



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

Inquinamento indoor: aspetti generali e casi studio in Italia

RAPPORTI





ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

INQUINAMENTO INDOOR: aspetti generali e casi studio in Italia

Informazioni legali

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) e le persone che agiscono per conto dell'Istituto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

La Legge 133/2008 di conversione, con modificazioni, del Decreto Legge 25 giugno 2008, n. 112, pubblicata sulla Gazzetta Ufficiale n. 195 del 21 agosto 2008, ha istituito l'ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale.

L'ISPRA svolge le funzioni che erano proprie dell'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici (ex APAT), dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (ex INFS) e dell'Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare (ex ICRAM).

ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.it

ISPRA, Rapporti 117/2010

ISBN 978-88-448-0451-0

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

ISPRA

Grafica di copertina: Franco Iozzoli

Foto di copertina: Franco Iozzoli e Funadium da www.flickr.com

Coordinamento tipografico:

Daria Mazzella

ISPRA - Settore Editoria

Amministrazione:

Olimpia Girolamo

ISPRA - Settore Editoria

Distribuzione:

Michelina Porcarelli

ISPRA - Settore Editoria

Impaginazione e Stampa

Tipolitografia CSR - Via di Pietralata, 157 - 00158 Roma

Tel. 064182113 (r.a.) - Fax 064506671

Finito di stampare nel mese di dicembre 2010

Autori:

Arianna Lepore, Vanessa Ubaldi e Silvia Brini - Dipartimento Stato dell'Ambiente e Metrologia Ambientale - ISPRA

Referaggio

Patrizia Iacovacci - Istituto Superiore di Sanità

Giorgio Cattani - ISPRA

Mario Carmelo Cirillo - ISPRA

INDICE

PREMESSA	7
INTRODUZIONE	9
COSA SI INTENDE PER AMBIENTE INDOOR	11
INQUINANTI DELL'ARIA INDOOR E FONTI	13
RIFERIMENTI NORMATIVI	17
L'INQUINAMENTO INDOOR NELLE CITTÀ ITALIANE: ALCUNI CASI STUDIO	19
Torino	21
Ispra - Joint Research Center (VA)	24
Milano	27
Pavia	37
Verona	43
Trieste	44
Genova	45
Parma	47
Modena	48
Ferrara	51
Firenze	53
Pisa e Delta del Po	56
Roma	65
Cassino	88
L'Aquila	90
Napoli	92
Bari	93
Catania	94
Varie città	99
CONCLUSIONI	107
Il tempo trascorso negli ambienti indoor	107
Le concentrazioni degli inquinanti indoor	108
ALLEGATO	
SCHEDE DESCRITTIVE DEI PRINCIPALI AGENTI CHE DETERMINANO INQUINAMENTO INDOOR	113
Monossido di Carbonio (CO)	114
Biossido di Azoto (NO ₂)	115
Biossido di Zolfo (SO ₂)	116

Composti Organici Volatili (VOC)	117
Formaldeide (CH ₂ O)	118
Benzene (C ₆ H ₆)	119
Idrocarburi Policiclici Aromatici	120
Ozono (O ₃)	121
Particolato Aerodisperso	122
Fumo di Tabacco Ambientale	123
Pesticidi	124
Amianto	125
Batteri	126
Pollini	126
Muffe	127
Acari	127
Allergeni Degli Animali Domestici	128
BIBLIOGRAFIA	129

PREMESSA

Le indagini sugli stili di vita dei cittadini ci dicono che le persone, nell'arco della giornata, trascorrono la maggior parte del proprio tempo in ambienti chiusi (indoor). I risultati di numerosi studi mettono in evidenza che la concentrazione di inquinanti nell'aria indoor è spesso superiore ai rispettivi valori esterni.

Negli ultimi anni la qualità dell'aria indoor è stata finalmente riconosciuta come obiettivo imprescindibile di una strategia integrata relativa all'inquinamento atmosferico nel suo complesso. Basti pensare che nel 2000 l'Organizzazione Mondiale della Sanità, tramite il documento del "The Right to Healthy Indoor Air", ha riconosciuto una salutare aria indoor come un diritto umano fondamentale. Successivamente, nel 2003, la Commissione Europea ha adottato la Strategia Ambiente e Salute, che pone tra gli obiettivi prioritari la riduzione degli effetti negativi sulla salute dovuti ai fattori ambientali, tra cui i disturbi respiratori, l'asma e le allergie associate all'inquinamento dell'aria esterna e degli ambienti chiusi. Le stesse linee guida sulla qualità dell'aria dell'Organizzazione Mondiale della Sanità, nella versione più aggiornata (WHO Air Quality Guidelines, Global Update 2005), fanno un esplicito riferimento alla necessità di predisporre linee guida per l'inquinamento dell'aria indoor. Un primo passo in tale direzione è costituito dalla recente pubblicazione dell'Organizzazione Mondiale della Sanità riguardante le linee guida per la qualità dell'aria indoor relativamente a umidità e muffe, che presenta una disamina dell'evidenza scientifica dei problemi sanitari associati alla presenza di umidità e di inquinanti biologici all'interno degli spazi chiusi, fornendo raccomandazioni e misure di controllo.

Avendo l'inquinamento indoor origine sia da fonti esterne che interne, è facile comprendere che le sole misure relative alla riduzione delle concentrazioni esterne non sono sufficienti a garantire una buona qualità dell'aria negli ambienti confinati.

Siamo tutti consapevoli come una delle future principali sfide per l'Europa, e in particolare per l'Italia, sia la riduzione del consumo energetico negli edifici e di come anche il legislatore si stia muovendo per garantire gli strumenti idonei al perseguimento di tale risultato, ma non si deve dimenticare che in questi stessi edifici possono essere presenti numerosi composti chimici che rappresentano un rischio per la salute dei soggetti esposti. È auspicabile, quindi, che nel considerare le misure per l'intervento sugli edifici, finalizzate al contenimento energetico, si intervenga per garantire la salubrità degli ambienti confinati, mettendo a punto gli idonei strumenti normativi.

Il presente lavoro costituisce una dettagliata analisi di studi effettuati in alcune aree urbane italiane che evidenziano come anche in Italia si riscontri la presenza di inquinanti atmosferici indoor in diverse tipologie di ambienti confinati. Ci auguriamo che il lavoro possa costituire un'ulteriore motivazione perché alla problematica dell'inquinamento indoor sia conferita la giusta attenzione.

Vincenzo Grimaldi
Commissario Straordinario ISPRA

INTRODUZIONE

L'esposizione agli inquinanti dell'aria rappresenta un rischio per il benessere e la salute dell'uomo e degli ecosistemi. A livello internazionale si è sviluppata una forte attenzione per l'inquinamento atmosferico dell'aria ambiente (outdoor) che ha portato, attraverso l'adozione di idonee misure quali il controllo delle emissioni degli inquinanti atmosferici, la riduzione o l'eliminazione di alcuni componenti inquinanti nei combustibili, l'individuazione delle concentrazioni massime consentite, ad una significativa riduzione di alcuni contaminanti nell'ambiente atmosferico.

La considerazione che la popolazione, soprattutto nelle aree urbane, trascorre la maggior parte del tempo in ambienti chiusi (indoor) ha indotto la comunità scientifica internazionale ad occuparsi della contaminazione dell'aria negli ambienti di vita: l'inquinamento indoor può causare effetti indesiderati che vanno dal disagio sensoriale a gravi conseguenze sullo stato di salute. Si menzionano, a tal proposito, le patologie correlate all'inquinamento indoor: Sick Building Syndrome (SBS), ovvero sindrome dell'edificio malato, e Building Related Illness (BRI). La prima si manifesta con sintomi aspecifici ma ripetitivi e non correlati ad un agente in particolare. Tali sintomi si manifestano in una elevata percentuale di soggetti, con particolare frequenza in quelli che lavorano in ufficio [Woods et al., 1987], scompaiono o si attenuano dopo l'uscita dai locali e non sono accompagnati da reperti obiettivi rilevanti. Proprio l'assenza di reperti obiettivi, focalizza il problema sulla adeguatezza della qualità dell'aria, intesa come soddisfacimento delle proprie aspettative e raggiungimento di uno stato di benessere. Infatti è difficile poter affermare che vi sia una vera e propria "malattia" causata dalla permanenza in edifici malati, mentre è certo che vi si può avvertire malessere e senso di irritazione. Il giudizio espresso dagli occupanti è quindi l'unico modo per avere informazioni relative al comfort e ai sintomi aspecifici della Sick Building Syndrome. Il termine BRI viene invece attribuito ad alcune patologie per le quali vi è una diretta correlazione con la permanenza all'interno di un edificio e per le quali si conosce lo specifico agente eziologico che ne è la causa. Tra le più comuni troviamo la legionellosi, la febbre da umidificatore, l'alveolite allergica, l'asma e l'avvelenamento da monossido di carbonio, ma in generale interessano solo un numero limitato di persone.

Il principale fattore che ha portato ad accrescere l'esposizione all'inquinamento indoor negli ultimi cinquant'anni è senz'altro la migrazione della popolazione verso le città (e la conseguente tipologia di urbanizzazione e di edilizia residenziale che si è perseguita) e la progressiva "terziarizzazione" delle attività: numerose indagini sull'utilizzo del tempo da parte di diversi gruppi di popolazioni nei paesi maggiormente sviluppati hanno rivelato che le persone trascorrono pochissimo tempo all'aperto; la maggiore parte del tempo viene trascorsa a casa, in ufficio, a scuola, sui mezzi di trasporto. Pertanto la fonte di esposizione principale ad alcuni inquinanti atmosferici è rappresentata dalla contaminazione dell'aria indoor. Il problema è ancora più importante per alcune fasce di popolazione particolarmente sensibili (gli anziani, i bambini, persone con patologia respiratorie).

Nel presente lavoro è stata condotta una analisi degli studi relativi alla presenza di inquinanti atmosferici indoor in diverse tipologie di ambienti confinati e sulla base di tali studi sono state individuate le sostanze o le tipologie di sostanze che più frequentemente ricorrono e il livello di concentrazione riscontrato.

COSA SI INTENDE PER AMBIENTE INDOOR

Va innanzitutto rilevato che per ambienti indoor si intendono gli ambienti confinati di vita e di lavoro non industriali (per quelli industriali vige una specifica normativa), ed in particolare, quelli adibiti a dimora, svago, lavoro e trasporto [Accordo del 27/09/2001 tra il Ministero della salute, le regioni e le province autonome].

Secondo questo criterio, l'ambiente indoor comprende:

- le abitazioni,
- gli uffici pubblici e privati,
- le strutture comunitarie (ospedali, scuole, caserme, alberghi, banche, etc.),
- locali destinati ad attività ricreative e/o sociali (cinema, bar, ristoranti, negozi, strutture sportive, etc.)
- mezzi di trasporto pubblici e/o privati (auto, treno, aereo, nave, etc.).

Si tratta quindi di ambienti nei quali la popolazione trascorre gran parte del proprio tempo subendo, di conseguenza, un prolungato contatto con le potenziali sorgenti di inquinamento.

Studi condotti in paesi altamente industrializzati quali gli Stati Uniti, hanno rivelato che la popolazione trascorre una parte molto rilevante del proprio tempo (fino al 90%) [U.S.EPA, 1989] negli ambienti confinati come le abitazioni, edifici pubblici e privati e mezzi di trasporto. Questa alta percentuale, insieme all'evidenza che in tali paesi la popolazione già da tempo vive in ambienti per la maggior parte climatizzati e quindi termicamente isolati, ha condotto a studi avanzati, da circa vent'anni, sulla questione del problema dell'inquinamento dell'aria indoor.

In Italia, secondo una ricerca condotta nel 1998 su un campione di popolazione di Milano, nei giorni feriali la popolazione impiegata in ufficio trascorre in media il 59% del tempo a casa, il 35% in ufficio ed il 6 % nei tragitti casa-ufficio [Carrer et al., 2000]. Per alcuni gruppi di persone come bambini, anziani, e malati la percentuale di tempo trascorsa in casa è ancora più alta. Un altro studio del 1998, condotto nel Delta del Po ha dimostrato che le persone trascorrono l'84% del loro tempo giornaliero all'interno di ambienti confinati (di cui il 64% in casa), il 3,6% in transito e solo il 12% all'aperto [Simoni et al., 1998].

Gli studi condotti in questi ultimi decenni hanno documentato profondi cambiamenti sia qualitativi che quantitativi dell'aria indoor, con un progressivo aumento in assoluto delle sostanze inquinanti e dei relativi livelli nell'aria. In seguito alla crisi delle risorse energetiche mondiali, si sono imposti nuovi criteri tecnico-progettuali per gli edifici ad uso civile. La necessità di contenere i consumi per il riscaldamento e per il condizionamento ha imposto un migliore isolamento termico degli edifici, con conseguente spinta a sigillare gli ambienti interni ed a sostituire le modalità naturali di aerazione ed illuminazione con mezzi artificiali. Alle trasformazioni strutturali degli edifici si sono accompagnate modifiche rilevanti degli arredi (nuovi materiali per mobili, rivestimenti, ecc.) e degli strumenti di lavoro e di ricreazione.

INQUINANTI DELL'ARIA INDOOR E FONTI

Gli inquinanti indoor sono numerosi e possono essere originati da diverse sorgenti. La loro concentrazione può variare nel tempo e dipende dalla natura della sorgente, dalla ventilazione, dalle abitudini e dalle attività svolte dagli occupanti negli ambienti interessati.

La composizione dell'aria indoor è spesso caratterizzata da una miscela di composti molto variabile rispetto a quanto riscontrabile nell'aria atmosferica esterna. A volte si registrano valori di concentrazione di inquinante all'interno superiori a quelli presenti nello stesso momento all'esterno dell'ambiente o, più comunemente, si riscontra la presenza di sostanze inquinanti non rilevabili all'esterno. Va inoltre considerato che, anche se a basse concentrazioni, la presenza di contaminanti negli ambienti confinati può avere un importante impatto sulla salute e sul benessere degli occupanti a causa di esposizioni di lunga durata. Il rischio, infatti, più che alla concentrazione di inquinanti, in generale molto bassa, è legato all'esposizione, ovvero alla concentrazione integrata nel tempo. Ricordando che il tempo di permanenza medio in un ambiente confinato raggiunge l'80-90% del tempo giornaliero disponibile, ben si comprende come questo costituisca un aspetto chiave nella valutazione degli effetti dell'inquinamento indoor.

Tra le fonti di inquinanti più comuni troviamo il fumo di tabacco, i processi di combustione, i prodotti per la pulizia e la manutenzione della casa, gli antiparassitari, l'uso di colle, adesivi, solventi etc., l'utilizzo di strumenti di lavoro quali stampanti, plotter e fotocopiatrici e prodotti per l'hobbistica (es. colle e vernici). Anche le emissioni dei materiali utilizzati per la costruzione (es. isolamenti contenenti amianto) e l'arredamento (es. mobili fabbricati con legno truciolato, con compensato o con pannelli di fibre di legno di media densità, oppure trattati con antiparassitari, ma anche moquette e rivestimenti) possono contribuire alla miscela di inquinanti presenti. Infine, il malfunzionamento del sistema di ventilazione o una errata collocazione delle prese d'aria in prossimità di aree ad elevato inquinamento (es. vie ad alto traffico, parcheggio sotterraneo, autofficina, ecc.) possono determinare un'importante penetrazione di inquinanti dall'esterno. I sistemi di condizionamento dell'aria possono, inoltre, diventare terreno di coltura per muffe e altri contaminanti biologici e diffondere tali agenti in tutto l'edificio.

Tabella 1: possibili fonti di inquinanti presenti in diversi ambienti confinati

Ambiente	Fonti	Inquinanti
Casa	Fumo di tabacco	Particolato aerodisperso; monossido di carbonio; composti organici volatili; formaldeide.
	Forni a gas e caldaie a gas	Biossido di azoto; monossido di carbonio; biossido di zolfo.
	Forni a legna e caminetti	Particolato aerodisperso; biossido di azoto; monossido di carbonio; biossido di zolfo; idrocarburi policiclici aromatici.
	Materiali da costruzione	Radon; formaldeide; composti organici volatili; amianto.
	Arredamenti e prodotti di consumo	Formaldeide; composti organici volatili; pesticidi.
	Condizionatori e superfici umide	Agenti biologici; particolato aerodisperso.
	Apparecchiature elettriche	Campi elettromagnetici.
Uffici e scuole	Fumo di tabacco	Particolato aerodisperso; monossido di carbonio; composti organici volatili; formaldeide.
	Materiali da costruzione	Radon; formaldeide; composti organici volatili; amianto.
	Arredi	Formaldeide; composti organici volatili.
	Stampanti e fotocopiatrici	Composti organici volatili; ozono.
	Impianti di condizionamento e di ventilazione	Agenti biologici; particolato aerodisperso; biossido di azoto; monossido di carbonio.
	Materiale didattico e di cancelleria	Composti organici volatili.
Mezzi di trasporto	Fumo di tabacco	Particolato aerodisperso; monossido di carbonio; composti organici volatili; formaldeide.
	Inquinanti esterni	Monossido di carbonio; benzene; biossido di azoto; particolato aerodisperso; ozono.
	Condizionatori	Agenti biologici.

Elaborazione: ISPRA, 2009

Le sostanze inquinanti possono essere classificate in agenti chimici, fisici e biologici. Focalizzando l'attenzione sulla Qualità dell'Aria Indoor (IAQ, Indoor Air Quality), in questo contesto sono analizzati solo gli inquinanti di tipo chimico e biologico descritti nelle schede riassuntive in ALLEGATO.

Gli inquinanti chimici comprendono una serie di sostanze naturali o artificiali che, presenti nell'aria in forma liquida, solida o gassosa, ne peggiorano la qualità. Possono originarsi da fonti situate negli ambienti stessi o provenire dall'aria esterna, soprattutto in condizioni di elevato inquinamento ambientale. I principali contaminanti chimici derivanti dall'esterno comprendono i gas di combustione (biossido di azoto, biossido di zolfo, monossido di carbonio), l'ozono, il particolato aerodisperso, il benzene, mentre quelli derivanti dall'ambiente confinato sono soprattutto la formaldeide, i composti organici volatili, gli idrocarburi policiclici aromatici, sostanze presenti nel fumo di tabacco ambientale, i pesticidi, l'amianto ed i gas di combustione.

I maggiori contaminanti di natura chimica sono:

- monossido di carbonio (CO);
- biossido di azoto (NO₂);
- biossido di zolfo (SO₂);
- composti organici volatili (VOC);
- formaldeide (CH₂O);
- benzene (C₆H₆);
- idrocarburi aromatici policiclici (IPA);
- ozono (O₃);
- particolato aerodisperso (PM₁₀, PM_{2.5});
- composti presenti nel fumo di tabacco ambientale;
- pesticidi;
- amianto.

Per contaminanti biologici s'intende una serie di sostanze di origine biologica che possono incidere negativamente sulla qualità dell'aria sia indoor che outdoor. Le principali fonti di inquinamento microbiologico nei locali sono rappresentate dagli occupanti (uomo, animali, piante), dalla polvere (ottimo ricettacolo per i microrganismi), dalle strutture e dai servizi degli edifici. A queste fonti, si aggiungono gli umidificatori e i condizionatori d'aria, dove la presenza di elevata umidità e l'inadeguata manutenzione facilitano l'insediamento e la moltiplicazione dei contaminanti biologici che poi vengono diffusi nei vari ambienti.

Tra i contaminanti biologici indoor più comuni troviamo:

- I batteri, trasmessi dalle persone e dagli animali ma presenti anche in luoghi con condizioni di temperatura ed umidità che ne favoriscono la crescita.
- I virus, trasmessi dalle persone e dagli animali infettati.
- I pollini delle piante, provenienti soprattutto dall'ambiente esterno.
- Funghi e muffe che si formano all'interno dei luoghi confinati per problemi d'umidità o che possono penetrare dagli ambienti esterni.
- Gli acari, considerati tra le principali cause di allergia ed asma poiché, tramite le loro feci, producono dei potenti allergeni facilmente inalabili.
- Gli allergeni degli animali domestici rilasciati principalmente dalla saliva, forfora e urina che, una volta essiccati e frammentati, rimangono sospesi nell'aria. La principale fonte è costituita dagli animali con pelliccia (cani, gatti, roditori, etc.), ma anche da uccelli, scarafaggi e insetti.

Per completezza si riportano anche gli agenti fisici responsabili di una cattiva qualità dell'ambiente indoor:

- Campi elettromagnetici (c.e.m.)
- Rumore
- Radon.

Il fenomeno comunemente definito "inquinamento elettromagnetico" è legato alla generazione di campi elettrici, magnetici ed elettromagnetici artificiali, cioè non attribuibili al naturale fondo terrestre o ad eventi naturali (quale ad esempio può essere il campo elettrico generato da un fulmine), ma prodotti da impianti realizzati per trasmettere informazioni attraverso la propagazione di onde elettromagnetiche (impianti radio-TV e per telefonia mobile), da im-

pianti utilizzati per il trasporto e la trasformazione dell'energia elettrica dalle centrali di produzione fino all'utilizzatore in ambiente urbano (elettrodotti), da impianti per lavorazioni industriali, nonché da tutti quei dispositivi il cui funzionamento è subordinato a un'alimentazione di rete elettrica (tipico esempio sono gli elettrodomestici).

Il rumore, responsabile dell'inquinamento acustico, è costituito dall'insieme dei suoni che risultano indesiderati perché di intensità eccessiva, fastidiosi o improvvisi, e che spesso rappresentano elementi di disturbo per la ricezione da parte dell'orecchio umano.

Il radon è un elemento chimico naturale, radioattivo, appartenente alla famiglia dei cosiddetti gas nobili o inerti. Non esiste luogo ove il radon non sia presente. In atmosfera si disperde rapidamente e non raggiunge quasi mai elevate concentrazioni, ma nei luoghi chiusi (case, scuole, negozi, ambienti di lavoro, ecc.) può in taluni casi arrivare a concentrazioni tali da rappresentare un rischio eccessivo per gli occupanti.

RIFERIMENTI NORMATIVI

Mentre l'aria esterna e gli ambienti lavorativi sono soggetti a legislazione volta a ridurre l'esposizione agli agenti inquinanti, la qualità dell'aria negli edifici pubblici e privati non è regolata da veri e propri riferimenti normativi. Sono di recente pubblicazione le linee guida dell'Organizzazione Mondiale della Sanità inerenti alcuni inquinanti chimici comunemente presenti nell'aria degli ambienti indoor [WHO, 2010]. Tuttavia, l'attenzione rivolta alla tematica risulta evidente già nella Direttiva 89/106/CEE del Consiglio Europeo sui materiali da costruzione. Questa prende in considerazione gli aspetti sanitari e ambientali e dà mandato al CEN (Comitato europeo per la standardizzazione) di elaborare norme armonizzate e metodi di prova riguardanti la qualità dell'aria all'interno degli edifici [Dir. 89/106/CE]. Successivamente la Comunità Europea ha licenziato la Direttiva 2002/91/CE sul rendimento energetico nell'edilizia, avente come obiettivo l'efficienza ambientale a lungo termine. In Italia la Direttiva è stata recepita con D.Lgs. 192/2005, a cui ha fatto seguito il DM 26/06/2009 che definisce le linee guida nazionali per la certificazione energetica degli edifici. Tornando al panorama europeo, l'importanza del benessere degli occupanti gli ambienti di vita è stata poi ripresa nel documento "Verso una strategia per un ambiente urbano sostenibile" [COM(2004)60] in cui tra le priorità segnalate è indicata anche la qualità dell'aria all'interno degli edifici, l'accessibilità, i livelli di rumore, il comfort, la qualità ambientale dei materiali ed i costi del ciclo di vita dell'edificio, nonché la resistenza di quest'ultimo ai rischi ambientali. Le interazioni ambiente e salute sono, poi, oggetto sia del VI Programma di Azione Ambientale, istituito dalla Dec. 1600/2002/CE, che della successiva Strategia Tematica Ambiente e Salute [COM(2003)338]. Con particolare riferimento al problema dell'inquinamento indoor, il VI Programma di azione per l'ambiente promuove tra le azioni quella di "esaminare il problema della qualità dell'aria all'interno degli edifici e del relativo impatto sulla salute umana e svolgere attività di ricerca nel campo per definire le priorità e valutare la necessità di proporre una strategia ed un piano d'azione comunitari per affrontare il problema"; la Strategia Tematica Ambiente e Salute focalizza l'attenzione sull'esposizione al fumo passivo e alle patologie correlate, specie nell'infanzia.

In ambito internazionale, vale la pena citare la recente pubblicazione dell'Organizzazione Mondiale della Sanità riguardante le linee guida per la qualità dell'aria indoor relativamente a umidità e muffe [WHO, 2009] che presentano una disamina dell'evidenza scientifica dei problemi sanitari associati alla presenza di umidità e di inquinanti biologici all'interno degli spazi chiusi e forniscono raccomandazioni e misure di controllo.

A livello nazionale, la qualità dell'aria in ambienti di vita è stata oggetto nel 2001 di un accordo tra il Ministero della salute, le regioni e le province autonome, che ha portato alla pubblicazione delle linee guida per la tutela e la promozione della salute negli ambienti confinati [Acc del 27/09/2001 tra il Ministero della salute, le regioni e le province autonome]. Si tratta di un elaborato che presenta un programma generale di prevenzione e linee strategiche per la messa in opera del programma. A questo documento ha fatto seguito l'accordo tra Governo, Regioni e Province autonome sul documento "Linee guida per la definizione di protocolli tecnici di manutenzione predittiva sugli impianti di climatizzazione" [Prov. 5 ottobre 2006, 2636], che si basano sul presupposto che impianti di climatizzazione non opportunamente installati o gestiti possono influire sulla qualità dell'aria indoor causando rischi per la salute ed il benessere degli occupanti.

Un importante strumento di tutela della salute pubblica è stato inserito nella normativa italiana mediante l'introduzione della L. n.3/2003, art. 51, "Tutela della salute dei non fumatori", entrata in vigore il 10/01/2005, che estende il divieto di fumo a tutti i locali chiusi ad eccezione di quelli privati non aperti ad utenti o al pubblico e di quelli riservati ai fumatori e come tali contrassegnati. Tale provvedimento ha indotto modifiche sui comportamenti e le abitudini degli individui in relazione al fumo, che dal punto di vista della qualità dell'aria negli ambienti confinati (e non solo) rappresenta una delle fonti di inquinanti più pericolose.

Attualmente, non esistendo valori di concentrazione limite per gli inquinanti indoor, si fa riferimento ai limiti di concentrazione previsti dalla normativa che regola l'inquinamento atmosferico esterno, che in Italia è definita dal D.Lgs. n.155 del 13/08/2010. In ambito internazionale si fa riferimento alle recenti linee guida dell'Organizzazione Mondiale della Sanità già menzionate [WHO, 2010] e per le soglie degli inquinanti atmosferici non inclusi si ricorre alle linee guida per la qualità dell'aria esterna pubblicate dalla stessa Organizzazione [WHO, 2000, 2006].

Un'unica misura cautelativa per gli ambienti confinati indicata dalla normativa italiana riguarda la formaldeide: la Circolare n. 57 del 22/06/1983 del Ministero della Sanità fissa come limite massimo di esposizione all'inquinante il valore di 0,1 ppm negli ambienti di vita e di soggiorno nei quali siano stati utilizzati schiume di urea-formaldeide, compensati, truciolati, conglomerati di sughero, ma anche manufatti provenienti da settori diversi da quello dell'edilizia, quali il settore tessile, quello della carta, delle vernici, degli abrasivi, della moquette, ecc.. Recentemente è stato emanato il DM 10 ottobre 2008 che stabilisce disposizioni riguardanti la fabbricazione, l'importazione e l'immissione in commercio di pannelli a base di legno e manufatti con essi realizzati contenenti formaldeide, al fine di garantire la protezione della salute umana nel loro impiego negli ambienti di vita e soggiorno. Tali prodotti non possono essere immessi in commercio se la concentrazione di equilibrio di formaldeide nell'aria dell'ambiente di prova supera il valore di 0,1 ppm (0,124 mg/m³).

Una proposta di valori limite indoor è stata elaborata dal progetto europeo INDEX (*Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU*) [Kotzias, 2005], finanziato dalla DG Sanco della Commissione Europea (Directorate General for Health and Consumer Affairs) e coordinato dal Joint Research Centre della Commissione Europea in collaborazione con i maggiori esperti europei in materia di inquinamento dell'aria indoor. Lo studio ha individuato la formaldeide, il biossido di azoto, il monossido di carbonio, il benzene e il naftalene come inquinanti prioritari ai fini di una regolamentazione europea, suggerendone i limiti di esposizione (per i quali si rimanda alle rispettive schede riassuntive), le raccomandazioni e le misure di controllo per minimizzare i rischi per la salute.

L'INQUINAMENTO INDOOR NELLE CITTÀ ITALIANE: ALCUNI CASI STUDIO

L'interesse da parte del mondo scientifico internazionale a riguardo dell'inquinamento indoor è certamente ben mostrato dal gran numero di casi studio riportati in letteratura. Andando a selezionare le indagini effettuate in Italia, ci si accorge che la quantità di pubblicazioni inerenti la tematica è assai ridotta: in Italia si è cominciato a discutere di inquinamento indoor solo in tempi recenti, a causa delle diverse abitudini comportamentali e delle condizioni climatiche, oltre che delle differenti caratteristiche strutturali delle costruzioni, rispetto ai paesi in cui la problematica è più sentita, come gli Stati Uniti e i paesi del Nord Europa. Considerando, comunque, la percentuale del tempo di permanenza negli ambienti confinati, in Italia si osservano valori confrontabili a quelli riscontrati negli Stati Uniti [U.S.EPA, 1989], dove si supera il 90%. In particolare uno studio effettuato nel Delta del Po [Simoni et al., 2002] mostra che durante l'inverno le persone spendono il 92,5% del proprio tempo negli ambienti indoor rispetto all'84,6% in estate. A Milano il campione di lavoratori d'ufficio esaminati trascorre il 58,8% del proprio tempo a casa, il 35% nel posto di lavoro e il 6,2% nei trasferimenti quotidiani [Carrer, 2000]. Il dato milanese della percentuale del tempo di permanenza nella propria abitazione è confrontabile con quanto riscontrato in uno studio realizzato a Firenze, dove il campione in esame è risultato trascorrere il 58% del tempo giornaliero a casa nel periodo invernale, mentre la percentuale scende al 53% in primavera [Fondelli, 2008].

Nella selezione dei principali casi studio relativi alla qualità dell'aria indoor in Italia, l'attenzione è stata focalizzata su quelli che affrontano la problematica da un punto di vista ambientale, sanitario e della percezione del benessere abitativo. La panoramica mostra una situazione molto variegata, a causa delle differenti metodologie di misura, realtà urbane, tipologie abitative e comportamenti/attività svolte all'interno degli ambienti. Questa mancanza di standardizzazione non permette un corretto confronto dei risultati ottenuti. In generale, le concentrazioni misurate per i più comuni inquinanti indoor non sono sempre trascurabili, soprattutto se confrontate con quelle riscontrate all'esterno, confermando per alcuni casi la presenza di fonti di emissione all'interno o effetti di concentrazione dovuti ad un errato ricambio d'aria.

Prendendo in considerazione, come esempio, alcune tipologie di inquinanti e cercando di confrontare i risultati, si può osservare che in un caso studiato nella città di Roma [Bertoni et al., 2002] le concentrazioni di benzene all'interno di abitazioni e scuole sono superiori a quelle esterne, con valori che vanno da 1,5 a 9,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Invece nel caso di Catania [Kotzias et al., 2005], non si riscontrano differenze significative tra la concentrazione di benzene indoor e outdoor, ma per gli edifici pubblici i livelli sono maggiori di 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, valore limite esterno fissato dalla normativa.

Per quel che riguarda il biossido di azoto (NO_2), si osserva che nel caso di uno studio effettuato nel Delta del Po [Simoni et al., 1998], le concentrazioni sono risultate più alte sia in cucina che in bagno nelle case con la caldaia posizionata negli interni delle abitazioni ed inoltre valori particolarmente alti sono stati osservati quando la cappa di aspirazione della cucina non era in funzione. In inverno i livelli di NO_2 erano più alti in tutte le stanze (per esempio cucina: $60 \pm 32 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soggiorno: $41 \pm 26 \mu\text{g}/\text{m}^3$) rispetto a quelli estivi (cucina: $38 \pm 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sog-

¹ I valori della concentrazione di biossido di azoto, riportati nello studio con unità di misura ppm o ppb, sono stati convertiti in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, assumendo di essere in condizioni ambiente ($T = 25^\circ\text{C}$, $P = 1 \text{ atm}$).

giorno $30 \pm 17 \mu\text{g}/\text{m}^3$)¹. Anche nel caso di Genova [Gallelli et al., 2002], la concentrazione media del biossido di azoto è risultata maggiore in cucina rispetto alla camera da letto (cucina: $47 \pm 16,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, camera da letto: $24,78 \pm 9,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$); l'analisi dei dati ha inoltre evidenziato che l'inquinamento atmosferico esterno costituisce una fonte rilevante di NO_2 all'interno dell'abitazione.

Un ulteriore studio effettuato a Pisa [Simoni et al., 2004], ha rilevato che le concentrazioni di $\text{PM}_{2,5}$ sono maggiori in inverno rispetto a quanto rilevato in estate; inoltre i livelli subiscono un aumento in presenza di fumo di tabacco ambientale (ETS). In inverno i valori rilevati sono $87 \pm 41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in presenza di ETS e $51 \pm 26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in assenza; in estate sono rispettivamente $57 \pm 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $42 \pm 14 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Anche nel caso di Roma [Cattani et al., 2003] si osserva una dipendenza dei valori dal periodo stagionale: durante il periodo estivo le concentrazioni medie di $\text{PM}_{2,5}$ nelle abitazioni hanno superato quelle outdoor ($24\text{-}25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vs $17\text{-}19 \mu\text{g}/\text{m}^3$), mentre nel periodo invernale la situazione si inverte ($24\text{-}31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vs $34\text{-}40 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Uno studio effettuato a Milano [Rotko et al., 2002], inoltre, ha mostrato, sempre per il $\text{PM}_{2,5}$, che i livelli indoor negli ambienti lavorativi sono risultati i più alti ($59 \mu\text{g}/\text{m}^3$), seguiti dai livelli indoor nelle abitazioni ($42,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e dalle concentrazioni outdoor nei pressi delle abitazioni ($41,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Esaminando invece i contaminati biologici, in un caso studio di Roma [De Filippis et al., 2003] i risultati delle analisi eseguite prima e dopo interventi di manutenzione dei condizionatori, evidenziano come tali interventi abbiano influito sulla qualità dell'aria indoor di un edificio universitario. In un altro studio che ha coinvolto diverse città italiane [Perfetti et al., 2004], si osserva che in alcuni ambienti lavorativi le sedie imbottite possono costituire una riserva significativa di allergeni dell'acaro e del gatto.

Di seguito viene riportata la rassegna dei lavori selezionati e suddivisi per città dove lo studio è stato effettuato. Nella classificazione viene anche specificata la tipologia di ambiente indoor esaminata.

Torino

Ambiente confinato: Abitazione

G. Gilli, E. Scursatone, R. Bono, *Benzene, toluene and xylenes in air, geographical distribution in the Piedmont region (Italy) and personal exposure*, Science of the Total Environment. 1994 May 30; 148 (1):49-56

Obiettivi dello studio sono stati: la valutazione dell'inquinamento dell'aria in relazione a benzene (B), toluene (T) e xileni (X) in 3 siti posti nella regione Piemonte, aventi diversi gradi di urbanizzazione; l'osservazione delle correlazioni tra inquinamento da BTX dell'aria indoor, outdoor e personale (rilevato su volontari residenti nella città di Torino); valutazione dell'influenza del fumo di tabacco ambientale sui livelli di esposizione agli idrocarburi aromatici negli ambienti indoor.

Le misure di inquinamento atmosferico da BTX sono state effettuate nel centro della città di Torino, in un sito rurale (Cuorgnè) e in un sito posto sul Monte Banchetta (2600 m) e sono durate per tutto l'anno 1991. Allo stesso tempo sono stati rilevati i parametri meteorologici: umidità relativa, velocità del vento, irradiazione solare e temperatura al suolo, e le concentrazioni di due composti chimici: il monossido di azoto (NO) e il monossido di carbonio (CO). I risultati hanno mostrato una diretta correlazione tra l'urbanizzazione e il livello di contaminazione, confermando il ruolo del traffico veicolare e delle attività industriali sull'inquinamento esterno da BTX. Inoltre l'andamento stagionale, che ha visto aumentare i livelli di BTX nel periodo invernale, ha identificato la natura dei BTX come inquinanti primari. Considerando i parametri meteorologici, i dati hanno evidenziato una correlazione negativa dei livelli di BTX con la velocità del vento, l'irradiazione solare e la temperatura al suolo, mentre non è stata rilevata alcuna relazione con l'umidità relativa; è stata riscontrata, invece, un'associazione positiva e molto alta con l'NO e il CO.

Per quanto riguarda le misure di inquinamento indoor ed esposizione personale, queste sono state effettuate all'interno delle camere di 10 studenti non fumatori (misure indoor) e immediatamente fuori la camera (misure outdoor), per 10 giorni, in residenze poste nella città di Torino, durante le normali attività quotidiane degli stessi studenti (esposizione personale). Ulteriori 88 studenti, mediante campionatori passivi, hanno rilevato il livello di benzene e toluene per 24 ore.

La **Tabella 1 Torino** mostra le medie dei rapporti giornalieri indoor/outdoor; come si vede, il rapporto è superiore ad 1 per tutti e tre gli idrocarburi aromatici, confermando un maggiore livello di inquinamento nell'ambiente confinato. Confrontando la contaminazione giornaliera e notturna e considerando il dettaglio per l'aria indoor, outdoor e personale (**Tabella 2 Torino**), lo studio ha dimostrato una contaminazione maggiore durante il giorno (statisticamente provata per gli xileni) e una maggiore esposizione indoor e personale rispetto all'outdoor per il toluene e gli xileni.

Tabella 1 Torino: Rapporti dei livelli indoor/outdoor relativi a studenti residenti nella città di Torino e calcolati come medie dei singoli dati. Tempo di misura: 24h.

Inquinante	Indoor/outdoor Giorno	Indoor/outdoor Notte
Numero di campioni	98	97
Benzene		
Media	3,78	2,68
Deviazione standard	12,13	4,03
Toluene		
Media	1,11	2,86
Deviazione standard	0,32	5,15
Xileni		
Media	1,02	2,58
Deviazione standard	0,29	3,22
BTX		
Media	1,67	3,12
Deviazione standard	2,93	5,58

Fonte: G. Gilli, 1994

Tabella 2 Torino: Inquinamento dell'aria indoor, outdoor e personale per gli studenti residenti nella città di Torino ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)². Tempo di misura: 24h.

Inquinanti	Indoor		Outdoor		Personale	
	Media	Deviazione standard	Media	Deviazione standard	Media	Deviazione standard
Benzene						
Giorno	51,80	46,19	52,44	32,07	57,50	48,64
Notte	58,59	43,83	59,70	44,12		
Toluene						
Giorno	71,58	30,72	65,01	21,47	73,46	44,06
Notte	57,22	21,77	49,52	36,24		
Xileni						
Giorno	84,47	55,45	81,53	36,43	83,60	46,44
Notte	56,88	24,60	53,32	28,55		

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati G. Gilli, 1994

Un'ulteriore parte dello studio ha riguardato la valutazione dell'esposizione a toluene ed al benzene, a seconda delle abitudini al fumo di 88 studenti e dei loro familiari o coinquilini, utilizzando dei campionatori passivi ed un questionario (**Tabella 3 Torino**). I tre diversi gradi di esposizione al fumo di tabacco ambientale (fumatori attivi, fumatori passivi, non fumatori) inducono un andamento corrispondente nella contaminazione dell'aria personale dovuta al ben-

² I valori di concentrazione, riportati nello studio con unità di misura ppb, sono stati qui convertiti a $\mu\text{g}/\text{m}^3$, assumendo di essere in condizioni ambiente ($T = 25^\circ\text{C}$, $P = 1 \text{ atm}$).

zene, mentre per il toluene si osserva un valore elevato nel caso dei fumatori attivi. Va aggiunto che tali composti chimici non sono specifici per l'inquinamento da fumo di tabacco, ma la loro concentrazione può dipendere dalla presenza di molte altre fonti indoor.

Tabella 3 Torino: Benzene e toluene (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)³ contenuti nell'aria personale di 88 studenti con diverse abitudini al fumo. Tempo di misura: 24h.

Tipologia di esposizione	Numero	Benzene	Toluene
Fumatori attivi	14	111,85	80,12
Fumatori passivi	36	91,01	25,00
Non fumatori	38	69,81	39,40

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati G. Gilli, 1994

Ambiente confinato: Abitazione

G. Gilli, E. Scursatone, R. Bono, *Geographical Distribution of Benzene in Air in Northwestern Italy and Personal Exposure*, Environmental Health Perspectives, Volume 104, Supplement 6, December 1996

Si tratta dell'integrazione alla ricerca condotta nel 1991 [Gilli, 1994], che prolunga il tempo di campionamento nella città di Torino, portandolo a due anni (1991 e 1994) e l'oggetto riguarda la rilevazione del solo benzene. Anche in questo caso è stata evidenziata una diretta corrispondenza tra il livello di urbanizzazione e l'inquinamento da benzene, così come è stato confermato un innalzamento del livello dell'inquinante nel periodo invernale. La **Tabella 4 Torino** riporta i dati delle concentrazioni dell'aria esterna nei 2 anni, in cui mostra valori simili di inquinamento.

Tabella 4 Torino: Confronti stagionali dell'inquinamento da benzene (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)³ nel 1991 e nel 1994 nella città di Torino. Tempo di misura: 24h.

	1991	1994
Media annuale	21,83	21,10
Estate	14,03	20,62
Inverno	31,37	23,17

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati G. Gilli, 1996

³ I valori di concentrazione, riportati nello studio con unità di misura ppb, sono stati qui convertiti a $\mu\text{g}/\text{m}^3$, assumendo di essere in condizioni ambiente ($T = 25^\circ\text{C}$, $P = 1 \text{ atm}$).

Ispra - Joint Research Center (VA)

Ambiente confinato: Camera ambientale

Leva P, Katsoyiannis A, Barrero-Morero J, Kephelopoulou S, Kotzias D., *Evaluation of the fate of the active ingredients of insecticide sprays used indoors*, J Environ Sci Health B. (2009);44(1):51-7.

Obiettivi della ricerca sono stati lo sviluppo di un protocollo sperimentale per il campionamento e l'analisi di alcuni pesticidi dispersi in aria e lo studio del comportamento di tali composti chimici nell'ambiente indoor, in condizioni che simulano "il mondo reale" (per temperatura, umidità e scambio d'aria).

