

ATTIVITÀ DELL'ISTITUTO SUPERIORE PER LA PROTEZIONE E LA RICERCA AMBIENTALE SULL'INQUINAMENTO NEGLI AMBIENTI CONFINATI

Giorgio Cattani (a), Alessandro Di Menno di Bucchianico (a), Silvia Brini (a), Francesca De Maio (a), Arianna Lepore (a), Francesco Salvi (b), Luciana Sinisi (a), Giancarlo Torri (b)

(a) *Dipartimento stato dell'ambiente e metrologia ambientale, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma*

(b) *Dipartimento nucleare, rischio tecnologico e industriale, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma*

Introduzione

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) è membro del gruppo di studio/Lavoro nazionale sull'inquinamento *indoor*, coordinato dall'Istituto Superiore di Sanità (ISS), fin dalla sua costituzione (2010) svolgendo un ruolo di cerniera con il sistema delle agenzie ambientali. Recentemente, con la collaborazione di ISPRA, sono stati pubblicati i lavori di alcuni gruppi di studio *ad hoc* che trattano argomenti specifici: "Strategie di monitoraggio dei composti organici volatili (COV) in ambiente *indoor*" (1) e "Strategie di monitoraggio dell'inquinamento di origine biologica dell'aria in ambiente *indoor*" (2). L'ISPRA ha contribuito anche agli Atti del Workshop "Problematiche relative all'inquinamento *indoor*: attuale situazione in Italia" (3).

L'ISPRA partecipa inoltre, con alcuni suoi esperti, ai lavori di altri sottogruppi specifici, i cui lavori sono in corso di pubblicazione su: la presenza di CO₂ e H₂S in ambienti *indoor*; il caso di studio di Cava dei Selci; le strategie di monitoraggio del materiale particolato in ambiente *indoor*; l'influenza dei parametri microclimatici sugli inquinanti *indoor*; la strategia di campionamento e analisi per la determinazione della concentrazione di fibre d'amianto e fibre artificiali vetrose aerodisperse in ambiente *indoor*.

Le attività dell'ISPRA sull'inquinamento negli ambienti confinati sono molteplici. Particolare attenzione è rivolta alla partecipazione a studi e attività promosse da organismi nazionali e internazionali; tali iniziative consentono di aumentare la base conoscitiva utile per affrontare i temi relativi all'inquinamento *indoor* con un approccio che deve necessariamente integrare gli aspetti relativi alla valutazione ambientale con quelli relativi alla valutazione dell'impatto sanitario. Particolare attenzione è posta anche alla divulgazione scientifica atta a diffondere le conoscenze acquisite al pubblico e a fornire ai decisori strumenti utili per una pianificazione consapevole. In questo senso è orientata la diffusione di informazioni attraverso banche dati, siti tematici e pubblicazioni periodiche. Particolare attenzione è rivolta anche ai temi della metrologia applicata alle determinazioni analitiche in ambienti *indoor*. In larga parte è stato già fornito recentemente un dettaglio di queste attività (3). In questa occasione, oltre a fornire alcuni aggiornamenti, viene riportato un focus riguardante la valutazione dell'esposizione *indoor* a particelle ultrafini.

Progetto SEARCH in tema di *indoor* scolastico e salute dei bambini

Il Progetto SEARCH (*School Environment and Respiratory health of CHildren*) è stato coordinato dal REC-Ungheria (*Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe*) e promosso e finanziato dal nostro Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Il Progetto è stato condotto contemporaneamente in 6 Paesi paneuropei (Italia, Albania, Bosnia-Erzegovina, Serbia, Slovacchia, Ungheria), è iniziato nel 2005 e si è concluso nel 2009. In Italia il team di coordinamento è stato composto da rappresentanti del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e dell'ISPRA; per la valutazione della salute dei bambini dalla Fondazione Maugeri e per il monitoraggio ambientale dall'ARPA Lombardia (Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Lombardia). L'obiettivo del Progetto consisteva nell'indagare lo stato d'inquinamento nelle aule, le condizioni degli edifici scolastici e la salute respiratoria dei bambini. Sono stati eseguiti sopralluoghi e misurazioni dei principali inquinanti ambientali rilevanti per il rischio respiratorio e allergico, ovvero: PM₁₀, NO_x, aldeidi (tra cui la formaldeide) e i cosiddetti BTEX (benzene, etil- benzene, toluene e xileni). I risultati internazionali del Progetto sono stati presentati alla Conferenza dei Ministri di Ambiente e Salute dei 53 Paesi della Regione Europea dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) tenutasi a Parma nel marzo 2010 ed hanno riguardato i monitoraggi ambientali di circa 60 scuole e 243 classi e la valutazione della salute respiratoria, attraverso questionari ed esami spirometrici, di oltre 5.000 ragazzi tra gli 11 e i 12 anni.

In Italia, il gruppo di lavoro nazionale "SEARCH Italia" ha contribuito all'iniziativa paneuropea del Progetto con esperti del Ministero dell'Ambiente, della Federazione Maugeri di Varese, dell'ISPRA, delle agenzie ambientali regionali di Emilia Romagna, Lazio, Lombardia, Piemonte, Sardegna, Sicilia e di Federasma onlus. Il gruppo "SEARCH Italia" oltre a programmare, organizzare ed effettuare le indagini previste dal progetto, ha creato le basi per l'avvio di attività aventi l'obiettivo di costruire una informazione utile sia per dirigenti e personale scolastico che per le famiglie, specie per i genitori di bambini allergici e asmatici, al fine di mettere in atto comportamenti a tutela della salute attraverso azioni concrete. Il gruppo di lavoro "SEARCH Italia" ha quindi redatto una brochure informativa completa di allegati, in cui sono brevemente riassunti i dati delle indagini ambientali nelle scuole italiane e tutte le informazioni utili per una prevenzione attiva e consapevole.

Durante la prima fase del Progetto SEARCH (denominata SEARCH I) erano stati investigati fattori come alcuni inquinanti chimici presenti nell'aria delle aule, le condizioni degli edifici scolastici, la salute respiratoria dei bambini.

Il Progetto SEARCH II (2010-2013) ha continuato l'analisi dei fattori di rischio presenti negli ambienti *indoor* nelle scuole d'Italia e di altri Paesi dell'Europa continentale partner del Progetto. Con la fase II del Progetto ci si è proposti di indagare più a fondo ulteriori elementi come l'uso e il fabbisogno di energia e le caratteristiche strutturali proprie degli edifici scolastici, fattori che influiscono su variabili importanti per il benessere e il comfort quali temperatura e umidità.

Per l'Italia come per altri Paesi queste informazioni sono altamente rilevanti anche in vista del fatto che a breve per ogni scuola sarà obbligatorio dotarsi di una certificazione energetica, e già in alcune regioni si sta provvedendo o si è provveduto a questa necessità.

I risultati preliminari del Progetto sono stati presentati alla *Green Week* tenutasi a Bruxelles nel giugno 2012.

