

RAPPORTO

CONVENZIONE DI RICERCA TRA IL
DIPARTIMENTO DI INGEGNERIA CIVILE E MECCANICA
ED
COMUNE DI CASSINO

Determinazione dell'esposizione a polveri aerodisperse emesse da
autoveicoli e impianti di riscaldamento in area urbana

INDICE

| | |
|--|----|
| 1 Introduzione | 6 |
| 2 Descrizione della ricerca e scopo del rapporto | 9 |
| Attività relative a WP1 e WP2 | 11 |
| 4 Descrizione del sito e della metodologia di misura | 12 |
| 5 Risultati e discussioni | 15 |
| Conclusioni | 19 |
| WP3. l'individuazione nella città di Cassino di criticità all'interno dell'area urbana in termini di esposizione alle polveri ultrafini, | 19 |
| Descrizione del sito e della metodologia di misura | 19 |
| Risultati e discussioni..... | 21 |
| Conclusioni | 25 |
| Bibliografia | 26 |
| WP4. la valutazione dell'incidenza dei contributi indoor e outdoor all'esposizione giornaliera alle polveri ultrafini per classi di età particolarmente critiche (ad esempio bambini)..... | 26 |
| 2. Metodologia | 27 |
| 2.1 tassi di inalazione..... | 27 |
| 2.2 deposizione frazionale in regioni del tratto respiratorio | 28 |
| 3. Risultati e analisi | 28 |
| 3.1 modelli di attività di tempo giornaliera normalizzato..... | 28 |
| 3.2 numero di particelle e area superficiale depositato nella zona alveolare e tracheobronchiale..... | 31 |
| 3.3 Contributo al numero di particelle e all'area superficiale depositata nel tratto alveolare e tracheobronchiale | 32 |
| Conclusioni | 35 |
| Bibliografia | 36 |

INDICE FIGURE

- Figura 1: a) Differenze percentuali tra le concentrazioni in numero, area superficiale e PM10 sui due lati delle strade A e D caratterizzate da vento perpendicolare; b) Concentrazioni relative in numero, area superficiale e PM10 lungo la strada A in funzione della velocità del vento..... 15
- Figura 2: Serie temporali di concentrazioni totali in numero di particelle sulla strada C: a) vento diretto dal bordo strada verso gli edifici, b) vento diretto dagli edifici verso il bordo strada..... 18
- Figura 3: Evoluzione delle distribuzioni in numero lungo le strade: a) A; b) D..... 18
- Figura 4 - Normalized daily time activity patterns for Northern and Southern Italy and corresponding standard deviations for each age group and gender, by considering the 21 activities: Sleeping & Resting (1), Sedentary activities (2), Walking through different indoor microenvironment (3), House cleaning (4), Cooking (5), Eating (6), Hobbies indoor (7), Hobbies outdoor (8), Sport indoor (9), Sport outdoor (10), Sedentary job (11), Non sedentary job (12), School (13), Studying (14), Entertainment indoor (15), Entertainment outdoor (16), Walking or bicycle (17), Motorbike (18), Car (19), Bus (20), Restaurants and pizzerias (21). 30
- Figura 5- Average daily dose with the corresponding standard deviations as a function of age group, gender and location (Northern and Southern Italy). a) Alveolar particle number deposited, b) alveolar surface area deposited, c) tracheobronchial particle number deposited, b) tracheobronchial surface area deposited. ... 32
- Figura 6 – Contribution of different activities to daily activity patterns, average daily alveolar and tracheobronchial particle number and surface area deposited for each age group investigated: Sleeping & Resting (1), Sedentary activities (2), Walking (not along a road) (3), House cleaning (4), Cooking (5), Eating

(6), Hobbies indoor (7), Hobbies outdoor (8), Sport indoor (9), Sport outdoor (10), Sedentary job (11), Non sedentary job (12), School (13), Studying (14), Entertainment indoor (15), Entertainment outdoor (16), Walking or bicycle (17), Motorbike (18), Car (19), Bus (20), Restaurants and pizzerias (21)..... 34

INDICE TABELLE

| | |
|---|----|
| Tabella 1: Concentrazioni totali medie (10 min) di particelle in termini di numero, area superficiale e PM ₁₀ misurate durante la campagna sperimentale per ogni punto di campionamento..... | 14 |
| Tabella 2: Concentrazioni totali medie lungo un percorso costituito dai tratti A ₁ , A ₂ , A ₃ (lato sud) e C (lato est). Direzione media del vento:S; velocità media del vento: 6.3 m s ⁻¹ | 17 |
| Tabella 3 Sintesi delle caratteristiche delle strade in esame..... | 21 |
| Tabella 4 Concentrazioni totali medie di particelle in termini di numero, area superficiale e PM ₁₀ misurate durante la campagna sperimentale per ogni giro di campionamento | 22 |
| Tabella 5 Concentrazioni medie totali in termini di numero area superficiale e PM ₁₀ misurate durante la campagna sperimentale estiva(14/05/2015)NNW. | 24 |
| Tabella 6 Concentrazioni medie totali in termini di numero area superficiale e PM ₁₀ misurate durante la campagna sperimentale invernale (27/01/2015)SSE..... | 24 |
| Tabella 7 – Inhalation rates (m ³ h ⁻¹) as a function of activity and age group. | 28 |

1 Introduzione

L'aerosol si definisce come una sospensione metastabile di particelle solide o liquide in un gas portante. Tale espressione è stata introdotta in contrapposizione al termine inglese hydrosol con il quale si indica la sospensione di particelle nei liquidi nota anche come sospensione colloidale. A differenza delle sospensioni colloidali, però, l'aerosol non può essere trattato come un sistema stazionario. Infatti, le scale dei tempi che interessano i fenomeni dinamici e termodinamici delle particelle sospese sono molto brevi e conferiscono, pertanto, la caratteristica di instazionarietà all'aerosol cui l'aggettivo "metastabile" fa riferimento.

Alla rigorosa definizione di aerosol appena proposta si aggiungono una serie di definizioni più o meno rigorose, introdotte per lo più nel settore ambientale, con cui si vuole indicare la presenza di particelle in esausti gassosi o in atmosfera quali quelle di fumo, *smoke*, *fog*, *particulate matter* (PM), polveri, particolato ecc.

La comunità scientifica internazionale sta dedicando una grande attenzione all'esposizione della popolazione al particolato atmosferico (PM) al fine di determinare correlazioni con eventuali effetti negativi sulla salute umana. Particolare attenzione è stata rivolta al particolato fine (PM_{2.5}) e ultrafine (UFPs, polveri con diametro inferiore a 100 nm) in quanto rappresentano le frazioni di PM in grado di raggiungere le regioni più profonde dell'apparato respiratorio. Tuttavia ancora non vi è comune accordo su quale caratteristica delle polveri (composizione chimica, taglia dimensionale, geometria, concentrazione in massa, in numero e in area superficiale) sia la causa principale degli effetti negativi sulla salute umana, e quali siano i meccanismi biologici coinvolti.

La problematica degli effetti sulla salute ha indotto le autorità regolatrici ad aggiornare i valori limite di qualità dell'aria ambiente (Council Directive 1999/30/EC; Council Directive 96/62/EC). I valori limite in aria ambiente sono, ad oggi, definiti in area urbana solo in termini di massa del particolato con diametro inferiore a 10 µm (PM₁₀), mentre sono forniti unicamente dei valori guida per il PM_{2.5} (EU Directive 2008/80/EC; EN 12341, 2001; EN

14907, 2005; EPA 40 CFR, 1997). Inoltre, tali valori limite rappresentano una misura integrale sulle 24 h e, quindi, per definizione, non in grado di tener conto di variazioni giornaliere delle concentrazioni di particelle dovute a parametri atmosferici o a instazionarietà delle emissioni stesse. In particolare, la Direttiva Europea 2008/50/EC sulla qualità dell'aria ambiente stabilisce solo un valore limite medio giornaliero per il PM10 pari a $50 \mu\text{g m}^{-3}$ da non superare più di 35 volte l'anno [1], trascurando la concentrazione in numero delle polveri ultrafini, che può costituire anche l'80% delle polveri in termini di numero, in ambienti urbani [2]. Diversi studi hanno rilevato che, le misure attraverso le stazioni fisse di monitoraggio danno valutazioni inadeguate e comunque non correlate all'esposizione dell'intera popolazione. Pertanto sono necessarie misure dirette dell'esposizione delle persone [3] che vivono/lavorano/attraversano diversi microambienti urbani [4] e sono, pertanto, esposte ad elevate concentrazioni di polveri. Inoltre, gli elementi che possono influenzare l'esposizione dipendono da: fattori personali, fattori connessi alla modalità di trasporto, fattori di traffico e fattori meteorologici. Spesso, nelle aree urbane vi è un effetto combinato di questi fattori che influisce, quindi maggiormente sull'esposizione.

Mediante piattaforme mobili è possibile acquisire dati sulla qualità dell'aria ad alta risoluzione spaziale e temporale in un ambiente urbano complesso [5], esse rappresentano una soluzione per valutare la variazione spaziale delle sostanze inquinanti (ad esempio, le concentrazioni delle polveri ultrafini, nei microambienti urbani, possono variare di diversi ordini di grandezza) e permettono di acquisire un volume di dati non facilmente conseguibile attraverso misure stazionarie.

Recenti studi scientifici hanno dimostrato che il più consistente contributo alle frazioni PM2.5 e UFPs del particolato è dovuto ad attività antropiche, quali processi di combustione industriali/residenziali ed emissioni da traffico veicolare [2, 5] è pertanto fondamentale caratterizzare le sorgenti emissive valutando, inoltre, l'evoluzione delle distribuzioni di polveri in prossimità di tali emissioni. In tal modo è possibile stimare il contributo delle singole sorgenti rispetto alle concentrazioni totali di particelle in un assegnato

microambiente e condurre un'analisi di esposizione della popolazione nelle aree caratterizzate da un'elevata pressione ambientale di natura antropica.

Lo scopo della convenzione di ricerca è quello di indagare la variabilità spaziale delle diverse metriche (concentrazioni in numero, massa, ed area superficiale) in diversi microambienti urbani, considerando l'influenza dei fattori stagionali e tutti quei parametri che vanno ad incidere sull'esposizione reale dei pedoni, mediante misure pseudo-simultanee. Tale studio non vuole proporre un monitoraggio mobile fine a se stesso, riducendosi quindi ad un mero studio locale, ma vuole assicurare la simultaneità delle misure al fine di andare ad individuare nel dettaglio la variabilità delle diverse metriche.

A tal proposito è stata condotta una campagna sperimentale su differenti strade urbane nel Comune di Cassino (FR), utilizzando strumenti di misura ad elevate frequenze di campionamento al fine di monitorare la dinamica delle particelle appena emesse (fresh particles). I dati ottenuti dalle strumentazioni fisse e mobili, aggiornati in continuo e ad alta risoluzione spaziale e temporale, sono stati opportunamente integrati nel Geographic Information System (GIS) strumento utile per la pianificazione urbanistica territoriale.

