



ISTITUTO SUPERIORE DI SANITÀ

ARIA '96

Convegno organizzato dall'Istituto superiore di sanità
in collaborazione con l'Associazione ARIA

Roma, 12-14 giugno 1996

Atti a cura di
S. Risica e P. Di Ciaccio

ISSN 1123-3117

Rapporti ISTISAN

98/3

ISTITUTO SUPERIORE DI SANITÀ

ARIA '96

**Convegno organizzato dall'Istituto superiore di sanità
in collaborazione con l'Associazione ARIA**

Roma, 12-14 giugno 1996

**Atti a cura di
Serena Fisica e Paola Di Ciaccio
*Laboratorio di Fisica***

ISSN 1123-3117

Rapporti ISTISAN

98/3

Istituto superiore di sanità

ARIA '96. Convegno organizzato dall'Istituto superiore di sanità in collaborazione con l'Associazione ARIA.
Roma, 12-14 giugno 1996.

Atti a cura di Serena Risica e Paola Di Ciaccio

1998. viii, 382 p. Rapporti ISTISAN 98/3

Il Convegno è dedicato allo studio della qualità dell'aria nei diversi tipi di ambienti interni: gli ambienti di vita e di lavoro, i mezzi di trasporto, i luoghi del tempo libero. Le diverse sessioni affrontano, in modo interdisciplinare, i vari aspetti dell'inquinamento cioè gli effetti sulla salute, la determinazione e la misura degli inquinanti, la normativa, le attività internazionali nel settore, ecc. L'elevato numero di relazioni ad invito e comunicazioni raccolte testimonia non solo i numerosi progetti di ricerca sviluppati in Italia su queste tematiche, ma anche l'interesse per questo tipo di incontri che vedono confrontarsi fisici, chimici, medici, ingegneri, architetti e numerose altre figure professionali in un unico sforzo scientifico per il miglioramento della qualità della vita.

Parole chiave: Azioni di rimedio. Effetti sulla salute. Inquinamento atmosferico, Normativa. Prevenzione. Qualità dell'aria interna

Istituto superiore di sanità

ARIA '96. Congress organised by the Istituto superiore di sanità in cooperation with of the Association ARIA.
Rome, June 12-14, 1996.

Proceedings edited by Serena Risica and Paola Di Ciaccio

1998. viii, 382 p. Rapporti ISTISAN 98/3 (in Italian)

The Congress is devoted to the study of the indoor air quality in different types of indoor environments: work and life environments, transportation and leisure environments. In the various sessions, the different aspects of indoor pollution (health effects, detection and measurement of pollutants, legislation, experimental techniques, etc.) were presented and discussed. The high number of invited and submitted papers gives an idea of the numerous research activities performed in Italy in this field and proves the interest in this kind of interdisciplinary seminars, where physicists, chemists, physicians, engineers, architects and many other professionals meet in a single scientific effort to improve the quality of life.

Key words: Air pollution, Health effects, Indoor air quality, Legislation, Prevention, Remedial actions

Comitato scientifico:

Francesco Benvenuti, Monteporzio Catone (RM)

Giorgio Curzio, Pisa

Maurizio De Bortoli, Ispra (VA)

Sandro Fabbri, Piacenza

Gaetano Maria Fara, Roma

Francesco Forastiere, Roma

Paolo Frigeri, Milano

Marco Maroni, Milano

Walter Martinotti, Milano

Paolo Orlando, Roma

Silvia Piardi, Milano

Antonio Reggiani, Roma

Serena Risica, Roma

Giuliano Sciocchetti, Casaccia (RM)

Giuseppe Tarroni, Bologna

Luigi Tommasino, Roma

Rosabianca Trevisi, Roma

Segreteria scientifica:

Giorgio Curzio (ARIA)

Serena Risica (ISS)

Segreteria tecnica:

Alvaro Grisanti (ISS), Franca Grisanti (ISS), Rosabianca Trevisi (ARIA)

INDICE

Sessione 1 - Inquinamento indoors ed effetti sulla salute

Relazioni su invito

- Studi italiani sui disturbi respiratori nell'infanzia e l'ambiente (SIDRIA) p. 5
Luigi Bisanti e il gruppo SIDRIA
- Stime del rischio da radon: stato delle conoscenze e programmi di ricerca p. 11
Francesco Bochicchio
- Le sindromi da sensibilità multipla p. 19
Nicola Magnavita

Comunicazioni

- Alterazioni obiettive dell'apparato respiratorio e dell'occhio in lavoratori p. 28
di un moderno ospedale affetti da *Sick Building Syndrome*
Giacomo Muzi, Marco dell'Omo, Maria Patrizia Accattoli,
Giuseppe Abbritti, Francesco Loi, Paolo Del Guerra
- L'indagine epidemiologica indoor nel delta del Po: p. 36
effetti del biossido di azoto e del particolato respirabile sospeso
sulla variabilità del picco di flusso espiratorio (PEF)
Marzia Simoni, Patrizia Biavati, Laura Carrozzi, Giovanni Vieg,
Anna Angino, Francesco Di Pede, Sandra Baldacci, Tristano Sapigni
- Caratterizzazione dell'esposizione a composti organici volatili e p. 43
studio dei disturbi irritativi oculari in addetti a lavoro d'ufficio
Paolo Carrer, Daniela Alcini, Domenico Cavallo, Vittorio Flocchi,
Giulio Preti, Bruno Piccoli, Pasquale Troiano, Marco Maroni
- Differenze geografiche nella prevalenza dei fattori di rischio p. 49
presenti nell'ambiente domestico
Elisabetta Chellini, per il gruppo collaborativo SIDRIA

Sessione 2 - Caratterizzazione degli ambienti

Relazioni su invito

Comfort ambientale e sicurezza in sala operatoria p. 55
*Daniela D'Alessandro, Antonio Filocamo, Matilde Carlucci,
 Maurizio Marceca, Gabriella Bellante De Martiis, Gaetano Maria Fara*

Studio dell'esposizione totale della popolazione generale a inquinanti aerodispersi p. 64
Paolo Carrer

Comunicazioni

Rilievi di inquinamento ambientale all'interno della galleria del traforo del Monte Bianco p. 72
Giovanni Agnesod, Claudio Operti, Cristina Gibellino

Misure del gas radon in Alto Adige p. 77
*Luigi Minach, Karl Dallinger, Claudia Marchesoni, Stefan Rigo,
 David Simoncello, Luca Verdi*

Valutazione della contaminazione microbiologica di uffici con ventilazione naturale p. 85
*Elisabetta Carraro, Roberto Bono, Elisabetta Fea,
 Valentina Melani, Silvana Palmi, Giorgio Gilli*

Monitoraggio microbiologico in ambiente ospedaliero: tre anni di esperienza in un CTMO p. 89
*Sofia Cosentino, Maria Elisabetta Fadda, Massimo Tinti,
 Francesca Palmas*

Rilevamenti microbiologici in stabilimenti utilizzatori di animali per fini scientifici e sperimentali: dati preliminari p. 95
Laura Achene, Antonio Di Virgilio, Rodolfo Lorenzini

Gruppo italiano di studio sulle sale operatorie (GISSO). Presentazione di uno studio multicentrico p.104

*Gabriella Aggazzotti, Francesco Auxilia, Daniela D'Alessandro,
Gaetano Maria Fara, Ida Mura, Cesira Pasquarella, Mario Pitzurra,
Angelo Savino, Nicoletta Vescia, Gianfranco Vivoli*

Vigilanza sull'aria circolante in un reparto di oncoematologia pediatrica p.109
*Angelo Baggiani, Egle Levrè, Pierantonio Macchia,
Claudio Favre, Amedeo Baldi*

Andamento temporale della concentrazione del toron e dei suoi prodotti p.115
di decadimento in alcune case romane
Francesco Boichichio, Cristina Nuccetelli, Francesco Tancredi

L'inquinamento dell'aria personale, *indoor* e *outdoor* in uffici ventilati p.120
naturalmente: un'analisi di alcuni fattori di rischio chimici per l'uomo
*Roberto Bono, Elisabetta Fea, Elisabetta Carraro, Enzo Scursatone,
Valeria Meineri, Riccardo Scarselli, Giorgio Gilli*

Inquinamento da polveri e bioaerosol negli *archivi ministeriali* p.123
e negli *uffici aperti al pubblico*
*Lamberto Camilucci, Antonio Salerno, Carla Fanizza,
Carmela Plebani, Anna Maria Marcelloni*

Qualità dell'aria e benessere percepito nelle degenze di un ospedale di Roma p.127
*Daniela D'Alessandro, Maurizio Bussone, Antonio Francesco Fadda,
Franco Cerquetani, Iulita Sansoni, Gaetano Maria Fara*

Presenza e distribuzione di *Aspergillus SPP.* in un reparto di ematologia p.132
dopo lavori di ristrutturazione: il ruolo delle indagini ambientali
nella prevenzione delle aspergillosi nosocomiali
Patrizia Laurenti, Stefania Bruno, Attilio Vincenti

Presenza di miceti aerodispersi in una cucina ospedaliera: relazione con il p.137
rischio di contaminazione degli alimenti destinati ai degenti e al personale
*Patrizia Laurenti, Stefania Bruno, Achille Luongo,
Attilio Vincenti, Roberta Albertini*

Qualità dell'aria nelle sale operatorie e nei reparti di terapia intensiva p.142
*Lorenzo Lodola, Maria Guglielminetti, Laura Rolandi,
Annalisa Asti, Silvia Azzaretti*

Il controllo dell'inquinamento microbiologico all'interno di edifici ad uso uffici: applicazione di un protocollo di intervento e valutazione dei risultati preliminari	p.147
---	-------

Maria Laura Meloni, Cristina Cavicchioli, Piero Redaelli, Alberto Novo

Inquinamento <i>indoor</i> da idrocarburi aromatici: risultati di una indagine in ambienti lavorativi di tipo terziario	p.151
--	-------

Umberto Moscato, Massimo Volpe, Giancarlo Vanini

Monitoraggio della contaminazione microbica dell'aria in sala operatoria	p.158
--	-------

*Cesira Pasquarella, Elsa Nédonchelle, Daniela Paoletti,
Italo Cerbini, Dino Isa, Angelo Savino, Mario Pitzurra*

Sessione 3 - L'*indoor air quality* a livello internazionale

Relazioni su invito

Health effects of air pollutants: review of the outdoor-indoor international studies	p.165
---	-------

Matti Jantunen

Valutazione dei materiali edilizi dal punto di vista della salute e del comfort ed altri lavori in corso nell'Azione di Collaborazione Europea	p.192
---	-------

Indoor Air Quality and its Impact on Man (ECA-IAQ)

Maurizio De Bortoli, Helmut Knöppel

Attività internazionali nel settore dell' <i>Indoor Air Quality</i>	p.199
---	-------

Marco Maroni

Sessione 4 - Normativa

Relazioni su invito

Legislazione italiana in materia di divieto di fumo - stato dell'arte	p.209
---	-------

Daniela Galeone

Il radon <i>indoors</i> : stato ed evoluzione della normativa <i>Gloria Campos Venuti, Silvana Piermattei</i>	p.214
--	-------

La qualità dell'aria nell'ottica della nuova normativa sulla sicurezza e salute nei luoghi di lavoro (DLgs 626/94) <i>Francesco Benvenuti</i>	p.224
---	-------

Comunicazioni

Problemi di applicazione degli standard nella diagnostica ambientale degli edifici <i>Domenico Barbieri, Silvia Costanzo, Antonio Nucara, Matilde Pietrafesa</i>	p.231
---	-------

DLgs 626/94: la qualità dell'aria negli ambienti di lavoro <i>indoor</i> <i>Paolo Del Guerra, Giovanni Cinti, Carla Fiumalbi</i>	p.236
---	-------

Qualità dell'aria <i>indoor</i> : attività di studio per il settore normativo <i>Gaetano Fasano, Giorgio Giorgiantoni</i>	p.242
--	-------

Agenti biologici patogeni nell'aria <i>indoors</i> delle strutture ospedaliere e applicazione del DLgs 626/94 <i>Francesco Benvenuti, Roberto Lombardi, Luigi Olori</i>	p.249
---	-------

Sessione 5 - Metodologie, tecniche e strumentazione

Comunicazioni

Interconfronto europeo di dosimetri passivi per il radon esposti in una casa nella città di Roma <i>Francesco Bochicchio, Fabio Felici, Giancarlo Moroni, Serena Risica, Francesco Tancredi</i>	p.257
---	-------

Nuovo approccio analitico alle variazioni temporali di radon <i>Giuseppe Sau Zanichelli, Mario Vescovi, Giorgio Cecchet, Elio Giroletti</i>	p.262
--	-------

Valutazione dell'esposizione umana a composti organici volatili emessi da prodotti di uso domestico <i>Cristian Schlitt, Marco Maroni</i>	p.268
Supercritical fluid extraction of high-boiling organic compounds in house-dust <i>Athanasios Papadopoulos, Miltiades Karayannis, Helmut Knöppel</i>	p.274
L'uso della modellistica a supporto della valutazione della <i>Indoor Air Quality (IAQ)</i> <i>Anna Maria Toppetti, Santi Vitale</i>	p.280
Inquinamento indoor da <i>primer</i> bituminosi <i>Gian Umberto Caravello, Piero Michieletto, Fabio Peron, Massimo Riolfatti</i>	p.286
Problematiche connesse alle caratteristiche dell'aerosol nelle valutazioni di dose da inalazione mediante il modello ICRP 66 <i>Carlo-Maria Castellani, Andrea Luciani, Luigi Olivero, Giuseppe Tarroni</i>	p.294
Sperimentazione di un protocollo di indagine per la valutazione della <i>Indoor Air Quality (IAQ)</i> in edifici prevalentemente destinati ad uso ufficio <i>Cristina Cavicchioli, Piero Redaelli, Franco Aleo, Giuseppe Rannisi, Santi Vitale</i>	p.299
Studio sulla presenza di spore in ambiente <i>indoor</i> : applicazioni del monitoraggio volumetrico <i>Marco Fornaciari, Emma Tedeschini, Bruno Romano</i>	p.303
La radioattività nei materiali da costruzione del Lazio <i>Paolo Orlando, Paola Massari, Carlo Paoletti, Riccardo Trenta, Rosabianca Trevisi, Mario Amici, Francesco Benvenuti, Adolfo Altieri, Fabio Catano</i>	p.309
Controllo della contaminazione microbica dell'aria mediante la rilevazione dell'IMA con apparecchiatura automatizzata <i>Mario Pitzurra, Cesira Pasquarella, Angelo Savino, Ovidio Pitzurra, Paul Raschle</i>	p.314

Sessione 6 - Strategie di intervento: prevenzione ed azioni di rimedio

Relazioni su invito

- Tecniche di mitigazione del radon *indoors* p.321
Cesare Feroce, Massimo Notaro, Marco Giangrasso,
Silvana Piermattei, Giancarlo Torri

Comunicazioni

- Sulla efficienza dei processi di ventilazione meccanica e naturale p.331
 per il controllo della contaminazione dell'aria nei parcheggi interrati
Sante Mazzacane, Antonio Dumas
- Nuovi apporti per la progettazione dell'ambiente ufficio p.336
Ilaria Oberti, Silvia Piardi
- Realizzazione di una *test-house* per la verifica delle emissioni da prodotti edilizi p.341
Andrea Ratti, Silvia Piardi, Domenico Cavallo, Marco Maroni
- Criteri progettuali per la prevenzione dei fenomeni allergici nelle abitazioni p.345
Adriana Baglioni
- Raccomandazioni progettuali per l'edilizia ospedaliera pediatrica p.349
Mara Carlotta Beretta
- Impiego di particolari materiali per l'abbattimento p.354
 della contaminazione aerea *indoor* da radon e discendenti
Alberto Boschi, Alberto Gentili, Gian Paolo Gremigni
- Indoor Air Quality* e microclima nella residenza p.359
Maurizio Catalano, Guido R.Dell'Osso
- Impianti di condizionamento e salubrità degli ambienti confinati p.363
Anna Maria de Martino, Maria Grazia Pompa
- I materiali di finitura interna nei reparti di degenza: criteri di scelta p.368
Silvia Piardi, Cristina Galbiati, Clara Patelli

Le condizioni di benessere per la qualità del progetto edilizio p.373
Walter Grassi, Pier Luigi Maffei, Fabrizio Braconi

La climatizzazione nell'edilizia ospedaliera: p.378
stato dell'arte e proposte operative
Cristina Carletti, Giorgio Raffellini

INTRODUZIONE

Il convegno ARIA '96, tenutosi a Roma presso l'Istituto Superiore di Sanità nei giorni 12-14 giugno 1996, è frutto della collaborazione dell'Istituto con l'Associazione per la qualità dell'aria negli ambienti interni (ARIA) e ha dimostrato l'interesse crescente della comunità scientifica italiana per questa tematica. Il gran numero di lavori inviati al comitato scientifico e l'ampio numero di partecipanti al convegno hanno infatti dimostrato come anche nel nostro Paese stiano aumentando la sensibilità al problema della qualità dell'aria negli ambienti interni e la varietà degli approcci dalle diverse prospettive professionali. La tematica, infatti, richiede la convergenza di numerose professionalità non sempre abituate a confrontarsi concretamente sul piano della ricerca scientifica e delle implicazioni istituzionali e normative.

Ritengo che i lavori pubblicati rivestano un notevole significato per la loro originalità e interdisciplinarietà, comprendendo anche interessanti rassegne, fonti preziose di informazioni e di dati.

Il ritardo con cui questi Atti vengono pubblicati, dipendente in parte dall'ormai cronica carenza di organico di molte strutture pubbliche, ma anche dalla difficoltà riscontrata nell'uniformare tutti i lavori ricevuti ai fini della pubblicazione, spero non diminuisca il valore della gran quantità di risultati sperimentali, considerazioni e riflessioni presentati nel volume..

Come segretaria scientifica della manifestazione sento il dovere di esprimere gratitudine e riconoscenza al sig. Alvaro Grisanti, alla sig.ra Franca Grisanti e alla dr.ssa Rosabianca Trevisi, che con il loro costante impegno hanno permesso e sostenuto la realizzazione del convegno, al sig. Marco Sabatini per il suo contributo specialistico,

fondamentale sia per la preparazione del convegno che per questa pubblicazione, e al sig. Giacomo Monteleone per la sua sempre grande disponibilità in ogni situazione.

Serena Risica

SESSIONE 1

Inquinamento *indoors* ed effetti sulla salute

STUDI ITALIANI SUI DISTURBI RESPIRATORI NELL'INFANZIA E L'AMBIENTE (SIDRIA)

Luigi Bisanti (a) e il gruppo SIDRIA

(a) Azienda Sanitaria Locale n. 36 - Milano

Descrizione degli studi

L'asma è la malattia respiratoria più importante dell'età pediatrica. La sua frequenza è molto variabile nei paesi industrializzati e le stime disponibili, non sempre confrontabili, la collocano tra il 4% (in Svizzera) ed oltre il 30 % (in Australia) dei soggetti tra i 7 e i 13 anni di età. I sintomi, ad esordio improvviso, spesso si manifestano con quadri che allarmano molto il bambino ed ancor più i suoi famigliari. Gli elevati costi sociali della malattia sono determinati principalmente dalla sua durata, dal trattamento farmacologico cronico e dalla necessità di assistenza dei soggetti affetti (di regola di età molto giovane) che spesso obbliga i genitori ad assentarsi dal lavoro.

Nell'ultimo decennio è stato segnalato un aumento della frequenza di asma in molti paesi, congiuntamente ad un aumento di altre patologie di origine allergica (ad es. rinite e dermatite atopica). È stato quindi ipotizzato che l'ambiente, sia domestico che esterno, possa avere un ruolo nel determinare queste condizioni morbose o nell'indurre un attacco in soggetti già malati.

Per conoscere la reale distribuzione di queste malattie nelle varie aree geografiche del mondo e per meglio comprendere il contributo dei fattori di rischio ambientali è stato avviato, sotto l'egida dell'*Organizzazione Mondiale della Sanità*, uno studio epidemiologico di grandi dimensioni denominato *International Study on Asthma and Allergies in Childhood (ISAAC)*. Il protocollo dettagliato dello studio, l'adozione di strumenti di rilevazione standard (questionari e video-questionari) e la loro accurata e controllata traduzione nelle lingue dei vari paesi dove lo studio viene condotto, hanno permesso la raccolta di dati altamente confrontabili in condizioni anche molto diverse tra loro. Sono più di 120 in tutti i continenti i centri aderenti allo studio che è sicuramente quello di più grandi dimensioni mai condotto sull'argomento.

SIDRIA (*Studi Italiani sui Disturbi Respiratori nell'Infanzia e l'Ambiente*) è composto da due studi che hanno obiettivi distinti ma un impianto organizzativo analogo. Il primo degli studi, *SIDRIA-prevalenza*, è la realizzazione in Italia di ISAAC del quale condivide gli obiettivi: stimare la prevalenza dell'asma, della rinite e della dermatite atopica nella popolazione in età scolare e dei principali fattori di rischio noti o sospetti. Il secondo studio, *SIDRIA-correlazione*, utilizza largamente il disegno dello studio ISAAC e ne adotta lo strumento di rilevazione (questionario) ma per conseguire

l'obiettivo di descrivere ed analizzare la relazione che intercorre tra la frequenza di asma (rinite e dermatite) nella popolazione di scolarità elementare (6-10 anni) e le concentrazioni atmosferiche dei più noti inquinanti urbani: biossido di zolfo (SO_2), ossidi di azoto (NO_x) e polveri sospese (PTS). A questo scopo sono state incluse nello studio solo le scuole più vicine alle stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria, scelte in precedenza, tra tutte quelle presenti nelle regioni partecipanti allo studio, sulla base della loro reciproca confrontabilità.

Gli studi SIDRIA sono stati condotti nei centri aderenti di cinque regioni (Emilia Romagna, Lazio, Lombardia, Piemonte, Toscana) con la partecipazione di oltre 40.000 soggetti. Per quanto riguarda SIDRIA-*prevalenza* il campione considerato è rappresentativo dei bambini di 6-7 anni e dei ragazzi di 13-14 anni delle aree geografiche interessate.

La raccolta delle informazioni è avvenuta tra il novembre 1994 ed il gennaio 1995. Per i bambini delle elementari il questionario, come previsto, è stato compilato dai genitori. Per le scuole medie, oltre al questionario compilato dai genitori a casa come per le elementari, sono state raccolte informazioni anche direttamente dai ragazzi in classe utilizzando un questionario tradizionale ed un video-questionario costituito da cinque scene registrate su nastro magnetico di altrettanti ragazzi che mostrano diversi sintomi dell'asma. Il ricorso al video-questionario è stato motivato dal desiderio di massima standardizzazione nella rilevazione delle informazioni. Il video-questionario, infatti, elimina i problemi che potrebbero derivare dalla diversa traduzione, nei diversi paesi, del questionario originale in lingua inglese.

SIDRIA è uno dei pochi esempi di progetto di ricerca internazionale, altamente standardizzato, realizzato dal personale delle strutture del Servizio Sanitario Nazionale. Nelle singole scuole e nell'intero studio l'adesione dei genitori e dei ragazzi è stata altissima, superiore al 95%, evento non comune nelle indagini epidemiologiche dello stesso tipo (Tab. 1).

Risultati preliminari degli studi

Il 9.0 % dei bambini e il 10.4 % dei ragazzi è risultato essere (o essere stato) affetto da asma mentre il 24.4 dei bambini ed il 23.4 dei ragazzi hanno avuto sibili respiratori (Tab. 2). Tali frequenze della malattia e del suo sintomo principale sono superiori a quelle registrate con strumenti di rilevazione confrontabili in Svizzera, simili a quelle rilevate in alcuni altri Paesi (Cile, Hong Kong, Sud Africa) ed inferiori a quelle stimate in altri (Australia, Nuova Zelanda, Gran Bretagna, Germania). Il confronto delle prevalenze dei sintomi respiratori stimate nei diversi centri italiani non ha messo in evidenza, alla fase attuale dell'analisi, chiare tendenze geografiche, riconducibili cioè alla latitudine, alla densità abitativa, alle dimensioni dell'aggregato urbano, etc.

Tabella 1. - Descrizione della popolazione oggetto di SIDRIA -prevalenza.

variabile		bambini	ragazzi
Soggetti intervistati		18737	21846
Tasso di rispondenza		96.8%	97.6%
Sesso:			
maschi		9674	11360
femmine		9062	10486
Area:			
Nord:	Torino	1428	1242
	Milano	3616	3373
	Cremona	1392	1201
	Trento	---	4426
	Emilia	4472	3961
Centro:	Firenze-Prato	1138	1171
	Empoli-Fucecchio	1434	1046
	Siena	---	1181
	Viterbo	1230	922
	Roma	4027	3323
Latitudine:			
Nord		10908	14203
Centro		7829	7643

Tabella 2. - Prevalenza di asma e di sintomi suggestivi di asma in bambini e ragazzi

	bambini (n. 18737)		ragazzi* (n. 21846)	
	%	IC 95%	%	IC 95%
Nel corso della vita				
• asma	9.0	8.4 - 5.5	10.4	9.8 - 10.9
• sibili	24.4	23.6 - 25.3	23.4	22.0 - 24.7
Negli ultimi 12 mesi				
• sibili	7.7	7.2 - 8.2	10.3	9.6 - 11.1
• dispnea con sibili	5.3	4.9 - 5.6	7.8	7.2 - 8.4
• sibili dopo esercizio fisico	1.7	1.5 - 1.9	16.3	15.2 - 17.3
• ≥ 4 attacchi di sibili	1.4	1.2 - 1.6	2.3	2.0 - 2.5
• attacchi di sibili con difficoltà di parola	1.1	0.9 - 1.3	2.3	2.1 - 2.6

* Sintomi riportati dai ragazzi - questionario scritto

La frequenza di sibili nei bambini (27.2%) è più alta che nelle bambine (21.4%) ma con il progredire dell'età questa differenza tende a sparire ed anzi i sibili sono lievemente più frequenti nelle ragazze (23.8%) rispetto ai ragazzi (22.9). Negli adolescenti (che hanno autonomamente compilato il questionario) rispetto ai bambini (per i quali il questionario è stato compilato dai genitori) la frequenza di sintomi asmatici è maggiore; i ragazzi, inoltre, riferiscono una frequenza di sintomi maggiore rispetto a quella riferita dai loro genitori. È in corso un'analisi tesa a stabilire se questa differenza sia reale

(segnalando così la possibilità che spesso i genitori non riconoscano i sintomi asmatici dei figli) o dovuta ad una sopravvalutazione da parte di molti adolescenti di condizioni che non hanno un significato patologico.

La prossimità della casa dei bambini delle scuole elementari ad una strada con traffico intenso aumenta significativamente il rischio di manifestare disturbi respiratori e le dimensioni di questo effetto dipendono dal tipo di veicoli che vi transitano. Il passaggio nelle vicinanze dell'abitazione di autobus (ma non di camion) è praticamente privo di effetto, mentre invece il passaggio di camion (ma non di autobus) alcune o molte volte al giorno aumentano la frequenza delle malattie respiratorie nel loro insieme del 14 %, dei sintomi asmatici del 17 % e della tosse con catarro del 41 % (Tab. 3).

Tabella 3. - Effetto (OR) della prossimità dell'abitazione a strade con traffico di camion su diverse condizioni respiratorie.

	Asma		Sintomi asmatici		Tosse con catarro		Disturbi respiratori	
	OR	IC 95%	OR	IC 95%	OR	IC 95%	OR	IC 95%
età								
• 6-7 anni	1.07	0.94-1.22	1.22	1.07-1.39	1.52	1.19-1.93	1.18	1.08-1.30
• 13-14 anni	1.00	0.88-1.13	1.13	1.01-1.25	1.23	1.05-1.45	1.10	1.02-1.19
sex								
• maschi	1.01	0.90-1.14	1.14	1.01-1.28	1.37	1.14-1.66	1.11	1.02-1.21
• femmine	1.07	0.93-1.24	1.18	1.06-1.33	1.27	1.05-1.54	1.17	1.07-1.27
residenza								
• TO, MI, ROMA	1.08	0.95-1.23	1.23	1.09-1.39	1.67	1.37-2.04	1.22	1.12-1.34
• altri centri	0.97	0.85-1.10	1.11	0.99-1.24	1.09	0.90-1.30	1.06	0.97-1.15
Totale	1.04	0.95-1.13	1.16	1.07-1.26	1.32	1.15-1.51	1.14	1.07-1.21

Quando poi vi è un intenso passaggio sia di camion che di autobus l'eccesso per le stesse condizioni respiratorie è rispettivamente del 27 %, del 35 % e del 77 %. Inoltre abitare in prossimità di una strada con frequenti passaggi di soli camion o di camion ed autobus è associato ad un eccesso del 12 % di infezioni respiratorie nei primi due anni di vita. I dati desunti dall'indagine nelle scuole medie confermano questi risultati, anche se le dimensioni dell'effetto sono minori. Il maggior rischio legato al passaggio dei camion rispetto agli autobus è spiegabile sia con le diverse condizioni di manutenzione dei motori di questi veicoli e con diversità strutturali dei motori stessi sia, e soprattutto, perchè il frequente passaggio di camion è un indicatore di traffico veicolare nel suo insieme molto intenso.

L'abitudine al fumo di sigaretta dei genitori aumenta il rischio di manifestare sintomi asmatici nei bambini delle scuole elementari. L'abitudine al fumo della madre ha un effetto più grande della stessa abitudine del padre. L'effetto del fumo passivo dei bambini in ambiente domestico, inoltre, cresce con l'aumentare del numero di soggetti fumatori. Il rischio è maggiore per il bambino quando l'esposizione avviene in utero, se la madre, cioè, ha fumato durante la gravidanza (Tab. 4). L'abitudine al fumo della

madre nei primi due anni di vita del bambino comporta un rischio del 50 % più alto circa di manifestare sintomi asmatici rispetto a quello dei figli di donne non fumatrici.

Tabella 4. - Effetto del fumo in gravidanza della madre.

	Asma 12 m		Sibili 12 m		Asma pregressa	
	OR	P	OR	P	OR	P
mai fumatrice	1	—	1	—	1	—
ex fumatrice						
• gravidanza no	1.23	0.035	1.43	0.000	1.39	0.006
• gravidanza si	1.84	0.005	1.88	0.005	1.45	NS
fumatrice						
• gravidanza no	1.08	NS	1.07	NS	1.24	0.063
• gravidanza si	1.59	0.000	1.32	0.009	1.66	0.000

È stato confermato il rischio di sviluppare asma o sintomi asmatici nei bambini che dormono in un letto che abbia almeno una delle seguenti caratteristiche: un cuscino di lana o di piume, un materasso di lana o di crine, un piumone di piume. Anche la vicinanza ad oggetti di pelouche e la presenza di macchie di umidità o di muffa nella stanza dove il bambino dorme aumenta il rischio di sintomi asmatici. Un piccolo ma costante eccesso di rischio è stato poi riscontrato nei bambini la cui abitazione è riscaldata con un impianto autonomo invece che condominiale. Tale eccesso è riconducibile al tipo di combustibile adoperato: il gasolio, la legna, il carbone, il gas in bombole e l'uso frequente del caminetto come sorgente addizionale di calore sono risultati essere costantemente associati ad una più alta frequenza di disturbi respiratori. Questi risultati sono spiegabili se si tiene conto dell'alto potenziale inquinante (polveri fini, ossidi di zolfo e di azoto, etc.) di questi combustibili.

Dallo studio della correlazione della prevalenza di asma nei bambini delle scuole elementari con le concentrazioni medie annuali di alcuni inquinanti dell'atmosfera (PTS, SO₂, NO₂) fornite da una stazione di monitoraggio prossima alla scuola è emerso, alla fase attuale dell'analisi, che nei centri più settentrionali aderenti allo studio (Piemonte, Lombardia, Emilia Romagna) la prevalenza di bambini con sintomi asmatici è del 4.7 % quando le concentrazioni di NO₂ sono basse (<111 mg/m³) e del 7.1 quando sono alte (>172 mg/m³). Le concentrazioni indicate sono quelle che delimitano i terzili dei valori superiori al 98° percentile di tutte le centraline considerate. La differenza tra il primo ed il terzo terzile corrisponde ad un maggior rischio (di circa il 40 %) di avere sintomi asmatici per i bambini esposti ad alte concentrazioni di NO₂. Si è osservata una più stretta correlazione dei livelli di NO₂ con i sintomi asmatici tra chi: a) ha avuto attacchi nell'ultimo anno rispetto a chi è stato asmatico nella vita ma non ha manifestato sintomi nell'ultimo anno, b) tra i soggetti atopici (il loro sistema immunitario reagisce in modo esagerato agli stimoli allergici) rispetto a quelli che non lo sono e c) tra chi ha avuto bisogno di cure ospedaliere a causa dei sintomi rispetto a chi non ne ha avuto bisogno. Questi risultati suggeriscono che gli inquinanti atmosferici, in particolare gli NO₂,

piuttosto che la causa della malattia sono forse dei fattori facilitanti l'attacco e l'aggravamento dei sintomi, agendo in sinergia con altri fattori determinanti della malattia (gli allergeni). L'effetto degli NO_2 non è evidente negli altri centri dell'Italia centrale che hanno partecipato allo studio ciò forse a causa delle loro diverse condizioni climatiche (in particolare l'umidità) la cui correlazione con i disturbi respiratori è ben nota. Le successive analisi potranno chiarire questo punto.

Conclusioni

In Italia il 10 % circa della popolazione di età compresa tra i 6 ed i 13 anni ha o ha avuto l'asma o sintomi asmatici. Questo valore colloca l'Italia in una posizione intermedia tra i Paesi in cui una stima della prevalenza di asma è stata ottenuta con metodi confrontabili.

Le emissioni dei veicoli a motore possono essere un fattore scatenante degli attacchi asmatici.

L'abitudine della madre al fumo di sigaretta, specialmente se espone il bambino in utero o nei suoi primi due anni di vita, aumenta sensibilmente la probabilità di sintomi asmatici nei figli.

Nell'ambiente domestico sono fattori di rischio per l'asma: l'umidità e la muffa nella stanza del bambino; la lana, il crine o le piume negli oggetti che costituiscono il letto del bambino; alcuni combustibili per il riscaldamento o la cucina (gasolio, gas in bombole, legna, carbone).

Alte concentrazioni di NO_2 nell'ambiente esterno si accompagnano a più frequenti episodi di asma.

STIME DEL RISCHIO DA RADON: STATO DELLE CONOSCENZE E PROGRAMMI DI RICERCA

Francesco Bochicchio

Laboratorio di Fisica - Istituto Superiore di Sanità, Roma

Introduzione e cenni storici

Dato che la principale sorgente del radon è il suolo, non dovrebbe stupire che gli effetti più evidenti dell'inalazione del radon e dei suoi prodotti di decadimento si siano manifestati tra i minatori delle miniere sotterranee, ove la concentrazione in aria di tali radionuclidi raggiungeva valori particolarmente elevati.

Le prime segnalazioni risalgono al XVI secolo da parte di Paracelsus (1493–1541) e di G. Agricola (1494–1555), il quale nel suo *De re metallica* annotò come tra i lavoratori delle miniere d'argento dei monti minerari della Sassonia e della Boemia si manifestasse una così alta frequenza di morti per malattie polmonari che si potevano trovare nella zona "donne che avevano avuto fino a sette mariti morti giovani per questa causa" (1). Questa *malattia della montagna* – che probabilmente comprendeva sia i tumori polmonari che la silicosi e la tubercolosi, e che fu in seguito chiamata "malattia polmonare di Schneeberg", dal nome della cittadina vicina alle miniere della Sassonia – aumentò in frequenza coll'intensificarsi nel XVII e XVIII delle attività minerarie. Alla fine del XIX secolo furono identificati dei tumori polmonari, anche se non primari, nelle autopsie sui minatori di Schneeberg eseguite da Haerting and Hesse (2), i quali riferirono che a quel tempo il 75% di quei minatori moriva di malattie polmonari (ovviamente una parte rilevante di esse non erano dovute al radon ma al fumo e alle svariate polveri respirate in miniera). Infine, ulteriori studi di patologia, eseguiti agli inizi di questo secolo, hanno dimostrato che i minatori di quelle miniere sviluppavano un carcinoma primario del polmone.

Ovviamente la correlazione con la presenza di radon è stata ipotizzata solo dopo l'individuazione del radon stesso, fatta da Ernst Dorn nel 1900, e le prime misure di concentrazione di radon nell'aria di quelle miniere effettuate pochi anni dopo. Alla fine degli anni '30, una serie di misure sistematiche nelle miniere vicino Schneeberg rivelò che i valori medi di concentrazione di radon nell'aria erano di $\sim 100 \text{ kBq/m}^3$ e che raggiungevano in una miniera (detta "della morte") anche i 500 kBq/m^3 . Nonostante ciò il nesso causale veniva ancora messo in discussione da molti.

Dopo la seconda guerra mondiale, in diversi Paesi si ebbe un notevole incremento dell'attività di estrazione dell'uranio per scopi bellici, ed il problema della presenza di radon in queste miniere fu decisamente sottovalutato, e le prime misure furono effettuate solo negli anni '50. In questi stessi anni iniziarono gli studi di dosimetria polmonare che

portarono a dimostrare che sono i prodotti di decadimento ad avere il ruolo predominante nella cancerogenesi, in quanto la dose da loro impartita ai polmoni è di molto superiore a quella impartita dal radon, il quale agisce per lo più come trasportatore dal luogo di produzione (terreno, materiali da costruzione, acqua) all'aria.

Le prime indagini epidemiologiche sulle miniere sotterranee di uranio iniziarono negli anni '60, a seguito delle quali furono introdotte normative di protezione (3). Molte altre indagini furono successivamente eseguite, anche su coorti di minatori non di uranio, e le più recenti stime di rischio effettuate analizzando insieme i dati di 11 coorti di minatori attribuiscono all'effetto del radon e dei suoi prodotti di decadimento circa il 40% dei tumori polmonari riscontrati in tali coorti (4). Informazioni storiche più dettagliate sono riportate da Jacobi (5) e Samet (6). Nel seguito di questo lavoro verranno riassunti gli effetti sanitari del radon e dei suoi prodotti di decadimento ed analizzate più in dettaglio le stime di rischio di tumore polmonare connesse all'esposizione a questi radionuclidi.

Breve panorama degli effetti sanitari del radon

Come si può intuire dall'introduzione, il principale effetto sanitario del radon e dei suoi prodotti di decadimento è il tumore polmonare. Ma affermare semplicemente che il radon è cancerogeno risulterebbe troppo generico, in quanto non verrebbe data alcuna indicazione circa l'evidenza di questo effetto cancerogeno. A questo scopo viene brevemente riportata in appendice 1 la metodologia di classificazione dei cancerogeni messa a punto ed utilizzata dallo IARC (*International Agency for Research on Cancer*) dell'Organizzazione Mondiale della Sanità, con sede a Lione, in Francia. Il radon ed i suoi prodotti di decadimento sono stati classificati nel gruppo 1 (7). Un'analisi più dettagliata delle stime di rischio di tumore polmonare sarà oggetto della prossima sezione, e costituisce l'argomento principale di questa breve rassegna.

Oltre al tumore polmonare sono stati studiati altri effetti sanitari (per una rassegna si vedano 6, 8, 9). In particolare, alcuni studi su coorti di minatori hanno evidenziato valori più alti di mortalità per tumore allo stomaco e al rene. I risultati sono però non consistenti tra i vari studi: ad es. anche minatori poco esposti al radon hanno un tasso più elevato di tumori allo stomaco. Un'analisi globale della mortalità in 11 coorti di minatori di miniere sotterranee ha messo in evidenza un aumento statisticamente significativo di mortalità per leucemia, tumore allo stomaco e al rene (oltre ovviamente al tumore polmonare): per i primi due non vi è però correlazione con l'esposizione ai prodotti di decadimento del radon, e la correlazione con l'aumento di mortalità per tumore al rene è considerata dagli autori un effetto casuale (10). Per quanto riguarda gli effetti non tumorali, in uno studio sui minatori di uranio del New Mexico è stata messa in evidenza una diminuzione delle funzionalità polmonari proporzionale al numero di anni passati in miniera, ma non è chiaro se ciò sia dovuto alla presenza del radon o di altri agenti tossici (11). Lo stesso discorso vale per la silicosi.

Passando dagli studi sui minatori a quelli sulla popolazione generale, è stato suggerito, sulla base di indagini epidemiologiche cosiddette *ecologiche* o *geografiche* (indagini nelle quali si mettono in correlazione i valori medi regionali di un data esposizione con i corrispondenti valori medi di mortalità per una determinata causa), il legame tra l'esposizione al radon e l'insorgenza di leucemie mieloidi, tumori del rene, tumori della prostata e melanomi (12). La questione non verrà qui discussa in dettaglio, ma ci si limiterà a sottolineare la intrinseca debolezza di questo tipo di indagini epidemiologiche rispetto agli studi *analitici* di coorte e caso-controllo, dovuta sia alla difficoltà di identificare eventuali fattori di confondimento, che al grande impatto che questi hanno sui risultati. A titolo d'esempio di queste limitazioni, può essere ricordato che le analisi ecologiche effettuate in Inghilterra hanno portato a risultati opposti a seconda della scala geografica (contea o distretto) usata (13). Sono in corso altre indagini, in particolare sulla correlazione con le leucemie infantili, che si concluderanno nei prossimi anni; al momento, comunque, eventuali effetti sanitari del radon diversi dal tumore polmonare non sono considerati sufficientemente comprovati (9,10).

Metodologia delle stime di rischio di tumore polmonare per esposizione a radon nelle abitazioni

Innanzitutto va ricordato che un'attenzione alla presenza del radon nell'aria delle abitazioni, ed in altri luoghi chiusi non sotterranei, si è avuta solo di recente, se confrontata con quella prestata al radon nelle miniere. Le prime misure nelle abitazioni sono state eseguite negli anni '50 in 225 case svedesi, ed hanno messo in evidenza valori relativamente alti di concentrazione di radon, dovuti all'uso di particolari materiali da costruzione contenenti scisti di allume, i quali hanno un elevato contenuto di radio-226. A tali misure non è seguita però un'attenzione internazionale al problema, la quale invece si è avuta a seguito degli alti valori di concentrazione di radon misurati negli anni seguenti in alcune case canadesi costruite su residui di miniere uranifere, e soprattutto quando, negli anni '80, sono stati trovati valori alti in alcune case statunitensi della zona di Reading Prong.

Estese campagne di misura su scala regionale e nazionale sono state realizzate negli anni '80 e '90, ed i risultati sono riassunti in diversi rapporti (e.g. 9, 14, 15). I valori medi nazionali vanno da circa 10 Bq/m^3 a circa 120 Bq/m^3 , ma in alcune singole abitazioni sono stati misurati valori anche di circa $100\,000 \text{ Bq/m}^3$, cioè valori confrontabili coi valori più alti misurati nelle miniere d'uranio ed in altre miniere sotterranee.

Attualmente ci sono tre diversi approcci per stimare il rischio di tumore polmonare da esposizione al radon ed ai suoi prodotti di decadimento.

Nell'*approccio dosimetrico*, si calcola la dose assorbita al polmone tramite modelli (che dipendono da parametri sia fisici che biologici), si applicano i fattori di peso per la radiazione (alfa) e quello per l'organo (polmone) ottenendo così la dose efficace, quindi

si calcola il rischio usando il fattore rischio/dose ottenuto sulla base degli studi epidemiologici sulle due coorti di sopravvissuti di Hiroshima e Nagasaki, i quali, come è noto, sono stati esposti per brevissimo tempo a radiazione gamma e, in parte, neutronica, mentre il radon nelle abitazioni produce un'esposizione continua a radiazione alfa.

Per questo ed altri motivi, la Commissione Internazionale sulla Protezione Radiologica raccomanda attualmente di usare solo l'*approccio epidemiologico sui minatori* per stimare il rischio (16). Con questo approccio i risultati degli studi sulle coorti di minatori vengono estrapolati alla popolazione generale, tenendo conto, per quanto possibile, sia delle differenti condizioni di esposizione tra le miniere sotterranee e le abitazioni che delle differenze tra i minatori e la popolazione generale (17). Per avere un'idea dell'entità relativamente limitata dell'estrapolazione, va sottolineato che un eccesso di rischio statisticamente significativo è stato trovato per minatori esposti a valori compresi nell'intervallo 50–100 WLM (il Working Level Month è l'unità di misura della concentrazione dei prodotti di decadimento del radon storicamente usata per le esposizioni in miniera), valori corrispondenti ad un'esposizione in casa, per 70 anni, ad una concentrazione di radon compresa tra i 200 ed i 400 Bq/m³, valori che si trovano in un numero non trascurabile di abitazioni, anche fino al 10% in alcuni Stati, come risulta dalle campagne di misura finora eseguite (9, 15). Le informazioni più dettagliate sulla stima di rischio con l'approccio epidemiologico sui minatori derivano da una recente analisi (18) di 11 coorti, per un totale di circa 68 000 minatori e di 2700 tumori polmonari, ed i risultati principali sono i seguenti: c'è una relazione lineare tra l'eccesso di rischio relativo (ERR) e l'esposizione (espressa in WLM) ai prodotti di decadimento del radon, cui vengono attribuiti circa il 40% dei tumori polmonari riscontrati; una diminuzione dell'ERR/WLM con l'età e con il tempo trascorso dalla fine dell'esposizione, una probabile riduzione del rischio attribuibile al radon nei casi in cui si riesce a tener conto della presenza di altre sostanze cancerogene quali l'arsenico; ma soprattutto un effetto sinergico, cioè un'interazione più che additiva (si veda l'appendice 2 su interazione tra fumo e radon), tra radon e fumo di sigaretta, la cui entità è incerta in quanto si hanno notizie dettagliate sulle abitudini al fumo solo di una piccola frazione di questi minatori.

Il terzo approccio, il cosiddetto *approccio epidemiologico residenziale*, è più recente e viene utilizzato al fine di ridurre alcune delle incertezze connesse all'epidemiologia sui minatori ed all'estrapolazione dei fattori di rischio alla popolazione generale in ambiente domestico. Esso consiste in indagini epidemiologiche, inizialmente di tipo geografico (19) e successivamente di tipo caso-controllo, effettuate direttamente sulla popolazione generale nelle abitazioni. Dato che in tali ambienti la concentrazione di radon è generalmente molto inferiore a quella riscontrata in passato nelle miniere, il rischio è di conseguenza meno evidente, così che i primi 7 studi di tipo caso-controllo già conclusi, hanno fornito risultati non uniformi (20). Va però evidenziato che la potenza di quasi tutte queste indagini era generalmente bassa, ed i risultati, tenendo conto delle incertezze statistiche dovute anche al numero relativamente basso di soggetti studiati, sono comunque tutti compatibili con le stime ottenute dalle indagini sui minatori (20). Per

ridurre le incertezze statistiche sono in corso in diversi Paesi, europei e non, altre indagini caso-controllo aventi protocolli compatibili, i cui risultati verranno analizzati globalmente in modo da aumentare la potenza (e.g.21).

Conclusioni e programmi di ricerca

Allo stato attuale delle conoscenze, il rischio sull'intera vita di tumore polmonare, per un'esposizione cronica ad una concentrazione di radon di 100 Bq/m^3 è stimabile in circa 1%, con un'incertezza complessiva probabilmente inferiore ad un fattore tre. I risultati ottenuti con i diversi approcci sono ragionevolmente in accordo, soprattutto se si tiene conto delle loro notevoli differenze. Va sottolineato che le incertezze sono maggiori per alcuni gruppi specifici, quali i fumatori ed i non fumatori, in quanto l'effetto sinergico tra radon e fumo deve ancora essere ben quantificato. Incertezze di quest'ordine di grandezza non sono inusuali nelle stime di rischio da radiazioni e da altri agenti cancerogeni, per i quali anzi le incertezze sono spesso molto maggiori.

