul fumo.

6° Corso

**Manuale
per il personale
dei Servizi
dei Dipartimenti
di Prevenzione delle
Aziende Sanitarie
del Veneto**



**Tecniche di rilevazione del Black Carbon
nel monitoraggio del rispetto della
normativa sul fumo.**

Sesto Corso.

**Manuale per il personale dei Servizi dei
Dipartimenti di Prevenzione delle
Aziende Sanitarie del Veneto**

A cura di:

Luca Sbrogiò, Alessandro Mantovani

Adria, Settembre 2011

Iniziativa editoriale afferente al Programma Regionale

“Prevenzione delle patologie fumo correlate”

(D.G.R. Veneto n. 4022/2009),

Coordinato dalla Direzione Prevenzione

Regione del Veneto

Dipartimento di Prevenzione

Azienda Ulss 19 Adria

Direttore Dr. Luca Sbrogiò

I contributi del presente volume
sono stati presentati
in occasione della



Giornata di Studio

*“Tecniche di rilevazione del Black Carbon
nel monitoraggio del rispetto della
normativa sul fumo.”*

tenuta ad Adria presso il Museo Nazionale Archeologico
il 13 Maggio 2011.

© Direzione per la Prevenzione – Regione del Veneto

Tutti i diritti sono riservati. E possibile riprodurre in toto o in parte il presente manuale purchè non a scopo di lucro, citando gli autori e richiedendo preventivamente l'autorizzazione al proprietario dei diritti.

Indice

Pag.6		Introduzione
Pag.7	1	La variabilità spaziale e temporale nella composizione delle polveri sottili: implicazioni per il monitoraggio ambientale e la ricerca epidemiologica.
<i>Pag.8</i>	1.1	Introduzione
<i>Pag.8</i>	1.2	Epidemiologia dell'inquinamento atmosferico
<i>Pag.9</i>	1.3	L'entità dell'esposizione alle polveri
<i>Pag.10</i>	1.4	Le polveri sottili: cosa sono, come si misurano (massa, numero di particelle), come si depositano nei polmoni
<i>Pag.11</i>	1.5	Le polveri sottili: il filtro polmonare in tempo reale
<i>Pag.12</i>	1.6	Il fenomeno della particle translocation: come le particelle ultrafini entrano nel sangue e si distribuiscono nei tessuti
<i>Pag.13</i>	1.7	Come l'inquinamento atmosferico danneggia cellule e tessuti: lo stress ossidativo.
<i>Pag.13</i>	1.8	I danni per la salute: le categorie più vulnerabili
<i>Pag.15</i>	1.9	La variabilità spaziale-temporale dell'inquinamento atmosferico: i limiti del PM10 e del PM2.5
<i>Pag.16</i>	1.10	Il black carbon come metrica efficace nello studio dell'esposizione a traffico di prossimità
<i>Pag.18</i>	1.11	Bibliografia
Pag.21	2	Inquinamento ambientale: le polveri sottili. Cosa sono, da dove vengono, come si misurano ed esempi di misurazioni.
<i>Pag.22</i>	2.1	Introduzione
<i>Pag.22</i>	2.2	Cosa Sono
<i>Pag.24</i>	2.3	Formazione e Origine
<i>Pag.25</i>	2.3.1	Classificazione
<i>Pag.26</i>	2.3.2	Distribuzione dimensionale
<i>Pag.27</i>	2.3.3	Inquinamento da fumo di sigarette (ETS, Environmental Tobacco Smoke)
<i>Pag.27</i>	2.4	Tecnologie di misura e problematiche relative
<i>Pag.28</i>	2.4.1	Metodo gravimetrico di riferimento
<i>Pag.29</i>	2.4.2	Metodi equivalenti al gravimetrico di riferimento
<i>Pag.30</i>	2.4.3	Metodi ottici a diffrazione laser
<i>Pag.32</i>	2.4.4	Metodi ottici a condensazione
<i>Pag.32</i>	2.4.5	Sistemi di analisi della distribuzione dimensionale a scansione
<i>Pag.34</i>	2.4.6	Sistema combinato di analisi Time-of-Flight/diffrazione laser
<i>Pag.35</i>	2.4.7	Sistema ad impattatore elettrico a bassa pressione
<i>Pag.36</i>	2.5	Misura del contenuto di Black carbon nelle polveri sottili

Pag.38	2.6	Esempi di misurazioni
Pag.38	2.6.1	Ecopass e domeniche a piedi a Milano
Pag.41	2.6.2	Inquinamento esterno da fumo di tabacco: confronto tra Via Brera e Via Pontaccio
Pag.42	2.6.3	Inquinamento esterno da fumo di tabacco: Stadio Meazza a Milano durante una partita
Pag.43	2.6.4	Inquinamento in macchina da fumo di tabacco
Pag.43	2.6.5	Inquinamento nelle metropolitane
Pag.44	2.6.6	Controllo della qualità dell'aria in un museo
Pag.45	2.6.7	Discriminazione di polveri di origine diversa misurando BC e PM
Pag.45	2.6.8	Discriminazione dell'inquinamento prodotto da combustibili fossili e dalla legna da ardere
Pag.46	2.6.9	Interazione tra le particelle di steroidi inalati e quelle del fumo di tabacco
Pag.47	2.7	Conclusione
Pag.48	2.8	Bibliografia

Pag.49 3 Allegati

- Fumare in auto: serve una legge?
- Fumare in macchina: l'inquinamento da polveri, da composti organici volatili e da monossido di carbonio.
- L'effetto dell'apertura del finestrino
- La prevalenza dell'abitudine a fumare in automobile: i risultati dello studio osservazionale in Veneto
- Poster "*Assessing the prevalence of smoking in car: results of the observational study in Veneto, Italy.*"

INTRODUZIONE

Prosegue con questo manuale l'attività di formazione rivolta agli operatori sanitari dei Dipartimenti di Prevenzione sui temi del fumo passivo.

Il problema del fumo passivo viene affrontato dalla Regione del Veneto da diversi anni e la prevenzione delle patologie ad esso correlate è stata inclusa sin dall'inizio nel Programma Regionale delle patologie fumo correlate (D.G.R.V. 3231/2002).

Negli anni sono stati approfonditi attraverso corsi di formazione specifici aspetti scientifici ed applicativi del fumo passivo in ambienti normati (con particolare riferimento al rispetto della Legge 3 del 2003 che estendeva il divieto a ristoranti, bar, luoghi di lavoro privati). Successivamente l'approfondimento è stato rivolto agli ambienti confinati non normati, principalmente costituiti dalle abitazioni e dalle automobili.

Questa giornata di studio nasce, invece, da una duplice esigenza: da un lato dare continuità agli approfondimenti delle tematiche sull'area del fumo passivo e dall'altro tentare di utilizzare le nuove tecnologie per implementare il sistema di monitoraggio degli ambienti dal fumo passivo. Nello specifico si è scelto di focalizzare l'attenzione sulle tecnologie per la rilevazione del Black Carbon (BC), un inquinante indicato come fattore di rischio per asma, tumore del polmone, irregolarità del ritmo cardiaco, episodi di angina pectoris, e aumento della pressione arteriosa.

Il Black Carbon è una misura delle particelle ultrafini presenti nelle

emissioni "fresche" (soprattutto dei motori diesel), ricche di idrocarburi policiclici aromatici, e rappresentative del cosiddetto particolato "primario". Le particelle di Black Carbon hanno una spiccata variabilità spaziale, essendo riscontrabili nelle immediate vicinanze della sorgente, ma con una dispersione esponenziale nel raggio di 300-500 metri. Pertanto il Black Carbon si è rivelato un indicatore ideale, ad esempio, per individuare differenze di inquinamento veicolare tra zone diverse di una stessa città a diversa intensità di traffico. La risoluzione spaziale del Black Carbon è tale da individuare differenze di concentrazione e dunque di inquinamento persino tra il settore al centro della strada e quello a livello di marciapiede. La misura del BC si propone, dunque, come marcatore di "prossimità" delle emissioni in grado di offrire un monitoraggio ambientale più dettagliato, di valutare in modo più preciso l'entità dell'esposizione, e di evidenziare l'impatto sulla qualità dell'aria.

L'approfondimento su queste tematiche ha trovato una sintonia e coordinazione con gli obiettivi del Progetto *"Definizione e implementazione di un sistema di monitoraggio del rispetto della normativa sul fumo in Italia"* affidato dal Centro nazionale per la prevenzione e il Controllo delle Malattie - CCM alla Regione del Veneto.

I contenuti di questa giornata di studio che è stata rivolta, per la sua specificità ad un gruppo ristretto di operatori sanitari regionali e nazionali, trovano oggi, con questo sesto volume, una distribuzione più ampia implementando ed arricchendo la collana monografica.

**La variabilità spaziale e temporale
nella composizione delle polveri
sottili:
implicazioni per il monitoraggio
ambientale e la ricerca
epidemiologica.**

Giovanni Invernizzi

LARS - Laboratorio per la Ricerca Ambientale SIMG
Tobacco Control Unit - Istituto Nazionale dei Tumori
ISDE Medici per l'Ambiente
Milano

1.1 Introduzione.

A partire dagli episodi di grande inquinamento dell'aria nelle grandi città europee nella metà del secolo scorso, la presenza di elevate concentrazioni di polveri sottili nell'aria delle zone a elevata urbanizzazione si è imposto come un problema prioritario di igiene pubblica. Durante l'episodio di grande smog (smoky fog) che colpì Londra dal 5 al 10 dicembre 1952 (Fig. 1), si registrarono livelli di PM10 compresi tra 3.000 e 14.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con un incremento notevole anche delle concentrazioni di anidride solforosa, dovuti soprattutto alla combustione di carbone per il riscaldamento domestico. Solo dopo due giorni di quella grande nebbia che aveva portato alla riduzione della visibilità diurna a pochi metri con conseguente paralisi dei trasporti, ci si rese conto che il tasso di mortalità giornaliera era triplicato, passando da circa 300 a 900 decessi¹⁻³. Le conseguenze sulla salute dei londinesi continuarono per due mesi anche dopo l'11 di dicembre, quando il vento spazzò la città e l'aria tornò respirabile -per quei tempi, con una media giornaliera del PM10 di 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mentre attualmente si attesta attorno ai 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di media annuale¹. Si stima che questo episodio di inquinamento atmosferico sia costato complessivamente 12.000 morti nel raggio di 10 km dal centro della città, con 2/3 delle vittime sopra i 65 anni di età. Le cause di morte furono soprattutto a carico dell'apparato respiratorio (polmoniti, insufficienza respiratoria acuta, asma) e dell'apparato cardiovascolare (scompenso cardiaco).

Da questo episodio nacque una nuova consapevolezza rispetto all'inquinamento atmosferico, che ha portato allo sviluppo di ricerche multidisciplinari in campo tecnologico, biologico, epidemiologico, clinico e nel

Figura 1.
Un'immagine del grande smog di Londra del 1952.



settore della prevenzione ambientale.

1.2 Epidemiologia dell'inquinamento atmosferico.

A distanza di quasi 60 anni da quell'evento si sono accumulati numerosissimi studi che hanno dimostrato l'impatto delle polveri aerosospese sulla salute: per un aumento di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM10 nel giorno precedente, si assiste ad un aumento dello 0,5% nella mortalità per tutte le cause il giorno successivo^{4,5}. Accanto alle conseguenze a breve termine sono stati dimostrati gli effetti dell'esposizione a lungo termine nei residenti in aree metropolitane a maggior inquinamento, con un aumento del rischio di mortalità per tutte le cause del 4%, del 6% per quella cardiopolmonare e dell'8% per tumore polmonare, per ogni aumento di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nelle concentrazioni di PM2.5⁶.

Al contrario, è stato dimostrato che a seguito di interventi di riduzione delle emissioni, si assiste a un miglioramento della qualità dell'aria (Fig.2) e si verifica una riduzione della mortalità e delle patologie respiratorie⁷⁻¹⁰. Un recente studio sull'impatto dell'inquinamento dell'aria sulla salute negli USA, ha stimato per l'anno 2005 un numero di decessi associati a valori elevati di PM2.5 pari a 130.000, con 1,1 milione di anni-vita persi nella fascia di età compresa tra i 65 e i 99 anni, 11. Il calcolo della percentuale di mortalità attribuibile a PM2.5 e ozono stimava circa il 10% per la città di Los Angeles. Questa situazione preoccupante, che si registrava nonostante i significativi miglioramenti della qualità dell'aria ottenuti negli ultimi decenni, sottolineano che anche i recenti livelli più contenuti di inquinamento rappresentano un fattore di rischio non banale per la salute pubblica.

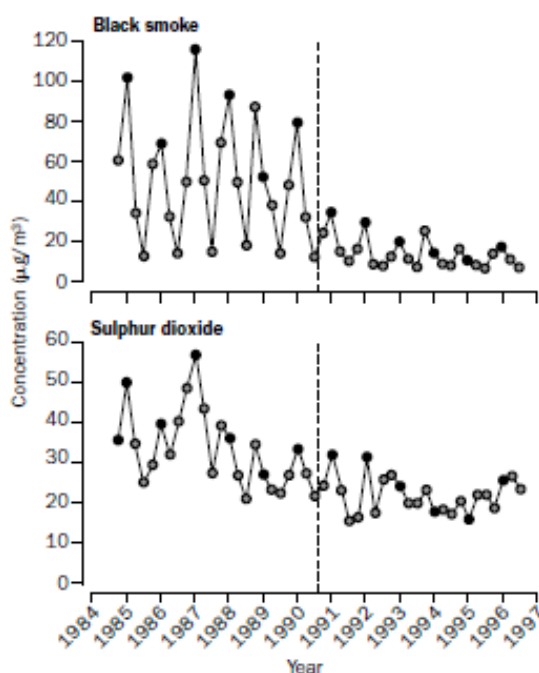


Figura 2.

Riduzione delle concentrazioni di black smoke (particolato carbonioso) e anidride solforosa nell'aria a Dublino dopo il divieto dell'uso di carbone per riscaldamento domestico a partire dal 1990. (da Clancy L, et al., Lancet 2002)

1.3 L'entità dell'esposizione alle polveri.

E' interessante notare che molti dei progressi nella tutela della qualità dell'aria ambiente sono legati agli studi sugli effetti nocivi del fumo attivo e passivo, che comportano l'esposizione indoor a elevatissimi livelli di inquinanti (nell'ordine dei mg/m³), i quali sono del tutto simili per composizione chimico-fisica a quelli emessi nell'aria outdoor dai processi di combustione dei motori e degli impianti di riscaldamento quanto a contenuto in polveri sottili e idrocarburi policiclici aromatici¹²⁻¹³. Esposizione a fumo di sigaretta e inquinamento outdoor hanno in comune non solo le conseguenze sulla salute (patologie respiratorie, cardiovascolari e neoplastiche), ma anche il rapporto dose/risposta, che per quanto riguarda il rischio cardiovascolare manifesta un effetto "plateau", con un aumento del rischio proporzionalmente molto più alto per esposizioni di bassa intensità, suggerendo meccanismi bio-epidemiologici comuni¹⁴ (Fig. 3).

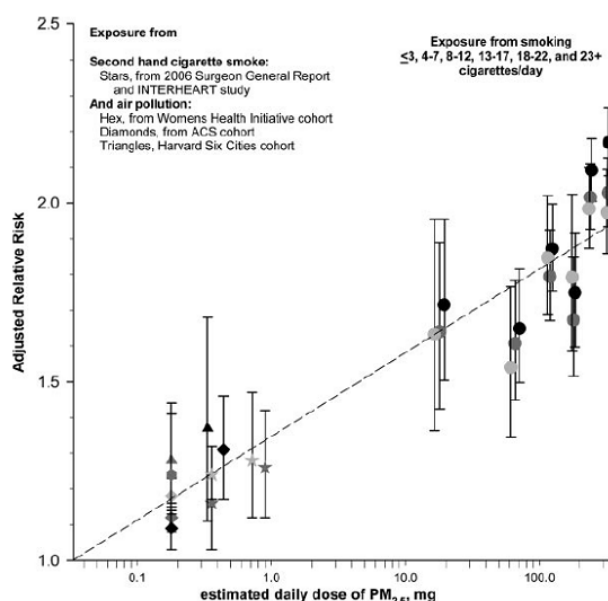


Figura 3.

Nella **Figura 3**: Un aumento del 20-30% del rischio relativo cardiovascolare si manifesta per esposizione a bassi dosaggi di PM2.5, compresi tra 0.1 e 1 mg/m³ ossia tra 100 e 1000 µg/m³. Esposizioni superiori di 2-3 ordini di grandezza (tra i 10 e i 100 mg/m³) tipiche del fumo di sigaretta, aumentano il rischio solo di 2-3 volte, tra il 50 e l'80%.

I dati sono rappresentati in scala logaritmica.

Circoli in grigio chiaro: cardiopatia ischemica;

Circoli in grigio: patologia cardiovascolare;

Circoli in nero: patologia cardiopolmonare.

(da Pope A et al, Circulation, 2009)

1.4 Le polveri sottili: cosa sono, come si misurano (massa, numero di particelle), come si depositano nei polmoni.

Per polveri sottili si intendono tutte le particelle di massa così ridotta da poter rimanere sospese nell'aria per un tempo variabile da minuti a giorni. Mentre siamo abituati a considerare polveri sottili (fine particles) quelle di dimensione inferiore a 10 micron (PM10) a causa della metrica adottata da decenni per la valutazione della qualità dell'aria outdoor, in realtà solo le polveri di diametro inferiore a 2,5 micron si definiscono "sottili", cioè il PM2.5. La differenza non è da poco, in quanto 2,5 micron di diametro rappresenta un limite (approssimativo) alla "respirabilità", cioè alla possibilità per le particelle di raggiungere le vie respiratorie più piccole, ossia gli alveoli polmonari (Fig.4). Per questo motivo le misurazioni di PM2.5 stanno diffondendosi a livello internazionale come metrica più adeguata per la valutazione della qualità dell'aria¹⁵.

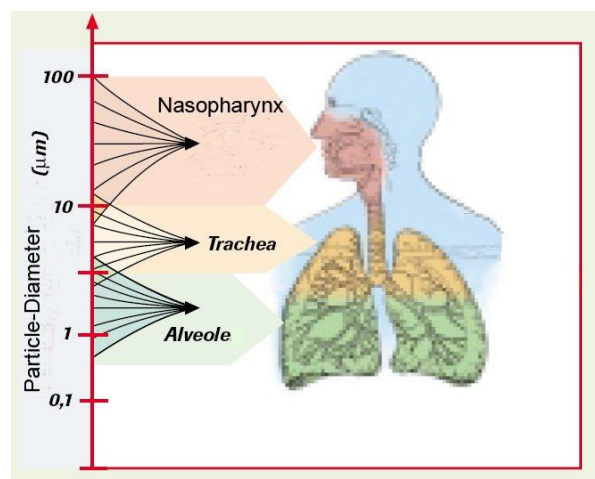


Figura 4.

Percentuale di deposizione delle particelle aerosospese in funzione delle dimensioni. Solo le particelle di diametro inferiore a 3 micron sono in grado di raggiungere i bronchioli respiratori e gli alveoli.

(da AmericanLaboratory.com)

La misura delle polveri sottili in massa si effettua raccogliendo l'aria - in genere per 24 ore, attraverso una pompa a flusso costante - su un filtro che viene successivamente essiccato e quindi pesato su una bilancia di precisione, per dare la misura in µg/m³.

La Fig.5 mostra un'immagine al microscopio elettronico del materiale che si ritrova su un filtro esposto aria di ambiente urbano. Si può osservare che in realtà la stragrande maggioranza delle particelle sono di dimensioni inferiori a 100 nm, pari a 0,1 micron, cioè particelle ultrafini¹⁶.

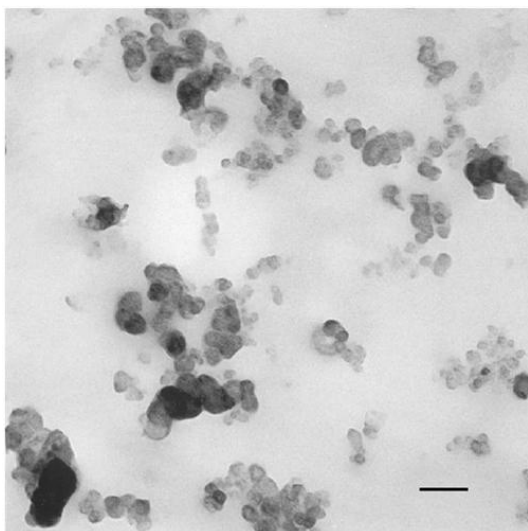


Figura 5. Immagine al microscopio elettronico delle polveri presenti nell'ambiente urbano, raccolte su filtro. La scala in figura è pari a 100 nm. (da Grigg J. Proc Am Thor Soc, 2009)

La preponderanza delle nanoparticelle nei campioni di particolato urbano, e la dimostrazione che la pericolosità per la salute del PM_{2.5} è superiore in termini di massa rispetto al PM₁₀, ha fatto pensare che le particelle ultrafini siano le maggiori responsabili della tossicità del PM₁₇. In effetti, pur essendo poco influenti in termini di massa, lo sviluppo in superficie delle nanoparticelle è molto superiore rispetto a quello delle particelle più grossolane. Maggiore è lo sviluppo in superficie delle particelle, maggiore è la quantità di sostanze tossiche veicolate all'interno dei polmoni. Infatti una particella è costituita da un nucleo centrale carbonioso, alla cui superficie aderiscono sostanze semivolatili come gli idrocarburi cancerogeni come il benzo(a)pirene¹⁸, metalli pesanti^{19,20}, ormoni²¹, pesticidi²², e sostanze con azione ossidante, i cosiddetti ROS (reactive oxygen species) capaci di indurre stress ossidativo²³⁻²⁵, come schematizzato in Fig.6.

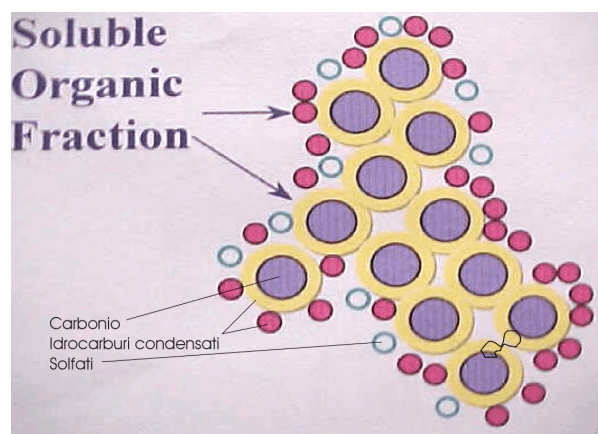


Figura 6. Schema di una particella ultrafine composta da aggregato di numerosi atomi di carbonio, alla cui superficie aderiscono molecole di idrocarburi, solfati, metalli pesanti, ecc.

1.5 Le polveri sottili: il filtro polmonare in tempo reale.

Abbiamo visto che le particelle di diametro inferiore a 3 micron sono in grado di perfondere l'intero albero respiratorio e raggiungere gli alveoli polmonari, dove rimangono intrappolate in una certa percentuale. Questo fenomeno è stato computato su modelli matematici e con metodiche scintigrafiche. Un recente strumento di analisi in tempo reale del numero di particelle aerosospese ha permesso di seguire le concentrazioni di particelle submicrometriche (0.3-1.0 μm) nell'aria esalata. La Fig.7 illustra l'apparecchiatura di analisi, mentre in Fig.8 è riportato il grafico della concentrazione di particelle misurata con un tempo di campionamento di 1 secondo nell'aria espirata: come si può vedere seguendo il grafico da sinistra a destra, i polmoni emettono aria molto meno inquinata rispetto a quella inalata: la percentuale di deposizione varia dal 45 al 70%, a seconda di età, sesso, patologie respiratorie²⁶.



Figura 7.

L'equipaggiamento per la misurazione in tempo reale della frazione di deposizione delle particelle inalate.

(da Archivio Tobacco Control Unit, Istituto Nazionale dei Tumori, Milano)

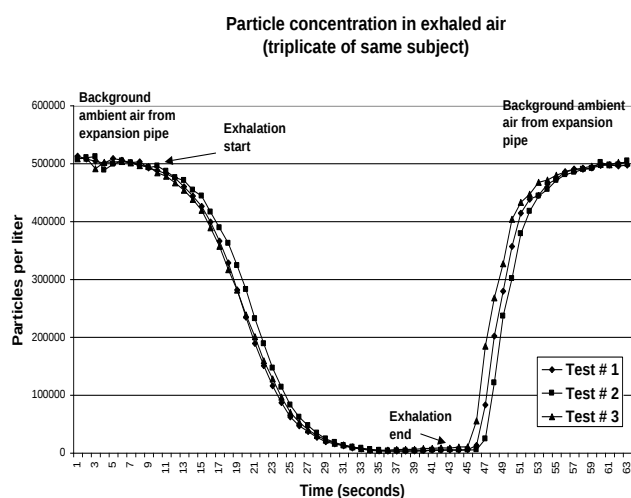


Figura 8.

Il diagramma illustra l'andamento della concentrazione delle polveri submicrometriche nell'aria esalata dal soggetto: nell'angolo a sinistra in alto è registrato il background ambientale (circa 500.000 particelle/litro). Quindi l'analizzatore inizia a ricevere l'aria salata dal soggetto, che inizialmente contiene lo stesso numero di particelle dell'aria appena inalata, quindi registra concentrazioni sempre minori, man mano che il soggetto esala aria proveniente dalle regioni più distali dei polmoni. A fine espirazione viene emessa aria alveolare, che è praticamente priva di particelle. Sottraendo l'AUC (area sotto la curva) si ottiene la percentuale di deposizione, che in questo caso è attorno al 60%.

(da Invernizzi et al, Biomarkers, 2006.)

1.6 Il fenomeno della particle translocation: come le particelle ultrafini entrano nel sangue e si distribuiscono nei tessuti.

Dato che gli inquinanti atmosferici entrano in contatto inizialmente l'apparato respiratorio, e vi si depositano in grandi percentuali, le patologie extrapolmonari associate all'inquinamento atmosferico sono rimaste per lungo tempo senza un valido meccanismo patogenetico. Rimaneva senza risposta il perché dell'evidente impatto del PM sulla mortalità cardiovascolare, ma anche l'associazione dei tumori uroteliali con il fumo di sigaretta. Una spiegazione a questi interrogativi è venuta con la dimostrazione che le particelle ultrafini sono in grado di superare la barriera alveolare, riversandosi nel torrente circolatorio e distribuendosi così in tutti gli organi e apparati, con conseguenze a distanza dalla sede di inalazione. A risentirne principalmente, quindi, cuore e arterie, noti bersagli del danno da stress ossidativi legato alle polveri. Non vi è tuttora un consenso definitivo sul meccanismo della traslocazione²⁷⁻²⁹, con pareri a sostegno del superamento fisico della barriera alveolare da parte delle nanoparticelle direttamente attraverso i tessuti come avviene per i gas, altri a favore dell'intervento di macrofagi e cellule dendritiche che migrerebbero dai polmoni al sangue dopo aver inglobato le particelle. In ogni caso sulla presenza di particelle ultrafini nei macrofagi e nei tessuti periferici sembra fuori discussione²⁸.

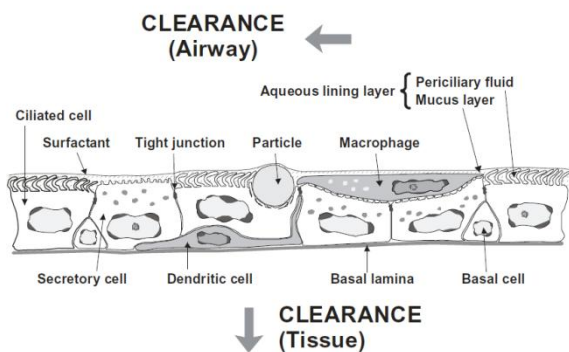


Figura 9.

Possibili meccanismi di traslocazione delle particelle ultrafini attraverso l'epitelio bronchiale: inglobamento da parte di macrofagi e cellule dendritiche, attraversamento delle tight junctions. (da Peters et al, 2006)

1.7 Come l'inquinamento atmosferico danneggia cellule e tessuti: lo stress ossidativo.

Per stress ossidativo si intende l'insieme di danni cellulari e tissutali che si realizzano attraverso meccanismi ossidativi legati all'esposizione a sostanze dotate di elevato potere ossidante, come i radicali liberi. Il particolato atmosferico manifesta una notevole attività ossidativa come acqua ossigenata (H_2O_2) organici e d'azoto, ioni ipoclorito (OCl^-) e anioni perossido (O_2^-), radicali di tipo idrossilico (OH) e superossido (O_2^-) e perossilici organici (ROO), che vengono raggruppati nel grappolo delle "reactive organic species" (ROS o radicali liberi). I ROS possono essere generati all'interno delle cellule a seguito dell'esposizione a componenti del particolato inalato come metalli (ferro, rame, zinco) e idrocarburi policiclici aromatici. L'eccesso di ossidazione può comportare per ossidazione dei lipidi, danni alla struttura del DNA, ossidazione delle

proteine. Dati recenti hanno dimostrato la presenza di capacità ossidativa nel PM stesso, soprattutto nella sua componente ultrafine^{22, 30-31}. L'esposizione personale è associata a un incremento dell'11% di addotti DNA 8-oxodG nei linfociti circolanti per ogni aumento di $10 \mu g/m^3$ nelle concentrazioni di PM2.5 ambientale³². In modo analogo, dopo tre ore di esposizione a fumo passivo si verifica un aumento degli addotti DNA da benzo(a)pirene³³, così come un aumento della frammentazione del DNA evidenziato dal test delle "comete"³⁴. L'esposizione al fumo determina anche addotti nelle catene proteiche come nel caso dell'emoglobina³⁵, e ossidazione dei lipidi che acquistano proprietà pro-infiammatorie e facilitano la formazione e la progressione della placca aterosclerotica³⁶.