All'interno dell'Indoortron, laboratorio-camera ambientale di 30 m³ di volume, sono stati usati tre prodotti spray disponibili in commercio: uno contenente 1,02% di propoxur; uno con 0,25% di piretro e 1,25% di piperonil butossido; l'ultimo con 0,2% di piretro e 1% di piperonil butossido. Dopo aver spruzzato i prodotti, il monitoraggio dei composti è stato effettuato per 40 minuti, campionando dopo 5, 10, 20 e 40 minuti, sia in presenza che in assenza di ventilazione.

Si è visto che tutti i composti sono risultati rimossi entro 40 minuti in percentuali che superano l'80%, in entrambe le condizioni di ventilazione. In condizioni statiche e in presenza di ventilazione le velocità di decadimento mostrano differenze intorno al 30-40%, suggerendo il fatto che la ventilazione non è il fattore più importante che determina la sorte degli inquinanti.

Le concentrazioni di propoxur e piperonil butossido mostrano una costante velocità di decrescita con tassi di rimozione intorno al 50% dopo 5 minuti, 85-90% dopo 20 minuti e circa 95% dopo 40 minuti. Contrariamente, le piretrine sono rimosse in larga misura entro i primi 5 minuti, dopodiché le concentrazioni rimangono costanti (intorno al 10-15% della concentrazione iniziale). Se pur la ventilazione aumenta la complessiva eliminazione e il tasso di decadimento delle concentrazioni degli insetticidi, altri meccanismi come la deposizione sulle pareti e sul pavimento sembrano contribuire significativamente.

Tabella 5 Ispra: Velocità di rimozione (µg/min) nelle varie frazioni di tempo.

Frazioni di tempo (min)	Propoxur		Piperonil butossido		Piretrine	
	Con ventilazione	Senza ventilazione	Con ventilazione	Senza ventilazione	Con ventilazione	Senza ventilazione
0-5	9,42	7,42	13,75	9,00	4,83	2,57
5-10	4,75	3,48	6,92	6,08	0,11	0,38
10-20	0,92	0,68	1,32	0,24	0,02	-0,16
20-40	0,21	0,14	0,49	0,29	0,00	0,00
0-40	2,10	1,47	2,77	2,14	0,51	0,36

Fonte: P. Leva, 2009

Il fatto che la ventilazione influenzi lievemente la rimozione dimostra che i composti in esame sono tra i più persistenti insetticidi e, d'altra parte, che l'esposizione degli occupanti a tali inquinanti è da tenere sotto controllo.

In parallelo, gli autori hanno registrato le concentrazioni di aerosol. Applicando analisi di correlazione delle concentrazioni delle particelle di tutte le misure con le concentrazioni degli

insetticidi, si è visto che il propoxur e il piperonil butossido si correlano fortemente con le particelle di piccole dimensioni (rispettivamente 3-4 μm e 5-7,5 μm), mentre le piretrine si correlano fortemente con particelle di grandi dimensioni (10-20 μm). Secondo quanto riscontrato in letteratura [Lai, 2003] la velocità di deposizione è più alta per particelle molto leggere (0,01-0,03 μm) e per quelle molto pesanti (>7-8 μm); questo spiegherebbe il rapido decadimento delle concentrazioni di piretrine, mentre il fatto che dopo il decremento le piretrine continuino a persistere nell'aria indoor può essere attribuito alla risospensione. Inoltre, le diverse strutture chimiche, le proprietà chimico-fisiche e i meccanismi di decadimento dei composti presi in esame possono, in parte, spiegare le differenze osservate nelle velocità di decadimento. Va, infine, notato che negli ambienti di vita "reali" la sorte degli inquinanti indoor è determinata anche dalla presenza di tappezzeria, di mobili e di agenti ossidanti.

Ambiente confinato: Camera ambientale

Katsoyiannis A, Leva P, Kotzias D., *VOC and carbonyl emissions from carpets: a comparative study using four types of environmental chambers*, J Hazard Mater. 152(2008):669-76.

Scopo dello studio è stata la valutazione dell'emissione dei Composti Organici Volatili (VOC) e carbonilici da tappezzeria di diverso tipo (di lana, sintetiche e miste), per un periodo di 3 giorni, a 23 °C, con il 45% di umidità relativa, 0,5 ach (*air changes per hour*, velocità di scambio d'aria) e 0,4 m^2m^{-3} di fattore di carico. Gli esperimenti sono stati effettuati in camere ambientali di diverse caratteristiche, simulando il "mondo reale"; in particolare si è trattato di 3 piccole camere, con volume pari a 0,02, 0,28 e 0,45 m^3 , e dell'Indoortron (laboratorio-camera ambientale di 30 m^3 di volume), due fatte di vetro (0,02 e 0,45 m^3) e due di acciaio inossidabile (0,28 e 30 m^3).

Le concentrazioni sono state misurate dopo 24 e 72 ore. Il benzene e il toluene sono stati rilevati in tutte le tappezzerie, in concentrazioni variabili da ND (non detected) a 4,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (tappezzeria di fibra mista, dopo 24 h nella camera di 0,28 m^3) e da ND a 8,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (tappezzeria di tipo sintetico, dopo 24 h nella camera di 0,02 m^3), rispettivamente. Etilbenzene, xileni e stirene sono stati riscontrati solo in pochi casi e in basse concentrazioni. La più elevata concentrazione di stirene (11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) derivante da una tappezzeria di fibra mista (dopo 24 h nell'Indoortron) è stata la più alta tra tutti i BTEXS (benzene, toluene, etilbenzene, xileni e stirene) misurati. Tra i VOC determinati, il 4-fenilcicloesene (4-PCH) è stato rilevato in alte concentrazioni in tutti gli esperimenti; inoltre, dopo 72 h le concentrazioni riscontrate sono risultate simili a quelle misurate dopo 24 h, indicando un comportamento di emissione di lunga durata. La più alta concentrazione di 4-PCH è stata riscontrata nell'Indoortron da una tappezzeria di fibra mista, con un valore pari a 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, dopo 24 h di esposizione. Altri studi dimostrano, infatti, che il 4-PCH è uno dei maggiori VOC odorosi, associato a tappezzeria di nuova installazione ed originato dai collanti di lattice del sostegno secondario. Un altro VOC emesso in alte concentrazioni dallo stesso tipo di tappezzeria in tutte le camere è il 2,2-butossietossi-etanolo (2,2-BEE), anche questo persistente (nell'Indoortron: 320 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dopo 24 h e 270 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dopo 72 h).

Per quanto riguarda i composti carbonilici, la più alta concentrazione di formaldeide (24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), rilasciata dalla colla che lega le fibre al sostegno, o da altri materiali usati per la produzione della tappezzeria, è stata osservata nel caso di una tappezzeria di fibra mista, mentre la tappezzeria di lana è risultata emettere la più alta concentrazione dopo 72 h (14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Si tratta, comunque, di basse concentrazioni se confrontate con il valore limite indicato dall'Organizzazione Mondiale della Sanità, corrispondente a 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in 30 minuti [World Health

Organization, 2000]. Anche nel caso dell'acetaldeide, la tappezzeria di fibra mista ha rilasciato la più alta concentrazione ($14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dopo 24 h).

Se si considerano i TVOC (total VOC), la tappezzeria di fibra sintetica ha esibito la più bassa emissione, con un valore massimo pari a $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (24 h, camera di $0,28 \text{ m}^3$) e dopo 72 h le emissioni sono scese tra 65 e $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nelle varie camere. La tappezzeria di lana, invece, ha rilasciato il più alto valore, corrispondente a $2300 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In tutti i casi, comunque, la concentrazione di TVOC raggiunge un massimo entro poche ore, solitamente sei o dodici, per poi decrescere. Confrontando le emissioni rilevate in questo studio con i valori indicati nelle linee guida di Molhave [Molhave, 1991] e di Seifert [Seifert, 1990], si conferma che l'installazione di una nuova tappezzeria può causare per alcune ore un'atmosfera sgradevole.

Milano

Ambiente confinato: Edifici pubblici

Bruinen de Bruin Y, Koistinen K, Kephelopoulos S, Geiss O, Tirendi S, Kotzias D., *Characterisation of urban inhalation exposures to benzene, formaldehyde and acetaldehyde in the European Union: comparison of measured and modelled exposure data*, Environ Sci Pollut Res (2008) 15(5):417-30.

Lo studio riporta ed analizza alcuni risultati del progetto AIRMEX (Indoor Air Monitoring and Exposure Assessment Study), in particolare le concentrazioni indoor e outdoor di tre sostanze considerate prioritarie nell'Unione Europea, benzene, formaldeide ed acetaldeide, di edifici pubblici collocati in aree urbane e le corrispondenti esposizioni di inalazione degli occupanti. I contributi all'esposizione sono stati valutati con l'approccio di un modello microambientale basato su due determinanti di esposizione, ossia la concentrazione e il tempo trascorso in quattro microambienti (indoor a casa e al lavoro, outdoor al lavoro e in transito). Le esposizioni di inalazione sono state confrontate per il benzene con il valore limite annuale europeo ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [Dir. 2000/69/CE] e per la formaldeide si è fatto riferimento al valore medio di 30 minuti pari a $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, raccomandato dal progetto INDEX [Kotzias, 2005].

Di seguito vengono riportati i soli dati relativi alla città di Milano per i quali sono disponibili solo i valori relativi al benzene.

Tabella 6 Milano: *Esposizione di inalazione e distribuzioni di concentrazione indoor e outdoor nella città di Milano ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Tempo di misura: 72h per l'esposizione personale e 1 settimana per le concentrazioni indoor e outdoor.*

Inquinante	Esposizione personale			Indoor lavoro			Outdoor lavoro		
	AM	SD	n	AM	SD	n	AM	SD	n
Benzene	8,5	3,0	3	3,0	1,5	7	1,9	1,4	3

Legenda: AM: media aritmetica, SD: deviazione standard, n: numero di campioni

Fonte: Bruinen de Bruin Y, 2008

Come per altre città del Sud Europa, tra cui Catania, anche a Milano il valore di esposizione supera il valore limite fissato per l'aria esterna dalla normativa europea [Dir. 2000/69/CE]. Inoltre il valore di concentrazione outdoor è inferiore sia alla concentrazione indoor che all'esposizione personale.

Ambiente confinato: Locali pubblici

A. Ruprecht, R. Boffi, R. Mazza, E. Rossetti, C. De Marco, G. Invernizzi, *Un confronto tra la qualità dell'aria nei luoghi pubblici prima e dopo l'introduzione della legge sul fumo passivo in Italia*, Epidemiol Prev. 2006 Nov-Dec;30(6):334-7.

Obiettivo del lavoro è stato verificare la qualità dell'aria indoor in alcuni locali pubblici prima e dopo l'introduzione della legge sul divieto di fumo (L. n.3/2003, art. 51, "Tutela della salute dei non fumatori", entrata in vigore il 10/01/2005). È stato monitorato il livello di $\text{PM}_{2,5}$ in al-

cuni luoghi di ristorazione e di ricreazione nell'area di Milano: un ristorante esclusivo del centro, uno dell'area universitaria, una birreria e un luogo di ricreazione. Per ogni luogo in esame, oltre la concentrazione indoor, è stato misurato il livello outdoor (nelle immediate vicinanze del locale); le rilevazioni sono state effettuate nei mesi di gennaio-febbraio 2004 (prima della legge) e gennaio-febbraio 2005 (dopo l'introduzione della legge).

Tabella 7 Milano: Livelli di $PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$) indoor e outdoor, prima e dopo l'introduzione della legge, in quattro ristoranti di Milano. Tempi di misura: 30 minuti per le concentrazioni outdoor, 3-4 h per le concentrazioni indoor.

Sedi di monitoraggio	Gennaio-febbraio 2004		Gennaio-febbraio 2005	
	Indoor	Outdoor	Indoor	Outdoor
Luogo di ricreazione	709 $\pm$ 180	109 $\pm$ 31	141 $\pm$ 28	101 $\pm$ 7,2
Ristorante in un'area universitaria	187 $\pm$ 52	134 $\pm$ 4,8	15,9 $\pm$ 7,7	13,8 $\pm$ 2,1
Birreria	269 $\pm$ 156	26 $\pm$ 5,4	63 $\pm$ 25	16 $\pm$ 2,5
Ristorante esclusivo del centro	190 $\pm$ 125	65 $\pm$ 11	24 $\pm$ 10	9 $\pm$ 2,5

Fonte: A. Ruprecht, 2006

I risultati mostrano che prima della legge i livelli di $PM_{2.5}$ erano piuttosto elevati, soprattutto nel caso del luogo di ricreazione (**Tabella 7 Milano**). È interessante notare come le concentrazioni outdoor nella città di Milano fossero variabili in entrambi gli anni di rilevazione e spesso considerevolmente alte. Il fumo di sigaretta sembra contribuire ad innalzare l'inquinamento da $PM_{2.5}$ rispetto all'esterno di oltre 10 volte nel caso della birreria e di 7 volte nel caso del luogo di ricreazione. I dati raccolti nel 2005 evidenziano, quindi, un netto miglioramento della qualità dell'aria in tutte le sedi monitorate, sebbene sia da osservare che anche in seguito al divieto di fumo i livelli di $PM_{2.5}$ sono risultati comunque superiori ai valori esterni. Tale fenomeno potrebbe essere spiegato dalla presenza di attività di cucina o alla risospensione delle polveri sottili legati al movimento della clientela e del personale.

Ambiente confinato: Abitazione, Ufficio, Mezzi di trasporto

Y. Bruinen De Bruin, P. Carrer, M. Jantunen, O. Hänninen, G. Scotto Di Marco, S. Kephapoulos, D. Cavallo, M. Maroni, *Personal carbon monoxide exposure levels: contribution of local sources to exposures and microenvironment concentrations in Milan*, J Expo Anal Environ Epidemiol. 2004 Jul; 14 (4):312-22

Il lavoro si inserisce all'interno dello studio europeo EXPOLIS (Air Pollution Exposure Distributions of Adult Urban Populations in Europe) ed analizza i dati relativi alla città di Milano, allo scopo di stimare le esposizioni al monossido di carbonio (CO) della popolazione urbana adulta che lavora negli uffici della città e valutare i livelli microambientali dell'inquinante e le relative fonti. Il campione è costituito da 50 lavoratori d'ufficio, abitanti in 50 differenti abita-

zioni e con occupazioni in uffici di 50 edifici diversi; il monitoraggio è stato effettuato per un anno (1997-1998) ed è stato accompagnato da un diario riportante tempo-microambiente-attività, differenziando 11 distinti microambienti e 3 attività di esposizione: cucina, fumo, pendolarismo. Le concentrazioni microambientali/attività (μE) sono state confrontate con quelle rilevate da stazioni fisse. Dai risultati emerge che il tempo trascorso in ambienti indoor prevale su quello trascorso all'esterno e nei mezzi di trasporto; la popolazione oggetto di indagine trascorre il 55,7% del tempo a casa, il 30% al lavoro e il 5,1% in altri ambienti indoor, per un totale del 90,8% del tempo. I risultati hanno mostrato che all'interno dei microambienti indoor la maggior parte del tempo è stato trascorso in assenza di fonti indoor. Durante l'attività di cucina o nel caso dell'esposizione a ETS (Environmental Tobacco Smoke), le concentrazioni microambientali/attività (μE) nell'"abitazione" e negli "altri ambienti indoor" (**Tabella 8 Milano**) sono risultate maggiori rispetto al caso in cui non erano presenti tali fonti. Inoltre "nell'abitazione" e in "altri ambienti indoor" in presenza di ETS, si osservano livelli di esposizione superiori rispetto a quelli ambientali (postazioni fisse indoor). Non viene osservato un incremento analogo nell'ambiente interno dell'ufficio, mentre nel caso delle modalità di trasporto tutte le esposizioni sono risultate più elevate rispetto alle concentrazioni esterne, con un valore più che doppio nel caso dell'"auto/taxi".

Tabella 8 Milano: Concentrazioni del monossido di carbonio nei diversi microambienti (mg/m³)⁴. Tempo di misura: 48h per l'esposizione personale.

Micro-ambiente	Classe di attività	Esposizione personale		Concentrazione ambientale		Esposizione personale		Concentrazione ambientale	
		AM	STD	AM	STD	GM	GSD	GM	GSD
INDOOR									
Abitazione	Tutte Assenza di fonti indoor Cucina Presenza di ETS Cucina e ETS	2,2	1,5	2,4	1,9	1,6	2,5	1,8	2,4
		2,1	1,5	2,4	1,9	1,6	2,5	1,8	2,4
		2,7	1,7	3,1	1,8	2,2	2,2	2,6	2,1
		3,3	1,8	2,3	1,5	2,4	2,1	1,9	1,9
		3,9	2,5	3,5	1,7	3,2	2,2	3,1	1,9
Ufficio	Tutte Assenza di ETS Presenza di ETS	2,2	1,9	2,2	1,1	1,6	2,5	1,9	1,8
		2,2	1,9	2,2	1,1	1,6	2,5	1,9	1,8
		1,8	1,4	1,8	1,3	1,4	2,3	1,8	1,8
Altri ambienti indoor	Tutte Assenza di fonti indoor Cucina Presenza di ETS	3,2	2,7	2,3	1,5	2,3	2,6	1,9	2,1
		2,9	2,5	2,4	1,6	2,1	2,7	1,9	2,1
		7,4	2,7	2,5	0,3	7,1	1,6	2,4	1,3
		4,0	3,3	1,8	1,0	3,2	2,2	1,6	1,9
OUTDOOR									
Abitazione		2,6	2,1	1,9	1,7	1,9	3,0	1,5	2,6
Ufficio		2,4	2,2	1,8	0,8	1,9	2,2	1,6	1,7
Altri ambienti outdoor		3,0	3,0	2,4	2,1	2,3	2,2	1,9	2,2
DURANTE IL TRASPORTO									
Cammino		3,4	2,9	2,5	1,4	2,6	2,3	2,2	1,9
Treno/metro		3,4	1,6	2,6	1,3	3,1	1,9	2,4	1,7
Bus/tram		4,3	2,4	3,4	1,7	3,7	2,2	3,0	1,9
Motocicletta		5,1	2,9	4,0	0,5	4,3	2,2	4,0	1,3
Auto/taxi		6,5	4,5	2,7	2,1	4,9	2,6	1,8	2,2

LEGENDA: AM: Media Aritmetica, STD: Deviazione Standard, GM: Media Geometrica, GSD: Deviazione Standard Geometrica

Fonte: Elaborazione ISPRA su dati Y. Bruinen De Bruin, 2004

⁴ I valori di concentrazione del monossido di carbonio, riportati nello studio con unità di misura ppm, sono stati qui convertiti a mg/m³, assumendo di essere in condizioni ambiente (T = 25°C, P = 1 atm).

Ambiente confinato: Ufficio

P. Marraccini, L. Farioli, A. Pagani, L. Rossi, D. Russignaga, S. Parmiani, *Il rischio da allergeni indoor negli uffici. Valutazione delle postazioni di lavoro*, G Ital Med Lav Erg 2004; 26:2, 97-101.

Scopo dello studio è stata la valutazione degli allergeni indoor in ambiente lavorativo, verificando le concentrazioni sia nel pavimento della postazione di lavoro sia nella sedia dislocata davanti al videoterminale (prelevando la polvere dall'imbottitura). Sono state determinate le concentrazioni degli allergeni maggiori dell'acaro (Der p1, Der f1 e Mite Gr2), dell'allergene maggiore del gatto (Fel d1) e dell'allergene maggiore dello scarafaggio (Bla g1), mediante 106 campionamenti ambientali suddivisi in 53 misurazioni sul pavimento ed altrettante sulle contigue sedie d'ufficio. Sono stati poi realizzati ulteriori 79 campionamenti, eseguiti dietro indicazioni dei dipendenti (su pavimenti di archivi, pareti rivestite con tessuto, tavoli, scaffalature, luoghi di deposito delle polveri).

La rilevazione degli allergeni dell'acaro e del gatto ha riportato concentrazioni più alte nelle sedie rispetto al pavimento, dove i valori sono risultati piuttosto contenuti. Nel 24,5% dei casi (13/53) i principali allergeni degli acari (Der 1) sono risultati superiori alle concentrazioni che possono risultare sensibilizzanti ($> 2 \mu\text{g/g}$ polvere) e nel 3,7% (2/53) prossimi a valori di scatenamento di sintomi respiratori in soggetti sensibili ($> 10 \mu\text{g/g}$). Per quanto riguarda l'allergene del gatto, anche questo è risultato presente nella polvere prelevata dall'imbottitura della sedia (valore mediano $0,28 \mu\text{g/g}$; intervallo $0-0,82 \mu\text{g/g}$ di polvere), mentre sul pavimento sono state rilevate concentrazioni significativamente più basse (valore mediano $0,02 \mu\text{g/g}$; intervallo $0,002-0,39 \mu\text{g/g}$ di polvere). Nel caso di questo allergene, comunque, non è mai stato raggiunto un livello critico. Per quanto riguarda, invece, l'allergene dello scarafaggio, non è stato possibile determinarlo nelle situazioni misurate.

I 79 rilievi effettuati su superfici varie hanno indicato un rischio contenuto per gli allergeni indoor, evidenziando una maggiore prevalenza del Der f1 rispetto al Der p1 e Mite Gr2.

In conclusione, l'indagine ha evidenziato, in condizioni microclimatiche ritenute ottimali per le attività di ufficio (temperatura $23-26^\circ\text{C}$, umidità relativa $38-60\%$), concentrazioni allergeniche critiche nelle sedie delle postazioni a videoterminale. Le maggiori concentrazioni degli allergeni degli acari nelle sedie sono probabilmente imputabili al fatto che il lavoratore è a contatto con l'imbottitura per diverse ore al giorno, creando probabilmente le condizioni ottimali di sviluppo (sudorazione, desquamazione cutanea, stretto contatto corporeo), senza considerare la vetustà delle sedie, elemento non ponderato dall'indagine.

Ambiente confinato: Abitazione e Ufficio

T. Rotko, L. Oglesby, N. Künzli, P. Carrer, M. J. Nieuwenhuijsen, M. Jantunen, *Determinants of perceived air pollution annoyance and association between annoyance scores and air pollution ($\text{PM}_{2.5}$, NO_2) concentrations in the European EXPOLIS study*, Atmospheric Environment 36 (2002) 4593-4602.

Lo studio si inserisce all'interno del progetto europeo EXPOLIS (Air Pollution Exposure Distributions of Adult Urban Populations in Europe) ed ha come oggetto la valutazione della percezione di fastidio (*annoyance*) o di malessere dovuta all'inquinamento dell'aria, così come percepita dagli occupanti nelle abitazioni, nel posto di lavoro e nel traffico. Lo studio, che parte dal presupposto che oltre agli effetti oggettivi sulla salute l'inquinamento atmosferico può determi-

nare anche effetti di percezione, si è posto come obiettivi: la valutazione e il confronto dei livelli e dei determinanti dell'annoyance dovuta all'inquinamento dell'aria tra gli adulti di 6 città europee; la determinazione della correlazione tra l'annoyance percepita e le concentrazioni e le esposizioni misurate di $PM_{2.5}$ e NO_2 . Il campione di soggetti valutati è costituito da due tipologie di adulti, *Esposizione* e *Diario*, di età compresa tra 25 e 55 anni, selezionati casualmente in ognuna delle sei città partecipanti al progetto (Atene, Basel, Helsinki, Milano, Oxford, Praga). Il campione "Esposizione" è stato dotato di questionari e diari di tempo/attività, oltre ad essere fornito sia di un sistema per il monitoraggio di esposizione personale che per le misure microambientali di $PM_{2.5}$ e NO_2 . Il campione "Diario" è stato fornito dei medesimi questionari, ma non disponeva di un sistema di monitoraggio. I partecipanti allo studio hanno, quindi, riferito l'annoyance percepita a causa dell'inquinamento dell'aria in casa, al lavoro e nel traffico facendo riferimento ad una scala da 0 (nessuna annoyance) a 10 (annoyance intollerabile). In aggiunta alle domande di base (genere, età, educazione), sono state somministrate domande relative alla collocazione dell'abitazione (centro/periferia), all'abitudine al fumo e a sintomi di manifestazione allergica.

Le misure relative al $PM_{2.5}$ sono disponibili per il campione Esposizione di tutte le sei città, mentre i livelli di NO_2 del Campione Esposizione non sono reperiti per Milano ed Atene. Le esposizioni personali al $PM_{2.5}$ sono state raccolte in due differenti filtri: uno per l'orario di lavoro, incluso il trasferimento, e l'altro per le rimanenti ore per un periodo di misura di 48 ore. Oltre le esposizioni personali, le concentrazioni di $PM_{2.5}$ sono state rilevate in ogni abitazione (outdoor e indoor) e nel posto di lavoro (indoor).

Tabella 9 Milano: Livelli degli inquinanti in esame ($\mu g/m^3$) nella città di Milano. Tempo di misura: 48h.

Inquinante e sito di rilevazione	Milano
$PM_{2.5}$	
<i>Siti fissi</i>	n.d.
<i>EXPOLIS:</i>	
N	50
Personale 48-h	n.d.
Abitazione, indoor	42,7
Abitazione, outdoor	41,3
Lavoro, indoor	59,0
NO_2	
<i>Siti fissi:</i>	
Media 1 ^a	82,9
Intervallo ^b	(25,8-196,0)
Media 2 ^c	84,1
<i>EXPOLIS</i>	n.d.

LEGENDA: ^a Media sull'intero periodo di studio, ^b Intervallo delle medie di 24 ore, ^c Media nei periodi di misura di 48 ore

Fonte: T. Rotko, 2002

La **Tabella 9 Milano** mostra i livelli degli inquinanti per la sola città di Milano; in generale lo studio ha rilevato che le concentrazioni indoor di $PM_{2.5}$ nei posti di lavoro sono risultate le più alte, seguite dall'esposizione personale e dai livelli indoor nelle case, mentre le concentrazioni outdoor delle abitazioni hanno dato i valori più bassi.

Per quanto riguarda l'analisi dell'annoyance in relazione all'inquinamento atmosferico, una considerevole porzione del campione è risultata disturbata da una cattiva qualità dell'aria. In particolare

nel traffico viene riscontrata una maggior percentuale di annoyance, soprattutto per il campione di genere femminile, con le caratteristiche di lamentare sintomi respiratori, di essere sensibilizzati al problema dell'inquinamento atmosferico e di vivere in centro, mentre l'attività del fumo, l'età e l'educazione non sono risultati associati significativamente al disturbo. Un'alta correlazione è stata inoltre osservata tra l'esposizione personale di 48 ore al PM_{2.5} e l'annoyance percepita in casa, così come tra l'annoyance al lavoro e il livello indoor dello stesso inquinante in ufficio e l'esposizione durante le ore lavorative. Per quanto riguarda l'NO₂, si è osservato che il livello outdoor contribuisce fortemente all'annoyance, soprattutto quella percepita nel traffico; anche le correlazioni tra l'annoyance nell'abitazione, l'esposizione all'inquinante e la concentrazione indoor in casa sono risultate significative.

Ambiente confinato: Ufficio, Abitazione e Mezzi di trasporto

P. Carrer, M. Maroni, D. Alcini, D. Cavallo, S. Fustinoni, L. Lovato, F. Visigalli, *Assessment through Environmental and Biological Measurements of Total Daily Exposure to Volatile Organic Compounds of Office Workers in Milan, Italy*, Indoor Air 2000; 10: 258–268

Obiettivo dello studio è stata la valutazione dell'esposizione personale ai Composti Organici Volatili Totali (TVOC), al benzene e al toluene, di 100 soggetti che risiedevano a Milano e lavoravano presso uffici posti nella stessa città, tramite monitoraggio ambientale e biologico. Il campione dei lavoratori comprendeva soggetti di età compresa tra i 18 e 60 anni, il cui posto di lavoro era sito in un edificio storico e in un edificio di recente costruzione; 50 soggetti sono stati monitorati durante la primavera-estate 1995 e altri 50 durante l'inverno 1996. La valutazione dell'esposizione personale è stata effettuata con campionamenti nel posto di lavoro, nei viaggi casa-luogo di lavoro e viceversa, e nell'abitazione (nelle 24 ore); il monitoraggio biologico è stato realizzato mediante analisi del sangue (benzene e toluene) e dell'urina (cotinina, acido trans,trans-muconico). Inoltre sono state raccolte informazioni circa le attività svolte durante il monitoraggio attraverso un diario tempo-attività e un questionario relativo ai microambienti casa-ufficio-trasferimenti; in aggiunta sono state raccolte informazioni a proposito delle caratteristiche dei microambienti casa e ufficio tramite ispezioni dirette.

I risultati dello studio hanno mostrato, innanzitutto, che in media i lavoratori in esame trascorrevano il 58,8% del proprio tempo a casa, il 35% nel posto di lavoro e il 6,2% nei trasferimenti quotidiani (**Tabella 10 Milano**).

Tabella 10 Milano: Tempo (minuti) e percentuale del giorno trascorso nei diversi microambienti, sulla base del diario tempo-attività.

	Gruppo estivo	Gruppo invernale	Totale
Abitazione			
Media ± SD (min)	849±67	810±65	835±67
Frazione delle 24 h (%)	59,1	58,1	58,8
Ufficio			
Media ± SD (min)	497±70	501±48	499±60
Frazione delle 24 h (%)	34,6	35,9	35,0
Trasferimenti			
Media ± SD (min)	90±26	84±24	87±25
Frazione delle 24 h (%)	6,3	6,0	6,2

Fonte: P. Carrer 2000

Per quanto riguarda l'esposizione personale, le medie geometriche rilevate sono state pari a 514 µg/m³ per TVOC, 21,2 per µg/m³ per il benzene e 35,2 µg/m³ per il toluene. I livelli i TVOC

e benzene sono risultati significativamente maggiori in ufficio rispetto ai valori in casa e durante i trasferimenti, mentre il livello del toluene era maggiore durante i tragitti rispetto a quanto riscontrato nell'abitazione e in ufficio (**Tabella 11 Milano**). In termini di rischio sanitario, la maggior parte dei lavoratori esaminati è risultata essere esposta a concentrazioni di VOC che superano i valori guida indoor [Molhave L., 1991, Seifert B., 1990] e i livelli di esposizione personale al benzene hanno superato largamente il limite per l'aria esterna imposto dal DM 60/2002.⁵

Tabella 11 Milano: *Livelli di esposizione personale ai diversi inquinanti nei vari microambienti, esposizione personale giornaliera e contributo di esposizione di ogni microambiente all'esposizione quotidiana ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Tempo totale di misura: 24 h.*

Inquinante ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Casa (n=100)	Ufficio (n=100)	Mezzi di trasporto (n=100)	Esposizione 24-h (n=100)
TVOC				
- Percentili:				
10 th	248	417	74	333,1
25 th	286	482	241	407,6
50 th	339	609	505	483,6
75 th	467	827	911	609,5
90 th	600	1114	1648	850,4
- GM (GSD)	373,2 (1,5)	668,2* (1,5)	420,7 (4,4)	514,0 (1,6)
- Contributo all'esposizione di 24 h (%)	45,7	48,9	5,4	100
Benzene				
- Percentili:				
10 th	5	8	2	7,5
25 th	8	14	9	14,0
50 th	23	26	21	26,4
75 th	40	48	39	39,0
90 th	59	94	65	50,2
- GM (GSD)	21,0 (2,6)	28,7* (2,1)	18,2 (3,3)	21,2 (2,6)
- Contributo all'esposizione di 24 h (%)	52,4	42,8	4,7	100
Toluene				
- Percentili:				
10 th	6	10	11	15,6
25 th	15	19	27	25,9
50 th	31	32	45	37,9
75 th	53	48	76	50,1
90 th	91	71	136	78,5
- GM (GSD)	30,9 (2,4)	32,5 (2,4)	43,6* (2,6)	35,2 (2,2)
- Contributo all'esposizione di 24 h (%)	52,3	35,8	11,9	100

GM: Media Geometrica

GSD: Deviazione Standard Geometrica

* $p < 0,05$ (analisi di varianza su valori log-trasformati)

Fonte: P. Carrer 2000

⁵ Il DM 60/2002 è stato recentemente abrogato dal D.Lgs. 155/2010, che però ha mantenuto inalterato il valore limite per il benzene.

Distinguendo per stagione di campionamento, le concentrazioni di TVOC e toluene sono risultate maggiori in inverno, mentre le quote di benzene nelle abitazioni e negli uffici sono state superiori in estate (**Tabella 12 Milano**). Il diverso comportamento del benzene dimostra l'importanza delle fonti indoor dell'inquinante come determinanti primari di esposizione a casa e in ufficio.

Tabella 12 Milano: Livelli di esposizione personale ripartiti per stagione ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Tempo totale di misura: 24h.

Inquinante	Casa		Ufficio		Mezzi di trasporto		Esposizione 24-h	
	Estate (n=50)	Inverno (n=50)	Estate (n=50)	Inverno (n=50)	Estate (n=50)	Inverno (n=50)	Estate (n=50)	Inverno (n=50)
TVOCs								
GM	323,6	429,5*	622,3	712,8*	311,2	540,8*	461,3	561,0*
(GSD)	(1,5)	(1,6)	(1,8)	(1,9)	(4,0)	(4,4)	(1,5)	1,6
Benzene								
GM	22,9*	15,6	37,9*	22,0	14,5	21,9	25,2	18,6
(GSD)	(2,0)	(1,8)	(2,1)	(1,9)	(1,6)	(2,0)	(2,6)	(2,0)
Toluene								
GM	21,5	37,6*	30,9	34,5	34,3	53,7*	29,1	41,8*
(GSD)	(2,1)	(2,4)	(2,0)	(2,0)	(2,2)	(2,4)	(2,0)	(2,4)

LEGENDA: GM: Media Geometrica, GSD: Deviazione Standard Geometrica, * $p < 0,05$ (analisi di varianza su valori log-trasformati)

Fonte: P. Carrer 2000

Lo studio ha analizzato l'esposizione personale anche in relazione all'esposizione al fumo di tabacco ambientale, distinguendo i soggetti in *non fumatori non esposti al fumo*, *non fumatori esposti* e *fumatori attivi*, come si vede dalla **Tabella 13 Milano**.

Tabella 13 Milano: Esposizione personale giornaliera in relazione all'esposizione al fumo di tabacco ambientale (ETS). Tempo totale di misura: 24h.

Parametro ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Non fumatori non esposti a ETS			Non fumatori esposti a ETS			Fumatori attivi		
	n.	GM	(GSD)	n.	GM	(GSD)	n.	GM	(GSD)
TVOC									
Ufficio	47	698,8	(1,6)	23	685,5	(1,4)	30	539,7	(1,6)
Casa	58	367,3	(1,5)	18	416,6	(1,4)	24	357,3	(1,5)
24 h	42	510,7	(1,5)	27	503,1	(1,4)	31	450,8	(1,3)
Benzene									
Ufficio	47	20,5	(2,3)	23	36,5*	(2,1)	30	40,4*	(2,3)
Casa	58	18,9	(2,5)	18	32,2*	(1,7)	24	24,3	(2,5)
24 h	42	16,5	(2,3)	27	25,4	(2,9)	31	26,0	(2,3)
Toluene									
Ufficio	47	32,0	(2,5)	23	41,6	(2,5)	30	27,5	(2,6)
Casa	58	30,1	(2,4)	18	32,0	(2,9)	24	32,8	(2,5)
24 h	42	33,2	(1,9)	27	37,1	(2,9)	31	31,5	(2,0)

LEGENDA: GM: Media Geometrica, GSD: Deviazione Standard Geometrica, * $p < 0,05$ (Student's *t*-test vs. non fumatori non esposti a ETS su valori log-trasformati)

Fonte: P. Carrer 2000

Sono stati investigati altri fattori, per la possibile relazione ai livelli di esposizione in casa e in ufficio, vale a dire la collocazione dell'edificio, la densità di traffico, la modalità di ventilazione, l'occupazione, la presenza di fotocopiatrici e stampanti, l'uso di prodotti da pulizia. Nel caso dell'esposizione ai TVOC in ufficio, sono state rilevate differenze significative tra la ventilazione naturale e meccanica (media geometrica rispettivamente di 610,9 e 743,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e tra uffici dotati di fotocopiatrici e uffici che non ne sono provvisti (media geometrica rispettivamente di 861,0 e 657,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Differenze importanti sono state riscontrate tra gli uffici con ventilazione naturale e meccanica anche per l'esposizione al benzene (media geometrica rispettivamente di 20,1 e 28,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Per quanto riguarda i mezzi di trasporto (automobile, metropolitana, bus/tram), i livelli di TVOC, benzene e toluene sono risultati notevolmente più elevati nelle automobili rispetto agli altri mezzi di trasporto (**Tabella 14 Milano**).

Tabella 14 Milano: Livelli di esposizione personale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) nei mezzi di trasporto.

Inquinante	Automobile (n=11)	Metropolitana (n=12)	Bus/tram (n=25)	Mixed ^(a)
TVOCs GM (GSD)	1042,3* (2,8)	242,1 (3,5)	370,7 (2,5)	388,9 (2,8)
Benzene GM (GSD)	57,8* (2,8)	10,1 (1,6)	16,6 (3,1)	20,2 (2,4)
Toluene GM (GSD)	145,7* (2,4)	39,3 (2,7)	44,1 (3,2)	39,5 (3,1)

^(a) più di un mezzo di trasporto usato

GM: Media Geometrica

GSD: Deviazione Standard Geometrica

*p<0,05 (analisi di varianza su valori log-trasformati)

Fonte: P. Carrer 2000

Pavia

Ambiente confinato: Abitazione

M. Ponzio, S. Villani, F. Frigerio, A. Verri, A. Marinoni, *Preliminary analysis of indoor pollution from nitrogen dioxide in an area of Northern Italy* Epidemiol Prev. 2006 Mar-Apr;30(2):85-90.

Lo studio si pone come obiettivi la valutazione della concentrazione media annua indoor e outdoor di NO₂ e l'identificazione delle caratteristiche delle abitazioni e dei comportamenti degli occupanti correlati a tale inquinante. L'indagine, che si inserisce all'interno di uno studio internazionale (European Community Respiratory Health Survey II), è stata effettuata in 116 abitazioni situate a Pavia, tra marzo 2001 e giugno 2002. I dati sono stati raccolti mediante visite domiciliari e le informazioni riguardanti le caratteristiche dell'abitazione e le abitudini familiari sono state raccolte attraverso questionari somministrati durante le visite. Il monitoraggio dell'NO₂ è stato eseguito utilizzando campionatori passivi: uno collocato in cucina e uno disposto all'esterno della finestra della cucina, per un periodo di 14 giorni e in due campagne di rilevazione (a distanza di 6 mesi l'una dall'altra).

Tabella 15 Pavia: Concentrazioni medie di NO₂ (µg/m³). Tempo di misura: 14 giorni

	Estate	Inverno
Indoor	37,8 ± 11,1	53,8 ± 8,6
Outdoor	29,8 ± 8,2	53,2 ± 28,7

Fonte: Elaborazione ISPRA su dati M. Ponzio, 2006

La concentrazione media annua di NO₂ presenta valori più elevati all'interno delle abitazioni rispetto all'esterno, riportando una concentrazione pari a 45,2 µg/m³ all'interno contro 41,5 µg/m³ rilevata all'esterno. Il risultato degno di nota è che sia esternamente che internamente il livello di NO₂ registrato è vicino o supera i limiti soglia per la protezione della salute umana (media annua 40 µg/m³) stabiliti dall'Organizzazione Mondiale della Sanità [WHO, 2000].

Ricercando eventuali fonti di variabilità per l'inquinante, è emerso che solo la presenza del forno a gas aumenta la concentrazione di NO₂ in modo significativo. La presenza di una caldaia (a fiamma libera o a ventilazione forzata) non è parso influenzare la concentrazione dell'inquinante, mentre, contrariamente a quanto atteso, la concentrazione è inferiore quando è presente uno scaldabagno o boiler, ma non in modo significativo. Infine l'utilizzo della cappa di aspirazione durante la cottura conferma concentrazioni minori di NO₂.

Un ulteriore aspetto indagato nello studio riguarda la variazione di concentrazione in relazione al diverso inquinamento esterno, ossia alla tipologia della strada posta di fronte alla finestra della cucina. Le concentrazioni di NO₂ indoor e outdoor sono più elevate se l'abitazione è collocata nei pressi di una strada principale rispetto a una laterale o a un'area pedonale.

Ambiente confinato: Palestra scolastica

C. Dacarro, A.M. Picco, P. Grisoli, M. Rodolfi. *Determination of aerial microbiological contamination in scholastic sports environments*. J. Applied Microbiology 2003; 95, 904-912

Scopo del lavoro è quello di valutare la qualità dell'aria indoor dal punto di vista microbiologico nelle palestre delle scuole durante le lezioni di ginnastica e valutare l'effettiva esposizione microbiologica degli studenti. Per fare questo sono state prese in considerazione 11 scuole superiori di Pavia. Sui campioni è stata effettuata la conta batterica totale, la conta dei funghi totale e la loro caratterizzazione. La qualità dell'aria è stata valutata usando 3 indici di contaminazione microbiologica: l'indice di contaminazione microbiologica globale per m³ (GIMC per m³) calcolato come la somma dei valori della conta microbica totale determinata dai batteri mesofilici, quelli psicrofilici e dai funghi; l'indice di contaminazione batterica mesofilica (IMC) ottenuto dal rapporto tra i valori di conta dei batteri mesofilici e quelli psicrofilici; l'indice di amplificazione (AI) determinato dal rapporto tra GIMC indoor e quello outdoor.

La **tabella 16 Pavia** mostra che i valori e la variabilità di CFU m³ batterici erano limitati. Non vi sono differenze sostanziali tra i valori dei batteri mesofilici e psicrofilici rilevati quando il sistema di riscaldamento era acceso o spento; anche se la media geometrica della conta dell'R2A (conta dei batteri totali con un gel d'agar povero di triptone) è superiore a quella del TSA (conta dei batteri totali con un gel d'agar ricco di triptone), non vi sono differenze statisticamente significative. Vi è poi un notevole incremento dei valori dei batteri mesofilici quando il sistema di riscaldamento è acceso. Comunque non vi sono differenze significative tra la conta dei funghi all'interno delle palestre e quella dell'ambiente esterno. Conte alte di funghi sono osservate nel periodo tra aprile e ottobre quando il sistema di riscaldamento è spento. La media geometrica dei valori di IMC è sempre <1, evidenziando che la conta dei batteri psicrofilici è sempre superiore a quella dei batteri mesofilici. I valori di AI dimostrano che la contaminazione dell'aria indoor delle palestre è sempre superiore a quella dell'ambiente esterno.

L'analisi dei dati per misure effettuate in palestre con caratteristiche architettoniche simili e in presenza (o assenza) del sistema di ventilazione (**tabella 17 Pavia**), non evidenzia particolari differenze tra i valori di batteri mesofilici e psicrofilici. In edifici moderni dotati di sistema di ventilazione forzata sono osservate basse conte fungine. In generale, vi è una riduzione del valore del GIMC per m³ passando dagli edifici storici a quelli moderni dotati di sistema di ventilazione forzata.