Inoltre essendo le persone esposte ad inquinamento da polveri da una serie di fonti indoor ed outdoor. In letteratura sono presenti dati epidemiologici provenienti da studi di inquinamento da particolato atmosferico associato con effetti negativi sulla salute umana, tra cui difficoltà respiratorie, malattie cardiovascolari ed un aumento generale della mortalità e morbilità (Schwartz, 1991; Vedal, 1997;. Cheng et al, 1999; Cheng, 2003; Kreyling et al., 2006). Attualmente, vi è una notevole attività di ricerca per indagare le possibili associazioni tra le fluttuazioni a breve termine a particolato atmosferico e morbilità o mortalità (Brugge et al., 2007), così come la mortalità da esposizione cronica a lungo termine (Miller et al., 2007) . Un certo numero di studi epidemiologici associati agli effetti di cui sopra con concentrazione di massa delle particelle, tra cui PM_{2.5} (Pope, 2000) e PM₁₀ (Loomis, 2000), così come le particelle ultrafini (UFP, diametro delle particelle <100 nm) concentrazione in numero (Hauser et al., 2001), la concentrazione in area superficiale (Giechaskiel et al., 2009) ed il livello di esposizione complessiva

(Siegmann e Siegmann, 1998). La maggior parte delle indagini epidemiologiche si basano su misurazioni della concentrazione di particelle in una certa posizione centrale nella zona urbana di interesse e quindi si utilizzano questi dati per stimare l'esposizione individuale. Questa metodologia può essere facilmente applicata per le frazioni più grandi di particolato (PM), ma non è generalmente applicabile alle UFP, che presentano un maggiore decadimento della concentrazione in funzione della distanza dalla fonte e, quindi, la visualizzazione di un gradiente di concentrazione con meno omogeneità spaziale (Buonanno et al., 2011a). In generale, l'esposizione a inquinamento da polveri può venire da una serie di fonti, tra cui sorgenti all'interno di edifici, veicoli, e in ambiente urbano in generale. Esposizione umana è stata definita dal Ott (1982) come l'evento quando una persona entra in contatto con una concentrazione di un certo inquinante durante un certo periodo di tempo. Di conseguenza, l'esposizione implica che sia l'inquinante e la persona che devono essere presenti (Ashmore, 2009).

Nonostante una serie di politiche di riduzione dell'inquinamento che sono state recentemente proposte nei paesi occidentali (Sundqvist, 2002; Bramouille, 2005; Dellink, 2006), le informazioni di base per quanto riguarda i dati di monitoraggio della qualità dell'aria e modelli di tempo per le diverse attività non sono tali da consentire ai responsabili politici di sviluppare un profilo di esposizione accurata, o per identificare i maggiori contributi all'esposizione umana. Questa informazione è essenziale per i responsabili politici per individuare il potenziale di gruppi a rischio di sviluppare misure di riduzione dei rischi. In realtà, anche se vi è un numero crescente di studi che riportano concentrazioni di inquinanti nei diversi microambienti (Chau et al, 2002;. Kaur et al, 2007;.. Hänninen et al, 2009), l'esposizione integrata o la dose integrata della gente non è stato stimata con successo.

2 Descrizione della ricerca e scopo del rapporto

Oggetto della Convenzione di Ricerca stipulata tra il Dipartimento di Ingegneria Civile e Meccanica (DICeM) ed il Comune di Cassino è il

monitoraggio della qualità dell'aria in diverse aree del Comune ed in diverse condizioni microclimatiche.

Il Comune di Cassino è classificato in zona B nell'allegato 1 delle Norme di Attuazione del Piano per il Risanamento della Qualità dell'Aria e pertanto necessita di azioni e interventi specifici per riportare nella norma i valori limite degli inquinanti PM10 e biossido di azoto (NO₂). Inoltre Cassino fa parte dei comuni che a causa della criticità ambientale in relazione all'inquinamento atmosferico rientrano nella zona Valle del Sacco per la quale è operativo uno specifico tavolo tecnico ove partecipano i Comuni interessati e le Province di Roma e Frosinone. L'area comunale per la peculiarità del territorio e delle attività che insistono su di esso, necessita di approfondimenti conoscitivi delle componenti responsabili dell'inquinamento atmosferico, in particolare PM10, PM2.5 e polveri ultrafini.

In particolare, per quanto riguarda le UFPs, c'è la necessità di progetti di ricerca finalizzati alla stima della esposizione in area urbana. Infatti esiste un limitato numero di dati epidemiologici riguardanti gli effetti negativi sulla salute dovuti all'esposizione a polveri ultrafini (< 100 nm), anche secondo quanto indicato dall'Organizzazione Mondiale della Sanità: *“Mentre esiste una considerevole evidenza tossicologica di potenziali effetti dannosi delle polveri ultrafini sulla salute umana, gli studi epidemiologici sono insufficienti per conclusioni sulla relazione esposizione/risposta relativa alle polveri ultrafini. Conseguentemente, al momento nessuna raccomandazione può essere fornita come linea guida per queste particelle”*.

Lo studio in oggetto ha il titolo: **”Determinazione dell'esposizione a polveri aereodisperse emesse da autoveicoli e impianti di riscaldamento in area urbana”**.

A tale scopo l'Amministrazione Comunale di Cassino con il Dipartimento di Ingegneria Civile e Meccanica dell'Università di Cassino hanno predisposto una attività di ricerca per monitorare lo stato della qualità dell'aria con l'auspicio che la caratterizzazione orografica, architettonica, delle varie sorgenti emissive e la conoscenza delle condizioni climatiche possa consentire di poter agire in modo preventivo con soluzioni che evitino

l'incremento delle concentrazioni di inquinanti nell'aria e la successiva azione in condizioni di emergenza.

L'obiettivo di tale progetto è:

- WP1 la misura dei valori di fondo di polveri ultrafini nel Comune di Cassino,
- WP2 la caratterizzazione delle principali strade di Cassino in termini di esposizione alle polveri aerodisperse in funzione della morfologia delle strade, tipo di traffico e condizioni metereologiche,
- WP3 l'individuazione nella città di Cassino di criticità all'interno dell'area urbana in termini di esposizione alle polveri ultrafini,
- WP4 la valutazione dell'incidenza dei contributi indoor e outdoor all'esposizione giornaliera alle polveri ultrafini per classi di età particolarmente critiche (ad esempio bambini).

Le conclusioni di tale progetto di ricerca potranno essere di supporto per la stesura del Piano Urbano del Traffico (PUT) da parte del Comune di Cassino, come ad esempio nella scelta delle Zone a Traffico Limitato (ZTL) e nell'individuazione di aree pedonali e/o verdi.

L'ipotesi principale è che la reale esposizione alle polveri aerodisperse è funzione di numerosi parametri tra cui la vicinanza alla sorgente, in particolare per le polveri ultrafini che risultano direttamente correlabili al traffico

Attività relative a WP1 e WP2

- WP1 la misura dei valori di fondo di polveri ultrafini nel Comune di Cassino,
- WP2 la caratterizzazione delle principali strade di Cassino in termini di esposizione alle polveri aerodisperse in funzione della morfologia delle strade, tipo di traffico e condizioni metereologiche,

La fase iniziale delle attività svolte ha visto i ricercatori del DICeM impegnati nella caratterizzazione dell'aria nelle principali strade del Comune. In particolare sono stati analizzati i dati di letteratura riguardanti

- Layout strade
- Traffico locale ed orari di punta
- Condizioni microclimatiche (temperatura, umidità velocità e direzione del vento)
- Orografia del territorio Comunale

4 Descrizione del sito e della metodologia di misura

La campagna sperimentale è stata effettuata nel periodo Maggio-Settembre, (41°30'0''N – 13°50'0'').

Nella campagna sperimentale sono state considerate quattro strade diverse per geometria, densità e velocità del traffico, al fine di mettere in luce come l'effetto *canyon*, l'effetto vento e l'effetto traffico possano influenzare i livelli di esposizione:

- Strada A: “street canyon” con un fattore di forma (H/W) circa pari a 1.2, caratterizzato da un traffico congestionato con una densità di 12 ± 1 veicoli min^{-1} ed ulteriormente ripartita in tre tratti per geometria e per condizioni di traffico leggermente differenti:
 - A_1 : tratto di *street canyon* asimmetrico caratterizzato da aperture non trascurabili sulle pareti e da differenze significative nell'altezza degli edifici;
 - A_2 : tratto di *street canyon* simmetrico caratterizzato da una condizione di traffico molto congestionato dove i veicoli sono costretti a continue frenate e ripartenze;
 - A_3 : tratto di *street canyon* simmetrico caratterizzato da un traffico leggermente meno congestionato rispetto ad A_2 poiché, trovandosi a valle del semaforo, i veicoli stanno raggiungendo la loro velocità di crociera.
- Strada B: *street canyon* con H/W circa pari a 1.2, con traffico lento caratterizzato da una densità di 13 ± 5 veicoli min^{-1} e da una velocità media minore di 20 km h^{-1} .

- Strada C: strada con traffico scorrevole caratterizzato da una densità di 24 ± 3 veicoli min^{-1} e da una velocità media di circa 30-40 km h^{-1} . La strada può essere considerata un “*wide canyon*” caratterizzata da grandi aperture sulle pareti.
- Strada D: “*avenue canyon*” con H/W minore di 0.5, con traffico pesante caratterizzato da una densità di 26 ± 1 veicoli min^{-1} (7.7% veicoli pesanti, tipicamente bus per il trasporto scolastico) e da una velocità media di circa 30-40 km h^{-1} .

Inoltre, i livelli di concentrazione di *background* delle particelle sono stati misurati in un sito distante dalle strade trafficate.

Gli strumenti utilizzati per caratterizzare le distribuzioni e le concentrazioni totali delle particelle in termini di numero, area superficiale e massa sono:

- due contatori a condensazione CPC 3775 in grado di misurare la concentrazione totale delle particelle fino a un diametro di 4 nm;
- un Fast Mobility Particle Sizer™ (TSI Model 3091 FMPS) in grado di misurare mediante tecniche elettriche, la distribuzione dimensionale e la concentrazione totale delle particelle in un intervallo di 5.6-560 nm;
- un APS 3321, che misura la distribuzione in numero e la concentrazione totale delle particelle nell'intervallo di 0.5-20 μm .

Tabella 1: Concentrazioni totali medie (10 min) di particelle in termini di numero, area superficiale e PM_{10} misurate durante la campagna sperimentale per ogni punto di campionamento.

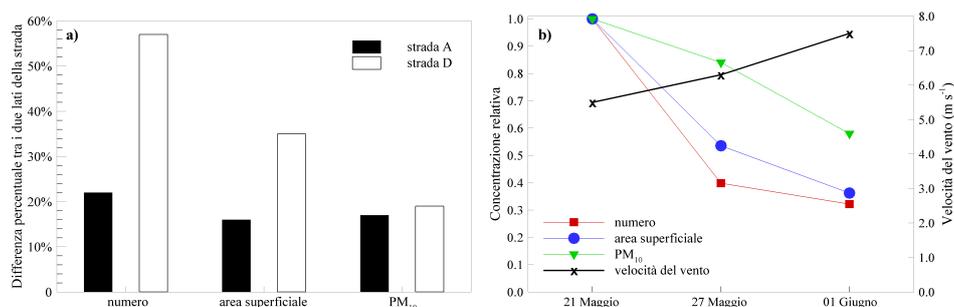
| strada | Dir. del vento | Vel. vento ($m\ s^{-1}$) | Conc. media numero (part. cm^{-3}) | Conc. media area superficiale ($\mu m^2\ cm^{-3}$) | Conc. media PM_{10} ($\mu g\ m^{-3}$) | Lato strada | Conc. media numero per lato (part. cm^{-3}) | Conc. media area superficiale per lato ($\mu m^2\ cm^{-3}$) | Conc. media PM_{10} per lato ($\mu g\ m^{-3}$) |
|----------------|----------------|----------------------------|---------------------------------------|--|---|---------------|--|---|--|
| A ₁ | SE | 6.3 | 2.2×10^4 | 3.6×10^2 | 30.6 | Solo lato Sud | | | |
| A ₂ | SSE | 6.4 | 3.8×10^4 | 5.1×10^2 | 32.3 | N | 3.0×10^4 | 4.3×10^2 | 26.4 |
| | | | | | | S | 4.5×10^4 | 6.0×10^2 | 38.2 |
| A ₃ | SSE | 6.4 | 3.1×10^4 | 4.2×10^2 | 25.8 | N | 2.8×10^4 | 4.0×10^2 | 25.5 |
| | | | | | | S | 3.4×10^4 | 4.4×10^2 | 26.1 |
| B | SE | 5.6 | 7.9×10^4 | 6.7×10^2 | 40.1 | E | 5.4×10^4 | 3.0×10^2 | 26.8 |
| | | | | | | O | 1.0×10^5 | 1.0×10^3 | 53.4 |
| | SSO | 5.5 | 1.3×10^4 | 2.7×10^2 | 21.2 | E | 1.2×10^4 | 2.4×10^2 | 18.8 |
| | | | | | | O | 1.4×10^4 | 3.0×10^2 | 23.6 |
| C | SSE | 8.2 | 1.8×10^4 | 2.7×10^2 | 26.4 | Solo lato Est | | | |
| | SSO | 8.5 | 2.0×10^4 | 2.8×10^2 | 21.4 | E | 3.0×10^4 | 3.5×10^2 | 25.0 |
| | | | | | | O | 9.5×10^3 | 2.1×10^2 | 17.8 |
| D | SSO | 15.0 | 2.1×10^4 | 3.7×10^2 | 45.0 | N | 1.4×10^4 | 3.1×10^2 | 43.2 |
| | | | | | | S | 2.8×10^4 | 4.4×10^2 | 46.7 |
| | SSO | 8.3 | 1.5×10^4 | 1.6×10^2 | 12.1 | N | 9.3×10^3 | 1.1×10^2 | 7.9 |
| | | | | | | S | 2.0×10^4 | 2.0×10^2 | 16.2 |
| Background | | | 5.8×10^3 | 7.9×10^1 | 23.9 | | | | |