1.8 I danni per la salute: le categorie più vulnerabili.

L'esposizione alle polveri sottili determina un aumento del rischio respiratorio, cardiovascolare e oncologico. Abbiamo visto che gli effetti si evidenziano sulla mortalità totale a breve termine (1 giorno) e a lungo termine. Uno degli interrogativi che ci si è posti è: "Ci sono individui a maggior rischio che sono particolarmente sensibili agli effetti dell'inquinamento atmosferico?". In realtà molti studi confermano la maggior vulnerabilità di bambini, donne, anziani, pazienti affetti da malattie respiratorie e cardiovascolari.

Uno studio molto interessante perché identifica l'esposizione alle polveri ultrafini carboniose come causa di

ridotta funzionalità polmonare nei bambini senza patologie respiratorie, è quello di Kulkarni e coll.³⁷: maggiore era la quantità di nanoparticelle di carbonio nei macrofagi polmonari (raccolti con il metodo dello sputo indotto), minore la funzionalità respiratoria (FEV₁, FEF₂₅₋₇₅, capacità polmonare totale) (Fig.10 e 11).

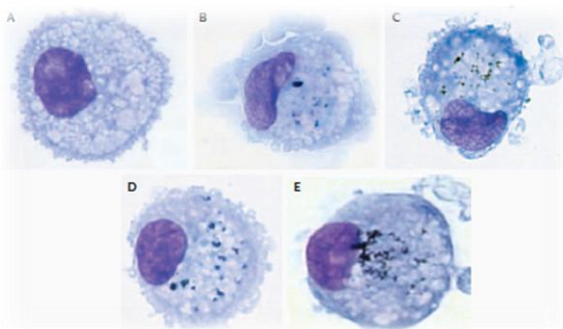


Figura 10.

Le immagini da A a E identificano gruppi di soggetti con classi di “carico” crescente di particelle ultrafini carboniose nei macrofagi polmonari.

(da Kulkarni et al, 2006.)

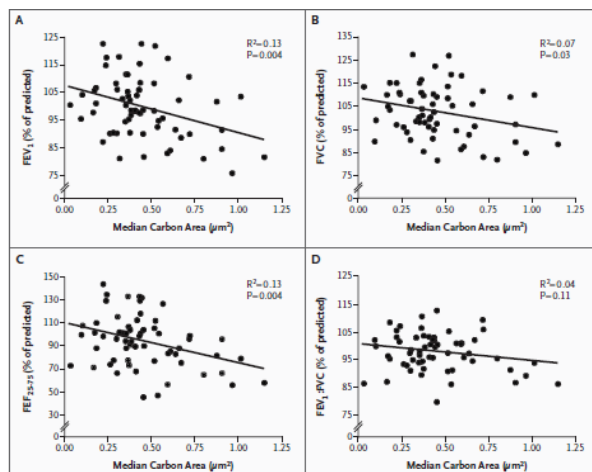


Figura 11.

Correlazione tra carico di particelle carboniose nei macrofagi polmonari e funzionalità polmonare.

(da Kulkarni et al, 2006.)

Un altro esempio istruttivo delle conseguenze dell'inquinamento su categorie a rischio è quello dell'asma. A

un gruppo di soggetti asmatici londinesi in fase clinica stazionaria è stato chiesto di passeggiare per due ore prima in Hyde Park con una qualità dell'aria accettabile, quindi in Oxford Street, sede di elevato inquinamento da polveri ultrafini da emissioni diesel. I partecipanti allo studio venivano sottoposti a spirometria prima e dopo il periodo di esposizione. I risultati evidenziavano un quadro di ostruzione respiratoria significativa dopo l'esposizione nella zona ad elevato inquinamento³⁸.

E' interessante soffermarsi sulle differenze nella concentrazione degli inquinanti registrate nelle due zone della città, che non distavano molto l'una dall'altra: infatti le differenze in PM₁₀ non risultavano significative, nonostante Hyde Park fosse zona pedonale mentre Oxford Street si presentasse come un concentrato dei classici bus londinesi fumanti. Molto significative erano invece le differenze in un altro tipo di polveri, quelle ultrafini, in particolare il black carbon (BC). Questo risultato ci introduce a un altro capitolo dell'inquinamento atmosferico all'interno delle città: la variabilità spaziale-temporale.

1.9 La variabilità spaziale-temporale dell'inquinamento atmosferico.

La concentrazioni delle polveri aerosospese è funzione della quantità delle polveri emesse in un certo periodo di tempo, del loro comportamento dinamico (fenomeni di aggregazione tra le particelle), della loro velocità di sedimentazione, delle condizioni atmosferiche, soprattutto del vento, che riesce a portare lontano, anche per migliaia di km, anche le polveri più piccole. Nel corso del tempo si assiste a un accumulo di polveri “vecchie” che, in funzione di un equilibrio tra emissione e depurazione, tendono a mantenersi invariate attorno a una cosiddetta concentrazione di fondo o background. Le misurazioni dell'inquinamento che siamo abituati a considerare sono quelle del PM₁₀, che sono rappresentative dell'inquinamento di fondo. Il PM₁₀ è informativo delle condizioni di inquinamento relativo a vaste aree, e subisce variazioni poco significative da una zona all'altra della città, o addirittura tra una provincia e l'altra. La situazione della Pianura Padana è tipica di questa situazione, essendo caratterizzata da scarsità di venti a causa delle barriere rappresentate da Alpi a nord e Appennini a Sud, per cui spesso i valori di PM₁₀ sono poco diversi tra Torino, Venezia e Bologna.

Un altro aspetto del PM₁₀ è la sua genericità: si tratta di un valore di massa espresso in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, che non ci dà nessuna informazione della composizione delle polveri e della loro tossicità: la brezza di mare può trasportare una notevole quantità di sali di cloro sospesi nell'aria che possono contribuire sostanzialmente

ai livelli di PM₁₀ di $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a Genova -per ipotesi- con un elevata percentuale di sali ma un basso contenuto di black carbon -rappresentativo degli idrocarburi policiclici aromatici-, mentre a Milano la stessa concentrazione di $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ può aver una percentuale di black carbon del 30%. E' evidente che pur in presenza di valori di PM₁₀ uguali, in quel medesimo giorno la qualità dell'aria e i rischi per la salute nelle due città saranno nettamente diversi. Questa situazione è stata confermata da numerosi studi, che hanno evidenziato che l'analisi delle caratteristiche chimiche del PM - la cosiddetta speciazione - è fondamentale per la sua caratterizzazione e per una corretta utilizzazione dei dati epidemiologici. Il recente studio statunitense di Michelle Bell e colleghi è esemplare a questo proposito³⁹: questi ricercatori hanno analizzato le concentrazioni di black carbon, carbonio organico, ammonio, solfati, nitrati, silicone, e ioni sodio nei campioni di PM_{2.5} raccolti tra il 1999 e il 2007 in 354 centraline di monitoraggio EPA distribuite su tutto il territorio nazionale. Gli autori concludevano che “Exposure misclassification may be introduced into epidemiological studies of PM_{2.5} constituents due to spatial variability, and is affected by constituent type and level. When assessing health effects of PM constituents, new methods are needed for estimating exposure and accounting for exposure error induced by spatial variability.”

Una bassa correlazione con il PM₁₀ era evidente soprattutto per il black carbon, che rappresenta emissioni da traffico e da combustione di biomasse (Fig. 12).

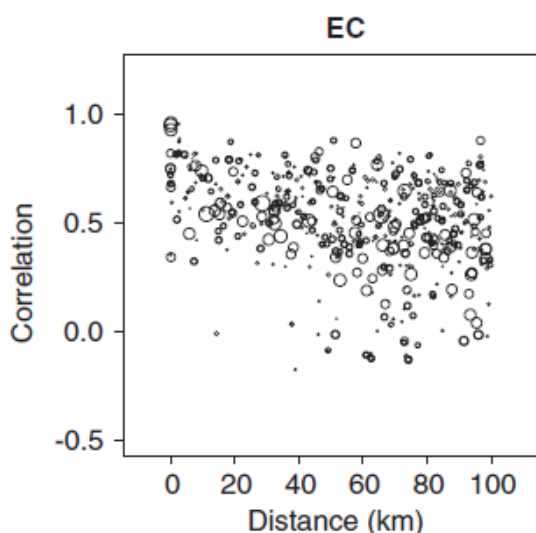


Figura 12.

Scarsa correlazione tra PM2.5 e black carbon (EC, carbonio elementare) in funzione della distanza tra le 354 centraline EPA per la misurazione della qualità dell'aria. (da Bell et al: *J Exp Science Environl Epidemiol* 2011.)

Altri esempi di variabilità spaziale sono stati dimostrati per i livelli di black carbon tra scuole della stessa città nel Texas⁴⁰ e per gli idrocarburi policiclici aromatici nel PM in funzione dell'intensità del traffico a Quito⁴¹, per i metalli pesanti nella regione metropolitana di New York in relazione alle emissioni da combustione di carbone e biomasse⁴² e nell'area industriale di Trieste rispetto alle zone urbane limitrofe, a fronte di livelli di PM10 maggiori nelle ultime⁴³. L'inquinamento da traffico di prossimità è forse l'esempio più chiaro di quanto negli studi epidemiologici sugli effetti della qualità dell'aria non siano più sufficienti le misurazioni delle polveri in massa (PM10, PM2.5, PM1), ma sia decisivo tener conto della sua composizione, utilizzando indicatori specifici a seconda del tipo di emissione. Il caso del black carbon è illuminante.

1.10 Il black carbon come metrica efficace nello studio dell'esposizione a traffico di prossimità.

A partire dai primi studi sul black carbon da parte del gruppo olandese di Brunekreef⁴⁴ e di quello di Pasadena di Sioutas⁴⁵, si è sviluppata un'imponente serie di ricerche di tipo tecnico ed epidemiologico che ha portato a individuare un nuovo fattore di rischio: il traffico di prossimità. Il black carbon è una "metrica" basata sulla misura del numero di particelle ultrafini di carbonio elementare nell'aria appena prodotte dalle emissioni primarie di veicoli a motore (soprattutto diesel) e dalla combustione di biomasse. Una delle caratteristiche delle particelle ultrafini è la loro "dinamicità", cioè la tendenza a interagire tra loro cambiando dimensioni rapidamente per aggregarsi tra loro o ad altre particelle già presenti in sospensione per il fenomeno detto di "homogeneous o heterogeneous coagulation", rispettivamente⁴⁶⁻⁴⁷, fenomeno che si può osservare in tempo reale anche per le particelle di fumo di sigaretta⁴⁸. Questa dinamicità comporta una "diluizione" progressiva della concentrazioni di black carbon a partire dal punto di emissione, per ridursi del 90% a distanza di 200 metri (si veda la sezione tecnica di Ario Ruprecht in questo manuale). Questo comportamento ha permesso di individuare un diverso carico di esposizione a composti carboniosi - a parità di concentrazioni di PM - a seconda della residenza più o meno vicina ad arterie stradali ad alta intensità di traffico⁴⁹⁻⁵¹ con un tributo netto di decessi da inquinamento da traffico superiore a quello per gli

incidenti stradali⁵². Secondo un recente consensus dell'Health Effects Institute⁵³, risiedere a meno di 300 metri da arterie molto trafficate (oltre 20.000 passaggi/24 ore) comporta un maggior rischio per riacutizzazioni di asma nel bambino (evidenza A: relazione causale), per riacutizzazioni di asma, malattie respiratorie e cardiovascolari nell'adulto (evidenza B: molto probabile), e per patologie oncologiche (evidenza C: suggestiva ma da confermare). Il fenomeno è di importanza epidemiologica tutt'altro che trascurabile, in quanto interessa il 35-40% della popolazione nei paesi industrializzati.

La variabilità spaziale del black carbon è stata recentemente utilizzata per verificare l'efficacia dei provvedimenti di restrizione del traffico all'interno della città di Milano. La creazione di una zona centrale a pagamento detta "Ecopass", ha ottenuto una riduzione del traffico del 20% circa, rispetto alla zona esterna a traffico normale. Le verifiche della qualità dell'aria basate sulla misurazione in massa - PM10, PM2.5, PM1 - non avevano permesso di evidenziare differenze tra le aree a diversa intensità di traffico⁵⁴.

Uno studio successivo che ha impiegato oltre alle misure in massa anche il black carbon, ha analizzato le differenze di tre arterie radiali della città che si presentavano come un laboratorio naturale di ricerca ambientale sul traffico di prossimità, in quanto i percorsi erano suddivisi ciascuno in tre settori: traffico intenso (zona esterna), traffico ridotto (zona Ecopass) e isola pedonale di Piazza Duomo priva di traffico⁵⁵. E' da notare che ciascuno dei

percorsi ricopriva una distanza di circa 3 km, e ciascuno dei settori contigui di ogni raggio era lungo 1 km. La misurazione delle polveri è stata effettuata in tre giorni diversi per ciascun raggio nell'estate 2010 per 10 ore continuative, con tre centraline fisse di misurazione dislocate a circa metà di ciascun segmento, distanti approssimativamente 1 km l'una dall'altra (Fig. 13).

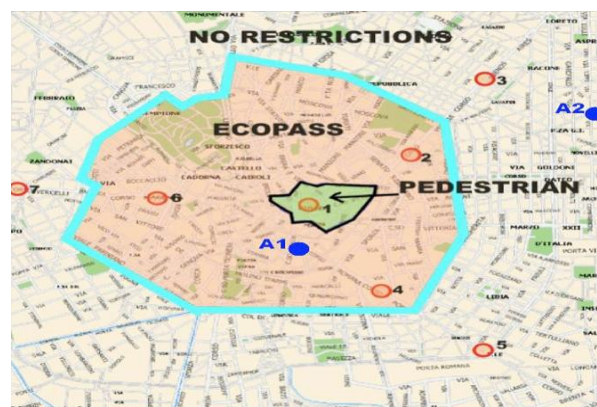


Figura 13.

Mappa della dislocazione delle centraline di monitoraggio nello studio Ecopass/black carbon. (da Invernizzi et al, 2011)

I risultati hanno dimostrato un significativo gradiente di riduzione delle concentrazioni di black carbon dalla zona periferica alla zona Ecopass e quindi all'isola pedonale, con un contenuto medio di black carbon nel PM10 che passava dal 22.6% nella zona senza limitazioni di traffico, all'11.8% nella zona Ecopass e all'8.5% nell'isola pedonale.

Al contrario, le concentrazioni di PM10, PM2.5, PM1 non variano significativamente nelle zone a diversa intensità di traffico.

Le dimostrazioni che la variabilità spaziale - ma anche temporale, si veda

la parte sulle “Domeniche a piedi” nella sezione curata da Ruprecht - del black carbon è scandita da gradienti con una griglia inferiore a 1 km, conferma la necessità di un approccio epidemiologico adeguato, con scelta di metriche specifiche in funzione delle diverse situazioni ambientali e dei diversi tipi di emissione (traffico, biomasse, inceneritori, centrali elettriche, ecc.).

Ringraziamenti: si ringraziano per la collaborazione: Cinzia De Marco, Roberto Mazza e Roberto Boffi della Tobacco Control Unit dell'Istituto nazionale dei Tumori di Milano, Costantinos Sioutas della University of Southern California, Dane Westerdahl della Cornell University (Ithaca, NY) e Grisa Mocnik di Aerosol Doo, Lubljana.

1.11 Bibliografia

1. Davis DL, Bell ML, Fletcher T. A look back at the London smog of 1952 and the half century since. *Environ Health Perspect.* 2002;110:A734-5.
2. The Edinburgh University www.portfolio.mvm.ed.ac.uk/studentwebs/session4/27/greatsmog52.htm
3. The Encyclopedia of Earth www.eoearth.org/article/London_smog_disaster,_England
4. Dockery, D.W., Pope III, C.A., Xu, X., et al. An association between air pollution and mortality in six US cities. *New Engl J Medicine* 1993; 329, 1753-59.
5. Public Health and Air Pollution in Asia (PAPA): coordinated Studies of Short-Term Exposure to Air Pollution and Daily Mortality in Two Indian Cities. HEI Public Health and Air Pollution in Asia Program. Health Effects Institute Report Number 157 March 2011.
6. Pope, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., et al. 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 287, 1132-41.
7. Clancy L, Goodman P, Sinclair H, Dockery DW. Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study. *Lancet.* 2002;360:1210-4.
8. Laden F, Schwartz J, Speizer FE, Dockery DW. Reduction in fine particulate air pollution and mortality: extended follow-up of the Harvard Six Cities study. *Am J Respir Crit Care Med* 2006;173:667-72.
9. Downs SH, Schindler C, Liu LJ, et al. Reduced exposure to PM10 and attenuated age-related decline in lung function. *N Engl J Med.* 2007;357:2338-47.
10. Foster A, Kumar N. Health Effects of Air Quality Regulations in Delhi, India. *Atmos Environ.* 2011;45:1675-83
11. Fann N, Lamson AD, Anenberg SC, et al. Estimating the National Public Health Burden Associated with Exposure to Ambient PM(2.5) and Ozone. *Risk Anal.* 2011; May 31. Epub ahead of print.
12. Repace JL, Lowry AH. Indoor air pollution, tobacco smoke, and public health. *Science* 1980; 208: 464-74.
13. Nelson PR, Kelly SP, Conrad FW. Studies of environmental tobacco smoke generated by different cigarettes. *J Air Waste Manag Assoc* 1998;48:336-344.
14. Pope CA, Burnett RT, Krewski D, et al. Cardiovascular mortality and exposure to airborne fine particulate matter and cigarette smoke: shape of the exposure-response relationship. *Circulation* 2009, 120:941-948.
15. WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005 Summary of risk assessment. http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf
16. Grigg J. Particulate Matter Exposure in Children. Relevance to Chronic Obstructive

Pulmonary Disease. *Proc Am Thorac Soc* 2009; 6: 564-69.

17. Sioutas C, Delfino RJ, Singh M. Exposure Assessment for Atmospheric Ultrafine Particles (UFPs) and Implications in Epidemiological Research. *Environ Health Perspect* 2005;113:947-955.

18. Aynul Bari M, Baumbach G, Kuch , Scheffknecht G. Particle-phase concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air of rural residential areas in southern Germany. *Air Qual Atmos Health* 2010.

19. Valavanidis A, Fiotakis K, Vlahogianni T, et al. Characterization of atmospheric particulates, particle-bound transition metals and polycyclic aromatic hydrocarbons of urban air in the centre of Athens (Greece). *Chemosphere* 2006.

20. Lee HY, Chon HT, Sager M, Marton L. Platinum pollution in road dusts, roadside soils, and tree barks in Seoul, Korea. *Environ Geochem Health*. 2011; available online: www.springerlink.com/content/n268273777314526/

21. Blackwell Q, Cai PN, Smith G.P. Liquid chromatography-tandem mass spectrometry analysis of 17- α -trenbolone and 17- α -tredione in airborne particulate matter. *Talanta* 2011; 85:1317-23.

22. Ntziachristos L, Froines JR, Cho AK, Sioutas C. Relationship between redox activity and chemical speciation of size-fractionated particulate matter. *Part Fibre Toxicol* 2007;4:5.

23. Kallenborn R, Christensen G, Evenset A, Schlabach M, Stohl A. Atmospheric transport of persistent organic pollutants (POPs) to Bjørnøya (Bear island). *J Environ Monit*. 2007;9:1082-91.

24. Venkatachari P, Hopke PK. Development and laboratory testing of an automated monitor for the measurement of atmospheric particle-bound reactive oxygen species (ROS). *Aerosol Science and Technology*. 2008;42:629-35.

25. WangY, Hopke PK, Sun L, et al. Laboratory and Field Testing of an Automated Atmospheric Particle-Bound Reactive Oxygen Species Sampling-Analysis System. *J Toxicol*. 2011; 2011: 419476.

26. Invernizzi G, Ruprecht A, Mazza R, et al. Inhaled steroid/tobacco smoke particle interactions: a new light on steroid resistance. *Biomarkers* 2006; 419476.

27. Oberdorster G, Sharp Z, Atudorei V, et al. Extrapulmonary translocation of ultrafine carbon particles following whole-body inhalation exposure of rats. *J Toxicol Environ Health A* 2002, 65:1531-43.

28. Peters A, Veronesi B, Calderón-Garcidueñas L. Translocation and potential neurological effects of fine and ultrafine particles a critical update. *Particle Fibre Toxicol* 2006; 3:13

29. Moller W, Felten K, Sommerer K, et al. Deposition, Retention, and Translocation of Ultrafine Particles from the Central Airways and Lung Periphery. *Am J Respir Crit Care Med* 2008; 177: 426-32.

30. Venkatachari P, Hopke PK. Development and laboratory testing of an automated monitor for the measurement of atmospheric particle-bound reactive oxygen species (ROS) *Aerosol Science and Technology*. 2008;42:629-635.

31. Yungang Wang, Philip K. Hopke, Liping Sun, David C. Chalupa, Mark J. Utell Laboratory and Field Testing of an Automated Atmospheric Particle-Bound Reactive Oxygen Species Sampling-Analysis System . *J Toxicol*. 2011 epub.

32. Sørensen M, Autrup H, Hertel O, et al. Personal Exposure to PM_{2.5} and Biomarkers of DNA Damage. *Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention* 2003.

33. Besaratinia A, Maas LM, Brouwer EMC, et al. A molecular dosimetry approach to assess human exposure to environmental tobacco smoke in pubs. *Carcinogenesis* 2002.

34. Fracasso ME, Doria D, Franceschetti P, et al. DNA damage and repair capacity by comet assay in lymphocytes of white-collar active smokers and passive smokers (non- and ex-smokers) at workplace. *Toxicol Lett*. 2006;167:131-41.

35. Seyler TH, Reyes LR, Bernert JT. Analysis of 4-aminobiphenyl hemoglobin adducts in smokers and nonsmokers by pseudo capillary on-column gas chromatography- tandem mass spectrometry. *J Anal Toxicol*. 2010;34:304-11.

36. Yanbaeva DG, Dentener MA, Creutzberg EC, et al. Systemic effects of smoking. *Chest*. 2007; 131:1557-66.
37. Kulkarni N, Pierse N, Rushton L, Grigg, J. Carbon in airway macrophages and lung function in children. *New Engl J Med* 2006; 355:21-30.
38. McCreanor J, Cullinan P, Nieuwenhuijsen MJ, et al. Respiratory effects of exposure to diesel traffic in persons with asthma. *N Engl J Med*. 2007;357:2348-58.
39. Bell ML, Ebisu K, Peng RD. Community-level spatial heterogeneity of chemical constituent levels of fine particulates and implications for epidemiological research. *J Exp Science Environl Epidemiol* 2011; 21, 372-384.
40. Raysoni AU, Sarnat JA, Sarnat SE, et al. Binational school-based monitoring of traffic-related air pollutants in El Paso, Texas (USA) and Ciudad Juárez, Chihuahua (México). *Environ Pollut*. 2011; epub ahead of printing.
41. Peltier RE, Lippmann M. Spatial and seasonal distribution of aerosol chemical components in New York City: (1) Incineration, coalcombustion, and biomass burning. *J Expo Sci Environ Epidemiol*. 2011; 21: 473-83.
42. Brachtel MV, Durant JL, Perez CP, et al. Spatial and temporal variations and mobile source emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons in Quito, Ecuador . *Environ Pollut*. 2009; 157:528-36.
43. Cozzi F, Adami G, Barbieri P, et al. Is PM(10) mass measurement a reliable index for air quality assessment? An environmental study in a geographical area of north-eastern Italy. *Environ Monit Assess*. 2008;144:389-401.
44. Roorda-Knape, M.C., Janssen, N.A., de Hartog, J., et al. Traffic related air pollution in city districts near motorways. *SciTotal Env* 1999; 235, 339-41.
45. Zhu, Y.F., Hinds, W.C., Kim, S., Sioutas, C. Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway. *J Air Waste Manag Ass* 2002;52: 1032-42.
46. Hinds WC. *Aerosol Technology: Properties, Behavior, and Measurement of Airborn Particles*. New York:Wiley; 1999.
47. Morawska L, Jarmiska M, Bofinger ND. Size characteristics and ageing of environmental tobacco smoke. *Sci Total Environ*. 1997;196:43-55.
48. Invernizzi G, Ruprecht A, De Marco C, et al. Inhaled steroid/tobacco smoke particle interactions: a new light on steroid resistance. *Respir Res*. 2009;10:48.
49. Künzli, N., Kaiser, R., Medina, S., et al. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet* 2000; 356, 795-801.
50. Migliore, E., Berti, G., Galassi, C., et al. SIDRIA-2 Collaborative Group. Respiratory symptoms in children living near busy roads and their relationship tovehicular traffic: results of an Italian multicenter study (SIDRIA 2). *Environ Health* 2009; 18 (8), 27.
51. Rosenlund, M., Forastiere, F., Porta, D., et al. Traffic-related air pollution in relation to respiratory symptoms, allergic sensitisation and lung function in schoolchildren. *Thorax* 2009; 64:573-80.
52. Künzli, N., Jerrett, M., Garcia-Esteban, R., et al. Ambient air pollution and the progression of atherosclerosis in adults. *PLoS One* 2010; 5, e9096.
53. HEI Panel on the Health Effects of Traffic-Related Air Pollution. 2010. Traffic-Related Air Pollution: A Critical Review of the Literature on Emissions, Exposure, and Health Effects. HEI Special Report 17. www.healtheffects.org.
54. Ruprecht, A.A., Invernizzi, G. The effects of the traffic restriction fee (Ecopass) in the center of Milan on urban pollution with particulate matter: the results ofa pilot study. *Epidemiol Prev* 2009;33, 21-26.
55. Invernizzi G, Ruprecht A, Mazza R. et al. Measurement of black carbon concentration as an indicator of air quality benefits of traffic restriction policies within the ecopass zone in Milan, Italy. *Atmos Environ* 2011: 45:3522-27.

INQUINAMENTO AMBIENTALE: LE POLVERI SOTTILI.

Cosa sono, da dove vengono, come si
misurano ed esempi di misurazioni

Ario Alberto Ruprecht

LARS - Laboratorio per la Ricerca Ambientale SIMG
Tobacco Control Unit - Istituto Nazionale dei Tumori
ISDE Medici per l'Ambiente
Milano

2.1 Introduzione

Generalmente si pensa che l'inquinamento atmosferico ambientale da polveri sottili sia una caratteristica specifica della nostra civiltà industriale, prodotto dalle industrie, dal traffico, dal riscaldamento domestico, da molte delle forme di energia che usiamo ecc., ma è proprio così?

Non proprio, perché è da quando l'uomo ha imparato a giocare col fuoco che ha iniziato a produrre inquinamento atmosferico come effetto collaterale negativo dei vantaggi che ne ha tratto! Inquinamento che si è aggiunto a quello di origine naturale da sempre presente nell'atmosfera.

Infatti una delle prime prove della gravità dell'esposizione sono i residui carboniosi trovati nella parte interna delle costole del torace di individui adulti sepolti in alcune tombe a Çatal Höyük, in Anatolia (Andrews et al. 2004), uno dei primi agglomerati urbani sorti dopo l'inizio dell'agricoltura e risalenti a circa 8 o 9 mila anni fa. Evidentemente questi individui passavano molto tempo, specialmente durante i rigidi inverni tipici della regione, all'interno di abitazioni riscaldate da focolari a legna e scarsamente ventilate.

Ma altri indizi concorrono a dimostrare che l'inquinamento doveva essere un problema molto serio anche nella Roma antica, li troviamo nella lingua latina in diverse espressioni usate per designare l'inquinamento dell'aria: “*gravioris caeli*” (cieli pesanti), “*infamis aer*” (aria infame) ma troviamo anche un “*.....pestiferi vaporis.....*” usata dal filosofo latino Seneca (4 o 1 a.C/65 d.C)

in una delle lettere al suo amico Lucilio dove diceva: *Ut primum gravitatem urbis excessi et illum odorem culinarum fumantium quae motae quidquid pestiferi vaporis sorbuerunt cum pulvere effundunt, protinus mutatam valetudinem sensis.* (Appena ebbi lasciata l'aria pesante della città e quell'odore di cucine fumanti che, una volta al lavoro, effondono con la polvere tutto quel vapore pestifero che hanno assorbito, subito ho sentito un cambiamento nel mio stato di salute). Forse soffriva d'asma? Non lo sapremo mai, ma abbiamo la certezza che anche Roma antica era già da allora molto inquinata.

L'argomento è estremamente vario e complesso perciò in questo articolo ci limiteremo a descrivere brevemente cosa sono, come vengono generate, di che cosa sono composte le polveri sottili e come si misurano in tempo. Volutamente, per evidenti ragioni di spazio, non faremo menzione dei vari sistemi di campionamento ed analisi per risalire alla loro composizione chimica.

2.2 Cosa sono

Le polveri sottili vengono definite come particelle solide o liquide che, poichè sono molto piccole, rimangono sospese nell'aria per periodi di tempo anche molto lunghi in quanto la loro velocità di sedimentazione per attrazione gravitazionale è una funzione del loro diametro. La Tabella 1 riporta le velocità, teorica perchè in aria senza turbolenze, tipiche di alcune classi di particelle. Come si può calcolare facilmente, le particelle da 1 µm ci

mettono ben 9 ore e mezza per sedimentare solo di 1 metro!