Nell'ambito delle attività del GARD Italia (*Global alliance against chronic respiratory diseases in Italy*) durante il workshop "2013 - Anno europeo dell'aria - Clima, qualità dell'aria e salute respiratoria: situazione in Italia e prospettive" tenutosi a Roma il 16-17 dicembre 2013 presso il Ministero della Salute, sono stati presentati i risultati conclusivi del Progetto SEARCH I & II che si possono ritrovare nella pubblicazione "Making schools healthy: meeting environment and health challenges" del REC (*Regional Environmental Centre for Central and Eastern Europe*) di Budapest, partner capofila del progetto (4). Sulla base dell'esperienza acquisita nell'attuare il progetto SEARCH il gruppo di lavoro italiano ha inoltre predisposto un documento dal titolo "Targeting indoor air quality in sustainable patterns" con l'obiettivo di investigare come l'inquinamento chimico dell'aria negli ambienti confinati viene considerato nelle recenti politiche europee di sostenibilità e di consumo dei prodotti (5).

Inquinamento *indoor* da radon

Come noto in assenza di incidenti in impianti nucleari, il maggior contributo alla dose totale ricevuta dalla popolazione deriva dalla radioattività naturale, di cui la maggior parte è causata dall'esposizione al radon. Inoltre l'esposizione al radon rappresenta la seconda causa di tumori polmonari dopo il fumo di tabacco.

Ai fini della valutazione dell'esposizione della popolazione è importante raccogliere dati rappresentativi, essenziali inoltre per individuare sul territorio le aree a maggior rischio e poter intraprendere azioni mirate di risanamento.

L'ISPRA fornisce il suo contributo allo sviluppo delle banche dati (nazionale ed europea) nell'ambito dei progetti ad esso dedicati.

In particolare il progetto del JRC (*Joint Research Centre* della Commissione Europea) denominato "radon Atlas" per la realizzazione di una mappa europea del radon prosegue, anche con il contributo dell'Italia fornito dall'ISPRA. Attualmente c'è una discussione aperta sulla modalità di rappresentazione delle mappe tematiche.

L'ISPRA inoltre coordina le attività per lo sviluppo di una banca dati del radon nell'ambito di una convenzione con il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, con il supporto dell'ISS e delle Agenzie Regionali e/o Provinciali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA/APPA). È stata effettuata una raccolta dei dati prodotti in Italia e il gruppo di lavoro ha definito i campi della banca dati che verranno proposti alle ARPA/APPA per verificare la compatibilità con i database regionali. L'accordo prevede la realizzazione di un database unico nell'ambito dell'Archivio Nazionale radon, previsto all'interno del Piano Nazionale radon, nel quale raccogliere e analizzare dati e informazioni sul radon in Italia.

I dati disponibili sul territorio sono in aumento grazie alle attività di mappatura che, tramite lo svolgimento di campagne *ad hoc*, contribuiscono a migliorare le stime esistenti. Un esempio è l'indagine, tutt'ora in corso, nel Comune di Roma realizzata dall'ISPRA. Questo Comune aveva già partecipato all'indagine effettuata nei Comuni delle Province di Roma e Viterbo, ma il valore di concentrazione media di radon riscontrato è risultato essere sensibilmente inferiore rispetto a quello rilevato in occasione dell'indagine nazionale realizzata tra il 1989 e il 1997 da ISPRA, ISS e ARPA/APPA. Pertanto, è stata pianificata una ulteriore specifica indagine sul territorio del Comune di Roma al fine di individuare i motivi che spieghino tale discrepanza.

Una novità nel campo della valutazione dell'esposizione al radon è l'istituzione a cura del Servizio Misure Radiometriche dell'ISPRA di un servizio nell'ambito del quale possono essere richieste misurazioni della concentrazione di radon per le abitazioni, le scuole e gli ambienti di lavoro.

Focus sulle particelle ultrafini negli ambienti *indoor*

Con materiale particellare sospeso (*Particulate Matter*, PM), o aerosol atmosferico, si intende un sistema disperso di particelle solide e di particelle liquide presenti in sospensione in atmosfera, di diversa dimensione e composizione in funzione della loro origine. Trattandosi di particelle non sferiche, la loro dimensione viene convenzionalmente espressa in termini di diametro aerodinamico equivalente (dae), definito come il diametro di una particella sferica, di densità unitaria, dotata dello stesso comportamento aerodinamico (stessa velocità di sedimentazione) della particella in esame.

Le particelle emesse direttamente nell'atmosfera sono dette primarie, mentre quelle che si formano in atmosfera sono dette secondarie. Queste si formano per coagulazione e attraverso i processi di conversione gas-particella, conosciuti anche come nucleazione eterogenea, oppure per condensazione di gas su particelle preesistenti. L'intervallo dimensionale compreso tra 0,0025 e 0,1 μm viene definito come modo ultrafine o dei nuclei di Aitken. Le particelle in questo intervallo dimensionale sono dette ultrafini (UFP, *Ultra Fine Particles*). Esse sono numericamente prevalenti, rispetto al totale rilevabile in un campione d'aria, sebbene contribuiscano in modo poco rilevante alla massa complessiva.

Effetti sulla salute

Vari studi epidemiologici condotti negli ultimi vent'anni hanno approfondito gli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico prodotto da particelle; in tale ambito sono state evidenziate associazioni tra le concentrazioni in massa di PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$ e un incremento sia di mortalità che di ricoveri ospedalieri per malattie cardiache e respiratorie nella popolazione generale. I soggetti ritenuti maggiormente esposti a tali effetti sono, in particolare, gli anziani, i bambini, le persone con malattie cardiopolmonari croniche, influenza o asma; su di essi si concentrano incrementi di mortalità e seri effetti patologici a seguito di esposizioni acute a breve termine.

Ulteriori evidenze sono emerse considerando gli effetti sanitari a lungo termine conseguenti all'esposizione a basse concentrazioni di PM. Tali effetti riguardano la mortalità e altre patologie croniche come la bronchite e la riduzione della funzione polmonare. Anche l'incremento di tumore polmonare è stato associato all'inquinamento ambientale, e in particolare alla frazione fine dell'aerosol.

Recentemente il PM *outdoor* è stato inserito tra i cancerogeni di gruppo 1 (agenti sicuramente cancerogeni per l'uomo) (6). Inoltre è stata evidenziata per il PM una tossicità specifica legata a particolari fonti di emissione, (alcune delle quali tipiche degli ambienti *indoor*): il particolato diesel (7), il fumo di tabacco (8), la combustione del carbone e della legna in ambienti domestici, la frittura ad alta temperatura (9).

Negli ultimi anni i risultati di diversi studi hanno contribuito ad aumentare le conoscenze sull'esposizione della popolazione, sulla variabilità spaziale e sull'esposizione *indoor*, sui meccanismi tossicologici e sugli effetti cardiovascolari, prendendo in considerazione accanto alle metriche classiche (PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$) anche nuove metriche basate sulla concentrazione in numero (*Particles Number Concentration*, PNC) e sulla distribuzione dimensionale delle particelle ultrafini. L'esposizione a particelle ultrafine è stata associata ad effetti a breve e lungo termine sulla salute umana. Tuttavia la tossicità specifica o differenziale delle UFP rispetto alle particelle di altre frazioni non è ancora stato stabilito con certezza (10).