Per quanto riguarda il rischio nelle abitazioni italiane, esso va calcolato a partire dall'esposizione stimata con le misure effettuate durante l'Indagine Nazionale (22): la concentrazione media annuale risulta essere di 75 Bq/m^3 , con una percentuale di abitazioni con concentrazione superiore di 200 e 400 Bq/m^3 rispettivamente di ~5% e ~1%. Tenendo conto che ogni anno in Italia ci sono circa 30 000 decessi per tumore polmonare, su un totale di 150 000 per tutti i tumori, si può tentativamente stimare, sulla base delle attuali conoscenze sui fattori di rischio e sulle relative incertezze, che da 1 500 a 9 000 casi possano essere attribuibili all'esposizione domestica al radon. Di questi la maggior parte avviene tra i fumatori.

Infine va segnalato che nei prossimi anni sono attesi diversi miglioramenti delle conoscenze su questo problema (e.g. 23), in particolare per quel che riguarda: dosimetria e radiobiologia (dosimetria del polmone, efficacia biologica relativa della radiazione alfa, meccanismi di cancerogenesi, marcatori biologici dell'esposizione a radon); epidemiologia sui minatori (rischio a livelli bassi di esposizione, valutazione degli errori sui valori di esposizione e loro effetto sulle stime di rischio, analisi dei fattori confondenti, quali ad es. l'arsenico, ed altri fattori modificatori dell'effetto); epidemiologia residenziale (analisi globale dei dati ottenuti in molti studi epidemiologici caso-controllo su tumore polmonare nella popolazione generale, stima più accurata dell'effetto sinergico radon-fumo, stima diretta del rischio per bambini e donne, stima del contributo dei prodotti di decadimento del Rn-220 al rischio nelle case e nelle miniere).

Ringraziamenti

Un sincero ed affettuoso ringraziamento va alla prof.ssa Gloria Campos Venuti per i preziosi contributi e suggerimenti.

Appendice 1. Classificazione dei cancerogeni (IARC-WHO)

La classificazione di un agente (o di una miscela di agenti, o di una situazione espositiva) è determinata dalla qualità dell'evidenza di cancerogenicità risultante principalmente da studi epidemiologici su esseri umani e su animali da laboratorio. In qualche caso (che però non verrà qui riportato) risultano determinanti, ai fini della valutazione di cancerogenicità, anche altri dati di effetti biologici su esseri umani, animali, tessuti e cellule, che siano connessi ai meccanismi di cancerogenesi. Lo IARC classifica i vari agenti in 4 gruppi:

- gruppo 1 – cancerogeno accertato per gli umani (evidenza sufficiente negli umani);
- gruppo 2 – A) probabile cancerogeno per gli umani (evidenza limitata negli umani ed evidenza sufficiente negli animali);
B) possibile cancerogeno per gli umani (evidenza limitata negli umani ed evidenza non sufficiente negli animali, oppure evidenza inadeguata negli umani e sufficiente negli animali);
- gruppo 3 – non classificabile per la sua cancerogenicità per gli umani (evidenza inadeguata negli umani ed evidenza limitata o inadeguata negli animali);
- gruppo 4 – probabile non cancerogeno per gli umani.

I 795 agenti (o miscugli di agenti, o tipi di esposizioni) esaminati dallo IARC fino al 20 maggio 96 sono stati così classificati: 70 (45 sostanze, 12 miscele, 13 situazioni espositive) nel gruppo 1; 57 (48, 5, 4) nel gruppo 2A; 224 (207, 13, 4) nel gruppo 2B (tra cui l'Atrazina); 469 (450, 12, 7) nel gruppo 3; 1 nel gruppo 4.

Appendice 2. L'interazione tra radon e fumo

Il rischio relativo di una persona esposta sia a radon che a fumo può essere così espresso (es. 4):

$$RR_{r,f} = \alpha (RR_r \times RR_f) + (1 - \alpha) (RR_r + RR_f - 1)$$

con $RR_r = 1$ per i non fumatori

e $RR_r = 1$ per i non esposti a radon

Il parametro α caratterizza le diverse interazioni possibili:

$\alpha > 1$ interazione più che moltiplicativa

$\alpha = 1$ interazione moltiplicativa

$0 < \alpha < 1$ interazione intermedia

$\alpha = 0$ interazione additiva

$\alpha < 0$ interazione meno che additiva

Nel caso di *interazione moltiplicativa* (es. 24, 25) i fumatori e i non fumatori esposti a radon hanno lo stesso rischio relativo rispetto ai non esposti, di conseguenza i fumatori esposti hanno un rischio assoluto molto maggiore dei non fumatori esposti.

Nel caso di *interazione intermedia* (es. 18, 26): i fumatori esposti a radon hanno un rischio relativo minore dei non fumatori, rispetto ai corrispondenti non esposti, ma essendo il rischio dei fumatori non esposti notevolmente superiore a quello dei non fumatori non esposti, ne consegue che i fumatori esposti a radon hanno un incremento di rischio assoluto maggiore dei non fumatori esposti, sia pure di inferiore entità rispetto al caso di interazione moltiplicativa.

Bibliografia

1. AGRICOLA, G. *De re metallica, Libro VI*. Basile 1556. Traduzione a cura di Hoover H.C. e Hoover L.H., Dover publications, New York, 1950.
2. HAERTING, F.H., HESSE, W. Der lungenkrebs, die bergkrankheit in den Schneeberger gruben. V. *Gerichtl. Med. Öff. Gesund Wes.* 1989, 30:296-309, 31:102-132, 31:313-337.
3. FEDERAL RADIATION COUNCIL (FRC). Guidance for the control of radiation hazard in uranium mining. Staff report No.8 (revised), Washington, D.C., 1967.
4. LUBIN, J.H., STEINDORF, K. Cigarette use and the estimation of lung cancer attributable to radon in the United States. *Radiat. Res.* 1995; 141:79-85.
5. JACOBI, W. The history of the radon problem in mines and homes. *Annals of the ICRP* 1993, 23(2): 39-45, Pergamon Press, Oxford.
6. SAMET, J.M. *Health effects of radon*. American Society for Testing and Materials. ASTM manual 15, Philadelphia, 1994.
7. INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER/WORLD HEALTH ORGANIZATION (IARC/WHO). *IARC Monograph on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans: Man-made mineral fibres and Radon*. IARC Monograph Vol.43, Lyon, France, 1988.
8. NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC). *Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters*. Washington, D.C.: National Academy Press, 1988.
9. WORLD HEALTH ORGANIZATION/REGIONAL OFFICE FOR EUROPE (WHO/ROE). *Indoor air quality: a risk based approach to health criteria for radon indoors*. Report on a WHO working group, 1996 (EUR/CP/CEH 108(A)).
10. DARBY, S.C., WHITLEY, E., HOWE, G., HUTCHINGS, S.J., KUSIAK, R.A., LUBIN, J.H., MORRISON, H.I., TIRMARCHE, M., TOMASEK, L., RADFORD, E.P., ROSCOE, R.J., SAMET, J.M. AND XIANG, Y.S. Radon and cancers other than lung cancer in underground miners: a collaborative analysis of 11 studies. *J. Natl. Cancer Inst.* 1987 (5): 378-384, 1995.
11. SAMET, J.M., YOUNG, J.M., MORGAN, R.A., HUNBLE, C.G., EPLER, G.R., MCLOUD, T.C. Prevalence survey of respiratory abnormalities in New Mexico uranium miners. *Health Phys.* 1984, 46:361-370.
12. HENSHAW, D.L., EATOUGH, J.P., RICHARDSON, R.B. Radon a causative factor in induction of myeloid leukemia and other cancers in adults and children? *The Lancet* 1990, 335:1008-1012.
13. MUIRHEAD, C.H., BUTLAND, B.H., GREEN, B.M.R., DRAPER, G.J. Childhood leukaemia and natural radiation. *The Lancet* 1991, 337: 503-504.
14. UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION (UNSCEAR). *Sources and effects of ionizing radiation*. New York: United Nations ed., 1993 (E.94.IX.2).
15. EUROPEAN COLLABORATIVE ACTION "Indoor air quality & its impact on man". *Radon in indoor air*. Report no.15. By F. Bochicchio, J.P. MacLaughlin, S. Piermattei. Luxembourg: Office for official publication of European Communities, 1995 (EUR 16123 EN).

16. INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (ICRP). Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. *Annals of the ICRP* 1993, 23 (2): 1-38.
17. NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC). *Comparative Radon Dosimetry in Mines and Homes. Panel on dosimetric assumptions affecting the application of radon risk estimates*. Washington, D.C.: National Academy Press, 1991.
18. LUBIN, J.H., BOICE JR, J.D., EDLING, C., HORNUNG, R.W., HOWE, G., KUNZ, E., KUSIAK, R.A., MORRISON, H.I., RADFORD, E.P., SAMET, J.M., TIRMARCHE, M., WOODWARD, A., SHU XIANG, Y., PIERCE, D.A. Radon and lung cancer risk: a joint analysis of 11 underground miners studies. US Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Institute of Health, National Cancer Institute; NIH Publication No.94-3644, January 1994.
19. STIDLEY, C.A., SAMET, J.M. A review of ecologic studies of lung cancer and indoor radon. *Health Phys.* 1993; 65:234-251.
20. LUBIN, J.H. Invited commentary: Lung cancer and exposure to residential radon. *Am. J. Epidemiol.* 1994, 140 (4): 323-332.
21. SAMET, J.M. Pooling of data from radon investigations. *Radon Res. Notes* 1995, 16, 1-2.
22. BOCHICCHIO, F., CAMPOS VENUTI, G., NUCCETELLI, C., PIERMATTEI, S., RISICA, S., TOMMASINO, L., TORRI, G. Results of the representative Italian national survey on radon indoors. *Health Phys.* 1996, 71 (5): 741-748.
23. NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC). *Health effects of exposure to radon: time for reassessment?* Committee on health effects of exposure to radon (BEIR VI). Washington, D.C.: National Academy Press, 1994.
24. NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC). *Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters*. Report of the Committee on Biological Effects of Ionizing Radiations (BEIR IV). Washington, D.C.: National Academy Press, 1988.
25. US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). *Technical Support Document for the 1992 Citizen Guide to Radon*. Office of Radiation Programs, 1992 (EPA 400-R-92-011).
26. LUBIN, J.H., BOICE JR, J.D., EDLING, C., HORNUNG, R.W., HOWE, G., KUNZ, E., KUSIAK, R.A., MORRISON, H.I., RADFORD, E.P., SAMET, J.M., TIRMARCHE, M., WOODWARD, A., SHU XIANG, Y., PIERCE, D.A. Lung cancer in radon-exposed miners and estimation of risk from indoor exposure. *J. Natl. Cancer Inst.* 1995, 87: 817-827.

LE SINDROMI DA SENSIBILITA' MULTIPLA

Nicola Magnavita

Istituto di Medicina del Lavoro, Università Cattolica del Sacro Cuore, Roma

Definizione

Secondo la classica definizione di Cullen (1), la sensibilità multipla (*Multiple Chemical Sensitivity*, MCS) è un'affezione cronica acquisita, caratterizzata da sintomi ricorrenti, riferibili a diversi organi e sistemi, che compaiono in risposta all'esposizione a numerose sostanze chimiche non correlate strutturalmente l'una all'altra, a dosi molto al di sotto di quelle nocive per la popolazione. La diagnosi non può essere fatta sulla base di un singolo test di laboratorio, e si basa esclusivamente sui sintomi.

Questa affezione, per la quale sono stati proposti anche i nomi di *malattia ambientale o ecologica*, *ipersensibilità o ipersuscettibilità ambientale*, *iperreattività a sostanze chimiche*, *sindrome di ipersensibilità chimica*, *sindrome di allergia totale* e simili, e che è stata descritta 40 anni fa da Theron Randolph (2), presenta, pur nella variabilità dei quadri individuali, un corteo sintomatologico caratterizzato in primo luogo da disturbi a carico del sistema nervoso centrale e della psiche (difficoltà di concentrazione, vertigini, depressione, turbe della memoria ecc.), e da sintomi aspecifici come fatica cronica e cefalea, ma anche da segni di irritazione delle vie respiratorie, del sistema muscolo-scheletrico, dell'apparato gastroenterico, cardiovascolare, della cute. È caratteristico l'andamento bifasico dell'affezione, con: a) una iniziale sensibilizzazione (iniziazione), probabilmente da parte di una sostanza neurotossica e b) una susseguente sensibilità a numerose sostanze (*triggering*). È opinione di chi scrive che sotto l'etichetta comune di *sensibilità multipla* si raccolgano in realtà una serie di sindromi, con eziologia e meccanismi patogenetici differenziati, ma simile quadro clinico.

Prevalenza

L'affezione è particolarmente frequente in alcuni sottogruppi della popolazione: tra i lavoratori dell'industria, negli occupanti di edifici chiusi esposti a pesticidi, farmaci, prodotti di consumo. Nei casi di *sick building syndrome* una parte dei pazienti può avere una diagnosi di MCS (3). Anche l'esposizione all'inquinamento *outdoor* può essere in causa, e c'è una elevata frequenza di sensibilità multipla nei residenti in comunità in cui si siano verificati episodi di inquinamento idrico o atmosferico (4). Le donne sono colpite in misura maggior rispetto agli uomini. L'affezione colpisce tutte le classi sociali

e può comparire a qualsiasi età, anche se i bambini e gli anziani risultano meno colpiti degli adulti.

La segnalazione di pazienti con *sensibilità multipla* è diventata sempre più frequente nei paesi occidentali. La sindrome è di comune riscontro negli Stati Uniti e nel Nord Europa, soprattutto da parte di medici del lavoro ed allergologi. Da lavori statunitensi si arguisce che un allergologo può avere occasione di vedere circa 50 nuovi casi di MCS all'anno (5) mentre le casistiche di vari specialistici comprendono da una decina a qualche centinaio di pazienti con MCS all'anno (6); i tre quarti dei medici del lavoro statunitensi aderenti alla AOEC dichiarano di avere pazienti affetti da MCS (7). Nella casistica di una Clinica del Lavoro statunitense, i pazienti con MCS rappresentano circa il 6% del totale delle osservazioni (8). Casi di MCS sono segnalati in almeno 9 paesi europei (9) ed anche in Italia (10, 11). Episodi epidemici di MCS si sono verificati nel palazzo dell'EPA e nei veterani della Guerra del Golfo (2).

Criteri diagnostici

Da un'indagine condotta sui medici americani (6) risulta che i criteri diagnostici più frequentemente adottati sono: la riproducibilità dei sintomi a seguito dell'esposizione a sostanze chimiche; la cronicità dell'affezione; il fatto che i disturbi compaiano in risposta a basse dosi di inquinanti; che i sintomi tendano a migliorare o scompaiano dopo cessazione dell'esposizione; il fatto che la risposta sia indotta da molteplici sostanze, non correlate chimicamente tra di loro. Il criterio diagnostico di eccellenza è quello indicato da Ashford e Miller (4) di allontanare il paziente dall'esposizione con l'agente sospetto di indurre la sensibilità, e di riesporlo quindi, in condizioni controllate, dopo un certo lasso di tempo (in genere 4-7 giorni); il criterio causale viene inferito sulla base della scomparsa dei sintomi durante l'allontanamento e la loro ricomparsa dopo l'esposizione. Identificare i pazienti colpiti da MCS è in realtà piuttosto facile nei casi conclamati, dato il carattere invalidante dell'affezione, che comporta non di rado una severa interferenza con le attività lavorative, sociali e della vita domestica. Molto più difficile la definizione dei casi sfumati, che appaiono quasi come una normale variabilità della sensibilità verso taluni agenti chimici. La mancanza di una *case definition* della MCS universalmente accettata ha fortemente ostacolato sinora gli studi epidemiologici (2). Anche per questo motivo, il National Research Council ha concluso nel 1992 che "la definizione del fenomeno è elusiva e la sua esistenza come una distinta entità clinica deve essere confermata".

Quadro clinico

In molti casi è precisamente riconoscibile un evento a partire dal quale la sintomatologia si è manifestata. Si tratta generalmente di un'esposizione subacuta a

sostanze chimiche presenti sull'ambiente di lavoro o di residenza. Le più comuni cause di scatenamento della sindrome sono l'esposizione a solventi (specie nel corso di incidenti industriali), a prodotti di combustione, a pesticidi, alle emissioni dei materiali edili negli edifici da poco ristrutturati, o l'anestesia generale. Più raramente, l'inziatore può essere un intenso stress psichico. Altre volte l'agente *iniziatore* non è riconoscibile, e la sintomatologia consegue ad una esposizione cronica a dosi inferiori a quelle definite accettabili.

Dopo questo primo episodio i pazienti sviluppano una intolleranza a dosi molto più basse della stessa sostanza e di altre, non correlate chimicamente con la prima. Si dichiarano ipersensibili ad un numero assai elevato di sostanze: profumi, dopobarba, fumo di tabacco, smalti per unghie, vernici e pitture, gas di scarico delle auto, detergenti domestici, insetticidi, shampo, smacchiatori, e talora anche bevande alcoliche, acqua potabile clorata, farmaci, cibi.

Si è osservato che uno stesso iniziatore può produrre risposte sintomatologiche diverse in due pazienti. C'è però specificità di risposta nella stessa persona, tanto che taluni soggetti sono in grado di riconoscere la presenza di una sostanza alla quale sono sensibili anche a dosi inferiori alla soglia olfattiva (2).

Una volta iniziata, la sensibilizzazione tende a persistere indefinitamente, ma può attenuarsi dopo cessazione dell'esposizione, ed è per questo che i pazienti evitano talora spontaneamente di esporsi. Alla cessazione dell'esposizione possono fare seguito fenomeni di astinenza, quindi si ha la perdita dell'adattamento all'inquinante, così che la successiva esposizione determina una reazione di ipersensibilità molto accentuata. L'esposizione continuata a varie sostanze chimiche invece produce uno stato di generico malessere, senza episodi acuti. I fenomeni di adattamento, de-adattamento, e le crisi di astinenza sono in certa misura simili a quelli che si verificano nella dipendenza da sostanze chimiche.

Nell'intento di trovare una soluzione ai loro problemi, i pazienti generalmente consultano un elevato numero di medici e specialisti, e capita quindi che ricevano diagnosi e terapie differenti.

Gli individui colpiti presentano un grado variabile di invalidità, che può giungere in alcuni casi ad una totale incapacità di svolgere le normali attività della vita.

Diagnosi differenziale

Non esiste un singolo test diagnostico che possa confermare la diagnosi di MCS. È stato però osservato che i pazienti con MCS possono avere un incremento della resistenza aerea delle vie nasali (12) ed alterazioni della mucosa nasale (13). In altri casi sono state descritte alterazioni dei livelli di complemento sierico, delle popolazioni linfocitarie o di altri parametri della funzione immunitaria, ovvero alterazioni della memoria verbale e visiva, dell'attenzione, del tracciato EEGrafico e dell'immagine

encefalica ottenibile con la SPECT. In futuro, una combinazione di tecniche di diagnostica per immagini, neurofisiologiche e comportamentali potrà forse fornire idonei strumenti di diagnosi.

La *Sick Building Syndrome* (sindrome dell'edificio ammalato) è strettamente correlata alla MCS; in un caso di SBS una parte dei soggetti colpiti può presentare un quadro che soddisfa i criteri diagnostici per MCS (3).

Anche la sindrome di fatica cronica (*Chronic Fatigue Syndrome*, CFS) presenta molti punti di contatto con la MCS, ma da questa la differenziano la presenza di febbre, mal di gola e adenopatie, assenti nella MCS, mentre nella CFS manca la risposta a sostanze chimiche (14).

La sindrome psicogena di massa (*Psychogenic Mass Illness*, PMI), una diagnosi piuttosto comune negli anni '70 per indicare fenomeni epidemici di "malore" con un ampio corteo di sintomi nei lavoratori dell'industria o di comunità residenti in locali chiusi, ha una eziologia almeno in parte riferibile ad agenti tossici (15, 16). Ciò significa che le diagnosi di PMI e MCS si sovrappongono, o addirittura appaiono come due interpretazioni dello stesso fenomeno.

In qualche modo correlate alla MCS sono la cacosmia (17), l'encefalopatia neurotossica da sostanze chimiche, l'intolleranza multipla a farmaci (18). I soggetti con familiarità per disturbi affettivi come la depressione maggiore e la bipolare o gli attacchi di panico sarebbero maggiormente sensibili (19), e l'associazione tra MCS e condizioni psichiatriche è comprovata praticamente da tutti gli studi in merito. Postulata, ma ancora non chiarita, è l'associazione con malattie allergiche o con turbe della funzione immunitaria (5, 20).

Eziopatogenesi

L'eziologia della manifestazione morbosa è oscura; si confrontano ipotesi immunologiche, tossicologiche (ridotta capacità di detossificazione), infiammatorie (riflesso mediato dalle mucose respiratorie), vasculitiche, psicologiche, neurologiche (4, 21, 22). Tra queste ultime il *kindling*, una particolare sensibilizzazione tempo-dipendente dei neuroni olfattori limbici (23, 24). Agenti chimici liposolubili potrebbero iniziare il fenomeno di amplificazione degli stimoli olfattivi a livello limbico; altri agenti chimici possono perpetuare ed estendere la sensibilizzazione. Il bersaglio principale dei fenomeni neuropatologici sarebbe l'amigdala, ma anche altre zone del sistema limbico possono essere interessate. Le relazioni dell'ipotalamo con la regione limbica spiegherebbero le alterazioni della termoregolazione, del comportamento alimentare e riproduttivo, dell'attività cardiovascolare e dell'aggressività, del sistema simpatico-parasimpatico, nonché delle aree della corteccia deputate al controllo emozionale, che si osservano nei soggetti con MCS.

Va ricordato che, in ogni caso, manca la possibilità di stabilire una relazione causa/effetto tra l'esposizione ambientale ed i sintomi, in quanto non si osserva relazione dose/risposta, le concentrazioni delle sostanze non sono tali da determinare intossicazione, i sintomi non sono specifici dell'effetto di ciascuna tossina, spesso manca una chiara relazione temporale tra l'esposizione a tossine ed i sintomi.

L'insufficiente chiarezza circa le cause della MCS fa sì che sia aperto il dibattito se la sindrome sia un'entità autonoma o non piuttosto l'espressione di varie condizioni morbose. Gli scettici per lo più attribuiscono i sintomi a problemi di natura psichiatrica. In effetti, nell'ambito dei pazienti con MCS si trova un tasso di disturbi a carattere depressivo più alto che nei controlli; tuttavia tale fenomeno potrebbe essere la conseguenza, e non la causa, di una malattia cronica quale è la MCS; in alternativa, la presenza di disturbi d'ansia e somatici potrebbe rappresentare una condizione predisponente alla comparsa di MCS. L'importanza eziologica dello stress avvicina la sensibilità multipla a sindromi psichiatriche, come il disturbo da stress post traumatico (PTSD). In effetti, i modelli di sensibilizzazione proposti per spiegare il PTSD sono gli stessi di quelli invocati nella patogenesi della MCS. I punti di contatto e sovrapposizione con alcune sindromi psichiatriche (somatizzazione, neurastenia, disturbo d'ansia) sono molto stretti, e indubbiamente una parte dei pazienti può ricevere entrambe le diagnosi. La MCS perciò è vista da alcuni come una nuova interpretazione di disturbi neurologici, neuropsicologici e neuropsichiatrici, che forse richiede ulteriore approfondimento, da altri come un disturbo raro, poco conosciuto e controverso spesso associato con affezioni psichiatriche. È necessario in ogni caso non ritenere che il riscontro di sintomi psichiatrici equivalga a dimostrare l'eziologia psichiatrica dei disturbi.

Rilevanza del problema

L'impatto sociale della sindrome è molto importante. Alcune Assicurazioni statunitensi includono la condizione tra quelle indennizzabili (2). Il 94% dei lavoratori nella casistica di Lax (8) risulta aver fatto richiesta di indennizzo, e nell'arco di 4-30 mesi due terzi di tali pazienti risultano aver ottenuto benefici assicurativi.

Sparks (25) osserva che, nel vuoto creato dalla scarsità di dati scientifici, la sensibilità multipla è rapidamente diventata una malattia politicamente riconosciuta.

Riconoscere la MCS come malattia, capace di causare invalidità permanente ha un indubbio rilievo sul servizio sanitario nel suo complesso, e sull'assicurazione dei lavoratori in particolare. Anche il sistema regolativo degli inquinanti industriali finirà per esserne influenzato.

Il problema nei paesi industrializzati è largamente diffuso, ed i costi, per cure mediche o invalidità, sono molto elevati. L'entità degli interessi in gioco e la molteplicità dei settori coinvolti (enti previdenziali e assistenziali, aziende sanitarie, assicurazioni,

industrie chimiche e manifatturiere) rende ancor meno comprensibile l'esiguità delle risorse attualmente dedicate alla ricerca su questo argomento.

Terapia

Purtroppo, il riconoscimento di questa nuova sindrome non si è accompagnato con un sostanziale aumento delle nostre conoscenze sulla sua eziopatogenesi, né con un drastico miglioramento delle possibilità terapeutiche.

I pazienti con sensibilità multipla spesso si ritengono, o sono ritenuti da qualche medico, *allergici*. Molto più frequentemente, essi sono classificati come *isterici* o *funzionali*, o ancora, nei casi di MCS professionale, come *simulatori* o *affetti da sindrome da indennizzo*. Non solo i medici, ma anche i datori di lavoro, i colleghi ed i familiari tendono spesso a sminuire l'importanza dei sintomi, che vengono ritenuti fittizi, o più o meno coscientemente esagerati.

Il paziente si rivolge a numerosi medici e specialisti, e non di rado riceve pareri difformi o contrastanti. Finisce quindi per lo più per sviluppare una malcelata diffidenza ed irritazione verso i medici che non hanno creduto alla realtà dei suoi problemi, o verso i datori di lavoro o altre autorità ritenute responsabili dell'insorgenza dei disturbi.

Le discussioni circa la pertinenza della condizione morbosa alla psicologia piuttosto che alla tossicologia, o viceversa, risultano del tutto oziose ai fini della soluzione del problema di crescente gravità della sensibilità multipla. I pazienti con MCS sono malati, dunque vanno aiutati: è questa l'unica conclusione eticamente valida.

I trattamenti proposti comprendono cambiamenti delle abitudini alimentari, tecniche di desensibilizzazione non ortodosse, rigido allontanamento dalle comuni occasioni di esposizione a sostanze chimiche a basse dosi, sotto il diretto controllo medico; tali raccomandazioni possono determinare una grave riduzione della qualità della vita e l'impoverimento delle relazioni sociali.

Il trattamento di pazienti con MCS in un servizio di Medicina del Lavoro richiede l'impiego di mezzi che superano quelli comunemente impegnati nell'attività preventiva di base. La complessità della sindrome richiede un approccio eclettico, nel quale trovano impiego anche metodi non strettamente medici. Tra questi, il sostegno psicologico del paziente e l'assistenza nella ricerca di stili di vita favorevoli.

Il primo passo consiste nel far capire al paziente che riteniamo i suoi sintomi reali e molto rilevanti. Un'anamnesi ed un esame obiettivo particolarmente approfondito serviranno anche a rassicurare il paziente. Gli esami ematochimici e strumentali sono per lo più inutili ai fini diagnostici, ma può essere opportuno prescriverne alcuni, sempre allo scopo di rassicurare il paziente circa l'assenza di *intossicazione* o *allergia*. Sarà sempre bene discutere col paziente il risultato degli esami e metterlo al corrente degli sviluppi del processo diagnostico.

Il punto cruciale consiste nel rafforzare i comportamenti positivi del paziente, rassicurandolo, insegnandogli a rilassarsi e guidandolo nel progressivo controllo della propria reattività.

L'atteggiamento mentale del paziente verso la malattia è di capitale importanza. Contrariamente a quello che accade nelle malattie acute e nelle psicosi, l'accettazione del ruolo di *malato* non è utile ai fini terapeutici. Il paziente deve essere educato a non sentirsi *vittima* dell'ambiente, ma piuttosto a considerarsi una persona che *sopravvive* all'insulto ambientale (26).

Da quello che abbiamo detto consegue che il medico potrà trovarsi in una posizione scomoda e ambigua, al momento di consigliare il suo paziente se intraprendere una richiesta di indennizzo. Lo stato di postulante difatti può essere di ostacolo alla riabilitazione. Un acceso contrasto del lavoratore con il suo datore di lavoro può essere un fattore di peggioramento.

Nel tracciare il piano terapeutico, è bene evitare alcuni possibili errori: l'uso estensivo di farmaci, che generalmente inducono un peggioramento dei sintomi; la proiezione di attese poco realistiche circa la guarigione; l'esaltazione di atteggiamenti rivendicativi. L'obiettivo ideale della terapia è, secondo Schottenfeld (27), insegnare al paziente a convivere con i suoi disturbi.

Le misure terapeutiche dovranno essere studiate in funzione delle esigenze di ciascun paziente.

È indicato in primo luogo il trattamento delle infezioni croniche, in quanto si è osservato che la loro risoluzione porta ad un generale beneficio nella sintomatologia tipo MCS. Nel caso di infezioni da germi opportunistici, sarà giustificato un tentativo di identificare e, ove possibile, trattare eventuali deficit immunologici.

Andranno altresì corretti i difetti delle ghiandole endocrine (*in primis*, l'ipotiroidismo) che spesso si associano all'MCS.

I pazienti con sintomi a carico delle vie respiratorie andranno studiati con la maggiore attenzione, per la possibile presenza di atopia. Una allergia da contatto, o reaginica, non esclude la diagnosi di MCS, ma può complicare il quadro clinico.

Nei casi correlati al lavoro, e soprattutto in quelli in cui prevalgano i sintomi irritativi, l'allontanamento dall'esposizione è di indicazione assoluta. Un tentativo ragionevole di riesposizione può essere condotto qualora si sia riusciti ad ottenere un discreto miglioramento clinico, ma nella maggior parte dei casi, purtroppo, l'esposizione alle sostanze che hanno determinato la comparsa della sindrome non è più possibile.

Nel prescrivere l'evitamento dell'esposizione, il medico deve essere particolarmente oculato. Ogni sostanza da evitare corrisponde ad una limitazione della qualità della vita. Si deve ricordare che i pazienti con MCS possono presentare intolleranza a cibi, o a farmaci, in aggiunta a quella per le sostanze chimiche aerodisperse, il che aumenta a dismisura lo spettro delle precauzioni da prendere. Un regime di *isolamento totale*, oltre che poco realizzabile, è fortemente psicopatogeno e può sensibilmente aggravare il quadro clinico per la comparsa di depressione psichica.

Lo scopo del medico deve essere quello di esaltare la capacità del paziente di confrontarsi vittoriosamente con l'ambiente circostante, prevenendone la regressione in uno stato di inabilità e dipendenza. Il livello ancora insoddisfacente delle possibilità terapeutiche dovrebbe indurre al maggiore impegno preventivo, riducendo l'esposizione delle popolazioni a sostanze chimiche ai casi di assoluta e comprovata necessità, ed ai livelli più bassi che sia ragionevole raggiungere.

Bibliografia

1. CULLEN, M.R. The worker with multiple chemical sensitivities: an overview. In: *Cullen MR (ed) Occupational Medicine State of the Art Reviews*. Philadelphia: Hanley & Belfus, 1987, pp. 655-662.
2. MILLER, C. White paper: chemical sensitivity: history and phenomenology. *Toxicol. Industr. Health* 1994, 10 (4/5): 253-276.
3. WELCH, L.S., SOKAS, R. Development of Multiple Chemical Sensitivity after an outbreak of Sick-Building Syndrome. *Toxicol. Industr. Health* 1992, 84: 47-50.
4. ASHFORD, N.A., MILLER, C.S. *Chemical exposure: low levels and high stakes*. New York: Van Nostrand Reinhold, 1991.
5. SIMON, G.E., DANIELL, W., STOCKBRIDGE, H., CLAYPOOLE, K., ROSENSTOCK, L. Immunologic, psychological, and neuropsychological factors in Multiple Chemical Sensitivity. *Ann. Int. Med.* 1993, 19 (2): 97-103.
6. NETHERCOTT, J.R., DAVIDOFF, L.L., CURBOW, B., ABBEY, H. Multiple Chemical Sensitivities Syndrome: toward a working case definition. *Arch. Environ. Health* 1993, 48: 19-26.
7. REST, K.M. A survey of AOEC physician practice and attitudes regarding multiple chemical sensitivity. *Toxicol. Industr. Health* 1992, 8: 51-65.
8. LAX, M.B., HENNEBERGER, P.K. Patients with multiple chemical sensitivities in an Occupational Health Clinic: presentation and follow-up. *Arch. Environ. Health* 1995, 50 (6): 425-431.
9. ASHFORD, N., HEIZOW, B., LUTJEN, K., MAROULI, C., MOLHAVE, L., MONCH, B. *Chemical sensitivity in selected European countries- an exploratory study*. Athens: Ergonomia, 1995.
10. MAGNAVITA, N. La sensibilità multipla. Relazione al Congresso "Ambiente e malattie del sistema nervoso", Roma 16-17 dicembre 1994.
11. MAGNAVITA, N. Multiple Chemical sensitivity: clinical observations among an Occupational Health Clinic population in Italy. Comunicazione al Congresso Internazionale Indoor Air '96, Nagoya July 21-26, 1996.
12. DOTY, R.L., DEEMS, D.A., FRYE, R.E., PELBERG, R., SHAPIRO, A. Olfactory sensitivity, nasal resistance, and autonomic function in patients with multiple chemical sensitivities. *Arch. Otolaryngol. Head Neck Surg.* 1988, 114: 1422-1427.
13. MEGGS, W.J., CLEVELAND, C.H.JR. Rhinolaryngoscopic examination of patients with the Multiple Chemical Sensitivity Syndrome. *Arch. Environ. Health* 1993, 48 (1): 14-18.
14. KILBURN, K.H. Symptoms, syndrome and semantics: Multiple Chemical Sensitivity and Chronic Fatigue Syndrome. *Arch. Environ. Health* 1993, 48 (5): 368-369.
15. FAUST, H.S., BRILLIANT, L.B.B. Is the diagnosis of "Mass Hysteria" an excuse for incomplete investigation of low-level environmental contamination? *J. Occup. Med.* 1981, 23 (1): 22-26.
16. MAGNAVITA, N. Psychosocial factors in Sick Building Syndrome. In: *Symposium on Indoor Air Quality and Health*, Perugia, 1991, p. 263-268.
17. BELL, I.R., SCHWARTZ, G.E., PETERSON, J.M., AMEND, D. Self-reported illness from chemical odors in young adults without clinical syndromes or occupational exposures. *Arch. Environ. Health* 1993, 48 (1): 6-13.

18. PATRIARCA, G., SCHIAVINO, D., NUCERA, E., COLAMONICO, P., MONTESARCHIO, G., SARACENI, C. Multiple drug intolerance: allergological and psychological findings. *J. Invest. Allergol. Clin. Immunol.* 1991, 1 (2): 138-144.
19. BELL, I.R., MILLER, C.S., SCHWARTZ, G.E. An olfactory model of Multiple Chemical Sensitivity Syndrome: possible relationships to Kindling and Affective Spectrum Disorders. *Biol. Psych* 1992, 32: 218-242.
20. ALBRIGHT, J.F., GOLDSTEIN, R.A. Is there evidence of an immunologic basis for multiple chemical sensitivity? *Toxicol. Ind. Health.* 1992, 8 (4): 215-219.
21. MEGGS, W.J. Neurogenic inflammation and sensitivity to environmental chemicals. *Environ. Health Persp.* 1993, 101 (3): 234-238.
22. SPARKS, P.J., DANIELL, W., BLACK, D.W., KIPEN, H.M., ALTMAN, L.C., SIMON, G.E., TERR, A.I. Multiple Chemical Sensitivity Syndrome: a clinical perspective. I. Case definition, theories and pathogenesis, and research needs. *J. Occup. Med.* 1994, 36, (7): 718-730.
23. MILLER, C.S., SCHWARTZ, G.E. An olfactory-limbic model of multiple chemical sensitivity syndrome: possible relationships to kindling and affective spectrum disorders. *Biol. Psychiatry* 1992, 32: 218-242.
24. BELL, I.R., SCHWARTZ, G.E., PETERSON, J.M., AMEND, D., STINI, W.A. Possible time-dependent sensitization to xenobiotics: self-reported illness from chemical odors, foods, and opiate drugs in an older adult population. *Arch Environ Health* 1993, 48 (5): 315-327.
25. SPARKS, P.J., DANIELL, W., BLACK, D.W., KIPEN, H.M., ALTMAN, L.C., SIMON, G.E., TERR, A.I. Multiple Chemical Sensitivity Syndrome: a clinical perspective. II. Evaluation, diagnostic testing, treatment, and social considerations. *J. Occup. Med.* 1994, 36, (7): 731-737.
26. MC LELLAN, R.K. Biological interventions in the treatment of patients with multiple chemical sensitivities. *Occup. Med. State of the Art Rev.* 1987, 2 (4): 755-777.
27. SCHOTTENFELD, R.S. Workers with multiple chemical sensitivities: a psychiatric approach to diagnosis and treatment. *Occup. Med. State of the Art Reviews* 1987, 2 (4): 739-753.

ALTERAZIONI OBIETTIVE DELL'APPARATO RESPIRATORIO E DELL'OCCHIO IN LAVORATORI DI UN MODERNO OSPEDALE AFFETTI DA SICK BUILDING SYNDROME

Giacomo Muzi (a), Marco dell'Omo (a), Maria Patrizia Accattoli (a), Giuseppe Abbritti (a), Francesco Loi (b), Paolo Del Guerra (b)

(a) *Istituto di Medicina del Lavoro e Tossicologia Professionale ed Ambientale, Università di Perugia*

(b) *Servizio di Medicina del Lavoro, Unità Sanitaria Locale di Arezzo*

Nel corso di un episodio di *Sick Building Syndrome* (SBS) recentemente insorto nei lavoratori di un nuovo ospedale del centro Italia abbiamo sottoposto ad indagini strumentali i lavoratori con sintomi, al fine di evidenziare la eventuale presenza di alterazioni dell'apparato respiratorio e degli occhi.

I risultati dei prick tests, delle prove di funzionalità respiratoria e del test di provocazione bronchiale con metacolina non hanno mostrato differenze tra i lavoratori con sintomi delle vie aeree e i controlli. Nei lavoratori con sintomi oculari è stata evidenziata una maggiore prevalenza di iperemia congiuntivale e di riduzione del break-up-time (BUT).

In conclusione, in dipendenti ospedalieri affetti da SBS non sono presenti alterazioni obiettivabili a carico dell'apparato respiratorio mentre è documentabile una riduzione della stabilità del film lacrimale.

Introduzione

La SBS è stata descritta principalmente in uffici e, meno frequentemente, in biblioteche, scuole e altri edifici, pubblici e privati (1, 2, 3); per quanto riguarda gli ospedali, solo 3 segnalazioni sono state da noi reperite mediante una ricerca bibliografica degli ultimi 10 anni (4, 5, 6).

Recentemente abbiamo condotto un'indagine sui dipendenti di un ospedale del Centro Italia che avevano cominciato a lamentare sintomi diversi subito dopo il trasferimento (avvenuto 4 mesi prima) in un nuovo edificio di tipologia moderna e parzialmente munito di impianto di condizionamento dell'aria (7).

Dall'indagine è emerso che il quadro sintomatologico riproduceva quello tipico della SBS e che i sintomi erano riferiti da un'elevata percentuale dei lavoratori.

L'indagine ambientale (in 3 diverse zone dell'ospedale) ha evidenziato un'umidità relativa media compresa tra 17.4 e 26.5%, una temperatura tra 23.1 e 25.5 °C, una

illuminazione tra 337 e 444 lux, una polverosità totale tra 6 e 47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, una carica batterica totale tra 5 e 17 ufc/ m^3 , una carica di lieviti e miceti tra 2 e 6 ufc/ m^3 e un livello di composti organici volatili (VOCs) tra 138 e 173 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Solo in pochi studi sono stati usati tests strumentali e di laboratorio al fine di evidenziare alterazioni oggettive dello stato di salute (8, 9); abbiamo pertanto condotto uno studio clinico sui soggetti che accusavano sintomi utilizzando tests strumentali, con lo scopo di svelare eventuali reperti alterati a carico dell'occhio e dell'apparato respiratorio.

Metodi

A seguito della comparsa di sintomi tipici della SBS in dipendenti di un ospedale di nuova costruzione abbiamo condotto una prima indagine nel corso della quale i sintomi sono stati classificati come correlati con la permanenza nell'ambiente di lavoro se erano comparsi (o peggiorati) dopo l'inizio del lavoro nella nuova sede ospedaliera e se regredivano (o miglioravano) alla fine del lavoro e/o durante i giorni di assenza (1, 2).

Successivamente abbiamo studiato 86 soggetti che presentavano almeno un sintomo a carico delle vie aeree (naso chiuso, rinorrea, starnuti a salve, gola secca, respiro sibilante, tosse, dispnea e costrizione toracica) e/o a carico dell'occhio (bruciore e iperemia).

Come gruppo di controllo sono stati designati 76 impiegati della amministrazione pubblica che lavoravano in un edificio di struttura tradizionale, ventilato naturalmente, dove non erano stati segnalati problemi di salute.

Tutti i soggetti hanno risposto ad un questionario somministrato da un medico, volto ad ottenere informazioni sulle caratteristiche personali, l'abitudine al fumo, la presenza di allergie personali o familiari, le malattie e le terapie in atto o in progressione. I lavoratori che riferivano sintomi a carico delle vie aeree ($n = 64$) sono stati sottoposti a 1) prick tests per 17 allergeni inalatori comuni, 2) spirometria, 3) test di provocazione bronchiale con metacolina. I lavoratori con sintomi oculari ($n = 59$) hanno effettuato 1) test di Schirmer e 2) *Break-up-time test* (BUT). I controlli hanno eseguito sia i test oculari che quelli per l'apparato respiratorio. Criteri di esclusione dall'esecuzione del test alla metacolina sono stati la presenza di asma bronchiale e/o il riscontro di un Volume Espiratorio Massimo al Secondo (VEMS) basale inferiore al 60% del valore teorico. Per quanto riguarda i tests oculari, i criteri di esclusione sono stati l'impiego di lenti a contatto, l'assunzione di farmaci che possono interferire con la lacrimazione o la presenza di malattie oculari.

Sono stati considerati atopici i soggetti che ai prick tests presentavano 2+ (risposta positiva) ad almeno uno degli allergeni valutati (10). La spirometria ed il test alla metacolina sono stati eseguiti utilizzando uno spirometro Vitalograph a secco, con la tecnica del respiro singolo, secondo criteri standard (11).

La dose iniziale di metacolina era di $0.128 \mu\text{mol}$ e veniva incrementata per 8 volte fino ad arrivare a una dose cumulativa massima di $16.348 \mu\text{mol}$. Il test veniva considerato positivo quando il decremento del VEMS era superiore o uguale al 15% (PD_{15}) del valore basale (12). La risposta alla metacolina è stata anche valutata come variabile continua, usando lo *slope* della curva dose-risposta (13). Lo *slope* dose-risposta è stato calcolato come il decremento del VEMS dopo l'ultima dose di metacolina rispetto al valore basale diviso per la dose cumulativa di metacolina, ed è stato espresso in unità di decremento percentuale del VEMS per μmol di metacolina. Il valore di 0.92 è stato considerato il *cut-off* fra una reattività bronchiale normale e l'iperreattività (decremento del 15% del VEMS/ $16.348 \mu\text{mol}$ di metacolina).

I tests oculari sono stati eseguiti in entrambi gli occhi dopo un attento esame clinico; per le elaborazioni sono stati considerati i valori peggiori ottenuti. Il test di Schirmer I (14) valuta sia la secrezione lacrimale basale che quella riflessa, usando una striscia di carta bibula posta nel sacco congiuntivale inferiore dell'occhio aperto. I risultati vengono espressi in millimetri di imbibizione; il valore normale è superiore o uguale a 10 mm.

La stabilità del film lacrimale è valutata con il test BUT (15). Il film lacrimale, colorato con $10 \mu\text{l}$ di fluoresceina 1%, viene esaminato con una lampada a fessura per misurare il tempo intercorrente fino alla prima rottura del film stesso (il valore normale è superiore o uguale a 10 sec).

Per l'analisi statistica sono stati usati il χ^2 o il test esatto di Fisher per il confronto tra proporzioni e il "t" test di Student per il confronto tra medie. Il test di Spearman per i ranghi è stato usato per lo studio della correlazione tra i valori dello *slope* dose-risposta e diverse variabili continue (VEMS basale, CVF, $\text{FEF}_{25-75\%}$, età). Per confrontare i valori dello *slope* è stato usato il test non parametrico di Wilcoxon, poiché nonostante la trasformazione logaritmica, i valori stessi non avevano una distribuzione normale. Per tutte le elaborazioni è stato usato il programma SAS (16).

Risultati

L'età media, l'abitudine al fumo, la prevalenza di malattie allergiche personali e familiari sono risultate sovrapponibili nei lavoratori ospedalieri e nei controlli. Le donne erano più numerose tra i dipendenti ospedalieri; l'anzianità lavorativa era di circa 15 anni in entrambi i gruppi.

Il 20% dei controlli e il 24.2% dei 64 ospedalieri affetti da sintomi delle vie aeree presentava positività cutanea ad almeno uno degli allergeni valutati. I valori medi di VEMS, CVF e $\text{FEF}_{25-75\%}$ erano superiori al 95% dei valori teorici in tutti i soggetti di entrambi i gruppi, con una tendenza a valori più bassi nei controlli.

La distribuzione in classi di reattività alla metacolina ($0.127 - 1.024$; $1.025 - 4.096$; $4.097 - 16.348 \mu\text{mol}$) era simile in entrambi i gruppi con evidenza di iperreattività

($PD_{15} \leq 16.348$) nel 16.2% dei controlli e nel 7.8% dei dipendenti ospedalieri. La distribuzione di frequenza dei valori dello *slope* della metacolina è rappresentata nella figura 1; in entrambi i gruppi la mediana era al di sotto di 0.92 definito come *cut-off*, anche se i risultati negli ospedalieri erano più bassi ($p = 0.0132$).

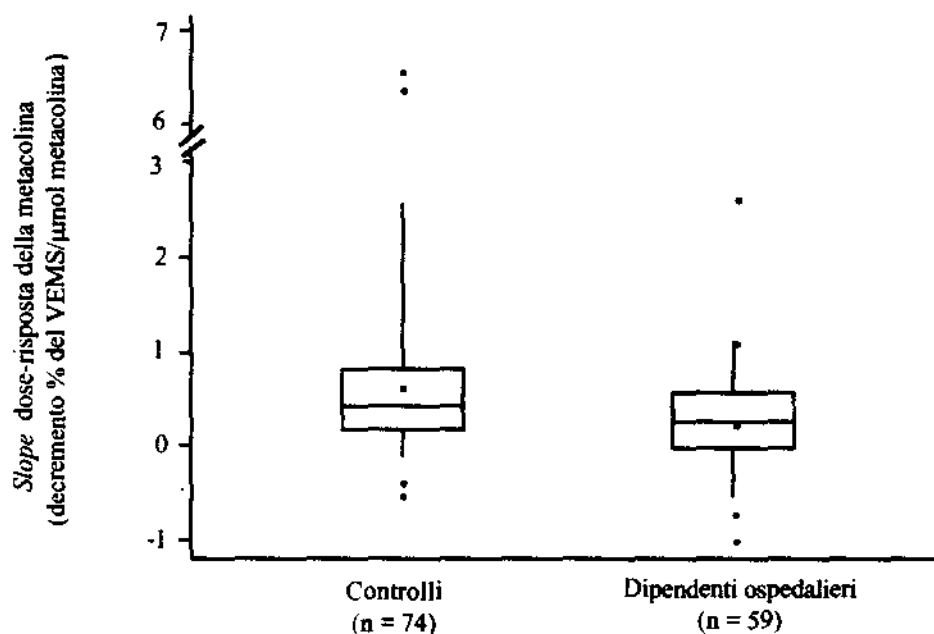


Figura 1. - Distribuzione dei valori dello *slope* del test alla metacolina.