Secondo i risultati di questo lavoro la contaminazione dell'aria indoor delle palestre è sempre superiore a quella dell'aria outdoor. Tuttavia gli studenti sono esposti a concentrazioni relativamente basse di organismi microbici presenti nell'aria. Il valore più elevato della conta fungina e del GIMC per m³ (> 14661) è osservato tra aprile e ottobre, quando il sistema di riscaldamento è spento. Le più basse conte fungine sono state determinate in edifici moderni dotati di sistema di ventilazione forzata. Per quanto riguarda gli studi qualitativi, sono stati determinati 45 funghi e differenti specie potenzialmente allergiche sono state isolate.

La **tabella 18 Pavia** mostra invece che la conta degli stafilococchi è più alta all'interno delle palestre rispetto all'ambiente esterno. Sebbene alti valori della media geometrica sono osservati quando il sistema di riscaldamento è acceso, le differenze non sono statisticamente significative. È da notare che all'esterno sono misurati valori particolarmente bassi.

Tabella 16 Pavia: Conte dei batteri e dei funghi totali, indice globale della contaminazione microbiologica per m³ (GIMC per m³), indice della contaminazione dei batteri mesofili (IMC) e indice di amplificazione (AI). La conta dei batteri totali è stata determinata con un gel d'agar ricco di triptone (TSA) o povero (R2A). GIMC, IMC e AI sono determinate in TSA.

Sistema di riscaldamento	Batteri mesofili (TSA) Batteri mesofili (R2A) (CFU m ⁻³)		Batteri psicrofilici (TSA) Batteri psicrofilici (R2A) (CFU m ⁻³)		Conta dei funghi (CFU m ⁻³)		GIMC per m ³		IMC		AI	
	MG ± DS	Range	MG ± DS	Range	MG ± DS	Range	MG ± DS	Range	MG ± DS	Range	MG ± DS	Range
On	683 ± 715,7 831 ± 688,4	108-2435 257-2420	955 ± 840,5 993 ± 974,3	186-2668 383-3735	95 ± 83,4	18-276	1794 ± 1500,7	312-4701	0,7 ± 0,35	0,2-1,3	3 ± 2,7	0,8-9,7
Outdoor	79 ± 70,3 105 ± 323,1	20-210 22-1140	301 ± 259,5 430 ± 371	87-806 102-1401	143 ± 139,5 ---	59-472 ---	596 ± 379,8 ---	257-1361 ---	0,3 ± 0,2 ---	0,1-0,6 ---	---	---
Off	493 ± 294,3 606 ± 276,7	240-713 336-1145	803 ± 297,3 961 ± 452,8	513-1525 428-2015	911 ± 6641,5	53 a >13070	3662 ± 6327,4	1098 a 14661	0,6 ± 0,24	0,4-0,9	2,3 ± 5,5	1-19,9
Outdoor	84 ± 133,2 140 ± 281,7	27-415 35-968	283 ± 261,2 367 ± 304,7	107-873 167-1181	8346 ± 5952,3 ---	128 a >13070 ---	1542 ± 6009,9 ---	286-14049	0,3 ± 0,2 ---	0,1-0,9	---	---
MG: Media geometrica DS: Deviazione Standard CFU: unità di colonie formatesi per metro cubo Fonte: C. Dacarro, 2003												

Tabella 17 Pavia: Conte dei batteri e dei funghi totali, indice globale della contaminazione microbiologica per m³ (GIMC per m³), indice della contaminazione dei batteri mesofili (IMC) e indice di amplificazione (AI) misurate in diverse palestre in accordo con le caratteristiche architettoniche. La conta dei batteri totali è stata determinata con un gel d'agar ricco di triptone (TSA) o povero (R2A). GIMC, IMC e AI sono determinate in TSA.

Tipo di edificio	Batteri mesofili (TSA) Batteri mesofili (R2A) (CFU m ⁻³)		Batteri psicrofilici (TSA) Batteri psicrofilici (R2A) (CFU m ⁻³)		Conta dei funghi (CFUm ⁻³)		GIMC per m ³		IMC		AI	
	MG ± DS	Range	MG ± DS	Range	MG ± DS	Range	MG ± DS	Range	MG ± DS	Range	MG ± DS	Range
Moderno con sistema di ventilazione	725 ± 594,4 747 ± 579,2	600-1905 336-1945	1025 ± 486,6 1043 ± 574,6	698-1845 405-2015	156 ± 206,5	77-378	2059 ± 1015,2	1375-4026	0,7 ± 0,3	0,4-1,1	3,9 ± 1,2	2,6-5,6
Moderno senza sistema di ventilazione	468 ± 399,6 701 ± 379,2	108-1017 257-1525	788 ± 749,8 942 ± 908,3	186-2668 383-3735	348 ± 5848,7	18 a >13070	2600 ± 5721,8	312 a >14661	0,6 ± 0,3	0,2-1,3	2,7 ± 5,6	0,8-19,9
Storici	706 ± 983,8 678 ± 987,9	397-2435 360-2420	945 ± 670,6 987 ± 582,1	576-2060 539-1800	458 ± 6449,6	68 a >13070	3406 ± 6025,2	1398 a >14162	0,7 ± 0,3	0,5-1,2	1,6 ± 1,2	1,0-3,6
MG: Media geometrica DS: Deviazione Standard CFU: unità di colonie formatesi per metro cubo Fonte: C. Dacarro, 2003												

Tabella 18 Pavia: *Conta degli stafilococchi e indice di amplificazione degli stafilococchi (AIS) misurate in palestre dove il sistema di riscaldamento è acceso o spento. Le palestre sono anche classificate per le caratteristiche architettoniche.*

Tipo di edificio	Numero	Aria indoor (CFU m ⁻³)		Aria outdoor		AIS	
		MG ± DS	Range	MG ± DS	Range	MG ± DS	Range
Tutte le palestre-riscaldamento acceso	11	327,4±654	59-2210	5±19,3	1-68	65,8±302	15-926
Tutte le palestre-riscaldamento spento	11	168,1±263	4-665	16±74,4	4-254	10,3±24	1-57,3
Moderno-ventilazione accesa	6	381,2±421	80-1231	6±5,3	2-14	54,8±234	6,7-615,5
Moderno-ventilazione spenta	12	167,3±251	4-926	8±71,2	1-254	19,5±261	1-926
Storici	4	312,5±1004	59-2210	9±30,3	1-68	31,5±21	10-59

Fonte: C. Dacarro, 2003

Dall'analisi qualitativa sono stati identificati 46 tipologie di funghi: 38 sono stati identificate nell'ambiente indoor e 30 in quello outdoor. Quando il sistema di riscaldamento è acceso sono state identificate 34 specie: 26 indoor e 29 outdoor. Quando invece il sistema di riscaldamento è spento sono state identificate 33 specie: 21 indoor e 29 outdoor.

Ambiente confinato: Non specificato

C. Minoia, S. Magnaghi, G. Micoli, M.L. Fiorentino, R. Turci, S. Angeleri, A. Berri, *Determination of environmental reference concentration of six PAHs in urban areas (Pavia, Italy)*, Science of the Total Environment. 1997 May 9; 198(1):33-41

Attraverso il presente studio viene proposta una strategia di campionamento che utilizza dosimetri individuali per misurare la quantità giornaliera di idrocarburi policiclici aromatici (*Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAH*) inalati in un'area urbana. Sono stati monitorati 56 soggetti insieme alle relative concentrazioni ambientali di riferimento (ERC) di sei idrocarburi policiclici aromatici (benzo[*a*]antracene, benzo[*a*]pirene, benzo[*b*]fluorantene, benzo[*k*]fluorantene, dibenzo[*a,h*]antracene, indeno[1,2,3-*cd*]pirene). Le campagne sperimentali sono state effettuate nella stagione invernale e nella stagione estiva, coinvolgendo i soggetti residenti nell'area urbana ma in zone caratterizzate da diversa densità di traffico. I risultati hanno evidenziato livelli di PAH maggiori in inverno, a conferma del fenomeno di abbassamento dei livelli dovuto alla degradazione fotochimica estiva.

Un'ulteriore indagine effettuata nel periodo invernale ha riguardato un doppio monitoraggio individuale (indoor e outdoor) di 8 soggetti, residenti in zone a diversa densità di traffico, in un

periodo di 24 ore, per una settimana. Le concentrazioni riscontrate negli ambienti confinati sono risultate minori rispetto a quelle rilevate all'esterno; in particolare il livello indoor di benzo[a]pirene è stato di circa 10 volte inferiore rispetto a quello outdoor.

Tabella 19 Pavia: *Confronto tra i livelli indoor e outdoor dei 6 idrocarburi policiclici aromatici, rilevati in inverno in relazione a 8 soggetti residenti in quattro diverse zone a diversa densità di traffico. Tempo di misura: 7 giorni.*

Sostanza	Concentrazione ambientale (ng/m ³)			
	Indoor		Outdoor	
	Media	Intervallo	Media	Intervallo
benzo[a]antracene	0,10	0,06-0,21	0,72	0,37-2,11
benzo[b]fluorantene	0,20	0,11-0,37	1,46	0,80-3,51
benzo[k]fluorantene	0,07	0,05-0,20	0,56	0,30-1,28
benzo[a]pirene	0,11	n.d.-0,21	1,19	0,68-2,85
dibenzo[a,h]antracene,	0,07	n.d.-0,10	0,37	0,37-1,15
indeno[1,2,3-cd]pirene	0,08	n.d.-0,12	0,41	0,21-0,78
Totale ERC	11,34 (ng/giorno)		82,26 (ng/giorno)	

Legenda: ERC: Environmental Reference Concentration

Fonte: C. Minoia, 1997

Verona

Ambiente confinato: Abitazione, Ufficio, altri luoghi

M. Olivieri, A. Poli, P. Zuccaio, M. Ferrari, G. Lampronti, R. De Marco, V. Lo Cascio, R. Pacifici, *Tabacco Smoke Exposure and Serum Cotonine in a Random Sample of Adults Living in Verona, Italy*, Arch Environ Health 2002; 57(4):355-359.

Obiettivo dello studio è stato quello di validare i risultati del questionario relativo alle abitudini legate al fumo utilizzato per l'European Community Respiratory Health Survey (ECRHS), studio internazionale sulla popolazione in merito alle variazioni di prevalenza di asma e sintomi simili e all'esposizione a fattori di rischio per l'asma [Burney PG, 1994]. Tra febbraio 1992 e giugno 1993 sono stati invitati 504 soggetti scelti in modo casuale nella città di Verona, i quali sono stati sottoposti ad un'intervista volta a rilevare le abitudini al fumo. Inoltre è stata misurata la quantità di cotinina nel sangue, essendo questo un metabolita della nicotina che permane nel sangue fino a 40 ore ed è spesso utilizzato per valutare l'esposizione al tabacco. Il campione effettivo è risultato essere pari a 375 soggetti, ripartiti in 129 fumatori, 79 ex-fumatori e 167 non fumatori. L'esposizione a fumo di tabacco ambientale (ETS) è stata riportata da 216 individui (57,6% del campione), con un tempo di esposizione medio di 3,8 ore/giorno ($\pm 3,4$ ore/giorno) e il posto di lavoro e l'abitazione sono risultati essere i luoghi dove l'esposizione avviene più frequentemente. Il livello di cotinina ha riportato un valore di 2,2 ng/ml ($\pm 5,7$ ng/ml) tra i non fumatori non esposti a ETS, mentre per i non fumatori esposti a ETS il livello è significativamente salito a 11,7 ng/ml ($\pm 32,8$ ng/ml); per distinguere nettamente i fumatori dai non fumatori, gli autori hanno distinto i soggetti aventi come livello di cotinina un valore superiore a 14 ng/ml, ossia i "fumatori biochimici": in questo caso, escludendo gli individui appartenenti a questa categoria, i valori della sostanza nei non fumatori sono diventati rispettivamente 1,7 ng/ml ($\pm 2,1$ ng/ml) e 2,6 ng/ml ($\pm 2,6$ ng/ml). Inoltre, il livello di cotinina misurato è strettamente correlato al numero di ore di esposizione. La concentrazione media del metabolita nel caso dei fumatori, come atteso, è stata ben più elevata, pari a $273,3 \pm 229,9$ ng/ml, e strettamente dipendente dal numero di sigarette fumate giornalmente. Quello che è interessante notare, ai nostri fini, è che confrontando i valori di cotinina dei non fumatori esposti ad ETS con quelli dei fumatori, i primi presentano livelli simili ai soggetti "fumatori light", ossia che fumano meno di 5 sigarette/giorno.

Trieste

Ambiente confinato: Locali pubblici

R. Tominz, C. Poropat, M. Bovenzi, *Variazione nelle concentrazioni di PM_{10} e $PM_{2,5}$ nei bar dopo l'entrata in vigore della legge sul fumo passivo in Italia*, Epidemiol Prev. 2006;30(6):325-33.

L'obiettivo dello studio è stato quello di confrontare le concentrazioni di PM_{10} e $PM_{2,5}$ in alcuni esercizi commerciali, prima e dopo l'entrata in vigore del divieto di fumo. Sono stati scelti 6 bar e 4 negozi, quest'ultimi utilizzati come controllo visto che in tali locali non si fumava già prima del divieto, tutti collocati nella zona centrale della città di Trieste. Per ogni locale sono state rilevate le medie giornaliere e orarie delle concentrazioni di PM_{10} e di $PM_{2,5}$; nel caso dei negozi le rilevazioni sono state effettuate dalle ore 8.00 alle 21.00, mentre nei bar dalle 8.00 alle 24.00; infine per ciascun giorno di rilevazione sono stati raccolti i relativi dati meteorologici e le concentrazioni outdoor di PM_{10} . I risultati (**Tabella 20 Trieste**) mostrano che nel caso dei negozi, dove non si fumava già prima del divieto, le concentrazioni rilevate nel 2005/2006 non hanno evidenziato differenze significative rispetto al 2004. Diversa la situazione riscontrata nei bar, in cui è stata rilevata una significativa diminuzione dei livelli degli inquinanti, con un netto miglioramento della qualità dell'aria indoor.

Tabella 20 Trieste: Valori medi e differenza percentuale delle concentrazioni di PM_{10} , $PM_{2,5}$ e $PM_{10-2,5}$ nei negozi e nei bar, prima e dopo l'entrata in vigore del divieto di fumo (valori espressi in $\mu g/m^3$). Tempo di misura: 13 h per i negozi e 16 h per i bar.

	PM_{10}			$PM_{2,5}$			$PM_{10-2,5}$		
	2004	2005	$\Delta\%$	2004	2005	$\Delta\%$	2004	2005	$\Delta\%$
Negozi									
1	50	64	27%	6	16	155%	44	48	9%
2	74	65	-11%	5	4	-27%	69	62	-10%
3	130	100	-23%	20	15	-29%	110	85	-22%
4	55	57	3%	11	4	-67%	45	53	19%
TOT	78	72	-7%	11	10	-8%	67	62	-7%
Bar									
1	161	153	-5%	66	29	-56%	95	124	31%
2	183	130	-29%	88	45	-49%	95	85	-11%
3	72	84	16%	40	13	-69%	32	71	125%
4	131	94	-28%	81	26	-67%	50	68	37%
5	199	105	-47%	98	28	-72%	100	77	-23%
6	305	74	-76%	199	17	-92%	106	57	-46%
TOT	175	107	-39%	95	26	-73%	80	81	1%

Fonte: R. Tominz, 2006

Genova

Ambiente confinato: Abitazione

G. Gallelli, P. Orlando, F. Perdelli, D. Panatto, *Factors affecting individual exposure to NO₂ in Genoa (Northern Italy)*, Science of the Total Environment 287 (2002) 31-36.

Lo studio ha indagato l'esposizione individuale all'NO₂, con lo scopo di identificare l'influenza della concentrazione outdoor dell'NO₂ sull'esposizione individuale e di individuare i fattori indoor che possono essere più rilevanti ai fini dell'inquinamento da biossido di azoto.

Sono stati reclutati volontari con differenti stili di vita e conseguenti diverse esposizioni all'inquinante: 89 individui non fumatori ripartiti in studenti universitari, lavoratori (suddivisi a loro volta in soggetti che trascorrono molto tempo all'esterno e soggetti che lavorano in ufficio) e casalinghe. I volontari sono inoltre differenziati a seconda della zona in cui risiedono: Genova est (area residenziale e basso inquinamento), zona centrale (alto traffico) e zona occidentale (area industriale ad alto inquinamento). Le rilevazioni sono state effettuate a febbraio-marzo 2000, per una durata media a campione di una settimana, mediante campionatori passivi per l'esposizione individuale e sistemi di rilevazione per il biossido di azoto posti nella cucina e nella camera da letto. Inoltre, ai volontari sono stati forniti questionari per raccogliere informazioni sul tempo dedicato allo studio, al lavoro o al tempo libero, oppure sul tempo trascorso nei luoghi chiusi ed in particolare nella cucina. Informazioni aggiuntive hanno riguardato i fattori rilevanti per il ricambio dell'aria negli ambienti chiusi, come il tipo di cappa installata in cucina, la tipologia degli infissi e il sistema di riscaldamento.

La concentrazione media del biossido di azoto è risultata pari a $47,0 \pm 16,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nella cucina e $24,8 \pm 9,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nella camera da letto. Le rilevazioni hanno mostrato differenze significative tra la cucina e la camera da letto in tutte le aree testate, ma anche che l'inquinamento esterno costituisce una fonte rilevante di NO₂ all'interno delle abitazioni. Nelle aree della città caratterizzate da pesante inquinamento (zona centrale e occidentale) la concentrazione è risultata circa il doppio rispetto a quella misurata nella zona residenziale (orientale).

Lo studio ha anche messo in evidenza la relazione della concentrazione dell'inquinante rispetto alle variabili che coinvolgono la ventilazione (**Tabella 21 Genova**)

Tabella 21 Genova: Concentrazioni medie di NO₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) presentate per i diversi fattori che riguardano la ventilazione. Tempo di misura: 1 settimana.

Fattori di ventilazione	Cucina		Camera da letto	
	Media	± S.D.	Media	± S.D.
Riscaldamento Autonomo	52,5	18,1	26,1	9,5
Centralizzato	41,2	14,4	23,9	8,4
Cappa Con aspirazione	34,5	7,0		
Senza aspirazione	59,1	17,1		
Infissi Metallo	54,9	16,9	24,1	8,5
Legno	45,3	16,7	28,7	12,0

Fonte: G. Gallelli, 2002

Le esposizioni medie di NO₂ riportate dai 3 gruppi di volontari sono state pari a $44,3 \pm 10,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $24,9 \pm 7,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $40,0 \pm 13,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, rispettivamente per i lavoratori, gli studenti e le casalinghe. L'esposizione media è risultata significativamente maggiore nel caso delle casalinghe che trascorrono molto tempo in cucina (più di 35 ore settimanali) rispetto a quelle che vi passano meno ore ($58,5 \pm 7,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vs $45,1 \pm 12,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e nel caso dei lavoratori con occupazioni svolte all'esterno rispetto ai lavoratori d'ufficio ($58,2 \pm 4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vs $46,3 \pm 10,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Lo studio inoltre conferma che l'esposizione personale al biossido di azoto è correlata alla collocazione delle abitazioni: i residenti della zona orientale sono significativamente meno esposti all'inquinante rispetto ai residenti delle altre zone. Lo studio dimostra, quindi, che nelle aree a basso inquinamento la cucina è la maggior fonte di esposizione all'NO₂.

Infine il sistema di riscaldamento è sembrato influenzare l'esposizione personale, risultando pari a $52,6 \pm 9,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nelle abitazioni dotate di sistemi autonomi contro $46,4 \pm 11,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel caso di abitazioni con sistemi centralizzati.

Parma

Ambiente confinato: Abitazione

A. Malanca, V. Pessina, G. Dallara, *Indoor air pollutants in a building block in Parma (Northern Italy)*, Environment International, 1993, Vol. 19, 313-318.

Scopo dello studio è stata la determinazione delle concentrazioni di radon e di monossido di carbonio in un gruppo di 60 appartamenti in un edificio collocato a Parma, costruito nel 1926.

Per i nostri scopi, avendo come fine una rassegna di livelli di inquinanti relativi alla qualità dell'aria, riportiamo solo i risultati riguardanti la concentrazione del monossido di carbonio: lo studio ha ottenuto come media aritmetica, deviazione standard e media geometrica, rispettivamente, i valori $3,3 \text{ mg/m}^3$, $2,6 \text{ mg/m}^3$ e $2,6 \text{ mg/m}^3$. Sono stati valutati anche i contributi alla concentrazione dell'inquinante a seconda della tipologia di infissi delle finestre: in realtà non sono state riscontrate differenze significative tra le concentrazioni nel caso delle finestre a doppio vetro, rispetto a quelle a vetro singolo (infissi di legno).

Tabella 22 Parma: Confronti delle concentrazioni di monossido di carbonio in appartamenti dotati di finestre con vetro singolo e appartamenti dotati di finestre con vetro doppio (mg/m^3).

Finestre	N°	Media aritmetica ± deviazione standard	Media geometrica	Intervallo ^a
Vetro singolo	25	$3,4 \pm 2,7$	2,6	0,9 – 12,9
Vetro doppio	35	$3,3 \pm 2,5$	2,5	0,5 – 12,0

^a: Valori medi

Fonte: A. Malanca, 1993

Al contrario, una differenza è stata riscontrata variando la tipologia di sistema di riscaldamento (**Tabella 23 Parma**): le concentrazioni di CO sono risultate superiori nel caso di appartamenti dotati di stufe a gas, rispetto a quelli forniti di caldaie.

Tabella 23 Parma: Concentrazioni di monossido di carbonio in appartamenti con stufe e appartamenti con caldaie (mg/m^3).

Sistema di riscaldamento	N°	Media aritmetica ± deviazione standard	Media geometrica	Intervallo ^a
Stufe	32	$3,9 \pm 2,8$	3,1	0,7 – 12,9
Caldaie	28	$2,6 \pm 2,0$	2,1	0,5 – 9,6

^a: Valori medi

Fonte: A. Malanca, 1993

Le concentrazioni di CO istantanee più alte ($15,8 \text{ mg/m}^3$ e $14,6 \text{ mg/m}^3$) sono state rilevate in due appartamenti riscaldati con stufe, mentre, come atteso, le concentrazioni istantanee minime di monossido di carbonio ($0,2$ e $0,7 \text{ mg/m}^3$) sono state registrate in appartamenti dotati di caldaia. Probabilmente nel caso del riscaldamento con stufe a gas contribuiscono ad aumentare il livello di CO un mancato rifornimento di aria esterna e condotti verso l'esterno troppo lunghi.

Modena

Ambiente confinato: Biblioteca

E. Righi, G. Aggazzotti, G. Fantuzzi, V. Ciccarese, G. Predieri, *Air quality and well-being perception in subjects attending university libraries in Modena (Italy)*, The Science of the Total Environment 286 (2002) 41-50.

Lo studio ha avuto come obiettivo le misurazioni di diversi parametri microclimatici e di agenti inquinanti come le polveri totali, la formaldeide e altri VOC, inclusi benzene, toluene e xileni, in alcune biblioteche dell'Università di Modena e Reggio Emilia. Inoltre sono stati valutati il senso di benessere percepito dagli utenti e la prevalenza di diversi sintomi potenzialmente correlati alla Sindrome dell'edificio malato (SBS) mediante questionari-interviste. L'indagine è stata effettuata nel 1998 in 4 biblioteche dell'Università di Modena e Reggio Emilia, esaminate un'unica volta nel periodo invernale. Raccolte le informazioni sulle caratteristiche strutturali degli edifici (periodo di costruzione, numero e tipo di locali, materiali di rivestimento, numero e tipo di finestre, sistema di ventilazione, ecc.), sono stati rilevati campioni di aria indoor per la misurazione degli inquinanti. In aggiunta, sono stati determinati parametri microclimatici come temperatura, umidità relativa, ventilazione e pressione atmosferica (temperatura media delle stanze: $20,5 \pm 1,5$ °C; ventilazione media: $0,025 \pm 0,003$ m/s; umidità relativa: 55-72 %). I livelli di contaminanti esaminati (**tabella 24 Modena**) hanno mostrato una concentrazione media di polveri totali pari a 187 ± 127 µg/m³, con un ampio intervallo di valori (40-350 µg/m³); la formaldeide ha mostrato livelli bassi: non è stata rilevata in una biblioteca, mentre nelle altre ha riportato un valore medio pari a $16,4 \pm 13,1$ µg/m³ e un range che va da 5 a 30,7 µg/m³; infine i VOC totali hanno mostrato concentrazioni variabili da 203 a 749 µg/m³ che, se si considerano il valore limite di 300 µg/m³ proposto da Seifert [Seifert, 1990] e il range di Molhave [Molhave, 1991] di 200-3000 µg/m³, costituiscono dei livelli di attenzione.

Tabella 24 Modena: Livelli degli inquinanti rilevati nelle 4 biblioteche (µg/m³). Tempo di misura: 4h

Composti	Biblioteche			
	I	II	III	IV
Polveri totali	350	200	160	40
Formaldeide	13,6	30,7	-	5
VOCs				
Idrocarburi C ₂ -C ₅	88	67	37	29
Benzene	6,5	12	11	39
Toluene	19	-	16	46
Xilene	25	30	14	25
VOCs totali	203	296	267	749

Fonte: E. Righi, 2002

Le interviste sono state effettuate su un totale di 130 utenti, le cui caratteristiche (sesso, età, regolarità nel frequentare la biblioteca, ecc.) sono state raccolte unitamente alle condizioni microclimatiche così come percepite dagli stessi nel corso dell'ultima settimana trascorsa in biblioteca. La sensazione di una scarsa ventilazione è sembrata avere l'impatto maggiore sul senso

di discomfort microclimatico. L'indagine ha inoltre analizzato i sintomi potenzialmente correlati alla SBS autorilevati dagli utenti (difficoltà di attenzione, infiammazione degli occhi, sensazione di calore, secchezza della gola, difficoltà respiratorie, mal di testa, ecc.). I sintomi che sono risultati più frequenti durante la permanenza nelle biblioteche sono stati la sensazione di calore (22,3%), l'infiammazione oculare (16,9%), secchezza della gola (15,4%) e difficoltà respiratorie (10,0%). Il risultato interessante, inoltre, è che il 78,5% degli utenti intervistati ha dichiarato di accusare almeno uno dei sintomi elencati nel questionario e il 50% di manifestarli soltanto all'interno della biblioteca. Infine è da notare che la percezione microclimatica e i sintomi potenzialmente correlati alla SBS non sono risultati in accordo con le misure degli inquinanti e dei parametri microclimatici.

Ambiente confinato: Biblioteca

G. Fantuzzi, G. Aggazzotti, E. Righi, L. Cavazzuti, G. Predieri, A. Franceschelli, *Indoor air quality in the university libraries of Modena (Italy)*, Science of the Total Environment 1996 Dec 13; 193 (1):49-56

L'indagine è stata realizzata in 16 biblioteche dell'Università di Modena, per un periodo di 6 mesi, al fine di valutare l'esposizione indoor alle polveri totali e ai composti organici volatili (VOC), tra cui la formaldeide. In aggiunta a dati di concentrazione degli inquinanti, che sono stati rilevati sia all'interno che all'esterno degli edifici, sono state raccolte informazioni circa le principali caratteristiche strutturali degli edifici (età della costruzione, superficie, numero delle stanze) e le caratteristiche inerenti l'ambiente indoor (superfici di pavimentazione, finestre, mobilia, sistema di ventilazione, frequenza di pulizia, numero dei visitatori, ecc.). Inoltre sono stati acquisiti i parametri microclimatici indoor, come la temperatura, l'umidità relativa e la velocità di ventilazione.

Le biblioteche sono state suddivise in due gruppi, a seconda della diversa collocazione nella città di Modena: 7 si trovano nel centro della città, mentre le restanti 9 sono site in zone più periferiche. I risultati (**tabelle 25 e 26 Modena**) mostrano che:

Le polveri totali sono state rilevate in tutte le biblioteche con un valore medio pari a $190 \pm 130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un ampio intervallo di valori. I livelli rilevati nell'aria indoor delle biblioteche del centro risultano piuttosto bassi (mediana = $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) rispetto a quelli riscontrati in periferia (mediana = $210 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Al contrario, i campioni dell'aria esterna rilevano un valore mediano in centro (mediana = $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$) maggiore rispetto a quelli in periferia (mediana = $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$), ma le differenze non raggiungono una significatività statistica.

La formaldeide è stata riscontrata in 10 biblioteche e le concentrazioni indoor variano da 1,70 a $67,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un valore medio pari a $32,7 \pm 23,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I valori raccolti nell'aria indoor e outdoor delle biblioteche del centro sono maggiori rispetto a quanto riscontrato in periferia, ma anche in questo caso non sussiste una differenza statisticamente significativa.

I composti organici volatili sono stati rilevati in tutte le biblioteche esaminate con una media di $433 \pm 267 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (intervallo $102\text{-}936 \mu\text{g}/\text{m}^3$). I livelli nell'aria indoor e outdoor delle biblioteche del centro risultano maggiori rispetto a quelli misurati in periferia, ma anche in questo caso la differenza non è statisticamente significativa.

Tabella 25 Modena: Valori medi in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ degli inquinanti esaminati in tutte le biblioteche (centro + periferia). Tempo di misura: 4h.

Inquinante	Numero di campioni positivi/numero totale	Media aritmetica	Deviazione standard	Mediana	Min-max
Polveri totali	16/16	190	130	160	40-450
Formaldeide	10/16	32,7	23,9	13,6	1,70-67,8
VOC totali	16/16	433,0	267,1	296,0	102-936

Fonte: G Fantuzzi, 1996

Tabella 26 Modena: Valori mediani in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ degli inquinanti rilevati all'interno ed all'esterno delle biblioteche situate in centro e in periferia. Tempo di misura: 4h.

Inquinante	Centro		Periferia	
	Indoor Mediana (min-max)	Outdoor Mediana (min-max)	Indoor Mediana (min-max)	Outdoor Mediana (min-max)
Polveri totali	80 (40-450)	350 (80-650)	210 (40-330)	200 (40-330)
Formaldeide	22,9 (1,7-67,8)	22 (4,0-60,6)	10,5 (4,0-35,6)	9,2 (5,2-18,0)
VOC totali	566 (136-854)	584 (247-895)	282 (102-936)	300 (181-447)

Fonte: G Fantuzzi, 1996

Non è stato possibile individuare una correlazione significativa né tra gli inquinanti rilevati, né tra questi e i parametri climatici o le caratteristiche strutturali dell'edificio. Lo studio conclude che, pur non essendo stati evidenziati grandi problemi di inquinamento indoor, è necessario indagare ulteriormente inquinanti come le polveri totali e i VOC. Soprattutto nel caso dei VOC, infatti, vengono raggiunti dei livelli che possono essere considerati di guardia se si prendono in considerazione gli intervalli indicati da Molhave ($< 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ = comfort; tra 200 e $3000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ = discomfort e irritazione; $> 25000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ = tossicità) [Molhave, 1991] o il valore raccomandato da Seifert, che suggerisce un valore guida pari a $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [Seifert, 1990].

Ferrara

Ambiente confinato: Abitazione, Ufficio, Scuola

S. Fuselli, C. Zanetti, *Formaldeide in aria di ambienti interni ed esterni di un'area urbana, in relazione all'esposizione dell'uomo*, Ann Ist Super Sanità 2006 42(3):365-8.

Lo studio ha rilevato concentrazioni medie mensili di alcuni composti aldeidici, in particolare formaldeide, sia indoor che outdoor, nella città di Ferrara, sotto l'ipotesi che gli inquinanti si comportino analogamente nei due ambienti. Per rendere più completa la valutazione, le concentrazioni sono state confrontate in ognuno dei due ambienti con l'esposizione personale (EP) dell'uomo.

Il monitoraggio continuo delle aldeidi (formaldeide, acetaldeide, acetone+acroleina, propionaldeide, N-butirraldeide, benzaldeide, isovaleraldeide, valeraldeide) è stato effettuato per 30 giorni consecutivi su 38 persone che sono state dotate di campionatore passivo per la valutazione dell'EP; i volontari erano stati precedentemente scelti con opportuni criteri tramite questionari, che hanno permesso la raccolta di informazioni di tipo generale sulle abitudini, sui comportamenti e gli stili di vita adottati, sulle caratteristiche fisiche come l'età e il sesso, informazioni sulle attività svolte ed i luoghi frequentati quotidianamente. Sono state anche raccolte informazioni circa gli edifici studiati: ubicazione con media-alta-bassa intensità di traffico veicolare, materiali da costruzione, superficie, numero di stanze, tipo di arredamento, tipo di riscaldamento ecc.; parallelamente al campionamento di tipo passivo per la valutazione dell'EP è stato effettuato il monitoraggio nei seguenti scenari di vita: indoor di abitazioni private; outdoor di abitazioni private; indoor di ambienti di lavoro (uffici, scuole ecc.); outdoor di zone della città. I risultati dell'analisi statistica delle concentrazioni delle aldeidi rilevate nei tre scenari sono riportati in **Tabella 27 Ferrara**.

Tabella 27 Ferrara: Concentrazioni delle aldeidi monitorate per un mese nella città di Ferrara ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).
Tempo di misura: 30 giorni

Aldeidi	Media			Mediana			Asimmetria			Varianza		
	Indoor	Outdoor	EP	Indoor	Outdoor	EP	Indoor	Outdoor	EP	Indoor	Outdoor	EP
Formaldeide	19,5	6,9	19,9	15,5	3,8	20,0	2,5	3,8	0,9	202,3	95,8	129,4
Acetaldeide	11,0	4,2	15,3	9,0	2,4	14,0	1,3	2,4	0,8	50,9	37,0	74,1
Acetone+acroleina	20,5	6,7	24,4	20,0	3,8	25,5	1,5	3,8	1,0	169,8	108,1	275,1
Propionaldeide	2,7	1,2	5,7	2,0	0,5	3,0	1,2	0,5	4,5	5,2	5,6	117,1
n-Butirraldeide	11,2	6,3	14,8	9,0	2,7	10,5	1,5	2,7	1,4	94,2	196,0	170,9
Benzaldeide	2,1	0,1	1,3	0,7	0,1	1,2	4,3	0,1	0,6	18,2	0,4	1,2
Isovaleraldeide	1,1	0,2	1,7	0,8	0,1	1,0	3,1	0,1	2,3	2,1	0,1	5,7
Valeraldeide	2,5	0,5	2,4	1,7	0,5	1,2	2,3	0,5	0,9	7,4	0,8	5,4

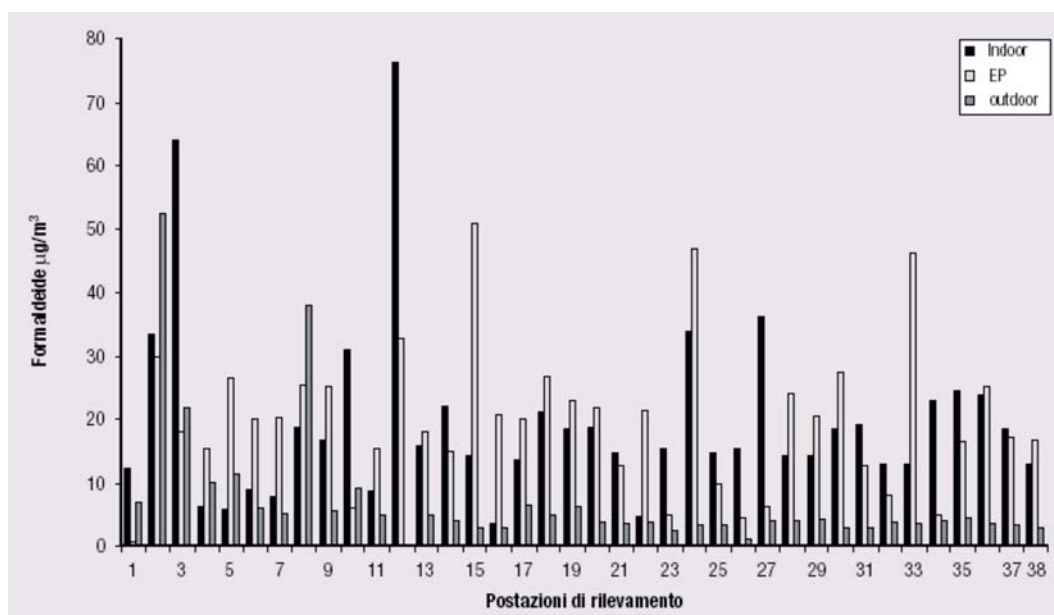
Fonte: S. Fuselli, 2006

Come si vede, esaminando i valori di concentrazione mediana per ciascuna delle aldeidi determinate, risulta che le concentrazioni più elevate sono quella dell'acetone+acroleina (somma dei 2 inquinanti) e quella della formaldeide sia in indoor, sia outdoor sia in EP.

Se si analizza l'andamento delle concentrazioni di formaldeide nei diversi ambienti confinati presi sotto esame, si rilevano nell'indoor-abitazione ($20,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) valori di concentrazione

mediana più alti che negli indoor-lavorativi ($17,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e più che doppi rispetto all'outdoor-abitazione ($10,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), analogamente a quanto riscontrato in letteratura. Inoltre le concentrazioni più alte determinate nell'EP rispetto all'outdoor, indicano che le sorgenti indoor contribuiscono ed in alcuni casi dominano l'EP; non esiste, viceversa, differenza significativa tra le concentrazioni in indoor ed EP.

Figura 1 Ferrara: Concentrazione media mensile della formaldeide in indoor, outdoor, EP (esposizione personale). Le concentrazioni sono espresse in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ogni campione è costituito da 38 valori. Tempo di misura: 30 giorni.



Fonte: S. Fuselli, 2006

Gli andamenti della concentrazione media di formaldeide nelle postazioni esaminate all'interno delle abitazioni (**Fig. 1 Ferrara**) mostrano valori che si discostano in maniera molto ampia dalla media per la presenza di fumatori e una situazione analoga si osserva per l'esposizione personale. Queste situazioni limite dimostrano la variabilità del fenomeno espositivo nella popolazione e sottolineano quanto sia importante conoscere le abitudini, il comportamento lo stile di vita della popolazione in quanto fattori importanti che influenzano l'esposizione inalatoria.

Firenze

Ambiente confinato: Abitazione

Fondelli MC, Bavazzano P, Grechi D, Gorini G, Miligi L, Marchese G, Cenni I, Scala D, Chellini E, Costantini AS, *Benzene exposure in a sample of population residing in a district of Florence, Italy*, Sci Total Environ 392 (2008) 41-9.

Scopo primario dello studio è stata la valutazione dell'esposizione al benzene di un campione di abitanti residenti in un quartiere centrale di Firenze; secondariamente gli autori hanno cercato di valutare l'esposizione personale a seconda dell'utilizzo di un dato mezzo di trasporto. Un campione di 67 non fumatori è stato monitorato in una campagna invernale e una primaverile. Allo stesso tempo, per un sottogruppo di partecipanti sono state effettuate misure di benzene all'interno e all'esterno delle proprie abitazioni; nel caso delle misure indoor sono stati installati due rilevatori: uno nella stanza più vicina alla strada con alta densità di traffico (indicato nella **tabella 28 Firenze** come "Indoor Abitazione I"), l'altro nella stanza caratterizzata dalla situazione opposta, ossia possibilmente più vicina ad un cortile interno ("Indoor Abitazione II" in **tabella 28 Firenze**). Sono state raccolte, inoltre, informazioni mediante un questionario somministrato precedentemente alle campagne e mediante un diario giornaliero delle attività compilato dai partecipanti. I risultati delle campagne di monitoraggio hanno dato una media di esposizione personale al benzene pari a $6,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\pm 2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in inverno e $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\pm 0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in primavera, un valore invernale, quindi, 3 volte superiore a quello primaverile. Per quanto riguarda il sottogruppo, invece, i valori medi di esposizioni sono risultati pari a $7,1$ ($\pm 1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e a $1,9$ ($\pm 1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), rispettivamente in inverno e in estate. Le concentrazioni medie rilevate all'interno degli appartamenti dei soggetti appartenenti al sottogruppo non differiscono di molto dalle esposizioni personali (**Tabella 28 Firenze**).

Tabella 28 Firenze: Livelli di concentrazione personale, indoor e outdoor ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) di benzene. Tempo di misura: 4 giorni.

	Inverno			Primavera		
	Media aritmetica (deviazione standard)	Mediana	Range	Media aritmetica (deviazione standard)	Mediana	Range
Personale	6,9 (2,1)	6,9	2,7-12,8	2,3 (0,7)	2,2	1-4,2
Personale sottogruppo	7,1 (1,4)	6,9	4,8-11,9	1,9 (1,2)	2,1	1,4-4,2
Indoor Abitazione I ¹	5,9 (2,4)	5,7	3,3-9,6	3,3 (1,3)	3,1	1,7-6,0
Indoor Abitazione II ²	5,1 (2,0)	4,7	2,9-8,7	2,7 (1,3)	2,5	1,6-6,2
Outdoor	7,1 (3,4)	6,1	3,4-12,3	5,2 (2,5)	5,5	2,1-8,8

Note:

¹ Misure effettuate nella stanza più vicina alla strada con alta densità di traffico.

² Misure effettuate nella stanza più lontana alla strada con alta densità di traffico.

Fonte: MC Fondelli, 2008

I livelli di concentrazione indoor e outdoor hanno mostrato una buona correlazione in inverno, mentre più scarsa in primavera, indicando che nella stagione invernale le concentrazioni outdoor contribuiscono ai livelli indoor. La mancata presenza di fonti indoor è confermata anche dal rapporto delle concentrazioni indoor/outdoor (I/O), che è inferiore ad uno in quasi tutti i casi, in entrambe le stagioni.

Lo studio ha inoltre valutato l'esposizione al benzene a seconda della tipologia di trasporto utilizzato (bus, automobile, misto). Come si vede dai risultati mostrati in **tabella 29 Firenze**, i soggetti che fanno uso di un trasporto misto sono maggiormente esposti al benzene, con un valore pari a $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\pm 2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), seguiti dai fruitori di autobus e di automobile con valori di esposizione corrispondenti a $6,8$ ($\pm 0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e a $6,6$ ($\pm 1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in inverno. In primavera non si riscontrano significative differenze nei livelli di esposizione al benzene tra i diversi gruppi.

Infine, l'analisi dei diari delle attività ha permesso di stimare il tempo trascorso dai fiorentini nelle proprie abitazioni: 13:50 h:min in inverno e 12:50 h:min in primavera, mentre per il trasporto è risultato che il campione spende circa un'ora al giorno.

Tabella 29 Firenze: Livelli di esposizione al benzene ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) per tipologia di trasporto. Tempo di misura: 4 giorni.