Va considerato che, allo stato attuale, in considerazione dell'insufficienza di evidenze epidemiologiche da cui derivare una conclusione sulla relazione esposizione-risposta, non esistono valori guida o di riferimento per quest'ultima classe dimensionale.

Sorgenti *indoor*

Le particelle presenti in atmosfera sono generate da una grande varietà di sorgenti naturali e antropogeniche, sia interne agli ambienti confinati, sia presenti nell'aria *outdoor*. I livelli di PM negli ambienti chiusi e la relativa variabilità temporale sono fortemente influenzati dall'infiltrazione di aria esterna, e quindi dalla qualità di quest'ultima. Le modalità con cui è effettuato il ricambio dell'aria in caso di ventilazione naturale e l'efficacia dei sistemi di trattamento, nel caso di ventilazione artificiale sono aspetti decisivi nella modulazione temporale dei livelli di PM *indoor* e nelle differenze che si possono riscontrare con l'aria esterna. Un ruolo importante nella diffusione del particolato nei vari ambienti, e nella efficacia dei meccanismi di rimozione è rappresentato anche dalle condizioni microclimatiche interne (temperatura, umidità, velocità dell'aria).

Inoltre diverse sorgenti interne possono influenzare in modo significativo la dipendenza dei livelli *indoor* dai livelli *outdoor*, tanto che in molti casi gli andamenti temporali risultano scarsamente correlati e i rapporti *indoor/outdoor* delle concentrazioni risultano maggiori di uno. L'impatto delle sorgenti *indoor* dipende dalla durata e dalla frequenza dell'immissione, che ovviamente dipende dalle abitudini degli occupanti; di conseguenza l'impatto di queste sorgenti risulta largamente variabile.

Le principali sorgenti in grado di influenzare significativamente i livelli *indoor* di PM, tanto da modificare i rapporti *indoor/outdoor* basati su concentrazioni medie giornaliere sono il fumo di tabacco (in presenza di fumatori non occasionali), la cottura di alimenti con combustibili fossili (carbone) o legna, la cottura di alimenti in genere, in particolare la frittura, l'uso di legna per il riscaldamento, in particolare in camini a camera aperta.

Altre sorgenti di PM *indoor* possono avere rilevanza, come i prodotti della combustione di incensi e candele, l'uso di spray e diffusori, le emissioni da apparecchi per la stampa e per la copia. Queste sorgenti hanno la caratteristica di produrre un gran numero di particelle nell'unità di tempo, prevalentemente nel campo delle particelle ultrafini. I fattori di emissione di UFP stimati vanno da $0,1 \times 10^{12}$ a 5×10^{12} particelle min^{-1} (11).

È importante quindi seguire l'evoluzione dei fenomeni determinati da sorgenti di emissione rapidamente variabili nel tempo, al fine di individuare la sorgente responsabile del rilascio di particelle e di evidenziare esposizioni acute. Inoltre può essere importante studiare il decadimento nel tempo delle concentrazioni rilevate determinato dall'interruzione delle emissioni o dall'attivazione di sistemi di abbattimento, ad esempio per valutare l'efficacia delle misure di prevenzione e protezione (12). I sistemi di monitoraggio convenzionali sono poco adatti a questi scopi, poiché tipicamente consentono di ottenere informazioni sul parametro determinato con tempi di campionamento medio-lunghi. Gli strumenti basati sulle tecniche ottiche consentono invece di seguire l'andamento nel tempo del parametro di interesse (concentrazione di massa, concentrazione delle particelle espressa in numero) attraverso misure ad alta risoluzione temporale (con la possibilità di avere fino a un record al secondo). Inoltre, quando le tecniche ottiche sono accoppiate alle tecniche basate sulla mobilità elettrica delle particelle tali valutazioni possono essere estese alla distribuzione dimensionale delle concentrazioni (in numero o in massa) sull'intero spettro di diametri rilevanti ai fini dell'esposizione umana. Le tecniche ottiche si basano sul fenomeno della diffusione di una radiazione elettromagnetica che incide su un campione d'aria, dovuta alla presenza di aerosol.

Sono disponibili oggi sul mercato diversi modelli di strumentazione che utilizzano queste tecniche, e che hanno in comune alcune caratteristiche interessanti: rapida risposta, silenziosità, portabilità, possibilità di alimentazione elettrica tramite rete o batterie. Essi rappresentano un interessante complemento al monitoraggio *indoor* effettuato con tecniche di accumulazione, se utilizzati tenendo conto dei loro limiti intrinseci. Non bisogna, infatti, dimenticare che le tecniche ottiche, hanno delle limitazioni insuperabili che non consentono di definire i metodi di determinazione della concentrazione di massa del materiale particolato basati su di esse come equivalenti a quello di riferimento.

Numerosi studi utilizzando queste tecniche hanno identificato le attività di cucina (sia con cucine a gas, che con cucine elettriche) come una delle sorgenti principali di materiale particolato negli ambienti domestici, attraverso misure di PM₁₀, PM_{2,5} e UFP. Tali studi hanno anche evidenziato una scarsa efficacia dei sistemi di aspirazione normalmente in uso (13). A titolo di esempio la Figura 1 riporta il monitoraggio della PNC in tre ambienti di una abitazione privata (cucina, sala da pranzo e camera da letto) e il confronto con i livelli di PNC determinati contemporaneamente all'esterno dell'abitazione.