I valori dello *slope* non sono risultati correlati con l'età, il sesso, l'anamnesi positiva per allergia, l'atopia, la CVF. Nei controlli è stata documentata una modesta correlazione negativa con il VEMS basale ($p = 0.048$) e una più netta con il $FEF_{25-75\%}$ ($p = 0.0005$). L'abitudine al fumo è risultata associata a valori più alti dello *slope* solo nei lavoratori ospedalieri ($p = 0.0057$).

La visita oculistica nei lavoratori ospedalieri con sintomi oculari ($n = 59$) ha evidenziato un'alta prevalenza di iperemia congiuntivale (94.4%), associata in qualche caso a tumefazione palpebrale (11.3%). La media dei valori dello Schirmer I è risultata lievemente inferiore nei casi rispetto ai controlli (17.7 mm, DS 8.4 vs 21.4 mm, DS 7; $p = 0.0148$). Per quanto riguarda i risultati del BUT, valori ridotti, compresi tra 5 e 9 s, sono stati osservati più spesso negli ospedalieri rispetto ai controlli ($p = 0.003$) (Fig.2). Nessuno dei valori era inferiore a 5 s.

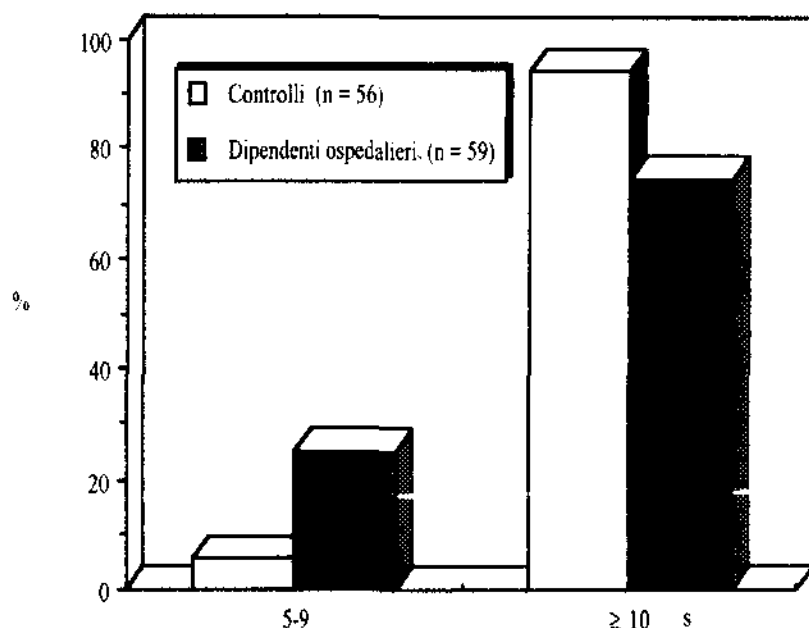


Figura 2. - Break-up time (BUT) test.

Discussione

Sebbene sintomi a carico dell'apparato respiratorio, interessanti soprattutto le alte vie aeree, siano stati segnalati da numerosi studi condotti in edifici sigillati (1, 17, 18), la funzionalità respiratoria durante un episodio di SBS non è mai stata studiata, almeno a quanto a noi risulta; pertanto non sono disponibili dati di confronto.

Dai nostri risultati emerge che i valori di VEMS e FEF_{25-75%} erano normali; questo dato, indicativo di assenza di ostruzione bronchiale (anche a livello delle piccole vie aeree), fa supporre che nella SBS non ci sia una risposta infiammatoria acuta. La normalità della CVF, indice di assenza di alterazioni parenchimali, tende a supportare questa ipotesi.

Gli studi epidemiologici condotti in corso di epidemie di SBS non hanno studiato la reattività bronchiale, nonostante le raccomandazioni formulate (19,20). In effetti, una iperreattività bronchiale acquisita, associata o meno a flogosi, può svilupparsi dopo esposizione a vari agenti (21, 22, 23). All'interno dei moderni edifici possono essere rilevati fattori irritanti o sensibilizzanti (formaldeide, ozono, fibre di vetro, VOCs, ecc.) (2, 24, 25) alcuni dei quali, come dimostrato da esposizioni sperimentali controllate, possono provocare irritazione delle vie aeree superiori ed inferiori (26, 27).

Contrariamente alle nostre aspettative, i risultati ottenuti hanno mostrato valori più elevati di *slope* della curva dose-risposta nel test alla metacolina nei controlli, suggerendo una maggiore reattività bronchiale in questi piuttosto che nei lavoratori

dell'ospedale. Questa differenza potrebbe essere spiegata con il fatto che i valori basali di VEMS e FEF_{25-75%}, che si correlavano negativamente con lo *slope*, erano lievemente più bassi nei controlli. Ad ogni modo, in entrambe le popolazioni i valori medi dello *slope* erano ampiamente compresi nell'ambito dell'intervallo di riferimento (28, 29); pertanto riteniamo che questa differenza statistica non abbia alcuna rilevanza dal punto di vista biologico. È importante ricordare che i fattori microclimatici possono influenzare la reattività bronchiale. Infatti, studi in vitro e su volontari esposti a valori estremi di temperatura (-17°C) e di umidità (0%) hanno evidenziato modificazioni della reattività delle vie aeree (12, 30). I risultati ottenuti con l'indagine ambientale nell'ospedale fanno supporre che i livelli di polverosità e di inquinamento microbico e chimico fossero troppo bassi per causare infiammazioni o altre reazioni dell'apparato respiratorio nei lavoratori ospedalieri, ma che i valori di umidità relativa (spesso inferiori al 30%) non fossero adeguati per assicurare il benessere soggettivo. Tuttavia riteniamo che le condizioni microclimatiche non propriamente ottimali e la breve permanenza nella nuova sede non siano state sufficienti ad aumentare la reattività bronchiale a livelli tali da poter essere documentata con le indagini strumentali impiegate.

D'altro canto, alcuni fattori ambientali, soprattutto livelli eccessivi di luminosità e scarsa umidità dell'aria, potrebbero aver contribuito a determinare la comparsa dei sintomi oculari e delle alterazioni della stabilità del film lacrimale osservate nei lavoratori ospedalieri. Il test di valutazione della stabilità del film lacrimale è largamente usato, sebbene sia importante interpretarne i risultati con estrema cautela; infatti i fattori che possono influenzarlo sono numerosi. Nel nostro studio i soggetti che utilizzavano lenti a contatto, che erano affetti da malattie o che effettuavano terapie che interferiscono con la funzione lacrimale erano stati esclusi; pertanto la modesta riduzione della stabilità del film lacrimale osservata va accettata come reale, a conferma di altri dati della letteratura (8, 9) suggestivi di una relazione tra sintomi oculari e riduzione dei valori del BUT in lavoratori di ufficio. La tendenza verso una alterazione della funzionalità lacrimale viene sostenuta anche dai risultati del test di Schirmer che, sebbene non marcatamente compromesso, mostrava una leggera riduzione quantitativa della secrezione lacrimale.

In conclusione, questo studio ha evidenziato che, nel corso di un episodio di SBS insorto in ambiente ospedaliero, la funzionalità lacrimale risulta compromessa nei lavoratori con sintomi oculari mentre, nei lavoratori con sintomi delle vie aeree, i tests di funzionalità respiratoria e la reattività bronchiale non sembrano essere interessati.

Bibliografia

1. FINNEGAN, M.J., PICKERING, C.A.C., BURGE, P.S. The sick building syndrome: prevalence studies. *Br. Med J.* 1984, 289: 1573-1575.
2. SKOV, P., VALBJORN, O., AND THE DANISH INDOOR STUDY GROUP. The sick-building syndrome in the office environment: the Danish town hall study. *Environ Int.* 1987, 13: 339-349.
3. ABBRITTI, G., MUZI, G., ACCATTOLI, M.P., FIORDI, T., DELL'OMO, M., COLANGELI,

- C., GABRIELLI, A., FABBRI, T., D'ALESSANDRO, A. High prevalence of sick building syndrome in a new air-conditioned building. *Arch. Environ. Health* 1992, 47: 16-22.
4. BRANDT-RAUF, P.W., ANDREWS, L.R., SCHWARZ-MILLER, J. Sick-Hospital Syndrome. *J. Occup. Med.* 1991, 33: 373-739.
5. JONES, D. Sick hospital, sick doctor: Halifax hospital tries to cope with "environmental illness". *Can. Med. Assoc. J.* 1992, 11: 2057-2061.
6. POLLMAN, L., POLLMANN, B. 1987. Observations on the "Sick Building Syndrome" in a newly built large hospital. In: *Proceedings of the Indoor Air '87*. Berlin, 17-21 August 1987. p.577-581.
7. MUZI, G., DELL'OMO, M., ACCATTOLI, M.P., LOI, F., DEL GUERRA, P., ABBRITTI, G. The Sick Hospital Syndrome in a modern Italian hospital. In: *Healthy Buildings '95, an international conference on healthy buildings in mild climate*, Milano 10-14 Sept. 1995, M.Maroni (ed.), Milano, 1995, 2, p.1023-1028.
8. FRANK, C. Eye symptoms and signs in buildings with indoor climate problems ('office eye syndrome'). *Acta Ophthalmol.* 1986, 64: 306-311.
9. FRANK, C., BACH, E., SKOV, P. Prevalence of objective eye manifestations in people working in office buildings with different prevalences of the sick building syndrome compared with the general population. *Int. Arch. Occup. Environ. Health.* 1993, 65: 65-69.
10. Società Italiana di Allergologia e Immunologia Clinica. Memorandum su: diagnostica delle allergopatie. *Bollettino della Società Italiana di Allergologia e Immunologia Clinica.* 1992, 6: 351-370.
11. American Thoracic Society. Standardization of spirometry: 1987 update. *Am. Rev. Respir. Dis.* 1987, 136: 1285-1288.
12. AMIRAV, I., PLIT, M. Temperature and humidity modify airway response to inhaled histamine in normal subjects. *Am. Rev. Resp. Dis.* 1989, 140: 1416-1420.
13. O'CONNOR, G., SPARROW, D., TAYLOR, D., SEGAL, M., WEISS, S. Analysis of dose-response curves to methacholine. An approach suitable for population studies. *Am. Rev. Respir. Dis.* 1987, 136: 1412-1417.
14. WILLIAMSON, J., ALLISON, M. Effect of temperature and humidity in the Schirmer tear test. *Brit. J. Ophthalmol.* 1967, 51: 596-598.
15. VANLEY, G.T., LEOPOLD, I.H., GREGG, T.H. Interpretation of tear film break-up. *Arch. Ophthalmol.* 1977, 95: 445-448.
16. SAS Institute Inc. - SAS/STAT User's Guide, Version 6, Fourth Edition, Cary, NC: SAS Institute Inc., 1990.
17. BURGE, S., HEDGE, A., WILSON, S., BASS, J.H., ROBERTSON, A. Sick building syndrome: a study of 4373 office workers. *Ann. Occup. Hyg.* 1987, 31: 493-504.
18. MENDELL, M.J., SMITH, A.H. Consistent pattern of elevated symptoms in air-conditioned office buildings: A reanalysis of epidemiologic studies. *Am. J. Public Health* 1990, 80: 1193-1199.
19. WORLD HEALTH ORGANIZATION. Indoor air quality research. Report on a WHO meeting. Euro Reports and Studies No. 103. Copenhagen, Denmark: WHO Regional Office for Europe, 1986.
20. SAMET, J.M., SPEIZER, E. Assessment of health effects in epidemiologic studies of air pollution. *Environ. Health Perspect.* 1993, 101 (4): 149-154.
21. BOUSHEY, H.A., HOLTZMAN, M.J., SHELLAR, J.R., NADEL, J.A. Bronchial hyperreactivity. *Am. Rev. Respir. Dis.* 1990, 121: 389-413.
22. COCKCROFT, D.W. Nonallergic airway responsiveness. *J. Allergy Clin. Immunol.* 1988, 81: 111-118.
23. SHEPPARD, D. Mechanisms of acute increase in airway responsiveness caused by environmental chemicals. *J. Allergy Clin. Immunol.* 1988, 81: 128-132.
24. GOYER, N. Chemical contaminants in office buildings. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 1990, 51: 615-619.
25. BROOKS, B.O., UTTER, G.M., DEBROY, J.A., SCHIMKE, R.D. Indoor air pollution: an edifice complex. *Clin. Toxicol.* 1991, 29: 315-374.
26. KOREN, H.S., GRAHAM, D.E., DEVLIN, R.B. Exposure of humans to a volatile organic mixture. III. Inflammatory response. *Arch. Environ. Health* 1992, 47: 39-44.

27. FRAMPTON, M.W., MORROW, P.E., COX, C., GIBB, F.R., SPEERS, D.M., UTELL, M.J. Effects of nitrogen dioxide exposure on pulmonary function and airway reactivity in normal humans. *Am. Rev. Respir. Dis.* 1991, 143: 522-527.
28. ABRAMSON, M.J., SAUNDERS, N.A., HENSLEY, M.J. Analysis of bronchial reactivity in epidemiological studies. *Thorax* 1990, 45: 924-929.
29. PAOLETTI, P., CARROZZI, L., VIEGI, G., MODENA, P., BALLERIN, L., DI PEDE, F., GRADO, L., BALDASSI, S., PEDRESCHI, M., VELLUTINI, M., PAGGIARO, P., MAMMINI, U., FABBRI, L., GIUNTINI, C. Distribution of bronchial responsiveness in a general population: effect of sex, age, smoking, and level of pulmonary function. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 1995, 151: 1770-1777.
30. SOUHRADA, M., SOUHRADA, J.F. The direct effect of temperature on airway smooth muscle. *Respir. Physiol.* 1981, 44: 311-323.

L'INDAGINE EPIDEMIOLOGICA *INDOOR* NEL DELTA DEL PO: EFFETTI DEL BIOSSIDO DI AZOTO E DEL PARTICOLATO RESPIRABILE SOSPESO SULLA VARIABILITÀ DEL PICCO DI FLUSSO ESPIRATORIO (PEF)

Marzia Simoni (a), Patrizia Biavati (a), Laura Carrozzi (b), Giovanni Viegi (b), Anna Angino (b), Francesco Di Pede (b), Sandra Baldacci (b), Tristano Sapigni (a)

(a) *Istituto di Patologia Generale, Università di Ferrara*

(b) *Istituto di Fisiologia Clinica del CNR, Università di Pisa*

Introduzione

Considerando che la gente passa la maggior parte del suo tempo in luoghi confinati (circa l'80%) ed in particolar modo in casa, è diventato indispensabile mettere in relazione gli effetti sulla salute con la totale o parziale esposizione agli inquinanti presenti negli ambienti chiusi. Per valutare gli indici di esposizione come eventuali fattori che influenzano la salute respiratoria, è necessario servirsi sia del monitoraggio diretto degli inquinanti che del monitoraggio indiretto dell'esposizione, facendo uso di questionari standardizzati che forniscano informazioni sullo stile di vita dei soggetti e sulla loro attività giornaliera, e di conseguenza sulle ore passate a contatto con gli inquinanti in esame.

Studi come il nostro tentano di realizzare un approccio epidemiologico per valutare il rapporto dose di inquinante/risposta, per valori relativamente bassi di inquinante.

Metodi

Negli anni 1980/'82 e 1988/'91, abbiamo effettuato due studi epidemiologici trasversali su una popolazione generale abitante nella zona del Delta del Po, per studiare gli effetti degli inquinanti esterni sulla salute (Indagine *outdoor*) (1). Per investigare anche sugli effetti degli inquinanti interni sulla salute respiratoria, a parte della stessa popolazione veniva chiesto di partecipare ad uno speciale studio 'indoor'. 140 famiglie in inverno e 130 in estate accettavano di prendervi parte. I metodi di campionamento sono descritti dettagliatamente in un precedente lavoro (2). In ogni casa, per due settimane, una in estate ed una in inverno, veniva effettuato il monitoraggio del biossido d'azoto (NO_2 , ppb) e del particolato respirabile sospeso ($\text{RSP} < 2.5 \mu\text{m}$, $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (3). Per l' NO_2 fu usato un campionatore passivo (tubo di Palmes) (4) e per l' RSP una pompa attiva di tipo Dorr Oliver (5). Informazioni sulla sintomatologia respiratoria cronica, sesso, peso, altezza, abitudine al fumo di tabacco erano ottenute da questionari

standardizzati. Alcuni di questi dati provenivano dal questionario (7) utilizzato nell'indagine *outdoor*, di cui sopra. Inoltre, su un *diario*, i soggetti riportavano ogni giorno il numero di ore trascorse in luoghi confinati o all'aperto ed eventuali sintomi respiratori acuti registrati nella giornata, tra cui irritazioni allergiche.

Venivano considerati sintomi acuti, con o senza febbre, i seguenti stati: rinorrea, mal di testa, catarro, raffreddore, difficoltà di respiro, fischi, secchezza delle fauci, vertigini, nausea, inconsueta fiacca, occhi arrossati e/o lacrimanti. Infine, ogni soggetto, a casa propria, previo addestramento da parte di personale specializzato, effettuava la misurazione del picco di flusso espiratorio (PEF, L/min), soffiando il più forte possibile in un apparecchio portatile di facile uso (mini-Wright). Le misurazioni venivano effettuate durante le due settimane in esame (più due giorni di prova), nelle due stagioni, quattro volte al giorno: al mattino, a mezzogiorno, alla sera e prima di coricarsi. Ogni volta il soggetto ripeteva la *soffiata* per tre volte ed annotava sul diario il risultato. Per l'effettuazione delle analisi statistiche veniva considerato il valore più alto tra i tre rilevati. Per studiare gli effetti degli inquinanti sul PEF, sono stati selezionati i soggetti con almeno due valori validi per un minimo di 5 giorni, per ogni settimana in esame (178 maschi e 195 femmine, di età compresa tra 15 e 72 anni). La variabilità del PEF veniva studiata attraverso gli indici di ampiezza media e di variazione diurna. L'ampiezza media era calcolata come rapporto per 100 della differenza tra il valore massimo ed il valore minimo del PEF durante la giornata ed il valore medio ($\text{Pefmax-PEFmin/PEFmedio} \times 100$). La variazione diurna rappresentava invece il rapporto per 100 tra il massimo valore giornaliero registrato tra mezzogiorno e pomeriggio ed il minimo valore registrato tra mattino e sera. I valori di ampiezza media e variazione diurna erano considerati *elevati* se superavano il secondo terzile della distribuzione. Venivano calcolati infine indici di esposizione agli inquinanti moltiplicando le concentrazioni medie settimanali di NO_2 e RSP per le ore trascorse all'interno dell'abitazione: gli indici erano considerati *alti* o *bassi* sulla base del valore mediano. Le analisi statistiche erano effettuate usando il pacchetto dell'SPSS-X, rel. 4.1 (8), disponibile sul calcolatore ES9021 del CINECA (Centro di Calcolo Interuniversitario dell'Italia Nord-Orientale, Casalecchio di Reno, Bologna).

Risultati

Come già riferito in precedenti lavori (2,9), la media delle ore trascorse dai soggetti in ambienti confinati, soprattutto in casa, durante la giornata, risultava molto elevata.

Dai dati relativi al *daily activity pattern* dei soggetti in esame, cioè dalla distribuzione delle varie attività giornaliere, risultava che, in generale, le donne vivono maggiormente al chiuso dei maschi, anche come conseguenza di un maggior tempo trascorso fra le mura domestiche (Tab. 1). Gli uomini, invece, trascorrono un maggior numero di ore al chiuso

nell'ambiente di lavoro e nel micro-ambiente rappresentato dall'abitacolo degli automezzi (Tab. 2).

Le concentrazioni del biossido d'azoto erano relativamente basse, a parte qualche caso limite (2, 9), e più elevate in inverno che in estate. I valori più alti di NO₂ si registravano nelle cucine delle abitazioni, mentre quelli più bassi erano rilevati nelle camere da letto (Fig. 1).

Tabella 1. - *Media delle ore giornaliere trascorse dalle femmine in luoghi differenti per gruppi di età in inverno ed estate.*

Gruppi di età (anni)	N°	in casa	lavoro/ scuola	altri indoor	totali indoor°	in viaggio	fuori
Inverno:							
15-24	50	15.3	4.4	1.7	21.4	0.9	1.8
25-34	29	16.5	4.4	1.2	22.1	0.7	1.2
35-44	40	17.9	3.7	1.0	22.6	0.6	1.0
45-54	50	19.0	1.9	0.9	21.8	0.4	1.8
55+	26	19.6	2.0	0.9	22.5	0.2	1.3
tutte le età	195	17.5	3.3	1.2	22.0	0.6	1.5
Estate:							
15-24	47	15.2	3.5	1.5	20.2	0.9	2.8
25-34	25	13.9	3.6	1.6	19.1	1.0	3.6
35-44	41	16.1	3.5	1.2	20.8	0.5	2.6
45-54	41	16.6	1.8	1.3	19.7	0.5	2.8
55+	27	17.7	1.1	1.3	20.1	0.4	3.5
tutte le età	181	15.9	2.8	1.4	20.1	0.7	3.0

(° casa + lavoro/scuola + altri luoghi indoor)

Tabella 2. - *Media delle ore giornaliere trascorse dai maschi in luoghi differenti per gruppi di età in inverno ed estate.*

Gruppi di età (anni)	N°	in casa	lavoro/ scuola	altri indoor	totali indoor°	in viaggio	fuori
Inverno:							
15-24	41	13.6	4.3	2.1	20.6	1.2	2.2
25-34	28	13.7	4.1	2.0	19.7	1.5	2.8
35-44	35	14.0	5.4	1.3	20.6	1.1	2.0
45-54	46	14.2	5.3	1.1	20.6	1.0	2.2
55+	28	15.2	2.8	1.9	19.9	0.8	3.3
tutte le età	178	14.1	4.6	1.7	20.4	1.1	2.4
Estate:							
15-24	36	12.4	3.8	1.9	18.1	1.4	4.1
25-34	24	11.8	4.1	1.5	17.4	2.3	4.3
35-44	32	12.7	5.5	1.3	19.5	1.2	3.2
45-54	37	11.7	4.8	1.5	18.0	1.3	4.1
55+	30	13.8	2.5	1.6	17.9	0.8	5.2
tutte le età	159	12.5	4.2	1.6	18.1	1.4	4.2

(° casa + lavoro/scuola + altri luoghi indoor)

Anche il livello di particolato respirabile sospeso era maggiore in inverno che in estate ed appariva estremamente influenzato dalla presenza di fumatori in casa e dalla quantità di sigarette fumate (Fig. 2).

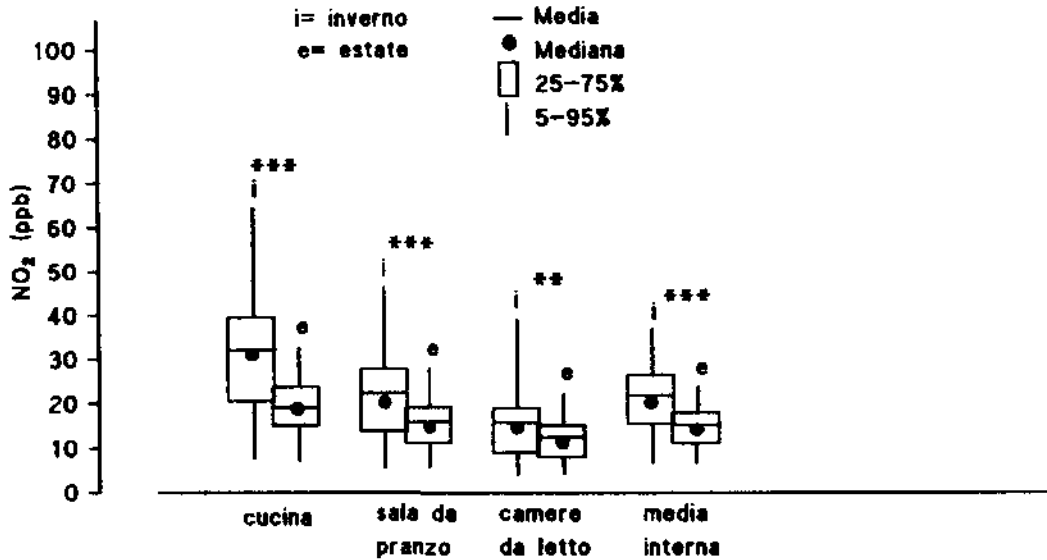


Figura 1. - Concentrazione del biossido di azoto nelle diverse stanze.

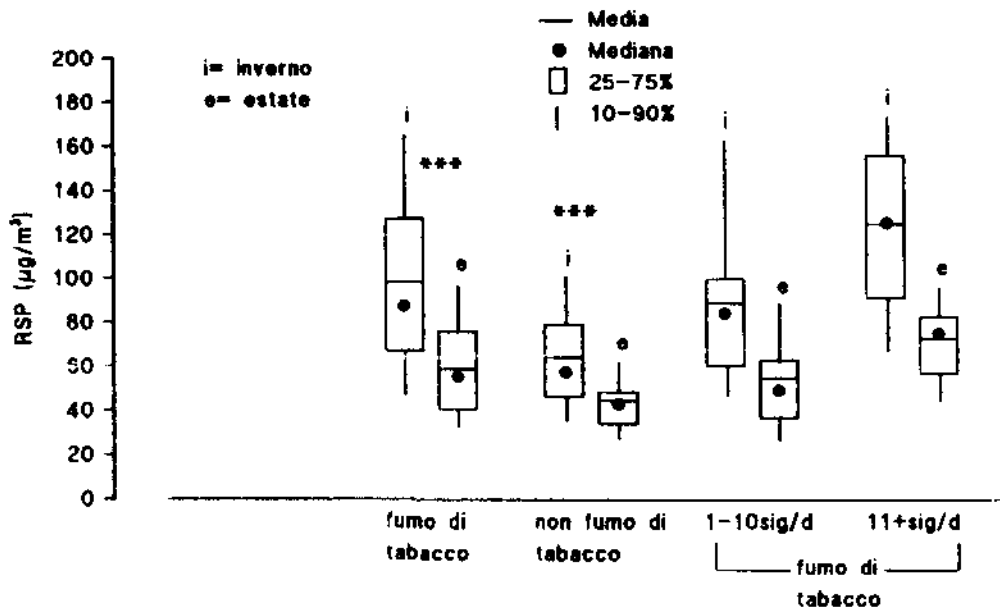


Figura 2. - Concentrazione dell'RSP in presenza o meno di fumo di tabacco.

Dalle analisi della regressione logistica effettuate su tutti i soggetti, con l'ampiezza media giornaliera e la variazione diurna usate rispettivamente come variabili dipendenti, e con il peso, l'altezza, l'età, il fumo attivo, la presenza di sintomatologia respiratoria

acuta e cronica (asma e/o bronchite e/o rinite), gli indici di esposizione all'NO₂ ed all'RSP come fattori indipendenti, risultava che, in inverno, sia l'ampiezza media che la variazione diurna crescevano allorché veniva superato il secondo terzile della distribuzione della concentrazione dell'RSP (Tab. 3). In estate l'indice di esposizione all'RSP mostrava un'influenza significativa solo sulla variazione diurna (Tab. 4).

Il biossido di azoto non pareva avere effetti significativi sul PEF, quando si considerava l'intero campione.

Tabella 3. - *Soggetti con almeno 2 rilevazioni utili del PEF nella giornata per un minimo di 5 giorni. Fattori di rischio per l'aumento di ampiezza media (> 8.5) e di variazione diurna (> 107) in inverno in tutti i soggetti.*

	B	SE	OR	CI 95%	p
Ampiezza media:					
fumo di tabacco	.41	.10	1.51	1.24-1.84	<.001
sintomi respiratori acuti	.41	.10	1.51	1.24-1.83	<.001
RSP	.26	.09	1.30	1.09-1.54	.003
asma cronica	.37	.11	1.44	1.17-1.79	<.001
Variazione diurna:					
peso	.01	.004	1.01	1.00-1.02	.002
altezza	-.02	.01	.98	.96- .99	<.001
fumo di tabacco	.31	.10	1.36	1.11-1.66	.003
sintomi respiratori acuti	.48	.10	1.61	1.32-1.95	<.001
RSP	.25	.09	1.28	1.08-1.53	.005
rinite cronica	-.48	.20	.64	.43- .94	.02

Tabella 4. - *Soggetti con almeno 2 rilevazioni utili del PEF nella giornata per un minimo di 5 giorni. Fattori di rischio per l'aumento di variazione diurna (> 106.6) in estate in tutti i soggetti.*

	B	SE	OR	CI 95%	p
peso	.01	.004	1.01	1.01-1.02	.001
altezza	-.03	.01	.97	.95- .98	<.001
fumo di tabacco	.39	.12	1.48	1.18-1.86	<.001
sintomi respiratori acuti	.36	.12	1.44	1.14-1.80	.002
RSP	.21	.10	1.23	1.02-1.49	.03
asma cronica	.39	.12	1.48	1.17-1.88	.001
tosse cronica	.42	.17	1.52	1.08-2.14	.02

Quando venivano selezionati i soggetti con almeno una delle patologie croniche considerate, cioè con asma e/o bronchite e/o rinite, lo stesso modello di regressione logistica metteva in evidenza l'influenza dell'indice di biossido d'azoto solo sulla variazione diurna ed esclusivamente in inverno (Tab. 5).

Tabella 5. - *Soggetti con almeno 2 rilevazioni utili del PEF nella giornata per un minimo di 5 giorni. Fattori di rischio per l'aumento di variazione diurna (> 107) in inverno nei soggetti con sintomatologia cronica di asma e/o tosse e/o rinite.*

	B	SE	OR	CI 95%	p
peso	.02	.01	1.02	1.01-1.04	.002
altezza	-.03	.01	.97	.95-1.00	.02
fumo di tabacco	.50	.16	1.65	1.20-2.26	.002
sintomi respiratori acuti	.43	.16	1.53	1.12-2.10	.008
NO ₂	.40	.15	1.49	1.10-2.01	.01

Approfondendo ulteriormente l'analisi, cioè facendo girare il modello rispettivamente sui dati dei soggetti con asma cronica o con rinite cronica, non risultavano effetti significativi degli indici di inquinamento sul PEF in nessuna delle due stagioni.

Al contrario, quando si selezionavano i soggetti con bronchite cronica, risultavano, sempre in inverno, effetti significativi dell'NO₂ sia sull'ampiezza media che sulla variazione diurna (Tab. 6).

Tabella 6. - *Soggetti con almeno 2 rilevazioni utili del PEF nella giornata per un minimo di 5 giorni. Fattori di rischio per l'aumento di ampiezza media (> 8.5) e di variazione diurna (> 107) in inverno nei soggetti con tosse cronica.*

	B	SE	OR	CI 95%	p
Ampiezza media:					
fumo di tabacco	.73	.30	2.08	1.16-3.74	.01
NO ₂	.71	.29	2.03	1.14-3.61	.02
Variazione diurna:					
NO ₂	.61	.29	1.84	1.05-3.24	.03

Conclusioni

In conclusione, le analisi eseguite portano a supporre che, in generale, il particolato respirabile sospeso, uno dei principali prodotti del fumo di tabacco, influenzi maggiormente del biossido d'azoto la variabilità del picco di flusso espiratorio. Gli effetti negativi provocati dall'NO₂, infatti, sembrano evidenti solo sui soggetti con sintomatologia cronica, ed in particolare, come si è dimostrato, con bronchite cronica.

Si è notata, comunque, una maggiore influenzabilità dell'indice di variazione diurna, rispetto a quello di ampiezza media giornaliera. Esempio ne è il fatto che tale indice di variabilità del PEF risente dell'aumento di RSP anche in estate.

Il motivo per cui, eccezione fatta per quanto appena esposto, risultati significativi siano stati ottenuti maggiormente con i dati invernali che con quelli estivi, si spiega facilmente con il maggior livello di inquinamento rilevato in tale stagione.

I risultati ottenuti, cioè l'influenza di RSP ed NO₂ sulla variabilità del PEF, nonostante le concentrazioni registrate fossero relativamente basse, suggeriscono che, anche a basse dosi, questi inquinanti domestici possono recare danno alla salute, in particolare a quella respiratoria. Da qui l'importanza di un controllo ambientale anche tra le pareti domestiche, luogo peraltro in cui si vive per la maggior parte della giornata.

Bibliografia

1. CARROZZI, L., GIULIANO, G., VIEGI, G., PAOLETTI, F., DI PEDE, F., MAMMINI, U., CARMIGNANI, G., SARACCI, R., GIUNTINI, C., LEBOWITZ, M.D. The Po river delta epidemiological study of obstructive lung disease: sampling methods, environmental and population characteristics. *European Journal of Epidemiology* 1990, 6: 191-200.
2. SAPIGNI, T., SIMONI, M., BIAVATI, P., ZILIANI, G.L., IOANNILLI, E., MATTEUCCI, G., CARROZZI, L., BALDACCI, S., ANGINO, A., VIEGI, G. The Po river delta (north Italy) indoor epidemiological study: organization and study methods. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 1, p. 815-820.
3. ZILIANI, G.L., PIOVESAN, P., MATTEUCCI, G., IOANNILLI, E., BOTTI, C. Monitoring of indoor pollution in rural area (Porto Tolle, Adria). In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, p. 171-176.
4. PALMES, E.D., GUNNISON, A.F. Personal monitoring device for gaseous contaminants. *American Industrial Hygiene Association Journal* 1973, 34: 78-81.
5. GERSLING, K.L., RAPPAPORD, S.N. A passive sampling device for determining formaldehyde in indoor air. *Environ. Internat.* 1982, 8: 153-159.
7. LEBOWITZ, M.D., QUACKENBOSS, J.J., SOCZEK, M.L., KOLLANDER, M., COLOME, S. The new standard environmental inventory questionnaire for estimation of indoor concentrations. *JAPCA* 1989, 39: 1411-19.
8. SPSS Reference Guide. Chicago, Illinois: Spss Inc., 1990.
9. SIMONI, M., SAPIGNI, T., BIAVATI, P., CARROZZI, L., ANGINO, A., BALDACCI, S., VIEGI, G., IOANNILLI, E., MATTEUCCI, G., ZILIANI, G.L. L'Indagine Epidemiologica 'indoor' nel Delta del Po: fonti di inquinamento ed abitudini di vita. In: *Atti del 3° Convegno nazionale dell'Associazione Aria 1994*, Monteporzio Catone, 26-28 ottobre 1994, P.Orlando, G.Sciocchetti, R.Trevisi (eds), Roma, 1995, p.61-65.

CARATTERIZZAZIONE DELL'ESPOSIZIONE A COMPOSTI ORGANICI VOLATILI E STUDIO DEI DISTURBI IRRITATIVI OCULARI IN ADDETTI A LAVORO D'UFFICIO

Paolo Carrer (a), Daniela Alcini (a), Domenico Cavallo (b), Vittorio Fiocchi (b), Giulio Preti (b), Bruno Piccoli (b), Pasquale Troiano (c), Marco Maroni (b)

(a) *"Clinica del Lavoro L. Devoto" Istituti Clinici di Perfezionamento e Istituto di Medicina del Lavoro Università degli Studi di Milano*

(b) *Istituto di Medicina del Lavoro, Università degli Studi di Milano*

(c) *Clinica Oculistica I, Università degli Studi di Milano*

Introduzione

I composti organici volatili (VOC) sono i composti organici che hanno il punto di ebollizione compreso tra 50-100 °C e 240-260 °C; in questo gruppo sono comprese numerose sostanze quali, idrocarburi alifatici, aromatici e clorurati, aldeidi, chetoni e terpeni.

Tali composti sono particolarmente importanti in ambito indoor. Infatti, da una parte in campioni d'aria raccolti in ambienti indoor vengono generalmente individuati più di 30 VOC e la concentrazione totale di VOC (TVOC) è superiore a quella rilevata nell'aria esterna, per la presenza di sorgenti interne (es. materiali di arredo e di rivestimento, prodotti per la pulizia, stampanti, fotocopiatrici, fumo di sigaretta) (1). D'altra parte i VOC possono causare vari tipi di effetti indesiderati sull'uomo, dal disagio sensoriale fino a gravi affezioni dello stato di salute. In particolare è stato suggerito che i VOC siano degli importanti fattori causali dei disturbi irritativi oculari frequentemente lamentati dagli addetti a lavoro d'ufficio (2, 3). Questi disturbi possono essere causati anche da altri inquinanti, quali formaldeide, particolato e fibre minerali (4) e possono essere correlati anche a condizioni microclimatiche (5) ed illuminotecniche (6), nonché all'impegno visivo richiesto dal lavoro (7).

Obiettivo di questa ricerca è stato di verificare se l'esposizione a composti organici volatili ed a altri fattori possa determinare in addetti a lavoro d'ufficio sintomi irritativi oculari e/o effetti sulla superficie oculare e sul film lacrimale rilevabili con metodiche oggettive.

Materiali e metodi

I soggetti indagati sono stati selezionati tra gli operatori addetti a videoterminale/personal computer di un edificio ventilato meccanicamente. Sono stati

presi in considerazione i soggetti non affetti da patologie dell'apparato visivo o da patologie sistemiche con riflessi sull'apparato visivo. È stato richiesto il consenso informato alla partecipazione allo studio. Il gruppo indagato si compone di 38 soggetti, 27 di sesso femminile e 11 di sesso maschile; l'età media è di 36 anni \pm 6.9 anni.

Ogni soggetto è stato monitorato presso la propria postazione di lavoro durante il mattino per una durata 4 ore, mentre eseguiva la propria attività lavorativa al videoterminale/personal computer.

È stata monitorata l'esposizione a VOC (campionamento personale caratterizzato da 2 rilievi a persona di 20 min l'uno ed analisi quali-quantitativa in GC-FID con determinazione sia della concentrazione totale che della concentrazione dei singoli composti). È stata inoltre monitorata l'esposizione a formaldeide, particolato aerodisperso e fibre minerali.

Sono stati misurati i parametri microclimatici (T_s , $U_r\%$, velocità dell'aria) ed illuminotecnici (analisi dei rapporti di luminanze osservati all'interno del *campo visivo professionale* mediante una metodica sviluppata nel nostro istituto (6)). L'impegno visivo è stato valutato mediante misurazione in continuo delle distanze di osservazione (occhio - video), grazie ad un sistema di rilevamento ad ultrasuoni sviluppato da precedenti esperienze (7). Il risultato è stato espresso come carico accomodativo percentuale: rapporto tra carico accomodativo richiesto dal lavoro ($1/\text{distanza}$) e carico accomodativo potenziale che è dipendente dall'età del soggetto.

All'inizio ed alla fine della prova è stato eseguito da uno specialista oculista l'esame della superficie oculare esterna e del film lacrimale. Sono stati determinati mediante lampada a fessura: lo spessore dei menischi lacrimali (misurato in mm); la presenza di secrezione schiumosa al bordo palpebrale (assenza-presenza); il tempo di rottura del film lacrimale (*Break-Up Time* o BUT), valutato dopo instillazione di 10 $\mu\text{g/l}$ al 1% di Na-fluoresceina ed espresso come media di tre rilevazioni successive (misurato in sec.).

Alla fine della prova è stata rilevata la eventuale sintomatologia irritativa oculare lamentata durante la prova, in particolare: secchezza oculare, bruciore, fotofobia, lacrimazione e aumentata frequenza di ammiccamento.

L'analisi statistica è stata condotta mediante il programma SPSS/PC+. Il confronto tra gruppi è stato svolto mediante il test U-Mann-Whitney per le variabili continue e mediante il Chi-quadro per il confronto di frequenze: per lo studio delle correlazioni è stato calcolato il coefficiente τ di Kendall. Un valore di $p < 0.05$ è stato considerato statisticamente significativo.

Risultati

Nella tabella 1 sono riassunti i risultati relativi ai parametri espositivi. Sono state osservate concentrazioni molto disperse di TVOC (valore mediano: 639 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; estremi:

65.5-4522 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). La classe di composti maggiormente presente è quella degli idrocarburi aromatici con concentrazione mediana di 163 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (estremi: 18.5 - 1038 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), rappresentata in particolare da benzene e omologhi superiori, toluene, xilene e stirene. Le concentrazioni di formaldeide, di particolato aerodisperso e di fibre minerali sono risultate contenute. Le condizioni microclimatiche non sono risultate critiche. Sono stati osservati alcuni casi con condizioni illuminotecniche sfavorevoli o con importante carico accomodativo.

Tabella 1. - *Livelli dei parametri chimici, fisici e dell'impegno visivo rilevati nel gruppo allo studio.*

Parametri chimici	Media \pm DS	Estremi
TVOC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	991.0 \pm 912.3	65.5 \pm 4522.0
Formaldeide ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	27.9 \pm 17.1	2.8 \pm 73.0
Particolato aerodisperso	42.5 \pm 11.9	28.0 \pm 66.0
PM<10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
Fibre totali (ff/l)	1.4 \pm 0.3	1.0 \pm 2.2
Parametri microclimatici	Media \pm DS	Estremi
Temperatura dell'aria ($^{\circ}\text{C}$)	23.90 \pm 0.90	21.20 \pm 25.30
Umidità relativa (%)	54.40 \pm 7.10	36.70 \pm 67.30
Velocità dell'aria (m/sec)	0.21 \pm 0.05	2.8 \pm 0.30
Illuminazione	N° soggetti	%
Rapporto di luminanze		
basso (< 1/10)	9	24.3
medio (1/10 - 1/30)	15	40.5
alto (> 1/30)	13	35.2
Impegno visivo	Media \pm DS	Estremi
Carico accomodativo (%)	28.5 \pm 11.9	16.0 \pm 64.8

Nel corso della prova hanno lamentato almeno un sintomo irritativo oculare 21 soggetti; questo gruppo è stato confrontato con i soggetti asintomatici (11 soggetti); sono stati esclusi da questa analisi 6 soggetti che avevano sintomi oculari già prima dell'inizio della prova. I due gruppi sono risultati omogenei per le variabili età e sesso.

Il confronto dei parametri espositivi non ha evidenziato differenze significative tra i due gruppi.

In Tabella 2 sono riportati i risultati relativi ai test di valutazione della superficie oculare osservati all'esame di fine prova. I soggetti sintomatici hanno evidenziato una percentuale significativamente maggiore di casi con spessore del menisco lacrimale patologico; questo gruppo ha anche evidenziato un valore di gruppo di BUT inferiore rispetto ai soggetti asintomatici, ma tale differenza non è risultata significativa.

Tabella 2. - Confronto tra i gruppi di soggetti con e senza sintomi irritativi oculari lamentati nel corso della prova: risultati dei test di valutazione della superficie oculare.

	Soggetti senza sintomi oculari irritativi	Soggetti con sintomi oculari irritativi
N° soggetti	11	21
Break-Up Time (sec)		
media \pm DS	13.0 \pm 9.8	10.4 \pm 6.0
mediana (min-max)	9.7 (3.3 - 30.3)	7.7 (3.7 - 21.3)
Secrezione schiumosa		
assente (n° - %)	6 (54.5 %)	14 (66.7 %)
presente (n° - %)	5 (45.5 %)	7 (33.3 %)
Spessore menisco lacrimale		
normale (n° - %)	7 (63.6 %)	6 (28.6 %)
patologico (n° - %)	4 (36.4 %)	15 (71.4 %)

* $\chi^2 = 3.8$ $p < 0.05$

Per ogni soggetto è stata calcolata la differenza del tempo di BUT misurato all'inizio ed alla fine della prova. Sono stati confrontati i soggetti che hanno evidenziato una riduzione del tempo di BUT a fine prova superiore al 10% (17 soggetti) con quelli con non hanno evidenziato tale riduzione di BUT a fine prova (21 soggetti). Le variabili età e sesso sono risultate omogenee in questi due gruppi di soggetti.

Nella tabella 3 sono confrontati i risultati relativi ai parametri espositivi. Le concentrazioni ambientali di TVOC sono risultate superiori per i soggetti con riduzione di BUT rispetto a quelle rilevate nell'altro gruppo (concentrazioni mediane rispettivamente 854.0 e 511.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$); il gruppo dei soggetti con BUT ridotto ha anche presentato rispetto all'altro gruppo concentrazioni più elevate di formaldeide, aldeidi, idrocarburi alifatici ed aromatici. Queste differenze non sono statisticamente significative.

Tabella 3. - Confronto tra i gruppi di soggetti con e senza riduzione di BUT nel corso della prova: concentrazioni di VOC e formaldeide.

	Soggetti senza riduzione di BUT	Soggetti con riduzione di BUT
N° soggetti	21	17
TVOC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
media \pm DS	942.1 \pm 984.2	1201.2 \pm 1188.9
mediana (estremi)	511.8 (78 - 3576)	854 (65 - 4522)
Formaldeide ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
media \pm DS	25.8 \pm 18.2	30.5 \pm 15.9
mediana (estremi)	23.7 (2.8 - 73.0)	32.7 (3.7 - 54.7)
Aldeidi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
media \pm DS	51.7 \pm 34.6	59.0 \pm 34.6
mediana (estremi)	40.3 (8.5 - 115.3)	50.7 (7.3 - 131)
Idrocarburi alifatici ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
media \pm DS	27.2 \pm 18.2	34.6 \pm 25.1
mediana (estremi)	23.0 (4 - 73)	29.5 (5 - 83)
Idrocarburi aromatici ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
media \pm DS	296.0 \pm 305.5	316.0 \pm 255.4
mediana (estremi)	162.8 (18.5 - 1038.3)	296.9 (19.5 - 908.8)

Per quanto concerne i risultati relativi agli altri parametri ambientali ed all'impegno visivo non si sono evidenziate differenze significative tra i due gruppi.

Lo studio delle correlazioni tra sintomatologia irritativa oculare, risultati ai test di valutazione della superficie oculare e parametri espositivi non ha evidenziato osservazioni significative.

Discussione

Le concentrazioni di TVOC sono risultate di livello medio-basso, comparabili con i livelli riscontrati in altre nostre indagini eseguite in edifici ad uso ufficio (8). Queste concentrazioni sono inferiori a quelle riportate in letteratura capaci di causare effetti irritativi oculari (concentrazioni generalmente superiori a 1 mg/m^3) (3).

I sintomi irritativi oculari non sono risultati direttamente correlati con i parametri ambientali e con l'impegno visivo. Ciò è probabilmente connesso alla notevole variabilità interindividuale nella espressione della sintomatologia, dovuta sia ad una diversa sensibilità agli agenti ambientali (es. variabilità individuale delle soglie di irritazione), che a fattori di tipo psicosociale (es. tratto caratteriale, motivazioni professionali). Queste osservazioni spiegano l'importanza di valutare gli effetti irritativi oculari mediante metodi oggettivi.

Per quanto concerne i test oggettivi di valutazione della superficie oculare, sono state osservate modeste associazioni tra sintomi irritativi oculari e spessore del menisco lacrimale e tempo di BUT, in accordo con Franck (2). In relazione ai parametri espositivi, il gruppo dei soggetti con riduzione significativa nel corso della prova del tempo di BUT ha evidenziato concentrazioni ambientali di VOC e di alcuni specifici composti superiori rispetto al gruppo con BUT invariato; tali differenze non sono tuttavia risultate statisticamente significative.

Questi risultati concordano con l'ipotesi che interpreta le alterazioni transitorie della superficie oculare quali uno dei possibili effetti dell'esposizione a VOC (9, 10); in particolare sarebbero i VOC dotati di caratteristiche lipofile ad interagire con i fosfolipidi dello strato lacrimale esterno, alterando così la stabilità del film lacrimale con conseguente riduzione del tempo di rottura. Ciò favorirebbe una rapida evaporazione del film lacrimale con conseguente esposizione della superficie epiteliale congiuntivale e corneale all'azione di altri VOC o di altre sostanze irritanti.