Durante ogni campionamento, i veicoli che percorrevano le strade analizzate sono stati contati e registrati attraverso una telecamera, mentre i parametri meteo-climatici sono stati monitorati attraverso la stazione microclimatica *Davis Vantage Pro*. Il flusso d'aerosol è stato campionato ad un'altezza di 1.5 m, simulando percorsi dei pedoni di 10 min nel microambiente urbano. Per confrontare le concentrazioni di particelle misurate lungo le diverse strade, in Tabella 1 sono riportate le concentrazioni in termini di numero, area superficiale e PM_{10} , per ciascun sito di campionamento, normalizzate rispetto ad una densità di traffico di 10 veicoli min^{-1} .

5 Risultati e discussioni

Dalla Tabella 1 i valori più elevati in termini di numero, area superficiale e massa sono relativi ai due *street canyons* (strada A e B), dove la ventilazione è ridotta dalla presenza degli edifici circostanti (*effetto canyon*). Lo *street canyon* A è caratterizzato da una direzione predominante del vento perpendicolare rispetto alla strada. In tal caso, il campo di moto della massa d'aria viene disturbato dalla presenza di alti edifici provocando la formazione di un vortice all'interno del *canyon* stesso. Infatti, contrariamente ad un *avenue canyon*, dove la velocità del vento a livello della strada è fortemente influenzata da quella indisturbata, in uno *street canyon* il vortice principale forma una specie di tappo, provocando così, condizioni di flusso stagnante. L'*avenue canyon* D mostra valori più bassi rispetto agli *street canyons* (A e B). Tale strada D è una strada ampia e l'altezza degli edifici non è sufficiente ad evitare la dispersione delle particelle. In questo caso i tempi di residenza delle particelle in prossimità delle zone di emissione sono più brevi rispetto a quelli degli *street canyons*. Come mostrato dai risultati di simulazioni numeriche con tecniche CFD, nei *canyons* più ampi si forma un vortice principale dalla forma allungata. La direzione del vento a livello della strada si oppone alla direzione del flusso di vento indisturbato determinando significative differenze tra i due lati della strada, come riportato in Tabella 1.

Figura 1: a) Differenze percentuali tra le concentrazioni in numero, area superficiale e PM10 sui due lati delle strade A e D caratterizzate da vento perpendicolare; b) Concentrazioni relative in numero, area superficiale e PM10 lungo la strada A in funzione della velocità del vento.



In Figura 1a sono riportate le differenze percentuali della concentrazione totale delle particelle in numero, area superficiale e PM₁₀ sui due lati delle

strade caratterizzate dal vento perpendicolare: A (*street canyon*) e D (*avenue canyon*). La strada D mostra differenze più elevate nella concentrazione in numero ed area superficiale rispetto a quelle dello *street canyon* (strada A) dove la diluizione è limitata, mentre, in termini di PM₁₀ anche la strada D mostra differenze minime. Infatti, le concentrazioni in massa delle particelle si disperdono in modo più uniforme nei luoghi aperti.

Per valutare correttamente l'effetto della velocità del vento sull'esposizione alla concentrazione in microambienti urbani sono stati scelti i soli dati di misure condotte lungo lo *street canyon* A e caratterizzate da direzioni del vento simili. I dati in Figura 1b rappresentano i valori medi delle misure sui due lati della strada A normalizzati rispetto ad una densità di traffico di 10 veicoli min⁻¹. I risultati ottenuti mostrano che in presenza di velocità del vento più elevate, l'effetto di ventilazione nello *street canyon* è più significativo e porta ad una riduzione delle concentrazioni; risultati analoghi sono stati riscontrati anche in altre attività di ricerca.

In Tabella 2 sono confrontate le concentrazioni totali medie delle particelle, in termini di numero, area superficiale e PM₁₀, misurate lungo i tre tratti della strada A (lato sud). I valori più bassi, misurati nel primo tratto della strada (A₁) possono essere ricondotti alla maggiore ventilazione tipica di questo tratto caratterizzato da aperture sulle pareti e da altezze diverse degli edifici. Tuttavia, a parità di geometria tra il tratto A₂ e A₃, nel tratto A₂ i valori di concentrazione risultano essere più alti: ciò è riconducibile all'effetto traffico. Infatti il tratto A₂ è caratterizzato dal traffico maggiormente congestionato, con veicoli che si fermano e ripartono continuamente e che quindi, presentano fattori di particelle più elevati. Al contrario, il tratto A₃ della strada è caratterizzato da una condizione di traffico meno congestionato rispetto alla precedente, in questo tratto i veicoli riprendono la loro velocità di crociera e determinano emissioni inferiori di particelle.

Inoltre, in Tabella 2 sono mostrate le concentrazioni medie di PM misurate lungo un percorso a piedi che comprende la strada A (A₁, A₂ e A₃, lato sud) e la strada C (lato est). I tratti A₁ e A₂, in cui il traffico è più congestionato che in altri, sono caratterizzati da una più elevata percentuale della frazione in

massa delle particelle sub micrometriche, infatti, il PM_{10} rappresenta la frazione in massa tipica della combustione. Al contrario, il tratto A_3 e la strada C sono caratterizzati da una più bassa percentuale di PM_{10} e da un'elevata frazione grossolana $PM_{2.5-10}$. Il flusso di traffico, la velocità più sostenuta lungo queste strade, probabilmente determina la risospensione delle particelle dal manto stradale (risospensione da traffico), infatti le particelle grossolane tendono a risospendersi più facilmente di quelle fini a causa del vento e del traffico stesso.

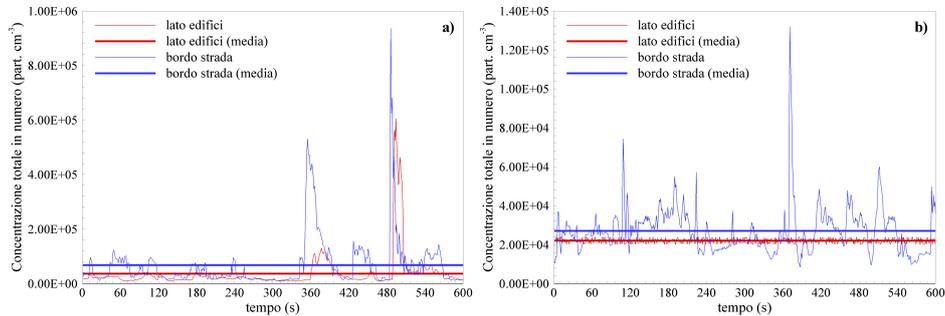
| | A_1 | A_2 | A_3 | C |
|----------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| N (part. cm^{-3}) | 2.2×10^4 | 4.3×10^4 | 1.5×10^4 | 1.8×10^4 |
| S ($\mu m^2 cm^{-3}$) | 3.6×10^2 | 6.7×10^2 | 2.6×10^2 | 2.7×10^2 |
| PM_{10} ($\mu g m^{-3}$) | 30.6 | 50.6 | 21.6 | 26.4 |
| $PM_{2.5}$ ($\mu g m^{-3}$) | 25.2 | 41.4 | 16.5 | 19.8 |
| PM_1 ($\mu g m^{-3}$) | 22.8 | 38.1 | 14.3 | 17.2 |
| $PM_{1.0-10}$ ($\mu g m^{-3}$) | 7.8 | 12.5 | 7.3 | 9.2 |
| $PM_{2.5-10}$ ($\mu g m^{-3}$) | 5.4 | 9.2 | 5.1 | 6.6 |
| $PM_{1.0}/PM_{10}$ | 75% | 75% | 66% | 65% |
| $PM_{2.5-10}/PM_{10}$ | 18% | 18% | 24% | 25% |

Tabella 2: Concentrazioni totali medie lungo un percorso costituito dai tratti A_1 , A_2 , A_3 (lato sud) e C (lato est). Direzione media del vento: S; velocità media del vento: $6.3 m s^{-1}$

Per valutare il decadimento della concentrazione di polveri in emissione da traffico veicolare sono state condotte misure sia a bordo strada che in prossimità degli edifici sulla strada C in maniera simultanea con due contatori (CPC 3775). Lungo il lato est della strada, in condizione di direzione del vento da SSO (Figura 2a), il vento tende a trasportare le particelle dalla strada verso gli edifici, pertanto, il trend della concentrazione misurato in prossimità degli edifici (posti circa a 5 m dalla strada), risente fortemente della sorgente emissiva. In particolare, vicino gli edifici si riscontrano gli stessi picchi di concentrazione misurati a bordo strada semplicemente diluiti e leggermente spostati nel tempo. Invece, lungo il lato ovest, in condizione di direzione del vento dagli edifici verso la strada (SSO), (Figura 2b), la concentrazione a bordo strada, raggiunge picchi più bassi rispetto al primo caso e, inoltre, ai picchi di concentrazione a bordo strada non corrispondono

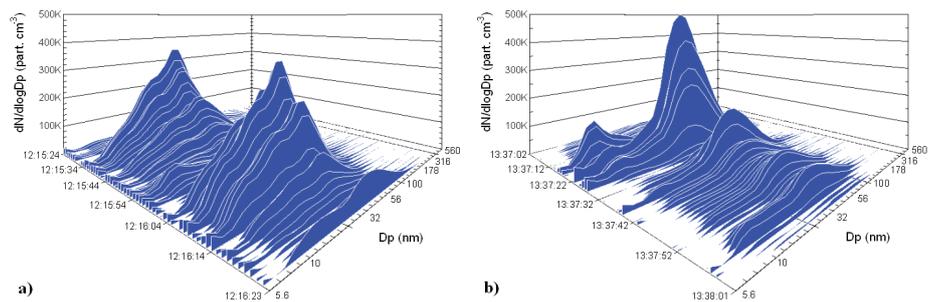
altrettanti picchi in prossimità degli edifici: il trasporto diffusivo delle particelle è trascurabile rispetto al fenomeno di trasporto convettivo.

Figura 2: Serie temporali di concentrazioni totali in numero di particelle sulla strada C: a) vento diretto dal bordo strada verso gli edifici, b) vento diretto dagli edifici verso il bordo strada.



Le distribuzioni in numero, misurate attraverso lo spettrometro FMPS 3091 lungo le strade A, C e D, mostrano una moda principale compresa tra 30-40 nm, tipica di un traffico costituito da una elevata percentuale di veicoli diesel, e una seconda moda, meno importante, intorno ai 20 nm, tipica delle emissioni dei veicoli a benzina.