Gruppo	Inverno			Primavera		
	Media aritmetica (deviazione standard)	Mediana	Range	Media aritmetica (deviazione standard)	Mediana	Range
Gruppo di riferimento*	5,2 (1,7)	5,7	2,9-7,2	2,7 (0,2)	2,8	2,4-2,8
Soggetti che utilizzano l'autobus	6,8 (0,8)	7	5,5-7,5	2,4 (1,1)	2,4	1,6-3,2
Soggetti che utilizzano l'automobile	6,6 (1,9)	6,6	3,1-11	2,3 (0,7)	2,4	1-3,2
Soggetti che utilizzano il trasporto misto	7,5 (2,3)	7,4	2,7-12,8	2,3 (0,7)	2,2	1,2-4,2

* Il gruppo di riferimento è costituito da soggetti che trascorrono nelle proprie abitazioni più di 17 ore, che si spostano raramente con veicoli a motore e solo occasionalmente effettuano camminate.

Fonte: Fondelli MC, 2008

Ambiente confinato: Abitazione, corsia ospedaliera, banca, compartimento del treno, biblioteca pubblica, ufficio, sala d'attesa ospedaliera, studio dentistico, club privato, sala riunioni, bar, salone di bellezza, centro computer, discoteca.

G. Palmiotto, G. Pieraccini, G. Moneti, P. Dolora, *Determination of the levels of aromatic amines in indoor and outdoor air in Italy*, Chemosphere 43 (2001) 355-361

Lo studio ha focalizzato l'attenzione sulla valutazione delle concentrazioni di 10 ammine aromatiche primarie (anilina, o-toluidina, m-toluidina, p-toluidina, 2,3-dimetilanilina, 2,4-dimetilanilina, 2,5-dimetilanilina, 2,6-dimetilanilina, 2-naftilammina e 4-amminobifenile), che sono considerate cancerogene per l'uomo o sospettate tali. Le misure sono state effettuate all'interno di 31 ambienti confinati: 9 abitazioni (di cui 4 abitate da fumatori e 5 da non fumatori), 2 corsie ospedaliere, una banca, un compartimento del treno, una biblioteca pubblica, 3 uffici, 2 sale d'attesa ospedaliere, uno studio dentistico, 3 club privati, 2 uffici giornalistici, una sala riunioni di una scuola media, un bar, un ufficio di polizia, un salone di bellezza, un centro computer e una discoteca. Tutte le misure indoor sono state effettuate una sola volta, in siti posti nella provincia di Firenze. Le determinazioni outdoor, invece, sono state realizzate in diverse località: Firenze e Siena, Livorno e Prato (come città industriali); Ponte a Elsa, Capannori e Santa Croce (cittadine toscane); Stacciano (paese rurale toscano); Brindisi (come città portuale) e Taranto (come città industriale nel Sud). Le rilevazioni dell'aria esterna sono state ripetute a Firenze, Siena, Livorno e Brindisi, mentre negli altri siti è stata effettuata una singola rilevazione.

Poiché le quantità relative delle diverse ammine rimangono abbastanza costanti, ad eccezione dell'anilina, per semplificare il confronto della contaminazione dei diversi siti, gli autori hanno espresso AA come la somma dei livelli delle 9 ammine (escludendo l'anilina, non essendoci una correlazione significativa con le altre ammine). I risultati delle misure eseguite negli edifici pubblici hanno riportato un range che andava da un minimo di 3 ng/m³ in una corsia ospedaliera a 207 ng/m³ in una discoteca; bassi livelli (<20 ng/m³) sono stati riscontrati nella maggior parte degli ambienti in cui non è possibile fumare, mentre concentrazioni moderatamente alte (<50 ng/m³) in locali in cui il fumo è ammesso. Alcuni siti hanno, invece, riportato un'alta contaminazione di AA (>50 ng/m³), ossia il salone di bellezza, il centro computer, un club privato e la discoteca.

Per quanto riguarda gli ambienti domestici, le abitazioni dei non fumatori hanno riportato valori al di sotto di 20 ng/m³ (range 5-11 ng/m³), mentre le case dei fumatori hanno rilevato livelli superiori (15-33 ng/m³).

Nel caso delle rilevazioni outdoor le concentrazioni hanno mostrato che alcuni siti avevano una contaminazione piuttosto bassa (<20 ng/m³), tra cui Stacciano, Siena e alcuni siti della periferia di Firenze; alti livelli sono stati invece osservati a Brindisi: nel centro della città i valori hanno raggiunto i 70 ng/m³, mentre nella zona industriale hanno superato i 100 ng/m³; livelli intermedi (tra 20 e 30 ng/m³) sono stati registrati nella zona industriale di Livorno, a Prato e in alcuni quartieri periferici di Firenze.

I risultati hanno mostrato, quindi, che la contaminazione da AA è un fenomeno diffuso sia negli ambienti indoor che outdoor. Negli ambienti indoor i livelli sono influenzati dalla presenza di fumo di tabacco ambientale, mentre le concentrazioni dell'aria esterna mostrano un panorama più variegato.

Pisa e Delta del Po

Ambiente confinato: Abitazione

M. Simoni, A. Scognamiglio, L. Carrozzi, S. Baldacci, A. Angino, F. Pistelli, F. Di Pede, G. Viegi, *Indoor exposures and acute respiratory effects in two general population samples from a rural and a urban area in Italy*, Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology (2004) 14(S1).

Lo studio si è posto come obiettivo la valutazione dell'influenza delle caratteristiche abitative e del comportamento degli abitanti sulla qualità dell'aria indoor in due zone: una rurale (Delta del Po) e una urbana (Pisa). Ha inoltre mirato alla stima della correlazione tra l'esposizione agli inquinanti indoor e la prevalenza di effetti sanitari acuti tra la popolazione adulta campione nelle due aree. Le due indagini epidemiologiche sono state effettuate nei primi anni '90 e come inquinanti indoor sono stati monitorati il $PM_{2.5}$ e NO_2 per una settimana, in inverno ed in estate, in 421 abitazioni (139 nel Delta del Po e 282 a Pisa); il $PM_{2.5}$ è stato campionato nei soggiorni, mentre l' NO_2 nelle cucine, nei soggiorni e nelle camere da letto. Mediante interviste sono state raccolte informazioni circa le caratteristiche delle abitazioni (presenza di apparecchiature a gas, finestre ermetiche, tappezzerie, ecc..) e le abitudini degli occupanti (presenza di fumo di tabacco ambientale - ETS, numero di ore di finestre aperte, ecc.). Ogni soggetto ha effettuato il "picco di flusso espiratorio" (PEF) quattro volte al giorno.

I risultati (**Tabella 30 Delta del Po**) hanno mostrato, in entrambe le aree, valori di inquinanti superiori in inverno rispetto a quanto misurato in estate. I livelli di $PM_{2.5}$ sono superiori in presenza di fumo di tabacco, in entrambe le stagioni e aree; i valori più elevati di NO_2 sono stati riscontrati nelle cucine e i livelli dell' NO_2 totale indoor in entrambe le stagioni e del $PM_{2.5}$ in inverno sono risultati maggiori nel Delta del Po rispetto a Pisa.

Tabella 30 Delta del Po: Livelli di NO₂ (µg/m³)⁶ e PM_{2.5} (µg/m³)⁶ nelle due aree. Tempo di misura: 48h per PM_{2.5} e una settimana per NO₂.

Inquinanti	Pisa		Delta del Po		Valore- <i>P</i> ^a (Kruskall-Wallis)
	Numero	Media (Deviazione standard)	Numero	Media (Deviazione standard)	
<i>Inverno</i>					
NO ₂ cucina	262	55 (32)	112	62 (32)	0,05
NO ₂ indoor totale ^b	262	28 (15)	112	41 (17)	<0,001
NO ₂ micro-outdoor ^c	265	39 (15)	137	45 (26)	0,01
PM _{2,5}	277	67 (38)	138	76 (35)	0,002
PM _{2,5} – con ETS ^d	119	87 (41)	54	96 (40)	Non significativo
PM _{2,5} – senza ETS	155	51 (26)	81	64 (23)	<0,001
<i>Estate</i>					
NO ₂ cucina	248	41 (19)	100	38 (15)	0,01
NO ₂ indoor totale ^b	248	24 (9)	100	28 (11)	0,003
NO ₂ micro-outdoor ^c	246	26 (13)	125	17 (13)	<0,001
PM _{2,5}		47 (20)		50 (21)	Non significativo
PM _{2,5} – con ETS		57 (20)		59 (25)	Non significativo
PM _{2,5} – senza ETS	155	42 (14)	77	44 (14)	Non significativo

^a Differenza tra le aree

^b Media dei valori misurati nella cucina, nel soggiorno e nelle camere

^c Livelli di NO₂ misurati nelle immediate vicinanze dell'abitazione

^d ETS: fumo di tabacco ambientale; PM_{2.5} superiore con la presenza di ETS ($P < 0,001$) in entrambe le stagioni

Fonte: M. Simoni, 2004

Dall'analisi dei fattori che influenzano i livelli indoor degli inquinanti, si è visto che nel Delta del Po le concentrazioni di NO₂ rilevate negli ambienti indoor sono probabilmente dipendenti dalle abitudini degli occupanti, con particolare riferimento alle attività di cucina (durata, uso delle cappe di aspirazione, utilizzo dei forni a gas, ecc.). In estate, i livelli dell'NO₂ sono risultati maggiori con l'aumento del numero di ore trascorse con le finestre aperte. Nell'area urbana di Pisa, invece, le concentrazioni di NO₂ sono connesse alla presenza di ETS, in inverno; in entrambe le stagioni i livelli indoor di NO₂ aumentano all'aumentare del livello micro-outdoor. Per quanto riguarda il PM_{2.5}, i livelli sono influenzati dal fumo di tabacco ambientale in entrambe le stagioni. Le concentrazioni sono inversamente proporzionali al periodo di tempo delle finestre aperte, in entrambe le zone, nella stagione invernale. A Pisa i livelli di PM_{2.5} sono inversamente correlati alla presenza di finestre ermetiche, in inverno, e direttamente legati alla presenza di forni a gas all'interno delle case in estate.

Per quanto riguarda gli effetti sulla salute dovuti agli inquinanti indoor in esame, la correlazione è stata indagata solo nel periodo invernale. Nel 29% dei casi sono stati segnalati sintomi respiratori acuti; ad eccezione del caso di malattie respiratorie acute in presenza di febbre, i tassi di prevalenza dei sintomi respiratori considerati (sintomi irritanti, sintomi bronchitici e/o asmatici in assenza di febbre, sintomi generici) sono risultati maggiori nell'area urbana di Pisa ri-

⁶ I valori di concentrazione del biossido di azoto, riportati nello studio con unità di misura ppb, sono stati qui convertiti a µg/m³, assumendo di essere in condizioni ambiente ($T = 25^{\circ}\text{C}$, $P = 1 \text{ atm}$).

spetto a quanto riscontrato nell'area rurale del Delta del Po. Nel dettaglio, è stata rilevata un'associazione significativa dell'esposizione a NO₂ solo con le malattie respiratorie acute in presenza di febbre. Il PM_{2.5} è apparso dannoso per gli effetti respiratori essendo risultato associato a malattie respiratorie acute in presenza di febbre e a sintomi bronchitici e/o asmatici in assenza di febbre. Inoltre la vita a Pisa è significativamente associata a sintomi bronchitici e/o asmatici e questo porterebbe ad ipotizzare un fattore "urbano" dovuto al contributo delle sorgenti esterne. Per quanto riguarda la funzione respiratoria i risultati confermano quanto dimostrato in altri studi, ossia un aumento del PEF tra gli adulti in relazione ad aumenti di livelli del PM, mentre l'NO₂ non è sembrato influenzare la variabilità del PEF.

Ambiente confinato: Abitazioni

M. Simoni, L. Carrozzi, S. Baldacci, A. Scognamiglio, F. di Pede, T. Sapigni G. Viegi. *The Po River Delta (North Italy) indoor epidemiological study: effects of pollutant exposure on acute respiratory symptoms and respiratory function in adults*. Archives of Environmental Health March/April 2002: vol. 57 n.2.

Obiettivo di questo studio è quello di verificare se i sintomi respiratori acuti e il picco del flusso respiratorio sono correlati all'esposizione al biossido di azoto e alle particelle sospese respirabili presenti negli ambienti indoor a basse concentrazioni.

Gli autori hanno studiato gli effetti delle basse concentrazioni di biossido di azoto e delle particelle di particolato sospese respirabili (RSP < 2,5 µm) sui sintomi respiratori acuti e sul picco del flusso espiratorio, in 383 adulti. Durante una settimana invernale ed una estiva sono stati raccolti dati riguardanti le concentrazioni dell'NO₂ e il particolato respirabile sospeso; sono stati inoltre raccolte informazioni relative al sesso, età, altezza, il peso, attività svolte quotidianamente, fumo attivo e passivo, malattie respiratorie croniche, picco del flusso espiratorio oltre a reperire dati anche sulla presenza di sintomi respiratori acuti durante la settimana di monitoraggio. La variazione del picco del flusso di espirazione è stato riportato come percentuale media dell'ampiezza (ampiezza/media) e come percentuale della variazione diurna (max/min).

Gli autori considerano gli indici di esposizione all'NO₂ e all'RSP come "bassi" e "alti" sulla base dei valori medi. La mediana⁷ dell'NO₂ è 38 µg/m³ in inverno e 26 µg/m³ in estate (**tabella 33 Delta del Po**); i livelli medi di concentrazione più alta vengono riscontrati nelle cucine (62 µg/m³ in inverno e 38 µg/m³ in estate). La mediana dell'RSP è 68 µg/m³ in inverno e 45 µg/m³ in estate. Solo in inverno vi sono significative associazioni tra sintomi di bronchiti asmatiche e "alti" indici di NO₂ e RSP. Nei soggetti non fumatori una significativa influenza degli "alti" indici di esposizione all'RSP si osserva anche in estate. Dall'analisi dei dati, per il picco del flusso espiratorio si osserva una certa associazione tra l'indice di esposizione alle particelle di particolato respirabili e incremento sia della sua ampiezza/media che del suo massimo/media. Rispetto invece all'indice di esposizione dell'NO₂ l'associazione è evidente solo in soggetti con patologie respiratorie croniche (ad esempio asma e bronchiti). Queste relazioni sono comunque significative solo in inverno.

Analizzando la **tabella 31 Delta del Po**, si può osservare come un grande numero di fumatori e di sintomi asmatici cronici è evidente negli uomini, mentre nelle donne vi è una alta prevalenza di sintomi della rinite cronica. Nella **tabella 32 Delta del Po**, si può osservare che du-

⁷ I valori di concentrazione del biossido di azoto, riportati nello studio con unità di misura ppb, sono stati qui convertiti a µg/m³, assumendo di essere in condizioni ambiente (T = 25°C, P = 1 atm).

rante l'inverno, le persone spendono il 92,5% del loro tempo negli ambienti indoor rispetto all'84,6% in estate. La **tabella 33 Delta del Po** riporta invece i livelli di NO₂ che sono significativamente più alti nella stagione fredda che in quella calda e in entrambe le stagioni i valori più alti si trovano in cucina.

In inverno, tutti i sintomi avvengono più frequentemente che in estate, eccetto per IRR (irritazione senza febbre) in presenza di "alto" indice di NO₂ e la prevalenza di WFRI (bronchite cronica e/o sintomi asmatici senza febbre e senza malattia respiratoria acuta con febbre, ARI) è significativamente più grande. WFRI sono significativamente più prevalenti, anche in presenza di alto indice di esposizione delle particelle di particolato respirabile sospeso (RSP-Index) sia in tutti i soggetti che nel solo gruppo dei non fumatori. L'analisi della regressione logistica, con differenti sintomi respiratori acuti come una variabile dipendente e età, sesso, ambiente dove si fuma, asma cronica e/o bronchiti e/o riniti, indice dell'NO₂ e indice dell'RSP come variabili indipendenti, rilevano che l'indice dell'NO₂ è il solo fattore di rischio per i soggetti che hanno sintomi respiratori acuti e il tutto è più frequente in inverno (**Tabella 34 Delta del Po**). Nella stessa tabella si osserva come l'indice RSP è associato significativamente con WFRI in inverno e con IRR (irritazione senza febbre) in estate. Inoltre l'analisi della regressione logistica con AMP/MEAN (ampiezza massima - ampiezza minima/media dell'ampiezza) e Max/Min (valori massimi e minimi durante il giorno) come variabili dipendenti e età, sesso, altezza, peso, fumatore attivo, sintomi respiratori acuti, e asma cronica o bronchiti o riniti come variabili indipendenti mostrano che in inverno l'indice alto di RSP è un fattore di rischio per l'incremento

Tabella 31 Delta del Po: Età e caratteristiche dei soggetti studiati.

	n	Media	Deviazione standard
Maschi	186	39,8	14,8
Femmine	197	38,2	14,1
Tutti	383	39,0	14,5

	Maschi		Femmine	
Caratteristiche	n	%	n	%
Fumatori (%)	65	34,9	27	13,7
Sintomi cronici				
Asma	45	24,2	27	13,7
Bronchiti senza asma	19	10,2	16	8,1
Riniti senza asma/bronchiti	2	1,1	19	9,6
Asintomatici	120	64,5	135	68,5
Sintomi acuti				
Inverno:				
ARI	4	2,2	11	5,6
WFRI	21	11,3	26	13,2
IRR	41	22,0	64	32,5
GEN	38	20,4	57	28,9
No sintomi	128	68,8	107	54,3
Estate:				
ARI	2	1,2	6	3,2
WFRI	18	10,9	16	8,6
IRR	28	17,0	45	24,2
GEN	30	18,2	57	30,6
No sintomi	117	70,9	113	60,8

ARI = malattia respiratoria acuta con febbre

WFRI = bronchite cronica e/o sintomi asmatici senza febbre e senza ARI

IRR = irritazione senza febbre

GEN = sintomi non specifici

Fonte: M. Simoni, 2006

di AMP/MEAN e Max/Min in tutti i soggetti, mentre l'alto indice di NO₂ è un fattore di rischio solo in soggetti con bronchite cronica (**tabella 35 Delta del Po**).

Tabella 32 Delta del Po: *Tempo medio (ore) trascorso nei diversi luoghi.*

	Inverno	% dei giorni	Estate	% dei giorni
Maschi				
A casa	15,2	63,3	13,5	56,3
Al lavoro/scuola	4,7	19,6	4,2	17,5
In altri luoghi indoor	1,7	7,1	1,6	6,7
Totale indoor	21,6	90,0	19,3	80,4
Femmine				
A casa	18,6	77,5	16,9	70,4
Al lavoro/scuola	3,2	13,3	2,8	11,7
In altri luoghi indoor	1,1	4,6	1,4	5,8
Totale indoor	22,9	95,4	21,1	87,9
Tutti				
A casa	16,9	70,4	15,3	63,8
Al lavoro/scuola	3,9	16,3	3,5	14,6
In altri luoghi indoor	1,4	5,8	1,5	6,3
Totale indoor	22,2	92,5	20,3	84,6

Fonte: M. Simoni, 2006

Tabella 33 Delta del Po: *Monitoraggio nelle abitazioni dell'NO₂ (µg/m³)⁸ e delle particelle di particolato respirabile sospese (RSP) (µg/m³) durante le settimane di analisi. Tempo di misura: 48h per RSP e una settimana per NO₂.*

	Media	Deviazione standard	Mediana	Max	Min
Inverno					
NO ₂ in cucina	62	32	58	199	9
NO ₂ in altre stanze	34	17	32	90	8
Media NO ₂ in casa	39	17	38	92	9
RSP	77	36	68	199	10
Estate					
NO ₂ in cucina	38	15	36	103	9
NO ₂ in altre stanze	26	13	24	103	8
Media NO ₂ in casa	28	11	26	86	8
RSP	49	20	45	133	12

Fonte: M. Simoni, 2006

⁸ I valori di concentrazione del biossido di azoto, riportati nello studio con unità di misura ppb, sono stati qui convertiti a µg/m³, assumendo di essere in condizioni ambiente (T = 25°C, P = 1 atm).

Tabella 34 Delta del Po: *Indice di esposizione delle particelle di particolato respirabile sospeso (RSP-index) e indice di esposizione dell'NO₂ (NO₂-index) come fattori di rischio per la presenza della variazione dei sintomi respiratori acuti, attraverso l'analisi di regressione logistica.*

	Stagione	Fattori	Coefficiente di regressione	Odds ratio	95% intervallo di confidenza per odds ratio	p
Tutti						
ARI	Inverno	NO ₂ -index	0,78	2,18	1,07, 4,46	<.05
WFRI	Inverno	NO ₂ -index	0,57	1,77	1,24, 2,42	<.001
Non fumatori						
ARI	Inverno	NO ₂ -index	0,90	2,47	1,14, 5,34	<.05
WFRI	Inverno	NO ₂ -index	0,41	1,51	1,04, 2,18	<.05
WFRI	Inverno	RSP-index	0,60	1,83	1,26, 2,65	<.01
IRR	Estate	RSP-index	0,52	1,68	1,22, 2,31	<.01

p = p-value

ARI = malattia respiratoria acuta con febbre

WFRI = bronchite cronica e/o sintomi asmatici senza febbre e senza ARI

IRR = irritazione senza febbre

Fonte: M. Simoni, 2006

Tabella 35 Delta del Po: *Indice di esposizione delle particelle di particolato respirabile sospeso (RSP-index) e indice di esposizione dell'NO₂ (NO₂-index) come fattori di rischio per il picco del flusso espiratorio, attraverso l'analisi di regressione logistica, in inverno.*

	Fattori	Coefficiente di regressione	Odds ratio	95% intervallo di confidenza per odds ratio	p
Tutti					
AMP/MEAN*	RSP-index	0,21	1,23	1,03, 1,48	.03
Max/min**	RSP-index	0,23	1,26	1,05, 1,51	.01
Bronchiti croniche					
% ampiezza media*	NO ₂ -index	0,71	2,03	1,14, 3,61	.02
Max/min**	NO ₂ -index	0,61	1,84	1,05, 3,24	.03

p = p-value

*AMP/MEAN = (ampiezza massima - ampiezza minima/ media dell'ampiezza)

**Max/Min (valori massimi e minimi durante il giorno)

Fonte: M. Simoni, 2006

In conclusione i risultati di questo studio indicano che c'è una relazione tra concentrazioni relativamente basse di inquinanti e sia sintomi respiratori acuti che picco del flusso respiratorio negli adulti. Inoltre i risultati confermano che la popolazione trascorre la maggior parte del tempo giornaliero in ambienti indoor, specialmente all'interno delle abitazioni e che i livelli indoor di NO₂ e RSP sono maggiori in inverno che in estate. I valori più alti di NO₂ sono stati riscontrati nelle cucine e risultano significativamente correlati alla collocazione delle caldaie; i fattori che influenzano maggiormente l'RSP sono la presenza di ETS e i livelli indoor di NO₂.

Ambiente confinato: Abitazioni

M. Simoni, P. Biavati, L. Carrozzi, G. Viegi, P. Paoletti, G. Matteucci, G.L. Ziliani, E. Ioannilli, T. Sapigni. *The Po River Delta (North Italy) indoor epidemiological study: home characteristics, indoor pollutants, and subjects' daily activity pattern*. Indoor air 1998; 8: 70-79.

Scopo del lavoro è quello di sviluppare un metodo epidemiologico per la valutazione della relazione dose/risposta degli inquinanti indoor a basse concentrazioni. A tal fine è stato utilizzato sia il metodo di valutazione dell'esposizione personale indiretto (uso del questionario per la conoscenza dello stile di vita e delle attività svolte quotidianamente) che diretto attraverso la misura degli inquinanti.

Sono state prese in esame 140 abitazioni nell'area del delta del Po (vicino Venezia) e monitorati i livelli di concentrazione del NO₂ e delle particelle sospese respirabili (RSP < 2.5 µm). Vengono inoltre riportati i risultati relativi alle caratteristiche delle abitazioni, alle attività svolte quotidianamente dagli occupanti e alla qualità dell'aria indoor.

In generale le persone spendono l'84% del loro tempo giornaliero negli ambienti confinati, di cui il 64% a casa, mentre il 12% all'esterno e il 3,6% per gli spostamenti.

Tabella 36 Delta del Po: Attività quotidiane (ore medie) in inverno ed estate.

	A casa	Indoor Totale ^a	Outdoor	Spostamenti	% delle ore in casa	% ore indoor totale	% ore outdoor	% ore spostamenti
MASCHI								
Inverno (218)	14,3	20,6	2,3	1,0	59,6	85,8	9,6	4,2
Estate (195)	12,8	18,1	4,3	1,2	53,3	75,4	17,9	5,0
FEMMINE								
Inverno (210)	17,5	22,0	1,4	0,6	72,9	91,7	5,8	2,5
Estate (199)	15,8	19,9	3,1	0,7	65,8	82,9	12,9	2,9

^a: casa+lavoro/scuola+altri luoghi indoor

Fonte: Elaborazione ISPRA su dati M. Simoni, 1998

I maschi spendono l'86% del loro tempo negli spazi interni in inverno e 75% in estate, mentre le femmine il 92% e l'83% rispettivamente (**Tabella 36 Delta del Po**).

I dati successivi (**Tabella 37 Delta del Po**) mostrano invece che le donne cucinano per una media di due ore al giorno in entrambe le stagioni e che in inverno la percentuale del tempo quotidiano speso al lavoro o a scuola è 19% per i maschi e 14% per le femmine, mentre in estate scende lievemente a 16% e 12% rispettivamente.

Tabella 37 Delta del Po: Tempo speso negli ambienti confinati (ore medie) in estate ed inverno

	Cucinare	A casa	A scuola/lavoro	Altri luoghi indoor	% ore per cucinare	% ore a casa	% ore a scuola/lavoro	% ore altri luoghi indoor
MASCHI								
Inverno	0,2	14,2	4,6	1,6	0,8	59,2	19,2	6,7
Estate	0,3	12,6	3,9	1,5	1,3	52,5	16,3	6,3
FEMMINE								
Inverno	2	15,5	3,3	1,2	8,3	64,6	13,8	5,0
Estate	2,2	13,8	2,8	1,4	9,2	57,5	11,7	5,8

Fonte: Elaborazione ISPRA su dati M. Simoni, 1998

Nello studio vengono inoltre evidenziate anche le caratteristiche delle abitazioni e delle famiglie. Tutte le famiglie cucinano con fornelli a gas: le cappe sono presenti nel 58% delle cucine, ma nel 45% dei casi tra quelle dotate, sono usate solo saltuariamente. Del 64% delle caldaie presenti all'interno delle abitazioni, il 34% si trova nella cucina e il 30% nel ripostiglio/magazzino. Tutte le famiglie aprono le finestre ogni giorno per aerare le stanze: in inverno la media delle ore di aperture è più basso che in estate (1 vs 7). I condizionatori sono presenti solo in 3 abitazioni. Nelle cucine, il 35% dei soffitti presenta macchie di muffe. I fumatori sono presenti nel 42% delle abitazioni e il numero medio delle sigarette fumate è 8 al giorno.

Per quel che riguarda i livelli di particelle sospese respirabili (RSP), queste sono influenzate dalle stagioni, dall'ETS, dall'NO₂ Indoor e dall'NO₂ nelle immediate vicinanze dell'abitazione (rilevato in giardino, balcone o vicino alla porta o finestra dell'abitazione). Alti livelli di RSP, nella media delle 48h, sono stati trovati in inverno ($77 \pm 36 \mu\text{g}/\text{m}^3$) rispetto all'estate ($49 \pm 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e nelle case con fumatori rispetto a quelle senza (97 ± 36 vs $63 \pm 23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in inverno e 59 ± 25 vs $43 \pm 14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in estate). Una analisi della regressione multipla mostra che ciascuna sigaretta fumata produce un incremento di $0,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nella media delle 48h del RSP in inverno e di $0,14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in estate.

I livelli di NO₂ sono significativamente più alti in inverno in tutte le stanze e nell'ambiente outdoor subito a ridosso dell'abitazione (micro-outdoor) (**Tabella 38 Delta del Po**). Le concentrazioni più alte di inquinante sono state rilevate nella cucina, ma anche in soggiorno e in camera da letto si osservano alti livelli. L'uso regolare della cappa di aspirazione durante la cottura dei cibi è comunque associato con una non significativa riduzione dei livelli di NO₂ in cucina. Si osservano invece valori significativamente più alti sia in cucina che in camera da letto nelle case con la caldaia posizionata all'interno delle abitazioni. In generale la concentrazione di NO₂ nel micro-outdoor è più alta di quella media degli ambienti indoor in inverno, con significatività ai limiti (45 vs $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$)⁹ e significativamente più bassa in estate (17 vs $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$)⁹.

⁹ I valori della concentrazione di biossido di azoto, riportati nello studio con unità di misura ppb, sono stati qui convertiti a $\mu\text{g}/\text{m}^3$, assumendo di essere in condizioni ambiente ($T = 25^\circ\text{C}$, $P = 1 \text{ atm}$).

Tabella 38 Delta del Po: *Livelli di NO₂ in diversi ambienti in inverno ed estate (µg/m³)¹⁰. Tempo di misura: una settimana.*

Stagioni	Cucina	Soggiorno	Camera da letto	Micro-outdoor
INVERNO	60±32	41±26	30±21	45±26
ESTATE	38±15	30±17	24±13	17±13

Fonte: Elaborazione ISPRA su dati M. Simoni, 1998

La posizione del parcheggio, la presenza di controfinestre, i livelli di NO₂ nelle immediate vicinanze dell'abitazione, e la presenza di ETS sono fattori che in questo contesto sembrano non influenzare i livelli di NO₂ indoor.

¹⁰ I valori della concentrazione di biossido di azoto, riportati nello studio con unità di misura ppb, sono stati qui convertiti a µg/m³, assumendo di essere in condizioni ambiente (T = 25°C, P = 1 atm).

Roma

Ambiente confinato: Abitazione

Fuselli S., Zanetti C., Santarsiero A., *Residential indoor and outdoor air concentration of carbonyl compounds*, Ecological Chemistry and Engineering, vol.14, No. 1, (2007):47-56.

Obiettivi dello studio sono stati misurare i livelli di concentrazione indoor/outdoor di composti carbonilici in appartamenti residenziali nell'area metropolitana di Roma e acquisire informazioni circa i fattori che possono influenzare la presenza dei composti in esame (formaldeide, acetaldeide, acetone+acroleina, propionaldeide, benzaldeide, n-butiraldeide, isovaleraldeide e valeraldeide). Le misure sono state effettuate in 10 appartamenti simili per condizioni di traffico e in termini di caratteristiche di costruzione, in 10 giorni di campionamento e in 4 campagne (due estive e due invernali). Inoltre i rilievi indoor sono stati effettuati nella cucina e nella sala da pranzo, mentre le misure outdoor sono state condotte sul balcone dell'abitazione.

I risultati, mostrati in tabella, mostrano una grande variabilità delle concentrazioni dei composti carbonilici; tale variabilità è influenzata da diversi fattori che dipendono dalle condizioni strutturali di una data abitazione. Ma ciò che è importante notare è che in tutti i casi le concentrazioni indoor degli inquinanti sono superiori a quelle outdoor, facendo presumere l'esistenza di sorgenti indoor, deduzione supportata da statistiche descrittive elementari e dai coefficienti di correlazione di Pearson "pair wise". Non è stata riscontrata una significativa variazione stagionale delle concentrazioni degli inquinanti, mentre si è osservata una differenza nelle concentrazioni tra l'ambiente cucina e l'ambiente sala da pranzo, con livelli maggiori rilevati in cucina.

Gli autori concludono che lo studio avrebbe bisogno di ulteriori approfondimenti con campionamenti orari, giornalieri e settimanali per supportare l'interpretazione dei risultati ottenuti.

Tabella 39 Roma: Concentrazioni medie dei composti carbonilici ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Tempo di misura: 10 giorni.

Inquinante	Cucina	Sala da pranzo	Outdoor
Acetaldeide	9,37500	8,03250	2,34250
Acetone+acroleina	9,44125	8,44375	2,46375
Propionaldeide	2,63375	2,47875	1,00125
n-butiraldeide	10,97875	10,78875	4,91375
Benzaldeide	0,84125	0,55625	0,23625
Isovaleraldeide	0,90375	0,63875	0,21875
Valeraldeide	3,24500	2,17436	0,48375
Formaldeide	13,17750	12,31000	2,74500

Fonte: Fuselli S., 2007

Ambiente confinato: Locali pubblici

P. Valente, F. Forastiere, A. Bacosi, G. Cattani, S. Di Carlo, M. Ferri, I. Figà-Talamanca, A. Marconi, L. Paoletti, C. Perucci, P. Zuccaro, *Exposure to fine and ultrafine particles from secondhand smoke in public places before and after the smoking ban, Italy 2005*, Tob Control. 2007; 16(5):312-7.

Obiettivo dello studio è stata la valutazione dell'efficacia del divieto di fumo in luoghi pubblici, analizzando le variazioni delle concentrazioni ambientali di particelle fini ed ultrafini in associazione al monitoraggio delle concentrazioni di cotinina urinaria di lavoratori degli esercizi pubblici, prima e dopo l'applicazione della legge. L'esposizione al fumo di tabacco ambientale è stata determinata misurando le concentrazioni di $PM_{2.5}$ e il numero di particelle ultrafini (di diametro inferiore a $0,1 \mu m$) in 40 esercizi commerciali nella città di Roma (14 bar, 6 fast food, 8 ristoranti, 6 sale da videogiochi, 6 pub). Le misure sono state effettuate prima dell'applicazione della legge (novembre/dicembre 2004) e dopo (due campagne: marzo/aprile 2005 e novembre/dicembre 2005), senza preavviso e nelle ore di punta. Sono stati effettuati anche rilievi nelle vicinanze esterne, oltre alla determinazione di temperatura, umidità relativa, anidride carbonica e velocità dell'aria.

Come si vede dalla **Tabella 40 Roma**, i valori più alti di $PM_{2.5}$ rilevati prima del divieto sono stati registrati nei pub (valore medio: $368,1 \mu g/m^3$). Se si considera il livello medio di tutti i locali, si osserva una riduzione significativa del livello di $PM_{2.5}$ passando da prima a dopo l'applicazione della legge sul divieto di fumo: da una concentrazione pre-legge di $119,3 \mu g/m^3$, si arriva a $38,2 \mu g/m^3$ e a $43,3 \mu g/m^3$. La riduzione è forte soprattutto nei ristoranti, sale giochi e pub; si noti che la concentrazione outdoor dell'inquinante è pressoché costante nelle varie campagne ed è associata a livelli inferiori rispetto alle altre concentrazioni indoor.

Tabella 40 Roma: Livelli di $PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$) misurati all'interno e all'esterno dei locali, prima e dopo l'applicazione del divieto di fumo (pre-legge: novembre/dicembre 2004; post-legge I: marzo/aprile 2005; post-legge II: novembre/dicembre 2005). Tempo di misura: 20 minuti.

Locali (numero)	Media
Bar	
Pre-legge (14)	46,8
Post-legge I (13)	25,6
Post-legge II (15)	33,7
Fast food	
Pre-legge (7)	29,8
Post-legge I (6)	31,7
Post-legge II (5)	25,1
Ristoranti	
Pre-legge (12)	111,0
Post-legge I (8)	60,9
Post-legge II (8)	36,5
Sale videogiochi	
Pre-legge (8)	150,1
Post-legge I (8)	39,7
Post-legge II (9)	65,7
Pub	
Pre-legge (6)	368,1
Post-legge I (5)	39,8
Post-legge II (6)	57,7
Tutti i locali	
Pre-legge (47)	119,3
Post-legge I (40)	38,2
Post-legge II (43)	43,3
Outdoors	
Pre-legge (11)	24,6
Post-legge I (11)	20,8
Post-legge II (8)	27,2

Fonte: P. Valente, 2007

Pure nel caso delle particelle ultrafini è stata osservata una riduzione, anche se non rilevante come per il $PM_{2.5}$ (**Tabella 41 Roma**). Il numero medio delle particelle nei locali è passato da 76.956 pt/cm³ a 38.079 e a 51.692. La minore riduzione di particolato ultrafine, rispetto al $PM_{2.5}$, in seguito all'entrata in vigore del divieto di fumo, potrebbe essere spiegata dal fatto che pur essendo il fumo un'importante fonte di particelle ultrafini, il numero dipende anche da altre sorgenti, come la cottura dei cibi e l'uso di candele.

Coerentemente con la riduzione dell'esposizione al fumo di tabacco ambientale, rilevata dalle misure sperimentali, si osserva anche una diminuzione delle concentrazioni di cotinina urinaria dei campioni dei lavoratori non fumatori: prima del divieto di fumo i campioni analizzati presentavano un valore medio di concentrazione pari a 17,8 ng/ml; nella prima fase post-legge il livello medio è sceso a 5,5 ng/ml per ridursi ancora a 3,7 ng/ml nella seconda fase (**Fig. 2 Roma**).

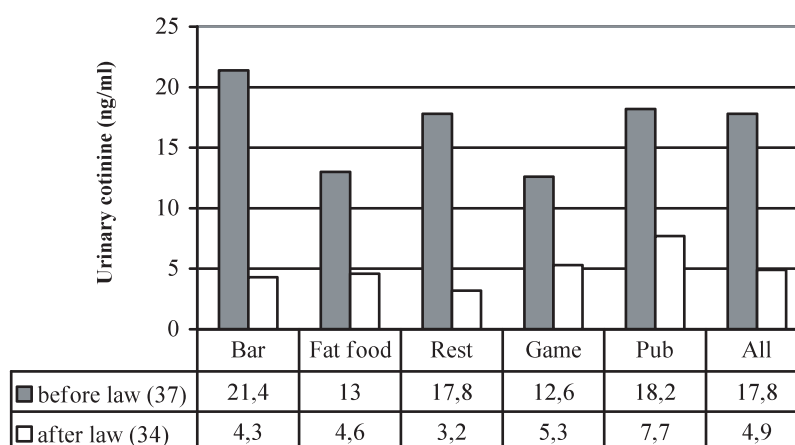
Lo studio conclude che l'applicazione della legge sul divieto di fumo nei locali pubblici ha portato ad una considerevole riduzione dell'esposizione al particolato fine ed ultrafine indoor nei locali esaminati, comprovata da una contemporanea diminuzione di cotinina urinaria.

Tabella 41 Roma: *Livelli di particolato ultrafine (pt/cm³) misurati all'interno e all'esterno dei locali, prima e dopo l'applicazione del divieto di fumo (pre-legge: novembre/dicembre 2004; post-legge I: marzo/aprile 2005; post-legge II: novembre/dicembre 2005).*

Locali (numero)	Media
Bar	
Pre-legge (14)	60.998
Post-legge I (13)	28.737
Post-legge II (15)	51.069
Fast food	
Pre-legge (7)	42.078
Post-legge I (6)	33.314
Post-legge II (5)	22.333
Ristoranti	
Pre-legge (12)	81.787
Post-legge I (8)	32.575
Post-legge II (8)	55.050
Sale video giochi	
Pre-legge (8)	53.861
Post-legge I (8)	33.148
Post-legge II (9)	37.587
Pub	
Pre-legge (6)	176.012
Post-legge I (6)	76.998
Post-legge II (6)	94.585
Tutti i locali	
Pre-legge (47)	76.956
Post-legge I (41)	38.079
Post-legge II (43)	51.692
Outdoors	
Pre-legge (11)	35.713
Post-legge I (11)	16.963
Post-legge II (8)	40.205

Fonte: P. Valente, 2007

Figura 2 Roma: Livelli di cotinina urinaria



Fonte: P. Valente, 2007

Ambiente confinato: Abitazione e Scuola

G. Bertoni, R. Tappa, C. Ciuchini, *Evaluation of indoor BTX in an outskirt zone of Rome (Italy)*, Ann Chim. 2003 Jan-Feb; 93(1-2):27-33.

Lo studio è stato realizzato in 13 case e 13 aule scolastiche in cui sono stati valutati i livelli di BTX (benzene, toluene e somma di etilbenzene, o, m e p-xilene) sia all'interno degli ambienti che all'esterno. Per l'indagine, durata 3 mesi, sono state selezionate due scuole nella periferia nord di Roma, zona caratterizzata da una bassa densità di traffico veicolare, e, nella stessa zona, 13 abitazioni di famiglie di non fumatori. Tali scelte miravano ad evidenziare la presenza di eventuali sorgenti interne derivanti da materiali di uso comune.

I risultati (**Tabella 42 Roma**) hanno mostrato che i valori indoor di benzene sono maggiori rispetto a quelli esterni in quasi tutti i casi, ma le differenze indoor-outdoor sono minori nei siti delle scuole. Un diverso andamento indoor-outdoor tra le abitazioni e le scuole, invece, è stato osservato per le concentrazioni di toluene e xileni. Il toluene si è rivelato l'inquinante più concentrato all'interno degli appartamenti, mentre in entrambe le scuole ha dato concentrazioni confrontabili a quelle esterne. Gli xileni sono stati riscontrati in concentrazioni più elevate all'interno delle abitazioni rispetto all'esterno, mentre nel caso delle scuole i livelli outdoor superano quelli indoor.

Tabella 42 Roma: Concentrazioni medie (su tre mesi) di benzene, toluene e xileni totali rilevate nelle abitazioni ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Tempo di misura: un mese (in un solo caso, 12 ore).

Abitazioni	Benzene		Toluene		Xileni	
	Indoor	Outdoor	Indoor	Outdoor	Indoor	Outdoor
1	3,5	3,1	15,8	13,6	10,9	13,3
2	2,7	2,3	18,2	9,4	7,8	6,1
3	4,0	2,7	23,6	11,1	15,3	8,8
4	1,5	2,2	7,9	4,6	6,6	5,1
5	7,7	1,8	17,5	6,5	8,2	5,3
6	3,2	2,8	8,6	21,6	9,2	9,7
7	3,2	2,3	23,8	16,4	10,7	11,4
8	9,1	3,6	43,1	10,9	13,9	7,9
9	4,4	2,0	9,9	5,8	12,5	8,3
10	5,7	2,4	16,0	17,3	13,3	8,7
11	2,9	1,7	9,6	10,5	9,1	12,8
12	1,8	2,3	8,5	9,3	12,0	11,2
13	4,0	1,6	18,0	7,0	13,6	8,6

Fonte: G. Bertoni, 2003

Tabella 43 Roma: Concentrazioni medie (su tre mesi) di benzene, toluene e xileni totali rilevate nelle aule scolastiche ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). A = scuola A; B = scuola B. Tempo di misura: un mese (in un solo caso, 12 ore).