Considerazioni conclusive dello studio

I risultati evidenziati suggeriscono una relazione tra le concentrazioni indoor di VOC e la stabilità del film lacrimale valutata con i test oculari. Non sono invece emerse chiare associazioni tra la sintomatologia oculare irritativa ed i parametri espositivi.

Bibliografia

1. DE BORTOLI, M., KNOPPEL, H., PECCHIO, E., PEIL, A., ROGORA, L., SHAUNBURG, H., SCHLITT, H., VISSER, H. Concentrations of selected organic pollutants in indoor and outdoor air in northern Italy. *Environ. Internat.* 1986, 12: 343-350.
2. FRANCK, C. Eye symptoms and signs in buildings with indoor climate problems ("office eye syndrome"). *Acta Ophthalm.* 1986, 64: 306-311.
3. KJAERGAARD, S., MOLHAVE, L., PEDERSEN, O. Human reactions to a mixture of indoor air volatile organic compounds. *Atmosf. Env.* 1991, 25A, 8: 1417-1426.
4. CARRER, P., ALCINI, D., BERSANI, M., VISIGALLI, F., MARONI, M. Indoor air quality assessment in naturally ventilated school buildings: results of questionnaire and physico chemical measurements. In: *Proceedings "Healthy Buildings '94"*, Banhidi L. (ed.). Budapest, 1, 1994, p. 493-497.
5. MØLHAVE, L., LIU, Z., JORGENSEN, A.H., PEDERSEN, O., KJAERGAARD, S. Sensory and physiological effects on human of combined exposure to air temperature and VOC. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 3, p. 155-169.
6. PICCOLI, B., MALTONI, R., ZAMBELLI, P.L. Lo studio delle luminanze al posto di lavoro: metodo e risultati di una ricerca sul campo. *Congr. Nazion. A.I.D.I.I. Suppl. Inquinamento* 10, 1988.
7. GRATTON, I., PICCOLI, B., ZANIBONI, A., MERONI, M., GRIECO, A. Change in visual function and viewing distance during work with VDTs. *Ergonomics* 1990, 33, 12: 1433-1441.
8. CAVALLO, D., ALCINI, D., DE BORTOLI, M., CARRETTONI, D., CARRER, P., BERSANI, M., MARONI, M. Chemical contamination of indoor air in schools and office buildings in Milan, Italy. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 2, p.45-49.
9. FRANCK, C., SKOV, P. Foam at inner eye canthus in office workers, compared with an average Danish population as control group. *Acta Ophthalm.* 1989, 67: 61-68.
10. NORN, M. Pathogenesis and diagnosis of pollution keratoconjunctivitis in sick building syndrome. In: *Proceedings of "Indoor Air Quality and Health"*, Perugia, 24-26 ottobre 1991, G.Abbritti, G.Muzi (eds), Bologna: Monduzzi editore, 1991, p. 55-59.

DIFFERENZE GEOGRAFICHE NELLA PREVALENZA DEI FATTORI DI RISCHIO PRESENTI NELL'AMBIENTE DOMESTICO

Elisabetta Chellini (a) per il Gruppo collaborativo SIDRIA

(a) *UO Epidemiologia, Centro per lo Studio e la Prevenzione Oncologica, Firenze*

I dati scientifici disponibili sono a favore di un loro ruolo dei fattori ambientali nel modificare la funzionalità respiratoria nei soggetti sani e nell'esacerbare la sintomatologia nei soggetti affetti da asma bronchiale (1). Con l'obiettivo di valutare la prevalenza dei disturbi respiratori e dell'asma, nonché dei fattori di rischio correlati a tali fenomeni morbosi, è stato avviato e condotto in Italia un progetto multicentrico denominato SIDRIA (Studi Italiani sui Disturbi Respiratori nell'Infanzia e l'Ambiente). Lo studio di prevalenza è stato condotto in dieci aree del Centro-Nord Italia. Gli alunni arruolati nello studio sono stati complessivamente 40 345, di cui 18 685 frequentavano le classi I e II di 233 scuole elementari campionate in 8 delle aree in esame, e 21 660 ragazzi che frequentavano la III di 237 scuole medie campionate nelle 10 aree. Per la rilevazione dei fattori di rischio si è utilizzato un questionario rivolto ai genitori ed un questionario compilato dai ragazzi di III media. I dati sono stati raccolti nel periodo compreso tra ottobre 1994 e gennaio 1995 ed è stato ottenuto un tasso di rispondenza compreso tra il 94 % ed il 99 %. I fattori di rischio indagati presenti nell'ambiente domestico, sui quali sono disponibili le prime stime di prevalenza per area di campionamento, sono rappresentati da indicatori indiretti:

- della presenza di acari nell'ambiente domestico ed in particolare nella camera del bambino (umidità, muffa, tappeti, moquette, tendaggi, librerie senza vetri, carta e tessuti da parati, giocattoli di peluche, cuscini di lana, materassi di lana e crine, piumoni),
- della presenza di allergeni provenienti da animali domestici (quali cani, gatti, uccelli, roditori, etc.),
- della presenza di inquinanti dovuti ad uso di combustibile per riscaldamento domestico e per cucinare,
- di inquinamento da traffico circolante intorno all'abitazione (altezza del piano di abitazione, presenza e tipo di traffico quale il passaggio di autobus e/o camion),
- e dell'inquinamento dell'aria all'interno delle abitazioni legato al fumo di sigaretta dei genitori e di eventuali altri familiari.

I tassi di prevalenza per i vari fattori ed i relativi intervalli di confidenza al 95% sono stati calcolati tenendo in considerazione sia il campionamento a cluster della popolazione (cioè del campionamento delle scuole che potrebbe aver comportato una aggregazione dei ragazzi diversa per scuola) sia la numerosità della popolazione scolastica nelle varie aree. L'analisi dei dati è stata effettuata utilizzando il programma C-sample del software EPI-

INFO 6. Data la grande numerosità dei dati rilevati sono qui di seguito presentati, a titolo esemplificativo, solo quelli relativi ai ragazzi di III media.

Per quanto concerne la presenza di allergeni nell'ambiente domestico, sono stati presi in considerazione fattori sia presenti nei primi due anni di vita (considerati i più a rischio per l'insorgenza di asma) sia al momento della rilevazione (Tab. 1). Come si può notare esistono differenze temporali legate con molta probabilità ad esigenze diverse (vedi aumento di librerie senza vetro tra i primi due anni di vita e gli anni successivi) sia a cambiamenti di abitudini e mode (ad esempio uso della moquette o della carta da parati), ed esistono pure differenze tra le varie aree per diversi dei fattori esaminati. Queste differenze geografiche sono riportate sinteticamente in Tabella 2, dove viene mostrata la prevalenza di alcuni fattori nelle aree metropolitane (Torino, Milano, e Roma) rispetto alle altre aree di tipo misto (Trento, Cremona, Emilia Romagna, Firenze, Empoli, Siena e Viterbo). Differenze geografiche si riscontrano pure per gli inquinanti di tipo chimico (da impianti di riscaldamento, da fonti di calore per cucinare, da traffico autoveicolare circostante l'abitazione).

Tabella 1. - Condizioni favorevoli la presenza di allergeni nelle abitazioni dei ragazzi delle scuole medie. Dati di prevalenza (e relativi intervalli di confidenza al 95%).

Variabili	nei primi 2 anni di vita	attualmente
moquette	15.5 (14.4-16.6)	4.8 (4.4-5.2)
tappeti	26.0 (24.8-27.2)	34.5 (33.2-35.9)
tessuto parati	5.4 (5.0-5.8)	1.7 (1.5-2.0)
carta parati	40.9 (38.5-43.3)	26.6 (24.7-28.4)
tendaggi	61.7 (60.7-62.7)	46.3 (45.0-47.6)
librerie	27.4 (26.5-28.4)	63.1 (61.7-64.4)
umidificatore	41.9 (40.6-43.2)	57.6 (56.6-58.5)
giocattoli peluche	52.5 (51.4-53.6)	49.7 (48.8-50.6)
cuscino lana	49.7 (48.6-50.8)	51.5 (50.3-52.7)
materasso lana	48.4 (47.0-49.7)	43.6 (42.2-45.0)
piumone piume	15.9 (15.1-16.6)	25.1 (24.2-26.0)
cane	16.8 (16.0-17.6)	-
gatto	14.2 (13.4-15.0)	-
uccelli	4.8 (4.4-5.1)	-
roditori	3.0 (2.7-3.4)	-

Per quanto riguarda, infine, i prodotti della combustione del fumo di tabacco, essi possono essere un notevole fattore di inquinamento nell'ambiente domestico: in generale si nota un numero maggiore di fumatori tra i padri rispetto alle madri, i padri fumano un numero maggiore di sigarette rispetto alle madri, ma andando a valutare i quantitativi di sigarette fumate in casa tali differenze si annullano, ad indicare una maggiore copresenza delle madri con i figli. È noto che il fumo è un fattore di rischio particolarmente importante anche durante il periodo della gravidanza; dall'indagine sembra esistere una buona consapevolezza di questo rischio da parte delle madri fumatrici che cessano spesso di fumare durante tale periodo, per poi comunque ricominciare subito dopo. Sono state riscontrate differenze geografiche anche riguardo a questo fattore, da mettere con molta probabilità in relazione con lo stato socio-economico che è diverso nelle varie aree, più alto nelle città di grandi dimensioni e nei centri culturali importanti e sedi di università rispetto alle altre aree.

Tabella 2. - *Condizioni favorevoli la presenza di allergeni nelle abitazioni dei ragazzi delle scuole medie. Dati di prevalenza per area metropolitana o mista, e range delle prevalenze riscontrate nelle varie aree in esame.*

Variabili	aree metropolitana	aree miste	range
cuscino di lana o piume	54.9	4.8	46.4-65.2
materasso di lana o crine	38.1	48.5	34.8-55.4
moquette	4.8	4.8	2.3-12.7
carta parati	44.5	10.8	5.6-53.0
macchie di umidità	4.0	6.4	3.1- 7.1
gatti nei primi 2 anni di vita	8.3	19.5	7.4-21.2
gasolio per riscaldamento	3.3	5.3	0.8-36.8
uso di caminetto più di 3 gg/sett.	1.8	8.2	0.4-23.8
gas in bombole per cucinare	4.0	17.5	1.3-51.6
abitaz. al piano terra o 1°-2° p.	53.7	81.8	48.4-89.0
abitaz. in zona a traffico intenso	20.0	10.9	6.3-30.0
padre fumatore attuale	44.8	40.8	31.2-47.9
madre fumatrice attuale	37.3	32.1	23.7-38.0
madre fumatrice in gravidanza	16.1	14.4	8.1-17.7

In conclusione, lo studio, che è stato condotto per la prima volta in un'ampia area geografica dell'Italia, utilizzando una metodologia standardizzata, ha mostrato che è possibile raccogliere dai genitori un grande numero di dati riguardanti i loro figli, raggiungendo una rispondenza molto elevata. I dati raccolti non consentono comunque di avere una descrizione completa della situazione italiana dato che non è stato possibile includere nello studio alcuna area del Sud Italia. Vi è una notevole eterogeneità nella prevalenza dei vari fattori nelle diverse aree incluse nello studio che deve indubbiamente essere tenuta in considerazione in qualsiasi valutazione sulla rilevanza di tali fattori nella occorrenza, o quanto meno nell'aggravamento dei disturbi respiratori e dell'asma in Italia e dei relativi programmi di prevenzione.

Bibliografia

1. NATIONAL INSTITUTE OF HEALTH/WORLD HEALTH ORGANIZATION (NHLBI/WHO). *Global Initiative for Asthma*. National Institute of Health, 1995 (Publication No.95-3659).

SESSIONE 2

Caratterizzazione degli ambienti

COMFORT AMBIENTALE E SICUREZZA IN SALA OPERATORIA

Daniela D'Alessandro (a), Antonio Filocamo (a), Matilde Carlucci (a),
Maurizio Marceca (a), Gabriella Bellante De Martiis (b), Gaetano Maria Fara (a)

(a) *Istituto di Igiene "G. Sanarelli" - Università "La Sapienza" di Roma*

(b) *Dipartimento di Architettura e Urbanistica per l'Ingegneria - Università "La Sapienza" di Roma*

Premessa

La sala operatoria rappresenta un punto critico per l'ospedale sia per l'alta concentrazione di tecnologia in costante evoluzione che la caratterizza sia per la peculiarità delle prestazioni in essa offerte. Inoltre, necessita di un continuo adeguamento tecnico-impiantistico, un'efficace manutenzione ed un rigoroso rispetto delle norme di sicurezza.

Considerando che nella sala operatoria dominano l'impianto di climatizzazione, quello dei gas medicali ed anestetici e l'impianto elettrico - che alimenta apparecchiature utilizzate a contatto diretto con i pazienti (per es. elettrobisturi ed endoscopi) - ne deriva che essa si configura anche come un ambiente ad elevato rischio di tipo fisico e chimico, oltreché biologico.

Proprio per queste caratteristiche tale ambiente è da molto tempo oggetto di studio, tanto che sono già stati definiti alcuni standard igienici, architettonici ed impiantistici, anche se ad essi non ha fatto seguito per lungo tempo una normativa corrispondente. È infatti del tutto recente l'elaborazione, da parte della Conferenza Stato-Regioni, dell'atto di indirizzo e coordinamento - ancora non pubblicato - in cui sono definiti i requisiti strutturali, tecnologici ed organizzativi minimi richiesti per l'esercizio delle attività sanitarie da parte delle strutture pubbliche e private, secondo quanto previsto dall'art. 8 del DLgs 502/1992.

Nell'ambito del presente contributo saranno analizzati i fattori che assumono maggior rilievo nel determinare il comfort ambientale in sala operatoria, nonché i requisiti di sicurezza indispensabili ai fini della tutela della salute del personale e dei pazienti.

Il comfort ambientale

È ormai noto come il *comfort termico* sia la risultante di molti fattori non soltanto strettamente fisici (temperatura, umidità, ventilazione, irraggiamento, resistenza termica del vestiario, metabolismo, livello di attività fisica), ma anche di parametri soggettivi, tanto da poter essere assicurato soltanto quando il corpo umano è in grado di cedere

all'ambiente che lo circonda il calore prodotto dal suo metabolismo, senza forzare i meccanismi termoregolatori di cui è dotato, tendendo ad una costante condizione di equilibrio (1, 2). Si intende per **comfort ambientale** quella condizione mentale di soddisfazione nei confronti dell'ambiente. In sala operatoria il suo raggiungimento risulta estremamente complesso in quanto devono essere soddisfatte sia le esigenze microclimatiche dei pazienti che quelle del personale (3, 4). A ciò si deve poi aggiungere la necessità di ridurre a livelli di sicurezza le concentrazioni di gas anestetici aerodispersi, la carica microbica ambientale, nonché tutti gli altri potenziali rischi derivanti dalle attività svolte che trovano nell'aria il veicolo principale di trasmissione.

Allo stato attuale, risulta difficile quantificare in modo globale l'impatto complessivo dell'esposizione a fattori di rischio nelle sale operatorie. Alcune statistiche elaborate dall'INAIL, basate quindi unicamente sui casi di infortuni e malattie professionali denunciati dal personale ospedaliero, hanno registrato, per il 1994, 31.666 infortuni e 377 casi di malattie professionali, che in oltre il 50% dei casi si riferivano al personale infermieristico (5).

Per quanto riguarda gli infortuni indennizzati (77.8% dei casi denunciati), soltanto una quota limitata può essere attribuita direttamente alla qualità dell'aria (es: le denunce rispondevano a quesiti quali *esposto a...: inalazione di...*), mentre ben più rilevante risulta essere la quota di casi attribuibili a stanchezza o a disattenzione e, quindi, solo indirettamente al discomfort ambientale.

In merito invece alle malattie professionali (Fig. 1), è possibile ipotizzare, in buona parte dei casi, un ruolo di fattori ambientali.

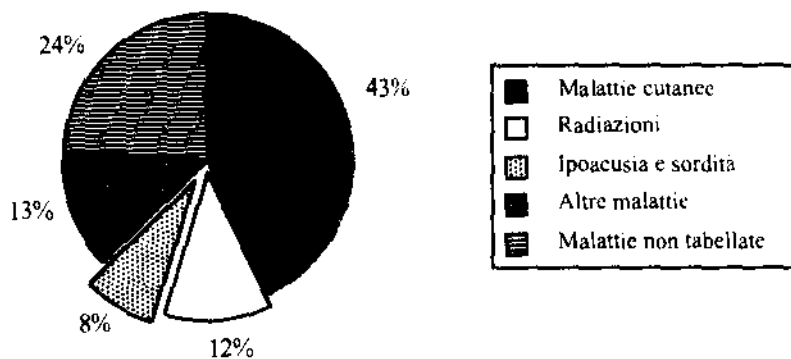


Figura 1. - Malattie professionali denunciate all'INAIL nel 1994.

I dati disponibili, pur non consentendo di stabilire la quota di casi attribuibili all'attività in sala operatoria, sottolineano la necessità di realizzare studi epidemiologici *ad hoc* e, soprattutto, di mettere in atto misure adeguate di prevenzione.

Rischio biologico. - Le modalità di infezione più frequenti sono quelle di tipo diretto dovute ad infortuni con taglienti o ad esposizione cutanea o mucosa a materiale biologico infetto. Alcune indagini epidemiologiche hanno evidenziato come, per il personale, il rischio di infezione risulti essere associato alla tipologia di microrganismi prevalenti nell'ospedale, al tipo di chirurgia effettuato, nonché al tempo trascorso in sala operatoria (6).

Ancora ampiamente dibattuta è invece l'importanza dell'aria come veicolo di microrganismi responsabili di infezioni, anche se alcuni Autori ne hanno evidenziato il ruolo eziologico in interventi di chirurgia pulita, ed altri la correlazione con la mancanza di ventilazione adeguata nelle sale operatorie: in particolare, in quest'ultimo studio, il tasso di infezioni è risultato massimo durante la stagione calda in assenza di ventilazione, periodo in cui, data l'elevata umidità concomitante, veniva anche segnalato un aumento del disagio dallo staff di sala operatoria (7, 8, 9)).

L'aria si propone, quindi, come un punto critico che merita le dovute attenzioni, tanto che, in alcuni Paesi, sono stati definiti precisi livelli di accettabilità. Ad esempio, nel Regno Unito il Dipartimento di Sanità propone di non oltrepassare il valore di 35 ufc/mc a sala operatoria vuota e di 180 ufc/mc durante l'attività chirurgica (10).

Ciò nonostante, gran parte degli studi disponibili, in Italia, sulla contaminazione microbiologica dell'aria evidenzia come tale parametro si discosti frequentemente dagli standard ottimali. A titolo di esempio, nella Figura 2, si riportano i risultati di alcuni campionamenti d'aria effettuati in sette sale operatorie di un ospedale di Roma al fine di quantificare la carica microbica aerodispersa. Essa mostra chiaramente come, in tutte le rilevazioni le concentrazioni microbiche siano risultate elevate, evidenziando, quindi, l'estrema attualità del problema e la necessità di un controllo più rigoroso delle misure di prevenzione.

Da notare, in particolare, gli elevati livelli di inquinamento biologico riscontrati in prossimità delle bocchette di ingresso dell'aria dagli impianti di condizionamento, chiaro indice di un'inadeguata manutenzione. Riguardo quest'ultimo punto alcune indagini (3, 10) hanno segnalato come sia diffuso il ricorso ad una manutenzione *di emergenza* piuttosto che *programmata*.

Comunque, il problema della manutenzione dovrebbe essere ormai in via di soluzione: infatti è oggi considerata elemento fondamentale nella prevenzione del rischio e la sua importanza è stata enfatizzata nell'art. 32 del DLgs 626/94 (11, 12), dove viene chiaramente sottolineata l'obbligatorietà per il datore di lavoro di provvedere alla regolare manutenzione dei luoghi di lavoro, degli impianti e dei dispositivi. Rimane però il problema delle risorse necessarie ad effettuare le più opportune opere di adeguamento e manutenzione che, specialmente nei grandi ospedali di riferimento, non sono da trascurare.

Ultimo punto da sottolineare è il legame indiretto tra qualità dell'aria e rischio biologico. Infatti, condizioni microclimatiche inadeguate possono aumentare il rischio di infortuni, favorendo una trasmissione diretta di infezioni. È stato evidenziato che il

fenomeno infortunistico aumenta parallelamente all'aumentare della temperatura dell'aria risultando, con temperature superiori ai 24°, incrementato del 30% rispetto a quello presente a temperature più basse (18°-19°) (2). Oltre all'effetto termico un ruolo in questo senso può essere svolto da un insufficiente numero di ricambi d'aria, in grado di determinare sonnolenza, difficoltà alla concentrazione e calo del livello di performance. In sala operatoria detti sintomi sono poi essere ulteriormente accentuati dalla presenza di gas anestetici aerodispersi, specialmente se in elevate concentrazioni (10).

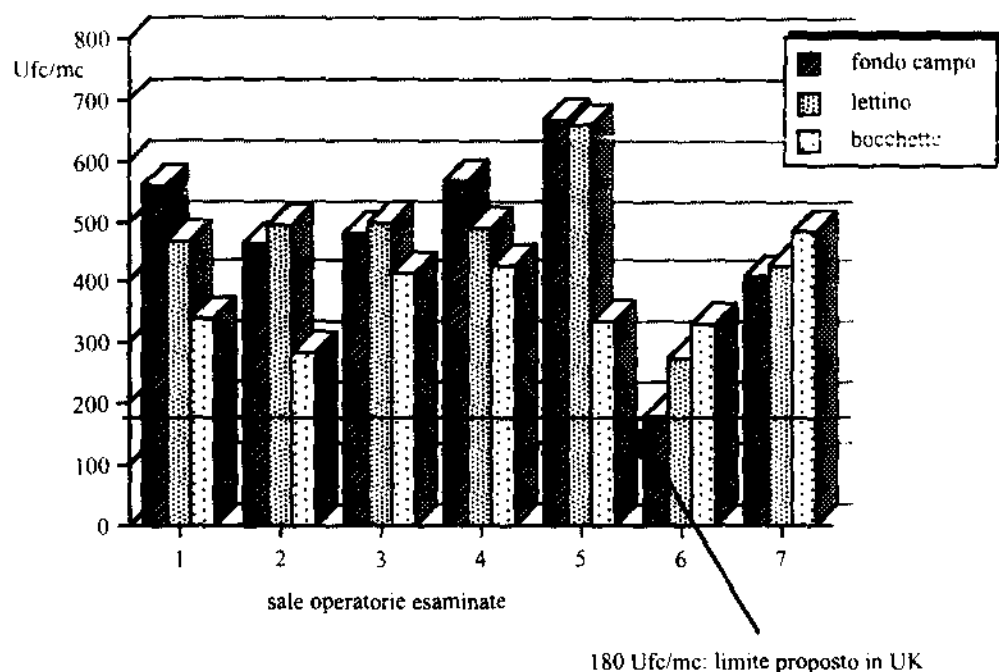


Figura 2. - Cariche microbiche medie riscontrate in 7 sale operatorie in un ospedale di Roma

Rischio chimico. - L'esposizione cronica ai citati anestetici inalatori è la tipologia di rischio maggiormente investigata negli ultimi anni non soltanto per i possibili effetti sulla performance, ma soprattutto per l'aumentata frequenza di aborti spontanei, per i possibili effetti teratogeni, cancerogeni, nefrotossici, epatotossici e mielotossici evidenziati in alcune indagini sia nell'animale che nell'uomo (4, 10, 13, 14).

Si tratta comunque di un problema ancora molto dibattuto sia per quanto riguarda gli effetti precoci che quelli a lungo termine, esistendo un numero considerevole di variabili da prendere attentamente in considerazione in fase di disegno dello studio. Tra queste sono da annoverare le differenti condizioni di esposizione (relativamente a tipologia di anestetico, associazione di anestetici, dosi e durata, concomitante esposizione ad altri inquinanti chimici o fisici), il tipo di intervento chirurgico, i parametri studiati per la

valutazione delle varie funzioni biologiche ed una serie di altri fattori non sempre quantificabili (premedicazione con altri farmaci, abitudini voluttuarie). Ne deriva quindi che numerose sono ancora le incertezze circa l'esistenza, nelle attuali condizioni di esposizione, di effetti a carico di organi ed apparati (10, 13).

Il Ministero della Sanità italiano, come molti altri Enti internazionali, già dal 1989 ha emanato una circolare (circolare n 5/89) indicante le concentrazioni di gas anestetici ritenute accettabili per le sale operatorie. In riferimento a tali indicazioni, sono state effettuate diverse indagini (10) atte a valutare i livelli di inquinamento da gas e vapori anestetici nelle sale operatorie, dalle quali emerge chiaramente che, come per le cariche microbiche sopra descritte, i livelli ottimali riguardano soltanto una parte degli ospedali esaminati, configurandosi quindi una situazione di potenziale rischio per la salute degli operatori.

Anche i disinfettanti, glutaraldeide in particolare, ed i farmaci antiblastici rappresentano un importante capitolo del rischio chimico (5, 14). Pur non volendo entrare in dettaglio su questo rilevante problema si ritiene opportuno ribadire, come già sottolineato in merito al controllo del rischio biologico, l'estrema importanza di garantire, attraverso un numero sufficiente di ricambi d'aria, un idonea diluizione ed eliminazione degli inquinanti aerodispersi.

Rischio fisico. - Attualmente il rischio da esposizione a radiazioni ionizzanti risulta essere più rilevante in alcune specialità chirurgiche quali quella cardiovascolare, urologica, ortopedica e odontoiatrica, dove si ricorre con maggior frequenza all'ausilio di procedure radiologiche. Esso va valutato di volta in volta in base alla dose assorbita ed alla tipologia degli interventi, e richiede il contributo di esperti qualificati per stabilire il livello di esposizione ambientale ed il rischio. Infatti, mentre esiste una chiara associazione tra dose di esposizione ed effetti non stocastici (es: la radiodermite, cataratta) (5, 14), per quelli stocastici (es: danni genetici, carcinogenesi, ecc) il rischio va espresso con l'aumentata probabilità che l'evento si verifichi all'aumentare delle dosi di esposizione (5). La normativa vigente prevede misure di prevenzione diverse in relazione al livello di esposizione dei lavoratori (4).

Non sono poi da trascurare le dispersioni di radiazioni non ionizzanti sotto forma di campi elettromagnetici a bassa frequenza, determinate dall'uso di apparecchiature laser (oftalmologia, endoscopia, otorinolaringoiatria, neurochirurgia, dermatologia, chirurgia generale), di bisturi elettrico e di monitor per le funzioni vitali. Alcune recenti indagini, mirate a determinare l'esposizione del personale di sala operatoria a campi elettromagnetici (15), hanno evidenziato livelli inferiori ai limiti definiti dall'IRPA/INIRC (*International Non-Ionizing Radiation Committee* dell'*International Radiation Protection Association*). Da segnalare, comunque, che la letteratura scientifica riporta la comparsa di rash cutanei anche per esposizioni inferiori a detti valori (4).

È chiaro come, data la rilevanza del problema, l'attuazione ed il rispetto delle misure di sicurezza e manutenzione più adeguate, assumano un peso determinante nella prevenzione del rischio da agenti fisici.

Effetti delle condizioni ambientali sul personale. - Si riportano alcuni dei risultati ottenuti in una recente indagine (16), nell'ambito della quale le condizioni microclimatiche di 13 sale operatorie sono state rapportate alle percezioni di discomfort riferite - attraverso intervista - dal personale ivi operante.

Dalla Tabella 1, che descrive in sintesi le condizioni ambientali delle sale operatorie esaminate nell'indagine, si può notare come gran parte di esse presentasse condizioni non in linea con gli standard ambientali proposti in letteratura (3).

Tabella 1. - *Sintesi delle condizioni ambientali delle sale prese in esame.*

Parametri ed indici microclimatici considerati	Sale a norma*		Sale fuori norma*	
	n.	%	n.	%
Temperatura a bulbo secco	7	53.8	6	46.2
Umidità relativa	2	15.4	11	84.6
Velocità dell'aria	5	38.5	8	61.5
Temperatura media radiante	10	76.9	3	23.1
Voto Medio Previsto	3	23.1	10	76.9
Percentuale Prevista Insoddisfatti	4	30.8	9	69.2
Concentrazione N ₂ O	8	61.5	5	38.5

* rispetto agli standard proposti da alcuni autori sulle sale operatorie (10)

Per quanto riguarda poi i risultati delle interviste, 121 operatori (38.2% degli intervistati) hanno riferito almeno un sintomo attribuibile a discomfort nei riguardi dell'ambiente. Effettuando un'analisi statistica più approfondita è emerso come la percezione di discomfort risultasse associata al sesso femminile, all'età, ad una presenza superiore a 3 volte alla settimana nei blocchi operatori, e ad un tempo medio di permanenza superiore alle 6 ore/giorno. Per quanto riguarda, infine, lo specifico contributo delle condizioni ambientali, si è evidenziata un'associazione significativa tra livello di discomfort ambientale e presenza di sintomi irritativi a carico degli occhi ($p=0.002$), della cute ($p<0.04$) e delle mucose ($p<0.04$) (16).

Il limitato numero di sale operatorie e di personale esaminati non ha consentito di trarre conclusioni sullo specifico ruolo di ciascuna variabile ambientale (es: temperatura, umidità relativa, ecc) sulla percezione di sintomi di discomfort; ciò nonostante esso ribadisce il contributo di un ambiente inadeguato al disagio degli operatori, e quindi la necessità di renderlo idoneo alle funzioni cui è destinato. Infatti quella che è la situazione classica delle strutture ospedaliere - dove il paziente è il referente prioritario cui si fa

riferimento per la determinazione dei requisiti ai fini della sicurezza, del benessere fisico e psichico, dell'umanizzazione degli spazi e dei servizi (17) - nel complesso operatorio viene invertita: il referente diretto diventa l'équipe operatoria ed il paziente perde il proprio ruolo attivo, poiché la sua esigenza di sicurezza è in funzione delle condizioni ambientali e tecnologiche in cui opera l'équipe medica ed infermieristica.

Requisiti strutturali e tecnologici. - Come già sottolineato nell'introduzione, allo stato attuale, in Italia, non è ancora disponibile un'adeguata legislazione, anche se sono in via di pubblicazione le linee-guida sui requisiti delle strutture ospedaliere.

L'ultima bozza disponibile del documento suggerisce, per quanto riguarda i parametri microclimatici, livelli di temperatura compresi tra 20 e 24° e livelli di umidità relativa tra il 40 ed il 60%, valori che si allineano con quanto precedentemente indicato sia nella letteratura scientifica che in alcune disposizioni legislative a valenza regionale per le sale operatorie (3, 4). Tali livelli di umidità sono i più indicati per: mantenere bassa la carica microbica dell'aria poiché favoriscono la precipitazione dei microrganismi sotto forma di nuclei di condensazione; ostacolare eventuali esplosioni di gas anestetici; evitare la disidratazione dei tessuti (3).

Per la velocità dell'aria, è previsto un range compreso tra 0.05 e 0.15 m/sec che, nell'area occupata, risulta accettabile in quanto, pur garantendo il necessario ricambio, non determina microcorrenti potenzialmente dannose per il personale esposto (3). Il documento propone, inoltre, un numero di ricambi d'aria/ora tra 12 e 20, a tutta aria esterna, nonché un sistema di filtrazione ad altissima efficienza (livello di filtrazione 99.99%). Si tratta di un aspetto di estrema importanza ai fini del controllo della contaminazione biologica e chimica delle sale operatorie, anche se nella realtà italiana, fino ad oggi è risulta spesso disatteso.

Ad esempio in una recente indagine effettuata in 32 sale operatorie (10) è emerso che soltanto il 22% di esse presentava un numero di ricambi d'aria compatibili con quelli proposti. Tale situazione è da mettere in relazione a due fattori fondamentali: da un lato la necessità di adattare ambienti di vecchia costruzione e non progettati quindi per rispondere alle moderne esigenze della tecnologia; dall'altro il non trascurabile costo della manutenzione e della gestione degli impianti.

Altro punto critico è poi quello relativo alla necessità di assicurare una pressione positiva all'interno delle sala operatoria (non inferiore a 10 pascal rispetto agli ambienti limitrofi), la cui finalità è ovviamente quella di direzionare i flussi d'aria verso l'esterno impedendo, così, l'ingresso di inquinanti. Tale condizione è difficile da raggiungere poiché accanto alla necessaria dotazione tecnologica è opportuno scoraggiare alcuni comportamenti del personale, di comune riscontro, in grado di ostacolare il mantenimento del gradiente pressorio: risulta infatti molto diffusa l'abitudine di lasciare aperte le porte del blocco operatorio (10).

Il documento propone, inoltre, dettagliate indicazioni sull'illuminamento, mentre non sono riportate indicazioni in merito ai limiti di rumorosità, nonostante l'importanza che

tale parametro può assumere in alcuni ambienti chirurgici particolari (es: chirurgia ortopedica ed odontoiatrica).

La bozza riporta le caratteristiche microclimatiche dei locali annessi alla sala operatoria, nonché alcuni requisiti di sicurezza quali l'installazione di impianti per la rilevazione degli incendi, per il controllo dei livelli di pressione, per la rilevazione dei gas. Tra le prerogative prevede anche l'obbligo di dotare la sala di un impianto di aspirazione dei gas anestetici da collocarsi il più vicino possibile alle apparecchiature di anestesia.

Conclusioni

In sintesi, il concetto di comfort ambientale, in linea con il DLgs 626/94 e successive modifiche (11, 12), viene quindi associato, se non addirittura ricompreso, in quello di **sicurezza**, vista come l'applicazione ottimale di tutte le procedure e le conoscenze al fine di minimizzare gli incidenti ed il danno da esposizione acuta o cronica a fattori nocivi di diversa natura. Infatti tale decreto, mentre conferma la tutela della sicurezza del lavoro, si prefigge di conseguire non soltanto la rimozione del rischio lavorativo, ma anche il miglioramento della qualità dell'ambiente di lavoro mediante l'introduzione di nuovi interventi connessi con il miglioramento della prestazione d'opera e la riduzione dell'affaticamento fisico e psichico. Pertanto la sicurezza viene interpretata come occasione privilegiata per conseguire livelli più elevati di qualità sia del contesto lavorativo (inteso anche in senso microclimatico), che, conseguentemente, delle prestazioni effettuate.

Sarebbe erroneo tuttavia, come sottolineato anche da altri autori (18) pensare che il problema della sicurezza e della qualità della sala operatoria possa essere affrontato considerando i soli aspetti tecnologici, pur complessi, quando invece deve necessariamente comportare una convergenza di obiettivi e di sinergie tra diverse competenze disciplinari.

Inoltre è necessario un coinvolgimento di tutte le diverse figure professionali operanti nelle sale operatorie. L'articolo 21 del DLgs 626/94 sottolinea infatti che il datore di lavoro dovrà garantire a ciascun lavoratore un'adeguata informazione in merito ai rischi presenti nell'ambiente di lavoro - sia generali che specifici - ed alle misure di prevenzione/protezione adottate in quanto l'operatore dovrà rispondere in prima persona delle apparecchiature di cui è responsabile, osservando le disposizioni e le istruzioni impartite dal datore di lavoro, dai dirigenti e dai preposti ai fini della protezione collettiva ed individuale.

In conclusione, considerando che il comfort ambientale dipende in gran parte dalla disciplina comportamentale, risulta di fondamentale importanza investire tempo e risorse allo scopo di formare personale sempre più competente e motivato, che acquisisca un reale senso di appartenenza all'istituzione contribuendo in prima persona al miglioramento della qualità del proprio ambiente di lavoro.

Bibliografia

1. BELLANTE DE MARTIIS, G., D'ARCA, S.U., FARA, G.M., SIGNORELLI, C., SIMONETTI, A. *Manuale di Igiene ambientale*. Roma: SEU, 1993, p. 95-143.
2. CHECCACCI, L., MELONI, C., PELLISERO, G. Microclima. In: *Igiene*. Ambrosiana ed., 1991, p. 240-266.
3. D'ALESSANDRO, D., ORSI, G.B., CARLUCCI, M., CORPOLONGO, D., GABRIELLI, E., FARA, G.M. Indagine microclimatica nelle sale operatorie di un ospedale di Roma. *Ann. Ig.* 1992, 4: 239-246.
4. MELINO, C., RUBINO, S., ALLOCCA, A., MESSINEO, A. *L'ospedale*. Roma: SEU, 1994.
5. MELINO, C., MARMO, C., RAPARELLI, O. Patologia da lavoro in ambiente ospedaliero. *Rivista degli Infortuni e delle Malattie Professionali* 1996, 1: 553-569.
6. PITTET, D., DUCEL, G. Infection risk factors related to operating rooms. *Infect. Control Hosp. Epidemiol.* 1994, 15: 456-462.
7. EVERETT, W.D., KIPPH. Epidemiologic observations of operating room infections resulting from variations in ventilation and temperature. *Am. J. Infect. Control* 1991, 19: 277-282.
8. LIDWELL, O.M. Air, antibiotics and sepsis replacements joints. *J. Hosp. Infect.* 1988, 11 (suppl. C): 18-40.
9. WHYTE, W. The importance of airborne bacterial contamination of wounds. *J. Hosp. Infect.* 1982, 3: 132-135.
10. Ventilation in healthcare premises. Management Policy. Health Technical Memorandum 2025. NHS Estates 1994.
11. DECRETO LEGISLATIVO 19 SETTEMBRE 1994, n. 626. Suppl. Ord. GU n. 265 del 12 Novembre 1994 - Serie generale; p. 5-62.
12. DECRETO LEGISLATIVO 19 MARZO 1996, n. 242. Suppl. Ord. GU n. 104 del 6 Maggio 1996 - Serie Generale; p. 3-29.
13. MOCCALDI, R., GRANDI, C., BERGAMASCHI, A. Esposizione professionale a radiazioni ionizzanti e gas anestetici: possibili effetti cumulativi e/o sinergici. *Rivista degli infortuni e delle malattie professionali* 1993, 3: 199-211.
14. SPANÒ, A. Sicurezza e medicina del lavoro. *Tecnica ospedaliera* 1996, 5: 112-123.
15. DAMIANI, G., MARCHETTI, M., CAPELLI, G., VAUDO, G., CATANANTI, C., TOFANI, S. Esposizione a campi elettromagnetici ad ELF e a VLF in ambiente ospedaliero: risultati di un'indagine sul campo. *Ann. Ig.* 1996, 8: 133-136.
16. D'ALESSANDRO, D., DI ROMA, S., BERNARDI, M.P., TEMPERINI, U., FARA, G.M. Il benessere nelle sale operatorie. Risultati preliminari di un'indagine mediante questionari. *Ann. Ig.* 1996, 8: 113-120.
17. DE GAUDIO, A.R., PACI, M. La sicurezza degli operatori: rischi professionali del personale sanitario. In: *Convegno nazionale "Sicurezza nelle sale operatorie valutazione dei rischi ed assicurazione della qualità: verso un impegno multidisciplinare"*. Prato, 11-12 novembre 1994.
18. BOLOGNA, R. Il progetto della sicurezza nella sala operatoria. Convergenza degli obiettivi e sinergia delle competenze disciplinari. In: *Convegno nazionale "Sicurezza nelle sale operatorie valutazione dei rischi ed assicurazione della qualità: verso un impegno multidisciplinare"*. Prato, 11-12 novembre 1994.

STUDIO DELL' ESPOSIZIONE TOTALE DELLA POPOLAZIONE GENERALE A INQUINANTI AERODISPERSI

Paolo Carrer

"Clinica del Lavoro L. Devoto" - Istituti Clinici di Perfezionamento e Istituto di Medicina del Lavoro, Università degli Studi di Milano

Studio dell'esposizione totale ad agenti ambientali

Esistono ancora numerose incertezze circa l'entità degli effetti dovuti all'esposizione ad inquinanti ambientali sulla salute dell'uomo (con l'esclusione di alcuni casi particolari) e di conseguenza sussiste anche una certa difficoltà a stabilire dei valori limite di esposizione per i singoli inquinanti.

Uno degli aspetti caratteristici del problema sta nel fatto che non esiste una malattia particolare, classificabile come *malattia da inquinamento ambientale*, né vi sono sintomi caratteristici che possano essere ricondotti a tale fenomeno quale unico fattore eziologico. Un altro aspetto particolarmente importante e oggetto di approfondimento è la corretta valutazione dell'esposizione agli inquinanti ambientali.

La valutazione dell'esposizione è una fase cruciale della valutazione della relazione dose-risposta tra una data esposizione ambientale ed un certo effetto sulla salute. Infatti se la esposizione viene valutata in modo incompleto o errato la successiva procedura di valutazione dei rischi per la salute risulta priva di significato.

L'esposizione di un soggetto ad un inquinante può essere definita come il contatto di un soggetto con una data sostanza presente nell'ambiente ad una certa concentrazione e per un certo periodo di tempo. Il contatto tra soggetto ed agente inquinante può avvenire attraverso inalazione, ingestione o per assorbimento cutaneo. In questa relazione verrà discussa nel particolare l'esposizione per via inalatoria ad agenti aerodispersi.

La misura delle concentrazioni di inquinanti nell'aria mediante punti fissi di rilevamento e la stima delle concentrazioni ambientali mediante modelli di dispersione hanno costituito finora gli approcci tradizionali di valutazione dell'esposizione della popolazione generale. Recentemente vi è stato un rapido progresso nelle metodologie di valutazione delle esposizioni, caratterizzato da un approccio multidisciplinare che ha modificato la logica di conduzione degli studi sulla popolazione (1).

Poiché i soggetti sono esposti a livelli di inquinanti aerodispersi che hanno importanti variazioni spazio-temporali, l'esposizione complessiva è data dall'integrazione dei livelli di esposizione e dei relativi periodi di tempo di esposizione. Appare quindi evidente la necessità di condurre studi con un approccio più globale, che contempli tutte le possibili situazioni di esposizione. In particolare l'esposizione totale ad agenti aerodispersi è data dalla valutazione dei contatti di un soggetto con un determinato inquinante ambientale

per un periodo di tempo sufficientemente lungo in modo da tenere conto di tutte le possibili fonti di esposizione. Una valutazione completa dell'esposizione necessita pertanto di un approfondimento sia delle problematiche dell'inquinamento dell'aria esterna che di quelle dell'aria *indoor*.

Il progresso nelle metodologie di valutazione dell'esposizione ha creato l'opportunità di condurre studi su ampie popolazioni con costi contenuti. Di seguito verranno sinteticamente descritte le principali metodologie attualmente in uso per la valutazione dell'esposizione ad agenti aerodispersi della popolazione generale. Tali metodologie possono essere raggruppate in due tipi: metodologie dirette e metodologie indirette.

Studio dell'esposizione ad inquinanti aerodispersi mediante metodologie dirette

Lo studio dell'esposizione ad inquinanti aerodispersi mediante metodologie dirette consiste nella misura diretta dell'esposizione di ogni singolo soggetto indagato e comprende sia il monitoraggio dell'esposizione ambientale personale che il monitoraggio di tipo biologico.

Per quanto concerne la valutazione dell'*esposizione personale*, per alcuni limitati inquinanti, quali ad esempio il monossido di carbonio e il biossido d'azoto, sono disponibili campionatori personali che consentono di misurare l'esposizione in continuo per lunghi periodi di tempo. Un esempio di tale tipo di metodologia è stato applicato in uno studio di esposizione a monossido di carbonio (CO) condotto su 55 bambini di due città finlandesi. Ogni bambino ha indossato per 24 ore un campionatore personale in grado di determinare e registrare ogni minuto la concentrazione di CO. Tale approccio ha consentito lo studio dei profili giornalieri di esposizione, con individuazione dei momenti di maggiore esposizione (permanenza in cucine dotate di fornelli a gas e durante i tragitti). Inoltre è stato calcolato il valore mediano di esposizione nelle 24 ore che è risultato di 2 mg/m³ per i bambini che vivevano in abitazioni con cucine a gas ed a 0.9 mg/m³ per quelli con cucine elettriche (2).

Per altri inquinanti, quali ad esempio il particolato aerodisperso ed i composti organici, sono invece a disposizione campionatori che effettuano la raccolta di campioni d'aria per determinati periodi di tempo; la successiva analisi dei campioni esprime una media integrata di concentrazione rispetto al periodo campionato.

Negli Stati Uniti la Environmental Protection Agency ha promosso un programma di ricerca, *Total Exposure Assessment Methodology studies* (TEAM), comprendente numerose indagini finalizzate alla valutazione dell'esposizione della popolazione generale ad agenti inquinanti.

Nell'ambito di questo programma, per quanto concerne il particolato aerodisperso, sono stati selezionati 178 abitanti di una città californiana, Riverside: ogni soggetto ha indossato per 2 periodi consecutivi di 12 ore un campionatore personale; contemporaneamente sono stati posti dei campionatori fissi nelle abitazioni dei soggetti

ed all'esterno di esse (3). Secondo gli stessi autori, il dato di maggiore interesse è stato il rilievo di una esposizione personale a particolato aerodisperso (PM10) superiore del 50% rispetto alle concentrazioni rilevate con le postazioni fisse *indoor* e *outdoor*. L'esposizione personale media a PM10 nelle 24 ore è infatti risultata pari a $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$; le concentrazioni medie rilevate con i campionatori fissi sono risultate a livello *indoor* pari a $95 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ed a livello *outdoor* pari a $94 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Gli Autori ritengono che tale differenza sia attribuibile ad alcune attività svolte, quali pulire e cucinare, o all'abitare con soggetti fumatori.

Nell'ambito delle ricerche TEAM sono stati condotti anche alcuni studi per la valutazione dell'esposizione personale a composti organici. In particolare uno di questi studi ha riguardato 600 soggetti selezionati per essere rappresentativi di 700 000 residenti in città di 4 stati americani (4). Ogni soggetto ha indossato per 2 periodi consecutivi di 12 ore un campionatore personale; contemporaneamente sono stati posti dei campionatori fissi nelle abitazioni dei soggetti ed all'esterno. Alla fine del monitoraggio ad ogni soggetto è stato raccolto un campione di aria espirata. Al fine di stimare l'esposizione complessiva sono stati raccolti ed analizzati anche campioni di acqua delle abitazioni. Le conclusioni principali dello studio sono state:

- i valori di esposizione personale ai vari agenti chimici sono risultati superiori rispetto ai valori *outdoor*; per esempio l'esposizione personale media a benzene è risultata nelle varie popolazioni intorno ai $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ contro valori *outdoor* di circa $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$; le cause di tali maggiori livelli erano specifiche sorgenti *indoor*, quali ad esempio il fumo attivo e passivo;

- la misura della concentrazioni di composti organici volatili nell'aria espirata è un metodo sufficientemente sensibile e non invasivo di valutazione della presenza di tali composti nel sangue;

- la via inalatoria rende conto più del 99% dell'esposizione complessiva ai composti organici indagati.

Per quanto concerne la nostra esperienza, abbiamo condotto uno studio mirato alla caratterizzazione dell'esposizione personale a inquinanti aerodispersi in soggetti residenti in Milano (5). Sono stati oggetto dello studio 50 soggetti addetti a lavoro d'ufficio che oltre a risiedere svolgono la loro attività lavorativa nell'ambito urbano milanese. Il campione era composto da soggetti di entrambi i sessi sia fumatori che non fumatori. Lo studio è stato articolato in due campagne stagionali diverse, una estiva condotta l'anno scorso ed una invernale condotta questo anno ed i cui risultati sono in fase di elaborazione.