Diametro delle polveri in micrometri (μm)	Velocita' di sedimentazione in cm sec^{-1}
100	28.7
50	7.17
25	1.79
10	0.29
5	0.07
1	0.0029

Tabella 1

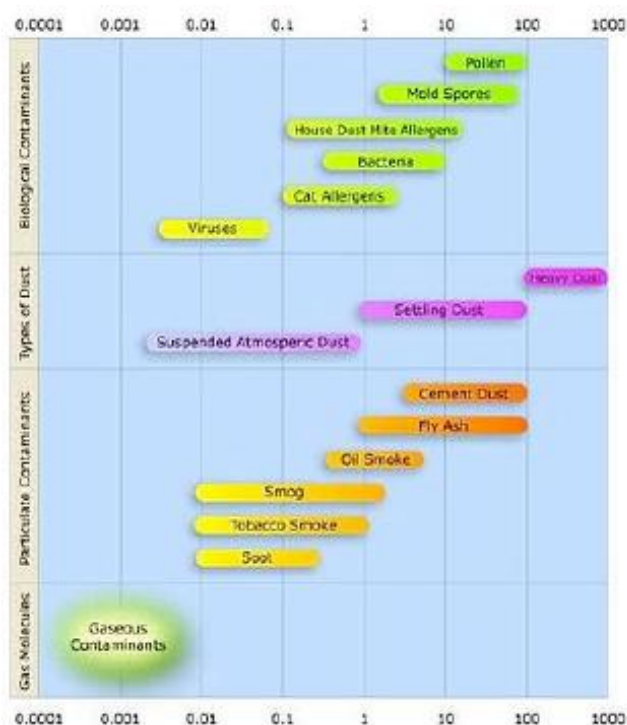
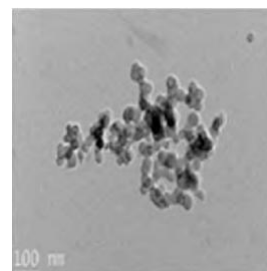


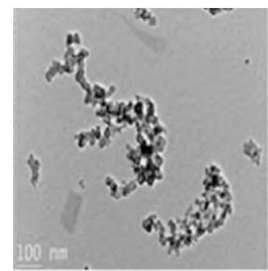
Figura 1

Le particelle sono sia di origine antropica sia naturale. Le maggiori fonti naturali di produzione di polveri sottili sono i vulcani, i deserti, gli incendi boschivi, i mari (aerosol di sali marini), pollini ecc. Le fonti antropiche invece sono fondamentalmente i processi di combustione (per produzione di energia, motori a combustione interna, aerei e navi, riscaldamenti ecc.), le industrie cementiere e acciaierie, cave e miniere,

lavori edili e stradali, il rotolamento di pneumatici e ruote su rotaie, i freni di auto e treni, fumo di tabacco, frittura e grill in cucina (vedi Seneca), detersivi per pulizie ecc. La figura 1 presenta alcune tipologie di polveri sottili tra le più comuni e la figura 2 le particelle di prodotti carboniosi emesse dalla combustione della legna e di motori diesel¹.



(f)
da combustione della legna¹



(h)
da combustione di un diesel¹

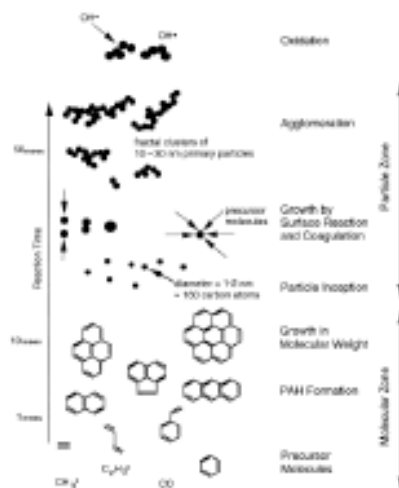
Figura 2
Polveri viste al microscopio elettronico¹

2.3 Formazione e origine

La formazione delle polveri da processi di combustione è molto complessa e può essere divisa in due fasi, una fase di produzione di particolato primario, cioè quello che esce direttamente dai tubi di scarico delle automobili e una fase di produzione di particolato secondario prodotto cioè da precursori gassosi presenti nell'atmosfera.

Il particolato primario è composto sia da materiale organico sia inorganico e viene generato dal fatto che ogni processo di combustione è imperfetto e non tutte le molecole del combustibile vengono in contatto con l'ossigeno per produrre una combustione perfetta. La figura 3a mostra come alcuni precursori molecolari (gruppi metilici CH_3^* , radicali C_2H_3^* , monossido di carbonio, carbonio elementare, benzene ecc.) concorrono alla formazione di molecole di idrocarburi policiclici aromatici (IPA) che in pochi millisecondi aumentano di peso molecolare e danno l'avvio alla formazione di particelle del diametro di circa 1-2 nanometri. Queste particelle poi continuano a crescere per impatto reciproco e coalescenza, reazioni superficiali e coagulazione con altri precursori molecolari. Dopo 50 millisecondi si formano agglomerati (clusters) di particelle primarie del diametro di 10-30 nm (nuclei mode) che successivamente aumentano ancora per coagulazione (accumulation mode) e subiscono processi di ossidazione. Ma in molti casi il combustibile contiene impurità come minerali e metalli pesanti oppure, nel caso dei motori a combustione interna, metalli dovuti ad abrasione delle parti interne del motore che si aggiungono alle particelle

organiche. La figura 3b mostra il processo di formazione di ceneri submicrometriche e supermicrometriche inorganiche dalla combustione di carbone, biomasse e olio combustibile.



azoto, ossidi di zolfo, composti organici volatili (COV), ammoniaca ecc. e innescano delle reazioni chimiche per formare nitrati, nitrato d'ammonio, solfati, cloruri ecc. che a temperatura ambiente sono allo stato solido. Questo particolato secondario interagisce per impatto, reazioni chimiche e coalescenza col primario formando il nuovo particolato chimicamente e dimensionalmente definito caratteristico dell'inquinamento urbano secondo il processo indicato dalla figura 4.



Figura 4

Schema della formazione del particolato secondario.

2.3.1 Classificazione

Le polveri sottili vengono classificate in funzione del loro diametro come indicato nella tabella 2. Dove vediamo che il PM10, che tanto spesso supera le soglie di norma, è composto da tutte le particelle inferiori a 10 micrometri,

comprese quindi tutte quelle classificate di diametro inferiore.

Classe	Descrizione	Caratteristiche
TSP	Polveri Totali Sospese	Sono polveri generalmente risollevate e di breve permanenza in sospensione
PM ₁₀	≤ 10 micrometri (μm)	Normato e misurato dalle centraline, classificato anche come frazione toracica
PM _{2,5} - PM ₁₀	$> 2,5$ a < 10 μm	Classificate come polveri grossolane
PM _{2,5}	$\leq 2,5$ μm	Non ancora normato in Europa e classificato anche come frazione respirabile
PM ₁	≤ 1 μm	Polveri fini
UFP o UP	$\leq 0,1$ μm	Polveri ultrafini
NP	≤ 10 nanometri (nm)	Nanoparticelle

Tabella 2

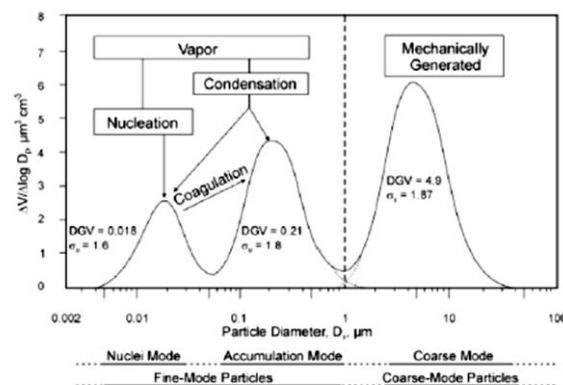


Figura 5A

Distribuzione del volume e delle dimensioni del particolato misurato nel traffico, dove si vedono le particelle in modalita' fine e grossolana nonche' quelle in modalita' nuclei e accumulazione all'interno della modalita' fine. Per ciascuna modalita' sono indicati i DGV (diametro geometrico medio per volume) e gli Fg (deviazione standard geometrica). Sono anche indicati i meccanismi di trasformazione ed accrescimento (nucleazione, condensazione e coagulazione). Source: Adapted from Wilson and Suh (1997).

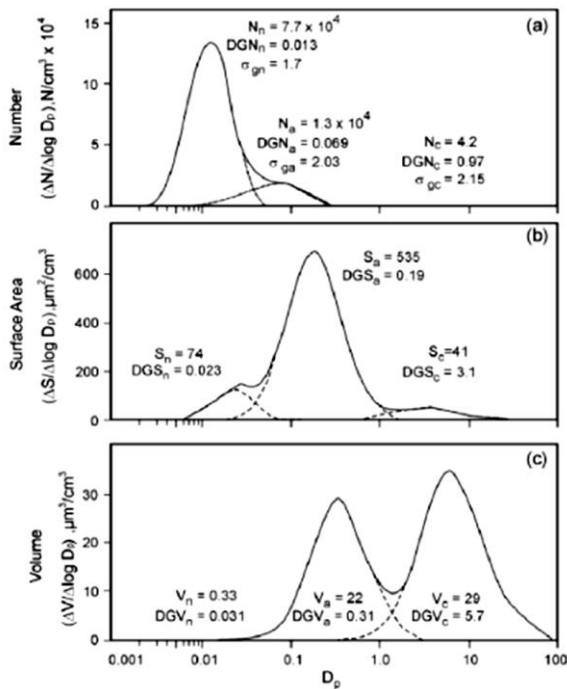


Figura 5B

Distribuzione delle particelle nelle modalità grossolana (c), accumulazione (a), e nuclei o ultrafine (n) secondo tre caratteristiche: a) numero (N), b) area della superficie (S) e c) volume (V) per la distribuzione media generale continentale (USA). DGV = diametro medio geometrico per volume. DGS = diametro medio geometrico per area della superficie. DGN = diametro medio geometrico per numero. D_p = diametro geometri-co. Source: Whitby (1978).

2.3.2 Distribuzione dimensionale

La distribuzione delle particelle nell'inquinamento urbano non è però uniforme, ma presenta una natura multimodale. Whitby e Sverdrup (1980), Whitby (1978), e Willeke e Whitby (1975) identificano tre modi: 1, nuclei, 2, accumulazione e 3 grossolana come indicato nella figura 5a. La figura 5b presenta invece la loro distribuzione in numero, area della superficie e volume dove si può notare che il picco di superficie delle particelle si ha nella modalità fine tra 0,1 e 1 micrometri di diametro. Questo fatto è molto importante ai fini delle conseguenze

sulla salute in quanto queste particelle penetrano in profondità nell'apparato respiratorio. (vedi: La variabilità spaziale e temporale nella composizione delle polveri sottili: implicazioni per il monitoraggio ambientale e la ricerca epidemiologica, figura 4) La figura 6 dà un'idea delle dimensioni delle polveri quando confrontate con quelle di un capello umano.

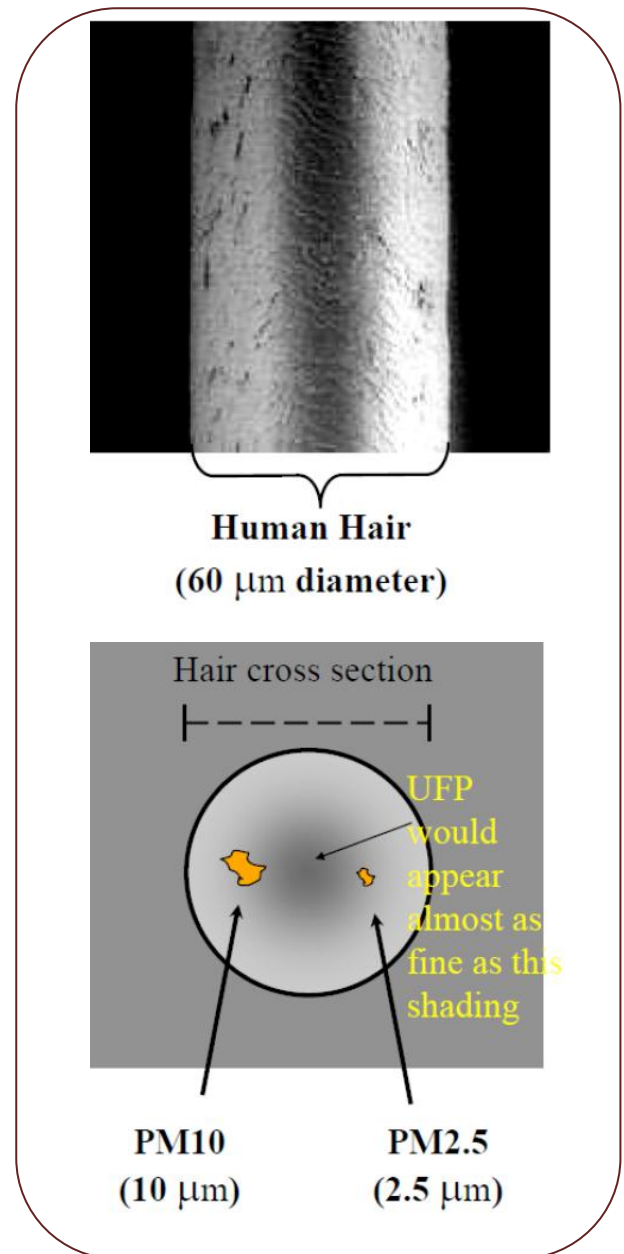


Figura 6

(Dane Westerdahl, Cornell University, USA)

2.3.3 Inquinamento da fumo di sigarette (ETS, Environmental Tobacco Smoke)

Ma all'inquinamento atmosferico di origine naturale ed antropica si aggiunge quello, evitabile, del fumo di sigaretta, o ETS, acronimo di *Environmental Tobacco Smoke*, molto importante specialmente negli ambienti chiusi, ma non solo. L'ETS è una miscela formata dai prodotti della combustione della sigaretta tra una aspirazione e l'altra (sidestream), da quelli esalati dal fumatore (exhaled mainstream smoke). L'ETS non è stabile, invecchiando subisce cambiamenti sia fisici sia chimici a causa di molti fattori quali la presenza di superfici, di specie reattive da altre sorgenti, di radiazione ultravioletta e probabilmente il fattore più significativo è l'adsorbimento della nicotina (e forse di altre sostanze) sulle superfici, (Tang et al. 1989) sui vetri, tessuti, tappeti e vestiti ecc. dai quali poi gassifica per lungo tempo. (Van Loy et al. 1998 e Piade' et al. 1999). Quindi la contaminazione da ETS in ambienti chiusi (indoor) non è trascurabile e può essere considerata come una componente terziaria dell'ETS (si può misurare la presenza di nicotina in un ambiente chiuso anche dopo diversi giorni dall'ultima sigaretta fumata).

L'ETS è composto, oltre che dalla nicotina, da migliaia di sostanze chimiche, sia gassose sia solide o semiliquide, come l'inquinamento prodotto da altri processi di combustione, e molte di queste sostanze sono tossiche e cancerogene. Tra le sostanze gassose c'è il benzene, l'acetaldeide, la formaldeide, il toluene ecc.. e tra quelle solide o semiliquide gli

IPA come il benzo(a)pirene e benzo(a)antracene e le nitrosammine.

2.4 Tecnologie di misura e problematiche relative

Una corretta misurazione in tempo reale non solo dei livelli di concentrazione ma anche della distribuzione spaziale e temporale delle polveri sottili è importantissima ai fini non solo epidemiologici, come lo studio degli effetti sulla salute, ma anche ai fini dell'individuazione delle fonti per la lotta all'inquinamento per l'adozione delle misure più opportune per combatterlo.

Gli inquinanti gassosi, cioè gli ossidi di azoto e di zolfo, i composti organici volatili, il monossido di carbonio, l'ozono, i BTX (benzene, Toluene e Xileni) sono ben conosciuti nelle loro caratteristiche di tossicità e possono venir misurati con tecnologie sperimentate ed affidabili come la chemiluminescenza, l'assorbimento nell'ultravioletto o nell'infrarosso ecc. e dispongono anche di un metodo di calibrazione consistente in bombole di azoto contenenti una quantità conosciuta e certificata del gas da misurare. Purtroppo però le polveri sottili hanno la caratteristica di essere estremamente diversificate nella loro morfologia e composizione chimica, e quindi nel loro grado di tossicità, e questo fatto pone un arduo problema di misurazione al quale si aggiunge il fatto che non esistono bombole di polveri campione da utilizzare per la calibrazione degli analizzatori per motivi facilmente intuibili.

Quindi il primo problema che si pone, data la diversificazione chimico/fisica suddetta, è l'unità ingegneristica di misura da adottare. Infatti esprimere un valore di concentrazione in termini di massa, ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ microgrammi per metro cubo or mg/m^3 , milligrammi) come si fa per tutti gli altri inquinanti gassosi, non esprime completamente il grado di tossicità o pericolosità delle polveri in quanto potrebbero essere composte da sali marini o polveri del deserto, e quindi relativamente innocue, oppure in maggioranza da prodotti della combustione e di conseguenza altamente tossiche e cancerogene.

Purtroppo però non esistono alternative e quindi l'unità di misura scelta e normata a livello internazionale è la massa, espressa come peso di PM10 e/o PM2,5, ma è bene sapere che non è un'informazione che esprime un grado preciso di tossicità come lo è la misura degli altri inquinanti gassosi. A questo inconveniente si aggiunge anche la misura, che presenta dei grossi problemi che analizzeremo in dettaglio qui di seguito.

2.4.1. Metodo gravimetrico di riferimento

Il metodo standard di riferimento adottato è detto gravimetrico e consiste nell'aspirare con una pompa e ad una portata conosciuta, l'aria da analizzare e farla passare attraverso un filtro prepesato con altissima precisione. Su questo filtro si accumulano le polveri e dopo un periodo di tempo programmabile, si interrompe il campionamento e si ripesa il filtro. La concentrazione media del periodo di

campionamento espressa in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ o mg/m^3 è data dalla massa raccolta sul filtro diviso i metri cubi campionati. Non è un metodo semplice (vedi nella figura 7 il Federal Reference Method FRM della United States Environmental protection Agency US EPA) e richiede una certa esperienza: le polveri devono passare attraverso una testa di taglio per avere la misura dei PM10 o PM2,5, i filtri devono essere condizionati prima e dopo il campionamento e la pesatura effettuata con microbilance da laboratorio estremamente sensibili e delicate.

Ma ci sono anche altri problemi quali la volatilità di alcuni componenti delle polveri, in particolare dei nitrati d'ammonio e altri idrocarburi che sono particolarmente volatili a temperatura ambiente, l'assorbimento di alcuni COV da parte dei filtri (normalmente teflon e/o quarzo), l'acqua assorbita dalle polveri che potrebbe essere misurata come polvere ecc. che possono falsificare le misure. La US EPA considera le misure effettuate con questo metodo accurate entro un $\pm 10\%$ ed è questo il parametro di riferimento adottato per tutte le calibrazioni di altri analizzatori operanti su principi diversi ma che misurano le concentrazioni in massa come descriveremo in seguito. Questo non è un metodo in grado di analizzare la concentrazione delle polveri sottili in tempo reale perchè richiede diversi giorni per avere i risultati, quindi altre tecnologie devono essere utilizzate a questo fine.

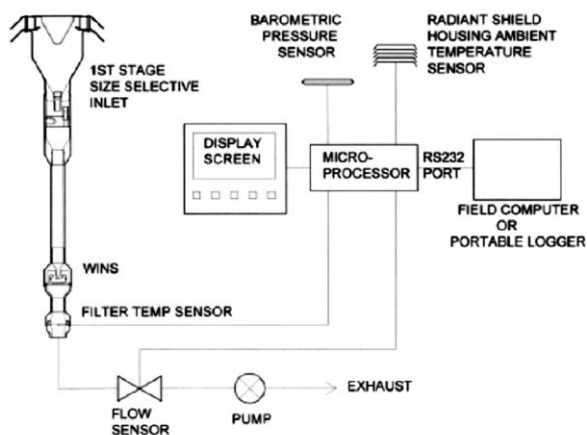


Figura 7

2.4.2. Metodi equivalenti al gravimetrico di riferimento

Le tecnologie considerate come equivalenti al metodo gravimetrico sono principalmente due: BAM o Beta Attenuation Monitor e TEOM o Tapered Element Oscillating Microbalance.

Il metodo BAM utilizza l'attenuazione di elettroni ad alta energia generati da una particella radioattiva, generalmente l'isotopo ^{14}C del carbonio, dopo aver attraversato le polveri accumulate su un filtro a nastro generalmente in una o due ore. L'attenuazione è proporzionale secondo la legge di Lenard alla massa delle polveri accumulate sul filtro (vedi figura 8a).

Il TEOM invece opera sul principio della variazione di frequenza di un tubo affusolato, fissato su una base rigida e sulla cima della parte più sottile è installato un filtro sul quale si accumulano le polveri. La frequenza naturale del tubo cambia in funzione del peso delle polveri che si sono accumulate sul filtro in modo proporzionale (vedi figura 8b).

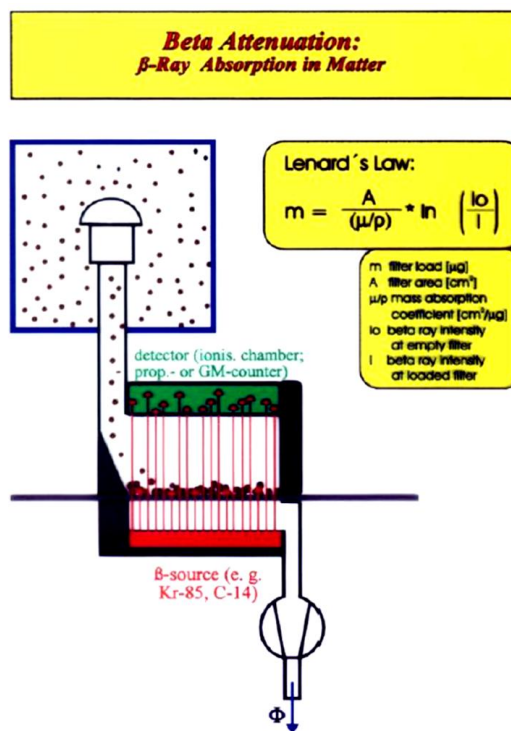


Figura 8A

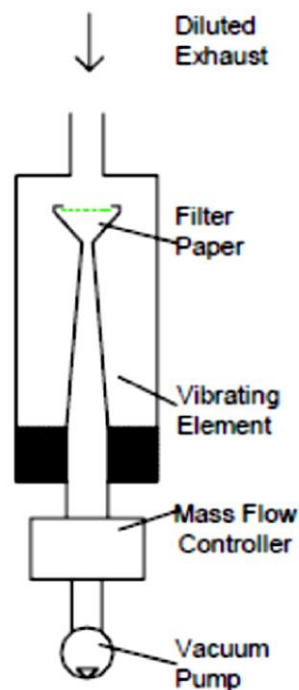


Figura 8B

Questi analizzatori sono però pesanti, costosi e devono essere installati in apposite cabine condizionate o su mezzi mobili, ma in molti casi, specialmente per la ricerca scientifica e la misurazione delle distribuzioni spaziali e temporali delle polveri sono necessarie altre tecnologia che permettano misure affidabili anche con analizzatori più facilmente trasportabili o addirittura palmari.

2.4.3. Metodi ottici a diffrazione laser

Questa tecnologia, OPC (acronimo di Optical Particle Counter), è basata sulla diffrazione ottica, causata dalle particelle che vengono fatte passare attraverso un raggio laser (vedi figura 9).

Questi analizzatori sono disponibili anche in dimensioni palmari e costano relativamente poco ma permettono una misura estremamente veloce, anche ogni secondo, e la suddivisione delle particelle in classi dimensionali espresse in numero di particelle per litro o cc e programmabili in diversi canali a partire da 0,3 fino a 10 μm ed oltre. Alcuni modelli includono un software per un'elaborazione matematica dei dati che possono anche essere espressi in massa come i metodi gravimetrici ed equivalenti. Alcuni modelli possono anche essere forniti in esecuzione per esterni ed operare con qualsiasi condizione atmosferica.

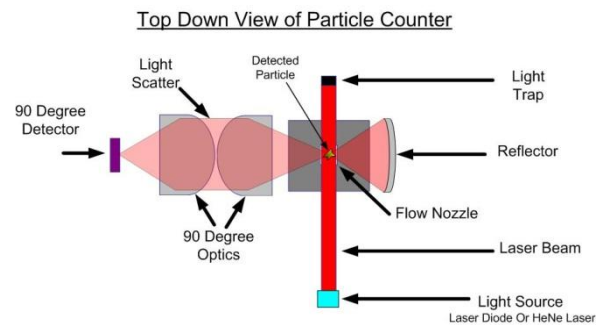


Figura 9

Le particelle attraversando il laser disperdono i fotoni i quali, attraverso un sistema di specchi e lenti, vengono diretti verso un detector che li converte in un segnale elettrico. Ogni impulso corrisponde empiricamente ad una particella e la sua ampiezza e durata alla sua grandezza. Attraverso un amplificatore, un convertitore analogico/digitale ed un microprocessore, questi impulsi vengono analizzati e i dati presentati in numero di particelle per litro o per cc nelle diverse classi dimensionali

Purtroppo però presentano alcuni inconvenienti, primo fra tutti il fatto che proprietà delle particelle quali la morfologia, le proprietà ottiche e la composizione chimica sono sconosciute e, nel mondo reale, molto diverse dalle sfere omogenee di polistirene latex con le quali normalmente viene effettuata la calibrazione di fabbrica, e questo fatto può portare a notevoli incertezze nelle misure sia come numero di particelle, sia come grandezza e massa.

A questo inconveniente si aggiunge l'importante interferenza da parte dell'umidità relativa che si accentua dopo il 50 % UR in modo esponenziale (vedi figura 10a). Questa interferenza può essere matematicamente compensata fino ad un massimo di circa 80 % UR, oppure essiccando il campione con opportuni metodi di riscaldamento o meglio ancora con un sistema di essiccazione con metodo Nafion Dryer (vedi figura 10b), dove il campione da

analizzare viene fatto passare attraverso un tubo di materiale speciale all'esterno del quale viene messo del gel di silice essiccato. Solo la molecola di H₂O si trasferisce attraverso questo tubo di materiale speciale al gel di silice e quindi all'uscita il campione presenta una UR inferiore al 40/50 % (in funzione della lunghezza del tubo e della portata del campione).

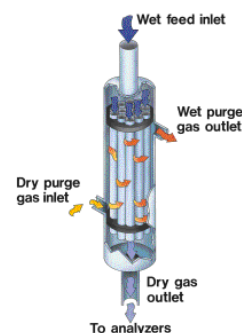


Figura 10B

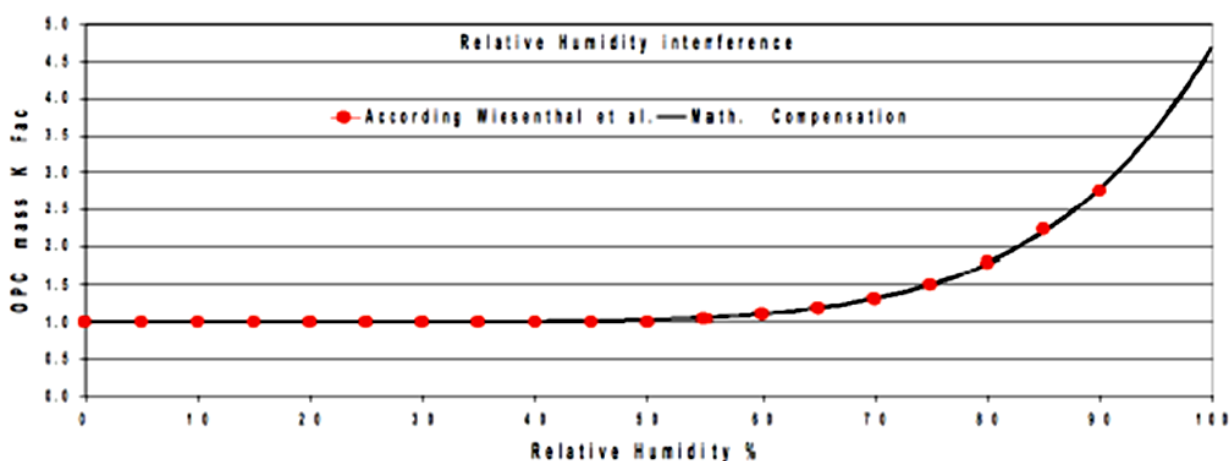


Figura 10A

Un altro limite di questa tecnologia è dato dal fatto che particelle inferiori a 0,3 µm non sono visibili e misurabili in quanto troppo piccole per generare un segnale al di sopra del livello di rumore ottico ed elettronico.

Inoltre, nel caso di elevate concentrazioni, si può avere un errore nella misura a causa dell'allineamento di due o più particelle quando attraversano il laser e che vengono quindi viste e conteggiate come una sola (effetto perdita per coincidenza).

Ciononostante, questa tecnologia può essere utilizzata con risultati eccellenti se viene eliminata l'interferenza della UR e se ogni analizzatore per misure in massa viene calibrato per confronto con un sistema gravimetrico o equivalente.

Tale calibrazione però deve essere effettuata non solo per ogni modello di analizzatore ma anche per ogni analizzatore individuale e per ogni tipologia di inquinamento (ogni tipologia di inquinamento ha le sue proprietà ottiche e la sua composizione chimico/fisica specifica).

2.4.4 Metodi ottici a condensazione

Ma molto spesso, specialmente nella ricerca, è necessario misurare anche le concentrazioni delle particelle sub micrometriche, cioè ben al di sotto dei $0,3\ \mu\text{m}$. In questo caso viene utilizzata la tecnologia CPC (Condensation Particle Counter, che opera sul medesimo principio del OPC ma produce un accrescimento dimensionale delle particelle per condensazione di un liquido, generalmente acqua o alcool butilico (vedi figura 11).