Figura 3: Evoluzione delle distribuzioni in numero lungo le strade: a) A; b) D.



Le evoluzioni temporali delle distribuzioni dimensionali misurate con una frequenza di campionamento di 1 s lungo due strade (A e D) con lo spettrometro FMPS 3091 mostrano che la moda si mantiene tra 30-40 nm ma che la concentrazione totale in numero può variare sostanzialmente al passaggio di un veicolo pesante: ciò conferma ulteriormente che la diluizione è il principale processo termodinamico che condiziona la distribuzione dimensionale delle particelle appena emesse. L'evoluzione temporale delle distribuzioni dello *street canyon* A (Figura 3a) mostra la bassa ventilazione

tipica degli *street canyons* poiché il picco di distribuzione relativo al passaggio di un veicolo pesante impiega circa 15 s per riportarsi ai valori di concentrazione tipici del traffico leggero, mentre, nel caso dell'*avenue canyon D* (Figura 3b), impiega solo 4 s.

Conclusioni

I dati delle misure della campagna sperimentale mostrano che la geometria della strada è uno dei principali parametri di influenza dell'esposizione urbana. In particolare gli *streets canyon* tendono a diminuire il fenomeno della ventilazione rispetto a strade più ampie in cui la velocità del vento all'interno della strada è fortemente influenzata da quella indisturbata. Le maggiori condizioni di ventilazione delle strade più ampie favoriscono il decadimento dei picchi di concentrazione dovuti al passaggio di veicoli pesanti in tempi molto più brevi rispetto alle condizioni stagnanti tipiche degli *streets canyon*. Unitamente alle caratteristiche microclimatiche, topografiche e di emissione, l'esposizione è fortemente influenzata dal percorso scelto dai pedoni. Infatti, camminando in prossimità della sorgente emissiva (a bordo strada) ci si espone ad una concentrazione media doppia rispetto ad un percorso prossimo agli edifici. Peraltro, camminare vicino gli edifici significa essere meno esposti alle concentrazioni intense di breve durata, che risultano, invece, molto alte a bordo strada.

WP3. l'individuazione nella città di Cassino di criticità all'interno dell'area urbana in termini di esposizione alle polveri ultrafini,

Descrizione del sito e della metodologia di misura

La campagna sperimentale è stata effettuata nel periodo Dicembre 2014 - Luglio 2015 a Cassino, ($41^{\circ}30'0''N - 13^{\circ}50'0''$), città di media grandezza sita nel centro Italia.

Nella campagna sperimentale sono state considerate cinque strade diverse per geometria, densità e velocità del traffico, al fine di mettere in luce come

l'effetto *canyon*, l'effetto vento e l'effetto traffico possano influenzare i livelli di esposizione:

Strada A (*G. Di Biasio*): strada con traffico scorrevole caratterizzato da una densità di 16 ± 2 veicoli min^{-1} e da una velocità media di circa 30-40 km h^{-1} . La strada può essere considerata un “*wide canyon*” caratterizzata da grandi aperture sulle pareti.

Strada B (*Corso della Repubblica*): “*street canyon*” con un fattore di forma (H/W) circa pari a 1.2 veicoli min^{-1} , caratterizzato da un traffico congestionato con una densità di 9 ± 3 veicoli min^{-1} ;

Strada C (*Viale Dante*): “*street canyon*” con H/W circa pari a 1.3, con traffico lento caratterizzato da una densità di 7 ± 2 veicoli min^{-1} ;

Strada D (*E. De Nicola*): “*street canyon*” con H/W circa pari a 0.85 con una densità di traffico pari a 8 ± 2 veicoli min^{-1} e caratterizzata da un'ampia apertura di 19 m sul lato nord;

Strada E (*Riccardo da San Germano*): “*street canyon*” con H/W circa pari a 1.1 con una densità di traffico pari a 11 ± 2 veicoli min^{-1} .

Le strade B, C e D sono state ulteriormente ripartite in più tratti per esigenze di misura, ovvero per la necessità di effettuare misure pseudo-stazionarie lungo il percorso prescelto. Inoltre, i livelli di concentrazione di *background* delle particelle sono stati misurati in un sito distante dalle strade trafficate. In Tabella 3 Sono riportate le caratteristiche delle strade e i relativi valori di densità del traffico.

Gli strumenti utilizzati per caratterizzare le distribuzioni e le concentrazioni totali delle particelle in termini di numero, area superficiale e massa sono:

- un miniclassificatore “Discmini” (Matter Aerosol AG, Svizzera) con risoluzione temporale di 1 secondo in grado di misurare la concentrazione in numero, area superficiale e il diametro medio delle particelle;
- due DustTrak™ DRX Aerosol Monitor Modello 8533-8534 (TSI Incorporated, St. Paul, MN, USA), in grado di misurare le diverse frazioni in massa di particolato ($\text{PM}_{2.5}$, PM_{10}) con risoluzione temporale di 1 secondo. Questo strumento opera in base alla tecnica di diffusione della luce, in cui la quantità di luce diffusa è proporzionale

alla concentrazione dell'aerosol. I valori ottenuti, cioè i PM misurati, sono stati corretti rispetto ai valori gravimetrici. Lo strumento è stato calibrato per l'aerosol specifico studiato all'inizio della campagna sperimentale;

- un sistema di localizzazione satellitare GPS (Global Positioning System) con il quale è stato possibile ricostruire il percorso stradale effettuato;
- un contatore a condensazione CPC 3775 in grado di misurare la concentrazione totale delle particelle fino a un diametro di 4 nm;
- un misuratore NSAM (TSI Model 3550) che misura l'area superficiale depositata nelle regioni tracheo-bronchiale e alveolare.

Durante ogni campionamento, i veicoli che percorrevano le strade analizzate sono stati contati e registrati attraverso una telecamera, mentre i parametri meteo-climatici sono stati monitorati attraverso la stazione meteorologica situata in prossimità del sito di background. Le misure di distribuzioni in numero, area superficiale e massa e le relative concentrazioni totali sono state eseguite, lungo le strade selezionate, ponendo la strumentazione su un mezzo mobile e campionando il flusso di aerosol ad un'altezza di 1.2 m. I campionamenti sono stati condotti trasportando la strumentazione lungo le strade d'interesse, simulando i percorsi dei pedoni nel microambiente urbano. È stato individuato un unico percorso ripetuto per un numero di volte al fine di includere differenti condizioni meteo-climatiche e di traffico incidenti. I dati, raccolti, sono stati analizzati effettuando, innanzitutto, il test sulla verifica della distribuzione normale degli stessi (Test Shapiro-Wilk). Poiché i dati ottenuti non rispettavano l'ipotesi di gaussianità, si è proceduto con un test non parametrico e il relativo post-hoc test (Test Kruskal-Wallis).

Tabella 3 Sintesi delle caratteristiche delle strade in esame

| Street name | Speed limit | Configuration | traffic density (vehicles min ⁻¹) |
|-----------------------------|-------------|-----------------------|---|
| Di Biasio (A) | 50 km/h | 1 lane - wide canyon | 16±2 |
| Corso della Repubblica (B) | 50 km/h | 2 lanes-street canyon | 9±3 |
| Viale Dante (C) | 50 km/h | 2 lanes-street canyon | 7±2 |
| E.De Nicola (D) | 50 km/h | 1 lane-street canyon | 8±2 |
| Riccardo da San Germano (E) | 50 km/h | 1 lane-street canyon | 11±2 |

Risultati e discussioni

Dalla Tabella 4 si può notare una variazione delle concentrazioni in termini di numero, massa e area superficiale per le diverse strade e per i diversi giri

nei giorni di misura effettuati. I valori più elevati in termini di concentrazione in numero, massa ed area superficiale e valori di background si sono registrati nel periodo invernale a differenza del periodo estivo caratterizzato da bassi valori.

Concentrazione media in numero (inverno): 3.3×10^4 pt/cm³

Concentrazione media in numero background (inverno): 1.4×10^4 pt/cm³

Concentrazione media in numero (estate): $2,3 \times 10^4$ pt/cm³

Concentrazione media in numero background (estate): $1,05 \times 10^4$ pt/cm³.

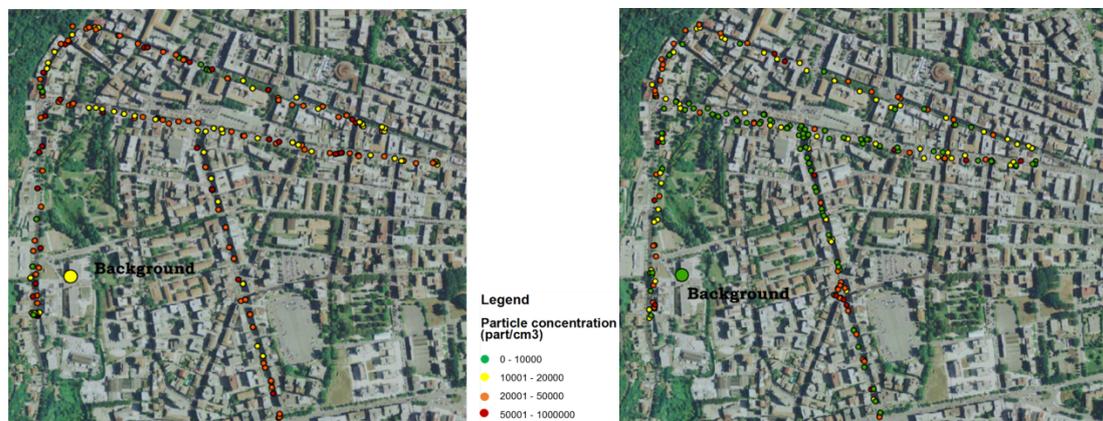
Altri studi hanno riportato risultati simili, ovvero picchi durante i mesi freddi e valori minimi durante la stagione estiva. Ciò è stato attribuito al cosiddetto fenomeno dell'inversione termica che si sviluppa durante le ore serali e notturne.

Tabella 4 Concentrazioni totali medie di particelle in termini di numero, area superficiale e PM₁₀ misurate durante la campagna sperimentale per ogni giro di campionamento

| Date | Run | Starting Hour | Wind speed (ms ⁻¹) | Wind direction | Temperature (°C) | Relative Humidity (%) | Nback | N giro (#/cm ³) | Sback | S giro (µm ² cm ⁻³) | PM10 back | PM10 giro (µg m ⁻³) |
|------------|-----|-------------------|--------------------------------|----------------|------------------|-----------------------|-------|-----------------------------|-------|--|-----------|---------------------------------|
| 27/01/2015 | 1 | 10:41-11:34 | 1,1 | SSE | 7 | 62 | 15178 | 35646 | 69,5 | 96,6 | - | 24,9 |
| | 2 | 11:37-12:32 | 1 | SSE | 9 | 54 | 13362 | 32859 | 69,1 | 90,5 | - | 37,0 |
| | 3 | 14:07-14:56 | 1,8 | SSW | 11 | 47 | 11587 | 22157 | 69,5 | 79,6 | - | 11,5 |
| | 4 | 15:00-15:49 | 1,2 | SSW | 11 | 47 | 14301 | 46645 | 69,5 | 63,5 | - | 16,4 |
| 19/02/2015 | 1 | 11:14-12:09 | 2,14 | S | 8 | 98 | 14805 | 27894 | 67,5 | 83,1 | 14,4 | 15,5 |
| | 2 | 12:13-13:00 | 1,7 | S | 9 | 98 | 15910 | 32423 | 67,5 | 85,0 | 11,5 | 12,4 |
| 05/05/2015 | 1 | 10:16:02-11:18:52 | 0,3 | S | 23 | 64 | 18453 | 34815 | 61,1 | 107,2 | 14,4 | 22,6 |
| 14/05/2015 | 1 | 10:19:50-11:26:03 | 0,2 | NNW | 23 | 67 | 7620 | 19800 | 31,8 | 61,5 | 11,9 | 18,9 |
| 24/06/2015 | 1 | 11:17:59-12:29:33 | 1,8 | SE | 27 | 56 | 10441 | 21735 | 26,0 | 62,6 | - | 7,5 |
| 25/06/2015 | 1 | 10:16-11:29 | 3 | S | 25 | 53 | 12721 | 24805 | 25,3 | 59,4 | - | 6,07 |
| | 2 | 15:19-16:22 | 3,2 | SSW | 30 | 34 | 12830 | 17806 | 19,0 | 41,0 | - | 15 |
| 29/06/2015 | 1 | 10:04-11:03 | 2,9 | SSE | 26 | 55 | 8819 | 20372 | 34,0 | 59,5 | - | 8,5 |

Al fine di determinare i cosiddetti punti “hot-spot” e facilitare la lettura e l’interpretazione dei dati, e a conferma di quanto suddetto, i risultati ottenuti in termini di concentrazione in numero, massa e area superficiale sono stati opportunamente integrati nel Geographic Information System (GIS). Tali

mappe di concentrazione rendono immediatamente visibili i gradienti di esposizione alle polveri nelle diverse strade in particolare in termini di concentrazione in numero di particelle. In basso sono riportate due mappe di concentrazione rispettivamente relative al periodo invernale ed estivo.