Ogni soggetto è stato monitorato per una intera giornata mediante campionamento personale frazionato in più fasi corrispondenti ai vari comparti di vita (abitazione, luogo di lavoro, tragitti all'esterno). I parametri monitorati sono stati i composti organici volatili (VOC), la formaldeide, il CO, il PM10 ed il biossido di azoto (NO_2). Contemporaneamente al monitoraggio ambientale i soggetti sono stati sottoposti ad indagine biologica: sono state determinate le concentrazioni ematiche di benzene e

toluene e le concentrazioni urinarie di acido trans,trans-muconico (metabolita del benzene) e della cotinina (metabolita della nicotina). I soggetti hanno compilato una scheda standardizzata per il rilievo delle abitudini dietetiche e voluttuarie ed un diario per il dettaglio delle attività svolte nella giornata dell'indagine.

Per ogni soggetto sono stati determinati i livelli di esposizione personale nei singoli comparti ed il tempo di permanenza nel comparto. Integrando il livello di esposizione del singolo comparto con il tempo di permanenza nello stesso è stata calcolata l'esposizione media ponderata giornaliera per ciascun inquinante; è stato inoltre determinato il contributo di ogni comparto rispetto all'esposizione giornaliera complessiva.

I soggetti sono risultati trascorrere il loro tempo soprattutto negli ambienti *indoor*, abitazione (59.2%) ed ufficio (34.6%), e solo il 6.2% del tempo nei tragitti abitazione/casa e viceversa. Relativamente alle esposizioni riscontrate nei singoli comparti di vita, le concentrazioni più elevate sono state rilevate, ad esclusione di VOC e formaldeide, in occasione dei tragitti. Tuttavia, dato che la maggior parte del tempo viene trascorsa in ambienti *indoor*, i comparti abitazione ed ufficio sono risultati determinare la porzione prevalente dell'esposizione giornaliera agli inquinanti monitorati.

Nel complesso lo studio dell'esposizione ad inquinanti aerodispersi mediante la misura diretta dell'esposizione personale consente la valutazione dell'esposizione individuale di ogni soggetto indagato. Si tratta spesso di metodologie di campionamento e di analisi che per lo studio dell'esposizione della popolazione generale, caratterizzata da livelli espositivi molto più bassi rispetto agli ambienti industriali, devono essere ancora validate. Si tratta inoltre di metodologie complesse e costose, utilizzabili generalmente solo per studi su gruppi ristretti della popolazione; rimane perciò importante il problema della rappresentatività di questi piccoli gruppi rispetto alla popolazione generale.

La valutazione dell'esposizione con metodologia diretta può essere condotta anche attraverso il *monitoraggio biologico*, che consiste nel determinare la sostanza in studio, o i suoi metaboliti, in matrici biologiche (sangue, urine, feci, aria esalata, ecc.). Infatti, se la valutazione della dose ambientale esterna fornisce una stima indicativa della dose espositiva, è sempre più avvertita la necessità di disporre di *biomarker* dell'esposizione ad agenti aerodispersi applicabili per lo studio della popolazione generale. La disponibilità di indicatori biologici affidabili, correlabili con la dose inalata, consentirebbe di esercitare un monitoraggio mirato a definire i reali livelli di esposizione, anche con costi di esercizio sensibilmente inferiori.

Un *biomarker* tradizionale utilizzabile nel monitoraggio biologico dell'esposizione ad agenti aerodispersi è, ad esempio, la determinazione dei livelli ematici di carbossiemoglobina per lo studio dell'esposizione a monossido di carbonio.

Sono in fase di studio indicatori biologici di esposizione a fumo passivo (6). Il fumo di tabacco costituisce, infatti, una delle più importanti sorgenti di inquinamento degli ambienti *indoor* ed è attualmente oggetto di ampia discussione il rischio per la salute dovuto all'esposizione passiva a tale inquinante; in particolare l'effetto maggiormente

dibattuto è la evidenziazione di un incremento di casi di tumori polmonari nei non-fumatori esposti. Appare evidente come la valutazione di questi effetti debba essere basata sulla disponibilità di indicatori che consentano la definizione del rapporto dose-effetto tra esposizione ed effetti biologici. Il monitoraggio ambientale dell'esposizione a ETS è molto difficile data la complessità della miscela di gas organici ed inorganici e di particolato di cui è costituito; nel fumo sono state infatti identificate più di 3 800 composti e relativamente pochi di questi sono stati sufficientemente identificati e caratterizzati. Per quanto concerne gli indicatori biologici di esposizione a ETS, quello che appare più promettente è il dosaggio urinario di un metabolita della nicotina, la cotinina. Tale indicatore è ancora in fase di studio in quanto i valori di cotinina mostrano una considerevole variabilità attribuibile a differenze di assorbimento, distribuzione, metabolismo ed eliminazione.

Sempre nell'ambito del monitoraggio biologico, un approccio innovativo è dato dalla misura della concentrazioni di composti organici volatili nell'aria espirata: tale indicatore sembra costituire un indicatore sufficientemente sensibile per la valutazione della presenza di tali composti nel sangue (4).

È in fase di sviluppo una nuova tipologia di indicatori biologici basata sulla misura dei prodotti di reazione in vivo tra sostanze cancerogene e macromolecole cellulari: tali indicatori sono denominati addotti (7). Il fondamento di questo approccio si basa sull'assunzione che il legame tra un composto chimico e il DNA dell'organo bersaglio rappresenti l'evento iniziale in grado di scatenare una serie di reazioni biologiche che possono in seguito portare allo sviluppo del tumore. Questo è facilmente dimostrabile nell'animale da esperimento, mentre nell'uomo il DNA bersaglio non è sempre accessibile: è stato tuttavia dimostrato che la misura degli addotti alle proteine del sangue (addotti all'emoglobina) può sostituire quella degli addotti al DNA. Sebbene gli addotti alle proteine non abbiano alcun ruolo nei meccanismi di cancerogenesi, essi sono indicatori di una avvenuta esposizione a cancerogeni su un lungo periodo di tempo (l'emoglobina ha una vita media nell'uomo di 120 giorni) e riflettono la frazione di composto esogeno assorbita e convertita in intermedio reattivo (dose biologica attiva).

Rispetto alla valutazione delle concentrazioni di inquinanti nell'aria, la determinazione di indicatori biologici di esposizione consente di valutare la dose effettivamente assorbita dai soggetti e, nel caso degli addotti, la dose biologicamente attiva. Tali indicatori esprimono inoltre l'esposizione dell'individuo attraverso le varie vie di assorbimento.

Studio dell'esposizione ad inquinanti aerodispersi mediante metodologie indirette

L'esposizione ad agenti aerodispersi può essere indagata anche attraverso metodologie indirette che prevedono la implementazione di modelli matematici di simulazione (8). In questo contesto l'esposizione complessiva ad un agente è data dalla

integrazione dei livelli dell'inquinante presenti negli ambienti e dei relativi periodi di permanenza dei soggetti in tali ambienti. A partire dalla distribuzione delle concentrazioni ambientali degli inquinanti presenti in specifici microambienti, con questi modelli viene stimata l'esposizione di diverse categorie di soggetti conoscendo il profilo di frequentazione dei vari ambienti.

Un programma recentemente sviluppato è il *Monte Carlo - simulation of population exposure distributions*. Tale metodologia prevede un *database* costituito da due parti: la distribuzione delle concentrazioni degli inquinanti relative ai vari microambienti (*microenvironmental concentration distributions*) e la distribuzione della permanenza nei vari microambienti (*time activity distributions*). Il programma consente di stimare l'esposizione della popolazione reale dalla quale è stato selezionato un gruppo rappresentativo di soggetti; inoltre è possibile simulare l'esposizione per particolari sottogruppi di popolazione (es. popolazione che si muove in città con mezzi privati o popolazione che abita in aree ad alto traffico).

Tale metodologia è stata per esempio applicata per la valutazione dell'esposizione a benzene della popolazione della California. I dati della distribuzione delle concentrazioni di benzene nei vari microambienti sono stati ricavati da tre estese indagini; i dati relativi ai profili di attività della popolazione sono stati ricavati da una indagine che ha riguardato 1762 adulti e 1200 bambini. Il gruppo maggiormente esposto è risultato essere costituito dagli adulti di età compresa tra i 21 e 30 anni.

A livello europeo è stato promosso, nell'ambito del IV Programma di ricerca promosso dall'Unione Europea, linea *Environment and Climate*, un progetto di ricerca denominato *EXPOLIS - exposure distributions of adult urban populations*. Tale progetto prevede la valutazione dell'esposizione a CO, PM e VOC della popolazione adulta di sei città europee, con la individuazione dei parametri che maggiormente possono influire su tale esposizione. A tale scopo verrà sviluppato un *database* europeo contenente la distribuzione delle concentrazioni ambientali degli inquinanti presenti in specifici microambienti ed il profilo di frequentazione di questi; il *database* verrà utilizzato per simulare l'esposizione attraverso metodologie quali quella del *Monte Carlo simulations*.

In questa ricerca sono coinvolti, oltre al nostro gruppo che si occuperà della valutazione della popolazione milanese, enti di ricerca delle città di Helsinki, Praga, Basilea, Grenoble ed Atene. Verranno indagati nelle differenti città, con le stesse metodologie di campionamento ed analisi, sia i livelli degli inquinanti presenti in differenti microambienti (abitazione, posto di lavoro, tragitti, tempo libero) frequentati dai soggetti indagati, sia l'esposizione personale nelle 48 ore; a tale scopo saranno indagati 500 soggetti selezionati per essere rappresentativi della popolazione adulta delle città coinvolte.

Il diario delle attività verrà distribuito ad un numero maggiore di soggetti (2 000) e consentirà la raccolta in maniera standardizzata di informazioni sul tempo di permanenza nei microambienti o sullo svolgimento di particolari attività.

Anche per questo tipo di studi numerose metodologie di campionamento e di analisi devono essere ancora validate; per quanto riguarda il campionamento è inoltre importante la scelta del punto di campionamento che deve essere rappresentativa dell'esposizione che avviene all'interno dell'ambiente indagato. Un altro aspetto problematico è l'utilizzo di questionari che sono soggetti a problemi di variabilità di interpretazione da parte dei soggetti e che pertanto necessitano di standardizzazione.

Nella conduzione di questi studi particolarmente importante è la fase di selezione dei soggetti che devono essere rappresentativi della popolazione indagata. I risultati di questi studi sono stime di esposizione che si applicano a gruppi di popolazioni e non a livello individuale.

Considerazioni conclusive

Studi con metodologie validate di valutazione delle esposizioni sono parte indispensabile per la valutazione dei rischi per la salute.

Sono disponibili strumentazioni per la misura dell'esposizione diretta personale, ma la loro capacità operativa deve essere ancora validata per quanto concerne accuratezza e precisione. Inoltre queste metodologie sono difficilmente impiegabili e molto costose per lo studio di larghi gruppi di popolazione.

L'esposizione ad inquinanti aerodispersi può essere indagata anche attraverso metodologie indirette che prevedono la implementazione di modelli matematici di simulazione. Con questi modelli viene stimata l'esposizione di larghi gruppi di popolazione attraverso la conoscenza della distribuzione delle concentrazioni ambientali degli inquinanti in vari microambienti.

Lo studio dell'esposizione della popolazione generale ad agenti aerodispersi è meglio eseguibile con una combinazione delle metodologie indirette e di misure di esposizione personale su piccoli gruppi finalizzate alla validazione delle prime.

Dati sull'esposizione della popolazione generale sono attualmente disponibili solo per pochi inquinanti e per ristretti gruppi di popolazione, mentre sono ancora carenti per molti inquinanti e per molte popolazioni.

Nel complesso i vari studi appaiono evidenziare la presenza di numerosi inquinanti sia nell'aria atmosferica che nell'aria degli ambienti confinati non industriali.

In particolare l'esposizione ad inquinanti che avviene all'interno degli edifici appare di particolare interesse in quanto, mentre la popolazione lavorativa trascorre sempre maggior tempo in ambienti confinati, si è assistito ad un rapido scadimento della qualità complessiva dell'aria interna di questi ambienti, con un incremento delle sostanze presenti. La qualità dell'aria degli ambienti *indoor* risulta influenzata in parte dai livelli esterni di inquinamento ma, soprattutto, da numerose sorgenti interne che spesso determinano concentrazioni di inquinanti anche superiori a quelle presenti all'esterno.

Bibliografia

1. EUROPEAN COLLABORATIVE ACTION (ECA) "Air Pollution Epidemiology" (COST Project 613/2). *Exposure assessment*. Report n.1. Brussels: Official Publications European Communities, 1992 (EUR14345EN).
2. ALM, S., REPONEN, A., MUKALA, K., PASANEN, P., TUOMISTO, J., JANTUNEN, M.J. Personal exposures of preschool children to carbon monoxide: role of ambient air quality and gas stoves. *Atmosp. Environm.* 1994, 28 (22): 3577-3580.
3. PELLIZZARI, E.D., THOMAS, K.W., CLAYTON, C.A., WHITMORE, R.W., SHORES, R.C., ZELON, H.S., PERITT, R.L. Particle Total Exposure Assessment Methodology (PTEAM). Riverside, California: Pilot Study. Project Summary, 1993 (EPA/600/SR-93/050).
4. WALLACE, L.A., PELLIZZARI, E.D., HARWELL, T.D., SPARACINO, C.M., SHELDON, L.S., ZELON, H. Personal exposures, indoor-outdoor relationships, and breath levels of toxic air pollutants measured for 355 persons in New Jersey. *Atmosp. Environm.* 1995, 19 (10): 1651-1661.
5. MARONI, M., CARRER, P., CAVALLO, D., ALCINI, D., BASSO, A., PRETI, G., VERCELLI, F., VISIGALLI, F., BERSANI, M. Characterization of personal exposure to air pollutants of subjects living in Milan. In: *Proceedings of "Indoor Air '96"*, 1, p. 501-505.
6. US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). *Respiratory health effects of passive smoking: lung cancer and other disorders*. Washington: EPA, Office of Research and Development, 1992 (EPA/600/6-90/006F).
7. SKIPPER, P.L., TANNENBAUM, S.R. Protein adducts in the molecular dosimetry of chemical carcinogens. *Carcinogenesis* 1990, 11: 507-518.
8. PANDIAN, M.D., BEHAR, J.V., THOMAS, J. Use of relational database to predict human population exposures for different time period. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 3, p.283-288.

RILIEVI DI INQUINAMENTO AMBIENTALE ALL'INTERNO DELLA GALLERIA DEL TRAFORO DEL MONTE BIANCO

Giovanni Agnesod, Claudio Operti, Cristina Gibellino
Unità Operativa Chimico-Fisico-Ambientale, USL Aosta

Informazioni generali sulla galleria del Monte Bianco

Aperto al transito nel 1965, dopo 6 anni dall'inizio dei lavori di scavo, il traforo del Monte Bianco, con i suoi 11600 metri di lunghezza, è ancora oggi una tra le maggiori realizzazioni europee del genere. Essa è percorsa in media giornalmente, nei due sensi di marcia, da 3000 automezzi pesanti e altrettanti autoveicoli leggeri (1).

I principali fattori che influenzano le condizioni dell'aria all'interno della galleria, che è ambiente di lavoro - non continuativo - per il personale addetto alla manutenzione, sono la funzione di collettore dei gas di scarico degli autoveicoli, esercitata dall'aria all'interno del tunnel, e l'ambiente ipogeo, potenziale ambito di raccolta di radon emesso dalle rocce circostanti. Il granito del Monte Bianco è conosciuto essere una roccia a discreta attività specifica: 166 Bq/kg di Ra-226 e 86 Bq/kg di Th-232 (2).

All'interno della galleria sono state effettuate sia misure radiometriche di concentrazione di radon 222 (le più recenti, nei mesi di marzo, aprile e maggio 1996), che misure di concentrazione di inquinanti da traffico (gennaio-febbraio 1994).

Il tunnel del Monte Bianco è dotato di impianto di ventilazione, costituito da 5 condotti al di sotto del piano stradale, in cui viene immessa aria esterna da parte di due gruppi di pompaggio, situati l'uno all'ingresso italiano e l'altro a quello francese. Dato lo spessore della roccia sovrastante la galleria (più di 2000 metri per il 50 % del percorso), l'impianto non fa uso di pozzi verticali di aerazione. L'aria è immessa da bocchette situate al piede della volta, a distanza di m 10 l'una dall'altra, sul lato dx della galleria nel verso di percorrenza Italia-Francia, lungo tutto il percorso. La portata massima dell'impianto è di 900 m³/sec. Sono possibili diversi stadi di regolazione intermedia. Il flusso viene regolato automaticamente in relazione ai valori di opacità dell'aria misurati in continuo all'interno del tunnel. L'aria fuoriesce dalle due aperture della galleria, in proporzioni che dipendono anche da eventuali differenze di pressione atmosferica sui due versanti della montagna. Con i ventilatori di immissione funzionanti a pieno regime, si hanno 6 ricambi di aria all'ora.

La galleria, con i sottostanti condotti per la ventilazione, non è direttamente in contatto con la roccia entro cui è scavata, essendo la luce dello scavo rivestita internamente da uno strato di calcestruzzo di spessore variabile, dell'ordine delle diverse

decine di decimetri. Su di esso è lateralmente applicata una pannellatura chiara in materiale sintetico.

Nel seguito del testo, le profondità progressive in galleria e i termini destra e sinistra sono riferiti sempre al verso di percorrenza Italia-Francia.

Tutte le misure sono state effettuate in condizione di normale utilizzazione del tunnel.

Misure di concentrazione di Rn-222

Il cuore del massiccio del Monte Bianco è costituito da una grande massa granitica di età paleozoica. Nella fase di compressione ed emersione della catena alpina, avvenuta - nella scala geologica dei tempi - molto più recentemente, intorno a trenta milioni di anni fa, e tuttora in corso, questa massa di rocce cristalline antiche, in sollevamento, si è scrollata di dosso la copertura sedimentaria di età mesozoica, costituita da rocce molto più tenere, scivolata lateralmente e soggette ad erosione assai più accelerata. In questo modo va letto il paesaggio attuale, in cui il Monte Bianco si distacca come un'isola altissima di roccia e ghiaccio dalle verdi montagne circostanti.

La natura delle rocce attraversate dalla galleria è molto ben conosciuta, grazie ai rilievi in profondità resi possibili dalla costruzione del tunnel medesimo. A partire dall'ingresso italiano, si attraversa la copertura sedimentaria per i primi 1300 metri. La massa granitica entro cui successivamente ci si inoltra si trova in condizioni strutturali e meccaniche variabili. In particolare, da 3000 a 3500 metri di profondità si attraversa una fascia di rocce intensamente fratturate e disgregate, attraverso cui filtra abbondante l'acqua proveniente dal sovrastante ghiacciaio. Questa circolazione di acqua, che provocò i maggiori problemi in fase di avanzamento dei lavori, abbassa la temperatura della roccia dai 21°C, già raggiunti alla progressiva 2600, a 13 °C. In seguito, la temperatura si rialza gradatamente per stabilizzarsi, a partire dalla progressiva 5500 e fino alla progressiva 9000, intorno ai 30 °C.

Le misure di radon effettuate sono state di tipo integrato, per la durata di 30 giorni, lungo tutta la lunghezza della galleria, con l'uso di rivelatori a tracce nucleari, e di tipo continuo, effettuate in un solo sito, per la durata di 6 giorni.

Misure di radon 222 con rivelatori a tracce nucleari (LR115). - Dosimetri contenenti ciascuno due rivelatori di tracce nucleari a film sottile, dello stesso tipo di quelli utilizzati per la campagna nazionale radon indoor (3), sono stati disposti lungo tutto il corso della galleria, sul lato dx, a partire da 800 metri dall'ingresso italiano, e ad intervalli successivi regolari di 600 metri. I dosimetri sono stati appesi ai pannelli di materiale sintetico di rivestimento laterale del tunnel, all'altezza di m 2, in corrispondenza alle piazzole di sosta. Si è così potuto ottenere il profilo della concentrazione media di

radon 222 all'interno del tunnel, mostrato in Figura 1. Il valore di concentrazione riportato in corrispondenza ad ogni barra è la media dei valori ottenuti dai due rivelatori nello stesso dosimetro. In nessun caso la lettura del dosimetro singolo si discosta di più del 10 % dalla media. L'incertezza complessiva (1 sd) stimata per questo metodo di misura, a questi valori di concentrazione, è del 20 %. È evidente la disomogeneità spaziale della concentrazione di radon lungo il corso della galleria, con i valori massimi proprio in corrispondenza della zona fortemente fratturata alla profondità di 3000-3400 m dell'ingresso. L'influenza della roccia madre in cui è scavata la galleria si fa dunque sentire, nonostante la volta in calcestruzzo di 80 cm. Il valore medio complessivo di concentrazione di radon sull'intera galleria è di 404 (s.d. 214) Bq/m³ ma esso deriva da una concentrazione media sul semi-percorso verso la Francia di 215 (s.d. 88) Bq/m³, contro una concentrazione media sul semi-percorso verso l'Italia di 593 (s.d. 95) Bq/m³.

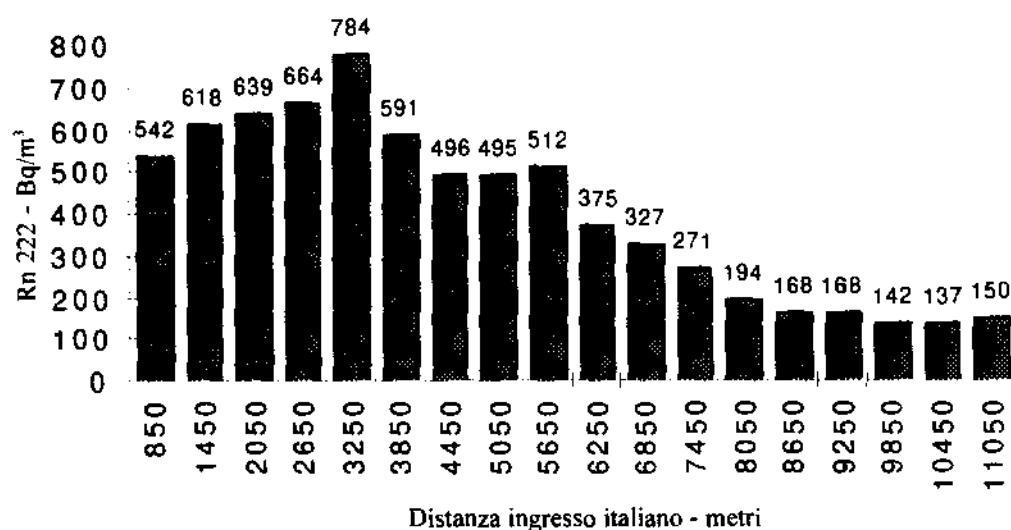


Figura 1. - *Variazione di concentrazione di Rn-222 lungo la galleria.*

Questa distribuzione asimmetrica non dipende solo dalle caratteristiche geologiche, ma chiama in causa un secondo importante fattore che influisce sulla concentrazione di radon all'interno di questa come di ogni galleria di grandi dimensioni (4): l'impianto di ventilazione. I valori più elevati dalla parte italiana si spiegano con il fatto che in questa metà galleria si trova la maggior sorgente di immissione di radon, e che il deflusso dell'aria, considerato simmetrico rispetto agli ingressi, è qui diretto prevalentemente verso l'ingresso italiano.

In ognuna delle piazzole-parcheggio si trovano delle cabine a vetri, dotate di bocchetta di immissione aria esterna che le mantiene in condizioni di sovrappressione rispetto all'aria del tunnel. Sono stati collocati dosimetri all'interno delle cabine alle progressive 3250, 3850 e 4450, ottenendo valori di concentrazione inferiori rispettivamente di un

fattore 4, 2 e 5 rispetto all'aria nel tunnel immediatamente al di là delle loro pareti. Viceversa, alla cabina 26 (lato sin, progressiva 3550), non collegata all'impianto di ventilazione, la concentrazione interna è risultata essere 1.5 volte superiore rispetto all'esterno, venendo a mancare la funzione di diluizione e rimozione del radon esercitata, nel tunnel dall'aria immessa.

Misure di concentrazione di radon con celle di Lucas. - Per meglio investigare la correlazione esistente tra concentrazioni di Radon e regime di ventilazione del tunnel, è stato condotto un rilievo in continuo della durata di 5 giorni e mezzo alla piazzola 23 (lato dx, profondità 4450 metri). Per questo scopo si è usato un contatore a scintillazione Pylon AB5 equipaggiato con Cella di Lucas a diffusione. I risultati sono riportati nella Figura 2, dove sulla stessa base temporale oraria sono riportate le variazioni di concentrazione di radon e le contemporanee condizioni di regime di ventilazione.

Come si vede, la concentrazione di radon presenta delle fluttuazioni molto marcate, solo in parte spiegabili con la variazione del regime di ventilazione forzata all'interno della galleria.

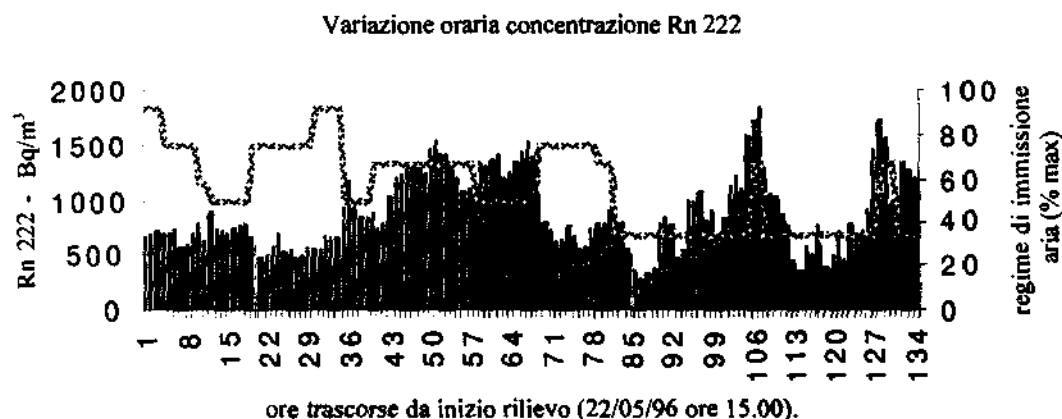


Figura 2. - *Variazione temporale della concentrazione di radon 222 alla progressiva 4450.*

Inquinanti da traffico

Il monitoraggio degli inquinanti da traffico veicolare, condotto dal 25/01 al 8/02 1994, alla progressiva 4450 (piazzola 23), con posizionamento all'interno del tunnel di un laboratorio mobile abitualmente utilizzato per i rilievi di qualità dell'aria in esterno, ha permesso di ottenere i dati riassunti in Tabella 1.

La polverosità totale è pressoché indipendente dai volumi di traffico, probabilmente perchè sulla base dell'opacità dell'aria misurata in continuo all'interno della galleria è regolato il regime di immissione forzata di aria esterna. Gli altri inquinanti sono correlati positivamente alle sorgenti (motori diesel e a benzina) nel modo atteso. Particolarmente interessante è l'elevato livello di concentrazione raggiunto all'interno della galleria dal monossido d'azoto, in conseguenza dell'assoluta mancanza di radiazione UV da luce solare, e dunque di processi foto-ossidativi. La concentrazione di ozono è sempre stata inferiore al limite di rilevabilità, e la stessa concentrazione di biossido di azoto, non riportata in tabella, è stata valutabile solo con difficoltà, dato il metodo di misura per differenza tra la concentrazione degli ossidi di azoto totali e del monossido di azoto, largamente preponderante.

Tabella 1. - *Inquinanti da traffico veicolare all'interno della galleria del Traforo del Monte Bianco.*

Agente inquinante	campo di variazione medie giornaliere	campo di variazione medie orarie	coeff. correlazione traffico pesante (r^2)	coeff. correlazione traffico leggero (r^2)
Polveri Totali				
Sospese	443 - 820 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	225 - 967 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.016	0.012
Biossido di Zolfo	149 - 630 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	69 - 782 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.54	==
Monossido d'Azoto	4771 - 10776 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1628 - 14100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.71	==
Ossido di Carbonio	6.9 - 18.2 mg/m^3	1.2 - 40.8 mg/m^3	==	0.34

Bibliografia

1. SOCIETÀ ITALIANA PER IL TRAFORO DEL MONTE BIANCO. *Il Traforo del Monte Bianco*. F. Franchini (ed). Milano: L'Arca Edizioni, 1990.
2. FACCHINI, U. Misure di Radon in interni in alcune località della Lombardia e del Piemonte. *Istituto Lombardo (Rend. Sc.)* 1991, B 125, p.171-214.
3. BOCHICCHIO, F., CAMPOS VENUTI, G., NUCCETELLI, C., PIERMATTEI, S., RISICA, S., TOMMASINO, L., TORRI, G. *Indagine Nazionale sulla radioattività naturale nelle abitazioni*. Roma: Istituto Superiore di Sanità, 1994 (ISTISAN Congressi 34).
4. BAM, B.B., BASSIGNANI, A., COLOMBO, G., DEKHISSI, H., FRACCHETTA, V., FRESCA FANTONI, R., GIACOMELLI, G., MASCOLI, M., SARTORIO, C. Monitoraggio dei livelli di concentrazione di Rn-222 presso i laboratori sotterranei del Gran Sasso. In: *Aria '94, Atti del 3° Convegno Nazionale dell'Associazione Aria*, Monteporzio Catone, 26-28 ottobre 1994. Roma: Aria, 1995, p.235-240.

MISURE DEL GAS RADON IN ALTO ADIGE

Luigi Minach, Karl Dallinger, Claudia Marchesoni, Stefan Rigo, David Simoncello, Luca Verdi

Laboratorio di Chimica Fisica di Bolzano (CRR Bolzano)

Chi conosce l'Alto Adige forse sa che nella zona di Merano esistono alcune sorgenti d'acqua con un contenuto di radon abbastanza elevato e che già in passato sono state oggetto di molte indagini (1). Le sorgenti o captazioni più attive presentano valori massimi di radon intorno a 10 000 Bq/l (2). Possiamo perciò dire che in Alto Adige esiste una certa tradizione per le misure del radon.

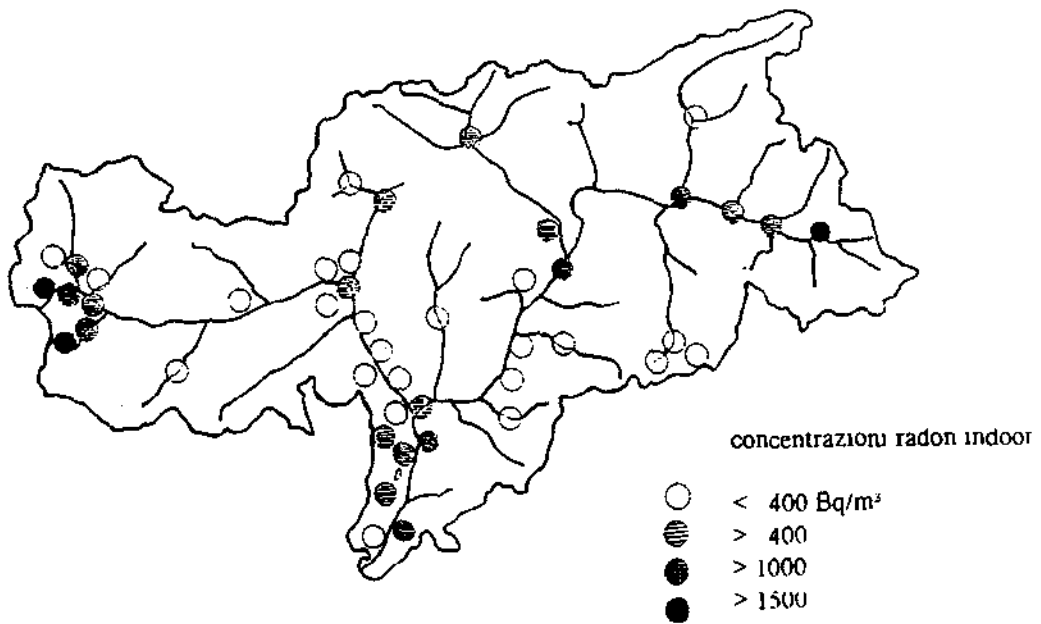
Nel 1990/91 su invito dell'ANPA e dell'ISS il nostro Laboratorio ha partecipato alla campagna nazionale delle misure di radon indoor, eseguita con dosimetri passivi del tipo LR115 (3). In quell'occasione nelle 36 case esaminate in Alto Adige non sono emersi valori particolarmente elevati (valore medio: 69 Bq/m³ e nessun superamento del valore soglia di 400 Bq/m³).

Nel 1992/93 il Laboratorio ha realizzato una campagna di misura radon indoor in 190 edifici pubblici (scuole, asili, biblioteche, uffici, ecc.) distribuiti su tutto l'Alto Adige, adottando gli stessi criteri della campagna nazionale (rivelatori LR115 e distinzione fra semestre estivo ed invernale), esponendo però i dosimetri preferibilmente in stanze abitate, al piano terra (4). In questo caso sono state individuate alcune zone con valori di radon mediamente più elevati. La Figura 1 riporta i valori massimi riscontrati nel semestre invernale nei diversi comuni presi in esame. In particolare risaltano ad est l'alta Val Pusteria e ad ovest l'alta Val Venosta.

Contemporaneamente alle misure di radon indoor negli edifici pubblici, il Laboratorio ha iniziato ad indagare sulle concentrazioni di radon nelle più importanti sorgenti d'acqua potabile dell'Alto Adige, confidando che la concentrazione di radon in acqua poteva anche essere un buon indicatore della presenza di radon nel suolo (4). La figura 1 indica anche le zone nelle quali le sorgenti presentano concentrazione di radon più elevate. Come si può vedere, anche nel caso delle sorgenti, i valori più elevati compaiono nelle due zone sopra descritte. Inoltre, se confrontiamo questi risultati con una cartina dell'atlante geologico dell'Alto Adige (Tirol Atlas), troviamo che le due zone da noi individuate, sono caratterizzate dalla predominante presenza di gneis granitici, i quali essendo più ricchi di sostanze radioattive naturali, sono da ritenere la principale causa delle maggiori concentrazioni di radon.

Il grosso vantaggio delle misure del radon in acqua eseguite con un liquid scintillation counter (LSC tipo Tricarb) è l'estrema facilità ed affidabilità del campionamento e la precisione della misura. In pratica si preparano 10 cm³ di un liquido scintillatore

Misure del radon indoor in edifici pubblici - semestre invernale 1992/93



Misure del radon in acqua di sorgente

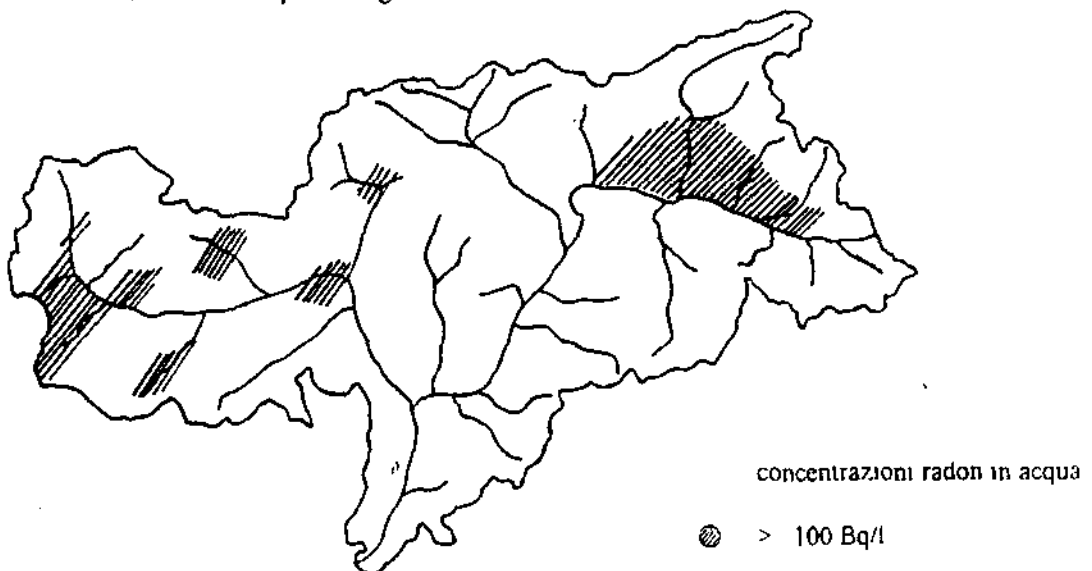


Figura 1. - Misure del gas radon in Alto Adige.

(Opti Fluor-O) in un vial con un tappo a septum. Si va o si manda qualcuno alla sorgente, con una siringa si prelevano 10 cm^3 di acqua direttamente alla captazione e si immette subito il campione nel vial attraverso il tappo a *septum* sotto il liquido scintillatore, escludendo così qualsiasi perdita. Di solito si prelevano due o tre campioni per sorgente. Tutti i campioni della giornata vengono portati in Laboratorio e messi nel LSC munito di cambiampioni. Dopo avere impostato i parametri relativi al campione (per es. coordinate, data e ora del prelievo), la misura ed analisi avviene automaticamente.

Fino ad oggi abbiamo esaminato in totale circa 1100 sorgenti d'acqua, e i risultati ottenuti confermano quanto esposto e possiamo senz'altro affermare che le misure di radon in acqua sono un ottimo metodo di *prescreening* per evidenziare eventuali zone *calde* e realizzare una mappatura del radon. Le nostre misure vengono anche confermate da indagini (misure di radon indoor) eseguite in Svizzera, dove il cantone di Graubünden, al confine con l'alta Val Venosta (ad ovest dell'Alto Adige), risulta essere una zona con maggiori concentrazioni di radon (5).

A questo punto, per confermare ed anche quantificare meglio il fenomeno, nel periodo 1994/95 siamo passati di nuovo alle misure di radon indoor nelle due zone *calde*, prendendo in esame in dieci comuni dell'alta Val Venosta e alta Val Pusteria 400 case di privati. Inoltre, allo scopo di confrontare differenti metodi di misura, in 100 case, assieme agli LR115 abbiamo esposto degli elettretti del tipo LLT e in 200 case abbiamo esposto dosimetri TLD per la misura della dose assorbita in aria.

Riassumendo brevemente, possiamo dire che anche queste ultime misure hanno confermato la maggiore presenza di radon nelle due zone sopra menzionate e che in non poche case è stato nettamente superato il limite raccomandato dalla UE. Infatti mediamente circa il 10% delle case presentavano medie annuali superiori a 400 Bq/m^3 . In circa 1-2% di case abbiamo trovato perfino concentrazioni superiori a 1000 Bq/m^3 , che sarebbe il limite di legge (per un intervento obbligatorio) previsto nella vicina Svizzera (6).

A nostro avviso uno dei risultati più importanti di questa indagine è stato che, anche in zone a maggiore concentrazione di radon, nelle case nuove (con fondamenta ben isolate) la concentrazione di radon è nettamente più bassa e normalmente inferiore ai valori limite raccomandati. Come dimostrato in Figura 2 nella totalità dei casi le concentrazioni di radon nelle abitazioni costruite dopo il 1930 sono quasi dimezzate. Di conseguenza uno dei primi provvedimenti da adottare, sarà quello di raccomandare preventivamente un maggiore e duraturo isolamento delle fondamenta nelle case da costruire, soprattutto quando si intende usufruire a scopo abitativo del piano terra.

Un altro andamento abbastanza interessante e probabilmente tipico per la nostra zona è che nei mesi estivi le concentrazioni maggiori di radon si manifestano nelle cantine, mentre in molti casi nei mesi invernali le concentrazioni più alte si trovano nelle stanze da letto o in soggiorno. Crediamo che a parte la posizione delle stanze e le caratteristiche nel modo di costruire, questo andamento dipenda soprattutto dalla distribuzione

stagionale della temperatura all'interno delle case. Tipicamente d'inverno in questi paesi vengono riscaldate solo la camera da letto e il soggiorno. L'aria calda salendo crea una depressione e di conseguenza il radon viene risucchiato dal suolo e dalle cantine (attraverso crepe e fessure) proprio in queste stanze riscaldate.

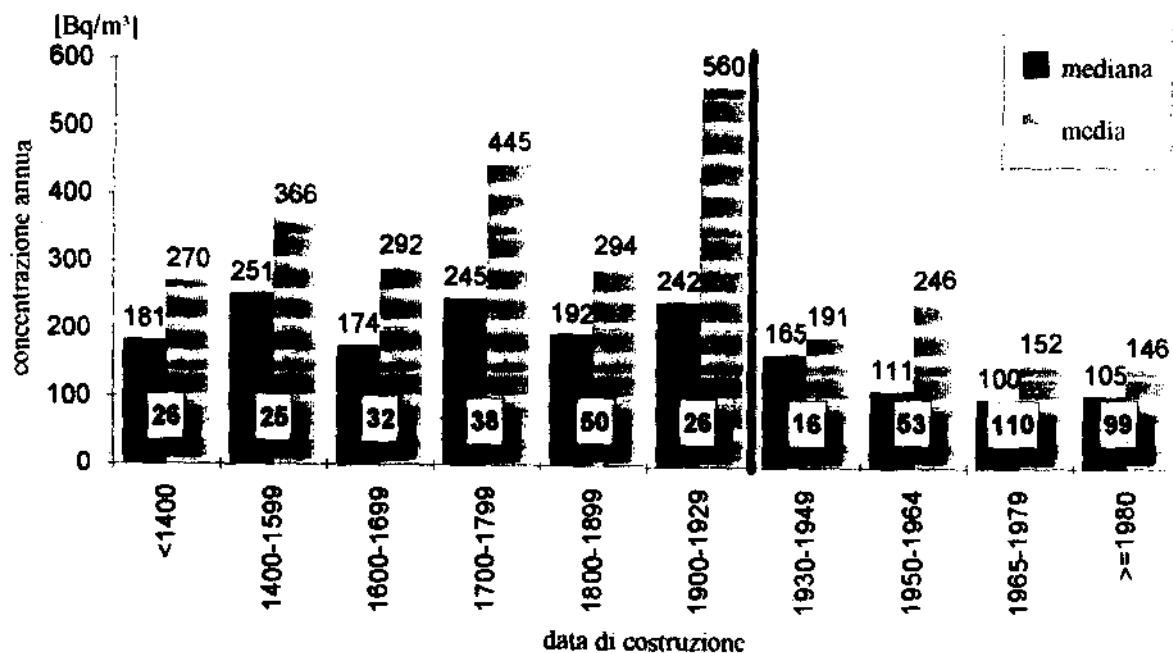


Figura 2. - La concentrazione di radon indoor in funzione della data di costruzione degli edifici.

Tabella 1. - Concentrazione media (Bq/m^3) di radon in funzione del piano.

piano	n. misure	semestre estivo	semestre invernale
-1	42	281	280
0	350	197	344
1	80	127	225
2	22	95	196

Tabella 2. - Concentrazione media (Bq/m^3) di radon in diversi locali.

	n. misure	semestre estivo	semestre invernale
cantina	25	298	208
camera da letto	123	151	346
soggiorno	142	157	271

Tabella 3. - Concentrazione media (Bq/m^3) di radon in funzione del materiale da costruzione.

materiale	n. misure	media annuale
pietra	225	351
mattoni	254	161

In una casa abbiamo installato un impianto per il monitoraggio in continuo (medie orarie) della concentrazione di radon, assieme ad alcuni altri parametri fisici come la temperatura interna, la temperatura esterna, la temperatura del terreno ad una profondità di 10 cm, la pressione atmosferica e la velocità e direzione del vento. La Figura 3 riporta dei tipici andamenti giornalieri del radon indoor. Si noti che il valore massimo viene raggiunto la mattina presto, quando la temperatura esterna cala al suo valore minimo. È allora che la differenza di temperatura fra l'interno e l'esterno è più pronunciata. Dato che l'aria più calda all'interno della casa tende a salire, nelle parti basse della casa si forma una depressione, per cui possiamo osservare proprio in queste ore mattutine un maggiore risucchio del radon dal terreno verso l'interno.

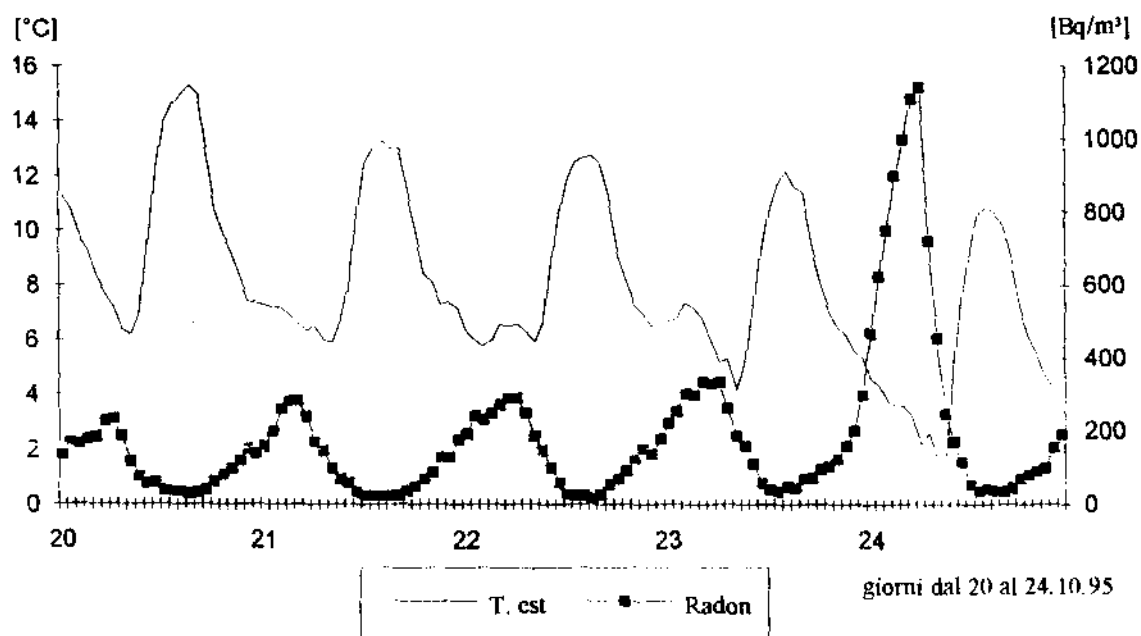


Figura 3. - Andamento del radon in funzione della temperatura dell'aria esterna.

Questo fenomeno si manifesta particolarmente durante i mesi invernali, quando il terreno gelato crea una barriera al passaggio del radon. L'unica via d'uscita rimane il terreno non ghiacciato sotto le cantine delle case, dove a questo punto possiamo notare un netto incremento della concentrazione di radon. Si noti come verso la metà di

novembre, quando la temperatura del terreno raggiunge i 0°C la concentrazione di radon all'interno della casa sale sensibilmente (Fig. 4). A nostro avviso questo effetto è la principale causa del forte incremento dei valori di radon nei mesi freddi. Ricordiamo che mediamente tra valori estivi e invernali troviamo un rapporto di quasi 1 : 2. Anche a conferma che nella nostra zona case con impianti di condizionamento centralizzati sono poco diffuse.