Aule		Benzene		Toluene		Xileni	
		Indoor	Outdoor	Indoor	Outdoor	Indoor	Outdoor
A	1	3,2	2,5	6,4	7,0	8,6	12,6
	2	4,1	3,3	11,8	12,1	6,6	12,3
	3	2,9	2,5	10,1	12,2	9,3	16,1
	4	3,5	2,5	11,4	12,2	10,4	16,1
B	5	2,4	1,7	6,6	8,0	4,8	10,3
	6	3,6	2,1	6,0	7,2	8,8	9,2
	7	3,1	2,3	7,2	7,9	7,9	9,9
	8	3,4	2,2	7,2	8,7	7,0	10,7
	9	2,5	2,2	7,4	8,7	8,5	10,7
	10	3,1	1,8	6,4	5,9	6,1	6,9
	11	3,7	1,8	5,9	5,9	6,7	6,9
	12	1,8	1,8	6,8	5,9	7,4	6,9
	13	2,5	1,8	7,4	5,9	6,4	6,9

Fonte: G. Bertoni, 2003

Tabella 44 Roma: Rapporti medi indoor/outdoor. Tempo di misura: un mese (in un solo caso, 12 ore).

Ambiente confinato	Benzene		Toluene		Xileni	
	Indoor/outdoor	Deviazione standard	Indoor/outdoor	Deviazione standard	Indoor/outdoor	Deviazione standard
Abitazioni	1,80	0,97	1,73	0,96	1,29	0,36
Aule	1,40	0,28	0,95	0,14	0,77	0,19

Fonte: G. Bertoni, 2003

All'interno delle abitazioni la presenza di fonti interne di emissioni, quindi, è apparso più evidente, mentre nel caso delle scuole gli autori hanno supposto un adsorbimento selettivo di toluene e degli xileni, dovuto principalmente alle pareti e ai banchi.

Gli autori hanno concluso sottolineando che l'inquinamento domestico rilevato è stato più intenso rispetto all'ambiente esterno, derivando probabilmente da emissioni interne provenienti dai materiali da costruzione e della mobilia e dal tasso e tempo di ventilazione. Il particolare andamento riscontrato nelle scuole ha suggerito, invece, un effetto addizionale dovuto all'adsorbimento sulle pareti e sui banchi.

Ambiente confinato: Vari ambienti universitari

P. De Filippis, A. Spinaci, M. Coia, O. Maggi, A. Panà. *Efficacia degli interventi di manutenzione sugli impianti di condizionamento di un edificio universitario in relazione alla qualità microbiologica dell'aria indoor*. Igiene e Sanità Pubblica. 2003, LIX 6: 365-372

Obiettivo di questo lavoro è approfondire dal punto di vista microbiologico la qualità dell'aria indoor, verificando l'efficacia di un intervento di pulizia e manutenzione sugli impianti di condizionamento di un edificio universitario, mediante controlli microbiologici sull'aria degli ambienti e controllo dello stato di pulizia dei filtri dei condizionatori e dell'acqua di condensa per la ricerca della Legionella.

I controlli sono stati effettuati su campioni d'aria provenienti da 42 ambienti, specificando anche il numero degli occupanti al momento del prelievo. Sono stati prelevati 21 campioni prima dell'intervento di manutenzione e 21 dopo. In ciascun campione d'aria sono stati ricercati i seguenti microrganismi: carica microbica totale, coliformi totali e fecali, stafilococchi, legionelle, lieviti e microfunghi.

Tavola 45 Roma: *Microorganismi (Ufc/m³) rinvenuti negli ambienti esaminati nell'edificio prima e dopo l'intervento di manutenzione degli impianti.*

Ambienti	Carica microbica		Stafilococchi		Lievit		Microfunghi	
	Prima	Dopo	Prima	Dopo	Prima	Dopo	Prima	Dopo
Studio 10 persone	213	57	183	24	assenti	assenti	293	58
Laboratorio 4 persone	134	16	106	2	30	1	76	32
Studio 3 persone	130	16	73	1	7	assenti	563	49
Studio 3 persone	147	13	183	1	17	assenti	170	105
Studio 2 persone	164	15	206	10	10	assenti	257	68
Laboratorio 2 persone	144	14	176	6	13	assenti	2090	1
Corridoio A	60	20	63	7	17	assenti	630	156
Laboratorio 6 persone	87	73	77	37	33	assenti	953	57
Studio 2 persone	150	21	140	1	33	assenti	373	23
Laboratorio 3 persone	107	9	57	12	12	assenti	697	22
Segreteria 20 persone	100	12	190	6	assenti	3	624	93
Aula studio 6 persone	114	15	154	3	4	5	190	49
Aula studio 12 persone	193	34	130	4	37	2	4630	74
Corridoio B	160	17	77	6	13	1	233	26
Aula lezioni 170 persone	231	54	470	28	assenti	7	197	139
Laboratorio 4 persone	87	54	63	46	assenti	assenti	124	62
Studio 4 persone	234	16	164	9	3	assenti	380	92
Stanza 2 persone	260	34	113	14	assenti	assenti	193	3
Corridoio C	330	24	106	15	assenti	assenti	134	35
Laboratorio 2 persone	70	24	36	8	3	assenti	293	
Studio 3 persone	220	36	40	22	3	assenti	450	6
Media	158,8	27,3	160,8	12,5	11,2	0,9	654	54,8

Fonte: P. De Filippis, 2003

Non sono stati riscontrati coliformi in alcun ambiente. Inoltre anche le Legionelle sono risultate assenti in tutti i campioni d'aria analizzati e nelle acque di condensa.

In conclusione, confrontando i risultati delle analisi eseguite prima e dopo gli interventi, si osserva come la manutenzione dei condizionatori abbia influito sulla qualità dell'aria indoor di questo edificio per tutti i parametri considerati. In tal senso si può ipotizzare che se gli interventi di manutenzione, oltre ad una periodica sostituzione dei filtri, prevedessero anche un regolare controllo dello stato generale delle condotte ed interventi di risanamento dei vari componenti dell'impianto, si otterrebbe una migliore qualità dell'aria.

Ambiente confinato: Ufficio e Abitazione

G. Cattani, M. C. Cusano, M. Inglessis, G. Settimo, G. Stacchini, G. Ziemacki, A. Marconi, *Misure di materiale particellare PM₁₀ e PM_{2,5} a Roma: confronti indoor/outdoor*, Ann Ist Super Sanità 2003;39(3):357-364

Lo studio ha valutato nell'arco di 12 mesi (1999-2000) la concentrazione in siti fissi di PM_{2,5} e PM₁₀ indoor (uffici ad abitazioni private) e outdoor. Gli ambienti indoor sono stati selezionati in modo che non avessero rilevanti sorgenti interne di PM, in particolare tutti i residenti sono non fumatori. I campionatori sono stati collocati in diversi siti; nel caso dell'ambiente outdoor:

sito a livello stradale, sito in quota (a circa 30 m di altezza dal livello stradale), sito di background urbano (all'interno di un grande parco urbano); per i siti indoor: ufficio a livello stradale, ufficio in quota (V piano, parallelo al sito outdoor in quota) e 5 abitazioni private.

La **Tabella 46 Roma** riporta le misure effettuate nel sito indoor e outdoor a livello stradale. La concentrazione media di $PM_{2,5}$ indoor è risultata solo limitatamente inferiore a quella outdoor ($21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vs $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$), mentre la concentrazione media di PM_{10} risulta sensibilmente più bassa all'interno ($28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vs $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$). I dati, inoltre, hanno evidenziato una sensibile diminuzione delle concentrazioni passando dal periodo invernale a quello estivo.

La **Tabella 47 Roma** mostra, invece, i confronti dei risultati delle misure a livello stradale e in quota. I risultati ottenuti in quota (a 30 m dal livello stradale) esibiscono valori solo limitatamente inferiori rispetto a quelli rilevati su strada.

La **Tabella 48 Roma** riporta le misure effettuate all'interno delle abitazioni e nei due siti outdoor (livello stradale e parco urbano). Anche in questo caso si osserva una dipendenza dei valori dal periodo stagionale: all'interno delle abitazioni, durante il periodo estivo, le concentrazioni medie di $PM_{2,5}$ hanno superato quelle rilevate in entrambi i siti outdoor ($24-25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, contro $17-19 \mu\text{g}/\text{m}^3$), mentre nel periodo invernale la situazione si è invertita ($24-31 \mu\text{g}/\text{m}^3$, contro $24-40 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabella 46 Roma: Concentrazioni di $PM_{2,5}$ e di PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$): confronto tra prelievi contemporanei outdoor (sito orientato al traffico) e indoor (ufficio a livello strada). Tempo di misura: 24 h.

	Sito indoor: ufficio livello strada		Sito outdoor: livello strada	
	$PM_{2,5}$	PM_{10}	$PM_{2,5}$	PM_{10}
Media	21	28	27	46
Mediana	20	27	23	43
Min-max	4-60	7-67	7-83	13-118
CV%	51	43	56	46
n.	117	118	118	118
>50	3	6	11	42
>75	0	0	3	11

Fonte: G. Cattani, 2003

Tabella 47 Roma: Concentrazioni di $PM_{2,5}$ e di PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$): confronto tra prelievi contemporanei outdoor e indoor a diversi livelli di altezza dal suolo. Tempo di misura: 24 h.

	Sito indoor: ufficio livello strada		Sito indoor: ufficio V piano		Sito outdoor: ufficio livello strada		Sito outdoor: 30 m al suolo	
	$PM_{2,5}$	PM_{10}	$PM_{2,5}$	PM_{10}	$PM_{2,5}$	PM_{10}	$PM_{2,5}$	PM_{10}
Media	23	28	20	24	28	47	27	46
Mediana	20	25	21	24	26	45	22	43
Min-max	10-48	11-60	3-37	5-47	10-83	18-118	7-73	16-95
CV%	45	43	49	46	60	48	62	45
n.	23	23	23	23	23	23	23	23

Fonte: G. Cattani, 2003

Tabella 48 Roma: Concentrazioni di $PM_{2,5}$ e di PM_{10} ($\mu g/m^3$): confronto tra prelievi contemporanei i due siti outdoor e in abitazioni private. Tempo di misura: 24 h.

Periodo	Siti indoor (abitazioni)					Siti outdoor			
	1	2	3	4	5	Livello stradale		Parco urbano	
	$PM_{2,5}$	$PM_{2,5}$	$PM_{2,5}$	$PM_{2,5}$	$PM_{2,5}$	$PM_{2,5}$	PM_{10}	$PM_{2,5}$	PM_{10}
Estivo									
Media	24	25	24	-	-	19	39	17	35
Mediana	22	24	23	-	-	19	38	17	33
Min-max	13-38	14-42	11-51	-	-	7-32	18-75	6-26	16-61
CV%	25	29	36	-	-	28	30	29	30
n.	28	26	28	-	-	33	33	33	33
Invernale									
Media	24	-	-	31	25	40	54	34	44
Mediana	24	-	-	29	22	42	57	31	41
Min-max	8-49	-	-	8-72	4-52	5-101	10-133	3-100	6-112
CV%	45	-	-	49	54	63	57	71	59
n.	31	-	-	31	28	30	30	30	30

Fonte: G. Cattani, 2003

Lo studio ha inoltre evidenziato una correlazione lineare significativa tra le concentrazioni di particelle indoor e outdoor ed esaminato i rapporti delle concentrazioni $PM_{2,5}/PM_{10}$ relativi alle misure all'interno ed all'esterno degli uffici, ottenendo valori praticamente coincidenti nei diversi siti outdoor (livello stradale, 30 m di altezza e background urbano), corrispondenti a 0,59-0,60 e inferiori a quelli rilevati all'interno (0,75-0,80). Quest'ultima osservazione confermerebbe che, anche se la capacità di penetrazione dall'esterno verso l'interno delle due diverse frazioni è simile, a causa della maggiore velocità di deposizione delle particelle costituenti la frazione *coarse*, il rapporto indoor/outdoor è maggiore per il $PM_{2,5}$ che per il PM_{10} .

Ambiente confinato: Abitazione e Scuola

G. Bertoni, C. Ciuchini, A. Pasini, R. Tappa. *Monitoring of ambient BTX at Monterotondo (Rome) and indoor-outdoor evaluation in school and domestic sites*. J. Environ. Monit. 2002, 4, 903-909.

In questo lavoro sono stati monitorati i BTX (Benzene, Toluene e Xileni) in scuole e abitazioni per un periodo di cinque mesi per dare indicazioni sulle possibili fonti di BTX indoor causate da materiali domestici e dalle attività svolte. Sono state monitorate nel 2002, una scuola di Monterotondo (2 classi) e due scuole nella zona nord di Roma (13 classi) ed inoltre sono state monitorate alcune case di studenti (17 abitazioni), con campionatori dentro (nel soggiorno) e fuori le abitazioni (sul balcone), senza fumatori, senza stufe e camini e lontano dalle vie ad alto traffico, che possono influenzare le misure. La **Tabella 49 Roma** mostra la media delle concentrazioni di benzene, toluene e xileni rilevate nelle case e nelle scuole esaminate.

Tabella 49 Roma: *Concentrazione media ($\mu\text{g m}^{-3}$) di benzene, toluene e xileni totali rilevati nelle case e nelle aule scolastiche. Tempo di misura: un mese (in un solo caso, 12 ore).*

Siti di rilevazione	Benzene		Toluene		Xileni (somma)	
	In	Out	In	Out	In	Out
R 1	3,5	3,1	15,8	13,6	10,9	13,3
R 2	2,7	2,3	18,2	9,4	7,8	6,1
R 3	4,0	2,7	23,6	11,1	15,3	8,8
R 4	1,5	2,2	7,9	4,6	6,6	5,1
R 5	7,7	1,8	17,5	6,5	8,2	5,3
R 6	3,2	2,8	8,6	21,6	9,2	9,7
R 7	3,2	2,3	23,8	16,4	10,7	11,4
R 8	9,1	3,6	43,1	10,9	13,9	7,9
R 9	4,4	2,0	9,9	5,8	12,5	8,3
R 10	5,7	2,4	16,0	17,3	13,3	8,7
R 11	2,9	1,7	9,6	10,5	9,1	12,8
R 12	1,8	2,3	8,5	9,3	12,0	11,2
R 13	4,0	1,6	18,0	7,0	13,6	8,6
M 14	2,7	2,4	6,7	5,6	7,3	5,3
M 15	3,3	1,9	17,6	8,2	13,1	5,1
M 16	3,2	2,3	11,1	4,8	6,6	5,8
M 17	3,8	2,3	21,5	6,1	13,4	4,8
Sa 18	3,2	2,5	6,4	7,0	8,6	12,6
Sa 19	4,1	3,3	11,8	12,1	6,6	12,3
Sa 20	2,9	2,5	10,1	12,2	9,2	16,1
Sa 21	3,5	2,5	11,4	12,2	10,4	16,1
Sb 22	2,4	1,7	6,6	8,0	4,8	10,3
Sb 23	3,6	2,1	6,0	7,2	8,8	9,2
Sb 24	3,1	2,3	7,2	7,9	7,9	9,9
Sb 25	3,4	2,2	7,2	8,7	7,0	10,7
Sb 26	2,5	2,2	7,4	8,7	8,5	10,7
Sb 27	3,1	1,8	6,4	5,9	6,1	6,9
Sb 28	3,7	1,8	5,9	5,9	6,7	6,9
Sb 29	1,8	1,8	6,8	5,9	7,4	6,9
Sb 30	2,5	1,8	7,4	5,9	6,4	6,9
Sc 31	2,2	2,3	5,8	5,9	6,0	5,4
Sc 32	2,4	2,3	5,9	5,9	4,9	5,4

R = casa Roma

M = casa Monterotondo

Sa e Sb = scuola Roma

Sc = scuola Monterotondo

Fonte: G. Bertoni, 2002

Si osserva che per il benzene si riscontrano valori più alti all'interno rispetto all'esterno, sia nelle case che nelle scuole. Il toluene è stato osservato in concentrazioni più alte nelle case mentre nelle scuole ha una concentrazione circa uguale a quella esterna. Gli xileni sono stati trovati in livelli più alti nelle abitazioni, rispetto all'esterno, mentre per le scuole avviene il contrario.

Nelle scuole, i valori più alti di benzene rispetto agli altri inquinanti fanno pensare ad un selettivo assorbimento da parte delle pareti interne e degli altri materiali. Infine negli appartamenti la presenza di fonti interne è più evidente rispetto alle scuole.

Ambiente confinato: Abitazioni

S. Fuselli, S. Paduano e A. Soriero. *Andamenti stagionali di alcuni composti organici volatili all'interno e all'esterno di abitazioni situate in zone caratterizzate da differenti intensità di traffico veicolare nella città di Roma*. Ann Ist Superiore Sanità 2002; 38(2): 175-185

L'obiettivo di questo studio è stato quello di valutare l'influenza dell'inquinamento outdoor sulle concentrazioni dei COV (Composti Organici Volatili) all'interno delle abitazioni ed eventualmente, la presenza di sorgenti indoor. Sono stati effettuati in quattro periodi stagionali nel 2000, campionamenti dell'aria all'interno e all'esterno di abitazioni selezionate nella città di Roma.

Nel periodo invernale (**tabella 50 Roma**) le concentrazioni negli ambienti indoor sono risultate, nella maggior parte dei siti, maggiori di quelle outdoor (rapporto I/O > 1), in particolare per il benzene e per il toluene, mentre il numero di siti in cui tale rapporto risulta maggiore di 1 si riduce progressivamente per l'etilbenzene e per gli xileni. I valori indoor di benzene e toluene più alti di quelli outdoor, confermerebbero la presenza di sorgenti indoor. Non sono state evidenziate differenze sostanziali rispetto all'intensità di traffico. I valori indoor più alti potrebbero essere spiegati dai periodi di pioggia e freddo che caratterizzano il periodo invernale e che inducono un ridotto ricambio d'aria all'interno delle abitazioni e quindi l'aumento della concentrazione degli inquinanti prodotti da sorgenti interne.

Nel periodo primaverile (**tabella 51 Roma**), le concentrazioni outdoor del benzene, nella maggior parte dei siti, sono simili a quelle indoor, ma mediamente più alte di quelle riscontrate nel periodo invernale. I valori indoor e outdoor degli altri COV sono risultati mediamente più bassi rispetto a quelli del mese di gennaio e nel maggior numero di siti i valori indoor dell'etilbenzene e degli xileni, risultano più alti, anche se di poco, rispetto a quelli outdoor.

Nel periodo estivo (**tabella 52 Roma**) nell'outdoor permangono differenze significative tra i valori determinati nei siti ad alta e media intensità di traffico ed alta e bassa intensità di traffico veicolare per tutte le sostanze, mentre meno netta è la distinzione tra media e bassa intensità. I valori indoor per il benzene sono simili o inferiori a quelli dell'outdoor, mentre, per il toluene, l'etilbenzene e gli xileni si riscontrano un numero maggiore di postazioni in cui le concentrazioni indoor sono più alte di quelle outdoor. Tuttavia i valori indoor degli xileni, ed in misura minore quelli dell'etilbenzene, sono risultati inferiori a quelli rilevati nei mesi di gennaio e maggio.

Nel periodo autunnale (**tabella 53 Roma**) i dati sperimentali mettono in evidenza come i valori outdoor del benzene siano generalmente maggiori rispetto a quelli rilevati negli altri periodi stagionali e come quelli del toluene, etilbenzene e degli xileni siano inferiori soltanto a quelli determinati nel mese di gennaio. I valori indoor del benzene sono risultati simili o inferiori (inferiori principalmente nelle zone ad alto traffico) a quelli outdoor, mentre la maggior parte dei siti ha presentato valori di toluene maggiori all'interno delle abitazioni rispetto all'esterno.

Tabella 50 Roma: Concentrazioni ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) indoor e outdoor di BTEX rilevati negli ultimi 15 giorni del mese di gennaio 2000. Tempo di misura: 15 giorni.

Intensità di traffico	Siti	Benzene			Toluene			Etilbenzene			Xileni		
		Indoor	Outdoor	I/O	Indoor	Outdoor	I/O	Indoor	Outdoor	I/O	Indoor	Outdoor	I/O
Alta	1	5,2	6,9	0,7	75,6	90,6	0,8	15,2	15,7	1	70,4	72,8	1
	2	3,7	4	0,9	70,2	48,2	1,5	9	9,7	0,9	39,6	49,6	0,8
	3	7,4	4	1,8	57,1	59,6	0,9	10,3	11,2	0,9	47,2	52	0,9
	4	5,9	3,8	1,5	74,2	50,4	1,5	9,6	9,7	1	47,2	47,6	1
	5	5,6	2,9	1,9	55,6	42,3	1,3	9	8,7	1	42	41,6	1
	Media	5,6	4,3	1,4	66,5	58,2	1,2	10,6	11	1	49,3	52,7	0,9
	Mediana	5,6	4	1,5	70,2	50,4	1,3	9,6	9,7	1	47,2	49,6	1
Media	6	4,2	4,4	0,9	44,9	20,3	2,2	5,8	4,2	1,4	32,9	20,4	1,6
	7	4,4	3,2	1,4	36,9	37,9	1	7,4	7,9	0,9	34,4	38	0,9
	8	24	4	6,1	48	40,3	1,2	7,8	8,3	0,9	36	40	0,9
	9	3,5	2,5	1,4	39,9	36,4	1,1	7,7	7,2	1,1	31,6	33,6	0,9
	10	4,1	2,5	1,6	48	30,7	1,6	23,2	7,5	3,1	79,6	34,4	2,3
	Media	8	3,3	2,3	43,5	33,1	1,4	10,4	7	1,5	42,9	33,3	1,3
	Mediana	4,2	3,2	1,4	44,9	36,4	1,2	7,7	7,5	1,1	34,4	34,4	0,9
Bassa	11	4,6	2,9	1,6	75,9	37,8	2	9,6	7,7	1,2	44,8	42	1,1
	12	7,8	2,6	3	84,8	25,5	3,3	6	5,8	1	32,4	29,2	1,1
	13	3,4	1,7	2	31,2	21,5	1,4	5,2	4,5	1,1	24,4	21,6	1,1
	14	1,4	1,9	0,7	20,2	27,8	0,7	4,3	4,3	1	22	22,4	1
	15	5,5	1,9	2,9	42,4	20	2,1	5,9	4,6	1,3	29,2	22,8	1,3
	Media	4,5	2,2	2	50,9	26,5	1,9	6,2	5,4	1,1	30,6	27,6	1,1
	Mediana	4,6	1,9	2	42,4	25,5	2	5,9	4,6	1,1	29,2	22,8	1,1
Assente	16	1,4	1	1,4	18	10,9	1,6	2,9	2,6	1,1	15,6	14,8	1

Fonte: S.Fuselli, 2002

Tabella 51 Roma: Concentrazioni ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) indoor e outdoor di BTEX rilevati negli ultimi 15 giorni del mese di maggio 2000. Tempo di misura: 15 giorni.

Intensità di traffico	Siti	Benzene			Toluene			Etilbenzene			Xileni		
		Indoor	Outdoor	I/O	Indoor	Outdoor	I/O	Indoor	Outdoor	I/O	Indoor	Outdoor	I/O
Alta	1	14,4	16	0,9	104,8	107,9	1	16,2	18,3	0,9	85,1	98	0,9
	2	6,8	6,8	1	46,1	34,3	1,3	7,1	6,1	1,1	35	31,7	1,1
	3	3,7	3,3	1,1	18,8	18,8	1	2,9	2,9	1	15,3	15,4	1
	4	4,5	4,3	1	34,8	25,9	1,3	4,9	4,4	1,1	22,6	21	1,1
	5	6	7	0,8	33,3	39,2	0,8	6,2	7,3	0,8	32,2	37,1	0,9
	Media	7,1	7,5	1	47,6	45,2	1,1	7,5	7,8	1	38	40,6	1
Media	Mediana	6,0	5,6	1,0	34,8	34,3	1,0	6,2	6,1	1,0	32,2	31,7	1,0
	6	3,4	2,7	1,2	18,8	16,5	1,1	3,4	2,9	1,2	18,5	14,4	1,3
	7	3,3	4,2	0,8	25,9	24,4	1	3,4	4,3	0,8	15,8	20,4	0,8
	8	3,3	3,7	0,9	20,5	17,6	1,2	3,5	3,6	1	12,8	15,7	0,8
	9	3,2	3,5	0,9	23,8	17,9	1,3	4,4	4	1,1	17,4	17,8	1
	10	3,6	3,2	1,1	23,2	16,2	1,4	7	2,8	2,5	30,6	20,1	1,5
	Media	3,2	3,5	1	22,4	18,5	1,2	4,3	3,5	1,3	19	17,7	1,1
Bassa	Mediana	3,3	3,5	0,9	23,2	17,6	1,2	3,5	3,6	1,1	17,4	17,8	1
	11	2,4	2,4	1	12,7	22,9	0,5	2,2	2,4	0,9	11	11,1	1
	12	2,1	2,4	0,9	28,2	20,6	1,4	2,7	2,4	1,1	13,1	11,6	1,1
	13	2,2	1,9	1,1	11,2	10,7	1	1,9	1,9	1	9,2	9,1	1
	14	1,6	1,8	0,9	29,2	8,9	3,2	1,6	1,5	1,1	7	7,2	1
	15	2	1,8	1,1	12,2	10,7	1,1	3	2,8	1,1	12,9	11,2	1,1
	Media	2,1	2,1	1	18,7	14,8	1,4	2,3	2,2	1	10,1	10	1
	Mediana	2,1	1,9	1	12,7	10,7	1,1	2,2	2,4	1,1	11	11,1	1
Assente	16	3	1,6	1,9	18,5	7,5	2,4	3,1	2,1	1,5	7,6	6,9	1,1

Fonte: S.Fuselli, 2002

Tabella 52 Roma: Concentrazioni ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) indoor e outdoor di BTEX rilevati negli ultimi 15 giorni del mese di luglio 2000. Tempo di misura: 15 giorni.

Intensità di traffico	Siti	Benzene			Toluene			Etilbenzene			Xileni		
		Indoor	Outdoor	I/O	Indoor	Outdoor	I/O	Indoor	Outdoor	I/O	Indoor	Outdoor	I/O
Alta	1	10	5,6	1,8	68,4	35,5	1,9	12,3	5,8	2,1	60,9	28,6	2,1
	2	7	6,9	1	42,7	36,5	1,2	6,4	6,7	0,9	29	34,4	0,8
	3	5	4,6	1,1	25,8	26,6	1	4,9	4,5	1,1	23,5	21,5	1,1
	4	5	4,6	1,1	25,8	26,6	1	4,9	4,5	1,1	23,5	21,5	1,1
	5	6,4	6,9	1	31,7	40,6	0,8	6	7,8	0,8	31,8	40,9	0,8
	Media	6,7	5,7	1,2	38,9	33,2	1,2	6,9	5,9	1,2	33,7	29,4	1,2
	Mediana	6,4	5,6	1,1	31,7	35,5	1	6	5,8	1,1	29	28,6	1,1
Media	6	3,8	3,4	1,1	20,2	17,6	1,1	5,3	3,2	1,6	18,5	14,1	1,3
	7	1,6	2,5	0,6	9,6	15,7	0,6	3,4	2,6	1,3	18,4	11,5	1,6
	8	2,3	2,2	1	16,2	12,8	1,3	2,3	1,7	1,3	11,2	10,2	1,1
	9	1,9	1,9	1	18,6	15,8	1,2	3,9	3,2	1,2	16,7	14,5	1,1
	10	2,6	2,2	1,2	17,2	11,2	1,5	6,2	2,4	2,6	28,2	10,4	2,7
	Media	2,4	2,4	1	16,4	14,6	1,1	4,2	2,6	1,6	18,6	12,1	1,6
	Mediana	2,3	2,2	1	17,2	15,7	1,2	3,9	2,6	1,3	18,4	11,5	1,3
Bassa	11	2,4	2,7	0,9	12,2	12,6	1	2,4	2,3	1	10,8	11	1
	12	2,2	2,4	0,9	20,7	12,3	1,7	2,6	2,2	1,2	11,3	10,8	1
	13	2,4	2,6	0,9	10	13,4	0,7	1,8	2,4	0,7	8,2	10,9	0,7
	14	1,4	1,8	0,8	22,3	16,9	1,3	1,6	2	0,8	6,5	7,1	0,9
	15	1,8	1,8	1	13	11,4	1,1	2,9	2,5	1,2	12,3	10,6	1,2
	Media	2	2,3	0,9	16,3	13,3	1,2	2,3	2,3	1	9,8	10,1	1
	Mediana	2,2	2,4	0,9	13	12,6	1,1	2,4	2,3	1	10,8	10,8	1
Assente	16	2,7	1,5	1,8	32,5	7,3	4,4	1,8	3,4	0,5	7,9	5,7	1,4

Fonte: S.Fuselli, 2002

Tabella 53 Roma: Concentrazioni ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) indoor e outdoor di BTEX rilevati negli ultimi 15 giorni del mese di ottobre 2000. Tempo di misura: 15 giorni.

Intensità di traffico	Siti	Benzene			Toluene			Etilbenzene			Xileni		
		Indoor	Outdoor	I/O	Indoor	Outdoor	I/O	Indoor	Outdoor	I/O	Indoor	Outdoor	I/O
Alta	1	5,9	7,1	0,8	39,6	40,9	1	8,9	8,3	1,1	48,5	46,7	1
	2	6,6	7,2	0,9	80,5	37	2,2	6,9	7,7	0,9	36,8	38,3	1
	3	6,9	6,2	1,1	33,5	31,6	1,1	6,4	6,3	1	30,8	30,9	1
	4	5,9	7,1	0,8	39,6	40,9	1	8,9	8,3	1,1	48,5	46,7	1
	5	5,4	8,3	0,6	29,7	47,8	0,6	5,6	10	0,6	27,5	51,4	0,5
	Media	6,1	7,2	0,8	44,6	39,6	1,2	7,3	8,1	0,9	38,4	42,8	0,9
	Mediana	5,9	7,1	0,8	39,6	40,9	1	6,9	8,3	1	36,8	46,7	1
	6	3,6	5,4	0,7	36,7	29,4	1,2	3,9	5,7	0,7	19,8	28,7	0,7
	7	4,3	4,7	0,9	29,8	25,6	1,2	4,8	4,9	1	23,4	24,8	0,9
	8	4,6	4,2	1,1	28,1	22,9	1,2	5	4,7	1,1	24,2	23,7	1
	9	3,6	4,4	0,8	40,9	25,6	1,6	5,5	4,7	1,2	24,1	24,3	1
	10	4,2	4,4	0,9	21,7	23,5	0,9	9,7	4,8	2	43,5	23,7	1,8
	Media	4,1	4,6	0,9	31,4	25,4	1,2	5,8	5	1,2	27	25	1,1
	Mediana	4,2	4,4	0,9	29,8	25,6	1,2	5	4,8	1,1	24,1	24,3	1
	Bassa	4,1	4,2	1	53,8	20,7	2,6	4,9	4,1	1,2	20,2	20,7	1
	12	2,7	3,2	0,8	37,3	15,2	2,4	3,1	3,1	1	15,9	15,2	1
	13	3,9	3,1	1,2	19,7	17,5	1,1	2,8	3,2	0,9	14,3	15,3	0,9
	14	1,9	2,6	0,7	14,5	12,7	1,1	3,7	2,5	1,5	20	12,8	1,6
	15	2,6	2,6	1	16,2	14,1	1,1	3,2	2,8	1,1	16,1	13,5	1,2
	Media	3	3,1	0,9	31,3	16	1,7	3,5	3,1	1,1	17,3	15,5	1,1
	Mediana	2,7	3,1	1	19,7	15,2	1,1	3,2	3,1	1,1	16,1	15,2	1
	Assente	3,9	1,8	2,2	26,7	8,2	3,2	1,7	1,7	1	8,6	7,4	1,2

Fonte: S.Fuselli, 2002

I valori indoor dei COV targets sono risultati maggiori di quelli outdoor nella maggior parte dei siti durante il monitoraggio invernale, mentre negli altri periodi stagionali tali valori sono risultati piuttosto simili a quelli outdoor ad eccezione di alcuni:

- nel sito 16 (area rurale) sono state sempre rilevate concentrazioni indoor maggiori di quelle outdoor per tutti gli inquinanti considerati (ad ecc. dell'etilbenzene nel mese di luglio);
- nei siti 2, 6, 8, 9, 12, 15, 16, invece, si sono riscontrate concentrazioni indoor del toluene maggiori rispetto a quelle outdoor in tutti i periodi stagionali.

L'incremento delle concentrazioni indoor, nei siti suddetti, farebbe ipotizzare la presenza di sorgenti interne. Ciò è ancora più evidente nel sito rurale in cui l'influenza dell'inquinamento outdoor è molto scarsa per mancanza di sorgenti antropogeniche. Dai risultati ottenuti nel corso di questa sperimentazione è stata rilevata una netta influenza dell'inquinamento outdoor, determinato dal traffico veicolare, all'interno della maggior parte delle abitazioni considerate. Tuttavia, per alcuni inquinanti (toluene e xileni), all'interno di alcune abitazioni l'inquinamento determinato dalla sorgente outdoor è incrementato da quello prodotto da sorgenti indoor.

Ambiente confinato: Ufficio

B. De Berardis, L. Paoletti, *Caratterizzazione della frazione toracica (PM₁₀) del particolato aerodisperso in un sito urbano ed in un ambiente indoor limitrofo*, Med Lav 2001; 92, 3:206-214.

L'obiettivo dello studio è stato quello di caratterizzare da un punto di vista chimico-fisico le diverse frazioni granulometriche del PM₁₀ in un sito urbano della città di Roma, con traffico autoveicolare medio-alto, ed in un ambiente indoor situato in una zona limitrofa. La ricerca si è inoltre proposta di valutare il contributo dell'ambiente esterno alla qualità del PM₁₀ nell'ambiente indoor. Il campionamento è stato effettuato contemporaneamente in due stazioni: una outdoor, collocata in un'area semicentrale di Roma; l'altra indoor, situata all'interno di un ambiente adibito ad ufficio e a studio, non frequentato da fumatori. Sono state effettuate quattro campagne di campionamento nel periodo compreso tra aprile 1999 e febbraio 2000, ciascuna della durata di sette giorni.

La microanalisi ai raggi X ha permesso di identificare 17 tipi di composizione nelle particelle del PM₁₀ outdoor e 19 tipi in quello indoor; le diverse tipologie possono essere classificate sia nell'ambiente esterno che interno in 7 componenti principali:

1. Particelle ricche di carbonio.

Queste derivano principalmente dal traffico autoveicolare o dai sistemi di riscaldamento e risultano presenti in misura considerevole, soprattutto nelle frazioni granulometriche più fini (<2,1 µm) dove raggiungono un'abbondanza superiore al 60%.

2. Carbonati.

Si tratta di carbonati di calcio e magnesio. Derivano da processi di erosione del suolo e delle rocce e, nell'ambiente indoor, dal deterioramento del ricoprimento delle pareti e del marmo del pavimento e dei corridoi dell'edificio. Sono presenti nelle frazioni granulometriche più grossolane (comprese nell'intervallo 10-2,1 µm) e il numero diminuisce al decrescere del diametro aerodinamico.

3. Solfati.

In questo caso le particelle sono costituite principalmente da solfati di calcio e derivano da reazioni tra i materiali composti da carbonato di calcio (marmo, pietre calcaree, ecc.) ed i

composti solforosi presenti nell'atmosfera, ma anche dal deterioramento delle vernici che rivestono le pareti degli edifici.

4. Silice.

Questo gruppo è costituito da particelle composte solo di silice e ossigeno; sono presenti principalmente nelle frazioni granulometriche più grossolane ove raggiungono un'abbondanza compresa tra 1 e 4% nei mesi invernali e tra il 2 ed il 5% nei mesi estivi; anche per essi si ipotizza essenzialmente la provenienza dall'erosione dei suoli.

5. Silicati.

Le particelle di questo gruppo sono costituite da feldspati e feldspatoidi, argille, inosilicati, silicati vetrosi, tutti provenienti dall'erosione dei suoli o dei manufatti edilizi. Le particelle contenenti calcio e silice sono state rilevate soprattutto nell'ambiente indoor e derivano probabilmente dall'erosione dei manufatti in cemento. Questo gruppo, che rappresenta la componente più abbondante del particolato dopo quella delle particelle ricche di carbonio, mostra il tipico andamento del particolato derivante dall'erosione: è più abbondante nelle frazioni granulometriche comprese tra 10 e 2,1 μm e diminuisce al diminuire del diametro aerodinamico.

6. Particelle ricche di ferro.

In questo gruppo le particelle contengono solo ferro e ossigeno (contenuto di ferro > 50%). Tali particelle, aventi diametro aerodinamico compreso tra 10 e 1,1 μm , sono presenti in misura maggiore all'esterno e la loro abbondanza diminuisce al diminuire del diametro aerodinamico.

7. Particelle metalliche.

Questo gruppo comprende particelle composte da alluminio, cromo, nichel, titanio, zinco e rame e rappresenta una percentuale non superiore al 3% della frazione granulometrica compresa tra 10 e 2,1 μm .

L'analisi dell'andamento stagionale della composizione del PM_{10} evidenzia cinque effetti sostanzialmente comuni sia al particolato outdoor che al particolato indoor:

- Le particelle ricche di carbonio sono presenti in maggior misura nel periodo invernale; ciò è verosimilmente correlato al fatto che alla sorgente principale di tale tipo di particolato, rappresentata dal traffico veicolare, la cui intensità tende ad aumentare nella stagione invernale, si aggiunge il contributo dei sistemi di riscaldamento.
- Nel periodo estivo si riscontra una maggiore presenza, in particolare nelle frazioni granulometriche più fini, di particelle di alluminosilicati e di silice, rispetto al periodo invernale. Tale effetto è probabilmente correlato al vento estivo che a Roma frequentemente soffia da sud-ovest, trasportando le particelle fini di argilla e di silice provenienti dal deserto del Sahara.
- Nella stagione calda si registra anche un incremento dell'abbondanza di particelle di solfati di calcio. Questo effetto potrebbe essere dovuto ad una maggiore disponibilità nell'ambiente di composti acidi (acido solforico e solfati acidi) in grado di reagire con i carbonati presenti nei manufatti e nelle rocce calcaree.
- Nel periodo invernale aumenta la percentuale di particelle ferrose; anche questo effetto potrebbe essere correlato al generale aumento del traffico veicolare in inverno.
- Una significativa frazione delle particelle carboniose presenta sulla superficie un coating contenente zolfo; tale effetto viene interpretato come dovuto al deposito di solfati, solfati acidi e forse anche di acido solforico adsorbito sulla superficie delle particelle di carbonio. La frequenza con cui tale coating acido è presente appare fortemente correlata con la temperatura

ambientale o, molto più probabilmente, con la quantità di radiazione solare, da cui dipende l'efficienza del processo di ossidazione fotochimica dell'SO₂ atmosferico, reazione che può essere catalizzata dalle particelle carboniose.

Il PM₁₀ indoor segue, come già annunciato, lo stesso andamento stagionale di quello outdoor, eccetto che per il gruppo dei carbonati: tali particelle risultano maggiori d'inverno rispetto all'estate nelle frazioni granulometriche più grossolane, comprese tra 10 e 2,1 µm.

Dall'analisi dei coefficienti di correlazione tra le composizioni delle classi granulometriche del PM₁₀ nelle due stazioni di campionamento e dei coefficienti di correlazione tra le abbondanze dei singoli gruppi, lo studio desume che il particolato indoor è strettamente legato alle caratteristiche di quello outdoor. Ambedue i fattori che influenzano la qualità del particolato, la stagione invernale e la granulometria, sembrano riferibili alla minor "mobilità" ambientale delle frazioni più grossolane rispetto a quelle più fini, cosicché quest'ultime tendono a presentare una composizione più uniforme delle prime, come riscontrato negli studi di letteratura in cui si evidenzia un rapporto indoor/outdoor più elevato per la frazione fine, indicante una maggiore facilità di diffusione del particolato fine nell'ambiente indoor.

Ambiente confinato: Biblioteca

G. Bellante De Martiis, D. D'Alessandro, A.F. Fadda, M. Le Calze, *Indagine sulla qualità dell'aria in una biblioteca universitaria di Roma*, Ann Ig 1996; 8: 47-54.

L'indagine è stata effettuata in una biblioteca universitaria dell'Università di Roma "La Sapienza" nei mesi di giugno-luglio 1994 ed ha previsto una fase di ispezione dell'ambiente confinato (informazioni di tipo strutturale-impiantistico ed organizzativo); una fase di analisi delle condizioni fisiche ambientali (rilevazione dei parametri di temperatura, umidità, e velocità dell'aria); infine una fase di rilevazione del livello di benessere percepito dagli utenti mediante l'analisi del questionario precedentemente somministrato agli utenti. I risultati emersi hanno mostrato che le caratteristiche architettonico-impiantistiche della biblioteca (disposizione delle finestre, assenza di sistema di ricambio dell'aria) comportano una temperatura interna tale da determinare disagio agli utenti presenti. È stata, inoltre, evidenziata la presenza di sintomi soggettivi della *Sick building syndrome*, tra cui il bruciore agli occhi, la secrezione nasale, il prurito nasale, difficoltà respiratorie, prurito al viso, che si sono mostrati con una maggiore frequenza durante la permanenza in biblioteca, sebbene soltanto il bruciore agli occhi sia stato riferito in modo significativamente maggiore. In assenza di una parallela rilevazione degli inquinanti chimici nell'aria indoor, però, non è stato possibile stabilire se la comparsa dei sintomi sia attribuibile alle evidenti condizioni microclimatiche disagiati o se si associ a specifiche esposizioni a fonti di inquinamento. Gli autori hanno sottolineato, quindi, la necessità di integrare le informazioni raccolte con la rilevazione di alcuni inquinanti tipicamente indoor.

Ambiente confinato: Abitazioni

G. Fusillo, O. Micali, D. Ricotti, S. De Michele, G. Tarsitani *La qualità dell'aria indoor in abitazioni romane. Studio mediante questionario*. Ann Ig 1996 8: 3-11

Il lavoro fa seguito ad uno studio pilota di messa a punto del "questionario per la famiglia". È stato spedito per via postale un questionario costituito da due sezioni: la prima richiedeva notizie generali sui residenti e sulle caratteristiche delle abitazioni, la seconda ha permesso di ot-

tenere dati sulla qualità dell'aria interna attraverso il rilievo sia delle eventuali fonti di rischio che di sensazioni soggettive di discomfort e di eventuali disturbi sofferti dagli abitanti. Sono stati restituiti 122 questionari su 1400 spediti.

Lo studio riporta in una prima parte tutti i dati riferiti alle caratteristiche generiche delle abitazioni e degli occupanti. Vengono poi riportati i dati relativi alla distribuzione percentuale delle sensazioni sgradevoli e quella dei disturbi avvertiti nell'ultimo mese (**Tabella 54 e 55 Roma**).