In tabella 5 e 6 sono riportati i valori medi di concentrazione in termini di numero, massa e area superficiale relativi ai due lati di ciascuna strada, nei due periodi stagionali. Si differenziano per la direzione principale del vento, Nord - Nord Ovest e Sud - Sud Est, rispettivamente. I valori di background sono molto bassi in quanto ottenuti attraverso un campionamento in una posizione lontana da traffico o fonti di emissione. Diversi parametri sono stati presi in considerazione, come la direzione del vento, la velocità del vento, la modalità di traffico e la configurazione geometrica. In entrambi i casi, i valori più elevati in termini di numero e area superficiale sono stati misurati lungo la strada D ed E, in cui il campo di moto della massa d'aria viene disturbato dalla presenza di alti edifici provocando la formazione di un vortice all'interno del *canyon* stesso. Infatti, contrariamente ad un *avenue canyon*, dove la velocità del vento a livello della strada è fortemente influenzata da quella indisturbata, in uno *street canyon* il vortice principale forma una specie di tappo, provocando così, condizioni di flusso stagnanti (Scungio et al, 2013;.. Vardoulakis et al, 2003).

Per la strada E, concentrazioni leggermente superiori sono state trovate nella parte sottovento. Ciò è dovuto probabilmente all'accumulo di inquinanti convogliati localmente dal singolo vortice provocato dalla direzione del vento, perpendicolare alla strada.

Tabella 5 Concentrazioni medie totali in termini di numero area superficiale e PM10 misurate durante la campagna sperimentale estiva (14/05/2015) NNW.

| Street | Street side | Average total particle number concentration (part cm ⁻³) | Average total particle surface area concentration (µm ² cm ⁻³) | Average PM ₁₀ concentration (µg m ⁻³) |
|------------|-------------|--|---|--|
| A | East | 1,62×10 ⁴ | 5,55×10 ¹ | 15,7 |
| | West | 6,07×10 ⁴ | 1,49×10 ² | 17,5 |
| B1 | North | 7,88×10 ³ | 2,97×10 ¹ | 21,7 |
| | South | 1,05×10 ⁴ | 3,64×10 ¹ | 11,1 |
| B2 | North | 1,38×10 ⁴ | 4,32×10 ¹ | 45,9 |
| | South | 2,35×10 ⁴ | 6,86×10 ¹ | 27,6 |
| C1 | East | 1,37×10 ⁴ | 5,67×10 ¹ | 23,5 |
| | West | 1,05×10 ⁴ | 3,99×10 ¹ | 15,2 |
| C2 | East | 2,95×10 ⁴ | 5,52×10 ¹ | 13,1 |
| | West | 1,74×10 ⁴ | 8,97×10 ¹ | 15,2 |
| D1 | South | 2,65×10 ⁴ | 7,31×10 ¹ | 21,0 |
| | North | 2,39×10 ⁴ | 4,98×10 ¹ | 16,4 |
| D2 | North | 1,87×10 ⁴ | 6,68×10 ¹ | 10,0 |
| | South | 1,64×10 ⁴ | 8,16×10 ¹ | 11,1 |
| E | West | 3,55×10 ⁴ | 7,61×10 ¹ | 21,9 |
| | East | 2,00×10 ⁴ | 3,64×10 ¹ | 12,2 |
| Background | | 7,62×10 ³ | 3,18×10 ¹ | 11,9 |

Tabella 6 Concentrazioni medie totali in termini di numero area superficiale e PM10 misurate durante la campagna sperimentale invernale (27/01/2015) SSE.

| Street | Street side | Average total particle number concentration (part cm ⁻³) | Average total particle surface area concentration (µm ² cm ⁻³) | Average PM ₁₀ concentration (µg m ⁻³) |
|--------|-------------|--|---|--|
| A | West | 2,39×10 ⁴ | 88,8 | 19,1 |
| | East | 6,27×10 ⁴ | 174,4 | 33,7 |
| B1 | North | 2,05×10 ⁴ | 82,0 | 28,6 |
| | South | 4,05×10 ⁴ | 134,9 | 26,6 |
| B2 | North | 2,88×10 ⁴ | 106,0 | 16,4 |
| | South | 2,38×10 ⁴ | 102,4 | 26,5 |
| C1 | East | 3,08×10 ⁴ | 129,3 | 31,1 |
| | West | 4,21×10 ⁴ | 150,6 | 27,4 |
| C2 | East | 2,67×10 ⁴ | 113,4 | 30,0 |
| | West | 3,55×10 ⁴ | 137,2 | 30,6 |
| D1 | South | 4,02×10 ⁴ | 83,1 | 16,1 |

| | | | | |
|-------------------|-------|--------------------------------------|-------------|-------------|
| | North | $6,08 \times 10^4$ | 141,6 | 19,6 |
| D2 | North | $2,29 \times 10^4$ | 72,9 | 23,3 |
| | South | $2,60 \times 10^4$ | 119,0 | 26,1 |
| E | West | $5,04 \times 10^4$ | 139,7 | 17,6 |
| | East | $2,39 \times 10^4$ | 88,8 | 25,6 |
| <u>Background</u> | | <u>$1,52 \times 10^4$</u> | <u>69,5</u> | <u>11,5</u> |

Analisi statistica: I dati acquisiti, durante la campagna sperimentale, sono stati analizzati al fine di determinare differenze significative tra i valori medi di background e i valori medi raccolti lungo il percorso prescelto. Ciò ha rilevato enormi differenze tra le strade, costituenti il percorso, in termini di concentrazione in numero, mostrando una differenza meno pronunciata per quanto riguarda le concentrazioni in massa.

Le differenze risultano essere maggiori nel periodo invernale, diminuiscono all'aumentare della taglia dimensionale e per N diminuiscono all'aumentare del numero di giri (run) che si effettua nell'arco della giornata.

Le misure sono state effettuate adoperando degli strumenti con un tempo di risoluzione pari a 1s. Questo è fondamentale, soprattutto per le misure di PM10, in quanto facendo le misure al minuto dal test non viene rilevata alcuna differenza significativa, al contrario se si vanno a confrontare dati provenienti da una misura al secondo. Causa di ciò la frequenza a cui si viene a manifestare il fenomeno, per cui è indispensabile scegliere un tempo di risoluzione degli strumenti adeguato.

Conclusioni

La raccolta dei livelli di esposizione attraverso le piattaforme mobili, con i dati meteo-climatici e di traffico, consentirà di progettare o definire la posizione di un limitato numero di stazioni di campionamento fisse (FSS) che permetteranno di ottenere una informazione esaustiva sui livelli di esposizione in città. Tutto questo consentirà di realizzare un nuovo sistema di monitoraggio della qualità dell'aria: una rete di misurazione composta da stazioni di campionamento fisse, correttamente posizionate in tutta la città,

per creare mappe di inquinamento ad alta risoluzione spaziale in tutta l'area urbana, senza l'aiuto di strumenti di telefonia mobile.

Bibliografia

1. Directive 2008/50/EC of The European Parliament and of The Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. L 152/1, Official Journal of the European Union;
2. Morawska, L., Keogh, D.U., Thomas, S.B., Mengersen, K.L., Modality in ambient particle size distributions and its potential as a basis for developing air quality regulation. *Atmospheric Environment* 2008, 42 (7), 1617–1628;
3. Gulliver, J., Briggs, D.J., Personal exposure to particulate air pollution in transport microenvironments. *Atmospheric Environment* 2004, 38, 1–8;
4. Kaur, S., Nieuwenhuijsen, M.J., Colvile, R., Fine particulate matter and carbon monoxide exposure concentrations in urban street transport microenvironments. *Atmospheric Environment* 2007, 41, 4781–810.
5. Dane Westerdahl, Scott Fruin, Todd Saxb, Philip M. Fine, Constantinos Sioutas, Mobile platform measurements of ultrafine particles and associated pollutant concentrations on freeways and residential streets in Los Angeles. *Atmospheric Environment* 2005;
6. Scungio, M., Arpino, F., Stabile, L., Buonanno, G., 2013. Numerical Simulation of Ultrafine Particle Dispersion in Urban Street Canyons with the Spalart-Allmaras Turbulence Model. *Aerosol and Air Quality Research* 13, 1423–1437.
7. Vardoulakis, S., Fisher, B.E.A., Pericleous, K., Gonzalez-Flesca, N., 2003. Modelling air quality in street canyons: A review. *Atmospheric Environment* 37, 155-182.

WP4. la valutazione dell'incidenza dei contributi indoor e outdoor all'esposizione giornaliera alle polveri ultrafini per classi di età particolarmente critiche (ad esempio bambini).

WP4 In questa fase gli obiettivi principali dell'attività di studio sono stati: i) fornire informazioni quantitative sui livelli di UFP (compreso il numero di particelle e concentrazioni di area superficiale e la distribuzione delle dimensioni), in più di 20 micro-ambienti senza fumatori a Cassino, (dai dati dell'indagine di misura sono stati ottenute le concentrazioni medie); ii)

stimare la concentrazione giornaliera in numero di particelle l'area superficiale alveolare tracheobronchiale depositata per le persone di diverse fasce di età in base ai modelli di tempo delle attività riportati in Bastone et al. (2003; 2006), Soggiu et al. (2005; 2010) e ISFORT (2010), che rappresentano modello italiano dell'attività umana; e iii) determinare i profili di esposizione di persone rispetto a diversi modelli di mobilità e di comportamento, in particolare mettendo a confronto lo stile di vita delle persone che vivono nel Nord e Centro-Sud Italia. Quindi, queste misure rappresentano uno studio basato sulla popolazione: i risultati sono molto diversi tra gli individui presi in considerazione, soprattutto quando considerati dentro e fuori gli ambienti stradali.

2. Metodologia

Per poter valutare la frazione quotidiana di particelle di aerosol depositato nel tratto tracheobronchiale ed alveolare, sono stati considerati i seguenti aspetti: i) accoppiamento fra i luoghi in cui ogni persona esposta passa il tempo con il tempo medio trascorso in ogni sede, ii) la stima della distribuzione dimensionale del numero di particelle stimato in ciascuna posizione, iii) la selezione dei tassi di inalazione da utilizzare in funzione dell'età della popolazione esposta ed i corrispondenti livelli di attività specifiche, e iv) la frazione di particelle inalate depositate delle vie respiratorie respiratoria.

2.1 tassi di inalazione

Il tasso di inalazione in funzione delle diverse attività e gruppi di età sono riportati nella Tabella 7. Questi valori, adattati da EPA (2009) e CARB (1993), variano tra 0,3 m³ h⁻¹ per bambini e giovani che sono a riposo o letto, e 2 m³ h⁻¹ per gli adulti durante le attività sportive.