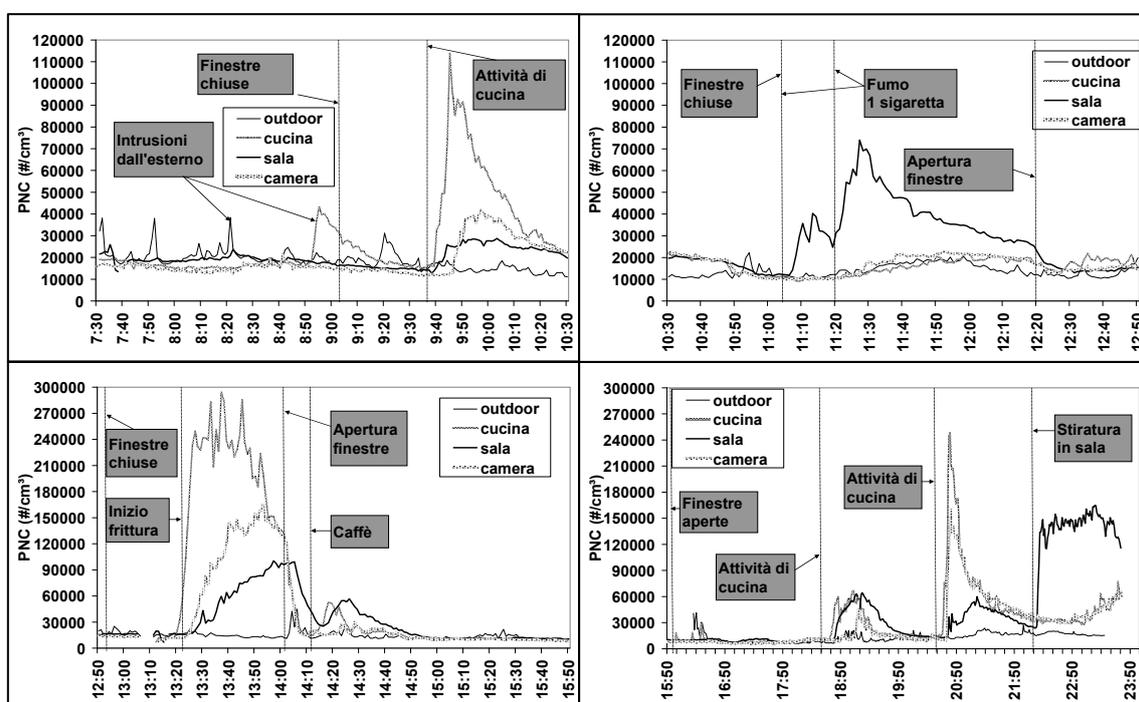


Figura 1. Sorgenti *indoor* di particelle ultrafini – dinamiche in un appartamento. Andamento temporale della concentrazione in numero delle particelle PNC (10 nm ÷ 3000 nm). Risoluzione temporale 1 minuto. Misure effettuate contemporaneamente in quattro ambienti (cucina, sala da pranzo, camera da letto e balcone –*outdoor*– di un abitazione privata). Le barre verticali indicano l'ora di inizio delle attività che generano particelle ultrafini e l'apertura/chiusura delle finestre

Le misure, condotte con risoluzione temporale di un minuto, permettono di evidenziare l'effetto transiente delle sorgenti *indoor*. Livelli particolarmente elevati sono stati riscontrati in prossimità della cucina a gas e del forno, soprattutto in caso di attività di frittura. Le attività di cucina influenzano anche i livelli di PNC negli altri ambienti della casa. Anche il fumo di una sola sigaretta modifica sostanzialmente la PNC. I livelli restano elevati e maggiori di quelli di background fino a circa due ore dalla fine delle attività, se non si agisce con un vigoroso

ricambio naturale dell'aria. Quando le sorgenti interne non sono attive è possibile verificare l'effetto di intrusioni di particelle originate da sorgenti esterne.

Qual è la potenziale esposizione a particelle ultrafini in ambienti confinati particolari come le automobili?

Generalmente le persone trascorrono una frazione minoritaria ma non trascurabile del proprio tempo a bordo di un'automobile. Studi recenti condotti in USA, Australia, Europa centrale e del nord, hanno dimostrato che l'esposizione durante la permanenza nelle autovetture può contribuire in modo significativo all'esposizione totale integrata (14). Sono disponibili pochi studi di questo tipo nell'area del bacino mediterraneo (es. 15). È disponibile un solo studio in cui è stata valutata l'esposizione all'interno di autoveicoli in una grande area urbana italiana (16).

Peraltro sono poche le informazioni di dettaglio (soprattutto spaziale) per quanto riguarda la PNC outdoor a Roma, come nel resto d'Italia, trattandosi di un parametro il cui monitoraggio non è previsto dalla normativa vigente in materia di inquinamento atmosferico. Gli studi disponibili riguardano la determinazione della PNC determinate outdoor a partire dal 2001 presso la stazione di monitoraggio della qualità dell'aria dell'ISS (17, 18). Sulla base della serie storica 2001-2009 è stato individuato in un altro recente studio un trend decrescente statisticamente significativo della PNC, coerente con quello osservato per alcuni inquinanti gassosi nello stesso periodo (19). La PNC è stata determinata utilizzando quattro contatori di particelle a nuclei di condensa (*Condensation Particle Counters*, CPC, model 3007, TSI, MN, USA; minima dimensione rilevabile 10 nm). La risoluzione temporale delle misure era di 1 s.

Sono stati selezionati due percorsi con diversa origine e stessa destinazione. Il primo (percorso urbano), lungo 12,6 km, si snodava dal centro della città alla periferia sud, e larga parte del percorso prevedeva l'attraversamento di una strada a 3 corsie ad elevatissima percorrenza. Il secondo (percorso suburbano), partendo da una zona suburbana a est della città, attraverso il grande raccordo anulare, prevedeva l'arrivo alla stessa destinazione del primo, dopo un percorso di 21,3 km.

Sono state studiate due modalità di ventilazione:

- finestrini anteriori parzialmente aperti (10 cm) aria condizionata e ventilazione meccanica spenta;
- aria condizionata accesa e sistema di ricircolo dell'aria interna attivato.

Al fine di confrontare l'esposizione negli autoveicoli con quella in altri ambienti *indoor*, sono state effettuate, nello stesso periodo, misure di PNC in tre abitazioni private e in un ufficio (durante un periodo di lavoro tipico di 8 ore). Le misure sono state effettuate nelle cucine, durante la preparazione dei cibi e durante la consumazione dei pasti; nel salone e nella camera da letto nelle ore notturne. Tutti i partecipanti allo studio selezionati e le persone residenti negli appartamenti erano non fumatori. La stima dei livelli *outdoor* nel periodo dello studio è stata basata su misure condotte in 31 siti, da aprile a luglio 2013. Le misure presso ciascun sito sono durate sette giorni. Ogni giorno sono stati selezionati tre periodi di due ore di monitoraggio al giorno, utili a stimare una media giornaliera.

Tutte le statistiche descrittive sono state calcolate a partire dalle medie di un minuto della PNC ottenuta dalle letture strumentali con risoluzione temporale di 1 secondo. Le analisi statistiche sono state eseguite mediante il software *open source* "R" (20).

Nel periodo dello studio sono stati effettuati 28 test sui due percorsi. La durata media di percorrenza sul percorso urbano è stata di 40 min (± 8 min) a una velocità media di 18.9 km h⁻¹. La durata media di percorrenza sul percorso suburbano è stata di 28 min (± 7 min) escludendo un test la cui durata è stata eccezionalmente lunga a causa di un evento di forte congestione stradale

(115 min). Circa la metà del tempo nel percorso suburbano è trascorsa sull'autostrada urbana di Roma (grande raccordo anulare).

La Figura 2 illustra il profilo temporale della PNC misurata durante il citato evento particolarmente intenso di congestione stradale lungo il percorso suburbano.