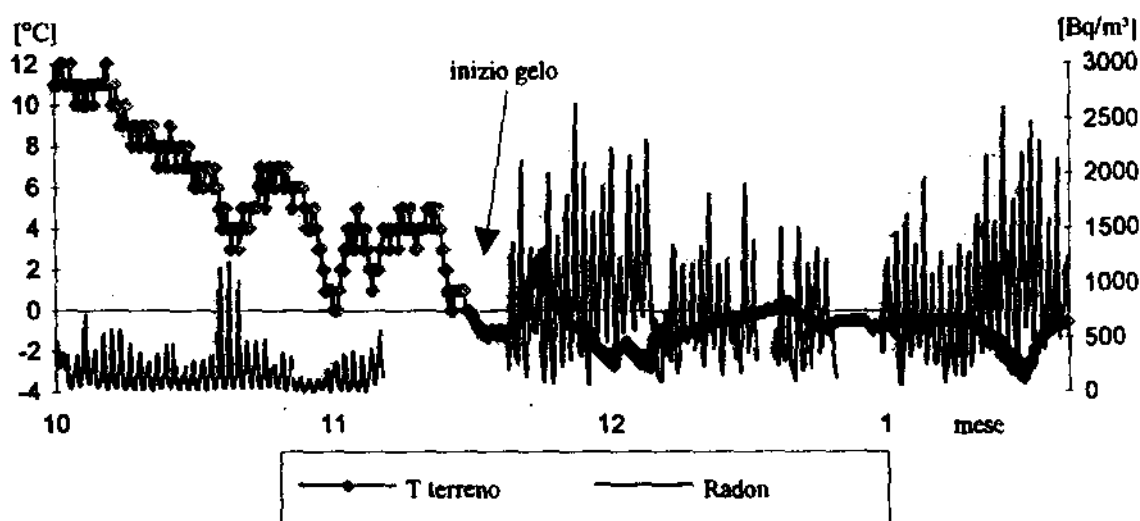


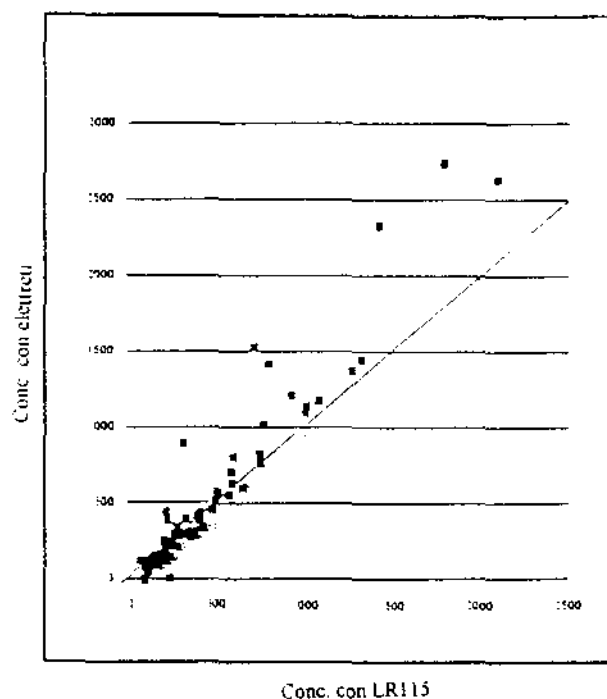
Figura 4. - Concentrazione di radon indoor in funzione della temperatura del terreno (periodo ottobre 1995 - gennaio 1996).

Come già accennato in un paese abbiamo esposto contemporaneamente rivelatori a traccia LR115 e elettreti del tipo LLT. Come riportato in Figura 5 possiamo vedere che per concentrazioni inferiori a 1400 Bq/m^3 la corrispondenza dei valori è abbastanza buona. Per concentrazioni superiori abbiamo invece delle differenze notevoli.

Nel presente caso la *sovrastima* degli elettreti è però anche dovuta al fatto che nel caso degli LR115 per le concentrazioni più elevate, non è stato possibile contenere il numero di tracce/ cm^2 sotto un livello di 2000 tracce/cm^2 . Abbiamo perciò fatto altre misure in parallelo in una cantina, esponendo 20 elettreti tipo LLT contemporaneamente a 60 dosimetri LR115 a diverse concentrazioni. Nonostante questa volta per gli LR115 non sono state superate le 1000 tracce/cm^2 , abbiamo di nuovo trovato un risultato simile, cioè una buona corrispondenza per valori fino a 1400 Bq/m^3 , mentre una netta *sovrastima* degli elettreti per valori superiori (5400 contro 7400 Bq/m^3).

Oltre alle misure di radon in aria ed acqua abbiamo eseguito anche misure di radon direttamente nel terreno, anche in questo caso per un anno intero. Allo scopo abbiamo esposto in 35 punti di misura dell'alta Val Venosta, per la durata di 2 giorni al mese dei

dosimetri LR115, alla profondità di 1m, in appositi tubi di plastica (7). Viste le elevate concentrazioni di radon riscontrate in determinati siti (valori di punta fino a 130 000 Bq/m³), mediamente due giorni era il tempo massimo di esposizione per rimanere entro il limite delle 2000 tracce/cm². Le esposizioni nei 35 punti di misura sono state eseguite quasi contemporaneamente, il tempo di andare da un tubo all'altro e mettere o prelevare il dosimetro.



per valori < 1400 Bq/m³ (n = 73)

pendenza = 1.22 ± 0.06
intercetta = -36.4 ± 26.5
 $r_{\text{quadrato}} = 0.86$

Figura 5. - Confronto tra LR115 e elettretti LLT esposti contemporaneamente in un paese.

Come risultato abbiamo ottenuto degli andamenti temporali della concentrazione di radon molto variabili a seconda della stagione e del sito o della morfologia di una zona. In un determinato punto di misura nell'arco dell'anno i valori possono variare da 20 000 - 130 000 Bq/m³. In sintesi è stato possibile individuare tre caratteristici andamenti stagionali: 1) In una zona piana prevale un andamento stazionario, con valori poco variabili nell'arco dell'anno. 2) In punti di misura a valle di pendio soleggiato troviamo una forte variabilità, con un pronunciato massimo estivo e minimo invernale. Si pensa che la causa siano correnti d'aria all'interno del terreno del pendio esposto al sole (convezione termica). Salendo l'aria calda crea una depressione che risucchia aria carica di radon dal suolo. È chiaro che la porosità del terreno gioca un ruolo fondamentale. 3) In punti di misura sopra un pendio, abbiamo invece un andamento inverso, cioè un

minimo estivo e massimi invernali, probabilmente dovuti in qualche modo all'imprigionamento del radon in conseguenza del gelo in superficie.

In base alle nostre esperienze, crediamo che le misure del radon direttamente nel terreno siano molto attendibili per valutare il potenziale di radon nel suolo, però dato che in una zona montuosa come l'Alto Adige è indispensabile determinare il valore mediato sull'intero anno, il carico di lavoro è notevole. Se poi consideriamo anche il fatto che le misure del radon nel terreno non potranno mai sostituire le misure radon indoor, diventa più conveniente fare direttamente le misure nelle case. Diverso è invece il discorso per le misure del radon in acqua, soprattutto quando come nel caso della nostra ripartizione, che è responsabile anche delle analisi di potabilità delle acque, i campioni d'acqua vengono prelevati comunque e si tratta solo di organizzare un prelievo aggiuntivo.

Bibliografia

1. BAGAGNOLO, G., BERNARDI, A. *La conca di Merano e le sue acque*. TEMI Tipografia Editrice, Trento, 1960.
2. MINACH, L. *Misurazione della radioattività in Alto Adige - 1988 - 1989*. pubbl. del Lab. Chimico Prov. di Bolzano, 1990. 117 p.
3. BOCHICCHIO, F., CAMPOS VENUTI, G., NUCCETELLI, C., PIERMATTEI, S., RISICA, S., TOMMASINO, L., TORRI, G. *Indagine Nazionale sulla radioattività naturale nelle abitazioni*. Roma: Istituto Superiore di Sanità, 1994 (ISTISAN Congressi 34).
4. MINACH, L., *Misurazione della radioattività in Alto Adige - 1990 - 1994*. pubbl. del Lab. Chimico Prov. di Bolzano, 1995. 113 p.
5. *Radon*, pubbl. del Bundesamt f. Gesundheitswesen, Abt. Strahlenschutz, Fach und Informationsstelle Radon, Bollwerk 27, Postfach, 3001 Bern, Version d/8.95
6. Svizzera, *Recente decreto sulla radioprotezione*, Strahlenschutzgesetz Art.110.
7. MORETTI, A., PENTASSUGLIA, C., RAVALICO, M., RICCARDI, M., TORRI, G., *Il gas radon nel sottosuolo, risultati di una campagna di misura nella prov. di Pordenone. Sicurezza e protezione* 1992, 28-29: 71-78.

VALUTAZIONE DELLA CONTAMINAZIONE MICROBIOLOGICA DI UFFICI CON VENTILAZIONE NATURALE

Elisabetta Carraro (a), Roberto Bono (a), Elisabetta Fea (a), Valentina Melani (a), Silvana Palmi (b), Giorgio Gilli (a)

(a) *Dipartimento di Igiene e Medicina di Comunità, Università di Torino*

(b) *Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza del Lavoro, Roma*

Introduzione

Il problema dell'inquinamento dell'aria in ambienti confinati, quali abitazioni, uffici, scuole è emerso con forza nella seconda metà dello scorso decennio. L'inquinamento che interessa il lavoro di ufficio e, in genere, tutti gli ambienti di lavoro non industriali, o comunque non collegati con lo svolgimento di processi produttivi, rappresenta oggi giorno un potenziale rischio di esposizione a condizioni igienico-ambientali alterate. A causa della situazione che ha determinato un massiccio trasferimento di occupazione nei settori operativi del terziario e del terziario avanzato alcune problematiche già note di questo tipo di lavoro sono state esaltate portando alla ribalta una fenomenologia patologica del tutto aspecifica, ma verosimilmente correlabile con l'inquinamento indoor (1).

In particolare la componente microbiologica sta assumendo sempre maggiore interesse a causa delle implicazioni connesse con situazioni di alterazione dello stato di salute con la conseguente manifestazione di sintomi allergici, irritativi o infettivi (2, 3).

La ricerca in oggetto si è proposta lo scopo di ottenere alcune informazioni riguardo la contaminazione di tipo microbiologico presente in una situazione lavorativa che caratterizza emblematicamente le attività di tipo amministrativo ed intellettuale svolte in ufficio.

Materiali e metodi

Sono stati considerati 30 ambienti all'interno di un edificio costruito intorno alla metà del secolo scorso, sito nel centro della città di Torino ed affacciato su di un corso alberato ad alto traffico autoveicolare. Di questi ambienti 29 sono uffici non aperti al pubblico, occupati ognuno da non più di 2 persone, e uno è rappresentato da un atrio di accesso di circa 75 metri quadrati che vede il passaggio di 200-300 persone al giorno. Ciascuno degli ambienti considerati è ventilato in modo naturale, dotato di riscaldamento centralizzato e non condizionato nei mesi più caldi; la maggior parte di essi è pavimentato con piastrelle, alcuni con legno, altri con moquette.

La sperimentazione è stata condotta nella stagione invernale ed in quella estiva prendendo in esame i batteri ed i funghi aereodispersi presenti all'interno degli ambienti considerati ed anche all'esterno dell'edificio stesso, oltre ad i principali parametri microclimatici (temperatura dell'aria secca, temperatura a bulbo umido con ventilazione forzata, temperatura radiante globotermometrica, velocità dell'aria e umidità relativa).

Nei mesi di gennaio e giugno 1994 sono stati eseguiti 2 campionamenti giornalieri, all'inizio e alla fine della giornata lavorativa per cinque giorni lavorativi e per tre settimane consecutive presso l'atrio, presso due uffici e all'esterno dell'edificio; nel mese di giugno l'atrio è stato campionato all'inizio e alla fine della settimana lavorativa eseguendo i prelievi da inizio a fine giornata ogni due ore al fine di evidenziare andamenti circadiani della contaminazione microbiologica.

Il prelievo dei microrganismi (batteri e funghi) è stato eseguito utilizzando un collettore volumetrico ad urto su superficie di terreno colturale solido, il *Surface Air System* (SAS, PBI International). I terreni colturali utilizzati sono stati il *Tryptone Soya Agar* (TSA) per i batteri e il *Rosa Bengala Cloranfenicolo Agar* per i funghi. Le colonie rinvenute dopo 48 h di incubazione per i batteri e 72 h per i funghi sono state contate e i valori sono stati espressi in unità formanti colonia per metro cubo. Le colonie batteriche e fungine morfologicamente distinte sono state successivamente sottoposte ad identificazione.

Risultati

I risultati relativi alla concentrazione media di funghi e batteri aerodiffusi nell'atrio, negli uffici e all'esterno dell'edificio considerato sono riportati rispettivamente nelle tabelle 1 e 2.

La concentrazione di funghi all'esterno dell'edificio risulta sempre più elevata, in particolare nel corso della stagione estiva, rispetto a quella dell'atrio e degli uffici. Nel mese di gennaio la concentrazione fungina presso l'atrio e gli uffici rimane pressoché costante a inizio e fine giornata lavorativa, mentre a giugno si riscontra in tali ambienti un aumento della stessa col trascorrere delle ore in concomitanza con l'aumento della contaminazione esterna.

La concentrazione batterica all'interno dell'edificio è più alta rispetto all'esterno e in particolare si riscontra una contaminazione superiore nell'atrio rispetto agli uffici, questo in relazione alla densità di persone presenti.

Nel periodo invernale presso l'atrio e gli uffici i valori di carica batterica sono superiori rispetto a quelli fungini e tali valori rimangono a livelli pressoché invariati nel corso della giornata lavorativa. La situazione si inverte nel periodo estivo dove i valori di carico fungino risultano superiori a quelli batterico, soprattutto nel corso dei campionamenti effettuati al termine della giornata lavorativa.

La ventilazione naturale sembra avere provocato una diluizione del carico batterico ed una concentrazione di quello fungino negli ambienti considerati.

Non sono state riscontrate delle differenze tra i livelli di contaminazione negli uffici in relazione al tipo di pavimentazione.

I generi batterici più frequentemente riscontrati nell'atrio e negli uffici sono stati *Staphylococcus spp.* e *Micrococcus spp.*, presenti in percentuali oscillanti tra il 70 e 80% in entrambe le stagioni, mentre all'esterno la componente batterica è risultata più eterogenea (batteri Gram positivi, *Pseudomonas spp.*, *Flavobacterium spp.*). I generi fungini riscontrati all'interno e all'esterno degli edifici sono stati *Aspergillus*, *Penicillium* e *Cladosporium*. Nel caso della contaminazione fungina indoor varia la percentuale dei singoli generi in rapporto alla stagione: nel periodo invernale si è riscontrata una presenza maggiore di *Penicillium* rispetto al *Cladosporium* (37% dei campioni contro il 30%), viceversa nel periodo estivo aumenta la presenza di *Cladosporium* (73%) nei confronti di *Penicillium* (10%).

Non sono stati riscontrate relazioni statisticamente significative fra concentrazione microbiologica e parametri microclimatici.

Tabella 1. - Concentrazioni medie (ufc/m³) di miceti.

	outdoor	outdoor	atrio	atrio	uffici	uffici
	a.m.	p.m.	a.m.	p.m.	a.m.	p.m.
Gennaio	188	115	77	77	58	37
Giugno	200	933	299	403	247	264

Tabella 2. - Concentrazioni medie (ufc/m³) di batteri.

	outdoor	outdoor	atrio	atrio	uffici	uffici
	a.m.	p.m.	a.m.	p.m.	a.m.	p.m.
Gennaio	116	94	151	147	168	101
Giugno	52	94	245	198	132	108

Conclusioni

I valori di concentrazione microbiologica riscontrati sono in sostanziale accordo con quanto ottenuto da altri Autori in edifici normali ed in assenza di disturbi di salute degli occupanti, imputabili a caratteristiche dell'edificio (4, 5).

L'andamento della contaminazione batterica, associata alla presenza umana facendo parte della flora normalmente presente a livello di pelle, capelli e tratto respiratorio, è risultata costante nel corso dei campionamenti, senza risentire dell'influenza stagionale; soltanto a livello dell'atrio si è rilevata una concentrazione leggermente più elevata, ma la causa è da ascrivere esclusivamente ad una maggiore presenza di persone in quell'ambiente.

Gli uffici considerati sono dotati di ventilazione naturale e questa situazione ha fatto sì che i livelli di spore fungine all'interno dell'edificio siano risultati in stretta relazione

con quelli esterni, sia dal punto di vista quantitativo che qualitativo, soprattutto nel periodo estivo quando le finestre sono tenute aperte (4).

Il controllo quantitativo eseguito all'esterno ha messo in evidenza una carica fungina maggiore rispetto all'ambiente interno; come indicato da diversi Autori (5), questo riflette una condizione microbiologica normale, non alterata da possibili fonti di contaminazione.

Le concentrazioni microbiologiche rilevate sono comunque piuttosto contenute e anche sulla base delle tipologie riscontrate, non sembra possano supportare eventuali rischi per la salute.

L'aumento della concentrazione fungina estiva all'interno degli uffici e dell'atrio non determina comunque una situazione a rischio, poiché i valori ritrovati risultano al di sotto delle linee guida riportate dall'*American Conference of Governmental Industrial Hygienists Committee* (6). Sarebbe comunque auspicabile l'introduzione di un sistema di condizionamento che, se mantenuto in condizioni di adeguato funzionamento, potrebbe senz'altro migliorare la qualità dell'aria di questo ambiente di lavoro.

Lavoro effettuato con contributo ISPESL - Convenzione ISPESL rif.11046 del 5 luglio 1993.

Bibliografia

1. BELLANTE DE MARTIIS, G., D'ARCA SIMONETTI, A., TARSITANI, G., VANINI, G.C. L'aria indoor: la tutela della salute negli ambienti confinati. *L'Igiene Moderna* 1992, 97: 705-756.
2. SELTZER, J.M. Biological contaminants. *J. Allergy Clin. Immunol.* 1994, 94 (2): 318-326.
3. REYNOLDS, S.J., STREIFEL, A., MC JILTON, C.E. Elevated airborne concentrations of fungi in residential and office environments. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 1990, 51 (11): 601-604.
4. COSENTINO, S., PISANO, P.L., PALMAS, F. Comparison of indoor climate and microbial contamination in two office buildings with different ventilation systems. *L'Igiene Moderna* 1990, 93: 749-763.
5. INDOOR AIR '93. *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, Helsinki, 4-8 July 1993, vol.4.
6. MOREY, P.R., OTTEN, J., BURGE, H.A., CHATIGNY, M., FEELEY, J., LAFORCE, F.M., PETERSON, K. Airborne viable microorganisms in office environments: sampling protocol and analytical procedures. *App. Ind. Hyg.* 1986, R19-R23.

MONITORAGGIO MICROBIOLOGICO IN AMBIENTE OSPEDALIERO: TRE ANNI DI ESPERIENZA IN UN CTMO

Sofia Cosentino, Maria Elisabetta Fadda, Massimo Tinti e Francesca Palmas
Dipartimento di Biologia Sperimentale, Sezione di Igiene, Università di Cagliari

Introduzione

Tra le strutture ospedaliere, i Centri per il Trapianto di Midollo Osseo (CTMO) rappresentano uno dei reparti a più alto rischio di infezione. I pazienti di questi reparti sono infatti estremamente suscettibili alle infezioni, sia per le gravi patologie da cui sono affetti sia per il grave deficit immunitario indotto artificialmente per realizzare il trapianto. Contribuiscono ad elevare il rischio infettivo anche cause estrinseche come l'elevata invasività delle pratiche diagnostiche e terapeutiche che vi si applicano e l'uso di antibiotici a scopo di chemioprolifassi.

Le infezioni possono essere causate sia da microrganismi propri della flora endogena del paziente sia da microrganismi acquisiti dall'ambiente ospedaliero (1, 2). In quest'ottica, il controllo dell'inquinamento microbico ambientale, sia da un punto di vista quantitativo che qualitativo, è considerato un momento indispensabile nella prevenzione delle infezioni ed assume un ruolo centrale nell'attuazione di un accurato e preciso programma di sorveglianza epidemiologica, che dovrebbe investire il paziente e tutto ciò che lo circonda.

Già dal 1993 è in atto un programma di sorveglianza ambientale nel CTMO della Divisione di Ematologia dell'Ospedale Oncologico di Cagliari. Il presente lavoro riporta i risultati del monitoraggio microbiologico ambientale effettuato dal 1993 al 1995.

Materiali e Metodi

Il CTMO da noi studiato è costituito da: a) una zona filtro di *accesso* in cui, prima di entrare nella zona *sterile*, vengono indossati indumenti e scarpe sterili; b) una zona *degenti*, costituita da quattro camere, con letti a flusso laminare, che si aprono su un unico corridoio, ciascuna dotata di propri servizi igienici; c) una zona *servizi*, costituita da una cucina che si apre sullo stesso corridoio della zona degenti, e una stanza medici, situata alla fine dello stesso corridoio.

Sono state sottoposte a monitoraggio tutte le zone della Struttura. Allo scopo di conoscere la contaminazione ambientale di base è stata effettuata, all'apertura del Reparto, una prima serie di rilevazioni per 6 giorni consecutivi, due ore dopo le normali operazioni di pulizia. In seguito a una prima valutazione dei risultati, è stata

programmata una precisa procedura di detersione e sanificazione giornaliera da attuare in ciascun ambiente, con l'utilizzo di soluzioni a potere detergente e disinfettante. L'efficacia di questo protocollo è stata verificata attraverso una seconda serie di rilevazioni, con cadenza settimanale, durata 3 mesi. Dopo una attenta valutazione dei risultati ottenuti, abbiamo stilato un preciso programma di monitoraggio ambientale che viene attuato ormai da più di tre anni ed i cui dati sono stati riportati come terza serie di rilevazioni. Secondo questo programma, la contaminazione microbica dell'aria viene rilevata mensilmente in ciascun ambiente, durante la normale attività lavorativa, mentre la contaminazione microbica delle superfici (pavimenti, tavoli, apparecchiature, etc.), viene verificata settimanalmente, due ore dopo le procedure di sanificazione.

La contaminazione microbica dell'aria è stata rilevata utilizzando l'apparecchio *Surface Air System* e quella delle superfici mediante la tecnica delle *piastre contact* (3). Nell'aria e sulle superfici, oltre alla carica microbica totale, è stata determinata la presenza di germi Gram-positivi, Gram-negativi, Lieviti e Muffe. I Batteri sono stati identificati con sistemi *API-Biomereux*, mentre i Lieviti sono stati identificati con il sistema *API 20C* e classificati secondo Lodder (4). Le Muffe sono state classificate in base all'aspetto macroscopico ed alle caratteristiche microscopiche (5).

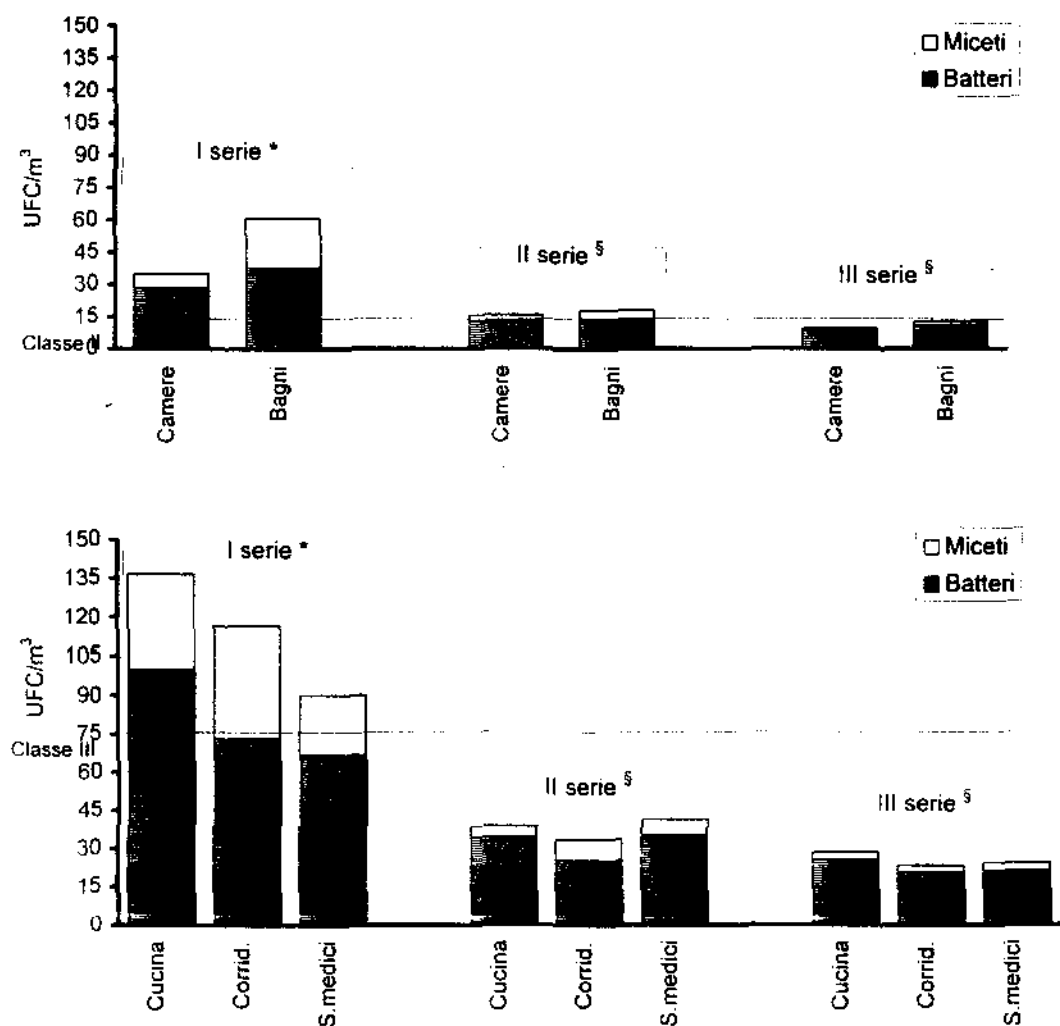
Risultati

I risultati dei prelievi effettuati, nel corso dell'indagine, nell'aria di ciascun ambiente del CTMO sono stati riportati nella Figura 1. Come si può rilevare, il numero totale di microrganismi per m^3 d'aria, in tutti i prelievi effettuati all'apertura del CTMO, ha sempre superato, nelle camere e nei rispettivi bagni, le 15 ufc, limite da noi considerato accettabile per un ambiente ad *altissimo rischio*, mentre nei locali di servizio, i valori di carica microbica sono risultati sempre superiori alle 75 ufc, limite accettabile per ambienti ad *alto rischio*. Ben diversa risulta la situazione se si confrontano i risultati dei controlli fatti dopo l'applicazione delle procedure di sanificazione da noi consigliate. Da una analisi globale dei dati si può notare, infatti, una marcata diminuzione della carica microbica in tutti i locali del CTMO sia nella II che nella III serie di controlli. Solo in una rilevazione, effettuata in occasione della II serie di controlli, è stata riscontrata una elevata carica micetica sia nelle camere che nei locali di servizio. Questo ha portato, come si può vedere nella Figura 1, ad un lieve innalzamento dei valori medi di carica micetica nelle camere e nei rispettivi bagni. Valori di carica microbica sempre pienamente soddisfacenti sono, invece, stati ottenuti nella III serie di controlli.

I dati delle rilevazioni effettuate sulle superfici di ciascun ambiente del CTMO, riportati nella Figura 2, hanno confermato, all'apertura del Reparto, un diffuso inquinamento ambientale in tutte le zone della Struttura. Nella maggior parte dei prelievi, infatti, sono stati abbondantemente superati i limiti accettabili proposti per le superfici di *ambienti a rischio* (6). Netamente più basso, anche in questo caso, è risultato il livello

di contaminazione delle superfici dopo l'introduzione del programma giornaliero di sanificazione.

ARIA

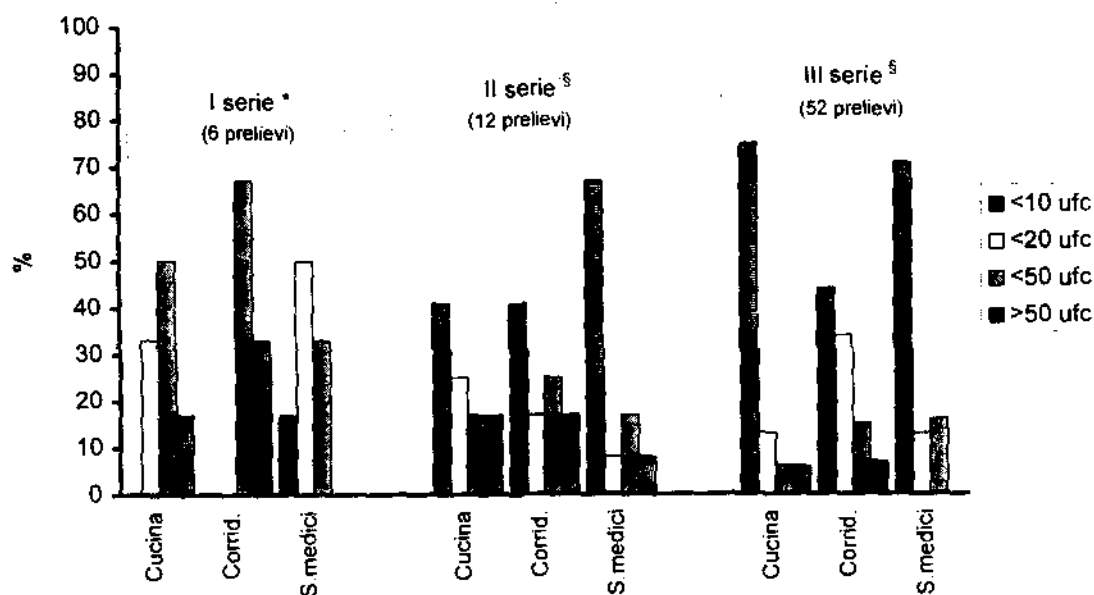
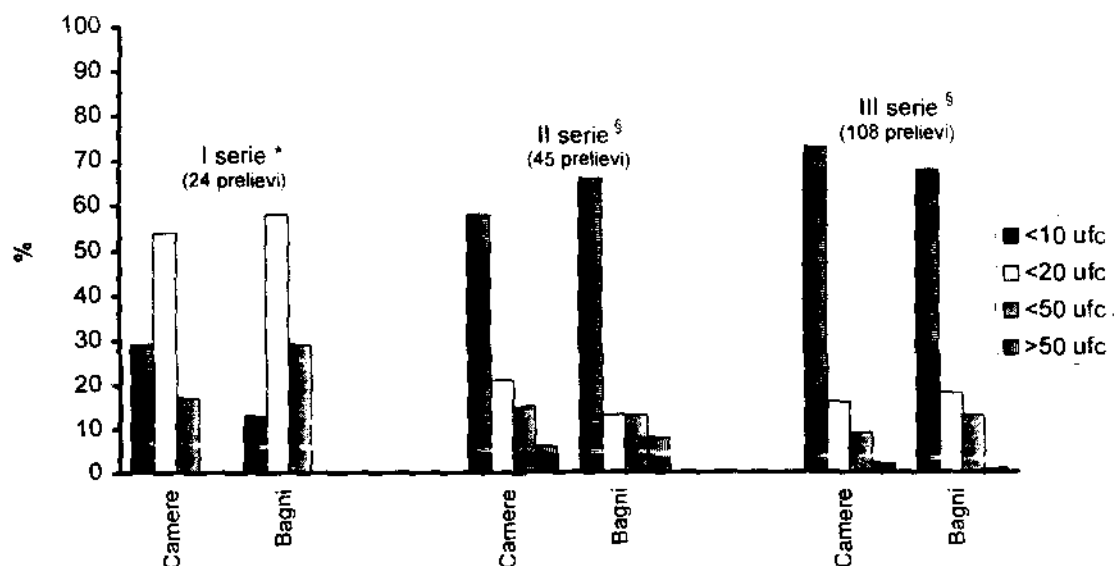


Specie Batteriche: *S.aureus**, *S.cohnii**, *S.epidermidis*§, *Ps.aeruginosa**, *Ps.cepacia**, *Ps.putida**, *Acinetobacter calcoaceticus**§, *Corynebacterium spp.**, *Bacillus spp.**§, *Micrococcus spp.**§

Specie Micetiche: *Cladosporium spp.**§, *Pen.frequentans**§, *Pen.chrysogenum**§, *Alternaria spp.**, *Asp.niger**, *Asp.flavus**, *Asp.glaucus**, *Asp.versicolor*§, *Candida parapsilosis**, *C.glabrata**

Figura 1. - Contaminazione batterica e micetica rilevata nell'aria delle camere, dei bagni e dei locali di servizio del CTMO (valori medi).

SUPERFICI



Specie Batteriche: *S.aureus**, *S.haemolyticus**, *S.epidermidis*§, *Ps.aeruginosa**, *Ps.maltophilia**, *Ps.cepacia**, *Ps.putida**, *Acinetob. calcoaceticus**§, *Corynebacterium* spp.*, *Neisseria* spp.*, *Bacillus* spp.*§, *Micrococcus* spp.*§

Specie Micetiche: *Cladosporium* spp.*§, *Pen.frequentans**§, *Pen.chrysogenum**§, *Alternaria* spp.*, *Asp.niger**, *Asp.flavus**, *Asp.glaucus**, *Asp.versicolor*§, *Candida parapsilosis**, *C.glabrata**

Figura 2. - Contaminazione batterica e micetica rilevata sulle superfici delle camere, dei bagni e dei locali di servizio del CTMO.

Infatti, la carica microbica delle superfici delle camere e dei rispettivi bagni è rimasta al di sotto delle 10 ufc/piastra nel 58% e nel 66% delle rilevazioni effettuate nella II serie di controlli, e n 73% e 68% della III serie.

Per quanto riguarda la contaminazione delle superfici dei locali di servizio, anche nella cucina e nella stanza medici si è registrata in generale una diminuzione della carica microbica nella II e nella III serie di prelievi. Non altrettanto può dirsi per il corridoio su cui si aprono tutti i locali del CTMO. Infatti, nonostante in questo ambiente siano sempre state attuate le stesse procedure di sanificazione, abbastanza spesso le superfici hanno presentato valori di carica microbica elevati.

Da un punto di vista qualitativo, nelle Figure 1 e 2 sono state riportate, in nota, le specie batteriche e micetiche presenti nell'aria e sulle superfici del Reparto prima e dopo i trattamenti di sanificazione programmati. La diffusa contaminazione ambientale riscontrata all'apertura del CTMO era sostenuta oltre che da germi di origine ambientale anche da vari microrganismi di provenienza umana. Da segnalare, tra i batteri, varie specie appartenenti ai generi *Staphylococcus* e *Pseudomonas* e tra i miceti il reperimento di diverse specie dei generi *Candida* e *Aspergillus*.

Ci sembra, invece, importante sottolineare, sempre sotto il profilo qualitativo, la scomparsa, nella maggior parte delle rilevazioni effettuate dopo l'applicazione del protocollo di sanificazione, dei microrganismi di provenienza umana. Sono risultate, infatti, solo saltuariamente presenti, poche specie di Stafilococchi e, in rarissimi casi *A. calcoaceticus*, mentre *A. versicolor* è stato rilevato, in abbondante quantità sia nell'aria che sulle superfici, in una sola occasione.

Conclusioni

I risultati della nostra ricerca, hanno dimostrato innanzitutto come esista nei CTMO un rischio reale di infezione ospedaliera nei pazienti che vi sono ricoverati. Per questa ragione, come suggerito da vari Autori (7, 8), tutti i CTMO dovrebbero essere sottoposti a continua sorveglianza e controllo epidemiologico.

La prima serie di prelievi ha evidenziato una diffusa contaminazione di base che, dopo l'applicazione del protocollo di sanificazione da noi suggerito, è stata riportata, e per lo più mantenuta, a livelli accettabili per questo tipo di ambienti. Solo in sporadiche rilevazioni la contaminazione ha superato di poco i limiti accettabili, mentre in una sola occasione, e precisamente dopo un intervento di manutenzione, è stata rilevata una massiva contaminazione, caratterizzata dalla presenza, nell'aria e sulle superfici, di spore di *Aspergillus versicolor*. In tutti i casi, la nostra segnalazione ha permesso di individuare tempestivamente la contaminazione e di attuare un immediato intervento di bonifica.

Sulla base della nostra esperienza, riteniamo che il monitoraggio microbiologico ambientale dovrebbe costituire uno strumento di base nella prevenzione delle infezioni

esogene nei soggetti trapiantati, poiché consente di tenere costantemente sotto controllo la contaminazione ambientale. Tale controllo costituisce inoltre una base di riferimento preziosa affinché il personale responsabile della sanificazione possa tempestivamente apportare interventi correttivi in seguito a contaminazioni accidentali non facilmente prevedibili.

Bibliografia

1. SCHIMPF, S.C., YOUNG, V.M., GREENE, W.H., VERMEULI, G.D., MOODY, M.R., WIERNIK, P.H. Origin of infection in acute non lymphocytic leukemia. Significance of hospital acquisition of potential pathogens. *Ann. Intern. Med.* 1972, 77: 704-714.
2. CORTELLAZZI, A., RADAELLI, F., SAVARE, M., POLLI, E. La flora patogena nei pazienti ematologici. *Minerva Medica* 1982, 73: 161-170.
3. COSENTINO, S., MELONI, V., FADDA, M.E., PALMAS, F. A survey of the environmental conditions in the operating rooms of a general hospital. In: *Proceedings of Healthy Buildings '95, An international conference on healthy buildings in mild climate*, Milano 10-14 September 1995, M. Maroni (ed.), 1995, p.1043-1048.
4. LODDER, J. *The yeasts. A taxonomic study*. North Holland Publishing Co, Amsterdam, 1970.
5. AINSWORTH, G.C., SPARROW, F.K., SUSSMAN, A.S. *The Fungi*. Academic Press. New York and London, 1973.
6. LIGUGNANA, R., WHITTARD, L. Proposal for sampling routines and the interpretation of results of microbiological testing of air and surfaces. *Procedures and Biological Informations* 1982, 80: 1-16.
7. PAGANO, A. Epidemiologia e Prevenzione delle Infezioni Ospedaliere oggi in Italia. *Ig. Mod.* 1987, 88: 593-608.
8. PITZURRA, M., GRECO, M., PASQUARELLA, C., CORVENTI, R. Prevenzione contro le contaminazioni microbiche dell'ambiente ospedaliero. *Ig. Mod.* 1990, 94: 147-170.

RILEVAMENTI MICROBIOLOGICI IN STABILIMENTI UTILIZZATORI DI ANIMALI PER FINI SCIENTIFICI E SPERIMENTALI: DATI PRELIMINARI

Laura Achene, Antonio Di Virgilio, Rodolfo Lorenzini

Servizio Qualità e Sicurezza della Sperimentazione Animale - Istituto Superiore di Sanità, Roma

Introduzione

Il controllo di qualità dell'aria negli impianti di sperimentazione sta assumendo una sempre maggiore rilevanza sia per gli aspetti connessi alle problematiche di salute dei lavoratori che per le ovvie implicazioni negative sia dirette che indirette sulla validità dei risultati sperimentali che possono derivare dalla presenza nell'aria di inquinanti chimici, biologici e fisici.

Per il particolare tipo di attività svolta negli impianti di stabulazione dell'Istituto Superiore di Sanità si è deciso di avviare una campagna di monitoraggio dei nostri locali relativamente agli aspetti microbiologici.

Materiali e metodi

Per il controllo dell'aria abbiamo utilizzato un'apparecchiatura commerciale, SAS (*Surface Air System*) della Pool Bioanalysis Italiana di Milano; tale strumento è costituito dal campionatore vero e proprio, dalla batteria di alimentazione del tipo ricaricabile e da un supporto da tavolo o da pavimento che consente di orientare il frontale di prelievo in qualsiasi posizione grazie anche ad un pulsante per il comando a distanza.

Il funzionamento di tale apparecchio è basato sull'aspirazione a flusso laminare, a velocità costante (180 l/min) di aria confinata. Tempo e quantità del prelievo sono prefissabili dall'operatore. Tale flusso d'aria viene convogliato attraverso una superficie perforata, su una speciale piastra di Petri (piastre *Contact Plate*), disposta nella parte anteriore dell'apparecchio, contenente il terreno nutritivo specifico per i microrganismi che si vogliono ricercare. L'apparecchio è dotato di un selettore a 15 variabili di unità mediante il quale è possibile stabilire diversi tempi di prelievo, ogni unità variabile corrisponde a 20 secondi di funzionamento del motore, cioè a 60 litri di aria aspirata.

Per quanto riguarda la scelta dei terreni si è data la preferenza per la conta totale dei batteri mesofili aerobi allo *Standard Plate Count Agar* (ditta Oxoid), un terreno altamente nutritivo studiato per avere dei risultati standard con conteggi statisticamente validi, al *Baird-Parker Agar* (ditta Oxoid) per la ricerca degli stafilococchi, allo *Slanetz and Bartley Medium* (ditta Oxoid) per evidenziare ed enumerare gli streptococchi fecali.

al *Violet Red Bile Agar* (ditta Oxoid) per la ricerca delle Enterobatteriacee ed altri generi quali *Aeromonas* e *Yersinia* ed infine ai *Malt Extract Agar* e *Rose Bengal Chloramphenicol Agar* (ditta Oxoid) per il rilevamento, l'isolamento e il conteggio selettivo di lieviti e muffe.

Dopo la permanenza delle piastre ai tempi ed alle temperature adeguati, si procedeva al conteggio delle colonie: da tale conteggio, applicando una semplice formula matematica, si risale al numero di microrganismi/m³ di aria confinata. Le colonie sviluppatesi sui vari terreni selettivi sono state identificate eseguendo in primo luogo l'esame microscopico di strisci colorati con la tecnica della colorazione di Gram per quanto riguarda i batteri e di blu cotone di lattofenolo per i miceti; successivamente sugli isolati venivano condotti tests biochimici miniaturizzati API della ditta Bio-Merieux.

L'esperienza si è svolta in dieci locali di stabulazione del settore topi e ratti e in sei locali del settore cavie e conigli.

Nel settore topi e ratti tutti i locali sono forniti di due porte opposte che si affacciano l'una su un corridoio centrale (pulito), l'altra sul rispettivo corridoio laterale (sporco). L'impianto di condizionamento fornisce un numero variabile di ricambi/ora comunque in misura non inferiore a 9 ricambi totali d'aria/ora ed assicura, in condizioni ottimali di funzionamento, i seguenti parametri termoigrometrici per un periodo di 24 ore su 24: temperatura regolabile tra 22-25 C° con umidità relativa tarata su 48-60%.

Per quanto riguarda il settore cavie e conigli, al momento del prelievo in ristrutturazione la tipologia era completamente diversa: le stanze si affacciano su un unico corridoio centrale e manca così la divisione tra un passaggio "per lo sporco" ed uno "per il pulito". All'interno di tali stanze l'impianto di condizionamento non assicurava al momento dei nostri prelievi un completo filtraggio dell'aria.

Il nostro piano di lavoro, per il settore topi e ratti, è consistito nel prelevare in doppio per sei cicli continuativi nell'arco di cinque giorni, prima dell'inizio delle normali attività lavorative, campioni di aria confinata al centro delle stanze (ad una altezza di circa 170 cm dal suolo) ed in corrispondenza delle griglie di mandata dell'aria condizionata.

Per quanto riguarda invece il settore cavie e conigli il piano di lavoro è consistito nel prelevare in doppio, nell'arco di cinque giorni prima dell'inizio delle normali attività lavorative, campioni di aria confinata solo al centro delle stanze in quanto le bocchette di uscita dell'aria sono site al centro della stanza.

Prima di esaminare i risultati da noi ottenuti è importante fare una distinzione tra "ambienti critici ed ambienti normali".

Ambienti critici

In questi locali l'aria è filtrata, la pressione è positiva e viene mantenuta mediante filtrazione sterile dell'aria; tutto ciò che deve essere introdotto è sterilizzato e decontaminato attraverso un sistema barriera.

Il Personale opera dall'esterno mediante guanti o comandi a distanza.

Scendendo la scala di criticità si trova l'ambiente nel quale il personale opera internamente dopo aver provveduto al cambio completo di abiti. In questo ambiente la pressione è positiva, l'aria è filtrata ma alcuni microrganismi sono presenti.

Ambienti normali

In queste aree non si ha la filtrazione dell'aria o la pressione positiva.

Comunque al vertice di questa seconda classificazione si trovano gli ambienti dove l'accesso al personale è limitato e dove è obbligatorio il cambio di abiti. Finestre e porte sono chiuse e l'impianto di circolazione di aria è a circuito chiuso con un certo grado di filtrazione. Scendendo questa scala si giunge fino agli ambienti dove c'è molto movimento di personale ma dove il controllo dell'igiene è ancora fondamentale.

In rapporto a questa distinzione possiamo classificare i locali di stabulazione da noi osservati quali ambienti normali.

Alcuni Autori hanno fissato dei limiti di accettabilità per il grado di contaminazione microbica ambientale, sia per gli ambienti critici che per quelli normali frutto di una serie di campionamenti effettuati (Tab. 1).

Tabella 1. - Limiti di accettabilità in unità formanti colonie /m³ per ambienti critici (a sinistra) e normali a (destra).

Classificazione	Lim. Acc. ufc/m ³	Classificazione	Lim. Acc. ufc/m ³
Sterile	0	1° Grado	100-250
Classe I	5	2° Grado	251-500
Classe II	15	3° Grado	501-750
Classe III	75	4° Grado	751-1000
Classe IV	100	5° Grado	1001-1500
		6° Grado	1501-2000
		7° Grado	oltre 2000

Risultati e discussione

I microrganismi presenti nell'aria confinata di uno stabulario provengono ammesso il buon funzionamento del sistema di filtrazione dell'aria, dagli animali, dal personale e dai materiali che vengono introdotti nelle stanze. La stessa diffusione dei microrganismi nell'aria confinata non è uniforme essendo influenzata da vari fattori: ambientali (temperatura ed umidità), legati alla tipologia dell'impianto (numero e disposizione di porte, finestre e griglie di condizionamento, tipo di pavimento, pareti, soffitto e banchi di lavoro), dal numero e dal movimento delle persone all'interno degli stessi. Le ampie

fluttuazioni dei valori della carica microbica da noi registrate sia all'interno delle varie stanze che fra di esse sono in linea con quanto sopra.

Per quanto riguarda i risultati da noi ottenuti nel settore cavie/conigli i valori della carica microbica espressi in ufc (unità formanti colonie) /m³ di aria confinata sono riportati in Tabella 2.

Tabella 2. - Carica microbica in corrispondenza del centro della stanza (\bar{x} =media, s =deviazione standard, CV=coefficiente di variabilità)

Giorni	STANZE					
	1	4	10	11	13	14
1	2118	1923	2772	2833	2822	2616
2	2467	2883	2572	2056	1800	2058
3	1800	2716	3077	2572	1923	2324
4	2056	2822	3011	1923	2118	2634
5	1578	1800	2324	2616	2467	1923
\bar{x}	2003	2428.8	2571.2	2410	2221	2311
s	336.6	523.1	311.7	404.6	417.8	320.96
CV	0.17	0.21	0.11	0.17	0.19	0.14

Dall'analisi dei conteggi medi da noi ottenuti si osserva, riferendoci alla Tabella 1 che le stanze del settore cavie/conigli rientrano nel 7° grado della classificazione degli ambienti normali essendo i valori medi della carica batterica di ogni stanza superiori alle 2 000 ufc/m³.

Tali risultati, che portano a giudicare la qualità dell'aria di tale settore piuttosto scadente sono imputabili, come precedentemente sottolineato, ad un imperfetto funzionamento del sistema di filtraggio e di condizionamento dell'aria con ovvie conseguenze quali aumento della temperatura, del tasso di umidità relativa e della carica batterica.

Tali indagini preliminari hanno portato alla completa ristrutturazione del settore, che è ancora in corso.

Passando invece all'analisi dei dati ottenuti nel settore topi/ratti la situazione si presenta completamente diversa;

Nelle Tabelle 3 e 4 sono riportati i valori delle cariche microbiche rilevate rispettivamente in corrispondenza delle griglie dell'aria condizionata e in corrispondenza del centro delle celle. Come si evince dall'analisi della Tabella 3 l'aria in uscita dalle griglie di condizionamento si può definire di ottima qualità, in quanto contiene un numero di microrganismi molto basso, oscillante tra la I° e la II° classe degli ambienti critici.