Tabella 7 – Inhalation rates ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$) as a function of activity and age group.

| Activities | Age (years) | | | | | |
|----------------------------|-------------|------|-------|-------|-------|------|
| | 1-5 | 6-10 | 11-18 | 19-40 | 41-65 | >65 |
| Sleeping and Resting | 0.31 | 0.31 | 0.36 | 0.36 | 0.41 | 0.41 |
| Sedentary activities | 0.42 | 0.42 | 0.45 | 0.45 | 0.49 | 0.49 |
| Walking (not along a road) | 0.58 | 0.58 | 0.60 | 0.60 | 0.63 | 0.63 |
| House cleaning | 0.62 | 0.62 | 0.64 | 0.64 | 0.67 | 0.67 |
| Cooking | 0.48 | 0.48 | 0.50 | 0.50 | 0.54 | 0.54 |
| Eating | 0.42 | 0.42 | 0.45 | 0.45 | 0.49 | 0.49 |
| Entertainment indoor | 0.91 | 0.91 | 0.94 | 0.94 | 1.01 | 1.01 |
| Entertainment outdoor | 0.91 | 0.91 | 0.94 | 0.94 | 1.01 | 1.01 |
| Sport indoor | 1.27 | 1.27 | 1.36 | 1.36 | 1.59 | 1.59 |
| Sport outdoor | 1.44 | 1.44 | 1.67 | 1.67 | 1.94 | 1.94 |
| Sedentary job | 0.42 | 0.42 | 0.45 | 0.45 | 0.49 | 0.49 |
| Non sedentary job | 0.91 | 0.91 | 0.94 | 0.94 | 1.01 | 1.01 |
| School | 0.42 | 0.42 | 0.45 | 0.45 | 0.49 | 0.49 |
| Studying | 0.42 | 0.42 | 0.45 | 0.45 | 0.49 | 0.49 |
| Playing indoor | 0.91 | 0.91 | 0.94 | 0.94 | 1.01 | 1.01 |
| Playing outdoor | 1.27 | 1.27 | 1.36 | 1.36 | 1.59 | 1.59 |
| Transportation | 0.58 | 0.58 | 0.60 | 0.60 | 0.63 | 0.63 |

2.2 deposizione frazionale in regioni del tratto respiratorio

Le proprietà delle particelle, la dimensione delle vie aeree e la respirazione sono tra i più importanti parametri necessari per valutare la frazione di particelle inalate che si depositano nel sistema respiratorio. Il modello della dosimetria della Commissione internazionale per la Radio Protezione (ICRP) è stato applicato dagli autori per stimare la deposizione alveolare e tracheobronchiale.

3. Risultati e analisi

3.1 modelli di attività di tempo giornaliera normalizzato

La Figura 4 mostra i modelli normalizzati delle attività quotidiane per il Nord e Sud Italia, e le corrispondenti deviazioni standard per ogni fascia di età e di genere, considerando le 21 attività. I gruppi di età presi in considerazione soprattutto impegnati in diverse primarie attività. Ad esempio, per la fascia di

età 1-5 anni, sonno e riposo, (1) attività sedentarie (2), mangiare (6) e intrattenimento (15-16) sono state le attività primarie. Per 6-10 e 11-18 anni, il contributo di tempo di studio per loro sono gli impegni primari. Nel caso delle femmine, un maggiore apporto di pulizia della casa (4) e cucina (5) è stato osservato per il Sud Italia che per il Nord Italia (che conferma l'influenza di uno stile di vita più tradizionale). Per gli adulti (18-41 e 41-65 anni), l'orario di lavoro fornisce un contributo importante per il modello di attività principale. I nostri risultati dell'indagine hanno mostrato che il tempo totale trascorso per attività al coperto, variava leggermente da individui di tutte le età, che vanno da 1.180 min (82%) per i maschi del Sud Italia al 1224 (85%) per le femmine in Nord Italia.

Il valore medio per il tempo totale trascorso a casa era di circa 1000 min (69%) e, in generale, le donne passano più tempo in casa (generalmente a casa) rispetto agli uomini. Questa differenza è dovuta principalmente ai diversi stili di vita e il clima tra Nord e Sud Italia. In funzione della fascia di età, i valori minimi per il tempo trascorso a casa sono stati trovati per il 19-40 anni vecchio gruppo. Il tempo totale trascorso con i mezzi era ragionevolmente costante e pari a circa 60-73 minuti (4-5%).

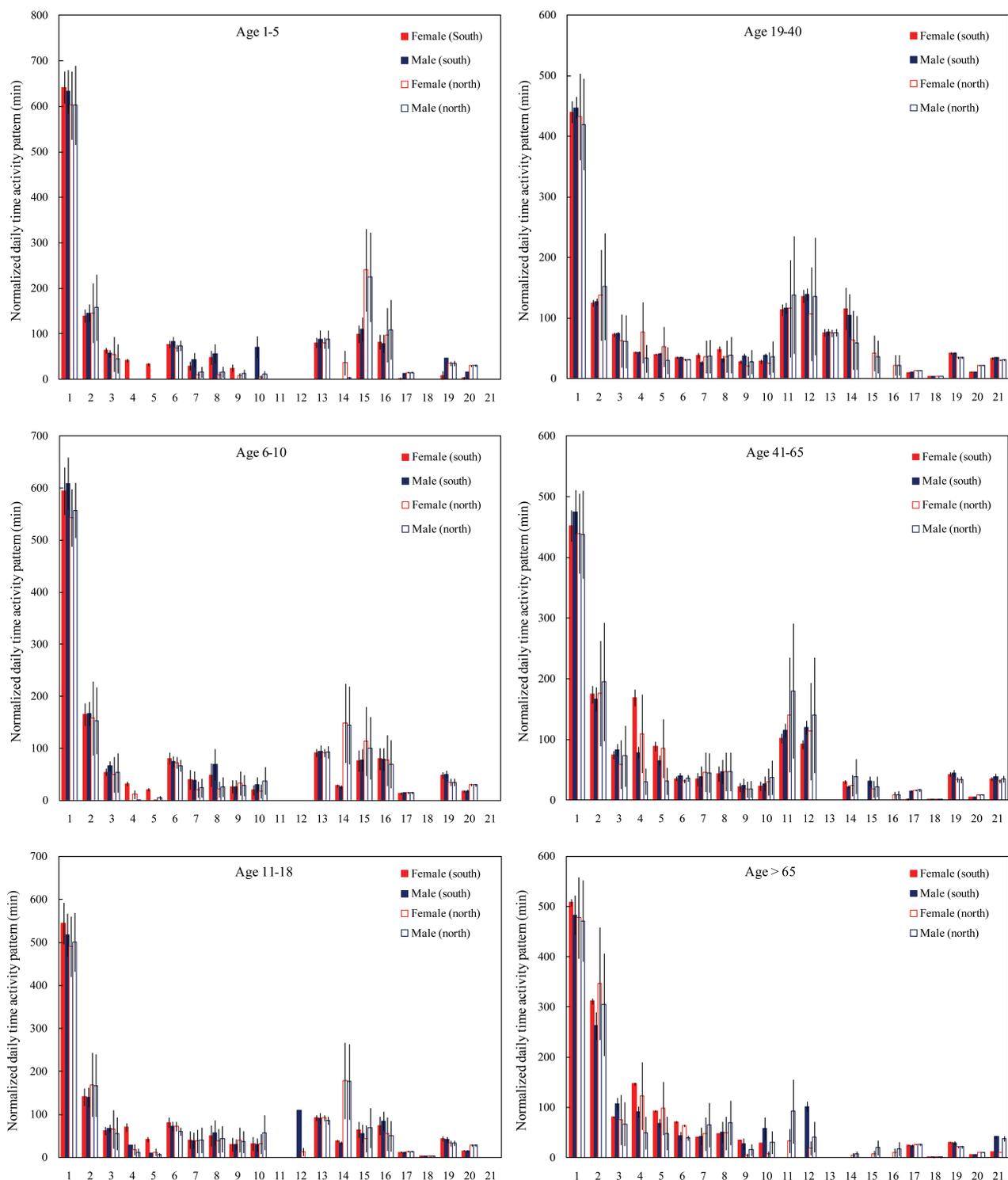


Figure 4 - Normalized daily time activity patterns for Northern and Southern Italy and corresponding standard deviations for each age group and gender, by considering the 21 activities: Sleeping & Resting (1), Sedentary activities (2), Walking through different indoor microenvironment (3), House cleaning (4), Cooking (5), Eating (6), Hobbies indoor (7), Hobbies outdoor (8), Sport indoor (9), Sport outdoor (10), Sedentary job (11), Non sedentary job (12), School (13), Studying (14), Entertainment indoor (15), Entertainment

outdoor (16), Walking or bicycle (17), Motorbike (18), Car (19), Bus (20), Restaurants and pizzerias (21).

3.2 numero di particelle e area superficiale depositato nella zona alveolare e tracheobronchiale

Nella Figura 5, sono riportate la media giornaliera alveolare e tracheobronchiale del numero di particelle e l'area superficiale depositata con le corrispondenti deviazioni standard, prendendo in considerazione età, sesso e posizione (Nord e Sud Italia). Non ci sono dati per i maschi e femmine di età inferiore ad 1 anno dal nord del paese, sia per il numero e la superficie alveolare quotidiano depositata, così come per la deposizione tracheobronchiale giornaliera corrispondente.

I valori evidenziano una dose leggermente superiore per le persone che vivono nel Sud Italia (rispetto al nord Italia), e per le femmine (rispetto ai maschi). Tuttavia, queste differenze sono inferiori alle corrispondenti deviazioni standard e, quindi, devono essere considerate come non significativi. Un altro punto degno di nota è il generale aumento della dose dalla fascia più giovane (1-18 anni) e le persone più anziane (19-65 anni), con una diminuzione della dose per le persone > 65 anni). La ragione principale di questo a meno a che fare con le differenze tra i tassi di inalazione per i diversi gruppi di età, e più a che fare con diversi livelli di esposizione alle particelle nei diversi micro-ambienti dove le persone passano il loro tempo. il che conferma che il principale fattore che contribuisce all'aumento delle esposizioni è legato ai diversi micro-ambienti, piuttosto che alla fisiologia.