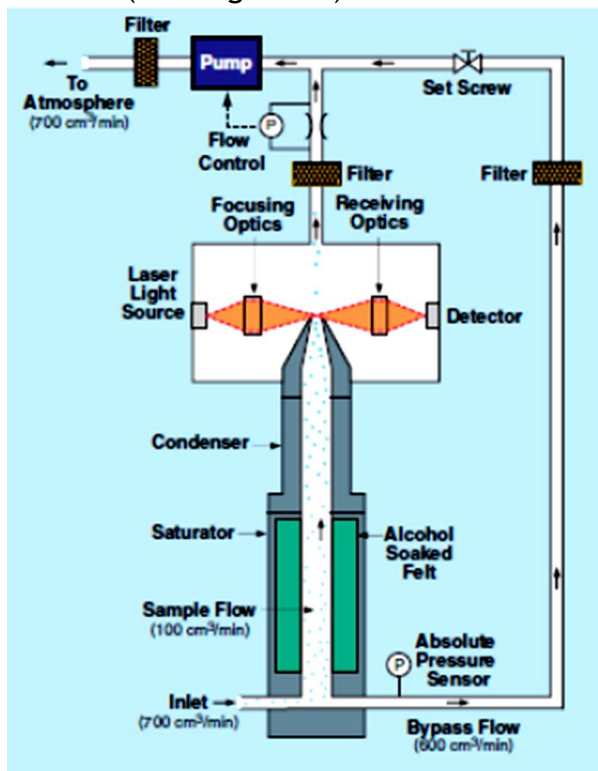


Figura 11

Il campione dell'aria da analizzare entra dal raccordo indicato come "inlet" (in basso a de-stra nella figura) aspirato da una pompa e controllato da un sistema di regolazione di pressione temperatura e portata. Passa attraverso un saturatore costituito da un tubo con le pareti di feltro imbevibile di acqua o alcool e a temperatura relativamente elevata e successivamente al condensatore a piu' bassa temperatura. In questo ambiente supersaturo l'acqua condensa sulle particelle facendole accrescere di dimensioni tanto da farle diventare visibili quando poi, nella fase successiva, attraversano il laser. In questo modo si riescono a vedere e contare particelle a partire addirittura da 2,5 nanometri. (TSI, Trust Science Innovation)

Questa tecnologia presenta molti vantaggi: rende visibili e misurabili particelle a partire da 2,5 nm, una grande sensibilit  e quindi possibilit  di misurare concentrazioni estremamente basse, una insensibilit  a variazioni nella composizione chimica e morfologia delle particelle dovuta alla supersaturazione dei vapori d'acqua o di alcool sulla particella stessa ed una risposta estremamente rapida a variazioni di concentrazione. Le concentrazioni misurate sono espresse in numero di particelle per cc a partire da 2,5 fino a 1.000 nm. Purtroppo neanche questa tecnologia   esente da inconvenienti quali la possibilit  di allagamento della camera del laser e una difficolt  di controllo dei diversi parametri di regolazione (pressioni, portate, temperature ecc.). Inoltre presenta il dato in numero di particelle complessivo entro il campo di misura di 2,5-1.000 nanometri.   pero' uno strumento indispensabile per la conoscenza delle dinamiche di comportamento e concentrazioni delle particelle submicrometriche.

2.4.5. Sistemi di analisi della distribuzione dimensionale a scansione

Per ovviare all'inconveniente della misura complessiva del numero di particelle del sistema CPC, si utilizzano altre tecnologie che sono in grado di ottenere la distribuzione dimensionale delle particelle in intervalli programmabili. Queste tecnologie sono il DMA o Differential Mobility Analyzer, il DMPS o Differential Mobility Particle Sizer e lo SMPS o Scanning Mobility Particle Sizer (vedi figg. 12 e 13).

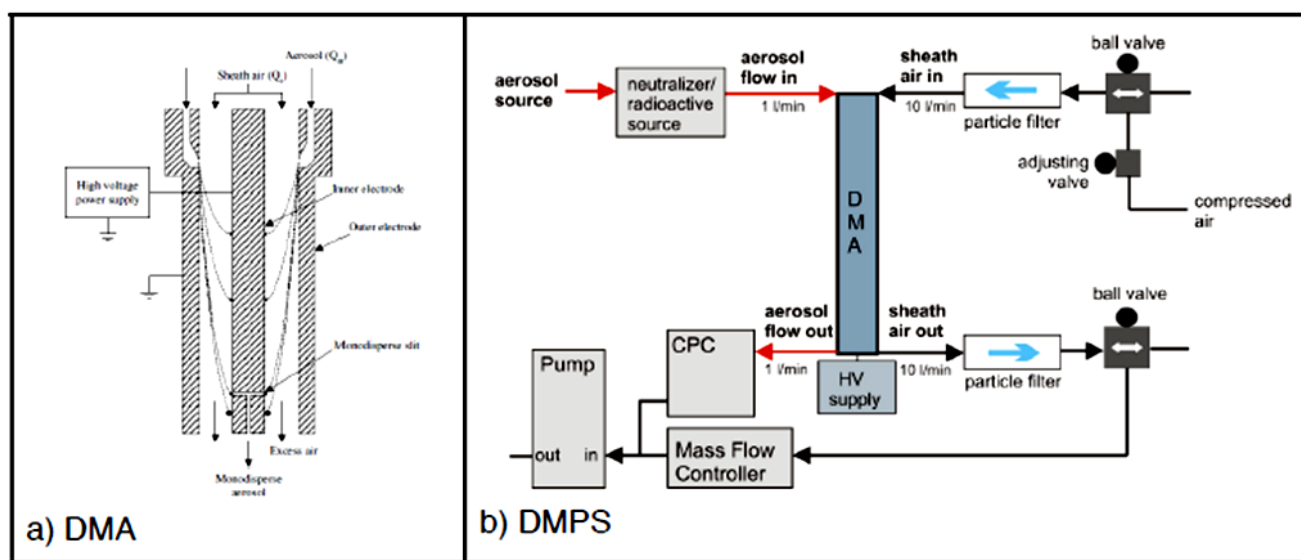


Figura 12

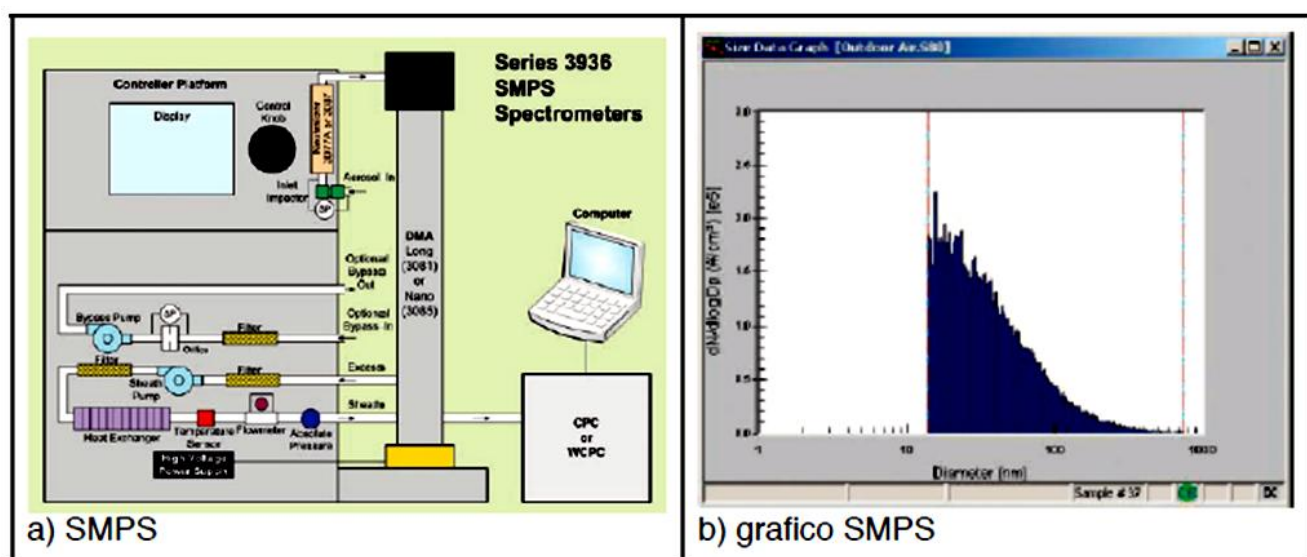


Figura 13

(TSI, Trust Science Innovation)

Il Differential Mobility Analyzer (figura 12a) consiste in un tubo collegato a massa con all'interno un elettrodo al quale viene applicata una tensione. Nello spazio tra l'elettrodo e le pareti del tubo passa l'aria con le particelle da analizzare fatte prima passare attraverso una camera di neutralizzazione dove vengono bombardate da elettroni generati da una sorgente radioattiva allo scopo di dar loro una carica elettrica conosciuta (figura 12b). Attraversano il campo elettrico del tubo dall'alto verso

il basso e tutte le particelle aventi una specifica mobilità elettrica escono come particelle monodisperse dalla piccola fessura sistemata alla base dell'elettrodo centrale. Tutte le altre impattano prima o dopo la fessura (vedi figura 12a). La figura 12b mostra un tipico sistema DMPS dove le particelle monodisperse vengono inviate ad un CPC per l'analisi. La figura 13a mostra un sistema SMPS. Se si varia la tensione all'elettrodo centrale del DMA in modo continuo, o anche a steps programmati,

l'aria da analizzare che entrerà nel CPC conterrà particelle monodisperse di dimensioni variabili nel tempo da un minimo ad un massimo, per esempio da 2,5 a 1.000 nm e quindi dopo una scansione completa si avrà tutto lo spettro dimensionale dell'aria da analizzare come si può vedere nella figura 13b. Le scansioni si possono programmare anche in modo continuo allo scopo di seguire sia le variazioni delle concentrazioni sia quelle dei profili dimensionali.

2.4.6. Sistema combinato di analisi Time-of-Flight/diffrazione laser

Un ulteriore avanzamento nelle tecnologie di misurazione è la tecnologia APS, Aerodynamic Particle Sizer: la tecnica time-of-flight, o tempo di volo descritto nella figura 14a e rappresentato nella figura 14b. La figura 14c rappresenta un grafico tipico di un'analisi della qualità dell'aria in un museo dove si possono osservare le dinamiche e la distribuzione dimensionale delle polveri su 99 canali a partire da 10 fino a 7.500 nanometri.

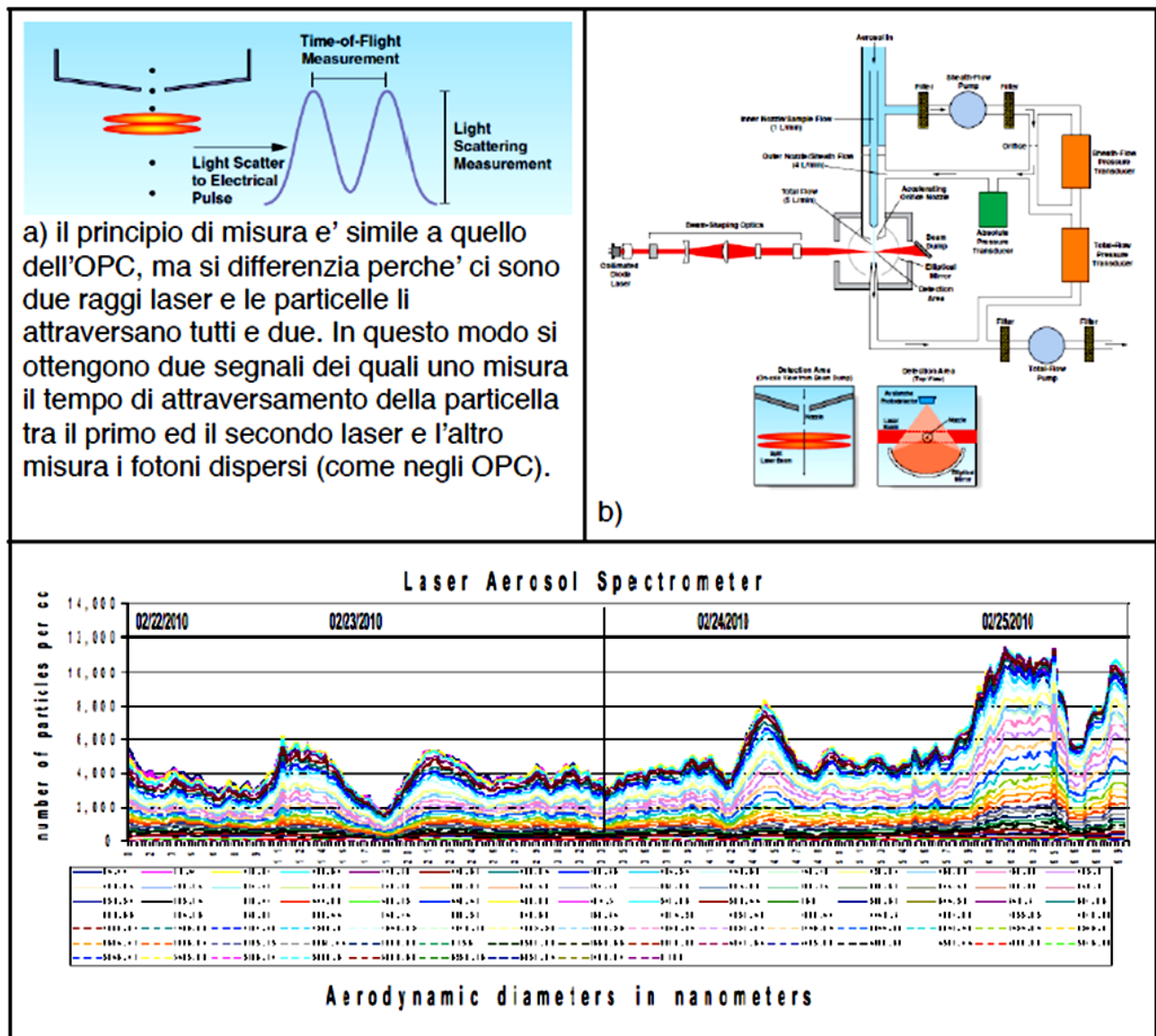


Figura 14
(TSI, Trust Science Innovation)

Questo, grazie alla funzione “Time-of-Flight”, è l’unico metodo in grado di eliminare il problema della perdite per coincidenza tipiche degli OPC (la coincidenza avviene quando due o più particelle sono allineate mentre passano attraverso il laser. L’intervallo di tempo tra le due creste fornisce informazioni sulle dimensioni aerodinamiche delle particelle. Se più di una particella è presente nel volume di visibilità, appaiono due creste e l’APS le registra come un evento di coincidenza.

La conversione dell’intensità della luce dispersa in una dimensione geometrica spesso produce inaccurately nel caso di misura di particelle con diverse forme ed indici di rifrazione. Questo strumento misura anche l’intensità di luce dispersa, ma invece di usare questo parametro per determinare il diametro delle particelle, lo registra come parametro separato. In questo modo i ricercatori possono avere a disposizione maggiori informazioni per una migliore comprensione della composizione degli aerosol.

2.4.7. Sistema ad impattatore elettrico a bassa pressione

Questo sistema (ELPI+™.) è basato sulla separazione delle particelle in funzione del loro diametro utilizzando un impattatore il cui principio di misura è descritto brevemente nella figura 15a-b.

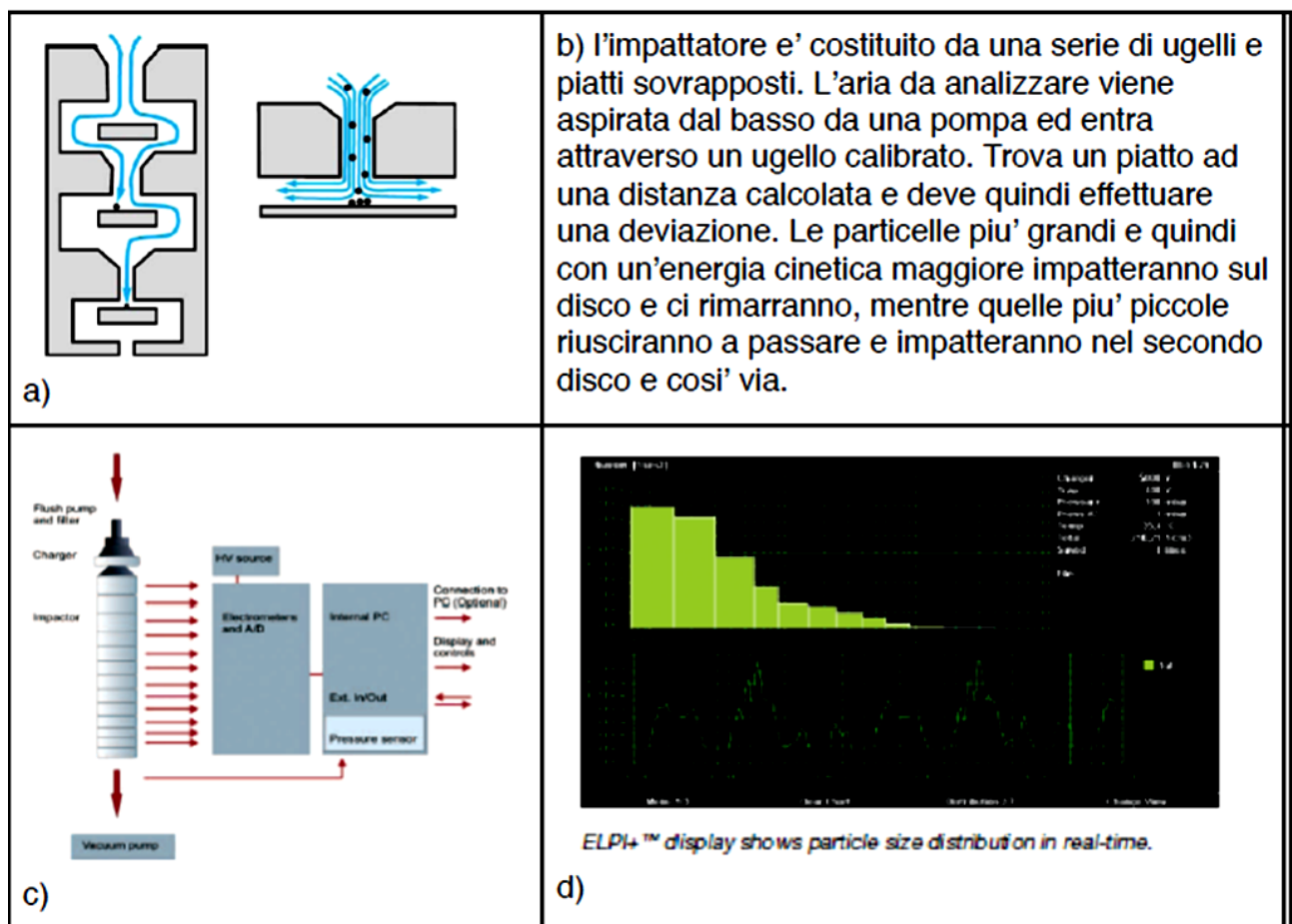


Figura 15 (ELPI)

Il principio di misura può essere diviso in tre parti principali: l'applicazione di una carica elettrica alle particelle, la classifica dimensionale in un impattatore a cascata e la misura delle cariche elettriche per mezzo di un sensibile elettrometro. Le particelle vengono prima caricate elettricamente per mezzo dell'effetto corona con una carica elettrica conosciuta e poi fatte entrare in un impattatore a bassa pressione costituito da 14 stadi di raccolta elettricamente isolati. Le particelle vengono raccolte nei diversi stadi in funzione del loro diametro e la loro carica elettrica viene misurata in tempo reale. Questo segnale elettrico è proporzionale alla concentrazione e al diametro delle particelle e viene poi elaborato e convertito nella distribuzione dimensionale delle particelle. La figura 15a rappresenta lo schema di principio e la figura 15b un esempio di presentazione dei dati.

2.5. Misura del contenuto di Black carbon nelle polveri sottili

Un notevole passo avanti nella tecnologia è la possibilità di analizzare in tempo reale il contenuto in carbonio elementare (o Black Carbon BC) e in carbonio organico (o Organic Carbon OC) delle polveri

Il BC e l'OC sono, come abbiamo visto, prodotti dalla combustione incompleta di qualsiasi origine, incendi di foreste, stufe e caminetti a legna per il riscaldamento domestico, emissioni veicolari, centrali termoelettriche ecc. e sono un indicatore empirico della presenza di idrocarburi policiclici aromatici (IPA) legati alle particelle

(pPAH in inglese). Molti di questi composti sono cancerogeni per l'uomo. Il BC mostra una dinamica di diffusione specifica se confrontata con quella di altre polveri come per esempio il PM10, che lo rendono particolarmente adatto per misure di inquinamento dovuto alla prossimità del traffico come si può vedere dalla figura 16a, dove in ordinate e' rappresentata in metri la distanza da un'autostrada sia sopravvento sia sottovento. Su una scala relativa sono rappresentate le concentrazioni dei PM10, BC, numero di particelle e CO (monossido di carbonio). Come si può vedere, la variazione sottovento del PM10 e' quasi insignificante mentre quella del BC, numero di particelle e CO mostrano un incremento enorme al centro e nelle immediate vicinanze dell'autostrada per poi ridiscendere rapidamente ed a circa 300 metri sottovento ritornare ai valori basali misurati sopravvento.

La figura 16b mostra il principio di funzionamento dell'analizzatore: lo strumento e' costituito da una sorgente di luce della lunghezza d'onda di 880 nanometri particolarmente adatta alla misura del BC, un filtro diviso in due parti una di accumulo delle particelle ed una di riferimento, una pompa di aspirazione dell'aria da analizzare, un sistema detector, amplificatore e microprocessore di elaborazione. La luce in parte attraversa il filtro di riferimento ed una parte il filtro attraverso il quale l'aria aspirata dalla pompa e' passata deponendovi le particelle. L'attenuazione della luce che attraversa il filtro e' proporzionale alla quantità di particelle che si e' accumulata sul filtro stesso. Misurando in modo continuo e

programmabile (1, 60 e 300 secondi) e confrontando il valore attuale con quello della misura precedente si ottiene l'incremento nell'unità di tempo e,

conoscendo la portata dell'aria che attraversa il filtro, si ottiene il valore delle concentrazioni di BC espresse in nanogrammi per metro cubo.

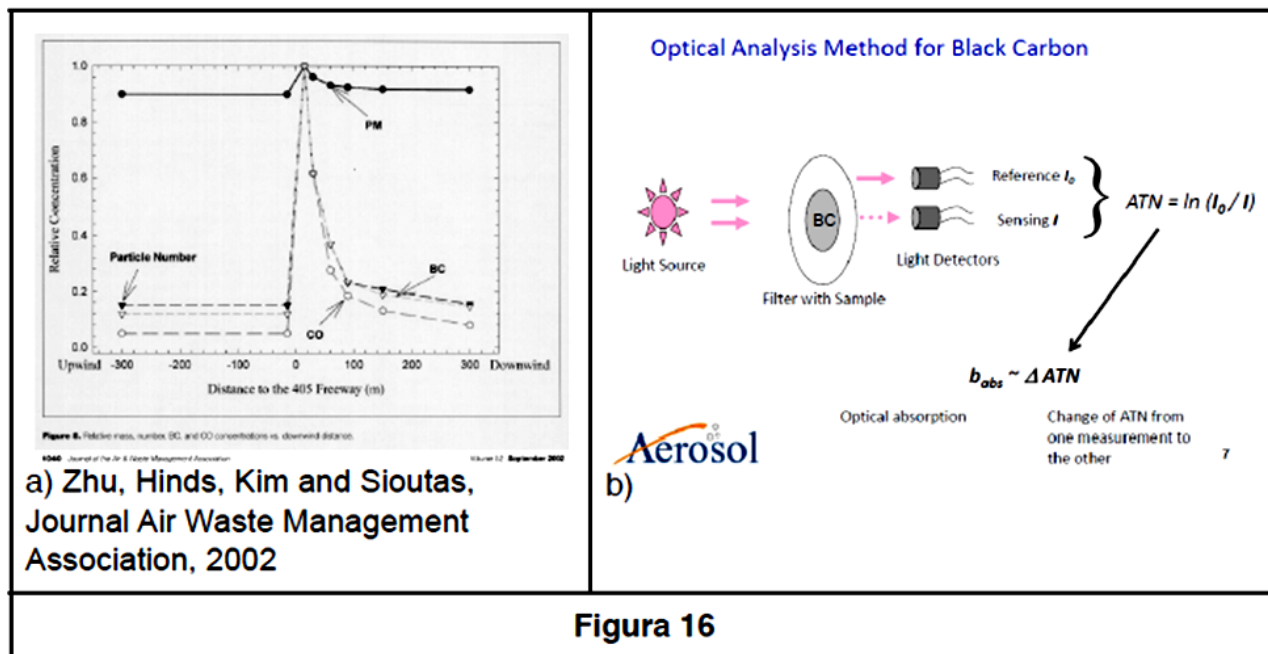
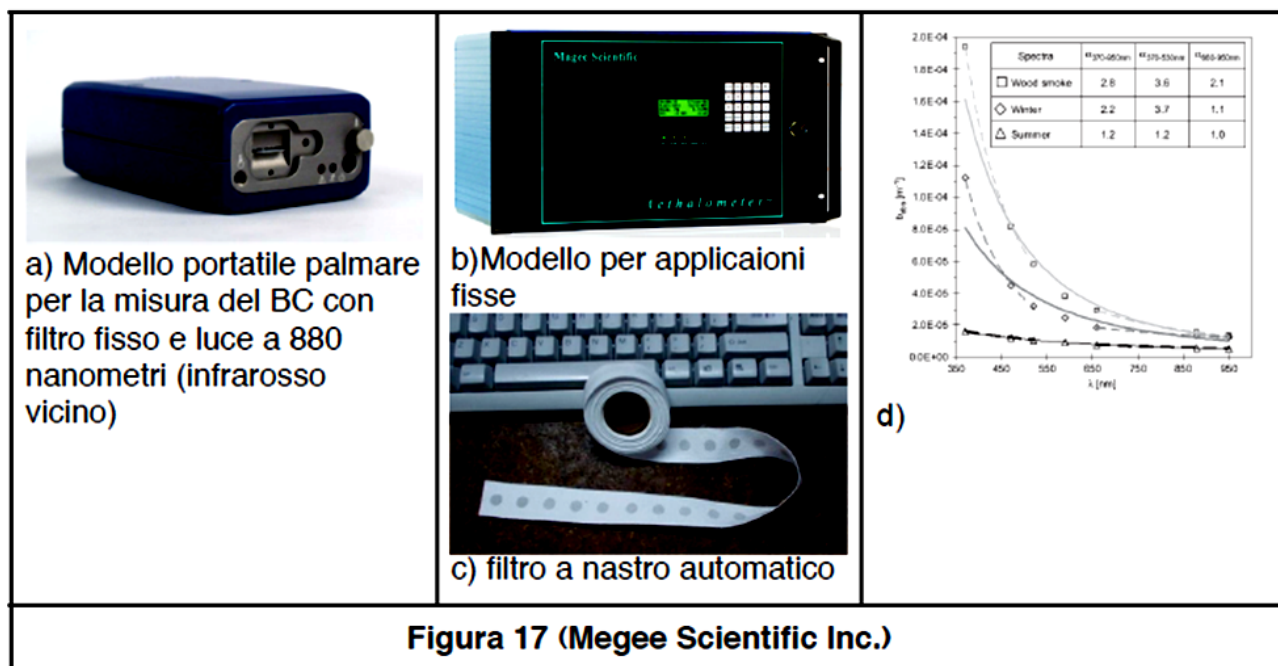


Figura 16



Gli analizzatori sono progettati in due versioni, una portatile usata principalmente per misurazioni di esposizione personale essendo di dimensioni palmari (vedi figura 17a), ed una per applicazioni fisse con la misura in continuo a sette lunghezze d'onda da

370 (Ultravioletto) a 950 (infrarosso vicino) nanometri. Una caratteristica particolare delle misure a diverse lunghezze d'onda che rende questa tecnologia estremamente interessante per la ricerca delle dinamiche della distribuzione spaziale/temporale

dell'inquinamento da polveri e' la variabilita' dell'attenuazione della luce da parte delle particelle accumulate sul filtro in funzione della lunghezza d'onda. Infatti le sostanze aromatiche (IPA) assorbono molto di piu' alle lunghezze d'onda inferiori. Questa caratteristica permette di identificare, entro certi limiti, la provenienza dell'inquinamento, cioe' se e' prodotto dall'emissioni di motori diesel o combustione della legna o ancora dal fumo di sigarette (vedi figura 17d).

2.6. Esempi di misurazioni

Il nostro Laboratorio di Ricerche Ambientali (LARS) della SIMG, Societa' Italiana di Medicina Generale ha fatto e fa un uso intensivo di molte delle tecnologie descritte per ricerche sulla diffusione spaziale e temporale dell'inquinamento da polveri sottili sia in ambienti esterni sia interni

Molte delle nostre ricerche possono essere considerate del tipo traslazionale, cioe' aventi lo scopo di fornire alle autorita' decisionali gli strumenti per valutare in tempo reale l'efficacia dell'introduzione di misure atte alla riduzione dell'esposizione dei cittadini, quali restrizioni nel traffico, incremento dell'efficienza dei sistemi di riscaldamento ecc.