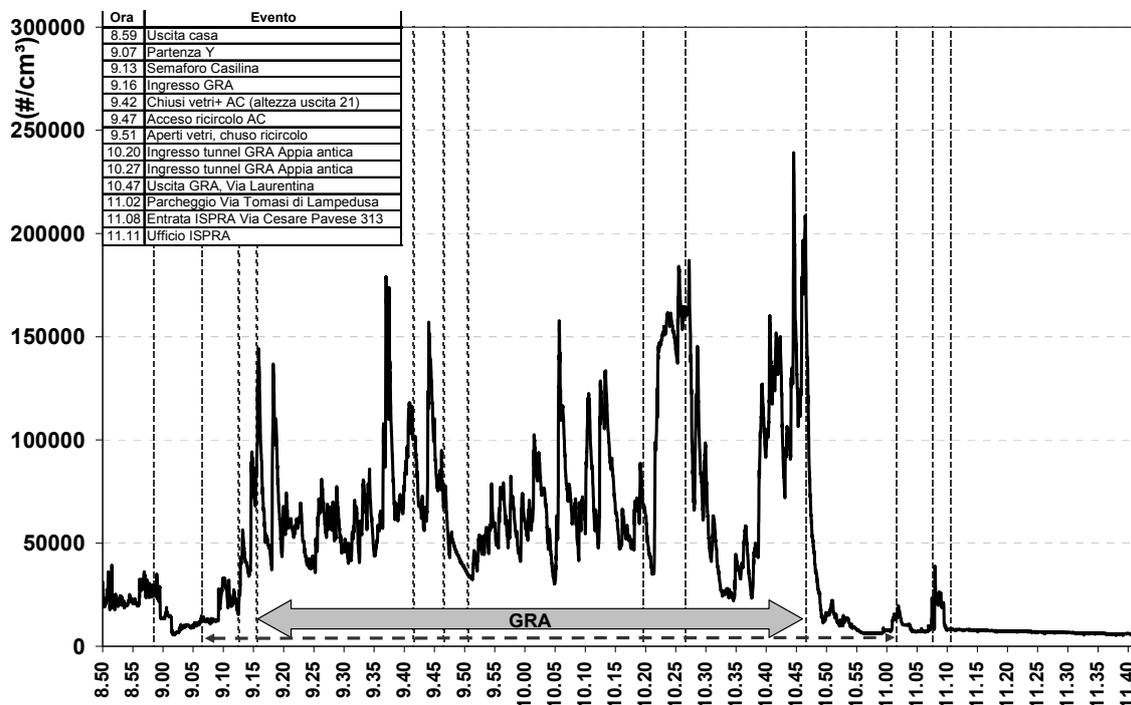


Figura 2. Andamento della PNC all'interno di un autoveicolo durante un tragitto suburbano: caso particolare caratterizzato da forte congestione nel tratto autostradale (Grande Raccordo Anulare, GRA); risoluzione temporale 1 s. Le barre verticali indicano alcuni eventi rilevanti ai fini dei valori di PNC registrati

I livelli di punta sono stati registrati quando il veicolo procedeva immediatamente a ridosso di veicoli commerciali pesanti o autoveicoli diesel di vecchia generazione. Un'altra situazione durante la quale la PNC risultava significativamente più elevata era durante l'attraversamento a bassa velocità di un tunnel; i livelli aumentavano rapidamente e si mantenevano elevati durante l'intero tragitto all'interno della galleria. La PNC media calcolata sul periodo di tempo trascorso sul tratto di autostrada urbana (GRA) durante questo episodio risultava otto volte superiore a quella determinata contemporaneamente in un sito di back round urbano. Questo caso, per la sua particolarità in termini di congestione stradale e conseguente anomala durata (circa due ore per completare il percorso) non è stato considerato nella successiva analisi statistica dei dati. Considerando l'insieme delle misure ottenute, la mediana della PNC durante il tragitto suburbano con ventilazione naturale (finestrini parzialmente aperti) era significativamente più alta (46,293 part/cm³) di quella rilevata nelle stesse condizioni durante il tragitto urbano (33,520 part/cm³). In entrambi i casi la variabilità temporale era rimarcabile. Il range interquartile era rispettivamente 52,727 part/cm³ e 30,768 part/cm³. Le differenze rilevate sono probabilmente da ascrivere alle differenze tra i due percorsi nei parametri caratterizzanti il traffico (velocità media, flussi di traffico, composizione del parco veicolare). In particolare il percorso urbano è caratterizzato da una velocità media relativamente bassa, a causa dei numerosi semafori che si incontrano durante il

cammino e da alcuni tratti particolarmente congestionati. Circa la metà del tempo medio di percorrenza del percorso suburbano (13 minuti) è trascorsa sul GRA dove, rispetto al percorso urbano, la velocità media consentita è maggiore, non ci sono semafori, i flussi di traffico sono molto maggiori, e mediamente la percentuale di veicoli commerciali pesanti è più alta. La mediana della PNC calcolata nel tratto di GRA del percorso suburbano era compresa tra 47,994 e 87,471 part/cm³.

La PNC misurata all'interno delle autovetture è significativamente ridotta quando viene attivato il sistema meccanico di ventilazione (aria condizionata in modalità ricircolo dell'aria interna) come si evidenzia dalle Figure 3 e 4. In queste condizioni anche la variabilità è ridotta. Si sono registrate comunque significative differenze tra i due percorsi anche in queste condizioni.

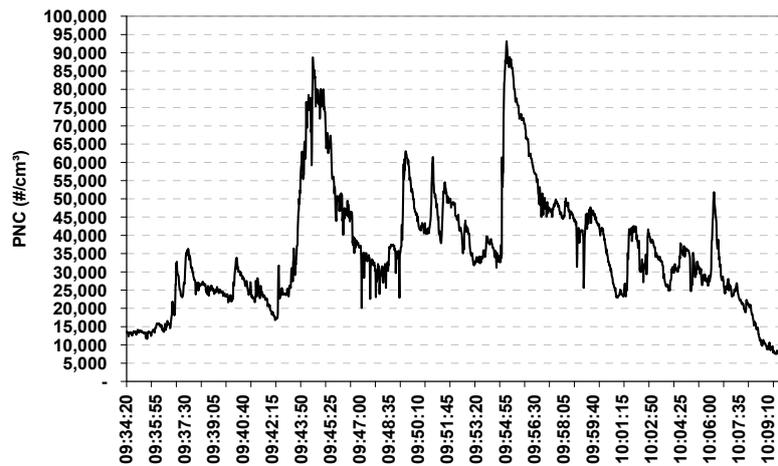


Figura 3. Andamento della PNC all'interno di un autoveicolo, durante il tragitto urbano; ricircolo naturale, finestrini anteriori parzialmente aperti

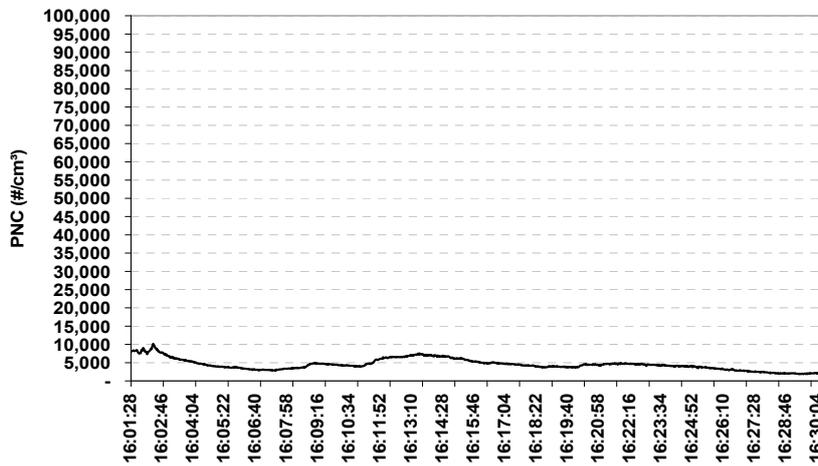


Figura 4. Andamento della PNC all'interno di un autoveicolo durante il tragitto urbano; aria condizionata accesa, modalità ricircolo aria interna

È evidente che le abitudini personali giocano un ruolo importante nell'esposizione a bordo delle autovetture. L'abitudine a circolare affidando alla ventilazione naturale il ricambio dell'aria

all'interno del veicolo è largamente diffusa durante la stagione calda a Roma (da aprile a ottobre) date le condizioni climatiche generalmente favorevoli. Un uso estensivo dell'aria condizionata è limitato ai periodi più caldi. Le condizioni climatiche tipiche delle aree mediterranee sono ben diverse da quelle del centro-nord Europa, dove sono stati condotti la maggior parte degli studi sull'esposizione nei veicoli. L'uso dell'aria condizionata con il sistema di ricircolo dell'aria interna attivato permette di ridurre l'esposizione a particelle ma è accompagnato dall'indesiderato aumento della concentrazione di CO₂ all'interno dell'abitacolo. È stato evidenziato come in queste condizioni sono sufficienti circa 30' per superare le 2000 ppm (15).