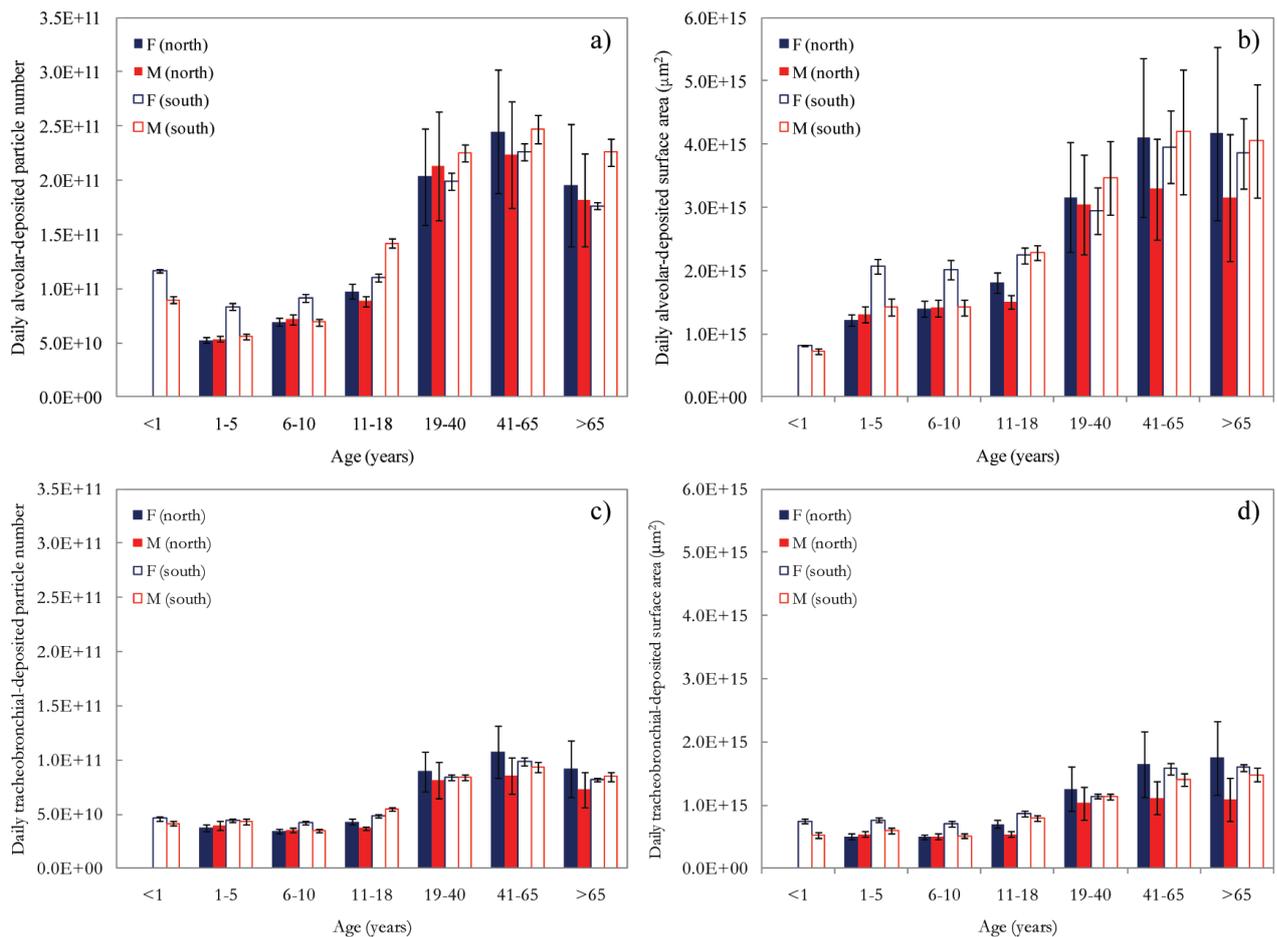


Figure 5- Average daily dose with the corresponding standard deviations as a function of age group, gender and location (Northern and Southern Italy). a) Alveolar particle number deposited, b) alveolar surface area deposited, c) tracheobronchial particle number deposited, b) tracheobronchial surface area deposited.

3.3 Contributo al numero di particelle e all'area superficiale depositata nel tratto alveolare e tracheobronchiale

Nella Figura 6, sono riportati il contributo di tempo per ciascuna attività, così come il numero e la superficie alveolare e tracheobronchiale particelle superficie media giornaliera depositata per ogni attività.

In termini di deposizione totale giornaliera del numero di particelle, questi valori indicano che l'elevato apporto attività indoor dipende principalmente dal contributo tempo queste attività fanno al profilo generale attività quotidiana, a differenza di intensità massimo di dosaggio per micro-ambienti interni.

Sulla base dei dati ottenuti, abbiamo anche studiato il contributo delle attività umane singole, che variavano considerevolmente per ogni fascia di età. Per 1-5 anni di età, le seguenti attività rappresentano un contributo al numero di particelle alveolare deposizione superiore al 10%: il sonno e riposo (18%), il tempo di cottura (17%), mangiare tempo (21%) e dei trasporti (12%) . Valori simili si riscontrano per la deposizione numero tracheobronchiale. In termini di alveolare e tracheobronchiale deposizione di superficie, i contributi predominanti provenivano da cucinare e mangiare tempo, che variava 61-67% nel loro insieme. Questi valori evidenziano il fatto che, in aggiunta ai mezzi di trasporto, le particelle generate da attività di cucina rappresentano anche una significativa fonte di esposizione per i bambini (1-5 anni), con un'intensità dose maggiore di 10.

I principali contribuenti al numero di particelle deposizione alveolare e tracheobronchiale nei bambini (6-10 anni) sono stati sonno e riposo (13% e 15%, rispettivamente), mangiare (22% e 18%, rispettivamente) e mezzi di trasporto (19% e 20 %, rispettivamente). Per quanto riguarda la superficie, il contributo predominante era dal mangiare tempo (> 54%).

Per il gruppo adolescente (11-18 anni), i principali contributi alla alveolare deposizione del numero di particelle sono sorte da tempo (15%, con valori più alti per le femmine) cucinare, mangiare tempo (19%), il lavoro non sedentario (outdoor) (15%) e di trasporto (11%). Questi valori sono stati molto diversi da quelli osservati per il numero di particelle tracheobronchiale deposizione, che erano: il sonno e riposo (13%), mangiare tempo (17%), e mezzi di trasporto (20%). In termini di deposito di superficie, questo risultato conferma anche l'importanza del tempo di mangiare, dove elevate concentrazioni di particelle rischiano di rimanere in aria a seguito delle attività di cucina

Per i gruppi di età 19-40 e 41-65 anni i principali contributori alveolare deposizione del numero di particelle sono stati il tempo di cottura per le femmine e mangiare il tempo per i maschi (compreso il tempo speso in ristoranti e pizzerie), con un valore medio del 34%, come pure come attività lavorative per entrambi i gruppi (39%). Per il gruppo anziani (> 65 anni), il

principale collaboratore stava cucinando e mangiando tempo, pari al 45% e al 31% per alveolare e il numero di particelle tracheobronchiale deposizione, il 71% e il 73% per la deposizione alveolare e di superficie tracheobronchiale zona, rispettivamente.

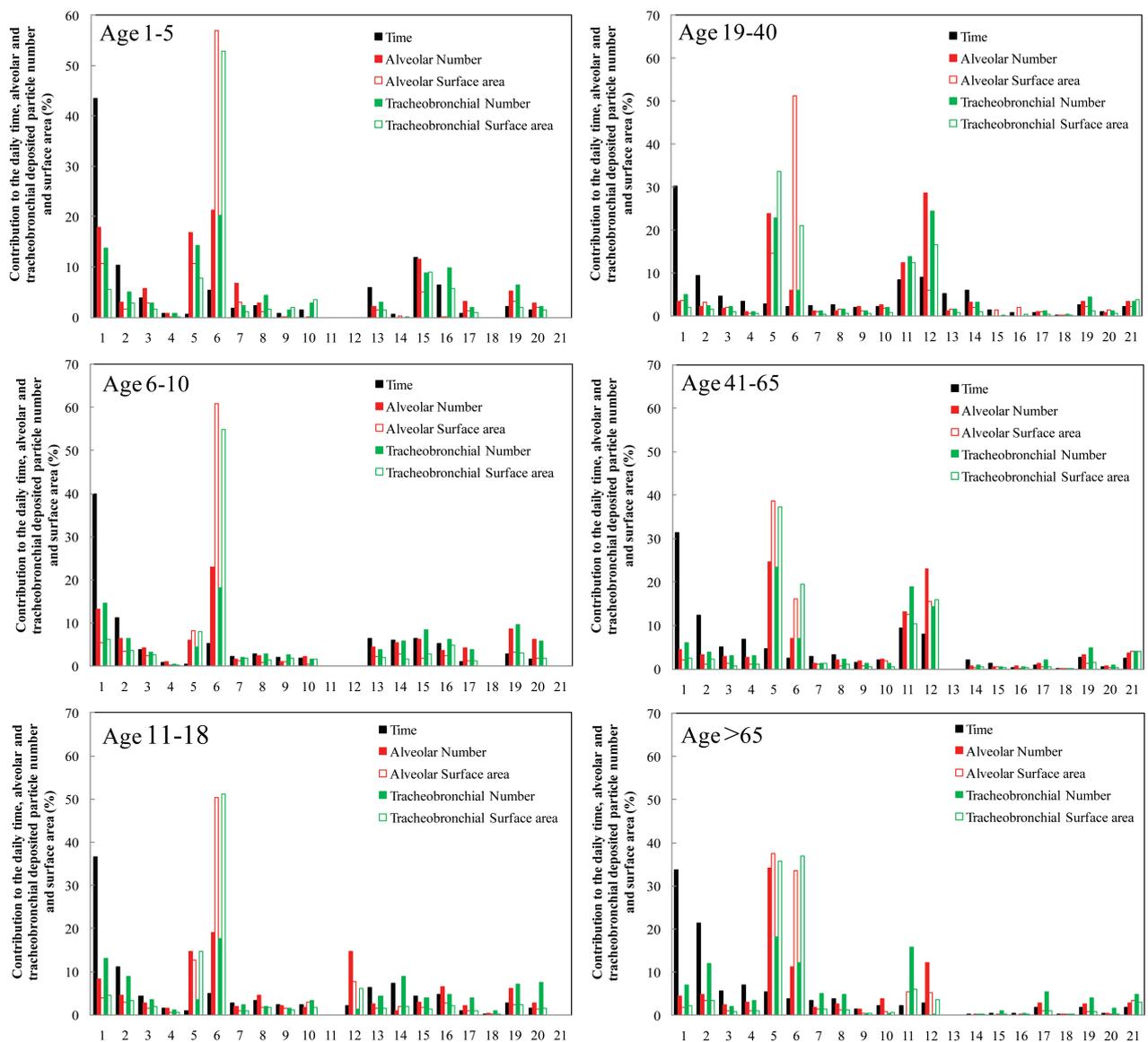


Figura 6 – Contribution of different activities to daily activity patterns, average daily alveolar and tracheobronchial particle number and surface area deposited for each age group investigated: Sleeping & Resting (1), Sedentary activities (2), Walking (not along a road) (3), House cleaning (4), Cooking (5), Eating (6), Hobbies indoor (7), Hobbies outdoor (8), Sport indoor (9), Sport outdoor (10), Sedentary job (11), Non sedentary job (12), School (13), Studying (14), Entertainment indoor (15), Entertainment outdoor (16),

Walking or bicycle (17), Motorbike (18), Car (19), Bus (20), Restaurants and pizzerias (21).

Conclusioni

Nel WP4, i dati di pattern di attività sono stati combinati con i dati di micro-ambientali (attività umane e le distribuzioni di dimensione sul numero di particelle) utilizzando un approccio indiretto, al fine di valutare le dosi di alveolare e numero di particelle tracheobronchiale depositato e superficie vissute da diversi gruppi di età in Cassino (Sud Italia). L'analisi dei dati modello attività è stata estesa anche al nord Italia, al fine di confrontare i livelli di esposizione per i due stili di vita diversi. I nostri risultati sondaggio ha mostrato che il tempo totale trascorso intraprendere attività al coperto variato leggermente per tutte le età, che vanno dal 82% per i maschi del Sud Italia a 85% per le donne del Nord Italia. Questa differenza è dovuta principalmente ai diversi stili di vita e climi si trovano in Nord e Sud Italia. In generale, le donne sono stati trovati a trascorrere più tempo in casa (generalmente a casa) rispetto agli uomini, ma il tempo totale speso per il trasporto è stato abbastanza costante al 4-5%. Nel complesso, il confronto di questi dati alla letteratura scientifica corrente ha mostrato un buon accordo sia con il tempo trascorso in ambienti chiusi, così come il tempo trascorso in trasporto microambienti. Uno pezzo fondamentale di informazioni necessarie per valutare la dose è la distribuzione delle particelle dimensioni numero a cui i diversi gruppi di età sono stati esposti nei diversi microambienti. I valori massimi e minimi delle distribuzioni di dimensione numero di particelle per i diversi micro-ambienti sono stati ottenuti dal nostro dati dell'indagine di misura, con le più alte concentrazioni numero di particelle osservate durante le attività di cucina, in alcune condizioni di lavoro e di trasporto microambienti. Come previsto, il livello di concentrazione varia ampiamente tra diversi tipi di micro-ambienti, con il numero giornaliero alveolari di particelle (superficie) depositato dai tutti i gruppi di età pari a $1,5 \times 10^{11}$ particelle ($2,5 \times 10^{15} \mu\text{m}^2$), variando un po' per i maschi e femmine che vivono in Nord o Sud Italia. In termini di deposizione tracheobronchiale, i valori corrispondenti sono stati pari a $6,5 \times 10^{10}$

particelle ($9,9 \times 10^{14} \mu\text{m}^2$). Nel complesso, la deposizione aumenta in età funzione, con il valore massimo osservato per 41-65 anni. Il gruppo di età avanzata (> 65 anni), invece, visualizzata tassi di deposizione inferiori rispetto agli adulti. Questa tendenza dipendeva principalmente dalla maggiore esposizione degli adulti nei diversi microambienti, al contrario di differenze fisiologiche, come tasso di inalazione respiratoria. Infine, i maggiori contributi alla dose di esposizione, che sono stati stimati sulla base di "intensità di esposizione" è stato trovato a derivare da cucina interna e orari dei pasti (femmina), il tempo (maschio) e mezzi di trasporto (bambini) di lavoro.