2.6.1 Ecopass e domeniche a piedi a Milano

Il comune di Milano ha recentemente introdotto delle restrizioni al traffico nella zona centrale disponendo il pagamento di un ticket a tutti i veicoli inquinanti che, secondo le aspettative, avrebbe dovuto ridurre l'inquinamento da PM10 del 30 %. Un nostro studio precedente effettuato con le sole misure dei PM non aveva riscontrato alcuna differenza tra la zona pedonale, zona Ecopass e quella a traffico libero, ma ripetendo le misure con il BC nelle tre zone, in tre giornate diverse e in tre direzioni diverse si sono misurate riduzioni nel contenuto di BC nel PM10 di quasi il 50 % in meno nella zona Ecopass e del 60 nella zona pedonale rispetto a quelle a traffico libero. La figura 18a mostra le postazioni e la figura 18c e 18d, i risultati delle tre giornate di misurazioni. Quindi in conclusione sia nella zona pedonale sia all'interno della zona Ecopass, abbiamo dimostrato che a parita' di massa, il PM10 e' molto meno tossico. Questi risultati sono stati recentemente pubblicati dall'autorevole rivista Atmospheric Environment³.

EXAMPLES OF MEASUREMENTS

Measurement of black carbon (BC) concentration as an indicator of air quality benefits of traffic restriction policies within the ecopass zone in Milan, Italy

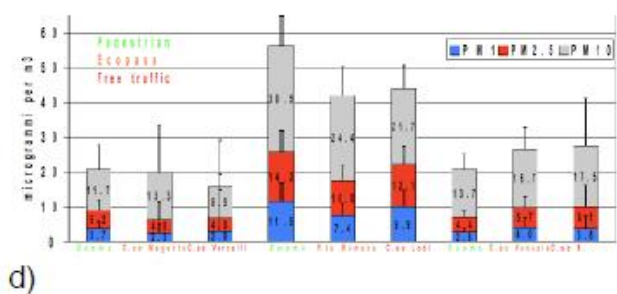
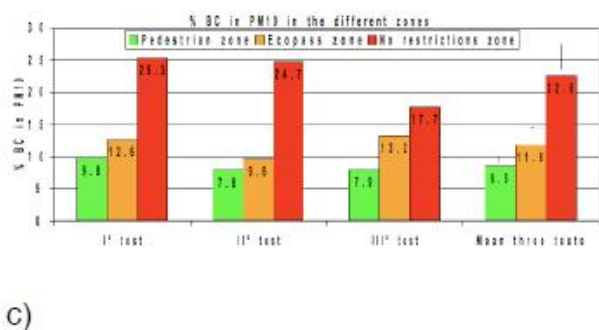


Figura 18

Anche la proibizione del traffico a Milano in due domeniche consecutive nel febbraio 2011 si è dimostrata efficace nella riduzione della tossicità del PM10 e questo nonostante che nelle due domeniche a piedi le concentrazioni del PM10 siano state superiori a quelle dei sabati precedenti per ragioni climatiche. In questo caso abbiamo misurato per alcune ore e nella medesima postazione, il BC ed il PM10 tutti i venerdì, sabati, domeniche e lunedì successivi per tre settimane delle quali due domeniche a piedi. Le ore di misurazioni erano anche a cavallo dell'ora di chiusura delle restrizioni del traffico, le 18,00 in modo da misurare le eventuali differenza alla ripresa del traffico normale. I risultati sono indicati nei grafici a barre della

figura 19a dove si nota che le concentrazioni del BC nelle domeniche a piedi sono sempre più basse delle altre giornate e dopo la ripresa del traffico sia nei valori assoluti sia come percentuale nel PM10. Nella domenica a traffico normale invece il BC risulta superiore al sabato e venerdì precedenti e senza alcuna differenza significativa rispetto a dopo le 18,00 e al lunedì successivo.

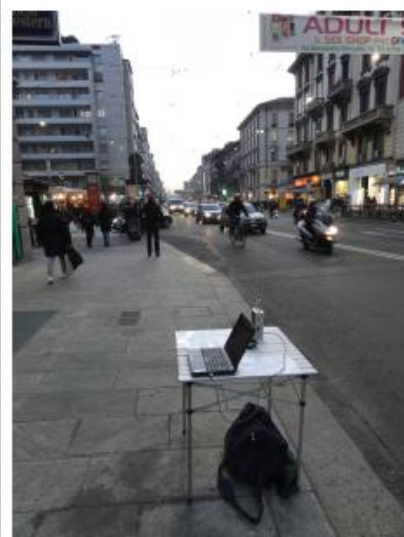
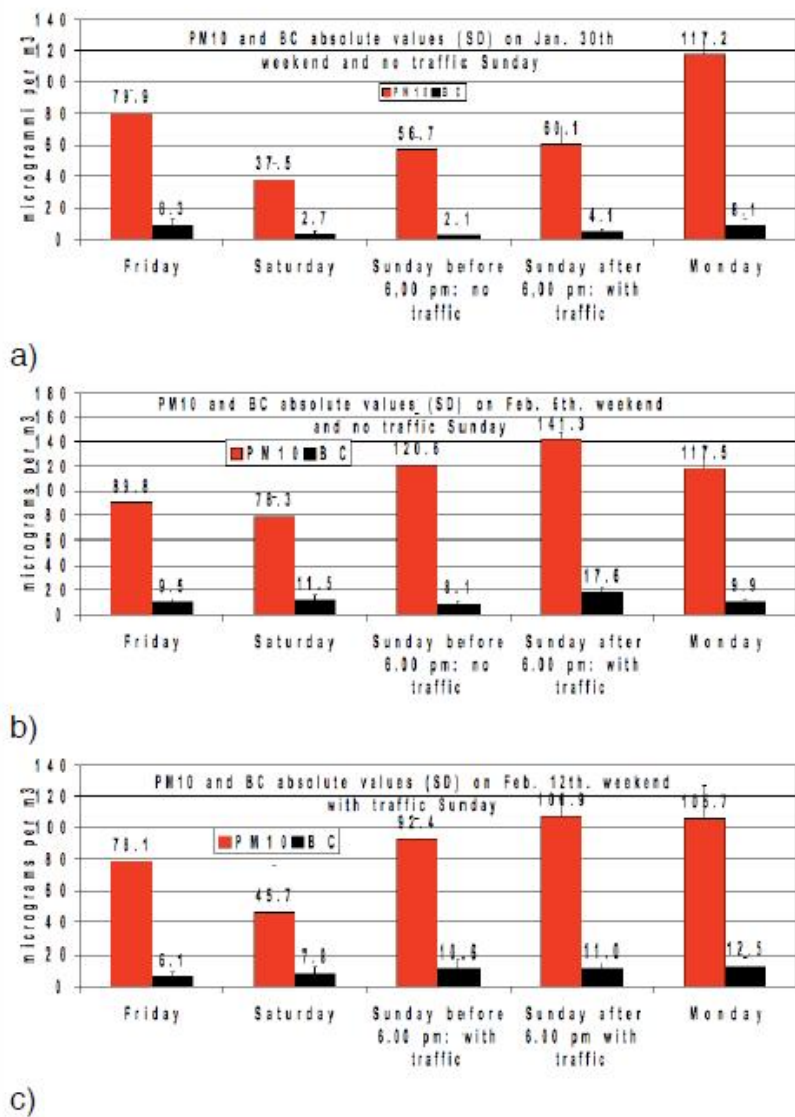


Figura 19

2.6.2.- Inquinamento esterno da fumo di tabacco: confronto tra Via Fiorichiari e Via Pontaccio

Nel centro storico di Brera, Via Fiorichiari è molto stretta e zona pedonale con molti bar e ristoranti con tavolini all'aperto mentre Via Pontaccio è aperta al traffico. Normalmente durante le serate estive dei fine settimana, la Via Fiorichiari è frequentatissima e naturalmente con moltissimi fumatori. Abbiamo misurato le concentrazioni del BC, del PM_{2,5} e della nicotina in Via Fiorichiari ed in Via Pontaccio da un venerdì pomeriggio fino

al lunedì successivo ed i risultati hanno dimostrato che normalmente non ci sono differenze di concentrazione significative tra le due vie, mentre nelle ore di punta, cioè dalle 19,00 alle 2,00/3,00 del mattino successivo le concentrazioni in Via Fiorichiari quasi raddoppiano (vedi figura 20a e b) rispetto alla trafficata Via Pontaccio (oltre 1.500 veicoli all'ora). Questo aumento è dovuto esclusivamente alla presenza di fumatori come dimostrato dall'analisi della nicotina che è risultata assente in Via Pontaccio, mentre ha raggiunto il valore di 0,26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

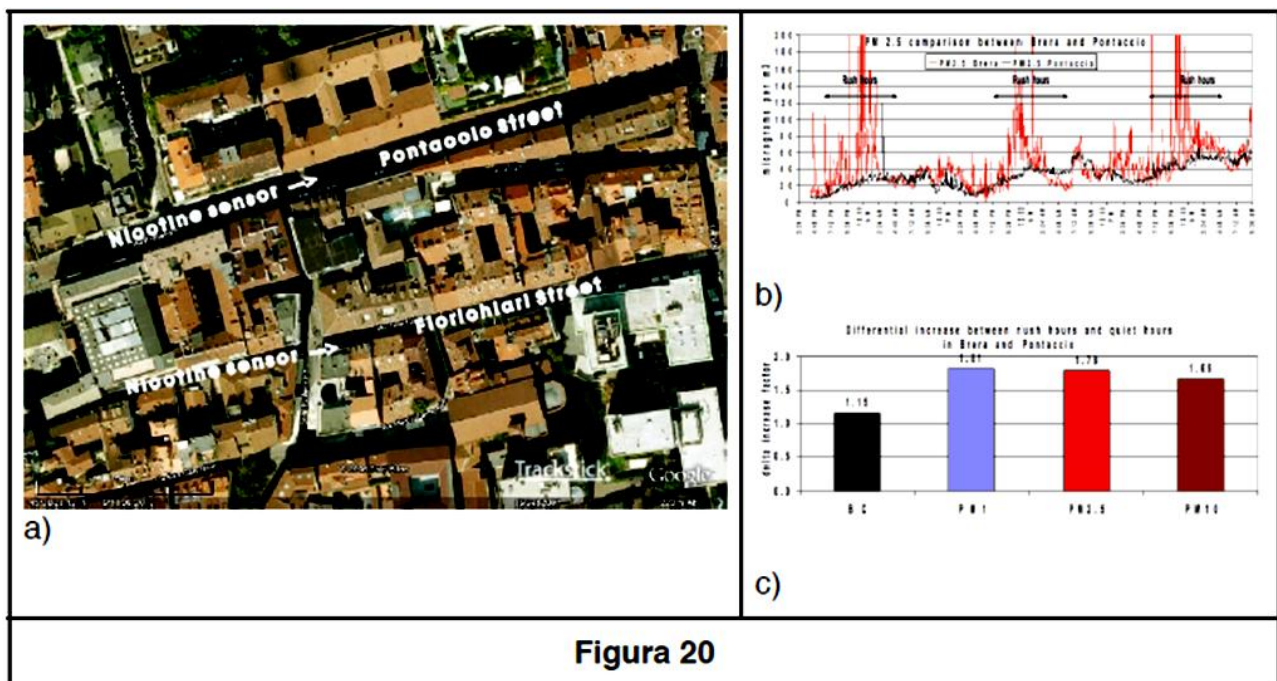


Figura 20

2.6.3. Inquinamento esterno da fumo di tabacco: Stadio Meazza a Milano durante una partita

Lo Stadio Meazza a Milano è una struttura enorme, come si può vedere nella figura 21a, completamente aperto sopra l'area del campo da gioco e sui quattro lati mentre la copertura è solo sopra le zone spettatori. Ciononostante durante una partita le concentrazioni del

PM_{2,5} rispetto all'esterno quasi raddoppiano (vedi figura 21b) e questo aumento può essere addebitato solamente al fumo di sigaretta in quanto la misura della nicotina ha mostrato un aumento di ben 26 volte rispetto all'esterno arrivando ad un picco di ben 3,43 µg/m³. Forse lo stadio non è proprio l'ambiente più salubre soprattutto per i bambini!

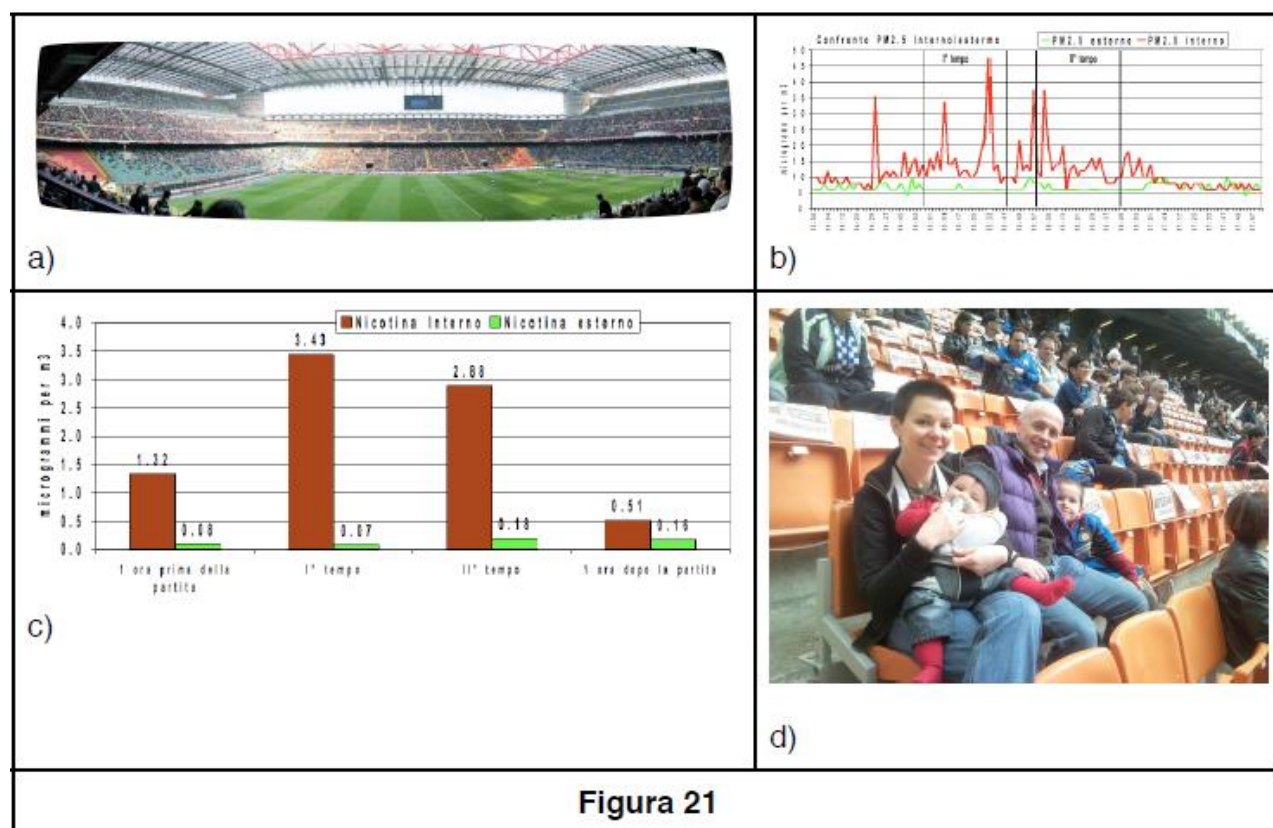


Figura 21

2.6.4. Inquinamento in macchina da fumo di tabacco

La figura 22a mostra l'inquinamento espresso in massa come PM₁₀, PM_{2,5} e PM₁ prodotto da una sigaretta in una macchina in tre diverse condizioni: finestrino chiuso ma impianto di ventilazione in automatico, finestrino 1/4 aperto e finestrino completamente aperto. La 22b invece misura il numero di particelle per litro da tra 0,3 e 0,4

µm, cioè le particelle submicrometriche. Come si può vedere, mentre con il finestrino completamente aperto, le concentrazioni dei PM non si scostano dal basale sterno, quelle delle particelle submicrometriche permangono a livelli ancora molto elevati.

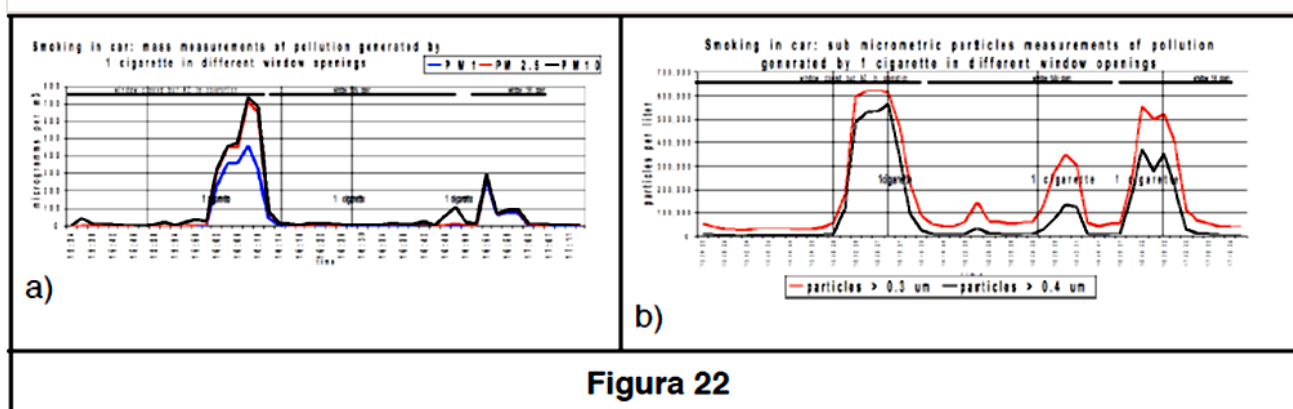


Figura 22

2.6.5. Inquinamento nelle metropolitane

La figura 23 mostra un confronto dell'inquinamento in alcune metropolitane dal quale si deduce che, in genere, sia nelle piattaforme sia nei treni, l'aria è molto inquinata. Le metropolitane che hanno mostrato le maggiori concentrazioni sia nelle piattaforme sia nei treni sono quelle di Milano e Roma, mentre in quella di Torino l'aria è risultata la più pulita. Le alte concentrazioni in quasi tutte le piattaforme, con l'eccezione di quella di Torino, possono essere dovute al trasferimento del PM dalla gallerie, dove viene prodotto soprattutto dai freni. Torino risulta esente perchè le

piattaforme sono isolate dalle gallerie da un tunnel con porte automatiche che si aprono solo all'arrivo dei treni impedendo così il trasferimento delle polveri dalle gallerie. Anche il livello dei PM nei treni risulta minore in molte metropolitane, salvo Milano, Roma e Parigi, in quanto dotati di impianti di condizionamento e filtrazione. Concentrazioni così elevate possono costituire un serio pericolo per la salute di soggetti particolarmente sensibili, come dimostrato dalla relazione di Invernizzi "La variabilità spaziale e temporale nella composizione delle polveri sottili: implicazioni per il monitoraggio ambientale e la ricerca epidemiologica".

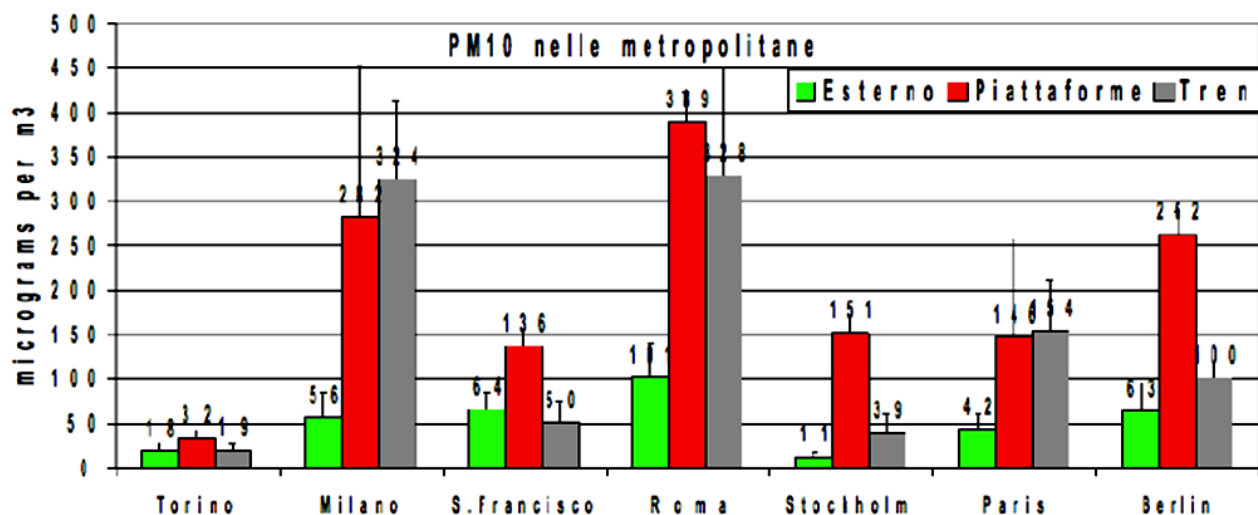


Figura 23

2.6.6. Controllo della qualità dell'aria in un museo

La conservazione delle opere d'arte e dei capolavori è compromessa dalla deposizione delle polveri sulle superfici, per questo molti musei sono dotati di impianti di condizionamento e filtrazione estremamente sofisticati per tenere sotto controllo i parametri di temperatura, umidità relativa, inquinanti gassosi e polveri. La figura 24 mostra l'andamento giornaliero del PM10

in un museo. Durante la notte e in assenza di visitatori, l'impianto di filtrazione abbatte le concentrazioni fino a meno di $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ma le pulizie giornaliere generano un picco di circa $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ che poi, quando arrivano i visitatori, scende e si stabilizza intorno ai 5/6 per poi scendere sotto $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dopo le 21,00/22,00.

Queste concentrazioni, nonostante l'impianto di filtrazione sono dovute al risollevarsi dai vestiti dei visitatori.

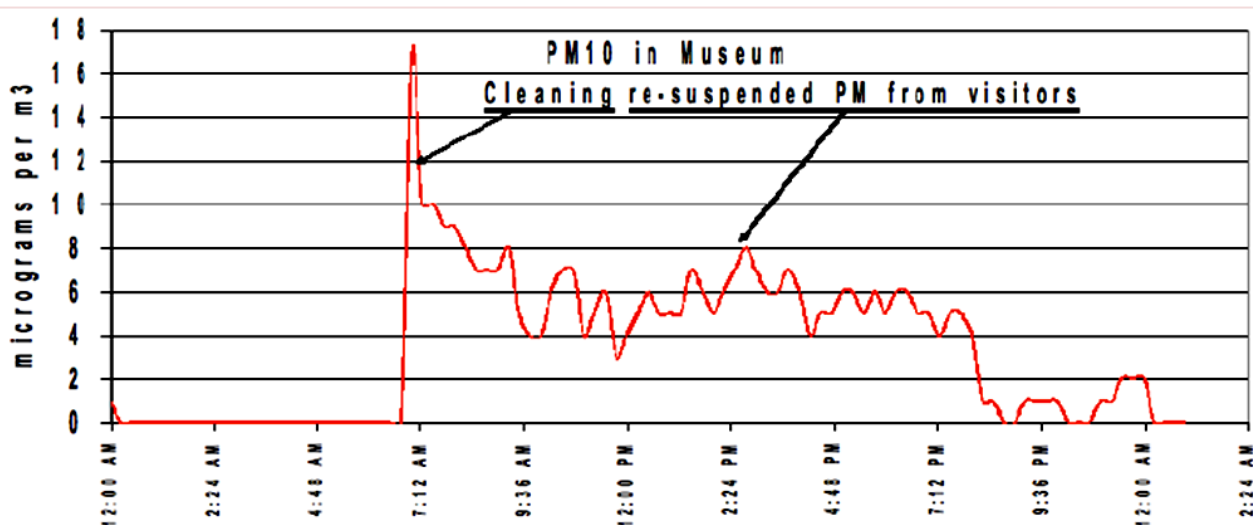


Figura 24

2.6.7. Discriminazione di polveri di origine diversa misurando BC e PM

Come abbiamo detto nella descrizione della tecnologia di misura del BC e OC, esiste la possibilità concreta di discriminare e identificare l'origine delle diverse polveri in base alla loro diversa composizione misurando contemporaneamente diversi parametri e confrontando i loro rapporti. Nel caso specifico, come indicato nella figura 25,

abbiamo misurato il BC, l'OC (indicato come UV nel grafico) ed i PM10, PM2,5 e PM1 per poi confrontare i rapporti reciproci di quattro PM prodotti da fonti diverse: da inquinamento urbano, da friggitura di patatine, da fumo di tabacco e da bastoncini d'incenso. I rapporti reciproci sono risultati molto complessi a vari ma proprio per questo molto promettenti per una concreta possibilità di discriminare e identificare le fonti in tempo reale.

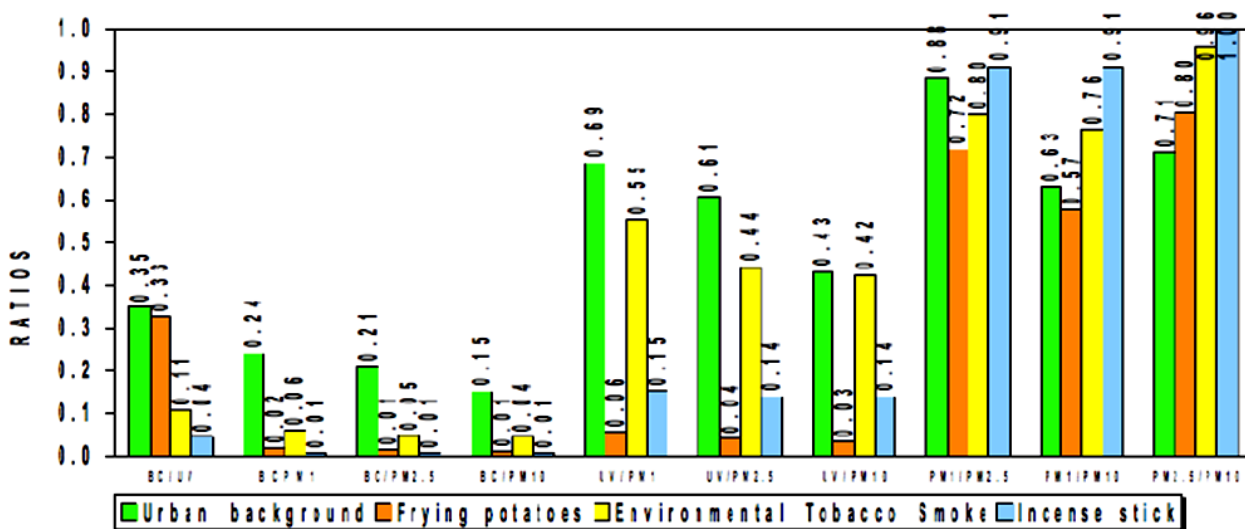


Figura 25

2.6.8 Discriminazione dell'inquinamento prodotto da combustibili fossili e dalla legna da ardere

La particolare caratteristica delle misure del BC e del OC alle diverse lunghezze d'onda permette anche la

discriminazione tra gli IPA prodotti da fonti fossili come il diesel da quelli prodotti dalla combustione della legna. La figura 26 mostra come si evidenzia la combustione della legna, grafico in rosso (BCw) da quella del diesel (BCd) durante i fuochi accesi in Austria durante le feste Pasquali. Si nota un picco nella serata e notte tra il 23 e il 24 aprile 2011.

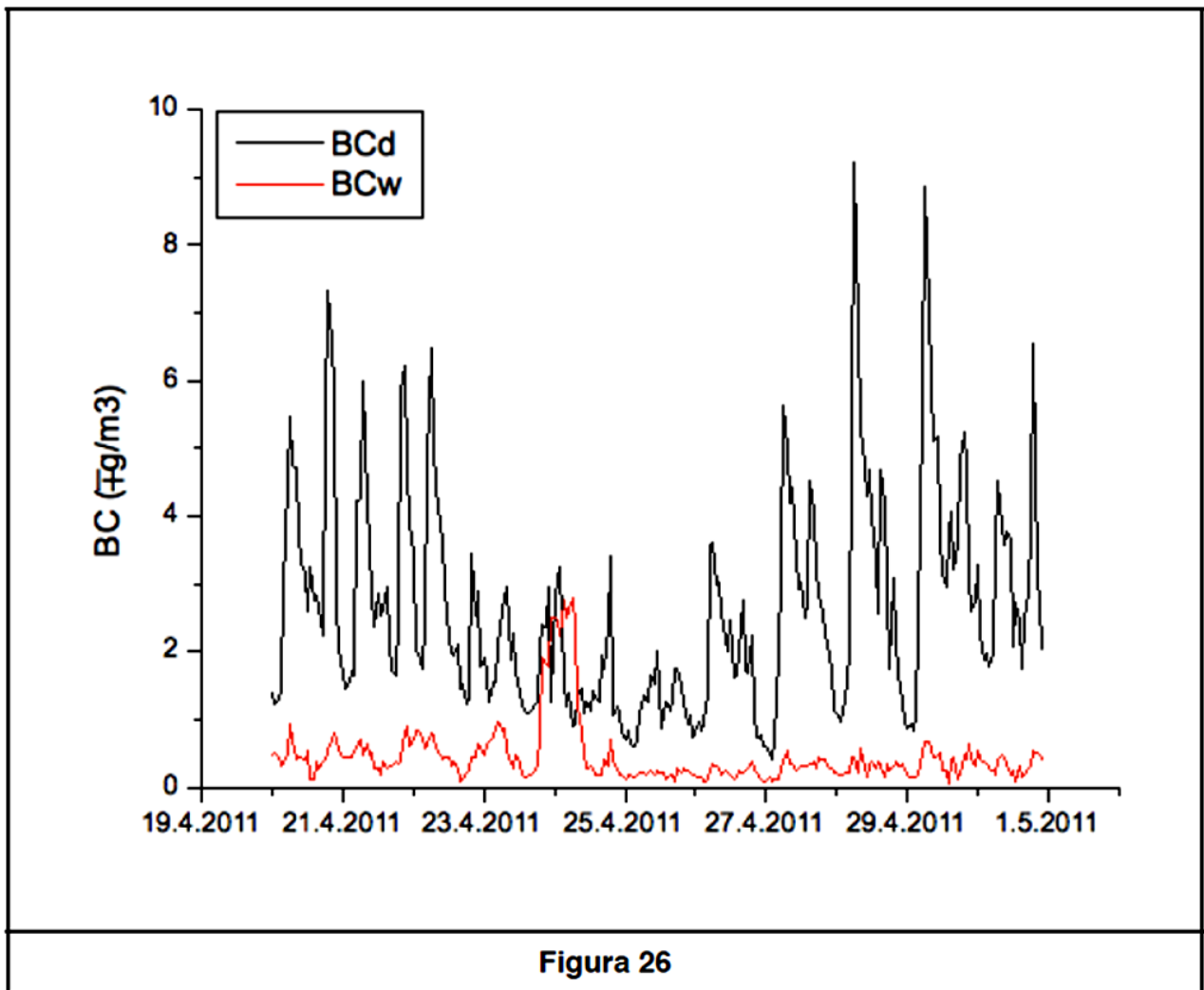


Figura 26

2.6.9. Interazione tra le particelle di steroidi inalatori e quelle del fumo di tabacco

La resistenza agli steroidi inalatori è un ostacolo al controllo dell'asma negli asmatici fumatori. Le ragioni di questo fenomeno non sono ancora completamente conosciute. L'interazione delle particelle del farmaco con quelle del fumo di tabacco attraverso coagulazione può cambiarne il profilo aerodinamico. La figura 27 mostra i risultati di un nostro studio pubblicato su Respiratory Research⁴

dove si può vedere in bianco il profilo aerodinamico del farmaco misurato in aria pulita e in nero quando viene misurato in ambiente con concentrazioni elevate di fumo di tabacco. Si nota la completa scomparsa delle particelle submicrometriche (0,3 - 1,0 µm) e il contemporaneo aumento di quelle di diametro maggiore. Questo notevole cambiamento nel profilo potrebbe modificare la deposizione regionale del farmaco con conseguente riduzione della sua efficacia e rappresentare un nuovo elemento causale della resistenza agli steroidi nei fumatori.