Qual è il potenziale contributo medio all'esposizione della permanenza in ciascun ambiente abitualmente frequentato?

Le concentrazioni di PNC misurate negli autoveicoli sono state confrontate con quelle rilevate in altri ambienti *indoor* (abitazioni e uffici, vedi paragrafo precedente). La Figura 5 illustra le statistiche di base relative alla PNC rilevata nei diversi ambienti. È evidente come la PNC mediamente è significativamente più elevata a bordo delle autovetture, in condizioni di ventilazione naturale (caso A e B di Figura 5), rispetto agli altri ambienti investigati; l'unica eccezione è la cucina, dove sono stati rilevati livelli confrontabili con quelli rilevati in auto (caso E). Le differenze tra le sorgenti naturalmente determinano importanti differenze di composizione delle particelle nei due casi.

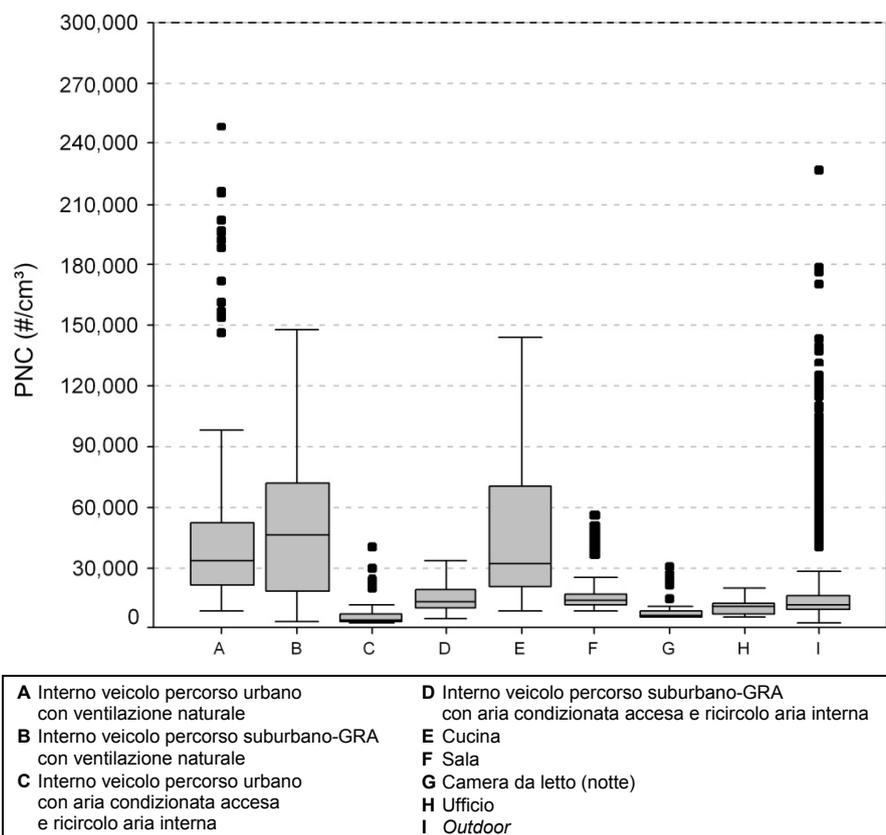


Figura 5. Sintesi delle misure di PNC in diversi microambienti (medie di 1 minuto): Roma, primavera-estate 2013, giorni lavorativi (soggetti non fumatori)

Sulla base delle misure di PNC è stata stimata l'esposizione nei diversi ambienti e l'esposizione totale integrata utilizzando come tempi medi di permanenza nei diversi ambienti i *time activity pattern* disponibili in letteratura, con riferimento a persone di età compresa tra 30 e 65 anni, impiegati in attività d'ufficio, che effettuano spostamenti sistematici casa-lavoro (21, 22).

Come evidenziato in Tabella 1 l'esposizione in auto fornisce un contributo non trascurabile all'esposizione totale integrata, confrontabile a quello di altri ambienti *indoor*, dove si trascorre mediamente un tempo più lungo, ma i livelli medi di PNC sono più bassi (e.g. durante la notte o in ufficio). Lo scenario è fortemente dipendente dalle abitudini dei conducenti riguardo alla modalità di ricambio dell'aria oltre che dal percorso seguito.

Tabella 1. PNC: mediana, esposizione, t contributo relativo dei diversi microambienti all'esposizione totale integrata in giorni lavorativi e tempo medio di permanenza in diversi ambienti di vita e di lavoro (Roma, primavera-estate 2013)

| Ambiente | PNC mediana (part/cm ³) | PNC esposizione (part/cm ³ h) | Contributo relativo all'esposizione totale integrata (%) | Tempo medio di permanenza (h d ⁻¹ ; %) |
|---------------------------|-------------------------------------|--|--|---|
| Auto – ricircolo naturale | 33.520 | 36.872 | 12,4 | 1,1 (4,6%) |
| <i>Outdoor</i> | 11.876 | 27.315 | 9,2 | 2,3 (9,6%) |
| Camera da letto (notte) | 6.602 | 46.214 | 15,5 | 7,0 (29,2%) |
| Cucina | 32.296 | 48.444 | 16,3 | 1,5 (6,3%) |
| Sala | 14.039 | 64.579 | 21,7 | 4,6 (19,2%) |
| Ufficio | 9.934 | 74.505 | 25,0 | 7,5 (31,3%) |

Influenza delle sorgenti *outdoor* sull'*indoor*: fattore di infiltrazione

Da quanto finora visto è evidente che la concentrazione di PNC *indoor* è fortemente dipendente dalle sorgenti *indoor*. Quando queste non sono attive tuttavia, diventa rilevante la penetrazione dall'esterno delle particelle. È quindi importante definire un approccio efficiente e facilmente riproducibile per stimare il fattore di infiltrazione.