Gli autori sottolineano che lo studio è stato limitato a caso italiano in cui, oltre alle fonti esterne comuni, esposizioni rilevanti sono stati collegati a fonti interne, come le attività di cucina. Tuttavia, la metodologia proposta potrebbe essere esteso ad altri studi di valutazione dell'esposizione, se sono noti modelli di attività di tempo e distribuzioni di dimensione delle particelle nei diversi microambienti. lavori futuri si concentreranno sul confronto della dose di particelle in funzione dei diversi stili di vita e le concentrazioni microambiente.

Bibliografia

Ashmore, M.R., Dimitroulopoulou, C., 2009. Personal exposure of children to air pollution, *Atmospheric Environment* 43, 128–141

Bastone, A., Soggiu, M.E., Vollono, C., Masciocchi, M., Rago, G., Sellitri, C., 2003, Assessment study on inhalation exposure to atmospheric pollution in Ferrara. First phase, *Rapporti ISTISAN 03/19*, Istituto Superiore di Sanità (Italy), in Italian.

Bastone, A., Soggiu, M.E., Vollono, C., Viviano, G., Masciocchi, M., Rago, G., Sellitri, C., Spagnolo, S., Spartera, M., 2006. Lifestyles and behaviour of Taranto, Massafra, Crispiano and Statte populations for inhalation exposure assessment to atmospheric pollution, *Rapporti ISTISAN 06/36*, Istituto Superiore di Sanità (Italy), in Italian.

Berghmans, P., Bleux, N., Int Panis, L., Mishra, V.K., Torfs, R., Van Poppel, M., 2009. Exposure assessment of a cyclist to PM₁₀ and ultrafine particles. *Science of the Total Environment* 407(4), 1286-1298.

Bramoullé, Y, Olson, L.J., 2005. Allocation of pollution abatement under learning by doing, *Journal of Public Economics*, 89, 1935–1960.

Brasche, S., Bischof, W., 2005. Daily time spent indoors in German homes – Baseline data for the assessment of indoor exposure of German occupants, *Int. J. Hyg. Environ.-Health*, 208, 247–253.

Brugge, D., Durant, J.L., Rioux, C., 2007. Near-highway pollutants in motor vehicle exhaust: a review of epidemiologic evidence of cardiac and pulmonary health risks. *Environmental Health* 6, 23.

Buonanno G. Lall A., Stabile L., 2009a. Temporal size distribution and concentration of particles near a major highway, *Atmospheric Environment*, 43, 1100–1105

Buonanno G. Morawska L., Stabile L., 2009b. Particle emission factors during cooking activities, *Atmospheric Environment*, 43, 3235–3242

Buonanno G., Morawska L., Stabile L., Viola A., 2010. Exposure to particle number, surface area and PM concentrations in pizzerias, *Atmospheric environment*, 44, 3963-3969.

Buonanno, G., Fuoco, F.C., Stabile, L., 2011a, Influential parameters on particle exposure of pedestrians in urban microenvironments, *Atmospheric Environment* 45, 1434-1443.

Buonanno G., Graham J., Morawska L., Stabile L., 2011b. Volatility characterization of cooking-generated aerosol particles, *Aerosol Science & Technology* 45, 1069 – 1077.

Buonanno G., Morawska L., Stabile L., 2011c. Exposure to welding particles in automotive plants, *Journal of Aerosol Science* 42, 295-304.

California Environmental Protection Agency. Measurement of breathing rate and volume in routinely performed daily activities. Sacramento (CA): California Air Resources Board; 1993.

- Chau, C.K., Tu, E.Y., Chan, D.W.T., Burnett J., 2002. Estimating the total exposure to air pollutants for different population age groups in Hong Kong, *Environment International* 27, 617–630.
- Cheng, Y.S., 2003, Aerosol Deposition in the Extrathoracic Region, *Aerosol Science and Technology* 37. 659–671.
- Cheng, Y.S., Zhou, Y., Chen, B. T., 1999. Particle Deposition in a Cast of Human Oral Airways, *Aerosol Science and Technology* 31. 286-300.
- Dellink, R., van Ierland, E., 2006. Pollution abatement in the Netherlands: A dynamic applied general equilibrium assessment *Journal of Policy Modeling* 28, 207–221
- Dennekamp, M., Mehenni, O.H., Cherrie, J.W., Seaton, A., 2002. Exposure to Ultrafine Particles and PM_{2.5} in Different Micro-environments. *Annals of Occupational Hygiene* 46(S1) 412–414.
- Elihn, K., Berg, P., 2009. Ultrafine Particle Characteristics in Seven Industrial Plants, *Ann. Occup. Hyg.* 53(5), 475–484.
- EPA, U.S. Environmental Protection Agency, 2009, Metabolically derived human ventilation rates: a revised approach based upon oxygen consumption rates, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, EPA/600/R-06/129F
- Evans, D.E., Heitbrink, W.A., Slavin, T.J., and Peters, T.M., 2008. Ultrafine and Respirable particles in an automotive grey iron foundry. *Annals of Occupational Hygiene* 52(1), 9-21.
- Fromme, H., Twardella, D., Dietrich, S., Heitmann, D., Schierl, R., Liebl, B., Rüdén, H., 2007. Particulate matter in the indoor air of classrooms—exploratory results from Munich and surrounding area. *Atmospheric Environment* 41, 854–866.
- Giechaskiel, B., Alföldy, B., Drossinos, Y., 2009. A metric for health effects studies of diesel exhaust particles. *Journal of Aerosol Science* 40, 639-651.
- Hammersley, J. M., Handscomb, D. C., 1964. Monte Carlo Methods, Chapman and Hall, London & New York.
- Hänninen, O., Zauli-Sajani, S., De Maria, R., Lauriola, P., Jantunen, M., 2009. Integrated ambient and microenvironment model for estimation of

PM10 exposures of children in annual and episode settings, *Environmental Monitoring & Assessment* 14, 419-429.

Hauser, R., Godleski, J.J., Hatch, V., Christiani, D.C., 2001. Ultrafine particles in human lung macrophages. *Archives of Environmental Health* 56, 150–156.

He, C., Morawska, L., Hitchins, J., Gilbert, D., 2004. Contribution from indoor sources to particle number and mass concentrations in residential houses, *Atmospheric Environment*, 38, 3405–3415.

International Commission on Radiological Protection (ICRP), 1994. Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection: A Report of a Task Group of the International Commission on Radiological Protection. Elsevier Science Ltd., Oxford, U.K., pp. 1-482.

Istituto Superiore Formazione e Ricerca per i Trasporti (ISFORT), AUDIMOB – Osservatorio sui comportamenti degli italiani – La domanda di mobilità degli italiani, Giugno 2010, in Italian.

Kahaner, D., Moler, C., Nash, S., *Numerical Methods and Software*, Prentice Hall, 1988

Kaur, S., Nieuwenhuijsen, M.J., Colvile, R., 2007. Fine particulate matter and carbon monoxide exposure concentrations in urban street transport microenvironments. *Atmospheric Environment* 41, 4781-4810.

Klepeis, NE. 2006. Modeling Human Exposure to Air Pollution. In: *Human Exposure Analysis*, ed., Ott et al., CRC Press.

Kreyling, W.G., Semmler-Behnke M., Moller W., 2006. Health implications of nanoparticles. *Journal of Nanoparticle Research* 8, 543–562.

Leech, J.A., Nelson, W.C., Burnett, R.T., Aaron, S., Raizenne, M.E., 2002. It's about time: a comparison of Canadian and American time-activity patterns. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* 12, 427–432.

Loomis, D., 2000. Sizing up air pollution research. *Epidemiology* 11, 2-4.

Mejia, J.F., Wraith D., Mengersen K., Morawska L., 2007. Trends in size classified particle number concentration in subtropical Brisbane, Australia, based on a 5 year study, *Atmospheric Environment* 41, 1064–1079

Miller, K.A., Siscovick, D.S., Sheppard, L., Shepherd, K., Sullivan, J.H., Anderson, G.L., Kaufman, J.D., 2007. Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women. *The New England Journal of Medicine* 365, 447-458.

Ott, W.R., 1982. Concepts of human exposure to air pollutants. *Environmental International* 7, 179–196.

Pope, C.A., 2000. What do epidemiologic findings tell us about health effects of environmental aerosols?. *Journal of Aerosol Medicine* 13, 335-354.

Schwartz, J., 1991, Air Pollution and daily mortality in Philadelphia. Presented at the 1991 Meeting of the American Lung Association, Anaheim, CA.

See, S.W., Balasubramanian, R., 2006. Risk assessment of exposure to indoor aerosols associated with Chinese cooking. *Environ. Res.* 102 (2), 197–204.

Shi J. P., Khan, A.A. Harrison, R.M., 1999. Measurements of ultrafine particle concentration and size distribution in the urban atmosphere, *The Science of the Total Environment*, 235, 51-64

Siegmann, K., Siegmann, H.C., 1998. *Molecular Precursors of Soot and Quantification of the Associated Health Risk*. Plenum Press, New York, pp. 143–160.

Soggiu, M.E., Bastone, A., Vollono, C., Masciocchi, M., Rago, G., Sellitri, C., 2005, Study of inhalation exposure assessment to atmospheric pollution in Ferrara. Second phase, *Rapporti ISTISAN 05/09*, Istituto Superiore di Sanità (Italy), in Italian.

Soggiu, M.E., Vollono, C., Bastone, A., 2010. Human exposure assessment to environmental contaminants: exposure scenarios. *Rapporti ISTISAN 10/19*, Istituto Superiore di Sanità (Italy), in Italian.

Sundqvist, G, Letell, M., Lidskog, R., 2002. Science and policy in air pollution abatement strategies, *Environmental Science & Policy* 5,147–156

USEPA. 2004. *Air Quality Criteria for Particulate Matter (Final Report, Oct 2004)* (No. EPA 600/P-99/002aF-bF). Washington, DC: Environmental Protection Agency.

Vedal, S., 1997. Ambient particles and health: lines that divide. *Journal of the Air and Waste Management Association* 47, 551–581.

Wallace, L., and Ott, W., 2011. Personal exposure to ultrafine particles. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 21, 20–30.

Wang, L., Morawska, L., Jayaratne, E.R., Mengersen, K., Heuff, D., 2011. Characteristics of airborne particles and the factors affecting them at bus stations, *Atmospheric Environment*, 45 (3), 611-620.

Zhu, Y., Hinds, W.C., Krudysz, M., Kuhn, T., Froines, J., Sioutas, C., 2005. Penetration of freeway ultrafine particles into indoor environments, *Aerosol Science*, 36, 303–322