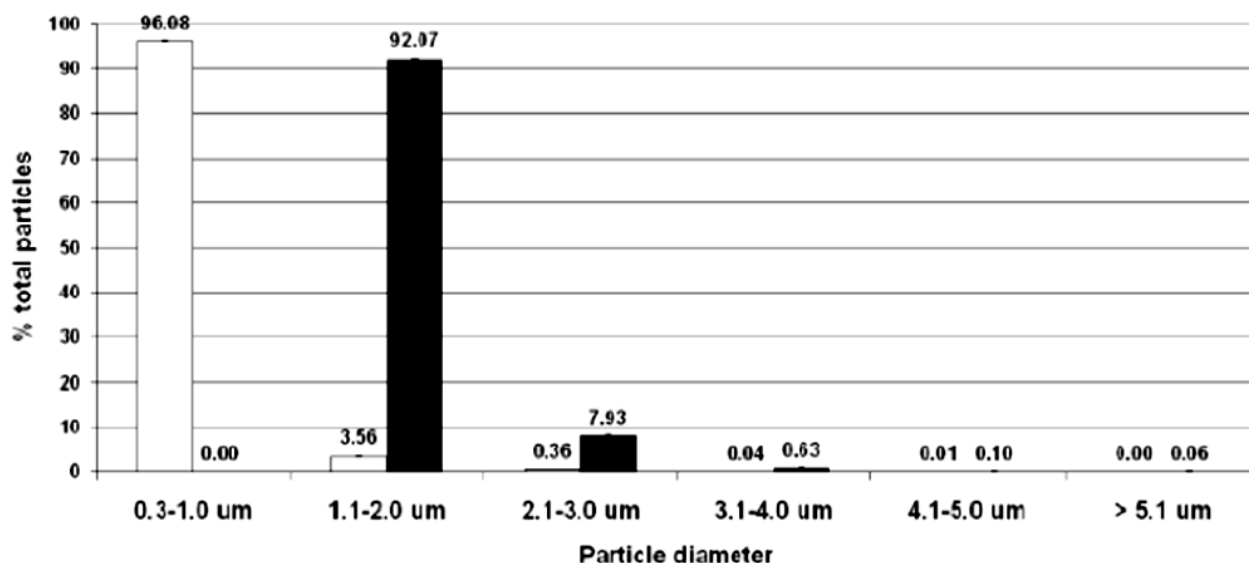


Figura 27

2.7. Conclusioni

Generalmente i sistemi gravimetrici manuali (FRM) e automatici (BAM e TEOM) sono utilizzati come misure di massa certificate nelle stazioni di monitoraggio ambientale gestite da tutte le autorità preposte al controllo ambientale, mentre gli analizzatori portatili e fissi a diffrazione ottica (OPC) in genere vengono utilizzati per ricerche finalizzate alla migliore comprensione dei meccanismi di diffusione spaziale e temporale dell'inquinamento e quindi avere i dati in tempo reale diventa assolutamente indispensabile.

Le altre tecnologie (CPC, DMA, DMPS, SMPS, APS, ELPI) sono principalmente utilizzate in programmi di ricerca finalizzati allo studio dei meccanismi di formazione e accrescimento delle polveri e di identificazione delle fonti, coadiuvate analisi di laboratorio per la speciazione.

Tutti questi sistemi possono fornire informazioni in tempo reale molto accurate in numero di particelle e/o in massa, ma sfortunatamente nessuno è in grado di fornire in tempo reale alcun dato sulla composizione chimica, la tossicità e la cancerogenicità delle polveri

Tuttavia la misura in contemporanea di BC, OC and PM permette di calcolare la percentuale di questi composti nel PM e quindi è certamente un ulteriore indicatore importante nella valutazione del rischio per la salute in ambienti dove la qualità dell'aria sia dominata da particelle primarie prodotte dalla combustione. La misura del BC quindi dovrebbe essere considerata come un indicatore aggiuntivo degli effetti negativi delle particelle aerosospese confrontata con le misure dei PM₁₀ e PM_{2,5} (Janssen NA et al. Environmental Health Perspectives 2011)⁵.

Ringraziamenti: si ringraziano per la collaborazione Cinzia De Marco, Roberto Mazza e Roberto Boffi della Tobacco Control Unit dell'Istituto Nazionale dei Tumori di Milano, Constantinos Sioutas della University of Southern California, Dane Westerdahl della Cornell University (Ithaca, NY) e Grisa Mocnik di Aerosol Doo, Lubljana.

2.8. Bibliografia

- 1.- Laarnie Tumolva, Ji-Yeon Park, Jae-suk Kim, and Kihong Park Morphological and Elemental Classification of Freshly Emitted Soot Particles and Atmospheric Ultrafine Particles using the TEM/EDS
- 2.- JoAnn Slama Lighty, John M. Veranth, and Adel F. Sarofim. Combustion Aerosols: Factors Governing Their Size and Composition and Implications to Human Health. Air & Waste Manage. Assoc. 2000 50:1565-1618
- 3.- Giovanni Invernizzi, Ario Ruprecht, Roberto Mazza, Cinzia De Marco, Grisa Mocnik c, Constantinos Sioutas, Dane Westerdahl. Measurement of black carbon concentration as an indicator of air quality benefits of traffic restriction policies within the ecopass zone in Milan, Italy. Atmospheric Environment 45 (2011) 3522e3527
- 4.- Giovanni Invernizzi, Ario Ruprecht, Cinzia De Marco, Roberto Mazza, Gabriele Nicolini ,Roberto Boffi. Inhaled steroid/tobacco smoke particle interactions: a new light on steroid resistance. Respiratory Research 2009, 10:48
- 5.- Nicole AH Janssen, Gerard Hoek, Milena Simic-Lawson, Paul Fisher, Leendert van Bree, Harry tenBrink, Menno Keuken, Richard W Atkinson, H Ross Anderson, Bert Brunekreef, Flemming R Cassee. Black carbon as an additional indicator of the adverse health effects

of airborne particles compared to PM10 and PM2.5. Environmental Health Perspective. Online 2 August 2011.
<http://dx.doi.org/10.1289.ehp.1003369>



Allegati

Fumare in auto: serve una legge? -

Epidemiologia e Prevenzione -anno 34 (1-2) gennaio-aprile 2010

Fumare in macchina:

l'inquinamento da polveri, da composti organici volatili e da monossido di carbonio.

L'effetto dell'apertura del finestrino

Epidemiologia e Prevenzione -anno 34 (1-2) gennaio-aprile 2010

La prevalenza dell'abitudine a fumare in automobile:

i risultati dello studio osservazionale in Veneto

Epidemiologia e Prevenzione -anno 34 (1-2) gennaio-aprile 2010

Assessing the prevalence of smoking in car: results of the observational study in Veneto, Italy.

Poster presentato all'

European Conference on Tobacco or Health Amsterdam 27-30 Marzo 2011

Fumare in auto: serve una legge?

Smoking while driving: do we need a law?

L'esposizione al fumo di tabacco in auto rappresenta una «prova» estrema per i fumatori passivi.

Le concentrazioni di inquinanti tossici derivanti dalla combustione del tabacco come polveri sottili, composti organici volatili e monossido di carbonio risultano elevatissime all'interno dell'abitacolo (vedi in questo numero Invernizzi e coll., pagina 35), che comportano livelli di esposizione superiori a quelli che nei soggetti asmatici determinano un'immediata riduzione della funzionalità respiratoria,¹ e nei pazienti cardiovascolari aumentano il rischio di ischemia.² Nemmeno il finestrino aperto evita l'inquinamento da polveri sottili, e non sono disponibili nelle nostre automobili, almeno per ora, sistemi di trattamento dell'aria efficaci.

L'Organizzazione mondiale della sanità ha posto la prevenzione dal fumo passivo in auto come alta priorità nella sua agenda, soprattutto a salvaguardia della salute del bambino.³ L'abitudine a fumare in macchina è tuttora diffusa, come risulta anche dallo studio sull'osservazione dei veicoli in transito nella Regione Veneto (vedi in questo numero Sbrogiò e coll., pagina 43). Una legge che vieti il fumo in automobile trova pertanto ragioni solide dal punto di vista della salute pubblica.

Ci sono diversi approcci alla questione: in Gran Bretagna il legislatore ha fatto riferimento alla protezione del lavoratore dal fumo passivo secondo la quale i veicoli sono considerati «luoghi di lavoro» e quindi protetti dal fumo passivo sia che ci siano o meno dipendenti o autisti non fumatori. Accanto a questo si considera il fumare alla guida una fonte di distrazione e una causa accertata di incidenti.⁴

Anche in Italia una associazione di consumatori, il Codacons, già nel 2003 aveva presentato una proposta di legge per proibire il fumo a chi guida come forma di prevenzione di incidenti. In termini simili andava l'emendamento da inserire nel Codice della strada che l'onorevole Stiffoni (Lega Nord) ha proposto lo scorso novembre in una commissione parlamentare (<http://www.quattroruote.it/news/articolo.cfm?codice=216180>). L'emendamento pareva contare su un forte consenso trasversale agli schieramenti, ma il testo licenziato il 6 maggio 2010 dall'aula del Senato purtroppo non ha recepito la modifica dell'articolo 173 del Codice della strada che avrebbe vietato il fumo in auto. Il testo torna ora alla Camera in terza lettura. Il rationale della proposta si basava soprattutto sui dati di pericolosità del fumo alla guida, che comporta un notevole rischio per l'attenzione del guidatore a causa della distrazione che l'atto di fumare comporta (accendere la sigaretta, portarla alla bocca, riporla nel posacenere).⁵ Una misura basata su queste considerazioni è stata

realizzata nella piccola Repubblica di San Marino, dove il divieto di fumare per chi guida è in vigore dal 2008 (<http://www.lastampa.it/redazione/cmsSezioni/societa/200807articoli/34415girata.asp#>).

Gli incidenti stradali si possono ridurre, soprattutto se si eliminano i fattori di distrazione al volante. E' in quest'ottica che a Mosca, dove si è recentemente tenuto il Summit mondiale sulla sicurezza stradale (19-20 novembre 2009), si è dibattuta l'eventualità di introdurre il divieto di fumare e telefonare (con o senza dispositivi «vivavoce») per chi conduce un autoveicolo (http://www.who.int/roadsafety/ministerial_conference/en/index.html). In particolare, il presidente dell'ACI e vice presidente FIA, Enrico Gelpi, ha esaminato l'efficacia del divieto di fumo e di uso del telefono al volante con il Segretario di stato ai trasporti degli Stati Uniti, Ray Lahood: secondo autorevoli studi internazionali, il fumo è infatti una delle cause più frequenti di distrazione per chi guida, insieme all'uso del cellulare, al fissare lo sguardo al di fuori del percorso stradale e all'atto di mangiare e bere durante la guida (<http://www.fmcsa.dot.gov/about/outreach/education/driverTips/Driver-Distracton-all.htm>).

Già a metà ottobre l'Automobile club d'Italia aveva sottoposto quest'analisi al Parlamento durante un'audizione e adesso anche molti altri stati nel mondo sembrano condividere l'idea. Oltre a Lahood, hanno sottolineato l'importanza di adottare simili provvedimenti anche il Ministro dei trasporti britannico, Lord Andrew Adonis, e il Segretario di stato messicano ai Trasporti, Juan Francisco Molinar Horcasitas, il cui impegno contro la distrazione al volante ha permesso al Messico di registrare i migliori risultati tra i Paesi sudamericani nella riduzione dell'incidentalità stradale.

Ma accanto a questo approccio, centrato sulla pericolosità del gesto, esiste il problema della tutela dal fumo passivo dei cittadini, e soprattutto dei bambini, come dimostrato dai due studi pubblicati in questo numero di *Epidemiologia e Prevenzione* e in precedenti studi.⁶

Diversi stati hanno proibito il fumo in auto in presenza di

“ Il fumo è una delle cause più frequenti di distrazione per chi guida, insieme all'uso del cellulare, al fissare lo sguardo al di fuori del percorso stradale e all'atto di mangiare e bere durante la guida ”



“Ma accanto a questo approccio, centrato sulla pericolosità del gesto, esiste il problema della tutela dal fumo passivo dei cittadini, e soprattutto dei bambini”

minori di 16 anni (<http://www.ashaust.org.au/lv4/CarsKidsWorldRoundup10.doc>).

In questa direzione va anche il documento del Royal College of Physicians dello scorso marzo in cui si dimostra il forte impatto del fumo passivo sulla salute dei bambini con dati impressionanti sulla morbi-mortalità direttamente legata al fumo passivo. A questo proposito il Royal College chiede che venga proibito il fumo in macchina e in tutti gli autoveicoli, visto che un bando parziale sarebbe poco efficace. Le raccomandazioni comprendono i luoghi all'aperto frequentati dai bambini, come i parchi e le spiagge e, per proteggere i giovani, chiedono che si proibisca il fumo anche durante i concerti, negli stadi e in tutte le arene sportive (<http://www.rcplondon.ac.uk/professional-Issues/Public-Health/Documents/Preface-to-passive-smoking-and-children-March-2010.pdf>).

Parzialmente in questo senso sembra andare il disegno di legge bipartisan sul fumo presentato dai senatori Marino e Tomassini (PD) lo scorso mese di febbraio che, tra l'altro, allarga gli spazi *smoke free* ai cortili e agli spazi esterni di scuole e ospedali e a cui l'onorevole Bellisario (IDV) con un emendamento ha aggiunto il divieto di fumo per chi guida.

Per concludere, l'approvazione di questa legge non sarà facile, motivo per cui sottolineare gli aspetti di tutela della salute che una normativa simile comporterebbe, deve favorire una scelta di campo virtuosa da parte anche dei parlamen-

tari più scettici. Il sopracitato documento del Royal College of Physicians rappresenta un modello per richiamare il dovere di medici e infermieri di intervenire nel dibattito con proposte chiare per la salute dei cittadini, non importa quanto dirompenti in termini politici.

Come persone impegnate nella prevenzione dei danni da fumo crediamo quindi che sia doveroso agire e invitiamo colleghi e lettori a richiedere ancora una volta norme precise di protezione dal fumo passivo per tutti i cittadini.

Roberto Mazza, Giovanni Invernizzi

Centro Anti-fumo, Istituto nazionale dei tumori/SIMG, Milano

Luca Sbrogì

*Dipartimento di prevenzione Azienda sanitaria ULSS 19
Adria (Rovigo)*

Corrispondenza: ginverni@clavis.it

Bibliografia

1. Mc Creanor J, et al. Respiratory effects of exposure to diesel traffic in persons with asthma. *New Eng J Med* 2007; 357; 23: 2348-58.
2. Mills NL, et al. Ischemic and thrombotic effects of dilute diesel-exhaust inhalation in men with coronary heart disease. *N Engl J Med* 2007; 357: 1075-82.
3. Pierce JD, et al. The Effectiveness of smoke-free policies – An IARC review of actions to reduce exposure to carcinogens in secondhand smoke. *Lancet Oncology* 2008; 9: 614-15.
4. Wen CP, et al.: Excess injury mortality among smokers: a neglected tobacco hazard. *Tob Control* 2005; 14: 28-32.
5. Mangiaracina G, Palumbo L. Smoking while driving and its consequences on road safety. *Ann Ig* 2007; 19: 253-67.
6. Sly PD, et al. Exposure to environmental tobacco smoke in cars increases the risk of persistent wheeze in adolescents. *Med J Aust* 2007; 186: 322.

Fumare in macchina: l'inquinamento da polveri, da composti organici volatili e da monossido di carbonio. L'effetto dell'apertura del finestrino

Smoking in car: monitoring pollution of particulate matter, of organic volatile compounds and of carbon monoxide. The effect of opening the driver's window

Giovanni Invernizzi,^{1,2} Ario A. Ruprecht,¹ Roberto Mazza,¹ Cinzia De Marco,¹ Laura Tagliapietra,³ Federica Michieletto,³ Francesca Allegri,⁴ Luca Sbrogio,⁵ Roberto Boffi¹

¹ Laboratorio per la ricerca sull'inquinamento da fumo passivo, Istituto nazionale dei tumori/SIMG-Società italiana di medicina generale, Milano

² ISDE Medici per l'ambiente, Sondrio

³ Regione del Veneto, Direzione prevenzione, servizio sanità pubblica e screening

⁴ Dipartimento di prevenzione, Servizio educazione e promozione della salute, Azienda sanitaria ULSS 9, Treviso

⁵ Dipartimento di prevenzione, Azienda sanitaria ULSS 19 Adria (Rovigo)

Corrispondenza: Giovanni Invernizzi, e-mail: ginverni@clavis.it

Cosa si sapeva già

- L'accensione di una sola sigaretta all'interno di un'automobile comporta l'immediato accumulo delle sostanze inquinanti tipiche del fumo passivo, come polveri sottili, composti organici volatili e monossido di carbonio, a concentrazioni elevatissime, con potenziale danno immediato per bambini e soggetti asmatici e cardiopatici.
- Fumare con il finestrino aperto è spesso considerata una misura sufficiente per evitare l'esposizione.

Cosa si aggiunge di nuovo

- Questo studio dimostra che, mentre non si osservano aumenti per quanto riguarda le sostanze volatili e le polveri misurate in massa dopo l'accensione di una sigaretta a finestrino aperto, è invece prontamente misurabile un brusco aumento dei livelli del numero di particelle totali di diametro $>0,3 \mu\text{m}$, dovuto principalmente alla produzione di polveri di dimensioni comprese tra $0,3$ e $0,4 \mu\text{m}$.
- Nemmeno l'apertura completa del finestrino è in grado di impedire l'esposizione a un inquinante pericoloso come le polveri submicrometriche, considerate quelle più temibili sotto il profilo delle conseguenze per la salute, se si fuma all'interno dell'automobile.

Riassunto

Obiettivi: identificare il metodo più adeguato per analizzare l'inquinamento da fumo in auto, e verificare l'efficacia dell'apertura del finestrino durante un viaggio in condizioni reali.

Disegno: studio sperimentale pilota.

Setting e partecipanti: analisi delle concentrazioni degli inquinanti da fumo passivo all'interno dell'abitacolo durante un viaggio in automobile.

Principali misure di outcome: sono state utilizzate misure in tempo reale di: ■ polveri in termini di massa (esprese in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM1, PM2.5, PM10); ■ numero di particelle sospese di diametro $>0,3$ e $>0,4 \mu\text{m}$; ■ frazione di particelle comprese tra $0,3$ - $0,4 \mu\text{m}$; ■ concentrazioni dei composti organici volatili totali (TVOC); ■ concentrazioni del monossido di carbonio (CO). Le misure sono state effettuate a bordo di un'auto con ventilazione automatica in funzione durante un viaggio su strada in condizioni controllate di velocità, temperatura esterna e umidità relativa.

Risultati: dopo l'accensione di una sigaretta, a finestrino chiuso, all'interno dell'abitacolo si riscontrava un aumento immediato di tutti gli inquinanti, con picchi di concentrazione di

$700 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per PM2,5 e PM10, e di oltre 600.000 particelle/litro, mentre i TVOC raggiungevano valori di $6.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e il CO di 6 ppm. Con il finestrino aperto per 1/4 della sua altezza si registravano incrementi immediati, ma di minore intensità. A finestrino completamente aperto, dopo l'accensione di una sigaretta non si rilevavano aumenti consistenti per i PM, i TVOC e il CO, mentre risultava chiaramente misurabile un brusco incremento del numero delle particelle sospese ($>300.000/\text{litro}$), imputabile soprattutto alla frazione submicrometrica, compresa tra $0,3$ e $0,4 \mu\text{m}$.

Conclusione: fumare una sigaretta in auto rappresenta un rischio altissimo per la salute. La misurazione delle polveri in massa è un metodo molto efficace per monitorare la presenza di fumo passivo in tempo reale. Ma solo la misurazione del numero di particelle risulta così sensibile da poter evidenziare la presenza di inquinanti da fumo passivo anche a finestrino completamente aperto.

(*Epidemiol Prev* 2010; 34(1-2): 35-42)

Parole chiave: fumo passivo in auto; inquinamento indoor; PM10; composti organici volatili; monossido di carbonio

Abstract

Objective: to identify the most suitable marker for monitoring ETS inside a moving car, and to verify the efficacy of window opening to reduce ETS pollution inside the car.

Design: experimental pilot study.

Setting and participants: monitoring of ETS markers in a moving car.

Main outcome measures: we used real time analyzers to measure: ■ particulate matter as mass ($\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM1, PM2.5, PM10); ■ suspended particle number (total number of particles sized >0.3 e >0.4 μm ; ■ the number of particles with aerodynamic size between 0.3-0.4 μm in diameter; ■ total volatile organic compounds (TVOC); ■ carbon monoxide (CO). The recordings were carried out inside a car moving on the road at the speed of 50 km/h, with controlled conditions of temperature and relative humidity.

Results: after lighting a cigarette, with driver's window closed, the levels of all the pollutants increased dramatically, with peaks

of 700 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM2.5 and PM10, and of over 600,000 particles/liter, while TVOC reached values up to 6,000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and CO up to 6 ppm. When a cigarette was lit with the window 1/4 open, excess pollution was promptly recorded, although with less intensity. With the window completely open, PM, TVOC and CO concentrations were hardly measurable as compared to background levels. On the contrary, particle number increased dramatically up to over 300,000/liter, mostly due to the sub-micrometric particle fraction in the range 0.3-0.4 μm .

Conclusion: smoking just a cigarette inside a car represents an extremely high exposure to ETS. Partially opening the window is useless to prevent the accumulation of pollutants. Complete window opening is helpful to remove coarse PM and volatile pollutants, but is ineffective against submicrometer particles. Measuring particle number seems to be the best way to assess ETS pollution inside a car.

(Epidemiol Prev 2010; 34(1-2): 35-42)

Key words: ETS markers; PM10; smoking in car; indoor air; exposure

Introduzione

Il fumo passivo è formato da una miscela di fumo che proviene in parte dall'estremità della sigaretta accesa (*sidestream smoke*), in parte dal fumo esalato dal fumatore (*tertiary smoke*).¹ L'esposizione involontaria al fumo passivo è un fattore di rischio facilmente prevenibile per tumore del polmone e malattie cardiovascolari e respiratorie, che interessa milioni di soggetti non fumatori nel mondo. Le misure di tutela della popolazione dal fumo passivo prese negli ultimi anni da numerosi Paesi hanno ridotto significativamente l'esposizione nei luoghi pubblici e di lavoro, con positive ricadute per la salute.^{2,3} Restano per ora escluse da questa tutela le case private e le automobili.

Il fumo in macchina è una situazione di rischio tuttora molto diffusa e del tutto particolare, soprattutto se si considerano le elevatissime concentrazioni di inquinanti che si accumulano nei piccoli ambienti indoor con il fumo di una sola sigaretta.^{4,5} Queste condizioni realizzano veri e propri test di provocazione bronchiale che risultano evidenti per esposizioni oltre i 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM10,^{6,7} mentre a livelli di 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM10 nei cardiopatici si manifestano segni di ischemia coronarica.⁸

In un recente studio sperimentale, a fronte di un valore limite nelle 24 ore per l'outdoor di 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per il PM2.5 (National Ambient Air Quality, NAAQ),⁹ le concentrazioni di polveri prodotte dal fumo di una sola sigaretta all'interno di un'auto in sosta si situavano a valori compresi tra 1.300 a 13.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.¹⁰ In un altro studio effettuato con il veicolo in movimento, a finestrino chiuso si raggiungevano valori di picco di 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, che scendevano a 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con il finestrino completamente aperto, rispetto a un basale di 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.¹¹ Risultati analoghi sono stati riportati anche in uno studio «nel mondo reale», in cui le registrazioni venivano affidate a fumatori abituati a fumare in macchina nel

corso di una giornata-tipo.¹² Nello stesso studio, fumare con il finestrino completamente aperto comportava solo un modestissimo aumento del PM2.5: 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ rispetto ai 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ del basale, al di sotto dei limiti NAAQ.

Per quanto riguarda un indicatore gassoso di fumo passivo come il monossido di carbonio, Rees e collaboratori riportavano, a finestrino chiuso, un aumento moderato fino a un massimo di 6 ppm, rispetto al basale di 3,7 ppm, mentre non si assisteva ad alcun aumento di monossido nella condizione di finestrino aperto.¹¹ Anche le concentrazioni di benzene aumentano notevolmente fumando in auto a finestrini chiusi, raggiungendo livelli di 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (il limite annuale outdoor per il benzene è di 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).¹³

Sulla base di questo insieme di dati, e considerando che le persone più a rischio in questo tipo di esposizione sono i bambini,¹⁴ l'OMS ha messo in agenda il fumo passivo in auto come problema da affrontare in modo prioritario (IARC *Handbook on passive smoking* N. 3, 2008).²

Nello scenario degli studi sull'inquinamento da fumo passivo in macchina restano aperti alcuni interrogativi, per esempio quale sia l'indicatore più sensibile e quanto possa essere realmente efficace l'apertura completa del finestrino a lato del guidatore per evitare l'accumulo degli inquinanti. Nel



Figura 1. Equipaggiamento del laboratorio mobile.

Figure 1. Mobile monitoring equipment.

nostro studio abbiamo pertanto voluto comparare diversi parametri di misurazione in differenti condizioni di viaggio. Sono state utilizzate misure in tempo reale di particolato in termini di massa (PM1, PM2,5, PM10) e di numero di particelle, e le concentrazioni dei composti organici volatili totali (TVOC) e del monossido di carbonio (CO).

Materiali e metodi

Una vettura modello Opel Vectra 2.2 16V DTI cat. 4P Elegance del 2003 dotata di impianto di condizionamento automatico è stata equipaggiata con la strumentazione adatta per la misura istantanea dei seguenti parametri di qualità dell'aria:

- particolato fine espresso in massa come PM1, PM2,5 e PM10;
- numero di particelle $>0,3 \mu\text{m}$ e $>0,4 \mu\text{m}$ per litro (da cui per sottrazione si ottiene il numero delle particelle submicrometriche di dimensioni comprese tra $0,3$ e $0,4 \mu\text{m}$);
- CO e TVOC;
- temperatura e umidità relativa.

La strumentazione è stata montata sul sedile posteriore all'altezza della testa di un eventuale bimbo trasportato (vedi figura 1).

La sperimentazione prevedeva un tragitto di alcuni chilometri in auto alla velocità costante di 50 km/h e con impianto di condizionamento sempre in funzione, prima in condizioni basali, quindi durante e dopo l'accensione di una sigaretta, in tre diverse condizioni:

- con tutti i finestrini chiusi;
- con finestrino lato guidatore aperto per circa 1/4;
- con finestrino completamente aperto.

Per la produzione del fumo, una sigaretta di marca Marlboro Light veniva accesa e lasciata consumare per la durata di cinque minuti.

Per la misura in massa del particolato è stato utilizzato un analizzatore a diffrazione laser modello Aerocet 531 (Metone Instruments Inc.) con tempo di campionamento di due minuti, precedentemente calibrato per confronto con un metodo gravimetrico certificato. Per la misura in numero di particelle è stato impiegato un modello GT-521 (Metone Instruments Inc.) con certificato di calibrazione del costruttore, mentre le misure dei TVOC e del CO sono state effettuate con il modello WolfSense (GreyWolf) calibrato con bombole di isobutilene e CO in azoto con certificato di analisi.