Successivamente è stata valutata la correlazione tra sintomi riferiti e sensazioni sgradevoli, **Tabella 54 Roma:** *Distribuzione percentuale delle sensazioni sgradevoli, relative all'ambiente domestico, avvertite dagli intervistati nell'ultimo mese.*

Distribuzione percentuale delle sensazioni sgradevoli	
Rumore	27,1
Polverosità	23,6
Cattivi odori	22,9
Freddo	14,4
Caldo	12,6
Aria umida	10,9
Scarsa luminosità	10,6
Aria secca	3,5

Fonte: G. Fusillo, 1996

Tabella 55 Roma: *Distribuzione percentuale dei disturbi sofferti dagli intervistati nell'ultimo mese.*

Distribuzione percentuale dei disturbi sofferti nell'ultimo mese dagli intervistati	
Nessun disturbo	54,9
Mal di testa	16,8
Tosse	12,6
Stanchezza non abituale	11,8
Insonnia	10,3
Bruciore agli occhi	9,1
Prurito naso	7,1
Secchezza bocca	5,9
Difficoltà di respiro	5,6
Lacrimazione	3,2
Nausea	2,7
Asma	2,1
Arrossamento cutaneo	1,8

Fonte: G. Fusillo, 1996

intese come indice di possibili situazioni ambientali non ottimali. Il sintomo di “stanchezza non abituale” è riferito più spesso in situazioni di caldo, aria umida e cattivi odori; il mal di testa insorge più spesso in ambienti umidi, poco luminosi e in presenza di cattivi odori; il bruciore agli occhi è correlato con la polverosità e presenza di cattivi odori.

Questo studio mediante questionario ha permesso di ottenere una visione preliminare dei fattori di rischio e delle situazioni di comfort nelle abitazioni esaminate, anche se non diretta ma mediata dagli intervistati. La fase successiva dovrà comprendere il rilevamento oggettivo e la

misurazione dei fattori microclimatici all'interno delle abitazioni.

Ambiente confinato: Biblioteca

O. Micali, C. Fusillo, M.C. Petrolio, F. Gallo, G. Tarsitani *La qualità dell'aria interna nelle sale di lettura di una biblioteca statale*. Ann Ig 1996 8: 55-56

Il presente studio si propone di valutare le condizioni di benessere e l'assenza di nocività in due sale di lettura in una biblioteca statale romana, anche in considerazione del fatto che numerosi lettori permangono per tempi prolungati in tali ambienti.

L'indagine è stata svolta nella stagione estiva 1994 e in quella invernale 1994-1995 e si è articolata in:

- fase di raccolta dati sulle caratteristiche di tipo strutturale, impiantistico e organizzativo della biblioteca
- fase di rilievo di sensazioni soggettive rispetto ai parametri microclimatici e di eventuali sintomi e disturbi degli utenti, correlati alla presenza nella biblioteca. È stato somministrato un questionario costruito sulla base delle indicazioni della NIOSH [NIOSH, 1987] per gli ambienti d'ufficio.
- fase di analisi delle condizioni microclimatiche. I parametri considerati sono stati: temperatura di bulbo secco, umidità relativa, velocità dell'aria, temperatura media radiale, illuminamento, ecc.

Sono stati raccolti 285 questionari per il periodo estivo e 157 per quello invernale. La maggior parte degli intervistati frequenta la biblioteca quotidianamente e per l'intera giornata. Il disagio microclimatico soggettivo viene avvertito principalmente in inverno legato probabilmente alla ridotta ventilazione (mancata apertura delle finestre). Gli intervistati riferiscono in un buon numero di casi (18,2% in estate e 26,7% in inverno) che il disagio compare in modo costante tutte le volte che permangono in biblioteca.

In conclusione la presenza di uno stato di disagio è stata confermata dalle situazioni di caldo e di scarsa ventilazione, messa in evidenza con le misurazioni microclimatiche in estate e in inverno. L'insoddisfazione è comunque avvertita anche in situazioni oggettive di benessere, confermando l'importanza dei fattori sensoriali e soggettivi nella percezione dell'ambiente. Per quanto riguarda i sintomi avvertiti dagli intervistati, risultano con maggiore frequenza quelli generali, quali difficoltà di attenzione, mal di testa e stanchezza non abituale e quelli irritativi sia della cute che prime vie aeree, che rientrano tra quelli della S.B.S.

Ambiente confinato: Ufficio

G. Bellante, A. Simonetti, G. Tarsitani, G.C. Vanini. *La qualità dell'aria in uffici a condizionamento totale di Roma*. Ann Ig 1994 6: 233-249

Il presente lavoro analizza la qualità dell'aria interna utilizzando specifiche metodologie per misurare gli indicatori fisici, chimici e microbiologici, ma anche un questionario auto-somministrato tra il personale addetto ad uffici di Roma. In particolare la ricerca mette a confronto i dati di qualità dell'aria rilevati in un grande complesso edilizio nel 1992, a distanza di 14 anni dopo l'attuazione di opere di miglioramento e rinnovamento della struttura.

I campionamenti effettuati nei 189 punti di rilevamento hanno mostrato cariche microbiche

e micetiche che, globalmente, per circa il 50% vanno a ricadere nei livelli di ottima accettabilità, per il 30% di buona accettabilità e di semplice accettabilità per il 10%; soltanto l'1,6% dei campionamenti per la carica mesofila e il 6,9% per quella micetica, hanno superato i livelli di normalità avendo un numero di unità microbiche superiore a 700 CFU/m³, limite che definisce un primo livello di guardia.

Tabella 56 Roma: *Distribuzione in classi di frequenza della carica di microrganismi nell'aria confinata (189 punti di rilievo).*

CFU/m ³	0-200	201-400	401-700	>700
Carica batterica mesofita	82 (43,4%)	91 (48,1%)	13 (6,9%)	3 (1,6%)
Carica micetica	112 (53,9)	39 (20,6%)	25 (13,2%)	13 (6,9%)
Staphylococcus spp	182 (96,3%)	7 (3,6)	0	0
Gram negativi	189 (100%)	0	0	0

Fonte: G. Bellante, 1994

I livelli dei parametri chimici, outdoor e indoor, sono risultati pari a zero per i primi: fra i secondi una particolare attenzione deve essere data alla presenza di concentrazioni di anidride carbonica assai prossime, e in un caso superiore, ai limiti di accettabilità.

Le misure di temperatura dell'aria hanno esibito valori accettabili nella loro quasi totalità come pure i valori di umidità relativa. Il rilievo della velocità dell'aria al contrario, consente di definire accettabile un'aliquota nettamente minore di ambienti: si evidenzia con immediatezza che circa il 50% dei rilievi sono andati a porsi oltre il limite inferiore di accettabile normalità. Evidente risulta anche la scarsa rispondenza a livello della temperatura media radiale: dall'osservazione dei risultati deriva il giudizio di un livello non accettabile, in termini di irraggiamento, per il 40% delle misure effettuate. La temperatura effettiva mostra invece che vi è una rispondenza di tutti i rilievi effettuati e letti in chiave globale. Nel loro insieme i dati della temperatura dell'aria, dell'umidità relativa, della velocità dell'aria e della temperatura radiante forniscono un indice per la valutazione dei parametri microclimatici.

Presumibilmente un giudizio omnicomprensivo sulla rispondenza della "qualità ambientale" può essere meglio derivato dalle elaborazioni dell'indice PMV (voto medio previsto) e dell'indice PPD (percentuale prevista di insoddisfatti). Questi due indici insieme a quello della temperatura effettiva (T.E.) vengono assunti come indici base del benessere termico. Per il primo l'intervallo ottimale è compreso tra -0,5 e +0,5, mentre per il secondo è compreso tra -10% e +10%. In base alla suddetta elaborazione e ai definiti campi di normalità, entrambi gli indici hanno denunciato il 14% di situazioni anomale.

Vengono poi riportati i risultati delle elaborazioni delle indagini soggettive, derivate dalle risposte ai questionari, relative al caldo (la più ampia risposta è normalità), freddo (la più ampia risposta è normalità), umidità, ventilazione (contrariamente all'attesa, stante il dato obiettivo del medesimo movimento d'aria, la più ampia risposta è normalità). Riguardo al giudizio sull'aria viziata si osserva come dopo 14 anni il giudizio sia molto cambiato passando da più di due terzi tra quelli che la ritenevano viziata a meno di un terzo. Viene fatto osservare poi che il 94,5% dei soggetti ha riferito la presenza di uno o più disturbi attribuiti all'ambiente di lavoro: i disturbi maggiormente riferiti sono stati bruciore agli occhi, dolori ossei, mal di testa ricorrente, raffreddore ricorrente, irritabilità, ansia, disturbi dell'udito, sonnolenza, mal di gola, secchezza della pelle, ecc. facendo poi un confronto tra i dati del 1978 e quelli del 1992 è evidente

una netta diminuzione avvenuta nel decennio dei disturbi respiratori, di quelli digestivi e di parte di quelli generici; sono invece leggermente aumentati i disturbi degli occhi e della vista, mentre sono notevolmente aumentati quelli relativi all'udito (da attribuire probabilmente alla concentrazione di alcune apparecchiature in alcuni locali).

In conclusione gli autori fanno notare che è da sottolineare la validità degli interventi migliorativi realizzati che si manifestano con un miglioramento del grado di accettabilità degli ambienti dal punto di vista microclimatico. È comunque da osservare che tali interventi migliorativi non hanno però inciso sui disturbi e sindromi dichiarate e riconducibili al “mal d'ufficio”. Tale fenomeno è inoltre all'attenzione della comunità scientifica per garantire la qualità dell'aria negli ambienti confinati utilizzando le più moderne tecnologie edilizie.

Ambiente confinato: Abitazioni

O. Micali, G. Fusillo, S. De Michele, D. Ricotti, G. Tarsitani, *La qualità dell'aria nelle abitazioni*. Ann Ig 1994 6: 225-232

L'articolo mostra i risultati del “questionario per la famiglia”, attraverso il quale sono stati raccolti dati riguardanti i fattori di rischio indoor, il comfort microclimatico ed i disturbi correlabili con i fattori di rischio. Prima di procedere allo studio pilota nella città di Roma, è stata testata la validità del questionario su un campione di 174 studenti delle Università di Roma e dell'Aquila.

Di seguito è riportata la tabella di sintesi dei risultati relativi alle situazioni di rischio, alle sensazioni soggettive e alla prevalenza di disturbi sofferti nell'ultimo mese dagli studenti oggetto dello studio.

Tabella 57 Roma: *Tabella di sintesi dei risultati (%)*.

Situazioni di rischio all'interno delle abitazioni	
Uso di prodotti per la pulizia	79,3
Presenza di piante	52,3
Uso di umidificatori	48,3
Luce artificiale nelle ore diurne	45,5
Bricolage in ambienti chiusi	44,8
Opere di rinnovo nell'ultimo anno	44,3
Abitudine a fumare in casa	40,2
Arredamento di fattura recente	21,3
Ascensore collegato con il garage	18,4
Ambienti di vita sprovvisti di finestre	14,9
Presenza di animali	14,4
Mobili restaurati di recente	11,5
Chiusura delle finestre durante la pulizia di casa	2,9
Sensazioni soggettive relative all'abitazione	
Freddo	31,0
Rumore	27,6
Scarsa luminosità	25,3
Polvere	24,7
Aria umida	20,7
Caldo	10,3
Odore di fumo	28,7
Odore da arredamento	3,4
Odore di animali	2,3
Altri odori	9,8
Prevalenza dei disturbi sofferti nell'ultimo mese dagli intervistati	
Mal di testa	52,3
Brucciore agli occhi	23,6
Disturbi del naso	22,4
Stanchezza non abituale	19,7
Tosse	18,4
Secchezza della bocca	13,8
Brucciore di stomaco	12,1
Lacrimazione	11,5
Difficoltà di respiro	9,3
Nausea	8,7
Irritazione cutanea	4,6

Fonte: O. Micali, 1994

Sono state poi fatte delle correlazioni tra i disturbi e sia le situazioni di rischio che le sensazioni soggettive.

Il sottogruppo di studenti che fa uso di luce artificiale durante le ore diurne presenta una prevalenza più alta sia di nausea che di mal di testa. Tra i soggetti che hanno di recente acquistato arredamento di fattura recente, sono presenti vari disturbi tra cui il principale quello dei disturbi oculari. Si osserva poi la prevalenza di disturbi al naso tra coloro che effettuano attività di bricolage in ambienti chiusi. Tra i soggetti che lamentano eccesso di caldo, è più presente il sintomo stanchezza non abituale. Tra i soggetti che hanno riferito mal di testa si osserva una correlazione con l'ambiente troppo rumoroso. Anche tra i soggetti che lamentano la presenza di odori sgradevoli sono prevalenti vari disturbi tra cui la maggior frequenza è quella del mal di testa.

Cassino

Ambiente confinato: Scuola

Langiano E, Lanni L, Atrei P, Ferrara M, La Torre G, Capelli G, De Vito E, *La qualità dell'aria negli edifici scolastici progettati ad hoc e in edifici abitativi riadattati*, Ig Sanità Pubbl. 2008;64(1):53-66.

L'indagine ha valutato la qualità dell'aria di 26 aule in scuole progettate per uso scolastico e in edifici abitativi riadattati ad uso scolastico (istituti di scuola secondaria superiore). Le rilevazioni sono state svolte in due campagne, una invernale e una primaverile, e in due momenti della giornata (ad aula vuota, alle ore 8.00, e durante le lezioni, alle ore 11.00); sono state, inoltre, raccolte informazioni circa le caratteristiche strutturali degli edifici ed è stato somministrato agli studenti un questionario per ottenere informazioni sulla percezione di comfort/discomfort.

Per quanto riguarda le caratteristiche strutturali, non sono risultate differenze statisticamente significative tra le tipologie di istituto: la metà delle aule non risponde ai parametri minimi indicati dal DM 18/12/1975, per esempio non garantiscono una superficie di almeno 1,96 m² per studente. Anche la temperatura dell'aria in inverno è risultata spesso distante da quella suggerita dal suddetto decreto ($20\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$), con un range che va da 8,2 a 25 °C. Come è facile supporre, in primavera la temperatura è salita, riportando un range che va da 18 a 27 °C. Pure i dati di umidità relativa sono spesso risultati superiori o inferiori all'intervallo di riferimento (45-55% in inverno). I valori della velocità dell'aria spesso sono apparsi insufficienti se paragonati al valore riscontrato in letteratura (0,05-0,15 m/sec o 0,04-0,12 m/sec), con un range che va da 0,02 a 0,07 m/sec.

Facendo rimando alla norma UNI EN ISO 7730, sono stati calcolati il voto medio previsto (PMV) e la percentuale prevista di insoddisfatti (PPD) ottenendo anche in questo caso dei valori non ottimali nella maggioranza delle aule (range di PMV invernale da 0,8 a 1,4, intervallo primaverile da -1,3 a -0,5, contro l'intervallo consigliato -0,5/+0,5. Il PPD, diversamente dall'indicazione che dà un valore <10%, va da 15,3 a 39,1%).

Per quanto riguarda la luminosità, rispetto al valore di 200 lux indicato dal DM 18/12/1975, le rilevazioni hanno evidenziato impianti di illuminazione artificiale carenti, ottenendo spesso valori inferiori a quello suggerito.

Si è visto che anche il livello sonoro è stato spesso insoddisfacente, risultando al di sopra della soglia indicata dal DPCM 01/03/1991 pari a 50 dBA, con un range che va da 51,2 a 67,6 dBA.

Nella maggior parte delle aule, le indagini microbiologiche invernali hanno evidenziato tassi batterici e di muffe e lieviti entro il limite accettabile, riscontrato in letteratura (1000 CFU/m³ per la carica microbica totale e 500 CFU/m³ per le muffe e i lieviti); inoltre lo *Staphylococcus aureus* è stato rilevato in poche aule. In primavera la situazione peggiora, aumentando il numero di aule in cui è stato rilevato lo *S. aureus* e in cui i tassi batterici e di muffe e lieviti superano il livello di guardia. È importante notare che in inverno il rapporto tra ambiente esterno ed interno in relazione ai contaminanti biologici è quasi sempre superiore ad uno, evidentemente per le condizioni di affollamento, per la scarsa ventilazione naturale e i limitati ricambi d'aria.

L'analisi del questionario compilato dagli studenti fa emergere le sensazioni soggettive di discomfort accusate durante la permanenza a scuola: in inverno l'aumento di starnuti e l'insonnia, in primavera il bruciore agli occhi e le difficoltà respiratorie. Altri sintomi ricorrenti riguardano

la secchezza della gola, mal di testa, cattivi odori e rumore, oltre al disagio termico da freddo.

Lo studio conclude che le numerose situazioni di discomfort riscontrate richiedono un maggiore interesse verso la qualità dell'ambiente indoor scolastico, da cui possono dipendere l'attenzione, la concentrazione, il rendimento e la condizione di benessere degli studenti.

L'Aquila

Ambiente confinato: Abitazioni

P. Onorato, S. Liberatore, G. Tarsitani, *La qualità dell'aria indoor in abitazioni de L'Aquila. Studio mediante questionario*. Ann Ig 1996 8: 13-19

La presente ricerca ha lo scopo preliminare di mettere in evidenza nelle abitazioni la possibile presenza di situazioni di rischio correlabili alla prevalenza di disturbi soggettivi rilevati mediante questionario. La ricerca si è svolta nel periodo tra marzo e giugno 1994 ed ha interessato un campione di 376 famiglie. Il questionario è stato concepito con lo scopo di raccogliere notizie riguardanti sia le caratteristiche dell'appartamento che lo stato di salute di ogni singolo occupante.

Per quel che riguarda le sensazioni riferite al microclima, si è osservato che il fattore di maggiore disturbo è legato ai cattivi odori generati soprattutto da fumo di tabacco e secondariamente dalla presenza di animali. Per quanto riguarda i disturbi, il mal di testa costituisce la sintomatologia più frequente seguita da tosse, insonnia, bruciore agli occhi, bruciore allo stomaco, ecc. È comunque interessante osservare come il 60,7% non manifesta nessun disturbo.

Tabella 58 L'Aquila: Distribuzione percentuale dei disturbi riferiti dagli inquilini nell'ultimo mese (%).

Mal di testa	14,6
Tosse	13
Insonnia	8
Bruciore agli occhi	8
Bruciore di stomaco	6
Secchezza della bocca	5
Lacrimazione	4
Disturbi respiratori	4
Irritazione cutanea	4
Bruciore al naso	3
Nausea	3
Nessun disturbo	60,7

Fonte: P. Onorato, 1996

Nello studio vengono poi fatte delle correlazioni tra sintomi e sensazioni riferite dagli intervistati con alcuni fattori di rischio presenti nelle abitazioni. Viene riportata una tabella con le correlazioni più significative e si osserva: la tosse è più frequente in ambienti polverosi, umidi e con presenza di fumatori; i disturbi respiratori sono correlati alla polverosità, alla secchezza dell'aria e uso di umidificatori; il mal di testa è più frequente in ambienti rumorosi e scarsamente illuminati; i disturbi degli occhi sono correlati con la secchezza dell'aria, la presenza di polvere e la scarsa illuminazione; l'irritazione cutanea è più frequente in abitazione in cui siano state effettuate opere di restauro e in presenza di polvere, ecc.

Il presente lavoro ha permesso di descrivere la distribuzione di una serie di situazione critiche in termine di inquinamento indoor, legate alla localizzazione e alla struttura delle abitazioni, nonché alle abitudini degli inquilini. Inoltre l'incrocio tra le diverse risultanze dell'indagine consente di mettere in evidenza la criticità di alcune situazioni in termini di qualità del-

l'ambiente indoor: il disturbo da rumore correlato con la localizzazione del centro storico e su vie di traffico e i disturbi oculari collegati con il deficit di illuminazione o eccessiva secchezza dell'aria, sono le più interessanti osservazioni che emergono da tale studio soggettivo. Con i limiti associati allo studio tramite questionario, la presente pubblicazione fornisce comunque osservazioni preliminari per la valutazione del benessere ambientale.

Napoli

Ambiente confinato: Non specificato

R. Carletti, D. Romano, *Assessing health risk from benzene pollution in an urban area*, Environ Monit Assess. 2002 Dec;80(2):135-48.

Lo studio ha eseguito una stima del rischio sanitario correlato all'esposizione al benzene della popolazione residente nell'area urbana di Napoli; in particolare è stato valutato, tramite modelli matematici, il rischio di leucemia dovuto a differenti fonti di esposizione al benzene: outdoor, indoor e fumo di sigaretta.

Le concentrazioni outdoor dell'inquinante sono state rilevate mediante 3 campagne di monitoraggio relative ai periodi primaverile, estivo ed invernale nell'anno 1998, in un'area di 68 km². Le concentrazioni indoor, invece, sono state stimate facendo riferimento ai dati di letteratura di studi italiani e con l'ipotesi del rapporto indoor/outdoor conservativo. Per quanto riguarda il fumo di sigaretta, invece, dai dati riportati dall'ISTAT sono state estrapolate le percentuali di fumatori, non fumatori e sigarette medie giornaliere. Considerando il numero medio di sigarette e assumendo in questo studio una quantità di benzene assorbito dai polmoni durante il fumo di una sigaretta pari a 50 µg/cig e un tasso di ritenzione del 50%, è stata calcolata l'esposizione equivalente individuale del benzene (= 66,67 µg/m³). Il risultato, relativo ai fumatori attivi, è stato sommato alle concentrazioni indoor e outdoor per stimare l'esposizione totale al benzene. Per valutare l'esposizione al fumo da parte di non fumatori, partendo dal fatto che è stato osservato un aumento del 30-50% dell'esposizione al benzene nei non fumatori, si è arrivati ad una quantità di 5 µg/m³ da aggiungere nel caso dell'esposizione di non fumatori.

Per la stima del rischio dovuto all'esposizione al benzene sono stati usati modelli epidemiologici lineari e valutazioni di rischio di leucemia di diverse organizzazioni internazionali.

I risultati hanno mostrato che per quanto riguarda la rilevanza dei diversi fattori di rilevanza il rischio maggiore è dovuto al fumo, in particolare per il genere maschile; costituisce, infatti, il 55% del rischio totale (il 59% per gli uomini). Anche il peso dell'esposizione indoor è risultato rilevante, essendo circa il 36% del rischio totale, mentre il rischio attribuibile all'esposizione outdoor solo il 9%.

Bari

Ambiente confinato: Farmacia, edicola, centro copie, bar, ristorante, biblioteca, palestra, supermercato, ufficio, salone di bellezza.

P. Bruno, M. Caselli, G. de Gennaro, S. Iacobellis, M. Tutino, *Monitoring of volatile organic compounds in non-residential indoor environments*, Indoor Air 2008; 18: 250–256.

Lo studio è il risultato di una campagna di monitoraggio settimanale di composti organici volatili (VOC), effettuata in ambienti indoor non residenziali come farmacie, edicole, centri copie, bar, ristoranti, biblioteche, palestre, supermercati, uffici, saloni di bellezza. I VOC esaminati (benzene, butilacetato, cicloesano, decano, etilbenzene, limonene, xileni, propilbenzene, stirene, tetracloroetilene, toluene, 1,2,4-trimetilbenzene e 2-etil-1-esanolo) sono stati campionati sia all'interno che all'esterno dei locali. I risultati mostrano concentrazioni elevate di VOC nelle farmacie, nelle edicole, nei centri copie e nei bar, spesso superiori a quelle riscontrate all'esterno dei siti (le concentrazioni medie settimanali indoor vanno da 175,3 a 1.393,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Per esempio il toluene è risultato essere un inquinante ubiquitario, raggiungendo nelle edicole una concentrazione media settimanale pari a 589,95 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, contro un valore outdoor corrispondente a 19,10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; il dato conferma il fatto che la carta stampata rappresenta una significativa fonte indoor di tale contaminante. Le farmacie hanno registrato elevate concentrazioni indoor di etilbenzene (da 20,9 a 50,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), xileni (da 92,0 a 359,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), propilbenzene (da 3,7 a 7,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), stirene (da 6,5 a 7,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e 1,2,4-trimetilbenzene (da 4,5 a 10,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Si è visto, inoltre, che nei locali commerciali maggiormente dedicati all'igiene dell'ambiente, come bar, ristoranti, saloni di bellezza e supermercati, sono state riscontrate alte concentrazioni di limonene, ampiamente presente nei comuni prodotti per la pulizia e la detersione personale (livelli che vanno da 5,7 a 77,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Il tetracloroetilene, un altro inquinante presente in diversi prodotti di uso comune, ha raggiunto quote elevate in un bar e in una biblioteca (da 200,0 a 426,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), mentre il butilacetato, contenuto nelle pitture e nelle resine, è risultato pari a 183,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in un centro copie. Per confermare il contributo delle fonti indoor, gli autori riportano anche i rapporti indoor-outdoor (I/O): in media il rapporto è pari a 4,7 e per molti locali supera 20; in un'edicola, per esempio, il toluene presenta un rapporto I/O pari a 92, dato che conferma che la carta stampata è una tipica fonte di VOC.

Catania

Ambiente confinato: Edifici pubblici

Bruinen de Bruin Y, Koistinen K, Kephelopoulos S, Geiss O, Tirendi S, Kotzias D., *Characterisation of urban inhalation exposures to benzene, formaldehyde and acetaldehyde in the European Union: comparison of measured and modelled exposure data*, Environ Sci Pollut Res (2008) 15(5):417-30.

Lo studio riporta ed analizza alcuni risultati del progetto AIRMEX (Indoor Air Monitoring and Exposure Assessment Study), in particolare le concentrazioni indoor e outdoor di tre sostanze considerate prioritarie nell'Unione Europea, benzene, formaldeide ed acetaldeide, di edifici pubblici collocati in aree urbane e le corrispondenti esposizioni di inalazione degli occupanti. I contributi all'esposizione sono stati valutati con l'approccio di un modello microambientale basato su due determinanti di esposizione, ossia la concentrazione e il tempo trascorso in quattro microambienti (indoor a casa e al lavoro, outdoor al lavoro e in transito). Le esposizioni di inalazione sono state confrontate per il benzene con il valore limite annuale europeo ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [Dir. 2000/69/CE] e per la formaldeide si è fatto riferimento al valore medio di 30 minuti pari a $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, raccomandato dal progetto INDEX [Kotzias, 2005].

I risultati della città di Catania sono riportati di seguito.

Tabella 59 Catania: *Esposizione di inalazione e distribuzioni di concentrazione indoor e outdoor nella città di Catania ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Tempo di misura: 72h per l'esposizione personale e 1 settimana per le concentrazioni indoor e outdoor.*

Inquinante	Esposizione personale			Indoor lavoro			Outdoor lavoro		
	AM	SD	n	AM	SD	n	AM	SD	n
Benzene	5,2	1,6	17	5,0	3,4	17	4,2	1,8	12
Formaldeide				14,7	5,0	17	3,7	0,8	12
Acetaldeide	4,9	1,4	8	5,3	2,7	17	2,7	0,8	12

AM: media aritmetica

SD: deviazione standard

n: n numero di campioni

Fonte: Bruinen de Bruin Y, 2008

Per quanto riguarda il benzene, si può osservare che i valori di esposizione e di concentrazione indoor uguagliano o superano il valore limite, situazione che si verifica in altre città sud-europee. Invece nel caso della formaldeide le concentrazioni sono lontane dal valore raccomandato, ma all'interno degli edifici sono maggiori che all'esterno; analoga osservazione per l'acetaldeide.

Ambiente confinato: Edifici pubblici e scuole

D. Kotzias, O. Geiss, S. Tirendi, *Valutazione dell'esposizione totale a benzene e formaldeide nei paesi europei*, Epidemiol Prev. 2005 Sep-Dec;29(5-6 Suppl):17-21

Nell'ambito del progetto AIRMEX (Indoor Air Monitoring and Exposure Assessment Study) nella città di Catania, oltre che nelle città di Atene, Arnheim, Nijmegen, Bruxelles e Salonicco,

sono state organizzate campagne di monitoraggio finalizzate a stimare il rapporto tra esposizione personale e inquinamento indoor e outdoor. Lo studio ha riguardato alcune classi di composti organici volatili, in particolare composti aromatici e carbonilici. Le misure sono state effettuate in edifici pubblici (municipi, palazzi delle corporazioni), scuole e asili; sono state svolte in due campagne sperimentali e nel caso di Catania sono state realizzate ad ottobre 2003 e a maggio 2004.

Per quanto riguarda le concentrazioni di VOC totali rilevate presso gli edifici pubblici (**Tabella 60 Catania**), a Catania non si sono riscontrate differenze significative tra ambienti esterni ed interni. La concentrazione di benzene è, tuttavia degna di nota, in quanto è risultata, sia negli ambienti interni che esterni, maggiore di $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valore limite esterno fissato dalla normativa.

Tabella 60 Catania: *Concentrazioni di VOC totali e benzene in edifici pubblici. I valori riportati, espressi in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, rappresentano le concentrazioni minime e massime e la concentrazione media (in parentesi). Tempo di misura: una settimana; per l'esposizione personale la durata del campionamento è stata di 2 o 3 giorni.*

Campagna sperimentale	VOC totali outdoor	VOC totali indoor	VOC totali personale	Benzene outdoor	Benzene indoor	Benzene personale
Catania Ottobre	44,8-105,8 (67)	39,6-157,1 (63,8)	91-149 (112,5)	5,5-8,0 (6,4)	4,9-17,1 (7,4)	4,7-8,2 (6,2)
Catania Maggio	21,9-52,3 (43,6)	20,9-40,4 (27,0)	58,2-136,4 (79,1)	2,8-4,7 (3,6)	2,8-4,8 (3,9)	3,1-7,0 (4,9)

Fonte: D. Kotzias, 2005

Anche nel caso delle misure effettuate nelle scuole, i VOC totali presentano sia all'interno che all'esterno, concentrazioni simili (**Tabella 61 Catania**), ma inferiori rispetto a quanto riscontrato negli edifici pubblici. I valori di esposizione al benzene sono risultati più elevati delle misure indoor e outdoor in entrambe le tipologie di ambiente confinato.

Tabella 61 Catania: *Concentrazioni di VOC totali e benzene nelle scuole e negli asili. I valori riportati, espressi in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, rappresentano le concentrazioni minime e massime e la concentrazione media (in parentesi). Tempo di misura: una settimana; per l'esposizione personale la durata del campionamento è stata di 2 o 3 giorni.*

Campagna sperimentale	VOC totali outdoor	VOC totali indoor	VOC totali personale	Benzene outdoor	Benzene indoor	Benzene personale
Catania Ottobre	22,2-55,5 (36,1)	25,4-53,2 (36,6)	68,1-100,8 (88)	3,1-5,6 (4,2)	3,1-4,4 (3,8)	2,5-5,6 (3,8)
Catania Maggio	14,9-28,2 (22,0)	17,9-192,7 (76,7)	65,5-18,6 (85,7)	2,0-2,8 (2,5)	2,3-2,8 (2,6)	4,0-6,1 (4,9)

Fonte: D. Kotzias, 2005

Parallelamente alle misure di VOC sono stati effettuati campionamenti per l'analisi dei composti carbonilici, in particolare formaldeide. La concentrazione di aldeidi all'interno degli edifici pubblici e delle scuole (**Tabella 62 e 63 Catania**) è risultata 3-6 volte più alta della concentrazione esterna. Questo risultato suggerisce che un'importante fonte di emissione sia presente all'interno degli ambienti.

Tabella 62 Catania: *Concentrazioni di composti carbonilici totali e formaldeide in edifici pubblici. I valori riportati, espressi in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, rappresentano le concentrazioni minime e massime e la concentrazione media (in parentesi). Tempo di misura: una settimana; per l'esposizione personale la durata del campionamento è stata di 2 o 3 giorni.*

Campagna sperimentale	Carbonilici totali outdoor	Carbonilici totali indoor	Formaldeide outdoor	Formaldeide indoor
Catania Ottobre	7,7-9,2 (8,6)	22,3-40,8 (29,5)	4,3-4,9 (4,7)	11,0-23,2 (16,1)
Catania Maggio	6,5-1,0 (7,8)	15,2-33,0 (21,3)	3,1-4,4 (3,8)	9,0-21,6 (13,2)

Fonte: D. Kotzias, 2005

Tabella 63 Catania: *Concentrazioni di composti carbonilici totali e formaldeide nelle scuole e negli asili. I valori riportati, espressi in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, rappresentano le concentrazioni minime e massime e la concentrazione media (in parentesi). Tempo di misura: una settimana; per l'esposizione personale la durata del campionamento è stata di 2 o 3 giorni.*

Campagna sperimentale	Carbonilici totali outdoor	Carbonilici totali indoor	Formaldeide outdoor	Formaldeide indoor
Catania Ottobre	4,5-7,2 (5,9)	16,4-53,3 (31,7)	2,9-4,0 (3,4)	8,5-22,3 (15,7)
Catania Maggio	6,5-7,1 (6,7)	15-27,1 (21,2)	2,4-3,2 (2,9)	9,0-16,2 (13,0)

Fonte: D. Kotzias, 2005

Ambiente confinato: Ufficio

L. Proietti, R. Fantauzzo, S. Gulino, M. Trizzino, B. Longo, D. Duscio, *Risultati di una indagine sull'inquinamento da formaldeide responsabile di malessere negli impiegati di alcuni uffici pubblici*, Ig Sanità Pubbl. 2004; 60: 219-227.

Nel corso di attività di sorveglianza sanitaria per il personale di alcuni uffici pubblici della città di Catania e a seguito di segnalazioni di sintomi di irritazione oculare, delle prime vie aeree, della pelle e delle mucose, mal di testa, il gruppo di ricerca ha realizzato un monitoraggio ambientale presso gli uffici, ipotizzando un inquinamento indoor da formaldeide nei locali recentemente ristrutturati.

In diversi uffici sono stati effettuati rilevamenti della concentrazione di formaldeide unitamente a quella dell'anidride carbonica (CO_2), in virtù della considerazione che concentrazioni

di CO₂ maggiori di 1000 ppm (1.798 mg/m³)¹⁰ sono indicative di inadeguato ricambio dell'aria.

Le concentrazioni di CO₂ misurate negli uffici aperti al pubblico sono risultate più alte rispetto a quelle riscontrate negli altri uffici, compresi quelli ristrutturati (**Tabella 64 Catania**), ma in nessun caso è stato superato il valore di 1000 ppm (1.798 mg/m³).

Tabella 64 Catania: Concentrazioni di CO₂ nei diversi uffici (mg/m³)¹¹. Tempo di misura: 30 minuti.

Tipo di ufficio	Concentrazioni di CO ₂		
	Massima	Media	Minima
Ufficio di recente ristrutturazione	1.255	1.113	1.038
Ufficio non aperto al pubblico	1.573	1.228	1.014
Ufficio aperto al pubblico	1.715	1.559	1.113

Fonte: L. Proietti, 2004

Le misure di formaldeide sono state effettuate in tre uffici di recente ristrutturazione, in altri uffici non aperti al pubblico e in altri aperti al pubblico. La presenza della formaldeide nei locali ristrutturati, percepita mediante un odore acre tipico, è stata confermata dalle misurazioni effettuate che hanno riportato valori da un minimo di 86-110 µg/m³ a un massimo di 368-490 µg/m³ (**Tabella 65 Catania**).

Tabella 65 Catania: Concentrazioni di formaldeide nei tre uffici di recente ristrutturazione, in altri uffici non aperti al pubblico ed aperti al pubblico (µg/m³)¹². Tempo di misura: 30 minuti.

Ufficio	Concentrazione di formaldeide			
	Numero di campionamenti	Massima	Media	Minima
Ufficio di recente ristrutturazione 1	25	490	152	98
Ufficio di recente ristrutturazione 2	25	368	148	86
Ufficio di recente ristrutturazione 3	25	368	150	110
Ufficio non aperto al pubblico	25	<61		
Ufficio aperto al pubblico	25	<61		

Fonte: L. Proietti, 2004

¹¹ I valori della concentrazione dell'anidride carbonica, riportati nello studio con unità di misura ppm, sono stati qui convertiti a mg/m³, assumendo di essere in condizioni ambiente (T = 25°C, P = 1 atm).

¹² I valori della concentrazione della formaldeide, riportati nello studio con unità di misura ppm, sono stati qui convertiti a µg/m³, assumendo di essere in condizioni ambiente (T = 25°C, P = 1 atm).

Il livello dell'inquinante è risultato quindi leggermente superiore ai limiti previsti per gli ambienti di vita, considerando che l'OMS ha fissato la soglia pari a 0,1 ppm ($123 \mu\text{g}/\text{m}^3$)¹¹ su 30 minuti di prelievo [WHO, 1983] e che la Circolare n.57 del 1983 del Ministero della Sanità prevede il valore massimo di 0,1 ppm [Circolare n. 57 del 22/06/1983 del Ministero della Sanità] e spiega i sintomi accusati dai lavoratori. Il rilascio dell'inquinante è stato probabilmente favorito anche dalle condizioni di temperatura, corrispondente a circa 26 °C, e di umidità (circa 50%).

Varie città

Ambiente confinato: Ristorante, discoteca, pub, bar.

Gorini G, Moshammer H, Sbrogiò L, Gasparrini A, Nebot M, Neuberger M, Tamang E, Lopez MJ, Galeone D, Serrahima E, “Italy & Austria Before and After Study” Working Group, *Italy and Austria before and after study: second-hand smoke exposure in hospitality premises before and after 2 years from the introduction of the Italian smoking ban*, Indoor Air 2008; 18: 328–334.

Scopo dello studio è stata la comparazione della concentrazione di nicotina in luoghi pubblici (ristoranti, discoteche, pub e bar) a Firenze e Belluno, prima e dopo l’entrata in vigore del divieto sul fumo, e a Vienna, dove non è stato introdotto il divieto. Le misure sono state effettuate nelle città italiane nel 2002 e 2004 (prima dell’introduzione del divieto) e nel 2007 (2 anni dopo il divieto), mentre a Vienna nel 2004 e nel 2007. I risultati italiani hanno mostrato una netta diminuzione della concentrazione mediana di nicotina, passando da 19,02 a 0,25 µg/m³, da 2,03 a 0,10 µg/m³ e da 35,16 a 0,01 µg/m³, rispettivamente nei bar, nei ristoranti e nei pub/discoteche. Nella città austriaca, invece, non è stata riscontrata una variazione significativa (11,0 e 15,76 µg/m³, rispettivamente nel 2004 e nel 2007). I risultati di Firenze e Belluno ottenuti dopo l’introduzione del divieto sono stati confermati da misure effettuate a Napoli, Torino e Milano nel 2007, che riportano un valore mediano pari a 0,01 µg/m³. Lo studio ha stimato anche il rischio di mortalità del cancro al polmone per i lavoratori dei locali in esame: le concentrazioni mediane di nicotina in Italia e in Austria prima del divieto italiano si traducono in un rischio per i lavoratori, rispettivamente, di 11,81 e 14,67 per 10.000, con un rischio per i lavoratori nei bar e nei disco-pub 10-20 volte superiori rispetto a quello calcolato per i lavoratori nei ristoranti, sia in Italia che in Austria. Nel 2007, il rischio in Italia è sceso fino allo 0,01 per 10.000, rimanendo allo stesso livello in Austria. Il dato italiano è in linea con la netta diminuzione all’esposizione al fumo e conferma un miglioramento della qualità dell’aria nei locali italiani in seguito all’introduzione della legge che vieta il fumo nei luoghi pubblici.

Ambiente confinato: Scuola

A. Campopiano, S. Casciardi, F. Fioravanti, D. Ramires, *Airborne asbestos levels in school buildings in Italy*, J Occup Environ Hyg. 2004 Apr; 1 (4): 256-61.

L’articolo presenta i risultati di un’indagine effettuata dall’Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza sul Lavoro, nel periodo che intercorre dal 1992 al 2002, in 59 scuole distribuite in diverse regioni italiane, al fine di valutare i rischi da esposizione all’amianto da parte di studenti e personale scolastico. La maggior parte degli edifici scolastici investigati sono stati costruiti prima degli anni ’80, durante gli anni di maggior produzione ed uso dell’amianto. Le scuole sono state selezionate dai servizi sanitari locali a seconda degli effettivi rischi sanitari e delle segnalazioni da parte di genitori di studenti o del personale scolastico. La prima fase dell’indagine ha riguardato un’ispezione visiva al fine di identificare la presenza di materiali contenenti amianto; in questa fase è stato rilevante valutare le condizioni del materiale, la sua accessibilità e le proprietà fisiche, soprattutto la friabilità. Una volta eseguita l’identificazione delle potenziali fonti di esposizione, sono stati eseguiti dei campionamenti nelle zone sospettate di contaminazione. I campionamenti di aria sono stati effettuati soprattutto nelle aule dove gli alunni

trascorrono la maggior parte del tempo, ma sono stati indagati anche corridoi, bagni, palestre e mense.

L'ispezione visiva ha individuato la presenza di amianto sia all'interno che all'esterno degli edifici. All'interno, la maggior parte delle scuole è dotata di pavimenti ricoperti da mattonelle di vinil-amianto e disponeva di pannelli di cemento-amianto usati come tramezzi e soffitti. L'analisi dei campioni in massa ha confermato che nelle mattonelle di vinil-amianto sono presenti solo fibre di crisotilo, mentre i prodotti di cemento-amianto contenevano sia anfiboli (amosite e crocidolite) che crisotilo. All'esterno prodotti di cemento-amianto sono stati rilevati sui tetti e sulle facciate.

Tabella 66 *Varie città: Campionamenti effettuati in 59 scuole italiane tra il 1992 e il 2002.*

Anno	Scuole investigate	Campionamenti di aria	Concentrazione massima di fibre di amianto aerodisperse (f/L)	Campioni in massa	Campioni in massa con amianto	Prodotto (localizzazione)
1992	5	3	0,4	11	1	mattonelle di vinil-amianto (pavimenti)
1993	2	3	0,4	13	7	mattonelle di vinil-amianto (pavimenti) cemento-amianto (tetti)
1994	6	9	2,2	10	2	cemento-amianto (muri)
1995	5	4	0,4	32	6	mattonelle di vinil-amianto (pavimenti) cemento-amianto (muri)
1996	16	31	1,6	51	18	cemento-amianto (muri, soffitti, tetti)
1997	12	35	0,4	66	16	mattonelle di vinil-amianto (pavimenti) cemento-amianto (tetti)
1998	7	25	1,0	9	2	cemento-amianto (muri)
1999	1	6	0,4	8	2	cemento-amianto (muri, soffitti, tetti)
2000	3	10	0,4	2	2	cemento-amianto (muri, soffitti, tetti)
2001	1	4	0,4	6	6	cemento-amianto (muri, soffitti, tetti)
2002	1	2	0,7	4	4	cemento-amianto (muri, soffitti, tetti)

Fonte: A. Campopiano, 2004

Come si vede dalla tabella, per quanto riguarda i campionamenti di aria nella maggioranza dei casi i livelli di amianto aerodisperso sono risultati bassi: l'83% delle concentrazioni misurate era, infatti, al di sotto del limite di rilevazione (= 0,4 fibre/L), mentre il 14% aveva un livello compreso tra 0,4 e 2 f/L e il rimanente 3% ha rilevato una concentrazione superiore a 2 f/L. Si consideri che la concentrazione pari a 2 f/L è il limite stabilito dalla normativa al di sotto del quale il locale può essere rioccupato dopo la rimozione dell'amianto.