Il fattore di infiltrazione può essere definito come il rapporto tra la concentrazione *indoor* di un inquinante penetrato dall'esterno e la concentrazione dello stesso in aria ambiente così come segue:

$$F_{Inf} = \frac{C_{pin}}{C_{out}} = \frac{P \cdot Aer}{Aer + k} \quad [1]$$

dove:

- F_{Inf}: fattore di infiltrazione (part/cm³);
- C_{pin}: concentrazione delle particelle penetrate dall'esterno (part/cm³);
- C_{out}: concentrazione delle particelle *outdoor* (part/cm³);
- P: efficienza di penetrazione delle particelle (adimensionale);
- Aer: velocità di ricambio dell'aria (h⁻¹);
- k: velocità di deposizione (h⁻¹);

Tale rapporto varia in funzione di parametri che dipendono dalle caratteristiche dell'edificio, dell'inquinante, e dalle condizioni microclimatiche.

È facile dimostrare che il fattore di infiltrazione può essere espresso in funzione delle concentrazioni *outdoor* e *indoor* cui va sottratta la concentrazione dell'inquinante in oggetto generato dalle sorgenti *indoor* (C_{ig}). Infatti dalla [2]:

$$C_{in} = \frac{P \cdot Aer \cdot C_{out}}{Aer + k} + \frac{Q_{is}}{(Aer + k)V} = F_{Inf} C_{out} + C_{ig} \quad [2]$$

dove:

- C_{in} : concentrazione particolato *indoor* (pt/cm³);
- C_{ig} : concentrazione particolato generato *indoor* (pt/cm³);
- Aer : velocità di scambio d'aria (h⁻¹);
- P : efficienza di penetrazione (adimensionale);
- k : velocità di deposizione (h⁻¹);
- Q_{is} : emissioni da sorgenti *indoor* (pt/h);
- V : volume ambiente *indoor* (m³);

si ricava la [3]:

$$F_{Inf} = \frac{C_{in} - C_{ig}}{C_{out}} \quad [3]$$

La C_{ig} non può essere determinata sperimentalmente; di solito la sua stima si avvale di metodi indiretti (mediante l'uso di traccianti) o di metodi statistici (23, 24).

È stato sviluppato un metodo alternativo, basato sulle misure ad alta risoluzione temporale (medie di 1 minuto) delle particelle ultrafini.

Il criterio adottato è stato testato utilizzando i dati raccolti durante una campagna di un anno di misure a Roma in due abitazioni. Tale metodo si avvale della disponibilità di misure ripetute e contemporanee *indoor/outdoor* accompagnate da un diario delle attività degli occupanti gli edifici (nel caso di studio, non fumatori).

Il metodo si basa sui seguenti passaggi:

- le serie temporali della concentrazione in numero delle particelle (PNC) determinate contemporaneamente nell'*indoor* e nell'*outdoor* sono confrontate e sono individuati i momenti di inizio e fine di attività che potenzialmente possono influenzare i livelli *indoor*, oltre a quelli in cui sono eventualmente state modificate le modalità di ricambio dell'aria (i.e. apertura/chiusura finestre, attivazione sistemi di aria condizionata ,ecc.);
- sono individuati i picchi di concentrazione, separando quelli che sono chiaramente riconducibili a sorgenti *outdoor* da quelli ascrivibili a sorgenti *indoor*;
- viene estrapolata una linea di base sottesa ai picchi *indoor*, utile a stimare il contributo della sorgente *indoor* alla PNC;
- i picchi di PNC determinati dalle sorgenti *indoor* mostrano un tempo di diluizione più lungo di quello generalmente osservato nel caso di intrusione di particelle dall'esterno. Può accadere quindi che sulla curva di decadimento della PNC si sovrapponga un picco, di solito asimmetrico e sottile, dovuto a un fenomeno di intrusione dall'esterno, di cui occorre tener conto nella fase di stima del contributo della sorgente *indoor* in esame;
- a questo punto l'area sottesa al picco determinato dalla sorgente *indoor* viene sottratta alla serie temporale di dati, permettendo di ottenere una serie di dati di PNC in cui la concentrazione *indoor* dipende in modo esclusivo dalla concentrazione *outdoor* e dalla modalità di infiltrazione dall'esterno delle particelle; sulla base della serie di PNC *indoor*

così ottenuta e della serie di PNC *outdoor* contemporanea è ora possibile stimare il fattore di infiltrazione semplicemente sulla base del rapporto delle PNC *indoor* e *outdoor*.

Il metodo è stato applicato in modo sistematico alla serie di dati annuale disponibile.

La sottrazione del contributo delle sorgenti *indoor*, permette di stimare il fattore di infiltrazione in modo realistico e riproducibile come dimostra il fatto che grazie al metodo utilizzato, aumenta la percentuale di variabilità della PNC *indoor*, spiegata dalla PNC *outdoor*.

Come illustrato in Tabella 2 il fattore di infiltrazione calcolato sulla base delle serie ricostruite mostra una evidente variabilità stagionale, con un minimo invernale ($F_{inf} = 0,60$ per l'abitazione 1, $F_{inf} = 0,63$ a per l'abitazione 2) e un massimo estivo (rispettivamente $F_{inf} = 0,95$ and $F_{inf} = 0,99$).

Tabella 2. Stima del fattore di infiltrazione: caso studio di applicazione del metodo proposto utilizzando le misure *indoor/outdoor* (I/O) di PNC effettuate in due abitazioni a Roma

| Abitazione 1 | I/O _{ratio} | F_{inf} | $R^2_{F_{inf}}$ | Abitazione 2 | I/O _{ratio} | F_{inf} | $R^2_{F_{inf}}$ |
|--------------|----------------------|-----------|-----------------|--------------|----------------------|-----------|-----------------|
| Estate | 0,97 | 0,95 | 0,98 | Estate | 1,01 | 0,99 | 0,97 |
| Autunno | 0,99 | 0,84 | 0,56 | Autunno | 1,00 | 0,70 | 0,62 |
| Inverno | 0,68 | 0,60 | 0,97 | Inverno | 0,82 | 0,63 | 0,37 |
| Primavera | 1,08 | 0,92 | 0,45 | Primavera | 1,00 | 0,90 | 0,63 |
| Anno | 0,97 | 0,85 | 0,72 | Anno | 0,97 | 0,80 | 0,65 |

Conclusioni

Le attività di ISPRA sull'inquinamento *indoor* vanno dalla divulgazione scientifica – attraverso banche dati, siti tematici e pubblicazioni periodiche – alla metrologia ambientale, alla partecipazione a studi nazionali e internazionali.

Con particolare riferimento alle particelle ultrafini, misure ad alta risoluzione temporale sono state effettuate a Roma, in abitazioni private, uffici e automobili.

È stato possibile seguire l'evoluzione di fenomeni determinati da sorgenti di emissione rapidamente variabili nel tempo e individuare la sorgente responsabile del rilascio di particelle, mediante l'uso di dettagliati diari di attività.

Sono state evidenziate le condizioni che possono determinare esposizioni acute ed è stato studiato il decadimento nel tempo delle concentrazioni rilevate determinato dall'interruzione delle emissioni o dall'attivazione di sistemi di abbattimento.

L'uso di misure di questo tipo, esemplificato nel caso della determinazione della concentrazione di particelle ultrafini, permette di migliorare la stima del fattore di infiltrazione, senza ricorrere a metodi statistici o all'uso di traccianti.