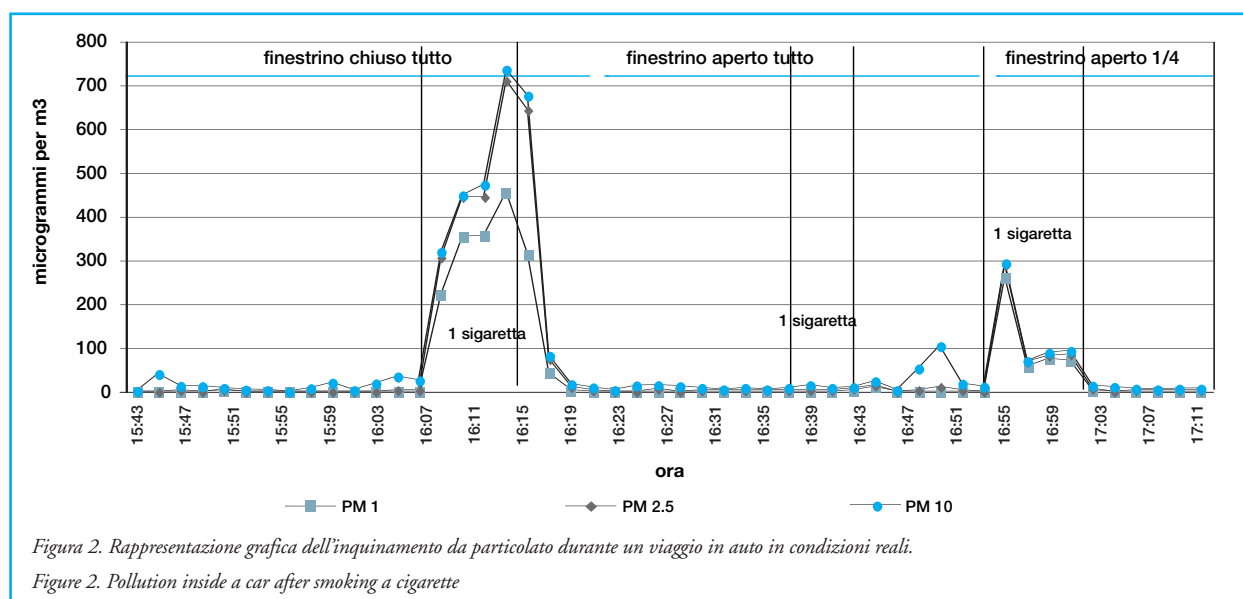
Le prove sono state effettuate in Valchiavenna (Sondrio) per avere livelli di inquinamento basale outdoor il più basso possibile, ed è stata scelta una giornata con condizioni meteorologiche stabili con cielo sereno e soleggiato, temperatura di 5-6°C, umidità relativa del 40-45%, con leggero vento da Nordest.

Risultati

In figura 2 è riportato l'andamento delle concentrazioni di particolato espresse in massa durante le diverse condizioni di viaggio.

Durante il viaggio con i finestrini chiusi, a fronte di un basale con una media di poche unità, immediatamente dopo l'accensione della sigaretta i livelli di polveri si alzavano fino a raggiungere valori di picco di oltre $700 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per PM2,5 e PM10, e di $450 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per il PM1, con una media, nel periodo di accensione della sigaretta, di 291, 439 e $457 \mu\text{g}/\text{m}^3$, rispettivamente per PM1, PM2,5 e PM10 (tabella 1). Valori di PM2,5 e PM10 costantemente superiori a $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ venivano osservati per oltre 10 minuti. L'inquinamento ritornava ai livelli basali solo dopo circa 10 minuti dallo spegnimento della sigaretta.

Seguiva quindi l'apertura completa del finestrino fino al rag-



	PM	PM2,5	PM10
finestrino chiuso	291 (143)	438 (321)	457 (237)
finestrino aperto 1/4	116 (97)	131 (104)	136 (103)
finestrino tutto aperto	3,6 (5,1)	7,2 (3,2)	14,4 (4,5)
basale	0,4 (1,3)	1,8 (1,9)	4,9 (2,4)

Tabella 1. Medie (SD) delle concentrazioni delle polveri ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) nei periodi di accensione della sigaretta.

Table 1. Means (SD) of PM concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) during cigarette smoking.

giungimento delle condizioni basali, dopodiché veniva accesa una nuova sigaretta mantenendo il finestrino completamente aperto. In queste condizioni l'aumento delle polveri era modestissimo, con medie di periodo di 3,6, 7,0 e 14,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, rispettivamente per PM1, PM2,5 e PM10 (tabella 1). Nella stessa tabella sono riportate le medie della fase sperimentale successiva, effettuata con finestrino aperto per 1/4: dopo l'accensione della sigaretta si verificava un aumento immediato delle polveri, anche se più contenuto rispetto alle condizioni di finestrino chiuso, con medie di periodo di 116,5, 132,0 e 137,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ rispettivamente per PM1, PM2,5 e PM10.

Seguiva quindi un'ultima fase di *washout* delle polveri con apertura dei finestrini, che dimostrava il ripristino delle condizioni basali (mantenutesi stabili), con medie (SD) per l'insieme di tutti i periodi basali di 0,4 (1,3), 2,0 (1,9) e 5,0 (2,4) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ rispettivamente per PM1, PM2,5 e PM10. Incidentalmente, nel grafico si può osservare, nel periodo di *washout* tra le ore 16.46 e le 16.50, un breve picco di pol-

	finestrino chiuso	finestrino aperto 1/4	finestrino aperto
PM 1			
finestrino aperto 1/4	0,025		
finestrino tutto aperto	0,001	0,028	
basale	0,001	0,014	0,442
PM 2,5			
finestrino aperto 1/4	0,026		
finestrino tutto aperto	0,003	0,028	
basale	0,001	0,001	0,150
PM 10			
finestrino aperto 1/4	0,026		
finestrino tutto aperto	0,004	0,029	
basale	0,004	0,001	0,114

in colore le differenze significative
significant differences are in colour

Tabella 2. Confronto tra le medie delle concentrazioni delle polveri dopo aver fumato in macchina (valori del p, test-t di Student).

Table 2. Comparison between means of PM concentrations after smoking in car (p values, Student's t-test).

veri, dovuto al sorpasso da parte di un camion che emetteva fumo dal tubo di scarico.

In tabella 2 sono riportati i confronti statistici tra i livelli di polveri nelle diverse condizioni di ventilazione.

A finestrino chiuso l'inquinamento è risultato significativamente più alto rispetto a tutte le altre condizioni. A finestrino aperto 1/4 le medie dei livelli di polveri erano significativamente inferiori alle condizioni di finestrino chiuso, ma significativamente maggiori rispetto a finestrino aperto e al basale. In condizioni di finestrino completamente aperto le polveri risultavano molto basse, con una differenza non significativa rispetto alla media del basale.

L'andamento delle concentrazioni in numero di particelle è

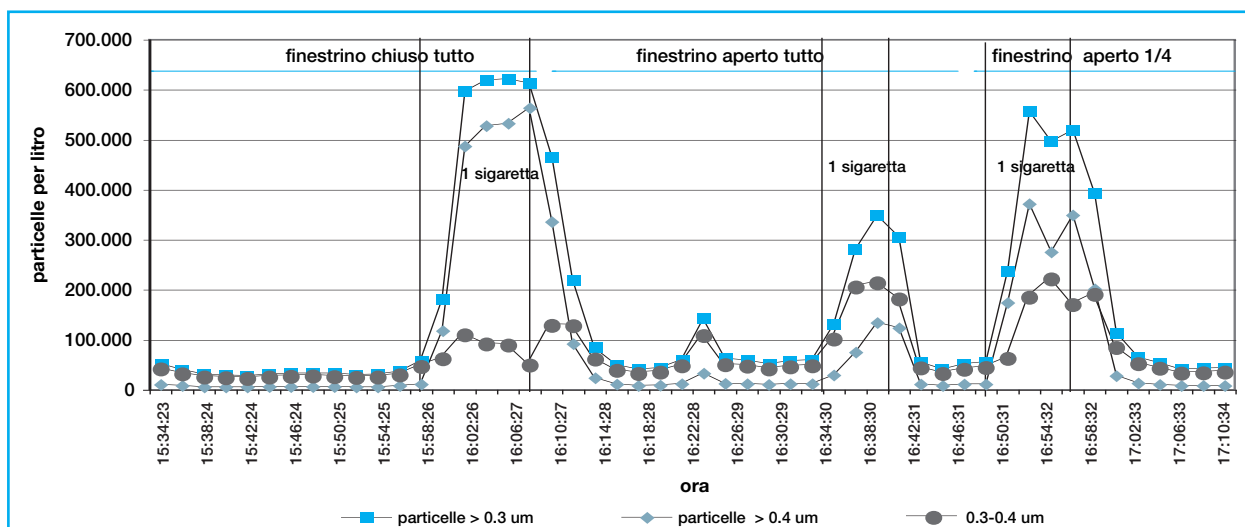


Figura 3. Fumare in macchina: rappresentazione grafica dell'inquinamento in numero di particelle durante un viaggio in auto in condizioni reali.

Figure 3. Number of particles inside a car after smoking a cigarette in a car.

	dimensioni delle particelle		
	>0,3 μm	>0,4 μm	0,3-0,4 μm
finestrino chiuso	416.951 (258.047)	367.415 (242.792)	49.537 (15.255)
finestrino aperto 1/4	421.408 (145.515)	286.623 (8.882)	134.785 (55.633)
finestrino tutto aperto	221.797 (111.196)	73.576 (52.399)	148.221 (58.797)
basale	31.142 (1.887)	6.026 (425)	25.116 (1.462)

Tabella 3. Medie (SD) del numero di particelle/litro nei periodi di accensione della sigaretta.

Table 3. Means (SD) of particle numbers after smoking a cigarette inside a car.

rappresentato nel grafico di figura 3. A finestrino chiuso il numero delle polveri di dimensione >0,3 μm aumentava bruscamente dopo l'accensione della sigaretta fino a raggiungere il plateau di 600.000 particelle/litro, valore massimo misurabile (livello di saturazione) con questa tecnologia. Un analogo brusco incremento si osservava per le particelle >0,4 μm , che tuttavia non raggiungevano valori di saturazione. Anche la frazione di particelle comprese tra 0,3 e 0,4 μm (risultanti dalla differenza tra il numero di particelle >0,3 e quelle >0,4 μm) aumentava subito dopo l'accensione della sigaretta fino a raggiungere a valori attorno a 100.000/litro. Occorre tuttavia sottolineare che in tali condizioni di elevatissime concentrazioni di inquinamento i dati sono soggetti ad ampi errori per difetto a causa dell'effetto di saturazione dello strumento per livelli superiori a 600.000 particelle/litro.

Dopo lo spegnimento della sigaretta occorre circa cinque minuti per ripristinare le condizioni basali grazie alla ventilazione automatica dell'abitacolo.

Nella fase successiva, a finestrino completamente aperto, all'accensione della sigaretta si registrava un aumento immediato del numero delle particelle, che superava le 300.000/litro per quelle di dimensione >0,3 μm , e le 100.000/litro per quelle >0,4 μm . La frazione di particelle di 0,3-0,4 μm raggiungeva anch'essa rapidamente un picco di circa 200.000/litro.

Nella fase a finestrino aperto per 1/4, l'accensione della sigaretta portava a un brusco aumento del numero di particelle, con concentrazioni di picco di circa 500.000/litro per quelle di dimensione >0,3 μm e di circa 300.000/litro per quelle >0,4 μm .

Le medie (SD) del numero delle particelle nelle diverse condizioni di viaggio sono rappresentate in tabella 3. Le concentrazioni di tutte le particelle >0,3 e >0,4 μm risultavano preponderanti nelle diverse situazioni, tranne che a finestrino completamente aperto, dove la frazione di particelle comprese tra 0,3 e 0,4 μm era superiore alla concentrazione di tutte le particelle >0,4 μm , a indicare che in questa situazione di ventilazione la maggior parte delle particelle residenti all'interno della vettura, nonostante il finestrino aperto, era costituita da particelle submicrometriche.

	finestrino chiuso	finestrino aperto 1/4	finestrino aperto
particelle >0,3 μm			
finestrino aperto 1/4	0,0187		
finestrino tutto aperto	0,0037	0,0152	
basale	0,0001	0,0105	0,0163
particelle >0,4 μm			
finestrino aperto 1/4	0,0057		
finestrino tutto aperto	0,0001	0,0120	
basale	0,0001	0,0076	0,0395
particelle 0,3-0,4 μm			
finestrino aperto 1/4	0,0103		
finestrino tutto aperto	0,0020	0,2076	
basale	0,0179	0,0304	0,0106

in colore le differenze significative
significant differences are in colour

Tabella 4. Confronto tra le medie del numero di particelle dopo aver fumato in macchina (valori del p, test-t di Student).

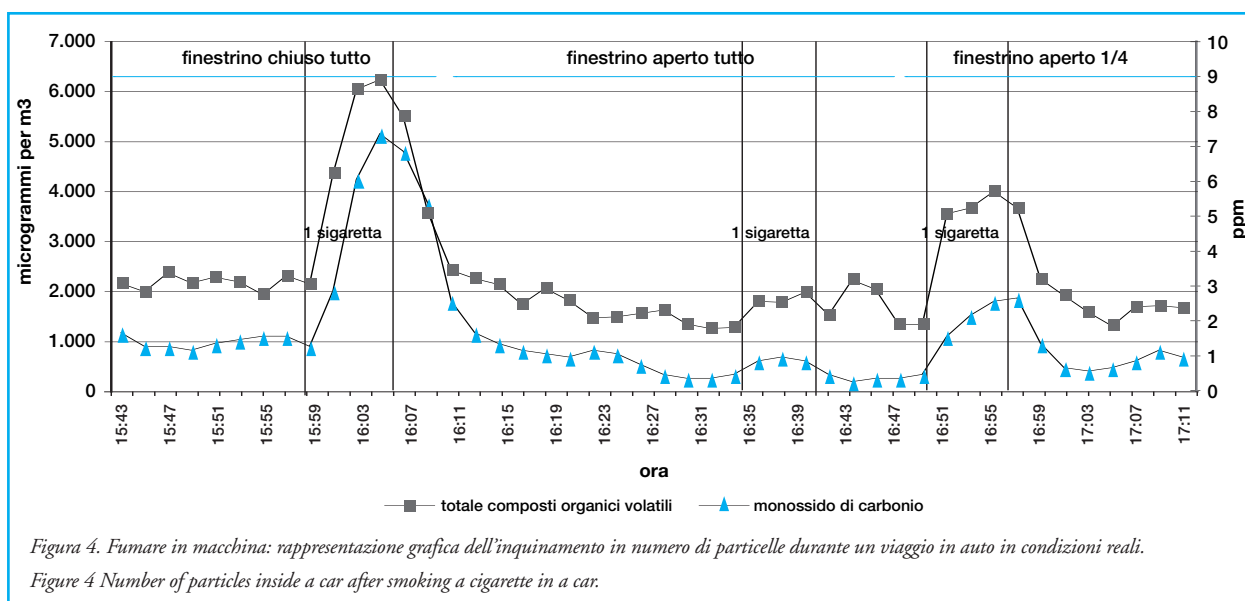
Table 4. Comparison between means of particle number after smoking in car (p values, Student's t-test).

In tabella 4 sono riportati i confronti statistici tra le medie dei diversi periodi di osservazione. Per le tutte le frazioni di particelle la differenza con le concentrazioni basali risultava sempre altamente significativa dopo l'accensione della sigaretta, anche in condizioni di finestrino completamente aperto. A finestrino chiuso le concentrazioni delle particelle >0,3 differivano significativamente da quelle rilevate con il finestrino aperto, sia parzialmente sia completamente. Per le particelle >0,4 μm si osservava una differenza significativa verso le condizioni di finestrino aperto. Se si considera la frazione di particelle comprese tra 0,3 e 0,4 μm , le medie erano superiori a quelle rilevate a finestrino chiuso a causa del limite di saturazione, mentre non si osservavano differenze significative tra finestrino aperto completamente e aperto per 1/4.

L'andamento delle concentrazioni dei composti organici volatili (TVOC) e del monossido di carbonio (CO) è riportato in figura 4.

A finestrino chiuso, subito dopo l'accensione della sigaretta si evidenziava un brusco aumento rispetto al basale dei TVOC fino a 6.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con analoghi aumenti di CO fino a 6 ppm (parti per milione). A finestrino completamente aperto non si notavano sensibili incrementi, mentre con il finestrino aperto parzialmente si registravano incrementi significativi per entrambi gli inquinanti, sebbene meno rilevanti rispetto alle condizioni di finestrino chiuso.

Le medie delle concentrazioni dei TVOC e di CO sono riportate in tabella 5, e i confronti statistici in tabella 6. Per entrambi gli inquinanti, a finestrino chiuso le differenze nelle concentrazioni erano significativamente maggiori rispetto a tutte le altre condizioni di viaggio e rispetto al basale, e a finestrino aperto solo parzialmente l'inquinamento risultava maggiore rispetto a finestrino chiuso e al basale. In



condizioni di finestrino completamente aperto invece, i livelli dei due inquinanti non differivano significativamente rispetto al basale.

Discussione

Il nostro studio ha permesso di confrontare tra loro, simultaneamente, una serie di sostanze inquinanti prodotte dalla combustione del tabacco che vengono spesso usate come marcatori di fumo passivo, in un setting particolare come quello dell'abitacolo di un'automobile durante un normale viaggio su strada.

Sebbene l'unico marcatore specifico di fumo passivo sia la nicotina ambientale, non sono disponibili metodiche di misurazione in tempo reale, e questo preclude un monitoraggio puntuale. Pertanto si utilizzano altri marcatori disponibili in tempo reale, che vengono scelti sulla base della loro relativa semplicità tecnica (polveri), o perché il loro potere tossico è ben conosciuto e ha un profondo impatto, come il CO (tutti sanno che il monossido è potenzialmente letale) e i TVOC (il benzene appartiene a questa famiglia), o ancora per la notorietà che permette anche per il comune cittadino raffronti con l'inquinamento atmosferico, cosa che vale di nuovo le polveri (PM10, per esempio).¹⁵

E' nozione comune che il valore limite giornaliero per il PM10 outdoor è fissato a 50 µg/m³: sapere che fumare in macchina comporta un'esposizione di picco oltre i 500 µg/m³ di PM10 è un buon motivo per riflettere e per prendere decisioni ragionate. Così come dovrebbe esserlo sapere dei livelli di PM2,5 e PM10 superiori a 300 µg/m³ che si rilevano in macchina per oltre 10 minuti dopo l'accensione di una sigaretta a finestrino chiuso (figura 2): si tratta infatti di valori nel range delle esposizioni che si sono dimostrate capaci di indurre ostruzione bronchiale nei soggetti asmatici e segni elettrocardio-

grafici di ischemia miocardica nei soggetti cardiopatici.⁶⁻⁸

Il nostro studio, in accordo con numerosi altri dati di letteratura, ha rilevato elevatissimi livelli di inquinanti nell'abitacolo con l'accensione di una sola sigaretta: circa 100 volte superiori rispetto al basale per PM1, PM2,5 e PM10, 10 volte se si considera il numero di particelle, tre volte nel caso di TVOC e CO.

Questi dati sono utili per stabilire alcune differenze operative tra i diversi marcatori utilizzati: le polveri sembrano essere più sensibili come metrica rispetto alle sostanze volatili, in quanto segnano meglio la differenza rispetto al basale. La maggiore diffusibilità dei gas rispetto alle polveri è ben nota: le polveri sottili sono infatti considerate un inquinante «ribelle», che per il suo trattamento richiede impianti di ventilazione con potenze «pari a un tornado».¹⁶ Questa situazione si rispecchia fedelmente nelle specifiche tecniche per gli impianti di ventilazione delle sale per fumatori dei locali pubblici previste dalla legge a tutela dei non fumatori (Regolamento attuativo), per le quali sono necessarie dotazioni costose, oltre che molto rumorose, che ne rendono proibitiva la realizzazione.¹⁷

Va comunque tenuto conto che le nostre osservazioni sono limitate a un solo tipo di vettura, e a un solo sistema di condizionamento e ventilazione. Non è escluso che dispositivi innovativi di condizionamento/filtrazione dell'aria possano in futuro garantire una qualità dell'aria comunque accettabile anche in condizioni di inquinamento molto elevato come quello descritto.

A questo proposito merita un commento l'influenza dell'inquinamento outdoor rispetto alle condizioni che si possono ritrovare all'interno dell'abitacolo. Per il nostro studio abbiamo scelto un'area geografica alpina come la Valchiavenna, che ha livelli di inquinamento da polveri costantemente

	TVOC	CO
finestrino chiuso	4.388,5 (1.832)	4,3 (2,8)
finestrino aperto 1/4	3.091,8 (1.219)	2 (0,9)
finestrino tutto aperto	1.567,3 (295)	0,7 (0,3)
basale	1.588 (409)	0,3 (0,1)

Tabella 5. Medie (SD) delle concentrazioni dei composti organici volatili ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) totali (TVOC) e del CO (ppm) nei periodi di accensione della sigaretta.

Table 5. Means (SD) of TVOC and CO after smoking a cigarette inside a car.

molto bassi grazie a una forte ventilazione da Nord (Passo dello Spluga, 2200 metri). Questo ci ha permesso di lavorare con un basale molto basso, circa $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM10 e 30.000 particelle/l, che rappresenta una qualità dell'aria invidiabile. In situazioni ben diverse, come nel mezzo del traffico congestionato di una grande metropoli, all'inquinamento da tabacco si viene ad aggiungere quello di prossimità da traffico, oltre al background urbano, con cui l'ambiente indoor si equilibra rapidamente in mancanza di un trattamento specifico dell'aria in ingresso.

Le caratteristiche del profilo delle polveri da fumo passivo che abbiamo rilevato dimostrano la quasi completa sovrapposizione delle concentrazioni di PM2,5 e di PM10 (figura 2), a dimostrazione del fatto che il fumo passivo è composto principalmente da polveri fini inferiori a $2,5 \mu\text{m}$ di diametro. Inoltre, la preponderanza del numero di particelle di diametro compreso tra $0,3$ e $0,4 \mu\text{m}$ è una conferma che il fumo di tabacco genera soprattutto particelle submicrometriche, attorno a $0,2 \mu\text{m}$.¹⁸ La frazione di diametro compreso tra $0,3$ - $0,4 \mu\text{m}$ è stata stimata per differenza tra il totale delle particelle $>0,3 \mu\text{m}$ e quelle $>0,4 \mu\text{m}$, con un contatore di particelle portatile dotato di tempo di campionamento di quattro minuti. Il limite di $0,3 \mu\text{m}$ è imposto dalle caratteristiche fisiche degli strumenti ottici che hanno il vincolo della lunghezza d'onda della luce. Altri strumenti basati su tecnologie diverse permetterebbero la misurazione di profili più specifici, ma non sono facilmente trasportabili e sono molto più costosi.

Aver studiato la frazione delle polveri sub-micrometriche comprese tra $0,3$ - $0,4 \mu\text{m}$ ha permesso di rilevare la presenza di inquinamento da polveri rilevante dopo l'accensione di una sigaretta anche a finestrino aperto, condizioni nelle quali non si rilevano aumenti consistenti di PM1, PM2,5 e PM10, TVOC e CO, come riportato da altri autori.¹⁰⁻¹³

Sapere che nonostante i finestrini aperti si respira comunque aria inquinata da 200 milioni di particelle submicrometriche/ m^3 consente di contrastare un alibi molto pericoloso e diffuso, quello di permettersi di fumare con il finestrino aperto convinti di allontanare del tutto, in questo modo, le so-

	finestrino chiuso	finestrino aperto 1/4	finestrino aperto
VOC			
finestrino chiuso			
finestrino aperto 1/4	0,005		
finestrino tutto aperto	0,005	0,003	
basale	0,021	0,044	0,527
CO			
finestrino chiuso			
finestrino aperto 1/4	0,004		
finestrino tutto aperto	0,003	0,020	
basale	0,006	0,006	0,187

in colore le differenze significative
significant differences are in colour

Tabella 6. Confronto tra le medie delle concentrazioni di TVOC e CO dopo aver fumato in macchina (valori di p, test t di Student).

Table 6. Comparison between means of TVOC and CO after smoking in car (p values, Student's t-test).

stanze pericolose. Anche se, con il finestrino aperto, l'esposizione complessiva (PM, CO, TVOC) si riduce e ci si attenderebbe una riduzione del danno.

E' risultato interessante aver rilevato che l'apertura completa del finestrino non comporta, in termini di numero di particelle comprese tra $0,3$ - $0,4 \mu\text{m}$, differenze significative rispetto al finestrino aperto per 1/4. Vale a dire che i diversi intervalli di apertura del finestrino non realizzano riduzioni rilevanti degli inquinanti.

Questo è un ulteriore messaggio utile per un comportamento virtuoso da parte dei fumatori in macchina, che si può sintetizzare in poche parole: «Non esistono attualmente possibilità di difendersi dall'inquinamento da fumo passivo se si fuma in auto».

Presi complessivamente, questi dati confermano l'urgenza di disposizioni di tutela dal fumo passivo in automobile che, va sottolineato, riguarderebbero non solo la salute dei non fumatori, ma anche quella dei fumatori stessi, per i quali l'esposizione di picco all'interno dell'abitacolo durante la guida comporta un danno non indifferente che va a esaltare l'esposizione cronica alla sigaretta nel resto della giornata.¹⁹

Conflitti di interesse: nessuno

Bibliografia

1. US Department of health and human services (USDHHS). The Health consequences of involuntary exposure to tobacco smoke: a report of the surgeon general. Atlanta (GA), 2006.
2. Pierce JD, León ME, Bertcher D et al. The effectiveness of smoke-free policies – An IARC review of actions to reduce exposure to carcinogens in secondhand smoke. *Lancet Oncology* 2008; 9: 614-15.
3. Cesaroni G, Forastiere F, Agabiti N et al. Effect of the Italian smoking ban on population rates of acute coronary events. *Circulation* 2008; 117: 1183-88.
4. Repace JL, Lowrey AH. Indoor air pollution, tobacco smoke, and public health. *Science* 1980; 208: 464-74.

5. Invernizzi G, Ruprecht A, Mazza R, et al. Real-time measurement of indoor particulate matter originating from environmental tobacco smoke: a pilot study. *Epidemiol Prev* 2002; 26: 2-6.
6. Mc Creanor J, Cullinan P, Nieuwenhuijsen MJ et al. Respiratory effects of exposure to diesel traffic in persons with asthma. *New Eng J Med* 2007; 357: 2348-58.
7. Stenfors N, Nordenhäll C, Salvi SS et al. Different airway inflammatory responses in asthmatic and healthy humans exposed to diesel. *Eur Respir J* 2004; 23: 82-86.
8. Mills NL, Törnvist H, Gonzalez MC et al. Ischemic and thrombotic effects of dilute diesel-exhaust inhalation in men with coronary heart disease. *N Engl J Med* 2007; 357: 1075-82.
9. National Ambient Air Quality Standards (NAAQS). <http://www.epa.gov/air/criteria.html>
10. Vardavas CI, Linardakis M, Kafatos AG. Environmental tobacco smoke exposure in motor vehicles: a preliminary study. *Tob Control* 2006; 15: 415.
11. Rees VW, Connolly GN. Measuring air quality to protect children from secondhand smoke in cars. *Am J Prev Med* 2006; 31: 363-68.
12. Sendzik T, Fong GT, Travers MJ, Hyland A. An experimental investigation of tobacco smoke pollution in cars. *Nicotine Tob Res* 2009; 11: 627-34.
13. Ott W, Klepeis N, Switzer P. Air change rates of motor vehicles and in-vehicle pollutant concentrations from secondhand smoke. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2008; 18: 312-25.
14. Kabir Z, Manning PJ, Holohan J et al. Second-hand smoke exposure in cars and respiratory health effects in children. *Eur Respir J* 2009; 34: 629-33.
15. Gorini G, Gasparrini A, Fondelli MC, Invernizzi G. Second-hand smoke (SHS) markers. Review of methods for monitoring exposure levels. European network for smoking prevention (ENSP) 2006. With the support of the European Commission. http://www.ensp.org/files/Review_SHS_markers_A5.pdf
16. Repace J, Kawachi I, Glantz S. Fact sheet on secondhand smoke. www.repace.com/SHSFactsheet.pdf
17. Decreto del Presidente del consiglio dei ministri 23 dicembre 2003. Attuazione dell'art. 51, comma 2 della legge 16 gennaio 2003, n. 3, come modificato dall'art. 7 della legge 21 ottobre 2003, n. 306, in materia di «tutela della salute dei non fumatori». *Gazzetta Ufficiale* n. 300 del 29/12/2003. http://www.governo.it/GovernoInforma/Dossier/campagna_fumo/decreto.pdf
18. Morawska L, Jarmiska M, Bofinger ND. Size characteristics and ageing of environmental tobacco smoke. *Sci Total Environ* 1997; 196: 43-55.
19. Lai HK, Ho SY, Wang MP, Lam TH. Secondhand smoke and respiratory symptoms among adolescent current smokers. *Pediatrics* 2009; 124: 1306-10.

La prevalenza dell'abitudine a fumare in automobile: i risultati dello studio osservazionale in Veneto

Observed smoking in car: results of a study of the Regional Health Prevention Service of Veneto, Northern Italy

Luca Sbrogiò,¹ Giovanna Frison,² Laura Tagliapietra,³ Federica Michieletto,³ Francesca Allegri,⁴ Cinzia De Marco,⁵ Roberto Mazza,⁵ Roberto Boffi,⁵ Ario Ruprecht,⁵ Giovanni Invernizzi^{5,6}

¹ Dipartimento di prevenzione, Azienda sanitaria ULSS 19 Adria (Rovigo)

² Regione del Veneto, Direzione prevenzione

³ Regione del Veneto, Direzione prevenzione, servizio sanità pubblica e screening

⁴ Dipartimento di prevenzione, Servizio educazione e promozione della salute, Azienda sanitaria ULSS 9, Treviso

⁵ Laboratorio per la ricerca sull'inquinamento da fumo passivo, Istituto nazionale dei tumori/SIMG-Società italiana di medicina generale, Milano

⁶ ISDE Medici per l'ambiente, Sondrio

Corrispondenza: Luca Sbrogiò, e-mail: lgsbrogio@gmail.com

Cosa si sapeva già

■ Precedenti studi avevano analizzato le dimensioni del fenomeno dell'abitudine a fumare all'interno degli autoveicoli in Italia sulla base di indagini telefoniche.