I dati ottenuti dalle indagini hanno mostrato che, in presenza di pavimenti vinilici, la dispersione di fibre di amianto è trascurabile anche quando il pavimento è molto deteriorato. Anche in presenza di lastre in cemento-amianto utilizzate come coperture, le concentrazioni di fibre aerodisperse sono al di sotto del limite di rilevabilità sia se le lastre sono in buono stato di conservazione sia se presentavano evidenti rotture. Al contrario, se nell'edificio sono presenti pannelli di cemento-amianto, utilizzati o come tramezzi o come soffitti, i valori di fibre di amianto aerodisperse possono aumentare fino a superare la soglia di 0,4 f/L. Le concentrazioni riportate in tabella che risultano essere maggiori di tale valore si riferiscono proprio a questo tipo di materiali. I casi in cui le concentrazioni sono risultate maggiori di 2 f/L corrispondono ad aree in cui i materiali contenenti amianto sono molto deteriorati o sono continuamente sottoposti a sollecitazioni.

Lo studio conclude raccomandando, anche quando il danno è di modesta entità o assente, di intraprendere tempestive iniziative di controllo, oltre che di predisporre una sorveglianza periodica, di evitare, per quanto possibile, interventi non controllati sui materiali e di misurare periodicamente il rilascio di fibre di amianto.

Ambiente confinato: Uffici e archivi

L. Perfetti, M. Ferrari, E. Galdi, V. Pozzi, D. Cottica, E. Grignani, C. Minoia, G. Moscato, *House dust mites (Der p 1, Der f 1), cat (Fel d 1) and cockroach (Bla g 2) allergens in indoor work-places (offices and archives)*, Sci Total Environ. 2004 Jul 26;328(1-3):15-21.

Scopo dello studio è stato misurare i livelli degli allergeni dell'acaro della polvere domestica (Der p 1, Der f 1), del gatto (Fel d 1) e dello scarafaggio (Bla g 2) in ambienti interni lavorativi italiani e valutare le possibili correlazioni tra tali livelli e le caratteristiche ambientali (collocazione geografica, tipo di ventilazione, umidità relativa, temperatura, ecc.). Sono stati prelevati, tra il 1998 e il 1999, 160 campioni di polvere in posti di lavoro, di cui 59 nel Nord Italia, 68 al Centro e 33 al Sud; 119 campioni provenivano da uffici, mentre i restanti 41 da archivi bancari. Unitamente alle rilevazioni, sono state raccolte informazioni circa le caratteristiche dell'edificio tramite questionari e sono state effettuate misure di temperatura interna e umidità relativa. Le concentrazioni rilevate sono mostrate nella **Tabella 67 Varie città**.

Tabella 67 Varie città: Concentrazioni di Der p 1, Der f 1, Fel d 1, Bla g 2 ($\mu\text{g/g}$).

Allergeni	Concentrazione (mediana, 1°-3° quartile; massimo)	Numero di campioni con allergeni rilevati Pavimenti (n = 99) (N/%)	Numero di campioni con allergeni rilevati Archivi (n = 41) (N/%)	Numero di campioni con allergeni rilevati Sedie (n = 20) (N/%)
Der p 1	0,08, 0,05-0,25; 19,5	42/42	25/60	19/95
Der f 1	0,09, 0,05-0,41; 77,5	50/50	21/51	16/80
Fel d 1	0,025, 0,01-0,22; 5,5	74/74	1/2	11/55
Bla g 2	n.d., n.d.-n.d.; 25	2/2	1/2	0/0

Fonte: L. Perfetti, 2004

I livelli degli allergeni dell'acaro e del gatto sono stati rilevati in un'alta percentuale di posti lavorativi, mentre gli allergeni dello scarafaggio sono stati riscontrati solo in un esiguo numero di campioni. Le concentrazioni allergeniche sono risultate superiori a quanto proposto come soglie di sensibilizzazione in un basso numero di locazioni e sono superiori nel caso delle sedie imbottite piuttosto che sul pavimento. In particolare i livelli di Der p 1 e Der f 1 hanno superato la soglia di $2 \mu\text{g/g}$ di polvere, proposta come limite per la sensibilizzazione, rispettivamente in 8 e 6 casi su 160 e superato il livello proposto come significativo per attacco acuto di asma per pazienti asmatici sensibili all'acaro ($10 \mu\text{g/g}$) solo in 2 casi. Per quanto riguarda l'allergene del gatto, i livelli hanno superato il limite proposto pari a $1 \mu\text{g/g}$ in 6 campioni su 160, mentre l'allergene dello scarafaggio è stato riscontrato solo in 3 casi su 160.

Lo studio non ha riscontrato nessuna correlazione con le caratteristiche ambientali o con l'umidità relativa, mentre ha evidenziato una significativa associazione dei livelli dell'allergene Der f 1 espressi per superficie con la temperatura indoor.

In conclusione, lo studio mostra che nei posti lavorativi italiani le sedie imbottite possono costituire una riserva significativa di allergeni dell'acaro e del gatto. L'esposizione a questi allergeni nei posti di lavoro può rappresentare un fattore di rischio per la comparsa dei sintomi e/o per l'induzione all'infiammazione in soggetti allergici, oltre che costituire un fattore di rischio per la sensibilizzazione.

Ambiente confinato: Abitazione, Ufficio

S. Capolongo, M. Adiansi, M. Buffoli, C. Signorelli, *Valutazione sperimentale dei ricambi d'aria naturali propriamente detti in differenti ambienti confinati*, Ann Ig 2001; 13 (Suppl. 1): 21-31.

L'obiettivo del lavoro è stato quello di indagare sui ricambi d'aria naturali negli ambienti confinati di alcune tipologie edilizie. La metodologia utilizzata ha riguardato l'immissione forzata di un quantitativo prestabilito di anidride carbonica (CO_2) e la successiva rilevazione dopo un determinato periodo di tempo.

Il D.M. del 5 luglio 1975, recepito da molti regolamenti comunali e di igiene tipo, indica come requisito minimo per avere un sufficiente ricambio d'aria nelle abitazioni, che l'ampiezza delle finestre di ciascun locale sia tale da assicurare un valore di fattore luce diurna medio non inferiore al 2% e che comunque la superficie finestrata apribile sia equivalente ad almeno $1/8$ della superficie calpestabile del locale stesso. L'indagine, che ha preso come casi-studio locali in cui la superficie finestrata è ben superiore ad $1/8$, ha mostrato risultati in cui non si è quasi

mai raggiunto il numero di 0,5 ricambi d'aria naturali l'ora, valore considerato universalmente il requisito minimo di scambi d'aria in un ambiente chiuso. In particolare, si è notato come negli edifici di più recente costruzione il numero di ricambi d'aria per infiltrazione raggiunga i livelli più bassi (da 0,026 a 0,13 ricambi/h). Altro dato allarmante risulta essere il numero di ricambi naturali riscontrati nei bagni (da 0,1 a 0,42 ricambi/h).

I risultati sperimentali sono stati confrontati con i requisiti dettati dalla normativa italiana, in particolare con il Regolamento Edilizio Tipo della Regione Emilia Romagna, con le indicazioni UNI e con gli standard ASHRAE.

Tabella 68 Varie città: *Confronto dei risultati sperimentali con i dati ottenuti applicando il Regolamento Edilizio dell'Emilia Romagna, le indicazioni Uni e gli standard ASHRAE.*

Tipologia edilizia	Locale	Risultati sperimentali (ricambi/h)	Calcoli dal Regolamento Edilizio dell'Emilia Romagna (ricambi/h)	Indicazioni UNI (ricambi/h)	Standard ASHRAE 62-99 (ricambi/h)
Casa isolata '500	Salone	0,25	1,2	0,46 (2 persone)	0,62 (4 persone)
	Sala da pranzo	0,18	1,6	0,41 (1 persona)	1,13 (4 persone)
	Bagno	0,42	2,05	4	1,9 (1 persona)
Palazzo '800	Sala da pranzo	0,62	0,95	0,63 (1 persona)	1,7 (4 persone)
	Bagno	0,22	1,09	4	1,8 (1 persona)
Palazzina isolata '800	Camera	0,17	1,39	0,57 (1 persona)	0,79 (2 persone)
	Bagno	0,1	2,3	4	1,62 (1 persona)
Condominio anni '50-'60	Camera	0,4	0,94	0,94 (1 persona)	0,64 (1 persona)
	Bagno	0,2	2,6	4	2,5 (1 persona)
Villetta anni '60	Camera	0,29	0,65	0,83 (1 persona)	0,67 (1 persona)
	Bagno	0,24	3,6	4	2,46 (1 persona)
Edificio anni '90	Camera	0,026	0,7	1,02 (1 persona)	0,7 (1 persona)
Palazzo '800 adibito ad uffici	Ufficio	0,5	0,75	1,26 (1 persona)	0,57 (1 persona)
	Ufficio cieco	0,84	0,16	1,01 (1 persona)	0,92 (1 persona)
Edificio prefabbricato per uffici 1995	Ufficio (adibito a sala conferenze)	0,13	0,24	0,72 (2 persone)	4,9 (15 persone)
				5,8 (18 persone)	0,32 (1 persona)

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati S. Capolongo, 2001

Il Regolamento Edilizio Tipo della Regione Emilia Romagna [Delib.G.R. 28/02/1995 n. 593] costituisce un tentativo di innovazione alla normativa: ha inserito un capitolo sulla ventilazione in cui sono indicati i ricambi d'aria naturali minimi per ogni tipo di locale, nonché la metodologia di calcolo in base alla dimensione ed alla tipologia di serramento. Come si vede dalla **Tabella 68 Varie città**, i dati rilevati sono generalmente inferiori a quelli calcolati teoricamente.

La norma UNI 10339 del 1995 [Norma UNI 10339:1995] descrive un procedimento accurato per determinare la portata d'aria esterna o di estrazione da adottare per ciascun locale, in funzione dell'indice di affollamento degli ambienti. Il confronto dei risultati sperimentali con i dati ottenuti applicando tale norma evidenzia come il numero di ricambi d'aria sia del tutto insufficiente rispetto le portate d'aria esterne consigliate dalla norma UNI.

Anche per quanto riguarda le indicazioni ASHRAE, in particolare quelle contenute nello Standard 62-99 [ASHRAE, 1999], i dati rilevati sono molto inferiori agli standard minimi qualitativi.

Lo studio conclude che le attuali disposizioni in materia di ventilazione non sono adeguate a garantire una buona qualità dell'aria interna; infine, i valori bassi di ricambio orario riscontrati nel caso delle recenti costruzioni confermano l'attuale tendenza della progettazione edile verso un isolamento sempre maggiore degli edifici.

Ambiente confinato: Ufficio

L. Perfetti, E. Galdi, V. Pozzi, G. Moscato, *Il campionamento degli allergeni nelle polveri depositate nei luoghi di lavoro*, G Ital Med Lav Erg 2001; 23:1, 52-54

L'articolo cita brevemente i risultati di una ricerca effettuata mediante lo studio di campionamenti della polvere di ambienti di lavoro (uffici di banche e di aziende di telecomunicazione). La situazione fotografata nel campionamento ha mostrato che:

- Livelli di allergeni di Der p 1 e di Der f 1 (allergeni dell'acaro) superiori a livelli di 2 µg/g di polvere sono stati trovati nel 4 % dei campioni.
- Il livello di Fel d 1 (allergene maggiore del gatto) è risultato superiore alla soglia di 1 µg/g di polvere nel 5% dei campioni.
- Nel caso degli allergeni della blattella, sono stati trovati livelli superiori alla soglia di un 1 U/g nel 3% dei casi.
- In alcuni singoli casi sono stati riscontrati livelli particolarmente elevati di allergeni: 6 µg/g di Fel d 1 e 25 µg/g di Der p 1.

Alla luce di tali risultati e della tendenza del NIH/Organizzazione Mondiale della Sanità [National Institutes of health, National Heart, Lung and Blood Institute, 1997] ad incentivare misure di controllo ambientale volte a ridurre l'esposizione ad allergeni indoor e outdoor, l'articolo conclude che è importante misurare i livelli di allergeni anche nell'ambiente di lavoro, perché importante è ridurre il più possibile l'esposizione agli allergeni nei diversi ambienti di vita.

Ambiente confinato: Abitazione

Simoni M, Lombardi E, Berti G, Rusconi F, La Grutta S, Piffer S, Petronio MG, Galassi C, Forastiere F, Viegi G; SIDRIA-2 Collaborative Group, *Mould/dampness exposure at home is associated with respiratory disorders in Italian children and adolescents: the SIDRIA-2 Study*, Occup Environ Med. 2005 Sep;62(9):616-22.

Il lavoro si inserisce all'interno del progetto ISAAC (International Study of Asthma and Allergies in Childhood), fa seguito ad una prima indagine condotta in Italia nel 1994-1995 (primo studio SIDRIA, Studi Italiani sui Disordini Respiratori dell'Infanzia e l'Ambiente) e si colloca nell'ambito di un secondo studio più ampio (secondo studio SIDRIA) svoltosi nel 2002. L'obiettivo del lavoro è mostrare la relazione tra l'esposizione alla muffa e/o umidità nelle abitazioni e i disturbi respiratori in un ampio campione di bambini e adolescenti in Italia, tenendo conto dell'età al momento dell'esposizione. Il campione è costituito da 20.016 bambini (di età media di 7 anni) e 13.266 adolescenti (di età media di 13 anni) residenti in 5 aree del Nord Italia (Torino, Milano, Mantova, Trento ed Emilia Romagna), cinque del Centro (Roma, Firenze, Empoli, Siena e Colleferro) e due del Sud (Bari e Palermo). Le informazioni sono state raccolte mediante questionario, nel caso dei bambini compilato dai genitori, mentre, per quanto riguarda gli adolescenti, uno è stato somministrato ai genitori e uno agli adolescenti stessi.

Sono stati presi in considerazione i possibili effetti dell'esposizione alla muffa/umidità con i seguenti sintomi/disturbi: recente respiro affannoso, recente asma, recente rino-congiuntivite, eczema, tosse persistente. Sono state inoltre reperite informazioni su altri fattori indoor, come il fumo passivo, la presenza di cani e gatti e di caldaie a gas.

I risultati hanno mostrato che, in generale, i tassi di prevalenza di tutti i disturbi sono superiori tra i soggetti esposti rispetto a quelli che non hanno mai subito esposizione e l'associazione è più evidente nei bambini piuttosto che negli adolescenti. L'asma è fortemente associata solo nel caso di una esposizione precoce (nel primo anno di vita), sia nel caso dei bambini che degli adolescenti; lo stesso risultato è emerso per la rino-congiuntivite nel caso dei bambini e per il respiro affannoso tra gli adolescenti. Nei bambini il respiro affannoso e l'eczema sono risultati fortemente correlati alla muffa/umidità sia quando l'esposizione è avvenuta precocemente sia recentemente; analogo il caso della rino-congiuntivite negli adolescenti. Sebbene la tosse persistente è risultata associata all'esposizione nei bambini in modo significativo, a prescindere dall'età nel momento dell'esposizione, per gli adolescenti non è stata osservata un'associazione significativa con la tosse persistente, così come con l'eczema. Il rischio attribuibile calcolato è risultato maggiore per l'esposizione precoce, rispetto ad una attuale; in particolare, lo studio ha stimato che evitando l'esposizione precoce nei bambini ci sarebbe un abbattimento del rischio del 9% nel caso del respiro affannoso e della tosse persistente, del 7% per l'asma e la tosse persistente, del 6% per la rino-congiuntivite, mentre negli adolescenti l'asma si ridurrebbe del 8% e il respiro affannoso del 5%.

Analizzando i risultati in base alla distribuzione geografica, è stata trovata una più bassa prevalenza di muffa/umidità nel Sud Italia rispetto alle altre due aree geografiche; è importante tener conto che l'indagine ha studiato il caso di soli due centri, ma è possibile che il clima più mite influenzi la minore prevalenza.

CONCLUSIONI

Il tempo trascorso negli ambienti indoor

I dati riportati in tabella, che mettono a confronto i valori della percentuale del tempo quotidiano trascorso in ambienti indoor rilevati in vari studi, mostrano come anche in Italia la maggior parte della popolazione trascorra gran parte della giornata in ambienti confinati, soprattutto all'interno dell'abitazione (53-67%). Anche i luoghi lavorativi o di studio costituiscono ambienti in cui i cittadini passano una percentuale considerevole della giornata (15-35%). Da notare che, di conseguenza, il tempo trascorso all'aria aperta si riduce ad una percentuale bassa (2-12%). Si osservi che i dati rilevati evidenziano esclusivamente realtà inerenti le abitazioni, gli uffici, le scuole e i mezzi di trasporto, senza considerare altri ambienti di vita quali palestre, cinema, centri commerciali, ecc. Tuttavia danno una evidente indicazione del nostro stile di vita, ovvero della tendenza a permanere per la quasi totalità del tempo in ambienti chiusi.

Tabella 1: Percentuale giornaliera del tempo speso nei vari ambienti (%).

Città	Abitazione	Ufficio	Trasferimenti	Altri ambienti indoor	Outdoor	Riferimento
Firenze	58 (inverno) 53 (primavera)	n.d.	4	n.d.	n.d.	Fondelli et al., 2008
Milano	56	30	7 ^(a)	5	2	Bruinen De Bruin et al., 2004
	59	35	6 ^(b)	-	-	Carrer et al., 2000
Delta del Po	67	16 ^(c)	n.d.	6	n.d.	Simoni et al., 2002
	63	15 ^(c)	4	6	12	Simoni et al., 1998

LEGENDA:

^(a) I trasferimenti si riferiscono a spostamenti a piedi, auto/taxi, autobus/tram, moto, treno/metro.

^(b) I trasferimenti si riferiscono a spostamenti a piedi/bicicletta, moto, auto/taxi, autobus/tram e metro.

^(c) Percentuale di tempo giornaliero trascorso in ufficio e/o scuola.

n.d.: non disponibile.

Le concentrazioni degli inquinanti indoor

L'esame dei principali studi incentrati sull'inquinamento indoor e realizzati in centri urbani mostra un range di concentrazione di inquinanti piuttosto ampio. Le cause sono da imputare a differenti metodologie e tempi di misura, tipologie abitative e comportamenti/attività svolte all'interno degli ambienti, ma anche alle diverse caratteristiche delle realtà urbane. In assenza di una standardizzazione di metodi e misure, non è possibile effettuare un corretto confronto dei risultati ottenuti. Quello che è interessante notare in questa sede è che le concentrazioni rilevate per i più comuni inquinanti indoor non sono sempre trascurabili, soprattutto se confrontate con i valori guida nazionali e internazionali. Ciò conferma l'esistenza di casi di inquinamento indoor, dovuti alla presenza di fonti di emissione interne o ad effetti di concentrazione causati da un errato ricambio d'aria.

La tabella seguente riporta gli intervalli di concentrazione degli inquinanti indoor di tipo chimico più comunemente rilevati nei vari studi, suddivisi per i diversi ambienti confinati. I valori riportati danno una visione generale e di confronto dei livelli di inquinanti analizzati da diversi studi in diverse città. Il confronto non comprende gli inquinanti di tipo biologico a causa della varietà dei contaminanti e di una minore disponibilità di dati. Si precisa che nel caso degli studi in cui i valori relativi al biossido di azoto, formaldeide e benzene sono riportati con unità di misura della concentrazione in ppm o ppb, è stata effettuata la conversione a $\mu\text{g}/\text{m}^3$, assumendo di essere in condizioni ambiente ($T = 25^\circ\text{C}$, $P = 1 \text{ atm}$).

Tabella 2: Intervalli di concentrazione di alcuni inquinanti indoor per diversi ambienti confinati e per l'ambiente outdoor.

Inquinante	Abitazione	Ambiente lavorativo	Scuola	Biblioteca	Outdoor	Tempo di misura	Riferimento
CO	2,4·10 ³ *	2,2·10 ³ * (a)				48 h	Bruinen de Bruin, 2004
	2,0-3,9 mg/m ³						Malanca, 1993
NO ₂	45,2				41,5	14 giorni	Ponzio, 2006
	24-28* (Pisa) e 28-41* (Delta del Po)				26-39* (Pisa) e 17-45* (Delta del Po)	1 settimana	Simoni, 2004
	40,0					1 settimana	Gallelli, 2002
	28-39*					1 settimana	Simoni, 2002
	24-60*				17-45*	1 settimana	Simoni, 1998
Formaldeide		14,7			3,7	1 settimana	Bruinen de Bruin, 2008
	12,3-13,2				2,7	10 giorni	Fuselli, 2007
	20,7	17,9 (b)			10,8	30 giorni	Fuselli, 2006
		9,0-23,2 (c)	8,5-22,3		2,4-4,9	1 settimana	Kotzias, 2005
		86-490* (a)				30 minuti	Proietti, 2004
				5-30,7		4 h	Righi, 2002
				1,7-67,8	4,0-60,6	4 h	Fantuzzi, 1996
Benzene		3,0-5,0			4,2-7,2	1 settimana	Bruinen de Bruin, 2008
	2,7-5,9				5,2-7,1	4 giorni	Fondelli, 2008
		2,8-17,1 (c)	2,3-4,4		2,0-8,0	1 settimana	Kotzias, 2005
	2,1-7,2				2,0-8,0	15 giorni	Fuselli, 2002
	1,5-9,1				1,6-3,6	1 mese	Bertoni, 2002
				6,5-39		4 h	Righi, 2002
				4,7-39,0	1,9-14,0	4 h	Fantuzzi, 1996
	51,8-58,6*				52,4-59,7*	24 h	Gilli, 1994
VOC		175,3-1.393,3 (d)				24 h	Bruno, 2008
		2,9-157,1 (c)	17,9-192,7		14,9-105,8	1 settimana	Kotzias, 2005
				203-749		4 h	Righi, 2002
				102-936	181-895	4 h	Fantuzzi, 1996
PM _{2,5}		25,1-65,7 (e)			27,2 (d)	20 minuti	Valente, 2007
		5-199 (f)				13-16 h	Tominz, 2006
		24-141 (g)			9-101 (f)	30 minuti per conc. outdoor, 3-4 h per conc. indoor	Ruprecht, 2006
	47-67 e 50-76					48 h	Simoni, 2004
	24-31	21-28 (a)			20-40	24 h	Cattani, 2003
	42,7	59,0 (a)				48 h	Rotko, 2002
PM ₁₀		57-153 (d)				13-16 h	Tominz, 2006
		28-47 (a)			24-47	24 h	Cattani, 2003

Note:

* I valori di concentrazione, riportati nello studio con unità di misura ppb o ppm, sono stati qui convertiti a µg/m³, assumendo di essere in condizioni ambiente (T = 25°C, P = 1 atm).

(a) Ufficio;

(b) Il dato si riferisce ad ambienti di lavoro (uffici, scuole, ecc.);

(c) Le misure si riferiscono ad edifici pubblici (municipi, palazzi delle corporazioni);

(d) Farmacie, edicole, centri copie, bar, ristoranti, biblioteche, palestre, supermercati, uffici, saloni di bellezza;

(e) Bar, fast food, ristoranti, sale giochi, pub. I valori si riferiscono a 12 mesi dopo l'entrata in vigore del divieto di fumo nei locali pubblici (2005);

(f) Negozi e bar. I valori si riferiscono all'anno 2005, dopo l'entrata in vigore del divieto di fumo nei locali pubblici;

(g) Ristoranti. I valori si riferiscono ai mesi di gennaio/febbraio 2005, immediatamente successivi all'entrata in vigore del divieto di fumo nei locali pubblici.

Nella Tabella 3 vengono riportate le concentrazioni minime e massime di inquinante riscontrate fra tutti gli studi che hanno analizzato quella specifica sostanza. La tabella mostra anche i valori di riferimento indoor e outdoor previsti sia dalla normativa italiana che dall'Organizzazione Mondiale della Sanità.

Si osserva come valori al di sopra delle soglie di riferimento per l'aria indoor si riscontrino nei casi delle concentrazioni indoor della formaldeide e del benzene. Nel caso della formaldeide il valore massimo pari a $490 \mu\text{g}/\text{m}^3$ è circa cinque volte il valore guida indicato dall'OMS, corrispondente a $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Per il benzene il valore massimo supera di oltre 10 volte il limite per l'aria outdoor riportato dalla normativa italiana ed è maggiore di 3 volte rispetto alla concentrazione associata al rischio per la vita di 1/10.000 secondo l'OMS. Valori elevati si osservano anche nel caso del particolato: la concentrazione massima indoor di $\text{PM}_{2.5}$ ($199 \mu\text{g}/\text{m}^3$) corrisponde a otto e venti volte i limiti giornaliero e annuale suggeriti dall'OMS per l'aria esterna; per il PM_{10} sia il valore minimo che il valore massimo sono superiori ai limiti outdoor stabiliti dalla normativa.

Tabella 3: Intervalli di concentrazione rilevata per alcuni inquinanti indoor e confronto con i valori di riferimento nazionali e internazionali.

Inquinante	Intervallo di concentrazione indoor	Valori guida indoor	Valori guida outdoor	
			Normativa italiana	OMS
CO	2,0-3,9 mg/m ³	- 100 mg/m ³ per 15 min; - 35 mg/m ³ per un'ora; - 10 mg/m ³ per 8 ore; - 7 mg/m ³ per 24 ore (a)	10 mg/m ³ come media massima giornaliera su 8 ore (b)	- 100 mg/m ³ (90 ppm) per 15 min; - 60 mg/m ³ (50 ppm) per 30 min; - 30 mg/m ³ (25 ppm) per un'ora; - 10 mg/m ³ (10 ppm) per 8 ore (c)
NO₂	24,4-60,2 µg/m ³	- 200 µg/m ³ come media oraria; - 40 µg/m ³ come media annuale (a)	- 200 µg/m ³ come media oraria da non superare più di 18 volte l'anno; - 40 µg/m ³ come media annuale. In vigore dal 01/01/2010 (b)	- 200 µg/m ³ come media oraria; - 40 µg/m ³ come media annuale (d)
Formaldeide	1,7-490 µg/m ³	- 0,1 ppm (0,123µg/m ³)*, limite massimo di esposizione negli ambienti di vita e di soggiorno (e) - 0,1 mg/m ³ in 30 minuti (a)		0,1 mg/m ³ in 30 minuti (c)
Benzene	1,5-58,6 µg/m ³	- Non può essere raccomandato nessun livello sicuro di esposizione al benzene - L'unità di rischio di leucemia per la concentrazione in aria di 1 µg/m ³ è 6*10 ⁻⁶ - Le concentrazioni di benzene nell'aria associate al rischio per la vita di 1/10.000, 1/100.000 e 1/1.000.000 sono rispettivamente 17, 1,7 e 0,17 µg/m ³ (a)	5 µg/m ³ come media annuale. Da raggiungere entro il 01/01/2010. (b)	Le concentrazioni di benzene nell'aria associate al rischio per la vita di 1/10.000, 1/100.000 e 1/1.000.000 sono rispettivamente 17, 1,7 e 0,17 µg/m ³ . (c)
PM_{2,5}	5-199 µg/m ³		25 µg/m ³ come media annuale entro il 01/01/2015 (b)	10 µg/m ³ come media annuale e 25 µg/m ³ come media giornaliera (d)
PM₁₀	24-153 µg/m ³		Dal 01/01/2005: - 50 µg/m ³ come media delle 24 ore da non superare più di 35 volte l'anno; - 40 µg/m ³ come media annuale. (b)	20 µg/m ³ come media annuale e 50 µg/m ³ come media giornaliera (c)

NOTE:

* La conversione dall'unità di misura della concentrazione in ppm a µg/m³ è stata effettuata assumendo di essere in condizioni ambiente (T = 25°C, P = 1 atm).

LEGENDA:

(a) "WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants", WHO, 2010.

(b) D. Lgs. n.155 del 13/08/2010, "Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa." Pubblicato nella Gazz. Uff. 15 settembre 2010, n. 216, S.O.

(c) "Air quality guidelines for Europe", WHO, 2000.

(d) "Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide", WHO, 2006.

(e) Circolare n. 57 del 22/06/1983 del Ministero della Sanità, "Usi della formaldeide – Rischi connessi alle possibili modalità di impiego".

ALLEGATO

**SCHEDE DESCRITTIVE DEI PRINCIPALI AGENTI
CHE DETERMINANO INQUINAMENTO INDOOR**

MONOSSIDO DI CARBONIO (CO)	
Descrizione	Il monossido di carbonio è un gas inodore, incolore, insapore e altamente tossico. È prodotto dalla combustione incompleta dei materiali contenenti carbonio (combustibili per cucine e per riscaldamento, sigarette, ecc.).
Fonti	È uno degli inquinanti maggiormente diffusi, ampiamente generato negli ambienti chiusi, a causa di malfunzionamenti degli impianti di riscaldamento a gas, di fornelli, stufe e camini o di una inadeguata ventilazione, o a causa del fumo passivo. Una fonte outdoor è costituita dai gas di scarico dei veicoli e quindi la vicinanza a strade ad elevato traffico veicolare, a garage e parcheggi, può provocare un impatto significativo sulle concentrazioni del gas negli ambienti confinati.
Normativa/Standard	Valori di riferimento relativi all'aria esterna: • D.Lgs. 155/2000 ha confermato il valore limite di 10 mg/m³ come media massima giornaliera su 8 ore, già in vigore (ex DM 60/2002). • L'OMS ha indicato come valori guida ("Air quality guidelines for Europe", WHO, 2000): - 100 mg/m³ (90 ppm) per 15 min; - 60 mg/m³ (50 ppm) per 30 min; - 30 mg/m³ (25 ppm) per un'ora; - 10 mg/m³ (10 ppm) per 8 ore. • L'U.S. National Ambient Air Quality Standards indica come valore limite per l'aria outdoor 9 ppm per 8 ore, 35 ppm per un'ora. Valore di riferimento relativo all'aria indoor: • L'OMS [WHO, 2010] ritiene validi per l'indoor i valori guida outdoor presentati in "Air quality guidelines for Europe" [WHO, 2000], aggiungendo il limite delle 24 ore pari a 7 mg/m³ e aumentando il limite orario a 35 mg/m³. • L'ASHRAE (American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc.) propone per gli ambienti interni lo stesso valore guida di 9 ppm per 8 ore indicato per l'esterno dall'U.S. National Ambient Air Quality Standards.
Effetti sulla salute	I principali effetti che si manifestano a basse concentrazioni sono senso di affaticamento e dolori al torace per i cardiopatici; a concentrazioni moderate si riscontrano problemi di coordinamento, mal di testa, nausea, vertigini, fino ad avere conseguenze fatali nel caso di concentrazioni molto elevate.
Misure di controllo	Buone norme di controllo e ispezione delle apparecchiature da combustione. Adeguata aerazione, ventilazione e buon funzionamento delle cappe di aspirazione.

BIOSSIDO DI AZOTO (NO₂)

Descrizione

Il biossido di azoto è un gas tossico di colore giallo-rosso, dall'odore forte e pungente; è un ossidante altamente reattivo e corrosivo, con grande potere irritante. Viene generato nei processi di combustione ad alta temperatura a partire dall'azoto e dall'ossigeno presenti in atmosfera.

Fonti

In ambienti indoor le sorgenti sono costituite dai fornelli da cucina, dalle stufe, dagli impianti di riscaldamento con caldaie interne e dal fumo di tabacco ambientale. Una fonte outdoor è rappresentata dal traffico veicolare e dalla presenza di garage o parcheggi coperti, essendo l'NO₂ contenuto anche nei gas di scarico degli autoveicoli.

Normativa/Standard

Valori di riferimento relativi all'aria esterna:

- D.Lgs. 155/2000 ha confermato i due valori limite per la protezione della salute umana già in vigore (ex DM 60/2002):
 - 200 µg/m³ come media oraria da non superare più di 18 volte l'anno;
 - 40 µg/m³ come media annuale.
- L'OMS ha indicato come valori guida: ("Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide", WHO, 2006):
 - 200 µg/m³ come media oraria;
 - 40 µg/m³ come media annuale.
- L'US. EPA National Ambient Air Quality Standards indica 0,053 ppm (100 µg/m³) come limite della media annuale per il NO₂ nell'aria esterna.

Valore di riferimento relativo all'aria interna:

- L'OMS [WHO, 2010] ritiene validi per l'indoor i valori guida outdoor presentati in "Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide" [WHO, 2006].
- L'ASHRAE (American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers) propone per gli ambienti interni lo stesso valore guida indicato dall'U.S. National Ambient Air Quality Standards.

Effetti sulla salute

Provoca disturbi alle vie respiratorie profonde e causa maggiore predisposizione alle infezioni soprattutto nei soggetti affetti da patologie polmonari.

Misure di controllo

Mantenere in perfetta efficienza le apparecchiature garantendo gli sfoghi verso l'esterno; ventilare i locali delle caldaie; accendere regolarmente la cappa di aspirazione durante la cottura dei cibi ed eliminare il fumo di sigaretta.

BIOSSIDO DI ZOLFO (SO₂)

Descrizione

Il biossido di zolfo è un gas incolore, irritante, non infiammabile, molto solubile in acqua e dall'odore pungente.

Fonti

In ambienti indoor è prodotto dai processi di combustione. In Italia l'emissione outdoor di ossidi di zolfo è approssimativamente dovuta per il 52% ai processi di combustione, energetici e dell'industria di trasformazione e per il 28% ai processi industriali (2004).

Normativa/Standard

Valori di riferimento relativi all'aria esterna:

- D.Lgs. 155/2000 ha confermato i due valori limite per la protezione della salute umana già in vigore (ex DM 60/2002):
 - 350 µg/m³ come media oraria da non superare più di 24 volte l'anno;
 - 125 µg/m³ come media giornaliera da non superare più di 3 volte l'anno.Ha imposto inoltre la soglia di allarme pari a 500 µg/m³ misurata su tre ore consecutive.
- L'OMS ha indicato come valori guida ("Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide", WHO, 2006):
 - 500 µg/m³ come valore medio per 10 minuti,
 - 20 µg/m³ come valore medio per esposizioni di 24 ore.
- L'U.S. National Ambient Air Quality Standards indica come limite a breve termine (24 ore) il valore di 0,14 ppm (365 µg/m³) e a lungo termine (annuale) 0,03 ppm (80 µg/m³).

Valore di riferimento relativo all'aria indoor:

- L'ASHRAE (American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc.) propone per gli ambienti interni lo stesso valore guida di 80 µg/m³ in un anno indicato dall'U.S. National Ambient Air Quality Standards.

Effetti sulla salute

Irritazione della pelle, occhi e mucose. Bronchite, asma e tracheite.

Misure di controllo

Si deve porre particolare attenzione all'utilizzo di combustibile negli ambienti confinati provvedendo ad un'adeguata ventilazione, ad una efficiente evacuazione dei fumi ed a una regolare manutenzione dei fornelli e delle caldaie a gas.

COMPOSTI ORGANICI VOLATILI (VOC)

Descrizione

I Composti Organici Volatili (VOC) rappresentano un insieme di sostanze in forma liquida o di vapore. I composti più comuni sono gli idrocarburi alifatici e aromatici, i terpeni, gli idrocarburi clorinati, gli alcoli, gli esteri, i chetoni e le aldeidi (tra cui la formaldeide).

Fonti

I VOC provengono da una lunga serie di prodotti tra i quali troviamo: pitture, lacche, pesticidi, prodotti per la pulizia, materiali di costruzione, materiale per ufficio come adesivi, marcatori, stampanti, fotocopiatrici, ecc.

Normativa/Standard

Non ci sono valori limiti standard, ma la legislazione europea ed italiana mostrano un'attenzione crescente come dimostrato dalla Dir. 2004/42/CE del Parlamento europeo e del Consiglio relativa alla limitazione delle emissioni di composti organici volatili dovute all'uso di solventi organici in talune pitture e vernici e in taluni prodotti per carrozzeria e recante modifica della direttiva 1999/13/CE. La direttiva è stata recepita in Italia con il D.Lgs. n. 161 del 27/3/2006 (Attuazione della direttiva 2004/42/CE per la limitazione delle emissioni di composti organici volatili conseguenti all'uso di solventi in talune pitture e vernici, nonché in prodotti per la carrozzeria).

Effetti sulla salute

Gli effetti acuti associati all'esposizione ai VOC sono irritazione agli occhi, al naso e alla gola, mal di testa, nausea, stanchezza. Gli effetti cronici comprendono danni ai reni, al fegato e al sistema nervoso centrale e casi estremi tumore.

Misure di controllo

Ridurre al minimo la fonte d'emissione. Aumentare la ventilazione quando si utilizzano prodotti che emettono VOC. Fare attenzione a quanto riportato sulle etichette dei prodotti.

FORMALDEIDE (CH₂O)

Descrizione

La formaldeide è un gas incolore con caratteristico odore pungente e con un forte potere irritante.

Fonti

In uffici e ambienti residenziali la formaldeide è largamente presente nella mobilia, nei tessuti, nei materiali per l'edilizia, nel fumo di tabacco e in molti prodotti di uso corrente, come detersivi, coloranti, disinfettanti, materie plastiche, colle e vernici.

Normativa/Standard

- In Italia la Circolare n. 57 del 22/06/1983 del Ministero della Sanità, "Usi della formaldeide – Rischi connessi alle possibili modalità di impiego", fissa come limite massimo di esposizione alla formaldeide il valore di 0,1 ppm negli ambienti di vita e di soggiorno nei quali siano stati utilizzati schiume di urea-formaldeide, compensati, truciolati, conglomerati di sughero, ma anche manufatti provenienti da settori diversi da quello dell'edilizia, quali il settore tessile, quello della carta, delle vernici, degli abrasivi, della moquette, ecc..
- Più recente è il DM 10 ottobre 2008 che stabilisce disposizioni riguardanti la fabbricazione, l'importazione e l'immissione in commercio di pannelli a base di legno e manufatti con essi realizzati contenenti formaldeide. Tali prodotti non possono essere immessi in commercio se la concentrazione di equilibrio di formaldeide nell'aria dell'ambiente di prova supera il valore di 0,1 ppm (0,124 mg/m³).
- L'OMS indica come valore guida per l'aria indoor 0,1 mg/m³ come concentrazione media di 30 minuti [WHO, 2010].
- Il progetto europeo INDEX [Kotzias, 2005] suggerisce il valore limite di 30 µg/m³ come media in 30 minuti.
- A livello europeo, il CEN ha diffuso norme di riferimento sui pannelli suddivisi per tipologia. Sono stati trattati sia la classificazione dei pannelli in base al rilascio dell'inquinante, sia i metodi di prova per l'analisi della emissione di formaldeide (norme EN13986, e EN312, EN622-1, EN1084).
- L'OMS ha indicato come limite per l'aria esterna il valore di 0,1 mg/m³ in 30 minuti ("Air quality guidelines for Europe", WHO, 2000).
- L'ASHRAE (American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc.) propone il valore guida per ambienti interni pari a 0,1 mg/m³ in 30 minuti di esposizione, basato su effetti irritativi in persone sensibili.

Effetti sulla salute

Irritazione alle mucose, agli occhi e alle vie respiratorie; congiuntivite, asma, dermatite da contatto; stanchezza, angoscia, emicranie, nausea, sonnolenza e vertigini. Inoltre possiede potere mutageno e cancerogeno.

Misure di controllo

Limitare l'uso dei prodotti contenenti formaldeide; migliorare la ventilazione e mantenere l'umidità tra il 40 e il 60%. Avere in casa delle piante che aiutano a neutralizzare la formaldeide come ad esempio la felce di Boston, l'areca palmata, il ficus, lo spatafillo, la dracena.

BENZENE (C₆H₆)	
Descrizione	Il benzene è un idrocarburo aromatico con un odore pungente e dolciastro che evapora all'aria molto velocemente, come tutti i Composti Organici Volatili (VOC). È una sostanza altamente infiammabile proveniente dalla combustione incompleta del carbone e del petrolio.
Fonti	Le sue fonti provengono sia dall'esterno che da ambienti indoor. Negli ambienti confinati deriva fondamentalmente dal fumo di sigaretta, dalle combustioni domestiche incomplete del carbone e del petrolio e dai vapori liberati da prodotti che lo contengono, come colle, vernici, cere per mobili, detergenti. L'inquinamento esterno è dovuto al traffico e alle emissioni dell'industria petrolifera, chimica e petrolchimica.
Normativa/Standard	Valori di riferimento relativi all'aria esterna: • D.Lgs. 155/2000 ha confermato il valore limite di 5 µg/m³ come media annuale, già in vigore (ex DM 60/2002). • Secondo l'OMS ("Air quality guidelines for Europe", WHO, 2000) le concentrazioni di benzene nell'aria associate al rischio per la vita di 1/10.000, 1/100.000 e 1/1.000.000 sono rispettivamente 17, 1.7 e 0.17 µg/m³. Valore di riferimento relativo all'aria indoor: • L'OMS sostiene che non può essere raccomandato nessun livello sicuro di esposizione al benzene [WHO, 2010]; fa presente che l'unità di rischio di leucemia per la concentrazione in aria di 1 µg/m³ è 6*10⁻⁶ e riprende per l'indoor le concentrazioni dell'inquinante nell'aria associate al rischio per la sopravvivenza così come presentate in "Air quality guidelines for Europe" [WHO, 2000].
Effetti sulla salute	Livelli di concentrazione bassi possono causare vertigini, sonnolenza, aumento del battito cardiaco, tremori, confusione e perdita di coscienza. Concentrazioni prolungate nel tempo possono alterare la memoria e alcune capacità psichiche oltre a causare disturbi ed effetti irritanti sulla pelle e sulle mucose. È considerato cancerogeno per l'uomo.
Misure di controllo	Controllare l'immissione di benzene proveniente dall'esterno aerando gli ambienti nelle ore di minor traffico. Evitare il fumo di tabacco. Controllare le etichette dei solventi, detergenti e vernici utilizzate nei luoghi chiusi. Ventilare i locali durante e dopo le operazioni di verniciatura.

IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI

Descrizione

Gli Idrocarburi Policiclici Aromatici rappresentano un insieme di composti organici con due o più anelli benzenici condensati.

Fonti

Sono presenti ovunque in atmosfera; provengono dalla combustione incompleta di materiale organico. Negli ambienti indoor derivano dai forni a legna, dai caminetti, dai fumi dei cibi cucinati sulle fiamme o affumicati e dal fumo di tabacco ambientale. Inoltre si depositano su scarpe e indumenti provenienti dall'ambiente esterno.

Normativa/Standard

- L'OMS (Organizzazione Mondiale della Sanità), sulla base di studi epidemiologici effettuati sui lavoratori nelle industrie con forni a carbone, ha indicato che concentrazioni di benzo[a]pirene (utilizzato come indicatore) pari a 0.012-0.12 e 1.2 ng/m³ corrispondono ad una stima dell'eccesso di rischio per tumore rispettivamente di 1/1.000.000, 1/100.000 e 1/10.000 ("Air quality guidelines for Europe", WHO, 2000).