Bibliografia

1. Fuselli S, Pilozi A, Santarsiero A, Settimo G, Brini S, Lepore A, de Gennaro G, Loiotile AD, Marzocca A, de Martino A, Mabilia R per il Gruppo di Studio Nazionale sull'inquinamento *Indoor*. *Strategie di monitoraggio dei composti organici volatili (COV) in ambiente indoor*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2013. (Rapporti ISTISAN 13/04).
2. Bonadonna L, Briancesco R, Brunetto B, Coccia AM, De Gironimo V, Della Libera S, Fuselli S, Gucci PMB, Iacovacci P, Lacchetti I, La Rosa G, Meloni P, Paradiso R, Pini C, Semproni M per il Gruppo di Studio Nazionale sull'inquinamento *Indoor*. *Strategie di monitoraggio dell'inquinamento*

- di origine biologica dell'aria in ambiente indoor*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2013. (Rapporti ISTISAN 13/37).
3. Fuselli S, Musmeci L, Pillozzi A, Santarsiero A, Settimo G per il Gruppo di Studio Nazionale sull'inquinamento Indoor (Ed.). *Workshop. Problematiche relative all'inquinamento indoor: attuale situazione in Italia*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2013. (Rapporti ISTISAN 13/39).
 4. Beregszaszi T, Burali A, Calzoni J, Colaiacomo E, Csobod E, Kocic A, Magyar Z, De Maio F, Moscato U, Nemeth G, Neri M, Poscia A, Prokai R, Rudnai R, Sinisi L, Szuppinger P, Varro M, Vaskovi E. *Making schools healthy: meeting environment and health challenges*. Budapest: Regional Environmental Centre; 2013. Disponibile all'indirizzo: <http://search.rec.org/publications/making-schools-healthy-meeting-environment-and-health-challenges/200>; ultima consultazione 1/9/2014.
 5. Burali A, Calzoni J, Colaiacomo E, De Maio F, Sinisi L. *Targeting indoor air quality in sustainable patterns*. Budapest: Regional Environmental Center; 2013. Disponibile all'indirizzo: www.isprambiente.gov.it/files/progetti/search-1/TargetingIndoorAirQuality_Web_Dec2013.pdf; ultima consultazione: 23/3/2015.
 6. Loomis D, Grosse Y, Lauby-Secretan B, El Ghissassi F, Bouvard V, Benbrahim-Talla L, Guha N, Baan R, Mattock H, Straif K, on behalf of the International Agency for Research on Cancer Monograph Working Group IARC, Lyon, France. The carcinogenicity of outdoor air pollution. *The Lancet Oncology* 2013;14(13):1262-3.
 7. IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 105*. Lyon: International Agency for Research on Cancer; 2013. Disponibile all'indirizzo: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol105/mono105.pdf>; ultima consultazione: 1/10/2014.
 8. IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 99*. Lyon: International Agency for Research on Cancer; 2010. Disponibile all'indirizzo: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol99/mono99.pdf>; ultima consultazione: 1/10/2014
 9. IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 100E*. Lyon: International Agency for Research on Cancer; 2012. Disponibile all'indirizzo: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100E/mono100E.pdf>; ultima consultazione: 1/10/2014.
 10. Health Effect Institute Review Panel on Ultrafine Particles. *Understanding the health effects of ambient ultrafine particles*. Boston (MA): Health Effects Institute; 2013. Disponibile all'indirizzo: <http://pubs.healtheffects.org/getfile.php?u=893>. Ultima consultazione: 1/10/2014.
 11. Wallace L, Ott W. Personal exposure to ultrafine particles. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2011;21(1):20-30.
 12. Morawska L, Afshari A, Bae GN, Buonanno G, Chao CYH, Hanninen O, Hofmann W, Isaxon WC. Indoor aerosols: from personal exposure to risk assessment. *Indoor Air* 2013;23(6):462-87.
 13. Wallace, LA, Emmerich SJ, Howard-Reed C. Source strengths of ultrafine and fine particles due to cooking with a gas stove. *Environ. Sci. Technol.* 2004;38(8):2304-11.
 14. Knibbs LD, Cole-Hunter T, Morawska L. A review of commuter exposure to ultrafine particles and its health effects, *Atmos Environ* 2011;45:2611-22.
 15. Tartakovsky L, Baibikov V, Czerwinski J, Gutman M, Kasper M, Popescu D, Veinblat M, Zvirin Y. In-vehicle particle air pollution and its mitigation. *Atmos Environ* 2013;64:320-8.
 16. Cattaneo A, Garramone G, Taronna M, Peruzzo C, Cavallo DM. Personal exposure to airborne ultrafine particles in the urban area of Milan. *Journal of Physics: Conference Series*, 2009;151:12-39.
 17. Aalto P, Hämeri K, Paatero P, Kulmala M, Bellander T, Berglind N, Bouso L, Castaño-Vinyals G, Cattani G, et al. Aerosol particle number concentration measurements in five European cities using TSI-3022 condensation particle counter over a three year period during HEAPSS (Health Effects of

- Air Pollution on Susceptible Subpopulations). *Journal of the Air and Waste Management Association* 2005;55:1064-76.
18. Cattani G, Viviano G. Stazione di rilevamento dell'Istituto Superiore di Sanità per lo studio della qualità dell'aria: anni 2003 e 2004. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2006. (Rapporti ISTISAN 06/13).
 19. Cattani G, Di Menno di Bucchianico A, Dina D, Inglessis M, Notaro C, Settimo G, Viviano G, Marconi A. Evaluation of the temporal variation of air quality in Rome, Italy from 1999 to 2008. *Ann Ist Super Sanità*, 2010;46(39):242-53.
 20. R Development Core Team. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing; 2011. Disponibile all'indirizzo: <http://www.R-project.org/>. ultima consultazione 1/9/2014.
 21. Tortorella W, Andreani V. *Rapporto Cittalia 2009. Città mobili*. Roma: Fondazione Cittalia; 2009. Disponibile all'indirizzo: www.anci.it/Contenuti/Allegati/Rapporto%20Citta%20mobili.pdf. Ultima consultazione: 1/9/2014.
 22. Schweizer C, Edwards RD, Bayer-Oglesby L, Gauderman WJ, Ilacqua V, Jantunen MJ, Kan Lai H, Nieuwenhuijsen M, Kunzli N. *Indoor time-microenvironment-activity patterns in seven regions of Europe*. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2007;17:170-81.
 23. Hänninen O, Lebret E, Ilacqua V, Katsouyanni K, Kunzli N, Srám RJ, Jantunen M. Infiltration of ambient PM_{2.5} and levels of *indoor* generated non-ETS PM_{2.5} in residences of four European cities. *Atmos Environ* 2004;38:6411-23.
 24. Hänninen O, Hoek G, Mallone S, Chellini E, Katsouyanni K, Gariazzo C, Cattani G, Marconi A, Molnár P, Bellander T, Jantunen M. Seasonal patterns of *outdoor* PM infiltration into *indoor* environments: review and meta-analysis of available studies from different climatological zones in Europe. *Air Qual Atmos Health* 2010;doi: 10.1007/s11869-010-0076-5.