Tabella 3. - Carica microbica in corrispondenza delle griglie dell'aria condizionata (\bar{x} =media, s =deviazione standard, CV=coefficiente di variabilità)

Giorni	STANZE									
	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	3	8	12	5	1	6	18	8	11	12
2	9	20	9	10	2	9	13	12	6	9
3	12	10	14	6	4	8	9	9	8	12
4	6	5	10	12	5	5	6	6	3	18
5	2	17	3	9	8	3	6	5	3	7
6	3	12	10	2	10	8	11	3	6	14
7	4	0	6	0	6	7	9	6	9	14
8	8	6	4	5	7	12	8	12	4	9
9	0	7	13	3	3	17	12	8	7	6
10	1	1	0	3	0	13	5	4	12	4
11	8	9	20	4	12	10	6	9	16	13
12	8	5	4	1	9	12	3	9	9	17
13	12	5	13	1	6	9	8	6	5	14
14	5	10	14	6	4	12	4	15	11	12
15	4	7	14	2	4	14	4	8	4	3
16	9	3	12	0	6	6	12	4	16	11
17	3	3	9	2	11	3	6	6	7	9
18	6	9	7	1	9	11	6	3	5	12
19	7	11	10	1	7	5	5	3	13	16
20	2	7	7	6	8	6	3	1	9	9
21	18	12	6	9	4	3	2	6	6	6
22	15	9	5	3	6	3	9	5	5	5
23	3	10	5	1	3	9	7	12	11	9
24	8	7	2	3	2	7	1	9	7	12
25	8	12	6	2	5	3	2	3	12	8
26	0	3	3	10	11	12	14	8	6	4
27	9	9	3	3	9	9	9	6	4	11
28	5	4	10	6	8	6	6	5	8	6
29	11	10	5	5	4	5	9	8	9	8
30	9	20	4	2	2	5	2	6	4	3
\bar{x}	8.60	8.37	8.00	4.10	5.87	7.93	7.17	6.83	7.87	9.77
s	4.33	4.85	4.61	3.25	3.17	3.72	4.02	3.20	3.60	4.12
CV	0.65	0.58	0.58	0.79	0.54	0.47	0.58	0.47	0.45	0.42

Tabella 4. - *Carica microbica in corrispondenza del centro della stanza (x=media, s=deviazione standard, CV=coefficiente di variabilità).*

Giorni	STANZE									
	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	100	41	851	3433	266	191	250	66	66	1850
2	133	25	595	416	8	25	8	41	8	1483
3	75	66	611	491	75	33	8	91	25	125
4	100	50	712	150	75	25	25	8	41	266
5	83	33	278	2175	50	58	16	8	41	1458
6	116	25	905	3858	325	158	241	108	900	766
7	150	50	340	316	25	41	25	50	416	250
8	100	58	463	258	58	33	25	33	275	158
9	100	8	471	100	8	33	41	8	41	2075
10	75	8	217	591	8	25	75	41	341	841
11	83	50	1088	791	191	241	308	241	2008	608
12	108	1	687	350	83	50	125	50	416	491
13	91	8	595	691	50	33	50	83	691	208
14	75	33	770	975	91	25	25	41	8	491
15	125	8	807	2791	41	8	25	58	483	891
16	100	75	471	583	241	191	158	75	625	266
17	83	41	418	400	66	8	50	25	208	375
18	116	41	463	525	66	8	75	16	133	416
19	100	25	387	883	91	16	8	16	133	533
20	75	50	463	591	25	50	8	8	6	463
21	175	32	471	463	70	178	189	34	117	275
22	71	55	335	317	51	45	26	12	88	206
23	117	34	399	209	38	34	10	6	102	326
24	96	19	463	178	69	38	19	6	112	297
25	78	6	499	117	66	39	5	19	50	178
26	78	17	770	99	73	117	73	73	116	130
27	119	8	646	73	34	71	15	40	70	175
28	92	11	739	88	55	51	9	18	70	141
29	101	22	646	101	69	29	9	10	88	141
30	86	10	627	106	71	8	31	3	11	83
x	100.03	30.3	572.9	737.3	81.3	62.07	64.4	42.93	256.3	532.2
s	23.92	20.18	199.97	989.13	75.41	63.74	82.37	47.19	401.62	526.35
CV	0.24	0.66	0.35	1.34	0.93	1.03	1.28	1.10	1.57	0.98

Per quanto riguarda invece l'analisi della carica microbica al centro delle stanze, riferendoci sempre alla Tabella 1, si può notare che 4 stanze si collocano positivamente

tra le classi II° e III° degli ambienti critici, 2 stanze tra le classi III° e IV° degli ambienti critici, 1 stanza ricade nel 2° grado degli ambienti normali e le rimanenti nel 3° grado degli ambienti normali.

Si è voluto a questo punto mettere in relazione le variazioni della carica microbica con diversi fattori che teoricamente possono influire su di essa quali umidità, temperatura e numero degli animali per stanza espresso come peso vivo totale medio per stanza.

Con l'ausilio della statistica calcolando il coefficiente di correlazione lineare tra le variabili sopra menzionate, prese due a due e con il calcolo della regressione semplice lineare ponendo in relazione le variazioni della carica batterica rispettivamente con le variazioni dell'umidità, della temperatura e del peso corporeo degli animali è risultato che soltanto la variabile umidità influisce in modo statisticamente significativo sulla carica batterica. Tuttavia è opportuno sottolineare che le variazioni dell'umidità rientrano sempre nell'ambito degli standards previsti dall'ILAR.

Dal punto di vista qualitativo i microrganismi più comuni, isolati con i nostri metodi, nell'aria confinata del nostro stabulario sono riportati in Tabella 5.

Dall'osservazione della tabella è possibile notare che la maggior parte delle specie microbiche isolate, non rappresenta un reale rischio per la salute dei lavoratori (la suddivisione in microrganismi, patogeni e non è stata fatta riferendosi al DLgs 626/94 sulla protezione della Salute dei Lavoratori).

Per quanto riguarda le specie patogene è importante sottolineare che sono state isolate in un ristretto numero di casi.

Conclusioni

Sebbene le problematiche riguardanti la contaminazione biologica dell'aria siano ampiamente affrontate da tempo, non si è ancora in possesso di informazioni definitive, soprattutto per ciò che concerne la significatività dei risultati. Infatti i dati sull'argomento sono ancora limitati e in alcuni casi frammentari e contraddittori. Poche soprattutto sono le informazioni sui rischi sulla salute derivanti dall'esposizione continuata ai biocontaminanti aerei da parte degli individui nonché sugli effetti a breve e a lungo termine.

Da questo punto di vista sarebbe pertanto prioritario standardizzare le procedure di campionamento e di analisi; questo è possibile in base all'analisi dei dati ottenuti, e giungere alla definizione delle concentrazioni "normali di riferimento" dei più importanti e comuni biocontaminanti dell'aria indoor nei diversi ambienti (ospedali, laboratori, stabulari, industrie, uffici, scuole, abitazioni). In seguito, in considerazione delle concentrazioni di fondo della flora batterica e fungina aerodispersa nei vari ambienti, i risultati ottenuti potranno essere utilizzati per costituire la base di riferimento per effettuare valutazioni di rischio per la salute delle persone esposte.

Tabella 5. - *Microrganismi isolati negli impianti di stabulazione.*

Microrganismi	Patogeni	Non patogeni
<i>Bacillus sp.</i>		X
<i>Enterobacter agglomerans</i>		X
<i>Enterobacter cloacae</i>	X	
<i>Enterococcus faecalis</i>		X
<i>Enterococcus faecium</i>		X
<i>Escherichia coli 1 e 2</i>		X
<i>Klebsiella oxytoca</i>	X	
<i>Staphylococcus aureus</i>	X	
<i>Staphylococcus capitis</i>		X
<i>Staphylococcus epidermidis</i>		X
<i>Staphylococcus xylosus</i>		X
<i>Streptococcus uberis</i>		X
<i>Streptococcus zooepidemicus</i>		X
<i>Serratia liquefaciens</i>		X
<i>Serratia odorifera</i>		X
<i>Alternaria</i>		X
<i>Aspergillus flavus</i>		X
<i>Aspergillus niger</i>	X	
<i>Cryptococcus albidus</i>		X
<i>Epicoccum</i>		X
<i>Heterosporium</i>		X
<i>Mucor</i>		X
<i>Penicillium</i>		X
<i>Paecilomyces</i>		X
<i>Rhizopus</i>		X
<i>Rhodotorula rubra</i>		X

Da quanto detto emerge pertanto l'importanza di studi collaborativi sul campionamento e sui metodi analitici al fine di fornire informazioni per future standardizzazioni.

In particolare la situazione del nostro stabulario si può ritenere abbastanza soddisfacente dal momento che il 50% degli ambienti pur rientrando come tipologia fra gli ambienti normali, si colloca invece per il basso grado di inquinamento rilevato, tra gli ambienti critici; per gli altri ambienti che non entrano in tali categorie è possibile ottenere sensibili miglioramenti con semplici accorgimenti quali: il controllo dell'accesso del personale con l'obbligo del cambio di abiti (uso delle sovrascarpe, del cappellino e della mascherina), l'esecuzione di cicli di sanificazione ambientale, destinazione di ogni stanza per una singola specie di animali, ritmo di pulizia (sostituzione delle gabbie sporche con quelle pulite, con la maggior frequenza possibile).

Per quanto riguarda, invece l'utilizzo del campionatore SAS, pur riconoscendo la sua validità mediante la standardizzazione delle modalità del prelievo di aria, va sottolineata l'importanza di uno studio comparativo mediante l'utilizzo di altre campionatori.

Bibliografia

1. COMMITTEE ON RODENTS. Institute of Laboratory Animal Resources, National Academy of Sciences. National Research Council: Laboratory animal management-rodents. *ILAR news*, 1977, 20 (3): L3-L15.
2. EUROPEAN COLLABORATIVE ACTION (ECA). *Indoor Air Quality and its impact on man*. Brussels: Commission of the European Communities, 1993 (Report n°12).
3. KONEMAN, E.W. *Testo-Atlante di Microbiologia Diagnostica*. Roma: Antonio Delfino Editore, 1987.
4. LACH, V. Performance of the surface air system samplers. *Journal of Hospital Infection* 1985, 6: 102-107.
5. MCFADDIN, J.F. *Media for isolation-cultivation identification-maintenance of medical bacteria*. Baltimore: Williams and Wilkins, 1985, Vol. 1.
6. OTT, P., WAYNE, R. *Environments statistics and data analysis*. Florida: Lewis Boca Raton, 1995.
7. TEELMAN, K., WEIHE, W.H. Microorganism counts and distribution patterns in air conditioned animal laboratories. *Lab. Animal (London)* 1974, 8: 109-118.
8. WHITTARD, L. Controllo microbiologico dell'aria e carica batterica totale. *Notiziario tecnico della Pool Bioanalysis Italiana* 1981, 77: 1227.
9. WIERUP, M. Bacteriological examination of a modern animal house containing small laboratory animals. *Lab. Animal (London)* 1979, 13: 21-27.
10. WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Indoor air quality: biological contaminants*. WHO Regional Publications, 1990 (European Series n°31).

GRUPPO ITALIANO DI STUDIO SULLE SALE OPERATORIE (GISSO). PRESENTAZIONE DI UNO STUDIO MULTICENTRICO

Gabriella Aggazzotti (a), Francesco Auxilia (b), Daniela D'Alessandro (c), Gaetano Maria Fara (c), Ida Mura (d), Cesira Pasquarella (e), Mario Pitzurra (e), Angelo Savino (e), Nicoletta Vescia (c), Gianfranco Vivoli (a)

(a) *Dipartimento di Scienze Biomediche, Università di Modena*

(b) *Istituto di Igiene, Università di Milano*

(c) *Istituto di Igiene "G. Sanarelli", Università "La Sapienza", Roma*

(d) *Istituto di Igiene, Università di Sassari*

(e) *Dipartimento di Igiene, Università di Perugia*

Premessa

In Italia non esistono attualmente protocolli o linee guida validati a livello nazionale per la gestione e la valutazione globale delle condizioni di sicurezza in sala operatoria, sia per il paziente che per gli operatori sanitari.

Tale condizione ha stimolato la costituzione di un gruppo di studio multicentrico denominato GISSO (Gruppo Italiano Studio Sale Operatorie) che si propone di affrontare il problema in modo univoco e parallelo in diverse realtà italiane. Al Gruppo hanno già aderito diversi Istituti di Igiene Universitari: Roma, Perugia, Sassari, Milano, Modena, ma è interesse GISSO condividere il progetto con altri ricercatori italiani.

Obiettivi del GISSO

Obiettivi del Gisso sono quelli di valutare le condizioni delle sale operatorie nei confronti dei fattori di rischio fisici, chimici e biologici; identificare le soluzioni-tipo più indicate a seconda dei problemi via via riscontrati; effettuare interventi di miglioramento e controllare l'efficacia degli interventi effettuati; mettere a confronto risultati e strategie adottati al fine di proporre schemi operativi e linee guida valide per tutto il territorio nazionale.

Materiali e metodi

La ricerca prevede 4 fasi:

a) raccolta di dati mediante questionario;

- b) rilevazione di dati strumentali per: la contaminazione microbica dell'aria; le condizioni microclimatiche e la rumorosità; la presenza di gas tossici;
- c) elaborazione dei dati;
- d) definizione e verifica di linee guida generalmente valide per la prevenzione contro i fattori di rischio studiati.

Il questionario, costruito *ad hoc*, pone quesiti relativi all'ambiente, al personale, al paziente. È composto di cinque parti nelle quali sono elencate domande destinate alla raccolta di dati sulle caratteristiche strutturali ed impiantistiche della sala operatoria (cubatura, sistemi di bonifica presenti, apparecchiature di erogazione di gas anestetici), sul condizionamento, sui sistemi di controllo delle infezioni ospedaliere.

Una parte dei dati raccolti sarà elaborata insieme a quelli relativi alle rilevazioni strumentali (caratteristiche strutturali ed impiantistiche, modalità di disinfezione degli ambienti e delle attrezzature); il resto delle informazioni raccolte (igiene del personale, preparazione del paziente ecc.) verrà utilizzato per la ricostruzione di un quadro completo della situazione in esame.

Sebbene la scheda non preveda quesiti circa la verifica dell'impianto elettrico, tale problematica sarà esaminata nei dettagli in collaborazione con personale esperto.

Le rilevazioni strumentali da effettuare in ogni sala operatoria saranno programmate in tre giornate diverse e possibilmente in stagioni diverse. Durante le rilevazioni l'attività della sala operatoria procederà regolarmente.

Determinazione dei gas anestetici. - Inizio a sala operatoria vuota e campionamento fino al termine della giornata di lavoro. Campionamenti in tre punti fissi: fuori del campo operatorio, vicino all'anestesista, vicino al chirurgo. Monitoraggio del protossido d'azoto e dell'alogenato utilizzato durante l'intervento (forano, alotano ecc.). Risultati espressi in termini di media ponderata per ciascun anestetico. Strumentazione di analisi: analizzatore ambientale portatile MIRAN 1B della ditta FOXBORO.

Valutazione della carica microbica ambientale. - Due diversi livelli:

- 1° livello: in condizioni normali, tramite rilevazioni quantitative della carica microbica totale dell'aria;
- 2° livello: solo in caso di episodi epidemici: indagine completa quantitativa e qualitativa alla ricerca della specie microbica responsabile.

Nella indagine di 1° livello: campionamenti in tre punti di prelievo: fondo campo, lettino operatorio, bocchetta dell'impianto di condizionamento. Ai fini del rilevamento si suggerisce il ricorso di campionatori a fessura SAS della Pbi, effettuando campionamenti della durata di 1 minuto ed utilizzando terreni di coltura specifici. La conta delle unità formanti colonia (ufc) sarà effettuata dopo 48 ore di incubazione ed il risultato sarà rapportato a ufc/m³. Nell'ambito della giornata chirurgica saranno effettuate 3 rilevazioni: prima dell'inizio a metà ed alla fine della seduta operatoria.

Rilevazione delle condizioni microclimatiche. - Per la rilevazione delle condizioni microclimatiche si farà ricorso ad un elaboratore ANADATA mod. AD1 costituito da centralina collegata a sensori alloggiati su cavalletto, disposto il più possibile vicino al campo operatorio, ad almeno un metro dalla parete e ad un metro e mezzo dal pavimento.

Sul cavalletto saranno collocati: la sonda psicrometrica, la sonda globotermometrica e la sonda anemometrica al fine di valutare le seguenti variabili ambientali: TBS (temperatura di bulbo secco), UR (umidità relativa), VA (velocità dell'aria), TMR (temperatura media radiante), TE (temperatura effettiva), PMV (Voto Medio Previsto), PPD (Percentuale Prevista di Insoddisfatti).

Un sistema microcalcolatore annesso allo strumento misurerà in tempo reale tali variabili ambientali.

Valutazione dei livelli di rumorosità. - Uso di analizzatore di livello acustico Bruel e Kjaer 4427 dotato di una centralina computerizzata. La rilevazione va fatta per tutta la durata della giornata operatoria. Il microfono sarà posizionato all'interno della sala operatoria all'altezza di un metro da terra e ad almeno mezzo metro dalla parete più vicina. Saranno analizzati i livelli equivalenti ponderati A.

Elaborazione dei dati. - L'elaborazione dei dati raccolti con il questionario e con le strumentazioni verrà effettuata mediante pacchetti statistici specifici. In particolare verranno effettuate analisi descrittive finalizzate al confronto tra le diverse realtà in esame ed alla valutazione di eventuali correlazioni che potranno emergere nel corso delle analisi. Per quanto riguarda la scelta degli standard di riferimento si farà ricorso a quanto suggerito in una precedente nota (1).

Risultati fino ad ora conseguiti e risultati attesi

Fino ad oggi il GISSO ha cercato, seguendo una metodologia di ricerca comune, di delineare la situazione ambientale delle sale operatorie di alcuni ospedali italiani. Ciò ha consentito di identificare e quantificare diversi problemi, nonché di validare gli strumenti d'indagine finora utilizzati. I risultati di dette indagini sono attualmente in elaborazione e sono oggetto di altre note (2, 3, 4, 5, 6). L'attenzione è stata focalizzata sui seguenti aspetti:

- 1) studiare le condizioni ambientali di sale operatorie appartenenti a diverse realtà ospedaliere italiane (2, 4, 7, 8, 9, 10);
- 2) individuare e quantificare eventuali carenze di progettazione, realizzazione e gestione degli impianti (3, 9);
- 3) avanzare proposte operative tese a migliorare o correggere anomalie riscontrate nelle rilevazioni di cui ai punti 1 e 2 (11, 12);

- 4) valutare l'efficacia di tali interventi (9);
- 5) proporre schemi operativi generalizzabili (4, 9).

Attraverso l'attuazione del programma di studio esposto si spera di poter definire basi oggettive e generalmente valide sia per una descrizione corretta della situazione vigente nelle sale operatorie italiane nei confronti dei fattori di rischio affrontati, sia per fornire un contributo sostanziale verso la definizione di una normativa ufficiale della quale si sente la necessità.

Il programma GISSO dovrebbe quindi diventare un volano, indirizzato agli operatori, capace di attivare la discussione e la più ampia partecipazione su questo capitolo fondamentale di Igiene Ospedaliera.

Bibliografia

1. D'ALESSANDRO, D., PASQUARELLA, C., MURA, I., VESCIA, N., SAVINO, A., PITZURRA, M., FARA, G.M. Studio multicentrico sull'inquinamento ambientale delle sale operatorie. *View & Review* 1996, 3: 13-23.
2. D'ALESSANDRO, D., ORSI, G.B., CARLUCCI, M., CORPOLONGO, D., GABRIELLI, E., FARA, G.M. Indagine microclimatica nelle sale operatorie di un ospedale di Roma. *Ann. Ig.* 1992, 4: 239-246.
3. D'ALESSANDRO, D., BONACCI, S., ORSI, G.B., FILOCAMO, A., MARCECA, M., CARLUCCI, M., FARA, G.M. Indagine sulle condizioni ambientali di una sala operatoria: problemi e proposte. *Ann. Ig.* 1992, 5: 309-316.
4. PITZURRA, M., PASQUARELLA, C., SAVINO, A. La contaminazione microbica nell'aria atmosferica delle sale operatorie (Rischi, valutazione, normative, prevenzione). *Ig. Mod.* 1993, 100: 713-767.
5. AUXILIA, F., PRIVITERA, G., MASSIMO, E., REGAZZO, C., CASATI, M.P., CIMAROSTI, G., VETRO, A. Prevenzione degli infortuni professionali da rischio biologico nel personale ospedaliero: un modello di intervento formativo. In: *Atti del 36 Congresso Nazionale della Società Italiana di Igiene, Medicina Preventiva e Sanità Pubblica*. Sassari/Alghero, 28 settembre-1 ottobre 1994, 1, p.247.
6. D'ALESSANDRO, D., BERNARDI, M.P., DI ROMA, S., BELLANTE DE MARTIIS, G., FARA, G.M. Personnel's well-being and indoor air pollution in the operating rooms. In: Maroni, M. *Ventilation and Indoor Air Quality in hospitals*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1996 (NATO Advanced Science Institute Series n.11), p.219-25.
7. D'ALESSANDRO, D., BONACCI, S., CORPOLONGO, D., ORSI, G.B., ROMANO, R., GHIRELLI, D., FARA, G.M. Inquinamento da agenti anestetici volatili nelle sale operatorie di un grande ospedale romano. Nota preliminare. *Ann. Ig.* 1990, 2: 115-118.
8. D'ALESSANDRO, D., BONACCI, S., ORSI, G.B., CORPOLONGO, D., FARA, G.M. Inquinamento da gas anestetici nelle sale di un grande ospedale romano. In: *Atti del 1° Congresso Nazionale di Medicina Preventiva dei lavoratori ospedalieri*. Corso di aggiornamento sulla patologia da gas anestetici. Abano Terme (PD) 7/9 Marzo 1991. Abano Terme, 1991, p. 245-250.
9. D'ALESSANDRO, D., BONACCI, S., FARA, G.M. Inquinamento da gas anestetici nelle sale operatorie: problemi igienico-sanitari e gestionali. *Ann. Ig.* 1994, 6: 821-34.
10. MAIDA, A., MURA, I., MASIA, M.D., ACCIARO, M., PESAPANE, L. Monitoraggio dei gas anestetici nelle sale operatorie delle Cliniche Universitarie di Sassari. In: *Atti del 36° Congr. Naz. Società Italiana d'Igiene, Medicina Preventiva e Sanità Pubblica*. Sassari-Alghero, 28 settembre - 1 ottobre 1994.

11. D'ALESSANDRO, D., DI ROMA, S., MARCECA, M. Controllo dell'inquinamento da gas anestetici attraverso sistemi di erogazione dei gas anestetici in circuito chiuso. *Ann. Ig.* 1994; 91-96.
12. D'ALESSANDRO, D., BONACCI, S., ORSI, G.B., MARCECA, M., ROMANO, R., GASPARETTO, A., FARA, G.M. Controllo dell'inquinamento da vapori anestetici mediante un apparecchiatura di erogazione dei gas a circuito chiuso: efficacia e limiti. *Ann. Ig.* 1992, 2: 18-24.

VIGILANZA SULL'ARIA CIRCOLANTE IN UN REPARTO DI ONCOEMATOLOGIA PEDIATRICA

Angelo Baggiani (a), Egle Levrè (a), Pierantonio Macchia (b), Claudio Favre (b), Amedeo Baldi (a)

(a) *Dipartimento di Sanità Pubblica e Biostatistica - Università degli Studi di Pisa*

(b) *Istituto di Clinica Pediatrica - Università degli Studi di Pisa*

La Clinica Pediatrica dell'Università di Pisa, che vanta una gloriosa tradizione di successi nei più importanti campi della patologia infantile, ha potuto dotarsi in anni recenti (1990) di uno speciale reparto per rispondere alla crescente domanda di assistenza oncoematologica di provenienza regionale e persino internazionale (bambini ucraini dell'area di Chernobyl).

Il Reparto con tale destinazione è stato attivato per ristrutturazione di un'ala dello storico Padiglione, famoso come modello architettonico di riferimento già in epoca prebellica, secondo soluzioni impiantistiche tipologicamente corrispondenti a quelle raccomandate per ospiti ad alto grado di immunocompromissione (nel pieno rispetto delle Linee Guida del Ministero della Sanità, legge n.135 del 05/06/1990, e delle indicazioni già presenti nella Legge Regionale n.78 del 01/12/1989).

La struttura è dotata infatti di tutti i dispositivi previsti per l'isolamento protettivo dei pazienti, a cominciare dall'apparato che immette nei locali di degenza, previa purificazione attraverso filtri assoluti HEPA *classe 100*, aria sterile, iperpressurizzata e obbligata a rispettare i movimenti direzionali indicati con le frecce nella Figura 1.

L'impianto è *a tutt'aria senza ricircolo* e prevede i seguenti trattamenti:

- 1 - aspirazione aria esterna da posizione idonea;
- 2 - primo stadio di filtrazione;
- 3 - trattamento termico (preriscaldamento o raffreddamento con deumidificazione);
- 4 - umidificazione (solo invernale);
- 5 - post-riscaldamento (solo invernale);
- 6 - secondo stadio di filtrazione.

Dalla CTA (Centrale Trattamento Aria) l'aria in uscita viene inviata alle camere di degenza e alla medicheria. Ivi le quantità di aria immessa sono di 15 Vol/h.

L'aria ripresa dagli ambienti, previo recupero di calore a tipo entalpico, viene espulsa in atmosfera ad un estremo del fabbricato, in posizione opposta alla presa d'aria esterna. Le condizioni termoigrometriche corrispondono a: 21-22 °C e 50% di Umidità Relativa (UR) in inverno, 26 °C e 50% UR in estate.

Per obbedire alla finalità di contenimento della situazione di asepsi, nelle camere di degenza, di idonea cubatura, destinate ad accogliere due letti, l'arredamento è ridotto

all'essenziale, senza mensole alle pareti cosicchè queste possono essere periodicamente lavate e disinfettate abbastanza bene specialmente se rivestite in parato in PVC, come nella nostra Unità Operativa. Il materiale ad uso del paziente è sottoposto a disinfezione con mezzi fisici e chimici; la biancheria personale e le lenzuola sono sterilizzate con vapor d'acqua saturo sotto pressione.

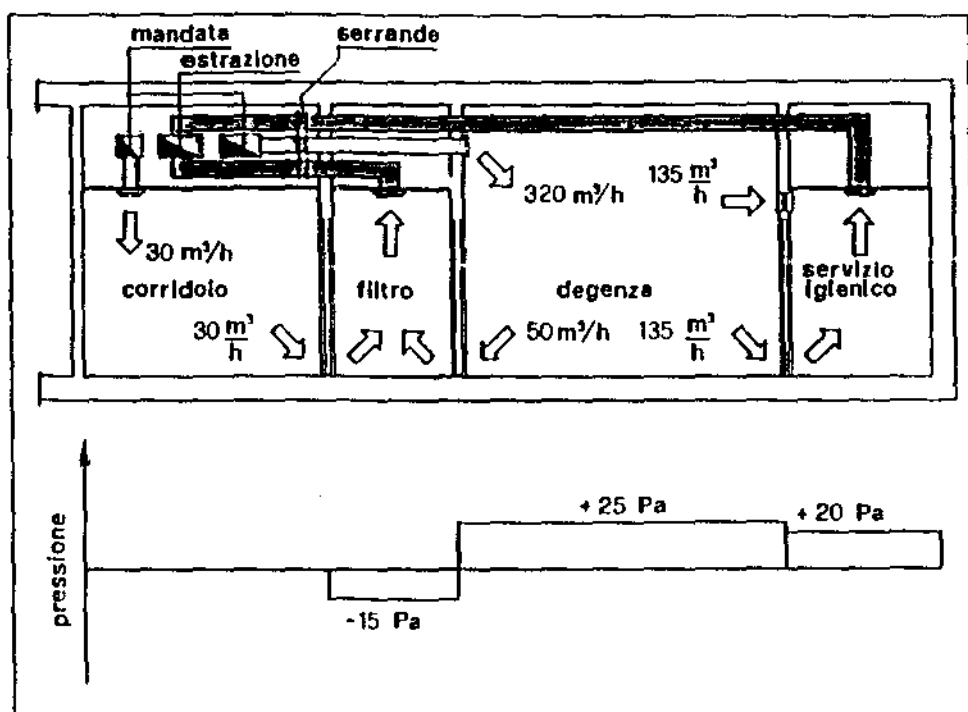


Figura 1. - Distribuzione dell'aria con relative portate e pressioni nei vani del modulo degenza.

La riduzione al minimo degli inquinanti microbici di origine endogena (e cioè di provenienza dallo stesso paziente) viene affidata a protocolli di profilassi concepiti per il mantenimento dell'integrità, oltre che di un paucimicrobismo, a livello di cute e mucose; a ciò risponde in modo soddisfacente un bagno completo giornaliero, a letto o con doccia, come pure l'accurata igiene del cavo orale (sciacqui plurigiornalieri con collutorio a base di clorexidina e con bicarbonato di sodio) e dei denti (pulizia con spazzolino a setole morbide e dentifricio alla clorexidina).

Pur potendo contare sulla garanzia che l'impianto di aereazione dei locali di degenza fornisce aria sterile, questa è però suscettibile di inquinarsi mentre vi circola, e pertanto bisogna mettere in atto misure di contenimento nei riguardi di quelle fonti di inquinamento microbico esogeno, rappresentate dalle persone e dall'attività che svolgono intorno al degente.

In proposito continua ad essere confermata la validità dei classici criteri imperniati sulle misure di barriera secondarie, alle quali concretamente si perviene con l'uso di

camici sterili, cuffie, maschere, guanti, copriscarpe, ecc., insieme a manovre e movimenti eseguiti con la particolare coscienza preventiva, che viene raggiunta proprio da una professionalità matura, requisito ideale in chi presta assistenza agli immunodepressi.

Pur riponendo piena fiducia nella efficienza del regime impiantistico e nella condotta altamente responsabile degli operatori, si è voluto effettuare un saggio del contenuto microbico nelle diverse sezioni del reparto (Fig. 2). A tale test si è voluto attribuire anche un significato educativo per i giovani, medici ed infermieri, di recente reclutamento nella nostra UO.

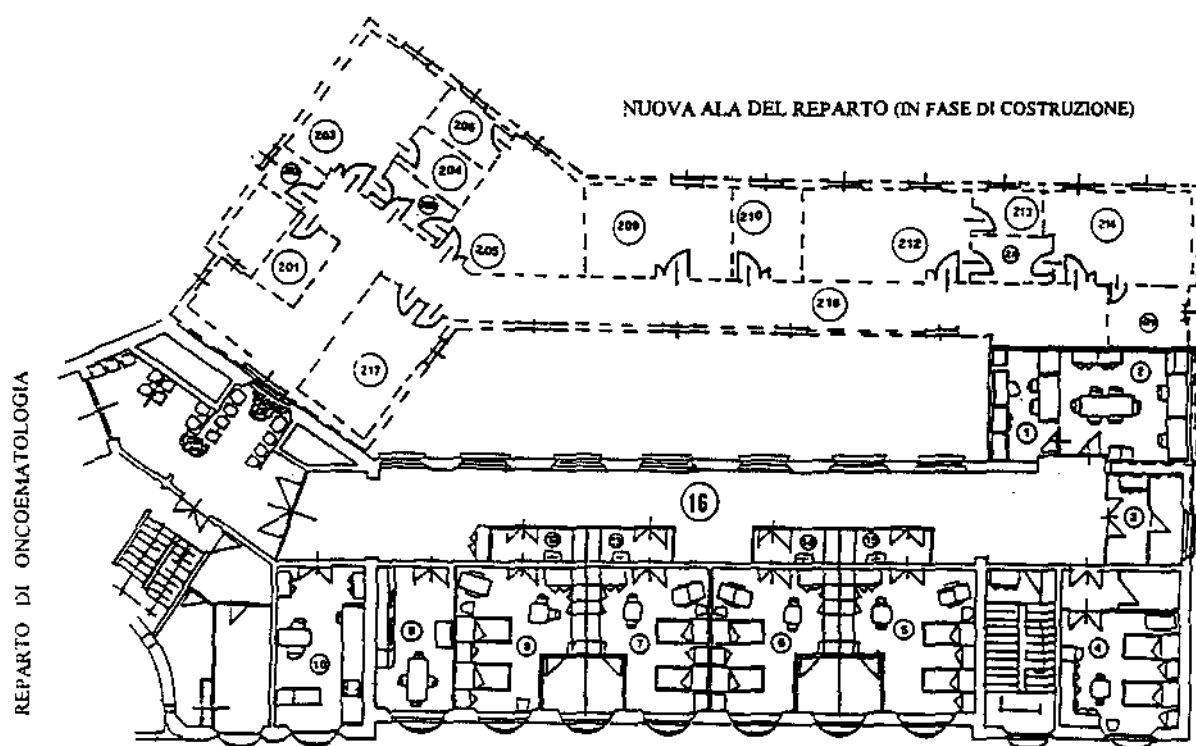


Figura 2. - Studio medici (1); Sala riunioni (2); Spogliatoio (3); Camera degenza (4); Camera degenza (5); Camera degenza (6); Camera adibita a T.M.O. (7); Camera degenza (8); Cucinetta (9); Medicheria (10); Corridoio (16); Locale biancheria pulita (201); Bagno comune (202); Camera degenza (203); Bagno (204); Camera degenza (205); Bagnò (206); Filtro per 203/205 (207); Locale biancheria sporca (208); Medicheria (209); Cucina (210); Filtro per 212/214 (211); Camera degenza (212); Bagno (213); Camera degenza (214); Bagno (215); Corridoio (216); Studio medici (217).

Non esiste ancora uniformità di opinione su quale sia il metodo ottimale di campionamento dell'aria per verificarne il contenuto microbico; alla classica tecnica di esposizione delle capsule di Petri si sono succedute nel tempo le seguenti altre più moderne metodiche:

- tecnica della precipitazione elettrostatica con apparecchio di Taylor;
- tecnica del gorgogliamento con apparecchio tipo Greensburg-Smith;
- tecnica della convezione termica;
- tecnica dell'aspirazione per impattare i microrganismi aerodispersi su supporti agarizzati (piastre o nastri), con apparecchi SAS e RCS;
- tecnica di filtrazione con membrane filtranti, con strumentazione del tipo MD 8 Sartorius.

Sebbene a conoscenza delle opportunità che offrono le menzionate più moderne apparecchiature per il monitoraggio microbiologico dell'aria, abbiamo tuttavia ritenuto più conveniente il ricorso alla tradizionale tecnica dell'esposizione delle capsule di Petri, in quanto offriva il vantaggio del minimo turbamento della *privacy* negli ambienti di degenza.

Per la verità questa metodica non è da considerare desueta, tanto è vero che essa viene ancora suggerita dalla Casa fornitrice dello *Sterair Patient Isolator* per verificarne il funzionamento ottimale; essa consente rilevazioni contemporanee in settori diversi dello stesso ambiente tramite la dislocazione di varie capsule e comporta modalità di esecuzione semplici ed economiche.

Per la rilevazione dell'Indice Microbico dell'Aria (IMA) abbiamo impiegato piastre di *Trypticase Soy Agar* (indicato per la flora batterica eterotrofa) e piastre di *Sabouroud Agar* (substrato adatto per i miceti) del diametro di 10 cm, dislocando 4 di esse, per entrambi i terreni, in ogni locale secondo lo schema 1-1-1 proposto da Fischer (3) e cioè mediante posizionamento per 1 ora, a 1 metro da terra e a 1 metro da ogni ostacolo. L'IMA, calcolato mediando i valori numerici delle colonie sviluppatesi sulle rispettive piastre, depone per condizioni igieniche buone nei diversi locali del Reparto (indice IMA < 25), secondo la scala di giudizio proposta da Pitzurra et al. (5).

L'IMA - Miceti ha dato esito particolarmente favorevole, risultando pari a 0 - 0.25 nelle stanze di degenza rispetto a 5.00 - 8.50 nei locali ad uso del personale medico ed infermieristico.

Grazie alle misure di barriera e a tutti gli accorgimenti che in ogni momento vengono scrupolosamente messi in atto, riusciamo a realizzare una condizione di paucibacillarità ambientale in limiti accettabili, come ci è stato testimoniato dal test delle piastre esposte.

D'altra parte non troverebbe giustificazione epidemiologica, né in letteratura, né dalla nostra stessa esperienza, la pretesa di una condizione assolutamente *germ-free* nelle camere di degenza per portare a livello zero il rischio di infezione in tutti i pazienti leucemici. Si ha invece necessità di metterli in una situazione di virtuale asepsi (ambiente protetto totale) in occasione delle rituali fasi del trapianto di midollo osseo (1, 2).

Un'apparecchiatura che dà indubbie garanzie per queste operazioni è lo "*Sterair Patient Isolator*" (Microflow Pathfinder Ltd., UK), una sorta di lettino operatorio a flusso laminare (Fig. 3).

L'unico esemplare di questo tipo di *isolatore*, montato nella nostra UO, risulta adeguato all'attuale disponibilità di 10 posti-letto, permettendoci un ritmo di 2 trapianti di midollo al mese.

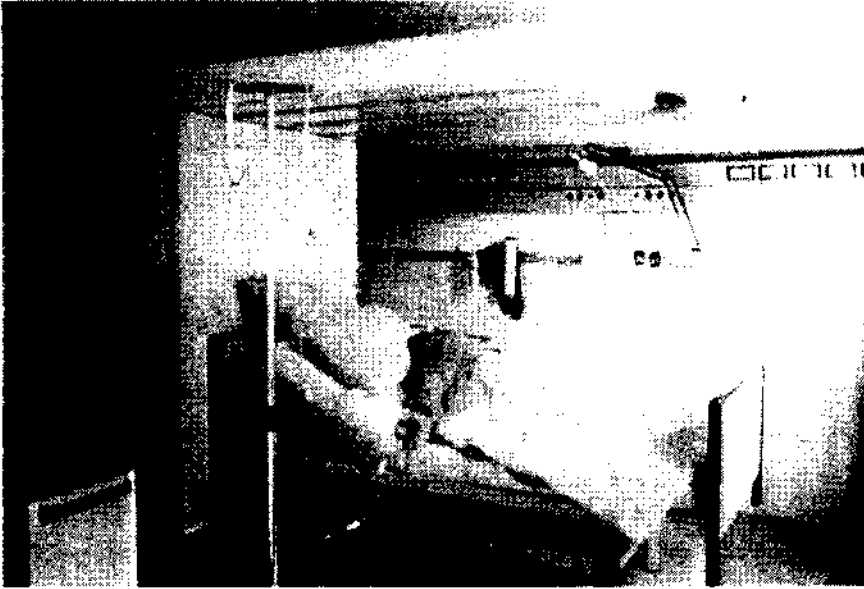


Figura 3. - Lettino a flusso laminare utilizzato nel Reparto di Oncoematologia Pediatrica dell'Università di Pisa.

In una Unità Operativa come la nostra merita particolare attenzione dal punto di vista igienistico anche un'altra fonte di rischio: l'impianto idrico. Preliminari indagini, condotte a mezzo di campionamenti di acqua calda e fredda dai vari servizi igienici del Reparto, hanno rilevato una saltuaria presenza di microrganismi del genere *Legionella*, ma sono necessarie ricerche ulteriori per valutare il significato epidemiologico di tale reperto, prima di proporre gli opportuni interventi di profilassi (7).

Bibliografia

1. BUCKNER, C.D., CLIFT, R.A., SANDERS, J.E. Protective environment for marrow transplant recipients. A prospective study. *Ann. Intern. Med.* 1978, 89: 893-901.
2. D'ALESSANDRO, D., BONACCI, S., ORSI, G.B., FILOCAMO, A., MARCECA, M., CARLUCCI, M., FARA, G.M. Indagine sulle condizioni ambientali di una sala operatoria: problemi e proposte. *Ann. Ig.* 1992, 5: 309-316.
3. FISCHER, G., FODRE, S., NEHEZ, M. Ueber bakteriologische Untersuchungen der Luft in Kindereinrichtungen unter besonderer Berücksichtigung der Gesamtkeimzahl Grenzwerte. *Z. Ges. Hyg.* 1972, 18 (8): 586-589.
4. LOWBURY, E.J.L., BABB, J.R., FORD, P.M. Protective isolation in a burns unit: the use of plastic isolators and air curtains. *J. Hyg.* 1971, 69: 529-546.
5. PITZURRA, M., IANDOLI, M., MORLUNGH, P., CAROLI, G., SCRUCICA, F. L'indice

- Microbiologico Aria (IMA) in camere di degenza di un reparto di medicina interna. *Ig. Mod.* 1980, 73: 857-872.
6. SALVIGNI, S., PIVA, S. Gli impianti per le strutture ospedaliere destinati al trattamento delle malattie infettive. *Tecnologie per la Sanità* 1993, 12: 97-107.
 7. TOMEI, A., FAVRE, C., NARDI, M., VALENTINI, P., CAROLI, G., MACCHIA, P. Valutazione del rischio in un reparto di oncologia pediatrica: Indice Microbico dell'Aria (IMA) e ricerca di Legionella nell'acqua di rete. In: *Atti XIX Congresso Nazionale Associazione Italiana Ematologia Oncologia Pediatrica (AIEOP)*, Genova 3-6 giugno 1992.

ANDAMENTO TEMPORALE DELLA CONCENTRAZIONE DEL TORON E DEI SUOI PRODOTTI DI DECADIMENTO IN ALCUNE CASE ROMANE

Francesco Bochicchio, Cristina Nuccetelli, Francesco Tancredi
Istituto Superiore di Sanità, Roma

Introduzione

La concentrazione di ^{220}Rn (toron) negli ambienti chiusi, e di conseguenza anche il rischio associato ai suoi prodotti di decadimento, viene considerata normalmente trascurabile. Ciò è generalmente vero quando l'unica sorgente sia il suolo poiché il toron, a causa del suo breve tempo di dimezzamento (~ 55 s), non riesce a raggiungere gli ambienti chiusi prima di decadere. La situazione cambia in presenza di materiali da costruzione in cui si misurano elevate concentrazioni di ^{232}Th , capostipite del toron; di questo tipo sono, per esempio, i tufi originari dell'Italia centrale, che presentano anche alte concentrazioni di ^{238}U e di ^{40}K (1).

Da misure effettuate in un gruppo di case romane (2) è risultato prevedibile che in alcune di queste, caratterizzate da elevato irraggiamento gamma indoor e concentrazioni rilevanti di radon e di discendenti di radon e toron, fosse presente una non trascurabile concentrazione di toron. Per questo motivo è stata effettuata una nuova serie di misure comprendenti anche quelle di toron (3). A questo scopo è stato realizzato un dispositivo che, aggiunto al normale apparato per la misura del radon (celle di Lucas a flusso), ha permesso la misura del toron, e del suo andamento temporale, con il metodo delle *coincidenze ritardate*, teoria sviluppata inizialmente per la misura del ^{228}Th in acqua (4) ed in seguito applicata alla rivelazione del gas toron (5).

Metodo per la rivelazione del toron e del suo andamento temporale

Il metodo dell'analisi temporale multipla, in questo caso chiamato delle *coincidenze ritardate*, sfrutta i differenti tempi di dimezzamento di toron e figli rispetto a quelli di radon e figli: in particolare di due emettitori alfa consecutivi quali il ^{220}Rn e il ^{216}Po da un lato e il ^{222}Rn e il ^{218}Po dall'altro. Con questo metodo è possibile identificare il toron tramite la rivelazione di due decadimenti alfa successivi intervallati da un tempo dell'ordine del decimo di secondo. Operativamente si procede, tramite un circuito contatore-temporizzatore, alla registrazione del tempo di arrivo di ogni decadimento alfa, rivelato dal sistema composto da una cella di scintillazione di Lucas e da un fototubo. Inviato il dato alla memoria di un calcolatore e creata una *time list* di eventi, si procede,

con un algoritmo semplice (4, 5), alla costruzione di una distribuzione degli intervalli di tempo tra i segnali, da cui si calcola il numero di "coincidenze ritardate" tra i decadimenti del ^{220}Rn e del ^{210}Po . Si può dimostrare che:

$$C_{\text{toron}} = N / (t * \epsilon^2 * V)$$

dove:

C_{toron} = concentrazione di attività di toron (Bq/m^3); N = numero di coincidenze ritardate; t = durata della misura (s); ϵ = efficienza di rivelazione del sistema di misura; V = volume della cella (m^3).

Il metodo originale fornisce però solo informazioni sul valore medio della concentrazione di attività del toron: per questo è stata realizzata una modifica del software che ha permesso il calcolo dell'andamento temporale della C_{toron} da confrontare con gli andamenti delle grandezze normalmente misurate, quali la concentrazione di radon, la concentrazione dei prodotti di decadimento dei due gas e la ventilazione.

Risultati sperimentali e conclusioni

Dall'analisi della Tabella 1 si può notare che, nelle case romane in cui sono state effettuate le misure, a elevati valori di rateo di dose assorbita in aria, indice di elevata presenza di radionuclidi naturali nei materiali da costruzione, corrispondono rilevanti concentrazioni in aria di ^{222}Rn , di ^{220}Rn e dei loro prodotti di decadimento, quest'ultime espresse in concentrazione equivalente all'equilibrio (EEC).

Tabella 1. - Valori medi delle grandezze misurate. Il periodo di misura è stato di circa 48 h, tranne che per la dose assorbita in aria (~ 3 h). Le misure di toron sono state effettuate a circa 1 cm dalle pareti, mentre le misure di ^{222}Rn e delle EEC di ^{222}Rn e ^{220}Rn sono state eseguite nel centro della stanza. Le modalità e gli strumenti usati per la misura delle grandezze riportate sono descritte in precedenti lavori (3,6).

Abitazione	^{222}Rn [Bq/m^3]	EEC ^{222}Rn [Bq/m^3]	^{220}Rn [Bq/m^3]	EEC ^{220}Rn [Bq/m^3]	EEC $^{220}\text{Rn}/$ EEC ^{222}Rn	rateo di dose [nGy/h]	ventilazione [h^{-1}]
A	15 \pm 1	8 \pm 2	5 \pm 1	0.5 \pm 0.1	0.06 \pm 0.02	148 \pm 14	
B	60 \pm 3	28 \pm 5	1099 \pm 112	9.5 \pm 1.3	0.34 \pm 0.07	389 \pm 16	0.87 \pm 0.05
D	87 \pm 5	36 \pm 9	757 \pm 79	2.9 \pm 0.5	0.08 \pm 0.02	251 \pm 15	1.46 \pm 0.15
E	54 \pm 3	30 \pm 8	840 \pm 86	8.8 \pm 1.1	0.29 \pm 0.08	264 \pm 15	
F	95 \pm 5	43 \pm 8	564 \pm 48	4.8 \pm 0.7	0.11 \pm 0.03	333 \pm 15	0.97 \pm 0.28

Questo risultato conferma che i materiali da costruzione possono avere un ruolo determinante come sorgente di esposizione radioattiva indoor: inoltre emerge l'importanza del toron che, pur rimanendo confinato nei primi centimetri dalla sorgente (pareti), attraverso i suoi prodotti di decadimento a vita media *lunga* ($T_{1/2}$ dell'ordine delle ore) può contribuire in modo rilevante alla dose effettiva al polmone.

Le modifiche effettuate al metodo delle *coincidenze ritardate* hanno inoltre permesso la misura dell'andamento temporale del toron, di cui sono riportati i risultati in Figura 1.