Valori obiettivo relativi all'aria esterna:

- Il D.Lgs. 155/2010 recepisce la direttiva 2008/50/CE e unifica in unico decreto anche le norme previgenti per idrocarburi policiclici aromatici, arsenico, cadmio, nichel e mercurio (D.Lgs 152/2007 recepimento della direttiva 2004/107/CE). Viene confermato il valore obiettivo per il benzo(a)pirene di 1 ng/m³ come media su anno civile da conseguire "ove possibile" entro il 31/12/2012.

Valori di riferimento relativi all'aria indoor:

- L'OMS sostiene che non può essere determinato un valore limite e che tutte le esposizioni indoor devono essere considerate rilevanti per la salute [WHO, 2010]; fa presente che l'unità di rischio per il cancro al polmone è pari a $8,7 \cdot 10^{-5}$ per ng/m³ di benzo[a]pirene e riprende per l'indoor le concentrazioni dell'inquinante nell'aria associate al rischio per tumore così come presentate in "Air quality guidelines for Europe" [WHO, 2000].

Effetti sulla salute

Provocano irritazioni all'apparato respiratorio e molti sono stati valutati cancerogeni di classe 2A.

Misure di controllo

È sempre importante ventilare la cucina durante la cottura dei cibi e comunque tutti i luoghi dove sono presenti le fonti. Inoltre è bene ispezionare annualmente tutte le apparecchiature di combustione.

OZONO (O₃)

Descrizione

L'ozono è un gas velenoso dall'odore penetrante, di colore azzurro pallido. Quello presente nella troposfera contribuisce all'inquinamento dell'aria, è nocivo per l'uomo e per l'ambiente.

Fonti

Proviene soprattutto dall'esterno e si origina per processi fotochimici a partire da ossidi di azoto (NO_x) e da composti organici volatili (VOC).

All'interno le fonti di ozono sono rappresentate da fotocopiatrici, stampanti laser, lampade ultraviolette e alcuni tipi di depuratori d'aria.

Normativa/Standard

Valori di riferimento relativi all'aria esterna:

- Il D. Lgs. 155/2010 ha confermato come valore obiettivo per la protezione della salute umana la media giornaliera su 8 ore pari a 120 µg/m³, da non superare per più di 25 giorni per anno come media su 3 anni, (valore già in vigore, ex D.Lgs.183/2004). Il decreto ha confermato anche la soglia di informazione pari a 180 µg/m³ (calcolati sulla media di un'ora) e la soglia di allarme pari a 240 µg/m³ (calcolati sulla media di un'ora).
- L'OMS ha indicato il valore di 100 µg/m³ come media per esposizioni di 8 ore ("Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide", WHO, 2006).
- L'US. EPA National Ambient Air Quality Standards indica 0,08 ppm come limite della media di 8 ore e 0,12 ppm come limite orario.

Valore di riferimento relativo all'aria indoor:

- L'ASHRAE (American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc.) ha proposto il valore guida per ambienti interni pari a 100 µg/m³ come media di 8 ore.

Effetti sulla salute

Essendo un potente ossidante attacca i tessuti delle vie aeree, provoca disturbi alla respirazione, aggrava gli episodi di asma.

Misure di controllo

Utilizzare in modo razionale le apparecchiature responsabili della produzione di ozono e ventilare adeguatamente gli spazi chiusi.

PARTICOLATO AERODISPERSO

Descrizione

Il particolato aerodisperso è costituito da tutte quelle particelle solide, liquide e aerosol di diametro e di peso tali da rimanere sospese nell'aria. Le particelle con un diametro fino a 10 µm vengono chiamate PM₁₀, quelle con un diametro fino a 2.5 µm vengono denominate PM_{2.5}.

Fonti

Il particolato aerodisperso è di origine naturale (erosione, eruzioni vulcaniche, pollini e spore) ed antropica (combustioni per la produzione d'energia per il riscaldamento, trasporti, industrie, cantieri edili).

Negli ambienti indoor il particolato proviene principalmente dal fumo di sigaretta, dalle fonti di combustione, dall'ambiente esterno, dagli spray, dalla cottura degli alimenti, da batteri, spore e pollini e dalle attività degli occupanti.

Normativa/Standard

Valori di riferimento relativi all'aria esterna:

- Il D.Lgs. 155/2010 ha confermato per il PM₁₀ i limiti già in vigore (ex DM 60/2002):
50 µg/m³ come media delle 24 ore da non superare più di 35 volte l'anno;
40 µg/m³ come media annuale.
Per il PM_{2.5} ha fissato il valore di 25 µg/m³ come media annuale entro il 01/01/2015.
- L'OMS ha indicato i seguenti valori guida ("Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide", WHO, 2006):
PM_{2.5}: 10 µg/m³ come media annuale e 25 µg/m³ come media giornaliera;
PM₁₀: 20 µg/m³ come media annuale e 50 µg/m³ come media giornaliera.
- L'US. EPA National Ambient Air Quality Standards indica come limite per il PM₁₀ il valore pari a 150 µg/m³ in un giorno; per il PM_{2.5} i valori 15,0 µg/m³ in un anno e 35 µg/m³ in un giorno.

Effetti sulla salute

Il particolato aerodisperso può provocare un effetto irritante e nocivo per le vie respiratorie, ostruzione degli alveoli polmonari, disturbi cardiaci e la possibilità di indurre alterazioni nel sistema immunitario.

Misure di controllo

Evitare di fumare negli ambienti confinati. Ventilare e controllare il buon funzionamento delle cappe di aspirazione. Ispezionare le apparecchiature da combustione. Ridurre l'ingresso di particolato outdoor.

FUMO DI TABACCO AMBIENTALE	
Descrizione	Il fumo di tabacco ambientale consiste nell'esposizione ad agenti tossici generati dalla combustione del tabacco. È una combinazione di oltre 4000 sostanze, di cui molte sono tossiche, irritanti o cancerogene.
Fonti	Fumo da sigaretta, pipa e sigari.
Normativa/Standard	Non ci sono restrizioni per il fumo in casa, mentre per i luoghi pubblici e i posti di lavoro esistono le seguenti leggi: • Legge n.3 del 16/01/03, art.51, <i>Tutela della salute dei non fumatori</i>, in vigore dal 10/01/2005: Divieto di fumare nei locali chiusi ad eccezione di quelli privati non aperti ad utenti o al pubblico, e quelli riservati ai fumatori e come tali contrassegnati. • Dir.P.C.M. del 14/12/1995, Divieto di fumo in determinati locali della pubblica amministrazione o dei gestori di servizi pubblici. • Legge n.584 dell'11/11/1975, Divieto di fumare in determinati locali e su mezzi di trasporto pubblico.
Effetti sulla salute	Gli effetti più immediati dell'esposizione al fumo passivo sono irritazione agli occhi e al naso, mal di testa, secchezza della gola, vertigini, nausea, tosse e altri problemi respiratori. Inoltre provoca un aumento del rischio di malattie ischemiche, malattie cardiovascolari e tumore polmonare. È responsabile di patologie respiratorie dell'infanzia (otite, asma, broncopolmonite). Il fumo delle donne in gravidanza, o l'esposizione a fumo passivo provoca una significativa riduzione del peso alla nascita, è associato alle morti improvvise del neonato (SIDS, Sudden Infant Death Syndrome), ed ha gravi conseguenze per lo sviluppo della funzione respiratoria dei bambini.
Misure di controllo	Evitare di fumare negli ambienti confinati e comunque ventilare adeguatamente. Non fumare in presenza di bambini e donne in gravidanza. Non fumare all'interno degli autoveicoli, specialmente se sono presenti bambini.

PESTICIDI

Descrizione

I pesticidi sono sostanze utilizzate per prevenire, allontanare o uccidere un insetto, fungo, roditore, erbaccia, ecc. Comprendono un gruppo vasto e diversificato di sostanze che possono essere classificate in numerose categorie a seconda dell'azione esplicata: si distinguono, ad esempio, gli insetticidi, i fungicidi, gli erbicidi, i raticidi, i larvicidi, i repellenti, i disinfettanti.

I pesticidi possono essere semplici sostanze inorganiche come zolfo, cloro, arsina, arsenicato di rame, bromuro di potassio, oppure composti organometallici, o composti organici volatili (VOC) come il tetracloruro di carbonio, il bromuro di metile, il naftalene, o composti organici semivolatili (SVOC) come pentaclorofenolo, diazinone, o, infine composti organici non volatili (NVOC). I pesticidi più comuni sono rappresentati soprattutto dai composti organici semivolatili (SVOC) e dai composti organici non volatili (NVOC).

Fonti

I pesticidi vengono utilizzati in molti prodotti di uso domestico, ad esempio per preservare il legno, per la protezione delle piante da appartamento, in cucina, nei prodotti per la pulizia e per la disinfezione. Una fonte outdoor può essere costituita dai prodotti per giardino contenenti pesticidi.

Normativa/Standard

Mentre l'utilizzo in agricoltura è strettamente regolato, negli ambienti indoor non vi è nessun tipo di regolamentazione.

Effetti sulla salute

Gli effetti dipendono dai principi attivi contenuti nei pesticidi e dal loro corretto utilizzo. In linea generale possono includere mal di testa, vertigini, contrazioni ai muscoli, debolezza, formicolio, nausea, irritazione agli occhi, naso e gola; esposizioni croniche possono causare danni al sistema nervoso centrale, al fegato e ai reni. Determinati pesticidi sono stati classificati come probabili o possibili cancerogeni.

Misure di controllo

Corretto utilizzo dei pesticidi seguendo accuratamente le istruzioni dei produttori; applicazione della giusta quantità; incremento della ventilazione durante e dopo l'uso; utilizzo di sistemi alternativi, quando possibile.

AMIANTO

Descrizione

L'amianto rappresenta un gruppo di silicati (minerali contenenti silicio) in forma fibrosa, resistenti al calore, all'umidità e agli agenti chimici.

Fonti

L'amianto ha avuto largo impiego nell'industria, nell'edilizia, nei prodotti di uso domestico e nei mezzi di trasporto. Negli ambienti confinati si trova nei materiali da costruzione, come isolante acustico o termico, in alcuni elettrodomestici, nei guanti da forno, nei teli da stiro, ecc... Il pericolo è costituito da quei materiali che lo contengono che abbiano subito danneggiamenti o deterioramenti.

Normativa/Standard

Alcuni riferimenti normativi che riguardano l'amianto:

- Legge 27 marzo 1992 n.257, Norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto.
- D.M. del 6 settembre 1994, Normative e metodologie tecniche di applicazione dell'art. 6, comma 3, e dell'art. 12, comma 2, della legge 27 marzo 1992, n. 257, relativa alla cessazione dell'impiego dell'amianto.
- D.P.R. dell'8 agosto 1994, Atto di indirizzo e coordinamento alle regioni ed alle province autonome di Trento e di Bolzano per l'adozione di piani di protezione, di decontaminazione, di smaltimento e di bonifica dell'ambiente, ai fini della difesa dai pericoli derivanti dall'amianto.
- D.Lgs. del 17 marzo 1995 n. 114, Attuazione della direttiva 87/217/CEE in materia di prevenzione e riduzione dell'inquinamento dell'ambiente causato dall'amianto.
- D.M. del 14 maggio 1996, Normative e metodologie tecniche per gli interventi di bonifica, ivi compresi quelli per rendere innocuo l'amianto, previsti dall'art. 5, comma 1, lettera f), della L. 27 marzo 1992, n. 257, recante: «Norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto».
- D.M. del 12 febbraio 1997, Criteri per l'omologazione dei prodotti sostitutivi dell'amianto.
- D.M. del 20 agosto 1999, Ampliamento delle normative e delle metodologie tecniche per gli interventi di bonifica, ivi compresi quelli per rendere innocuo l'amianto, previsti dall'art. 5, comma 1, lettera f), della L. 27 marzo 1992, n. 257, recante norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto.
- D.M. del 18 marzo 2003 n. 101, Regolamento per la realizzazione di una mappatura delle zone del territorio nazionale interessate dalla presenza di amianto, ai sensi dell'articolo 20 della L. 23 marzo 2001, n. 93.

Effetti sulla salute

Se le fibre vengono inalate possono arrivare ai polmoni determinando gravi e irreversibili danni causati dal loro elevato potere cancerogeno. Le malattie associate sono l'asbestosi, il carcinoma polmonare e il mesotelioma.

Misure di controllo

Controllo periodico e manutenzione da parte di personale tecnico specializzato che verifichi se il materiale è in buone condizioni, duro e compatto, difficilmente danneggiabile. Quando si riscontra che il materiale contenente amianto è friabile, danneggiato o deteriorato, è necessario richiedere un intervento di bonifica.

BATTERI

Descrizione

I batteri, detti anche “germi”, sono microrganismi che vivono comunemente nel terreno e nell’acqua ma si sviluppano e crescono anche negli animali e nell’uomo. Possono essere responsabili di malattie o non essere affatto patogeni.

Fonti

Negli ambienti indoor le condizioni per la proliferazione dei batteri sono l’umidità o l’acqua stagnante che si può formare negli impianti di riscaldamento, di umidificazione e di condizionamento ma anche nei vari materiali edili e d’arredamento. Sorgenti in aria di batteri sono anche l’uomo e gli animali.

Normativa/Standard

Non esistono valori di riferimento relativi all’aria indoor (esclusi quelli inerenti ad alcuni ambienti di lavoro).

Per quanto riguarda la patologia correlata al batterio *Legionella Pneumophila*, la legionellosi, nella Gazzetta Ufficiale italiana sono state pubblicate le “Linee guida per la prevenzione e il controllo della legionellosi” (G.U. n. 103 del 5 maggio 2000) e le successive “Linee guida recanti indicazioni sulla legionellosi per i gestori di strutture turistico-ricettive e termali” (G.U. n. 28 del 4 febbraio 2005) allo scopo di costituire uno strumento utile per facilitare l’accertamento dei casi di legionellosi.

Effetti sulla salute

Sono vari a seconda della tipologia di batterio. La febbre di Pontiac e la malattia del legionario (o legionellosi) sono tipiche patologie correlate ad ambienti confinati.

Misure di controllo

Accurata pulizia della casa. Manutenzione e pulizia dei sistemi di condizionamento dell’aria.

POLLINI

Descrizione

Il polline è la cellula riproduttrice (gametofito) maschile che viene diffusa dalle piante e trasportata dagli insetti, animali e dal vento per fecondare l’apparato riproduttore femminile di un’altra pianta della stessa specie.

Fonti

Il polline proviene principalmente dalle piante esterne soprattutto attraverso porte, finestre e fessure, oppure depositato su abiti, scarpe e animali domestici.

Normativa/Standard

Non esistono valori di riferimento.

Effetti sulla salute

L’effetto sanitario principale dovuto all’esposizione ai pollini è l’allergia. Nella stagione dei pollini si susseguono le fioriture di diversi tipi di piante che determinano la comparsa dei caratteristici sintomi in periodi abbastanza ben delimitati: rinite, congiuntivite, tosse, dispnea, asma.

Misure di controllo

Nei periodi di massima densità pollinica chiudere le finestre e preferire la ventilazione tramite sistemi di condizionamento a quella naturale.

MUFFE	
Descrizione	Le muffe sono funghi microscopici che durante la loro crescita producono particelle di forma sferica di piccole dimensioni (spore) che si disperdono nell'aria principalmente in estate e in autunno.
Fonti	La maggior parte si sviluppa in condizioni di temperature comprese tra 10 e 35 °C, ma il contenuto d'acqua è il fattore critico per la crescita. Negli ambienti indoor si sviluppano principalmente su pareti e pavimenti umidi, su carte da parati, nel materasso, nei divani e tappezzerie, nei sistemi di condizionamento d'aria, negli umidificatori, cioè in tutti quegli ambienti dove si crea un alto tasso di umidità.
Normativa/Standard	Non esistono valori guida standard né formule per indicare il livello normale di muffe negli ambienti indoor (esclusi quelli inerenti ad alcuni ambienti di lavoro), in quanto questo dipende dalle caratteristiche di ogni costruzione, dalla pulizia, dai filtri per purificare l'aria dal clima ed anche dalle stagioni. Recentemente l'OMS ha pubblicato le linee guida per la qualità dell'aria indoor relativamente a umidità e muffe [WHO, 2009].
Effetti sulla salute	Gli effetti sanitari riguardano le allergie di tipo respiratorio e alcune dermatiti allergiche. Le spore e i filamenti prodotte dalle muffe possono causare riniti e asma.
Misure di controllo	Le misure principali sono il controllo della temperatura e della umidità relativa e una pulizia periodica.

ACARI	
Descrizione	Gli acari sono fra gli esseri viventi più antichi sulla superficie della terra; essi possono vivere e crescere in ambienti differenti come piante, fiori, animali, acqua dolce e salata, terra, ma anche rifiuti organici, materassi, libri, etc. Gli acari sono piccoli aracnidi, appartenenti a diverse specie; quelle che sono in modo particolare correlate all'asma sono chiamate "acari della polvere di casa" poiché hanno il loro habitat permanente nell'ambiente domestico.
Fonti	L'ambiente ideale per la crescita e proliferazione degli acari della polvere sono i luoghi caldi e umidi. In casa li troviamo specialmente all'interno delle imbottiture dei cuscini, materassi e piumini, ma si trovano anche nei tappeti e nella moquette.
Normativa/Standard	Non esistono valori di riferimento relativi all'aria indoor (esclusi quelli inerenti ad alcuni ambienti di lavoro).
Effetti sulla salute	Gli acari possono causare malattie allergiche come riniti, congiuntivite ed asma bronchiale, eczema e tosse.
Misure di controllo	Frequente lavaggio della biancheria da letto. Ridurre il tasso di umidità negli ambienti confinati e ventilarli adeguatamente. Limitare l'utilizzo delle fonti di accumulo di polvere, come tappezzeria, peluche, etc. e comunque sottoporle a lavaggi frequenti.

ALLERGENI DEGLI ANIMALI DOMESTICI

Descrizione

Gli allergeni degli animali domestici sono piccole particelle provenienti dal pelo, saliva, urina, forfora, deiezioni degli animali, che una volta essiccati rimangono sospese nell'aria.

Fonti

Si concentrano particolarmente nella polvere, nei cuscini, materassi, coperte e piumoni. Possono essere trasportati tramite gli indumenti e gli oggetti dove si depositano facilmente.

Normativa/Standard

Non esistono valori di riferimento relativi all'aria indoor (esclusi quelli inerenti ad alcuni ambienti di lavoro).

Effetti sulla salute

Sono responsabili di allergie respiratorie.

Misure di controllo

Il completo allontanamento degli allergeni degli animali è impossibile perché possono essere trovati in molti ambienti al di fuori della casa, comunque è opportuno ridurre l'esposizione diretta.

Controllare i possibili serbatoi di allergene con una pulizia approfondita della casa, utilizzando il meno possibile mobili imbottiti.

BIBLIOGRAFIA

- Accordo del 27/09/2001 tra il Ministro della salute, le regioni e le province autonome sul documento concernente: «Linee-guida per la tutela e la promozione della salute negli ambienti confinati». Pubblicato nella Gazz. Uff. 27 novembre 2001, n. 276, S.O.
- ASHRAE, Standard 62-99 – Ventilation for acceptable indoor air quality. Atlanta, USA, 1999.
- ASHRAE, Standard 62.1 – 2004 – Ventilation for acceptable indoor air quality, USA, 2004.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) Public Health Statements.
- Bellante De Martiis, G., D'Arca Simonetti, A., Tarsitani, G., Vanini, G.C., *La qualità dell'aria in uffici a condizionamento totale di Roma*. Ann Ig 1994 6: 233-249.
- Bellante De Martiis, G., D'Alessandro, D., Fadda, A.F., Le Calze, M., *Indagine sulla qualità dell'aria in una biblioteca universitaria di Roma*, Ann Ig 1996; 8: 47-54.
- Bertoni, G., Ciuchini, C., Pasini, A., Tappa, R., *Monitoring of ambient BTX at Monterotondo (Rome) and indoor-outdoor evaluation in school and domestic sites*. J. Environ. Monit. 2002, 4, 903-909.
- Bertoni, G., Tappa, R., Ciuchini, C., *Evaluation of indoor BTX in an outskirt zone of Rome (Italy)*, Ann Chim. 2003 Jan-Feb; 93(1-2):27-33.
- Bruinen De Bruin, Y., Carrer, P., Jantunen, M., Hänninen, O., Scotto Di Marco, G., Kephelopoulos, S., Cavallo, D., Maroni, M., *Personal carbon monoxide exposure levels: contribution of local sources to exposures and microenvironment concentrations in Milan*, J Expo Anal Environ Epidemiol. 2004 Jul; 14 (4):312-22.
- Bruinen De Bruin Y, Koistinen K, Kephelopoulos S, Geiss O, Tirendi S, Kotzias D., *Characterisation of urban inhalation exposures to benzene, formaldehyde and acetaldehyde in the European Union: comparison of measured and modelled exposure data*, Environ Sci Pollut Res (2008) 15(5):417-30.
- P. Bruno, M. Caselli, G. de Gennaro, S. Iacobellis, M. Tutino, *Monitoring of volatile organic compounds in non-residential indoor environments*, Indoor Air 2008; 18: 250–256.
- Campopiano, A., Casciardi, S., Fioravanti, F., Ramires, D., *Airborne asbestos levels in school buildings in Italy*, J Occup Environ Hyg. 2004 Apr; 1 (4): 256-61.
- Capolongo, S., Adiansi, M., Buffoli, M., Signorelli, C., *Valutazione sperimentale dei ricambi d'aria naturali propriamente detti in differenti ambienti confinati*, Ann Ig 2001; 13 (Suppl. 1): 21-31.
- Carletti, R., Romano, D., *Assessing health risk from benzene pollution in an urban area*, Environ Monit Assess. 2002 Dec;80(2):135-48.
- Carrer, P., Maroni, M., Alcini, D., Cavallo, D., Fustinoni, S., Lovato, L., Visigalli, F., *Assessment through Environmental and Biological Measurements of Total Daily Exposure to Volatile Organic Compounds of OfficeWorkers in Milan, Italy*, Indoor Air 2000; 10: 258–268.
- Cattani, G., Cusano, M. C., Inglessis, M., Settimo, G., Stacchini, G., Ziemacki, G., Marconi, A., *Misure di materiale particolato PM₁₀ e PM_{2.5} a Roma: confronti indoor/outdoor*, Ann Ist Super Sanità 2003;39(3):357-364.
- Circolare n. 57 del 22/06/1983 del Ministero della Sanità, “Usi della formaldeide – Rischi connessi alle possibili modalità di impiego”.
- Commissione della Comunità Europea, COM(2003)338 definitivo, “Strategia europea per l'ambiente e la salute”.
- Commissione della Comunità Europea, COM(2004)60 definitivo, “Verso una strategia tematica sull'ambiente urbano”.

-
- D.Lgs. del 17 marzo 1995 n. 114, Attuazione della direttiva 87/217/CEE in materia di prevenzione e riduzione dell'inquinamento dell'ambiente causato dall'amianto.
- D.Lgs. del 21/5/2004 n. 183, Attuazione della direttiva 2002/3/CE relativa all'ozono nell'aria. Pubblicato nella Gazz. Uff. 23 luglio 2004, n. 171, S.O.
- D.Lgs. 19/8/2005 n. 192, Attuazione della direttiva 2002/91/CE relativa al rendimento energetico nell'edilizia. Pubblicato nella Gazz. Uff. 23 settembre 2005, n. 222, S.O.
- D.Lgs. n. 161 del 27/3/2006, Attuazione della direttiva 2004/42/CE per la limitazione delle emissioni di composti organici volatili conseguenti all'uso di solventi in talune pitture e vernici, nonché in prodotti per la carrozzeria.
- D. Lgs. n.155 del 13/08/2010, "Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa." Pubblicato nella Gazz. Uff. 15 settembre 2010, n. 216, S.O.
- D.M. del 5 luglio 1975, Modificazioni alle istruzioni ministeriali 20 giugno 1896 relativamente all'altezza minima ed ai requisiti igienico-sanitari principali dei locali d'abitazione. Pubblicato nella Gazz. Uff. 18 luglio 1975, n. 190.
- D.M. 18/12/1975, Norme tecniche aggiornate relative all'edilizia scolastica, ivi compresi gli indici minimi di funzionalità didattica, edilizia ed urbanistica da osservarsi nella esecuzione di opere di edilizia scolastica. Pubblicato nella Gazz. Uff. 2 febbraio 1976, n. 29, S.O.
- D.M. del 6 settembre 1994, Normative e metodologie tecniche di applicazione dell'art. 6, comma 3, e dell'art. 12, comma 2, della legge 27 marzo 1992, n. 257, relativa alla cessazione dell'impiego dell'amianto.
- D.M. del 14 maggio 1996, Normative e metodologie tecniche per gli interventi di bonifica, ivi compresi quelli per rendere innocuo l'amianto, previsti dall'art. 5, comma 1, lettera f), della L. 27 marzo 1992, n. 257, recante: «Norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto».
- D.M. del 12 febbraio 1997, Criteri per l'omologazione dei prodotti sostitutivi dell'amianto.
- D.M. del 20 agosto 1999, Ampliamento delle normative e delle metodologie tecniche per gli interventi di bonifica, ivi compresi quelli per rendere innocuo l'amianto, previsti dall'art. 5, comma 1, lettera f), della L. 27 marzo 1992, n. 257, recante norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto.
- D.M. 02/04/02 n.60, Recepimento della direttiva 1999/30/CE del 22 aprile 1999 del Consiglio concernente i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il biossido di zolfo, il biossido di azoto, gli ossidi di azoto, le particelle e il piombo e della direttiva 2000/69/CE relativa ai valori limite di qualità dell'aria ambiente per il benzene ed il monossido di carbonio. Pubblicato nella Gazz. Uff. 13 aprile 2002, n. 87, S.O.
- D.M. del 18 marzo 2003 n. 101, Regolamento per la realizzazione di una mappatura delle zone del territorio nazionale interessate dalla presenza di amianto, ai sensi dell'articolo 20 della L. 23 marzo 2001, n. 93.
- D.M. 10/10/2008, Disposizioni atte a regolamentare l'emissione di aldeide formica da pannelli a base di legno e manufatti con essi realizzati in ambienti di vita e soggiorno. Pubblicato nella Gazz. Uff. 10 dicembre 2008, n. 288.
- D.M. 26/06/2009 (MSE): Linee guida nazionali per la certificazione energetica degli edifici. (G.U. 10 luglio 2009, n. 158)
- D.P.R. dell'8 agosto 1994, Atto di indirizzo e coordinamento alle regioni ed alle province autonome di Trento e di Bolzano per l'adozione di piani di protezione, di decontaminazione, di smaltimento e di bonifica dell'ambiente, ai fini della difesa dai pericoli derivanti dall'amianto.

-
- Dacarro, C., Picco, A.M., Grisoli, P., Rodolfi, M., *Determination of aerial microbiological contamination in scholastic sports environments*. J. Applied Microbiology 2003; 95, 904-912.
- De Berardis, B., Paoletti, L., *Caratterizzazione della frazione toracica (PM10) del particolato aerodisperso in un sito urbano ed in un ambiente indoor limitrofo*, Med Lav 2001; 92, 3:206-214.
- De Filippis, P., Spinaci, A., Coia, M., Maggi, O., Panà, A., *Efficacia degli interventi di manutenzione sugli impianti di condizionamento di un edificio universitario in relazione alla qualità microbiologica dell'aria indoor*. Igiene e Sanità Pubblica. 2003, LIX 6: 365-372.
- Delib.G.R. 28-2-1995 n. 593, Approvazione dello schema di Regolamento edilizio tipo (art. 2, L.R. 26 aprile 1990, n. 33 e successive modificazioni ed integrazioni). Pubblicata nel B.U. Emilia Romagna 8 maggio 1995, n. 83.
- Dec. 1600/2002/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio che istituisce il sesto programma comunitario di azione in materia di ambiente. Pubblicata nella G.U.C.E. 10 settembre 2002, n. L 242.
- Dir. 89/106/CE del Consiglio relativa al ravvicinamento delle disposizioni legislative, regolamentari e amministrative degli Stati membri concernenti i prodotti da costruzione. Pubblicata nella G.U.C.E. 11 febbraio 1989, n. L 40. Entrata in vigore il 27 dicembre 1988.
- Dir. 2000/69/CE, Direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio concernente i valori limite per il benzene ed il monossido di carbonio nell'aria ambiente. Pubblicata nella G.U.C.E. 13 dicembre 2000, n. L 313. Entrata in vigore il 13 dicembre 2000.
- Dir. 2002/91/CE del Parlamento europeo e del Consiglio sul rendimento energetico nell'edilizia. Pubblicata nella G.U.C.E. 4 gennaio 2003, n. L 1. Entrata in vigore il 4 gennaio 2003.
- Dir. n. 2004/107/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio concernente l'arsenico, il cadmio, il mercurio, il nickel e gli idrocarburi policiclici aromatici nell'aria ambiente. Pubblicata nella G.U.U.E. 26 gennaio 2005, n. L 23.
- Dir. n. 2008/50/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa. Pubblicata nella G.U.U.E. 11 giugno 2008, n. L 152.
- Dir.P.C.M. del 14/12/1995, Divieto di fumo in determinati locali della pubblica amministrazione o dei gestori di servizi pubblici.
- Fantuzzi, G., Aggazzotti, G., Righi, E., Cavazzuti, L., Predieri, G., Franceschelli, A., *Indoor air quality in the university libraries of Modena (Italy)*, Science of the Total Environment 1996 Dec 13; 193 (1):49-56
- Fondelli MC, Bavazzano P, Grechi D, Gorini G, Miligi L, Marchese G, Cenni I, Scala D, Chellini E, Costantini AS, *Benzene exposure in a sample of population residing in a district of Florence, Italy*, Sci Total Environ 392 (2008) 41-9.
- Fuselli, S., Paduano, S., Soriero, A., *Andamenti stagionali di alcuni composti organici volatili all'interno e all'esterno di abitazioni situate in zone caratterizzate da differenti intensità di traffico veicolare nella città di Roma*. Ann Ist Superiore Sanità 2002; 38(2): 175-185.
- Fuselli, S., Zanetti, C., *Formaldeide in aria di ambienti interni ed esterni di un'area urbana, in relazione all'esposizione dell'uomo*, Ann Ist Super Sanità 2006 42(3):365-8.
- Fuselli S., Zanetti C., Santarsiero A., *Residential indoor and outdoor air concentration of carbonyl compounds*, Ecological Chemistry and Engineering, vol.14, No. 1, (2007):47-56.
- Fusillo, G., Micali, O., Ricotti, D., De Michele, S., Tarsitani, G., *La qualità dell'aria nelle abitazioni*. Ann Ig 1994 6: 225-232.
- Gallelli, G., Orlando, P., Perdelli, F., Panatto, D., *Factors affecting individual exposure to NO₂ in Genoa (Northern Italy)*, Science of the Total Environment 287 (2002) 31-36.

-
- Gilli, G., Scursatone, E., Bono, R., *Benzene, toluene and xylenes in air, geographical distribution in the Piedmont region (Italy) and personal exposure*, Science of the Total Environment. 1994 May 30; 148 (1):49-56.
- Gilli, G., Scursatone, E., Bono, R., *Geographical Distribution of Benzene in Air in Northwestern Italy and Personal Exposure*, Environmental Health Perspectives, Volume 104, Supplement 6, December 1996.
- Godish, T., *"Indoor Environmental Quality"*, Lewis Publishers, 2001.
- Gorini G, Moshammer H, Sbrogiò L, Gasparrini A, Nebot M, Neuberger M, Tamang E, Lopez MJ, Galeone D, Serrahima E, "Italy & Austria Before and After Study" Working Group, *Italy and Austria before and after study: second-hand smoke exposure in hospitality premises before and after 2 years from the introduction of the Italian smoking ban*, Indoor Air 2008; 18: 328-334.
- Katsoyiannis A, Leva P, Kotzias D., *VOC and carbonyl emissions from carpets: a comparative study using four types of environmental chambers*, J Hazard Mater. 152(2008):669-76.
- Kotzias, D., Geiss, O., Tirendi, S., *Valutazione dell'esposizione totale a benzene e formaldeide nei paesi europei*, Epidemiol Prev. 2005 Sep-Dec;29(5-6 Suppl):17-21.
- D. Kotzias, K. Koistinen, C. Cochet, S. Kephelopoulos, S. Kirchner, M. Jantunen, T. Lindvall, M. Maroni, J. P. McLaughlin, L. Mølhave, E. de Oliveira Fernandes, B. Seifert, *Final Report of the INDEX project. Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU*, European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection, Physical and Chemical Exposure Unit, Ispra, Italy, 2005.
- Lai, A.C.K. *Particle deposition indoors: a review*. Indoor Air 2003, 12(4), 211-14.
- Langiano E, Lanni L, Atrei P, Ferrara M, La Torre G, Capelli G, De Vito E, *La qualità dell'aria negli edifici scolastici progettati ad hoc e in edifici abitativi riadattati*, Ig Sanità Pubbl. 2008;64(1):53-66.
- Legge 27 marzo 1992 n.257, Norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto.
- Legge n.3 del 16/01/03, art.51, Tutela della salute dei non fumatori, in vigore dal 10/01/2005: Divieto di fumare nei locali chiusi ad eccezione di quelli privati non aperti ad utenti o al pubblico, e quelli riservati ai fumatori e come tali contrassegnati.
- Legge n.584 dell'11/11/1975, Divieto di fumare in determinati locali e su mezzi di trasporto pubblico.
- Leva P, Katsoyiannis A, Barrero-Morero J, Kephelopoulos S, Kotzias D., *Evaluation of the fate of the active ingredients of insecticide sprays used indoors*, J Environ Sci Health B. (2009);44(1):51-7.
- Linee guida per la prevenzione e il controllo della legionellosi. G.U. n. 103 del 5 maggio 2000.
- Linee guida recanti indicazioni sulla legionellosi per i gestori di strutture turistico-ricettive e termali. G.U. n. 28 del 4 febbraio 2005.
- Malanca, A., Pessina, V., Dallara, G., *Indoor air pollutants in a building block in Parma (Northern Italy)*, Environment International, 1993, Vol. 19, 313-318.
- Maroni, M., Seifert, B., Lindvall, T., *"Indoor air quality – A comprehensive reference book"*, Elsevier, 1995.
- Marraccini, P., Farioli, L., Pagani, A., Rossi, L., Russignaga, D., Parmiani, S., *Il rischio da allergeni indoor negli uffici. Valutazione delle postazioni di lavoro*, G Ital Med Lav Erg 2004; 26:2, 97-101.
- Micali, O., Fusillo, C., Petrolio, M.C., Gallo, F., Tarsitani, G., *La qualità dell'aria interna nelle sale di lettura di una biblioteca statale*. Ann Ig 1996 8: 55-56.

-
- Micali, O., Fusillo, C., De Michele, S., Ricotti, D., Tarsitani, G., *La qualità dell'aria indoor in abitazioni romane. Studio mediante questionario*. Ann Ig 1996 8: 3-11.
- Miller, E. W., Miller, R. M., "Indoor Pollution: A Reference Handbook", ABC-CLIO, 1998.
- Minoia, C., Magnaghi, S., Micoli, G., Fiorentino, M.L., Turci, R., Angeleri, S., Berri, A., *Determination of environmental reference concentration of six PAHs in urban areas (Pavia, Italy)*, Science of the Total Environment. 1997 May 9; 198(1):33-41.
- Molhave, L. *Volatile organic compounds, indoor quality and health*. Indoor Air, 4 (1991) 357-376.
- National Institutes of Health. National Heart, Lung, and Blood Institute, National Asthma Education and Prevention Program. Guidelines for the Diagnosis and Management of Asthma. Expert Panel Report 2. 1997
- NIOSH. *Guidance for indoor air quality investigation*, Cincinnati, 1987.
- Norma UNI 10339 - Impianti aeraulici al fini di benessere. Generalità, classificazione e requisiti. Regole per la richiesta d'offerta, l'offerta, l'ordine e la fornitura, 1995.
- Norma UNI EN 1084 – Classi di rilascio di formaldeide determinate con il metodo dell'analisi del gas, 1997.
- Norma UNI EN ISO 7730 - Ambienti termici moderati. Determinazione degli indici PMV e PPD e specifica delle condizioni di benessere termico, 1997.
- Norma UNI EN 312 – Pannelli di particelle di legno, 2004.
- Norma UNI EN 622-1 – Pannelli di fibra di legno, 2004.
- Norma UNI EN 13986 – Pannelli a base di legno per l'utilizzo nelle costruzioni, 2005.
- O'Reilly, J. T., Hagan, P., Gots, R., "Keeping Buildings Healthy", Wiley-Interscience, 1998.
- Olivieri, M., Poli, A., Zuccaro, P., Ferrari, M., Lampronti, G., De Marco, R., Lo Cascio, V., Pacifici, R., *Tabacco Smoke Exposure and Serum Cotinine in a Random Sample of Adults Living in Verona, Italy*, Arch Environ Health 2002; 57(4):355-359.
- Onorato, P., Liberatore, S., Tarsitani, G., *La qualità dell'aria indoor in abitazioni de L'Aquila. Studio mediante questionario*. Ann Ig 1996 8: 13-19.
- Palmiotto, G., Pieraccini, G., Moneti, G., Dolora, P., *Determination of the levels of aromatic amines in indoor and outdoor air in Italy*, Chemosphere 43 (2001) 355-361.
- Perfetti, L., Galdi, E., Pozzi, V., Moscato, G., *Il campionamento degli allergeni nelle polveri depositate nei luoghi di lavoro*, G Ital Med Lav Erg 2001; 23:1, 52-54.
- Perfetti, L., Ferrari, M., Galdi, E., Pozzi, V., Cottica, D., Grignani, E., Minoia, C., Moscato, G., *House dust mites (Der p 1, Der f 1), cat (Fel d 1) and cockroach (Bla g 2) allergens in indoor work-places (offices and archives)*, Sci Total Environ. 2004 Jul 26;328(1-3):15-21.
- Ponzio, M., Villani, S., Frigerio, F., Verri, A., Marinoni, A., *Preliminary analysis of indoor pollution from nitrogen dioxide in an area of Northern Italy* Epidemiol Prev. 2006 Mar-Apr;30(2):85-90.
- Proietti, L., Fantauzzo, R., Gulino, S., Trizzino, M., Longo, B., Duscio, D., *Risultati di una indagine sull'inquinamento da formaldeide responsabile di malessere negli impiegati di alcuni uffici pubblici*, Ig Sanità Pubbl. 2004; 60: 219-227.
- Prov. 5/10/2006 n. 2636, Accordo, ai sensi dell'articolo 4 del D.Lgs. 28 agosto 1997, n. 281, tra il Governo, le Regioni e le Province Autonome di Trento e di Bolzano sul documento recante: «Linee guida per la definizione di protocolli tecnici di manutenzione predittiva sugli impianti di climatizzazione». (Repertorio atti n. 2636). Pubblicato nella Gazz. Uff. 3 novembre 2006, n. 256, S.O.
- Righi, E., Aggazzotti, G., Fantuzzi, G., Ciccarese, V., Predieri, G., *Air quality and well-being perception in subjects attending university libraries in Modena (Italy)*, The Science of the

-
- Total Environment 286 (2002) 41-50.
- Rotko, T., Oglesby, L., Künzli, N., Carrer, P., Nieuwenhuijsen, M. J., Jantunen, M., *Determinants of perceived air pollution annoyance and association between annoyance scores and air pollution ($PM_{2.5}$, NO_2) concentrations in the European EXPOLIS study*, Atmospheric Environment 36 (2002) 4593-4602.
- Ruprecht, A., Boffi, R., Mazza, R., Rossetti, E., De Marco, C., Invernizzi, G., *Un confronto tra la qualità dell'aria nei luoghi pubblici prima e dopo l'introduzione della legge sul fumo passivo in Italia*, Epidemiol Prev. 2006 Nov-Dec;30(6):334-7.
- Seifert, B. *Regulating indoor air*. Proc. 5th Int. Conf. On Indoor Air Quality and Climate, Toronto, 1990, pp 35-49.
- Simoni, M., Biavati, P., Carrozzi, L., Viegi, G., Paoletti, P., Matteucci, G., Ziliani, G.L., Ioannilli, E., Sapigni, T., *The Po River Delta (North Italy) indoor epidemiological study: home characteristics, indoor pollutants, and subjects' daily activity pattern*. Indoor air 1998; 8: 70-79.
- Simoni, M., Carrozzi, L., Baldacci, S., Scognamiglio, A., Di Pede, F., Sapigni T., Viegi, G., *The Po River Delta (North Italy) indoor epidemiological study: effects of pollutant exposure on acute respiratory symptoms and respiratory function in adults*. Archives of Environmental Health March/April 2002: vol. 57 n.2.
- Simoni, M., Scognamiglio, A., Carrozzi, L., Baldacci, S., Angino, A., Pistelli, F., Di Pede, F., Viegi, G., *Indoor exposures and acute respiratory effects in two general population samples from a rural and a urban area in Italy*, Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology (2004) 14(S1).
- Simoni, M., Lombardi, E., Berti, G., Rusconi, F., La Grutta, S., Piffer, S., Petronio, M.G., Galassi, C., Forastiere, F., Viegi, G., SIDRIA-2 Collaborative Group, *Mould/dampness exposure at home is associated with respiratory disorders in Italian children and adolescents: the SIDRIA-2 Study*, Occup Environ Med. 2005 Sep;62(9):616-22.
- Splenger, J.D., Samet, J.M., McCarthy, J.F., *"Indoor air quality Handbook"*, McGraw-Hill, 2001.
- Tominz, R., Poropat, C., Bovenzi, M., *Variazione nelle concentrazioni di PM_{10} e $PM_{2.5}$ nei bar dopo l'entrata in vigore della legge sul fumo passivo in Italia*, Epidemiol Prev. 2006;30(6):325-33.
- U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air and Radiation. Report to Congress on Indoor Air Quality, Volume II: Assessment and Control of Indoor Air Pollution, pp. I, 4-14. EPA 400-1-89-001C, 1989.
- Valente, P., Forastiere, F., Bacosi, A., Cattani, G., Di Carlo, S., Ferri, M., Figà-Talamanca, I., Marconi, A., Paoletti, L., Perucci, C., Zuccaio, P., *Exposure to fine and ultrafine particles from secondhand smoke in public places before and after the smoking ban, Italy 2005*, Tob Control. 2007; 16(5):312-7.
- Woods et Al. – *"Office worker perceptions of indoor air quality effects on discomfort and performance"* – Proceedings of Indoor Air '87, ibid, vol.2 464-468.
- World Health Organization, *"Guidelines on studies in environmental epidemiology"*, 1983.
- World Health Organization *"Air Quality Guidelines for Europe"*, 2nd Edition, 2000.
- World Health Organization, *"Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide"*, 2006.
- World Health Organization, *"WHO guidelines for indoor air quality: dampness and mould"*, 2009.
- World Health Organization, *"WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants"*, 2010.
- www.epa.gov



ISBN 978-88-448-0451-0



9 788844 804510