Cosa si aggiunge di nuovo

■ Questo studio ha permesso di monitorare il fenomeno nella realtà quotidiana, per mezzo della rilevazione obiettiva «su strada», della percentuale di vetture con a bordo persone che fumavano e di valutare anche l'esposizione dei bambini al fumo in macchina.

■ I dati confermano la rilevanza del fenomeno, che necessita di efficaci misure di prevenzione.

Riassunto

Obiettivo: stimare la prevalenza di conducenti e passeggeri che fumano in automobile nel territorio del Veneto e l'eventuale presenza di bambini esposti a bordo.

Disegno: è stato effettuato uno studio osservazionale con analisi statistica descrittiva da parte dei tecnici della prevenzione delle aziende ULSS del Veneto dall'1 al 17 ottobre 2008 in fasce orarie definite. Ogni rilevatore doveva registrare sesso e fascia di età del conducente; se il conducente stava fumando, se trasportava passeggeri adulti, se almeno un passeggero stava fumando e se vi erano a bordo persone di fascia di età stimabile inferiore ai 14 anni.

Setting e partecipanti: hanno partecipato allo studio 19 aziende ULSS sulle 21 complessive della Regione (90,5%).

Principali misure di outcome: percentuale di incroci stradali monitorati da ciascuna ULSS sul previsto.

Risultati: sono state esaminate complessivamente 5.928 vetture (89,4% automobili) che sostavano a 148 incroci di 74

comuni (pari al 91,5% del campione previsto). Il 61,4% dei conducenti era di sesso maschile, e in 762 vetture (pari al 12,9%) erano presenti bambini. Le vetture in cui è stata osservata almeno una persona fumare sono state 409, pari al 6,9% (12% per i veicoli commerciali); nell'87,3% dei casi fumava solo il conducente, nell'8,3% solo un passeggero, nel 4,4% entrambi. In 7 delle 762 vetture con bambini c'era almeno una persona che fumava (0,9%).

Conclusione: nonostante le campagne di sensibilizzazione sui danni da fumo passivo, l'abitudine di fumare in macchina interessa ancora un numero consistente di adulti. Il numero di bambini esposti al fumo in macchina è risultato limitato, ma significativo, dato l'elevato rischio che comporta. Il «ri-orientamento» verso attività di ricerca e non solo prescrittive può rilanciare nel campo scientifico le attività istituzionali dei Servizi di prevenzione delle ASL.

(*Epidemiol Prev* 2010; 34(1-2): 43-47)

Parole chiave: fumo in auto; bambini; prevenzione; indoor, esposizione; ASL

Abstract

Objective: to estimate the prevalence of smokers inside cars or duty vehicles and the presence of children exposed to second hand smoke on board, in the NHS districts of Veneto Region.

Design: an observational study was carried out by the technicians of the Prevention department from October 1st to Octo-

ber 17th 2008. The observers had to record sex of the driver and of the passengers, their presumed ages, verify if drivers or passengers were smoking, and if there were any children on board.

Setting and participants: 19 Local Health Authorities (90,5%) out of 21 in the Veneto region.

Main outcome measures: percentage of crossings monitored out of the total scheduled.

Results: a total of 5,928 cars were examined at the crossings, males accounted for 61,4% of the drivers. Smoking overall by at least one person in the car was reported in 409 cases (6.9%, 12% among commercial vehicles), the driver alone was smoking in 87.3% of the cases, whereas only the passenger smoking represented 8.3% of the cases. Both the driver and passenger smoking were 4.4% of the observations. Children were present as passengers in 762 cars (12.9%); there were people smoking

with children on board in 7 cars (0.9%).

Conclusion: in spite of the efforts to limit the dangers of second hand smoke, smoking in car is still a common behaviour, and represents a serious risk both for both, adults and children. Focusing in research projects could help the Department of Prevention of the Local Health Authorities to increase their activities and involvement in the research field.

(Epidemiol Prev 2010; 34(1-2): 43-47)

Keywords: smoking in car; second hand smoke; children; indoor; exposure; NHS, local health authorities

Premessa

L'esposizione al fumo passivo è responsabile ogni anno di migliaia di casi di malattie respiratorie, cardiovascolari e tumori.¹⁻³ Oltre ai danni a lungo termine, questo tipo di esposizione involontaria può causare danni respiratori anche a breve termine, di cui spesso i bambini vengono a essere il bersaglio più sensibile.⁴⁻⁶ Le misure di controllo del fumo passivo introdotte da molti Paesi negli ultimi anni hanno migliorato sensibilmente la qualità dell'aria nei locali pubblici.⁷ Tuttavia resta il problema nei luoghi non normati, prevalentemente rappresentati dalle abitazioni private e dalle autovetture, ove il divieto di fumo è considerato non applicabile o parzialmente applicabile, come dimostrano le esperienze condotte in alcuni Paesi con particolare riferimento al divieto di fumo in auto per ragioni di sicurezza stradale (violazione delle norme del codice della strada) e non della salute di guidatore e passeggeri.⁸ Negli Stati Uniti, fumare in macchina è vietato in presenza di minori di 6 anni in Arkansas, di 13 anni in Louisiana, mentre dal 2008 lo stato della California protegge dal fumo i passeggeri di età inferiore ai 18 anni.⁹

Il fumo in auto rappresenta un caso particolare a causa delle esposizioni di picco, in quanto è noto che una sola sigaretta fumata all'interno di piccoli spazi confinati comporta elevatissimi livelli di nicotina ambientale e di particolato fine (PM) nell'abitacolo, questi ultimi da decine a centinaia di volte superiori ai massimi consentiti per legge nell'ambiente esterno.¹⁰⁻¹⁵ L'entità dell'emissione di polveri da parte di una sigaretta è incredibilmente elevata, molto maggiore rispetto alle polveri prodotte da un motore diesel nello stesso intervallo di tempo.¹⁶ L'esposizione acuta a fumo passivo può determinare effetti avversi sul sistema cardiovascolare, simili a quelli determinati dal fumo attivo.¹⁷ Inoltre, l'esposizione acuta a fumo passivo può determinare una diminuzione della funzione polmonare nei bambini asmatici.¹⁸

Recenti indagini hanno messo in evidenza come l'abitudine di fumare in automobile sia ancora frequente, e come una percentuale consistente dei fumatori non consideri pericolosa l'esposizione al fumo in macchina dei propri figli.¹⁸⁻²² L'auto risulta inoltre essere una delle occasioni di esposizione più frequenti al fumo passivo tra i giovani di età inferiore ai 21 anni.²³ Un'indagine Doxa effettuata nel 2008 attraverso la som-

ministrazione di questionari ha riportato che, a fronte del 22% di fumatori nella popolazione italiana di età superiore ai 15 anni, il 61,9% afferma di fumare alla guida dell'auto.²⁴

Nonostante queste evidenze, la reale consistenza del fenomeno del fumo in auto non è stata oggetto di analisi sul campo, né a livello nazionale, né in ambito europeo. Su iniziativa della Direzione per la prevenzione della Regione del Veneto si è deciso di intraprendere uno studio osservazionale misurando la frequenza delle auto con fumatori (individuando anche la presenza di bambini esposti al fumo passivo a bordo) nel territorio regionale.

Materiali e metodi

Obiettivo dello studio è la stima della prevalenza di conducenti e passeggeri che fumano in auto in Veneto.

Lo studio è di tipo osservazionale e campionario con disegno a cluster (*design effect* = 2). Per determinare la numerosità campionaria sono state considerate:

- la percentuale di fumatori che dichiarano di fumare in auto (61,9%²⁴);
- la percentuale di fumatori in Veneto (18,9%²⁵);
- la probabilità di osservare una persona mentre fuma in un arco temporale di circa 5 minuti (pari a 1/5 del tempo corrispondente a un tragitto medio stimato²⁶).

Per garantire una precisione assoluta dello 0,5% (1,5-2,5%) con un livello di confidenza del 5% occorre esaminare 6.480 vetture.

La rilevazione è stata effettuata dal personale dei dipartimenti di prevenzione nei due incroci (cluster) più significativi, con o senza semaforo, di ciascuno degli 81 Comuni oggetto dello studio, di cui 21 autorappresentativi (costituiti dal Comune più popoloso e importante del territorio di ciascuna ULSS) e 60 estratti casualmente e proporzionalmente tra le 21 Aziende ULSS della Regione Veneto.

Per ogni punto di osservazione (incroci con semaforo, con stop, rotonde) ogni rilevatore aveva il compito di osservare conducenti e passeggeri all'interno di 40 vetture con targa italiana fermi durante la fase di luce rossa del semaforo, la sosta allo stop, o la sosta prima dell'ingresso nelle rotonde. Il rilevatore si posizionava all'incrocio in modo da assicurarsi la migliore visione degli occupanti nelle vetture ferme al semaforo o allo stop e, risalendo la fila dei veicoli fermi, rilevava quan-

	Numero	% sul totale delle postazioni
vetture monitorate	5.928	
incroci monitorati*	148	
incroci con semaforo	50	35%
incrocio/rotonda con stop	58	40,6%
incrocio con semaforo nelle vicinanze di scuole	8	5,6%
incrocio/rotonda con stop nelle vicinanze di scuole	27	18,9%

*non riportate 5 indicazioni del tipo di incroci

Tabella 1. Numero di vetture monitorate e tipologia stradale.

Table 1. Number of cars surveyed and road types.

to richiesto nella scheda di protocollo. Le rilevazioni sono state effettuate dall'1 al 17 ottobre 2008 in due fasce orarie della giornata, dalle 7.30 alle 9.00 e dalle 17.00 alle 19.30, dal lunedì al venerdì.

La scheda di rilevazione per ciascuna automobile riportava il nome dell'operatore, l'ULSS di appartenenza, la data e l'ora della rilevazione, il Comune di rilevazione con il codice Istat comunale, l'incrocio monitorato e la tipologia dell'incrocio. Venivano inoltre registrati il tipo di vettura, il sesso del conducente e la fascia di età di appartenenza, se il conducente stava fumando, se la vettura trasportava passeggeri adulti, se almeno un passeggero stava fumando, se tra i trasportati vi erano bambini (fascia di età al di sotto dei 14 anni) e se i finestrini erano aperti.

I risultati sono stati espressi come percentuale, con intervallo di confidenza al 95%. Le differenze sono state testate con χ^2 ($\alpha = 0,05$).

Risultati

Hanno partecipato 19 delle 21 Aziende ULSS della Regione, la copertura del monitoraggio è stata del 91,4% dell'atteso (148 incroci), le vetture monitorate 5.928 (pari al 91,5% del previsto), il 50,7% degli incroci veniva monitorato nelle ore mattutine, i rimanenti tra le 17.00 e le 19.30. I dettagli delle osservazioni sono riportati in tabella 1.

Le vetture monitorate sono state per l'89,4% automobili (10,6% i veicoli commerciali), il conducente era di sesso maschile nel 61,4% dei casi, l'età prevalente stimabile tra i 25 e i 64 anni nell'80,6% dei casi.

La presenza di almeno una persona in atto di fumare è stata rilevata in 409 veicoli, pari al 6,9% (IC 95%: 6,0-7,9%) del totale delle osservazioni, percentuale che sale al 12% per i veicoli commerciali. Nella maggior parte dei casi (87,3%) a fumare era solo il conducente, nell'8,3% solo il passeggero, nel 4,4% entrambi. In 762 vetture è stata rilevata la presenza di bambini e in 7 di queste (0,9%; IC 95%: 0,2-1,6%) è stata osservata la presenza di almeno un fumatore. Tra gli uomini il 7,3% fuma alla guida contro il 4,7% delle donne. La presenza di fumatori era percentualmente superiore nelle vetture di

	Percentuale	IC 95%
auto con fumo a bordo	6,9	6,0-7,9
fumatori maschi	7,3	6,3-8,4
fumatori femmine	4,7	3,7-5,8
adulti esposti a fumo passivo a bordo	18,8	15,6-22,1
auto con bambini esposti al fumo	0,9	0,2-1,6
veicoli privati con fumo a bordo	6,3	5,5-7,2
veicoli commerciali con fumo a bordo	12	8,6-15,5

IC: intervallo di confidenza

Tabella 2. Tipologia del fumo in macchina.

Table 2. Pattern of smoking in car.

tipo commerciale (12%), rispetto alle automobili (6,3%). I dati riassuntivi sono riportati in tabella 2.

Discussione

Il monitoraggio effettuato nel Veneto ha rilevato una prevalenza del 6,9% di veicoli circolanti inquinati da fumo di tabacco nell'abitacolo, tra le quasi 6.000 vetture osservate. In 7 veicoli con bambini erano presenti fumatori.

Questi dati confermano la rilevanza del fenomeno, che comporta un'esposizione acuta con elevatissime concentrazioni di sostanze inquinanti che pone a rischio la salute di una vasta fascia di popolazione, con possibili conseguenze anche a breve termine, soprattutto per i bambini e per le persone affette da patologie respiratorie.

La percentuale di fumatori a bordo dei veicoli commerciali (12%), quasi doppia rispetto ai veicoli privati, è altrettanto interessante sotto il profilo dell'esposizione lavorativa, che spesso comporta periodi di permanenza in auto prolungati. E' da notare che l'esposizione al fumo passivo è un fattore di rischio aggiuntivo respiratorio (tosse, catarro, sibili) anche per il fumatore stesso, come dimostrato dagli studi del gruppo di Lam, sia nei fumatori adulti sia negli adolescenti.²⁷⁻²⁸

Sebbene la questione del fumo in macchina sia stata di recente presa in considerazione anche a livello politico (ma considerando, come detto, gli aspetti legati alla sicurezza stradale), tanto da ipotizzare l'introduzione in Italia del divieto di fumo in auto,²⁹ bisogna sottolineare che anche in quei Paesi dove la sensibilità verso le misure di *smoking policy* è elevata, come la Nuova Zelanda, il divieto di fumare in macchina è per ora considerato non prioritario, o comunque prematuro dai responsabili delle politiche di prevenzione.³⁰ Le ragioni di questo atteggiamento molto cauto dipendono dalla valutazione che l'informazione fornita ai cittadini in materia è stata per ora insufficiente, che vi è la convinzione diffusa che i successi della *smoking policy* degli ultimi anni abbiano raggiunto livelli esaustivi, e che l'automobile rientra nella sfera personale privata, cosicché eventuali provvedimenti limitativi potrebbero configurare una possibile lesione della libertà individuale dei fumatori. In ogni caso, tra le iniziative considerate vincenti

dal punto di vista della comunicazione per migliorare la popolarità di eventuali interventi di limitazione del fumo in macchina, quella più efficace è un maggiore impegno nell'informazione al pubblico sui rischi dell'esposizione dei bambini e sulla reale portata del fenomeno.

Secondo le inchieste di mercato,²⁴ i fumatori riportano di avere l'abitudine di fumare in auto in un'alta percentuale dei casi, ma anche una bassa percezione del rischio verso i non fumatori esposti in automobile al fumo passivo di genitori e amici. Nonostante l'affidabilità dei questionari, verificare la diffusione del fenomeno nel mondo reale con studi osservazionali analoghi al nostro ne amplifica il significato e favorisce la consapevolezza tra la popolazione. Esattamente come era negli intenti della ricerca di Martin e coll. effettuata nel 2005 in Nuova Zelanda con una metodologia simile a quella utilizzata nel presente studio. I ricercatori neozelandesi hanno valutato la *point prevalence* a bordo strada dei veicoli con fumatori in distretti della contea di Wellington con diverse caratteristiche socio-economiche.³¹ In quell'anno la percentuale di fumatori a livello nazionale era del 22%,³² simile a quella italiana nel periodo di rilevazione della nostra ricerca. La percentuale di veicoli con fumatori a bordo nello studio neozelandese risultava molto diversa in funzione del livello socio-economico, passando dal 2% dei veicoli nelle aree a elevato tenore di vita, al 6,4% delle aree socialmente deprivate (valore, quest'ultimo, vicino a quello medio da noi rilevato). Naturalmente, le caratteristiche socio-culturali dei due Paesi non rendono possibile un confronto tra i due studi, anche se i fumatori neozelandesi dimostravano a quell'epoca un'attitudine a fumare in auto del 70%, simile ai dati demoscopici italiani.^{24,33}

La dimensione e il disegno dello studio, che ha coinvolto un numero consistente di Comuni e di ULSS della Regione del Veneto, conferiscono una buona rappresentatività statistica rispetto alle abitudini dei fumatori che abitano in questa Regione, con un totale di quasi 6.000 veicoli osservati e un periodo cumulativo di osservazione di circa 400 ore di traffico reale.

Ai fini di una valutazione reale del fenomeno è necessario considerare che il periodo di osservazione per ogni automezzo ha una durata molto breve, che l'atto di fumare non è una variabile continua, dato che la durata media sigaretta è di circa 5-10 minuti e l'intervallo medio tra una sigaretta e la successiva è di 20 minuti,³² e un tragitto medio, come detto, è di circa 25 minuti. Pertanto, la possibilità di intercettare nell'atto di fumare un guidatore o un passeggero abituati a fumare in auto è circa 1 su 2, e il dato osservato del 6,9% di fumo in macchina potrebbe essere sottostimato di due volte: corretto salirebbe al 14%. Se si considera che la percentuale di fumatori in Italia è del 22% nella popolazione generale,²⁴ e che il 61,9% dei fumatori afferma di fumare in auto, ci si dovrebbe attendere una percentuale osservabile di auto con fumatori a bordo del 13,6 % del totale delle osservazioni (61,9% del 22%), che è coerente con il dato corretto delle osservazioni a bordo strada, pari a circa il 14%.

Fumare in macchina è certamente anche una fonte di disattenzione dei guidatori, e una causa di incidenti stradali. In effetti, la discussione che si è avviata recentemente a livello politico sulla necessità di una regolamentazione al riguardo si è focalizzata su questo tipo di rischio.^{29,35} Si ritiene pertanto importante che alla base della necessità del divieto di fumare in macchina debbano essere messe in grande evidenza le ragioni igienico-ambientali di tutela della salute dei non fumatori, ma anche dei fumatori stessi, nei confronti di un'esposizione che si può considerare la più pesante, tra tutte le situazioni di rischio da inquinamento ambientale indoor.

Conclusioni

Lo studio presentato rientra nella strategia articolata di controllo dell'epidemia tabagica che la Direzione prevenzione della Regione del Veneto sta conducendo da anni con gli operatori delle aziende sanitarie mediante indagini conoscitive, azioni di comunità, campagne informative, azioni per la riduzione del fumo passivo ed attività di disassuefazione.

Nello specifico, la rilevazione condotta ha permesso di attivare la partecipazione attiva delle Aziende ULSS, orientando l'attività di decine di tecnici della prevenzione su obiettivi di prevenzione ambientale concreti, oltre a dedicare risorse a sostegno della *smoking policy* che, dopo l'introduzione della legge che limita il fumo nei locali pubblici e nei luoghi di lavoro, necessita di iniziative continue di sorveglianza e supporto, anche mediatico.³⁶

La collaborazione con l'Istituto nazionale dei tumori di Milano colloca questo studio in una dimensione scientifica di ampio respiro che permette di offrire un contributo all'analisi di una più vasta e qualificata platea di ricercatori al fine di aumentare il dibattito e l'approfondimento sul tema.

L'utilità di dispositivi di sicurezza ambientale nell'abitacolo (allarme sonoro in caso di superamento di un limite per il monossido di carbonio, per esempio) è uno dei possibili argomenti di interesse immediato, così come l'analisi sociologica di soluzioni utili a favorire il processo di de-normalizzazione del fumo di tabacco in auto rivolte, per esempio, in particolare agli addetti al trasporto commerciale.

Sono stati elaborati specifici materiali educativi sulla prevenzione del fumo in auto da utilizzare all'interno di programmi di counselling per i genitori da parte del personale dei Dipartimenti di prevenzione del Veneto, anche in associazione ai consigli sull'uso delle cinture di sicurezza e seggiolini per i bambini.

Conflitti di interesse: nessuno

Bibliografia

1. US Department of health and human services (USDHHS). The health consequences of involuntary exposure to tobacco smoke: a report of the surgeon general. Atlanta (GA), 2006.
2. Barnoya J, Glantz SA. Cardiovascular effects of secondhand smoke: nearly as large as smoking. *Circulation* 2005; 111: 2684-98.

3. Forastiere F, Lo Presti E, Agabiti N et al. Health impact of exposure to environmental tobacco smoke in Italy. *Epidemiol Prev* 2002; 26: 18-29.
4. Klerman L. Protecting children: reducing their environmental tobacco smoke exposure. *Nicotine Tob Res* 2004; 6 Suppl 2: S239-53.
5. Sly PD, Devereill M, Kusel MM, Holt PG. Exposure to environmental tobacco smoke in cars increases the risk of persistent wheeze in adolescents. *Med J Aust* 2007; 186: 322.
6. Kabir Z, Manning PJ, Holohan J et al. Second-hand smoke exposure in cars and respiratory health effects in children. *Eur Respir J* 2009; 34: 629-33.
7. Pierce JD, León ME, Bettcher D et al. The effectiveness of smoke-free policies – An IARC review of actions to reduce exposure to carcinogens in secondhand smoke. *Lancet Oncology* 2008; 9: 614-15.
8. Knapp A. States go after smoking in vehicles with kids. Stateline.org; 2007. <http://stateline.org/live/printable/story?contentId=186298>
9. California Department of Public Health. http://www.tobaccofreeca.com/secondhand_smoke.html#smokefreecars
10. Rees VW, Connolly GN. Measuring air quality to protect children from secondhand smoke in cars. *Am J Prev Med* 2006; 31: 363-68.
11. Vardavas CI, Linardakis M, Kafatos AG. Environmental tobacco smoke exposure in motor vehicles: a preliminary study. *Tob Control* 2006; 15: 415.
12. Edwards E, Wilson N, Pierce N. Highly hazardous air quality associated with smoking in cars: New Zealand pilot study. *N Z Med J* 2006; 119: 213.
13. Ott W, Klepeis N, Switzer P. Air change rates of motor vehicles and in-vehicle pollutant concentrations from secondhand smoke. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2008; 18: 312-25.
14. Jones MR, Navas-Acien A, Yuan J, Breyse PN. Secondhand tobacco smoke concentrations in motor vehicles: a pilot study. *Tob Control* 2009; 18: 399-404.
15. Sendzik T, Fong GT, Travers MJ, Hyland A. An experimental investigation of tobacco smoke pollution in cars. *Nicotine Tob Res* 2009; 11, 6: 627-34.
16. Invernizzi G, Ruprecht A, Mazza R et al. Particulate matter from tobacco versus diesel car exhaust: an educational perspective. *Tob Control* 2004; 13: 219-21.
17. Barnoya J, Glantz SA. Cardiovascular effects of secondhand smoke: nearly as large as smoking. *Circulation* 2005; 111: 2684-98.
18. Delfino RJ, Staimer N, Tjoa T et al. Personal and ambient air pollution exposures and lung function decrements in children with asthma. *Environ Health Perspect* 2008; 116: 550-58.
19. Jarvie JA, Malone RE. Children's secondhand smoke exposure in private homes and cars: an ethical analysis. *Am J Public Health* 2008; 98: 2140-45.
20. Leatherdale ST, Smith P, Ahmed R. Youth exposure to smoking in the home and in cars: how often does it happen and what do youth think about it? *Tob Control* 2008; 17: 86-92.
21. Gonzales M, Malcoe MH, Kegler MC, Espinoza J. Prevalence and predictors of home and automobile smoking bans and child environmental tobacco smoke exposure: a cross-sectional study of U.S. and Mexico-born Hispanic women with young children. *BMC Public Health* 2006; 6: 265.
22. Dunn J, Greenbank S, McDowell M et al. Community knowledge, attitudes and behaviours about environmental tobacco smoke in homes and cars. *Health Promot J Austr* 2008; 19: 113-17.
23. Wolfson M, McCoy TP, Sutfin EL. College students' exposure to secondhand smoke. *Nicotine Tob Res* 2009 Jun 10.
24. Indagine ISS/Doxa 2008. <http://www.iss.it/binary/ofad/cont/Il%20fumo%20in%20Italia%202008.1212480126.pdf>
25. Istat. *Indagine multiscope «Aspetti della vita quotidiana»*. 2007.
26. Istat. *Indagine multiscope «Uso del tempo»*. Anni 2002-2003.
27. Lam TH, Ho LM, Hedley AJ et al. Secondhand smoke and respiratory ill health in current smokers. *Tob Control* 2005; 14: 307-14.
28. Lai HK, Ho SY, Wang MP, Lam TH. Secondhand smoke and respiratory symptoms among adolescent current smokers. *Pediatrics* 2009; 124: 1306-10.
29. Corriere della Sera. http://www.corriere.it/cronache/09_novembre_27/divieto-fumo-auto-proposta-lega-salvia_64da57d4-db1f-11de-abc5-00144f02aabc.shtml
30. Tapp D, Thomson G. Smokefree cars in New Zealand: rapid research among stakeholders on attitudes and future directions. *N Z Med J* 2009; 122: 54-66.
31. Martin J, George R, Andrews K, et al. Observed smoking in cars: a method and differences by socioeconomic area. *Tob Control* 2006; 15: 409-411.
32. New Zealand Ministry of Social Development. The social report 2009. <http://www.socialreport.msd.govt.nz/health/cigarette-smoking.html>.
33. Gillespie J, Milne K, Wilson N. Secondhand smoke in New Zealand homes and cars: exposure, attitudes, and behaviours in 2004. *N Z Med J* 2005; 118: U1782.
34. Herning RI, Jones RT, Bachman J, Mines AH. Puff volume increases when low-nicotine cigarettes are smoked. *Br Med J (Clin Res ed)*. 1981; 283: 187-89.
35. Mangiaracina G, Palumbo L. Smoking while driving and its consequences on road safety. *Ann Ig* 2007; 19: 253-67.
36. Sbrogiò L, Marcolina D, Tagliapietra L, Tamang E, Michieletto F. Rispetto delle legge sulla tutela dei non fumatori: le imprese, gli uffici, la pubblica amministrazione. http://www.ccm-network.it/documenti_Ccm/convegni/convegno_fumo_2008/Sbrogio.pdf



Assessing the prevalence of smoking in car: results of the observational study in Veneto, Italy.

OBJECTIVE

As smoking in car represents an exposure to extremely high levels of environmental tobacco smoke (ETS) and it is considered a special risk for children and custom vehicle drivers, the aim of the study was to estimate the prevalence of smokers inside cars or duty vehicles and the presence of children exposed to second hand smoke on board, in the NHS Local Health Authorities of Veneto Region, Northern Italy

METHODS

An observational study was carried out by technician personnel of the Prevention Department of the Local Health Authorities of Veneto Region (participants 19 Local Health Authorities out of 21 in the Veneto region, 90,5%) from October 1st to October 17th 2008. The observers, standing by main crossing of a sample of towns, had to record sex of the driver and of the passengers, their presumed ages, verify if drivers or passengers were smoking, and if there were any children on board.

RESULTS

A total of 5928 cars were examined at the crossings, males accounted for 61,4% of the drivers. Smoking overall by at least one person in the car was reported in 409 cases (6,9%, 12% among commercial vehicles), the driver alone smoking were in 87,3%, whereas only the passenger smoking represented 8,3% of the cases. Both the driver and passenger smoking were 4,4% of the observations. Children were present as passengers in 762 cars (12,9%); there were people smoking with children on board in 7 cars (0,9%) .

CONCLUSION

In spite of the efforts to limit the dangers of second hand smoke, smoking in car is still a common behaviour, and represents a serious risk both for adults and children. In spite of the efforts to limit the dangers of ETS among people, smoking in car is still a common behaviour. Although observed smoking in car in the presence of children was found to be infrequent, too many children are exposed everyday to ETS in cars.

IMPLEMENTATION

Since the percentage of smoking in car is roughly doubled in custom as compared to private vehicles, custom vehicle drivers represent a special target for smoking prevention and cessation programmes. Educational material was made in order to sensitize on the topic and to address to cessation clinics. Supporting initiative of introducing specific laws to ban smoking while driving is another key point. During the recent debate on the topic in Italy (2009-2010), the researchers presented figures and related scientific information on the national media in order to raise the problem. Focusing in research projects could help the Department of Prevention of the Local Health Authorities to increase their activities and involvement in the research field.

AUTHOR

Sbrogiò, Luca

Az. ULSS 19 Adria (Rovigo), Italy(P)

CO-AUTHOR(S)

Frison, G

Prevention Regional Direction, Venice, Italy

Tagliapietra, L

Prevention Regional Direction, Venice, Italy

Michieletto, F

Prevention Regional Direction, Venice, Italy

Allegri, F

Az. ULSS 9 Treviso (Treviso), Italy

Boffi, R, Mazza, R, De Marco, C,

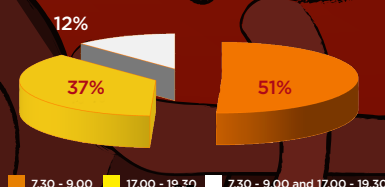
Ruprecht, A e Invernizzi, G

Tobacco Control Unit, Istituto Nazionale dei Tumori,

SIMG Italian College GPs, Milan, Italy



Cross roads monitored at different hours
Veneto October 2008



Vehicles with at least one person
seen smoking