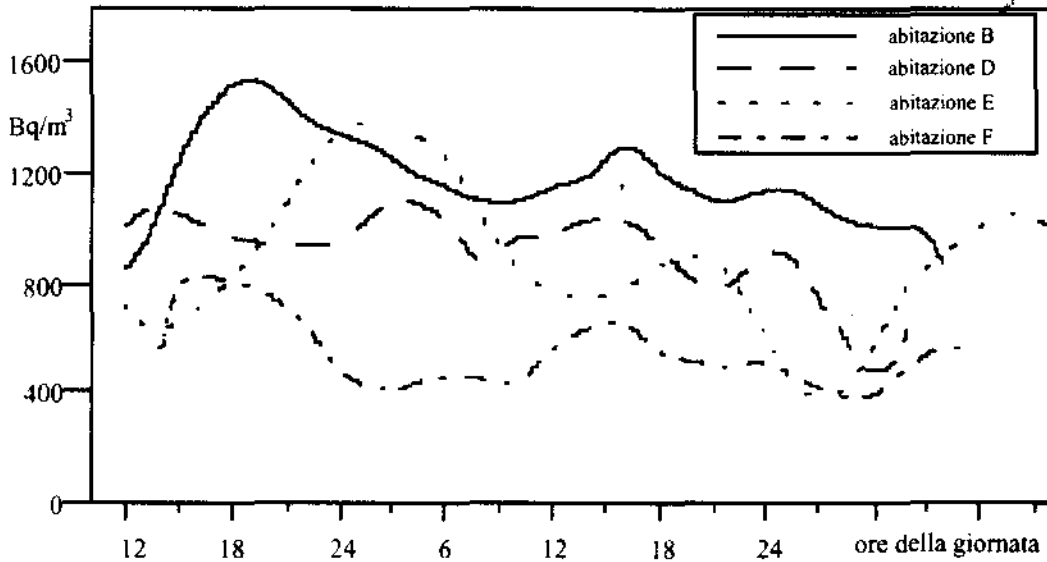


Figura 1. - Andamento temporale della concentrazione di ^{220}Rn in alcune delle case romane in cui sono state effettuate le misure.

Anche questo isotopo mostra una certa variabilità, che però in media è risultata meno accentuata di quella del ^{222}Rn e, soprattutto, indipendente dalla ventilazione (vedi Fig.2).

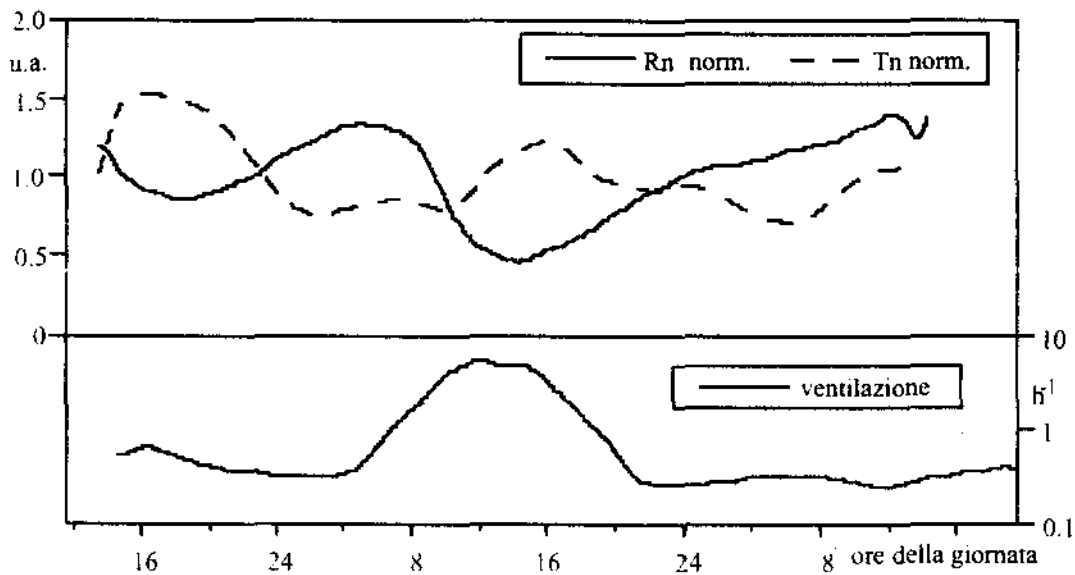


Figura 2. - Confronto tra gli andamenti della concentrazione di ^{222}Rn e di ^{220}Rn e della ventilazione nella abitazione F. I valori di ^{222}Rn e di ^{220}Rn sono normalizzati per motivi di scala (v. Tabella I).

La causa di questo è che il toron, per il suo breve tempo di dimezzamento, non risente della ventilazione naturale, che ha tempi caratteristici molto più lunghi (~ 1 ricambio/ora). Dalla Figura 3, in cui è riportato il confronto tra l'andamento della ventilazione, della concentrazione di toron e della EEC dei suoi prodotti di decadimento, si vede che questi, i maggiori responsabili della dose al polmone, mostrano una variabilità più accentuata e fortemente dipendente dalla ventilazione, dato che i loro tempi di dimezzamento sono paragonabili a quelli caratteristici della ventilazione indoor nei climi mediterranei.

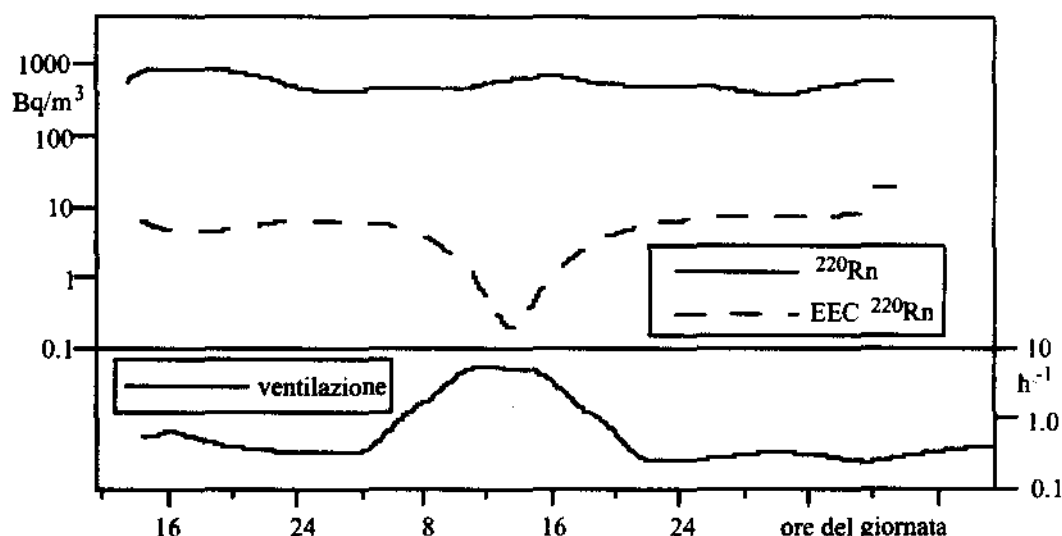


Figura 3.- Confronto dell'andamento della concentrazione di ^{220}Rn , dei suoi prodotti di decadimento e della ventilazione nella abitazione F.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Sig. Vittorio Dante per il prezioso ausilio tecnico.

Bibliografia

1. CAMPOS VENUTI, G., COLILLI, S., GRISANTI, A., GRISANTI, G., MONTELEONE, G., RISICA, S., ANTONINI, A., BORIO, R., GOBBI, G., LEOGRANDE, M.P. Methodology and results of a natural radioactivity assessment in a region of central Italy. *Proceedings of 6th International Congress of IRPA*. Berlin (West), May 7-12, 1984. Kaul A. et al, Köln(Ed.), Germany, 1984, pp. 84-87.
2. BOCHICCHIO, F., CAMPOS VENUTI, G., FELICI, F., GRISANTI, A., GRISANTI, G., KALITA, S., MORONI, G., NUCCETELLI, C., RISICA, S., TANCREDI, F. Characterisation of some parameters affecting the radon exposure of the population. *Rad. Prot. Dosim.* 1994, 56 (1-4): 137-140.
3. BOCHICCHIO, F., CAMPOS VENUTI, G., NUCCETELLI, C., RISICA, S., TANCREDI, F. Indoor measurements of thoron, radon and their decay products in a mediterranean climate area, *Environ. Int.* 1996, 22 (1): S633-S639.

4. FALK, R., MÖRE, H., NYBLOM, L. Measuring techniques for environmental levels of radon-220 in air using flow-through Lucas cell and multiple time analysis of recorded pulse events. *Appl. Radiat. Isot.* 1992, 43 (1/2): 111-118.
5. HASHIMOTO, T., SAKAI, Y. Selective determination of extremely low-levels of thorium series in environmental samples by a new delayed coincidence-method. *J. Radioan. Nuclear Chem.* 1990, 138 (2): 195-206.
6. BOCHICCHIO, F., CAMPOS VENUTI, G., NUCCETELLI, C., RISICA, S., TANCREDI, F. The influence of natural ventilation on indoor radon in mild climate areas. In: *Proceedings of Healthy Buildings '95, An international conference on healthy buildings in mild climate*, Milano 10-14 September 1995, M. Maroni (ed.), 1995, p.695-703.

L'INQUINAMENTO DELL'ARIA PERSONALE, INDOOR E OUTDOOR IN UFFICI VENTILATI NATURALMENTE: UN'ANALISI DI ALCUNI FATTORI DI RISCHIO CHIMICI PER L'UOMO

Roberto Bono (a), Elisabetta Fea (a), Elisabetta Carraro (a), Enzo Scursatone (a), Valeria Meineri (a), Riccardo Scarselli (b), Giorgio Gilli (a)

(a) *Dipartimento di Igiene e Medicina di Comunità, Università di Torino*

(b) *Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza del Lavoro*

Introduzione

La ricerca in oggetto si è proposta lo scopo di identificare discomfort o eventuali rischi per la salute presenti in una situazione lavorativa caratterizzante emblematicamente le attività sia di tipo amministrativo che intellettuale svolte in ufficio. Al fine di ottenere questo risultato è stato scelto un edificio costruito intorno alla metà del secolo scorso, sito nel centro della città di Torino ed affacciato su di un corso ad alto traffico autoveicolare.

In questo palazzo sono locati, oltre ad alcuni appartamenti privati, 30 vani costituenti la sede di una struttura pubblica di metratura, caratteristiche arredative e d'uso diversi tra di loro ed adatti a svolgere la sperimentazione progettata. Ciascuno dei summenzionati ambienti è ventilato in modo naturale, riscaldato a gasolio e non condizionato nei mesi più caldi.

Metodologia

La sperimentazione è stata condotta prendendo in considerazione i seguenti parametri:

- parametri chimici. Tra i parametri chimici sono stati scelti alcuni composti organici volatili di noto interesse igienico sanitario nell'ambito delle attività lavorative del terziario e precisamente: toluene, xileni, cloroformio, metilcloroformio, trielina, percloroetilene, formaldeide, acetaldeide, acetone. Si tratta di composti aventi variabili potenzialità tossiche, mutagene, cancerogene e comunque potenzialmente ed a vario titolo coinvolte nell'insorgenza delle cosiddette sindromi da edificio malato.
- parametri microclimatici. In ogni ambiente sono stati misurati i principali parametri microclimatici e precisamente: 1) temperatura dell'aria secca, 2) temperatura a bulbo umido con ventilazione forzata, 3) temperatura radiante globotermometrica, 4) velocità dell'aria, 5) umidità relativa e 6) alcuni altri indici utili per la valutazione del benessere termico.

Il lavoro è stato condotto in tre fasi distinte:

1. la messa a punto delle modalità e dei metodi di campionamento, delle tecniche analitiche e dell'elaborazione dei dati,
2. una prima fase di sperimentazione in campo durante la stagione invernale (gennaio),
3. una seconda fase di sperimentazione in campo durante la stagione estiva (giugno).

Il protocollo di lavoro ha previsto il coinvolgimento dei lavoratori, i loro uffici e l'aria esterna all'edificio.

Per ciascun dipendente. - 3 campionatori personali passivi da tenere l'intera giornata di lavoro: uno per gli idrocarburi aromatici, uno per gli idrocarburi alifatici e uno per i carbonili. Ciascun campionario è stato fatto indossare da ogni lavoratore sul bavero, con lo scopo di monitorare il preciso ammontare dei composti summenzionati potenzialmente disponibili per essere respirati.

Somministrazione di un questionario. Tale questionario comprendeva domande inerenti le caratteristiche personali e di lavoro, le abitudini al fumo e le percezioni relative al benessere all'interno del proprio ufficio.

Per ciascun ufficio. - *misurazioni chimiche mediante campionario passivo:* effettuate da inizio turno (8.00) a fine turno (17.00) degli stessi composti in esame. Queste misurazioni sono state condotte posizionando i tre campionatori al centro di ogni ufficio per tutta la giornata di lavoro, la stessa considerata per i campionamenti personali; *misurazioni microclimatiche:* continue da inizio a fine turno mediante stazione microclimatica.

Misurazioni quotidiane esterne all'edificio (outdoor). Parametri chimici da inizio turno a fine turno.

Descrizione delle modalità dei due interventi. - Nel mese di gennaio 1994 e nel mese di giugno dello stesso anno, sono stati studiati due uffici per giorno, cinque giorni alla settimana per tre settimane. In ciascun ufficio è stato condotto il lavoro come già descritto e, contemporaneamente sono stati coinvolti tutti i lavoratori di quell'ufficio.

Risultati

In generale non sono state registrate particolari differenze tra la contaminazione chimica negli ambienti confinati e nell'aria esterna agli ambienti stessi né in gennaio né in giugno. In gennaio le medie di toluene, xileni, metilcloroformio, trielina, formaldeide e acetone evidenziano una più alta contaminazione nell'aria personale mentre, in alcuni casi, i livelli di contaminazione risultano più alti nell'aria esterna. Questi differenti risultati possono originare dalle diverse caratteristiche dei composti chimici presi in esame e dalle differenti abitudini o mansioni dei soggetti. Infatti, i soggetti utilizzano le

loro ore di lavoro non soltanto nei propri uffici ma anche in altri ambienti variamente contaminati.

A gennaio, un confronto tra la contaminazione diurna e notturna ha evidenziato per gli idrocarburi aromatici, cloroformio e metilcloroformio una più elevata contaminazione nell'aria indoor di giorno. La formaldeide, invece, si presenta più concentrata di notte e nell'ambiente outdoor.

Senza voler dare significati più profondi del dovuto, i sintomi registrati offrono l'opportunità di constatare un certo lieve disagio o discomfort imputabile ad un insieme di fattori non certamente descritti nel loro insieme dai parametri presi in considerazione, ma comunque in qualche misura ad essi associabili. Complessivamente, quindi, gli ambienti analizzati si presentano come uffici *puliti* anche se maggiori ricambi d'aria, specialmente durante la stagione invernale possono senz'altro essere auspicabili al fine di prevenire l'esposizione umana ad alcuni inquinanti aerodispersi di interesse sanitario.

INQUINAMENTO DA POLVERI E BIOAEROSOL NEGLI ARCHIVI MINISTERIALI E NEGLI UFFICI APERTI AL PUBBLICO

Lamberto Camilucci, Antonio Salerno, Carla Fanizza, Carmela Plebani, Anna Maria Marcelloni

Dipartimento Igiene del Lavoro, ISPESL, Roma

Premessa

Gli *Archivi dei Ministeri* e gli *Uffici* che prestano servizio al pubblico sono due tipici ambienti di lavoro caratterizzati da presenza di inquinamento ambientale da polveri bioaerosol.

Presso gli Archivi, infatti, vengono conservati dei documenti di antichità plurisecolare che non sempre consentono, per la loro fragilità ed il loro rilevante valore scientifico, operazioni radicali di pulizia.

Tali documenti subiscono un continuo ed inesorabile deterioramento nel tempo con sminuzzamento delle pagine e formazione sulle stesse di muffe; questo materiale diffonde nell'ambiente soprattutto in occasione della manipolazione dei volumi.

Ciò comporta per gli operatori di questo settore, in occasione della manipolazione dei volumi, un potenziale rischio di esposizione a polveri e bioaerosol.

Negli Uffici aperti al pubblico, invece, la presenza del personale, il materiale delle suppellettili, nonché gli impianti di condizionamento possono dar luogo alla presenza di bioaerosol.

Peli, pelle, saliva, starnuti, possono essere fonte di emissione di questo tipo di inquinanti, così come i materiali da costruzione ed arredo, vedi ad esempio il rivestimento dei pavimenti in moquette, la tappezzeria, gli arredi, etc. (1)

Scopo del lavoro

In base a quanto detto in premessa, appare evidente l'importanza di stabilire l'entità dell'inquinamento da polveri e della contaminazione microbica eventualmente presente in ambienti di lavoro quali quelli suddetti.

Scopo del nostro studio è stato, quindi, quello di eseguire una serie di indagini, in tempi diversi, presso vari archivi pubblici, nonché uffici aperti al pubblico dalle caratteristiche molto eterogenee tra loro, al fine di definire le condizioni igienico ambientali connesse alla presenza di inquinamento microbico in tali ambienti di lavoro.

Descrizione degli ambienti di lavoro oggetto dell'indagine

Archivio. - Gli ambienti di lavoro in cui sono state effettuate le indagini, sono costituiti da grandi locali ove sono installate tutta una serie di scaffalature in cui sono conservati i documenti.

Talora, per sfruttare meglio lo spazio, le scaffalature sono su due livelli separati da un piano di calpestio che consente il passaggio del personale. Gli operatori prelevano dagli scaffali il raccoglitore contenente il materiale richiesto, lo aprono, prelevando esclusivamente quanto necessario.

Le indagini sono state mirate ad accertare le concentrazioni di polveri batteri e funghi.

Uffici. - Le indagini sono state condotte in un ufficio circoscrizionale, in un'agenzia di banca ed in un ufficio postale.

Tutti gli uffici presi in considerazione erano caratterizzati da una notevole presenza di persone dovuta, sia all'entità del numero di addetti, sia al notevole afflusso di pubblico.

In questi ambienti l'indagine è stata limitata alla sola ricerca di batteri.

Modalità d'intervento

Le operazioni di rilevazione dei contaminanti dell'aria sono state eseguite durante una normale giornata lavorativa, seguendo le seguenti modalità:

- il campionamento delle polveri è stato effettuato mediante filtrazione dell'aria ambiente su filtri a membrana di cellulosa mediante campionatori ad alto flusso;
- il campionamento dei bioaerosol è stato effettuato facendo impattare direttamente i bioaerosoli su piastre preparate con idoneo terreno di coltura.

Più specificatamente per i batteri è stato usato un terreno di coltura tipo *PCA Agar contact* mentre per le muffe è stato usato un terreno tipo *Sabauraud*.

Per quanto concerne le analisi la polvere è stata sottoposta ad analisi per microscopia elettronica a scansione, ottica in contrasto di fase, chimica e diffrattometrica. La stessa è risultata essere costituita per il 24% circa da materiale organico prevalentemente a base di fibre vegetali, residui e frustoli di natura organica. Il restante 76% circa di materiale inorganico è risultato costituito prevalentemente da silicati, particelle di grafite, carbonati, rari frammenti di fibre minerali e da alcune particelle di quarzo che sono risultate non dosabili all'analisi diffrattometrica. Da ciò si desume che il materiale in esame rientra nella composizione di una polvere mista non silicotigena.

Per quanto riguarda i batteri e i funghi le piastre di campionamento sono state lasciate ad incubare rispettivamente cinque giorni a 25°C in frigotermostato per la ricerca dei funghi e due giorni a 37°C in termostato a secco per i batteri; successivamente sono state lette le colonie formatesi.

Rapportandole ai volumi d'aria campionata sono state ottenute le CUF (unità formanti colonie) per metro cubo d'aria.

Indici di riferimento igienico-ambientali

Per quanto detto sulla composizione della polvere si deduce che il materiale particellare aerodisperso rientra nella composizione di una polvere mista (organica ed inorganica) non silicotigena per la quale il limite proposto è di 10 mg/m^3 (2).

I bioaerosoli analizzati appartengono al genere dei batteri (uffici) o a quello dei funghi (archivi), in entrambi i casi senza presenza di speci patogene particolari.

Per questo tipo di contaminanti vi sono ancora molte incertezze e nessun paese ha raccomandato limiti specifici. Comunque, per quanto riguarda il tipo di bioaerosoli rinvenuti nel corso delle indagini la comunità scientifica internazionale ha solo proposto delle linee guida per cui per i batteri è considerato accettabile un limite di 500 CUF/m^3 e per le muffe di 300 CUF/m^3 (3).

Risultati

I risultati delle indagini sono riportati in Tabella 1.

Tabella 1. - Risultati delle indagini.

Ambiente di lavoro	Polverosità in mg/m^3			Batteri CUF/ m^3			Funghi CUF/ m^3		
	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med
Archivio ministeriale	0.29	1.2	0.8	67	370	150	120	1500*	300
Banca				350	800	600			
Ufficio postale				350	900	650			
Ufficio circoscrizionale				290	600	360			

Archivio. - Le concentrazioni di polverosità riscontrate nel corso delle indagini sono risultate molto lontane dal valore limite proposto di 10 mg/m^3 .

Per quanto attiene i batteri, i valori riscontrati sono più che accettabili, se confrontati al limite suggerito di 500 CUF/m^3 , anche se qualche valore di punta si avvicina al suddetto limite.

Più complessa appare la situazione per quanto riguarda i funghi per i quali i valori medi sono molto vicini ai limiti suggeriti, inoltre in occasione dell'apertura dei volumi si raggiungono valori di gran lunga superiori ai limiti stessi.

Se ne deduce pertanto che è necessario adottare negli ambienti oggetto delle indagini tutti quei provvedimenti atti ad evitare la formazione e la diffusione nell'ambiente dei bioaerosoli.

Particolari precauzioni vanno comunque adottate nella manipolazione dei volumi.

L'argomento, comunque, merita ulteriori approfondimenti per cui sono previste ulteriori indagini.

Uffici. - Dal confronto tra i risultati delle indagini elencati nella tabella, e le delucidazioni svolte al punto "Indici di riferimento igienico-ambientali", appare evidente come in tutti gli ambienti presi in esame le concentrazioni ambientali di unità totali formanti colonie per metro cubo d'aria superino il limite consigliato.

Da ciò appare evidente l'opportunità di procedere ad una quotidiana pulizia di pavimenti, finestre, sportelli al pubblico, banchi e tavoli di lavoro.

Tenendo presente l'afflusso di pubblico non è da trascurare un trattamento periodico di disinfezione da effettuarsi soprattutto nella zona sportelli.

Bibliografia

1. VANINI, G.C., COLANO SPECCHIA, F.P., STELLA, C., BUCCI, R. Sul problema dei rischi connessi all'impiego della moquette in ambienti per ufficio : primi risultati di alcune esperienze. *Ig. Mod.* 1988, 90: 5-24.
2. ACGIH TLV for Chemical Substances in the workroom environment. *Am.Con.Ind.Ayg.* (ACGIH) Cincinnati (OH) 1995-1996.
3. Commission of European Communities. Biological Particles in Indoor Environments - Report n°12, 1993 (EUR 14988 EN).

QUALITA' DELL'ARIA E BENESSERE PERCEPITO NELLE DEGENZE DI UN OSPEDALE DI ROMA

Daniela D'Alessandro (a), Maurizio Bussone (b), Antonio Francesco Fadda (a), Franco Cerquetani (a), Iulita Sansoni (c), Gaetano Maria Fara (a)

(a) *Istituto di Igiene "G. Sanarelli" Università "La Sapienza", Roma*

(b) *Azienda Ospedaliera San Giovanni Addolorata*

(c) *Scuola per Dirigenti dell'Assistenza Infermieristica - Istituto di Igiene "G. Sanarelli" Università "La Sapienza", Roma*

Introduzione

È stata ormai più volte sottolineata l'importanza assunta dal comfort climatico sia in ambiente domestico (1) che collettivo (2, 3, 4). In particolare esso riveste notevole interesse negli ambienti ospedalieri e soprattutto nelle degenze, date le particolari condizioni di salute dei pazienti.

La presente ricerca ha inteso investigare in tale ambito, monitorando i principali parametri ed indici microclimatici in due divisioni di ortopedia di un ospedale di Roma durante la stagione estiva. Tali parametri sono stati poi confrontati con il disagio riferito dai pazienti e dal personale delle divisioni in esame al fine di valutare la rispondenza tra le condizioni ambientali ed il comfort di pazienti e personale.

Materiali e metodi

La rilevazione delle condizioni microclimatiche ha riguardato quattro sale di degenza di due divisioni di ortopedia (due sale per divisione), scelte in base alla loro collocazione spaziale.

In ciascuna stanza le rilevazioni si sono protratte per una intera giornata (24 ore su 24) e sono state effettuate a mezzo di un sistema a microcalcolatore del tipo ANADATA modello AD1, collegato ad una sonda psicrometrica, una globotermometrica ed una anemometrica. Sono stati monitorati: temperatura del bulbo secco (T), umidità relativa (UR), velocità dell'aria (VA), temperatura media radiante (TMR), voto medio previsto (PMV), percentuale prevista di insoddisfatti (PPD). Le rilevazioni degli indici microclimatici sono state eseguite simulando quanto più possibile la posizione dei pazienti, e cioè posizionando le sonde ad un metro da terra e ad almeno un metro dalla parete più vicina. Parallelamente, utilizzando un termoigrografo, sono state monitorate temperatura ed umidità relativa esterne, nonché i livelli di rumorosità (L_{Aeq} a medio termine) delle sale, utilizzando un analizzatore di livello acustico (Bruel e Kjaer 4427).

I dati riguardanti la sintomatologia soggettiva e le caratteristiche individuali sono stati raccolti utilizzando un questionario appositamente predisposto, somministrato sia a tutti i pazienti ricoverati, sia al personale afferente alle divisioni studiate. Ciò al fine di evidenziare se il disagio riferito dai pazienti (o dal personale) fosse attribuibile rispettivamente solo alla patologia di base (o all'attività lavorativa) o se fosse effettivamente legato alle condizioni ambientali. I risultati ottenuti sono stati analizzati su PC Apple Macintosh utilizzando il pacchetto statistico Stat view.

Risultati

Il campione esaminato comprendeva 58 pazienti (età media 53 anni e di sesso maschile nel 46.5% dei casi) totalmente immobilizzati nel 60% dei casi e 24 operatori (età media: 34 anni e di sesso femminile nel 62.5% dei casi) di cui circa il 46% infermieri professionali.

Come illustrato nella Tabella 1, nei quattro giorni di rilevazione, in presenza di una temperatura esterna arrivata a punte di 44°C ed al 100% di umidità relativa in alcune ore della notte, la temperatura media interna si è sempre mantenuta intorno ai 30°C, l'umidità relativa interna intorno al 60%, la velocità dell'aria scarsa o quasi nulla. I valori medi di PMV e di PPD, date le particolari condizioni climatiche al di fuori degli intervalli di accettabilità, sono risultati costantemente incalcolabili.

Tabella 1. - Media dei valori microclimatici registrati nelle 24 ore durante i quattro rilevamenti.

Sede dei rilievi	mc	Parametri esterni		Parametri microclimatici			
		T est (°C)	UR est (%)	T int (°C)	UR int (%)	VA (m/sec.)	TMR (°C)
Stanza A	123	29.4 (25-40)	69.2 (40-100)	29.7 (27.2-32)	66.4 (54-79.2)	0.05 (0.04-0.16)	30.2 (28.7-31.9)
Stanza B	123	30.0 (24-40)	74.3 (40-95)	29.6 (26.8-32.8)	60.8 (48.8-78.8)	0.05 (0.04-0.18)	29.8 (28-31.8)
Stanza C	62	29.6 (22.5-43)	57.0 (33-78)	29.9 (27.2-32.1)	51.0 (40.2-64.9)	0.04 (0.03-0.17)	29.8 (28.4-31)
Stanza D	62	26.8 (24-44)	75.8 (45-100)	29.2 (26.1-30.4)	61.4 (46.2-72.6)	0.04 (0.04-0.23)	29.1 (27.2-29.8)
<i>Standard di riferimento (5)</i>				≤ 28	40-60	0.05-0.15	T ±2

T: temperatura a bulbo secco; UR: umidità relativa; VA: velocità dell'aria; TMR: temperatura media radiante

La Tabella 2 illustra, inoltre, come anche i livelli di rumorosità abbiano sempre oltrepassato quelli suggeriti in letteratura, sebbene in nessun caso siano risultati pericolosi se riferiti a quanto indicato dalla normativa CEE 86/188. Deve però essere sottolineato che in alcune ore della giornata (alle ore 7, 8, 20, 21, 23, 24 del secondo rilevamento e all'ore 20 del terzo rilevamento) il rumore ha raggiunto livelli compresi tra 66 e 72,5 dBA, rientrando nei valori di *rumore che disturba ed affatica, capace di provocare reazioni di allarme ed effetti di tipo psichico e neurovegetativo*.

Tabella 2 - Media dei livelli equivalenti in dBA di rumorosità registrati durante i quattro rilevamenti.

Sede dei rilievi	mc	Livelli di rumorosità		
		Leq (dBA) ore 7-19	Leq (dBA) ore 19-22	Leq (dBA) ore 22-7
Stanza A	123	61.2	61.5	60.8
Stanza B	123	63.4	66.2	65.1
Stanza C	62	57.4	63.3	57.5
Stanza D	62	58.4	52.3	56.9
<i>Standard di riferimento(6)</i>		35	30	25

Leq (dBA): Livello equivalente in dBA

Il disagio derivato da dette condizioni ambientali è stato ampiamente confermato dalle interviste ai pazienti ed al personale: come illustrato nella Figura 1, i dati sulle sensazioni microclimatiche relative all'ultima settimana hanno mostrato come la ventilazione scarsa, l'eccessiva umidità, il caldo eccessivo ed il rumore eccessivo abbiano rappresentato una notevole fonte di disagio nei confronti dell'ambiente per entrambi. In particolare il disagio riferibile alle prime due sensazioni, strettamente legate al livello di attività svolta, è stato segnalato prevalentemente dal personale, mentre la rumorosità eccessiva è stata fonte di disturbo principalmente per i pazienti. Una spiegazione di tale ultima differenza potrebbe risiedere nel fatto che, essendo gli stessi operatori un'importante *sorgente* di rumore durante le attività routinarie di reparto, il loro livello di sensibilità a detta variabile potrebbe risultare inferiore.

Nella Figura 2 sono infine riportate le frequenze (in percentuale) con cui gli intervistati hanno riferito sintomi comunemente associati a discomfort ambientale insorti a seguito della permanenza in ospedale. È interessante notare come alcuni sintomi, quali l'inappetenza, l'ansia e l'insonnia, forse legati alle condizioni patologiche degli intervistati, siano stati prevalentemente riferiti dai pazienti; al contrario altri sintomi quali prurito al naso e bruciore agli occhi, riferiti soprattutto dal personale, potrebbero essere legati alla loro attività lavorativa che li espone frequentemente a sostanze irritanti (es: disinfettanti, polvere di gesso, ecc). Sono infine da segnalare alcuni sintomi - quali sensazione di gola secca, nervosismo, irritabilità, mal di testa - poiché, essendo stati

referiti in modo equivalente da entrambe le categorie intervistate, potrebbero far ipotizzare un possibile ruolo eziologico dell'ambiente.

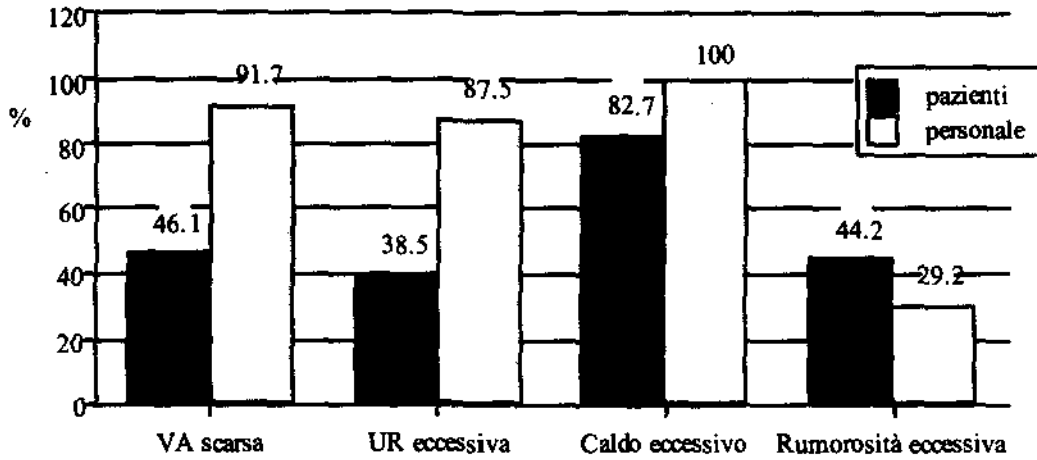


Figura 1. - Disagio riferito da pazienti e personale nei riguardi delle variabili

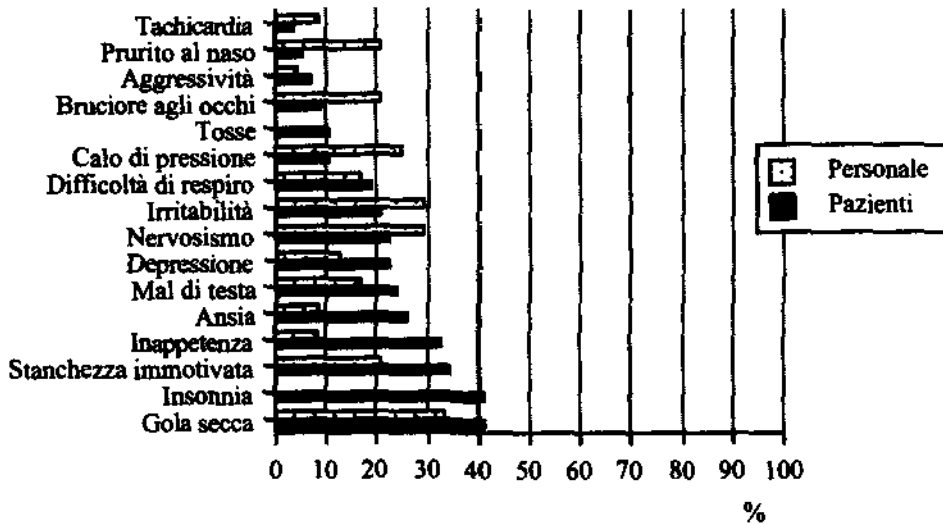


Figura 2. - Sintomi riferiti da pazienti e personale in relazione alla permanenza in ospedale.

Conclusioni

In conclusione, premesso che questa indagine è stata fatta in un periodo particolare dell'anno, in giorni molto caldi ed umidi e che sicuramente necessita di essere ripetuta in

altre situazioni climatiche, si ritiene che lo studio abbia evidenziato con dati oggettivi l'esistenza di una stretta correlazione tra discomfort microclimatico e livello di disagio sia per i pazienti ortopedici che per il personale sanitario. Si ritiene quindi indispensabile estendere l'indagine ad un campione più ampio e rappresentativo di pazienti ed operatori al fine di validare e rendere generalizzabili i risultati ottenuti dalla presente indagine.

Bibliografia

1. FUSILLO, G., MICALI, O., RICOTTI, D., DE MICHELE, S., TARSITANI, G. La qualità dell'aria nelle abitazioni. *Ann. Ig.* 1994, 6: 225-232.
2. D'ALESSANDRO, D., ORSI, G.B., CARLUCCI, M., CORPOLONGO, D., GABRIELLI, E., FARA, G.M. Indagine microclimatica nelle sale operatorie di un ospedale di Roma. *Ann. Ig.* 1992, 4: 239-246.
3. D'ALESSANDRO, D., BERNARDI, M.P., DI ROMA, S., BELLANTE DE MARTIIS, G., FARA, G.M. Personnel's well-being and indoor air pollution in the operating rooms. In: *Ventilation and indoor air quality in hospitals*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1996: 219-25 (NATO Advanced Science Institute Series; 11).
4. BELLANTE DE MARTIIS, G., D'ARCA SIMONETTI, A., TARSITANI, G., VANINI, G.C. La qualità dell'aria negli uffici a condizionamento totale di Roma. *Ann. Ig.* 1994; 6: 233-249.
5. GIGLI, G. *Ospedali: esperienze, progetti normative, tecnologie*. Roma: Gangemi Editore, 1994.
6. COSA, M. *Rumore e vibrazioni. Effetti, valutazione e criteri di difesa*. Rimini: Maggioli editore, 1990, 1a edizione.

PRESENZA E DISTRIBUZIONE DI *ASPERGILLUS SPP.* IN UN REPARTO DI EMATOLOGIA DOPO LAVORI DI RISTRUTTURAZIONE: IL RUOLO DELLE INDAGINI AMBIENTALI NELLA PREVENZIONE DELLE ASPERGILLOSI NOSOCOMIALI

Patrizia Laurenti, Stefania Bruno, Attilio Vincenti

Istituto di Igiene - Università Cattolica del Sacro Cuore, Roma

Negli ultimi vent'anni l'interesse rivolto verso le infezioni nosocomiali da *Aspergillus* ha visto un considerevole incremento per l'aumentata morbosità e mortalità nei pazienti ospedalizzati che sviluppano tale infezione, il cui rischio è da ricondurre ad immunodepressioni primarie e secondarie.

Aspergillus spp. è ubiquitario e riconosce nell'ambiente la sua principale riserva, per cui risulta evidente il ruolo che le indagini ambientali ricoprono, negli ospedali, soprattutto nei reparti ad alto rischio (1).

Il presente studio si propone di valutare la flora di miceti aerodispersi in un reparto ad alto rischio in seguito a lavori di ristrutturazione (2, 3, 4), con particolare attenzione al genere *Aspergillus*, in modo analogo a due precedenti esperienze.

Nello stesso reparto, nel gennaio 1992 le medie delle cariche totali risultarono più elevate nel corridoio e nelle stanze del reparto di degenza. Furono isolate le seguenti specie: *A. versicolor*, *A. terreus*, *A. flavus* ed *A. fumigatus*. Nel gennaio 1994 i valori della carica micetica totale media furono più elevati rispetto al campionamento precedente. Le specie isolate nelle stanze di degenza furono: *A. niger*, *A. versicolor*, *A. candidus*, *A. cervinus*, *A. ochraceus*. Nella zona di isolamento protettivo fu identificato *A. niger*.

In entrambi i campionamenti la zona filtro della stanza a pressione positiva evidenziò i valori di carica micetica più bassi. In seguito al campionamento del gennaio 1992 la controsoffittatura forellata fu sostituita con pannelli non forati, mentre nel gennaio 1994 fu suggerita la bonifica della griglia della zona di isolamento protettivo ed il controllo delle fonti interne (piante).

Materiali e metodi

I punti di campionamento sono stati scelti valutando le aree più rappresentative del reparto: nella zona di isolamento protettivo (stanze di degenza, corridoio, stanza a pressione positiva), nel reparto di degenza (medicheria, stanze di degenza, cucina, corridoio) ed in prossimità di due griglie del sistema di ventilazione, situate in entrambe le zone. Nelle stanze di degenza i campionamenti sono stati eseguiti a cm 80 e cm 160 dal suolo, mentre negli altri ambienti il campionatore è stato posizionato a cm 160; in

prossimità delle griglie è stato eseguito ad un'altezza di circa 2 m. I punti di campionamento sono stati 15. I prelievi sono stati eseguiti in triplo con SAS (*Surface Air System*) su *Rose Bengal Chloramphenicol Agar*. Dopo il prelievo le piastre sono state incubate a 25°C per cinque giorni. Per tutte le colonie morfologicamente distinte è stata eseguita l'identificazione di genere (vetrino a fresco con *Lattofenolo Cotton Blu*), mentre per i miceti del genere *Aspergillus* l'identificazione di specie (previo isolamento in tubi contenenti *Czapeck Agar* a becco di clarino e prova di crescita su vetrino).

Risultati

I lavori di ristrutturazione del reparto hanno realizzato la trasformazione della prima stanza di degenza in medicheria e la sostituzione del materiale plastico polivinilico di rivestimento delle pareti. All'ispezione si riscontravano, lungo le linee di giunzione della controsoffittatura non forellata, formazioni filamentose scure riferibili a polveri e presenza di struttute ifali. In cucina venivano evidenziate alcune piante da appartamento, mentre nel reparto di isolamento protettivo, al momento del campionamento, due finestre risultavano aperte.

Reparto di degenza: la carica micetica totale media è compresa in un range tra 83.6 e 244.9 ufc/m³ (stanza D di degenza) (Fig.1). Si evidenzia inoltre una maggiore presenza di ifomiceti ialini rispetto a quelli dematiacei (Fig.1) in ogni ambiente della zona di degenza ad eccezione del punto "corridoio controllo" dove invece tale rapporto si inverte. Nella zona di degenza del reparto non è stata isolata alcuna specie del genere *Aspergillus*.

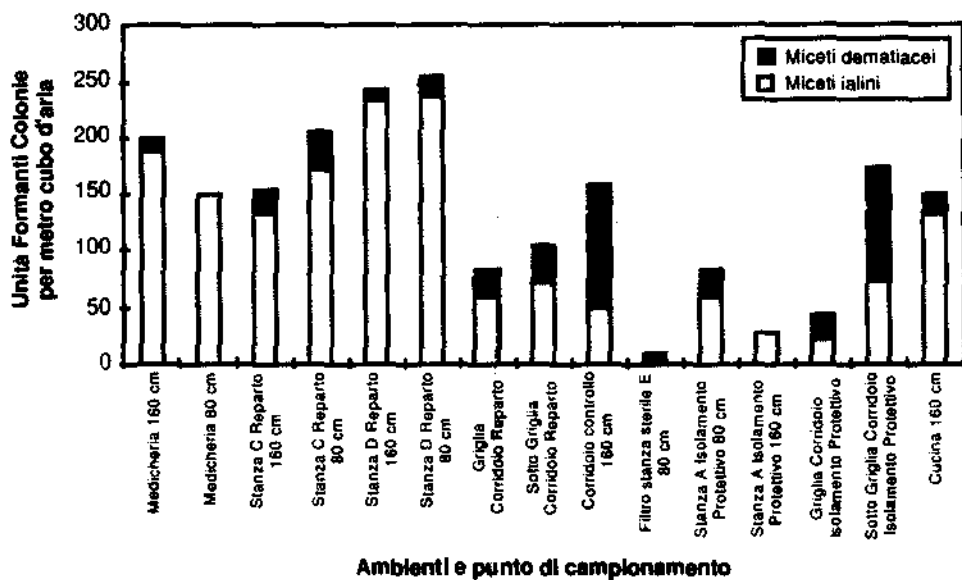


Figura 1. - Carica micetica totale media. Gennaio 1996.

Isolamento protettivo: i valori medi della carica totale risultano più bassi e compresi in un range tra 11.3 (filtro stanza sterile) e 89.3 ufc/m³ (stanza A). Un solo valore superiore, pari a 186 ufc/m³ d'aria, si evidenzia nel corridoio nell'area sottostante la griglia di emissione d'aria del sistema di ventilazione forzata, nel corridoio. Anche nella zona di isolamento protettivo gli ifomiceti dematiacei sono meno rappresentati, ad eccezione del punto sottostante la griglia del corridoio.

Sono state isolate, le seguenti specie (Fig.2): *A. glaucus* (zona filtro stanza a pressione positiva), *A. terreus* (stanza isolamento protettivo), *A. fumigatus* (griglia corridoio isolamento protettivo), *A. niger* (sottogriglia corridoio isolamento protettivo).

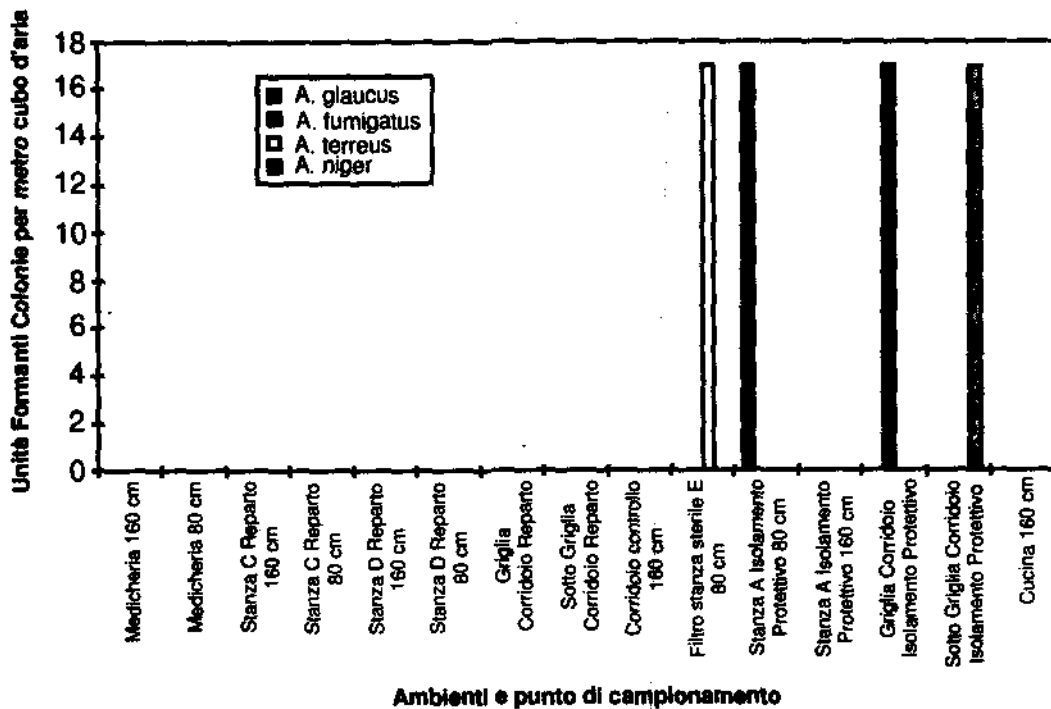


Figura 2. - Specie identificate. Gennaio 1996.

Discussione e conclusioni

Nel reparto di degenza, come viene evidenziato dai risultati ottenuti, la contaminazione da miceti appare maggiore, in termini quantitativi, rispetto alla zona di isolamento protettivo. I valori della carica totale dei miceti nelle normali stanze di degenza del reparto appaiono più elevati rispetto ai precedenti campionamenti: ciò potrebbe derivare dai lavori di ristrutturazione e da una probabile concentrazione di spore e conidi sollevati nelle stanze di degenza, dove un'approfondita pulizia può risultare più difficile per la natura e la struttura delle superfici (armadietti, suppellettili,

cassonetti degli avvolgibili delle serrande). Un altro fattore che potrebbe giustificare la carica elevata nelle stanze di degenza è l'apertura incontrollata delle finestre. A nostro parere però è probabile che abbiano un maggior ruolo le fonti interne (specie in presenza di umidità, di polveri, di materiali organici) poiché gli ifomiceti ialini sono più rappresentati. L'assenza di *Aspergillus spp.* nella normale zona di degenza del reparto ci permette di ipotizzare l'assenza di fonti interne per tale genere fungino o un efficace controllo delle stesse.

Nella zona di *isolamento protettivo*, invece, i valori della carica totale dimostrano una maggiore attenzione nel contenere la contaminazione ambientale. In prossimità della griglia del corridoio però si evidenzia un picco dei valori della carica totale (media=186 ufc/m³) ed in modo concomitante la presenza di *Aspergillus* sia a livello della griglia, che delle aree sottostanti e circostanti (stanza di degenza isolamento protettivo, e filtro stanza sterile). Sebbene i valori della carica delle specie di *Aspergillus* risultino pari a 17 ufc/m³ (Fig. 3) la presenza di tale fungo ci permette di supporre che il rilascio di spore e conidi origini a livello della griglia dell'impianto di ventilazione.

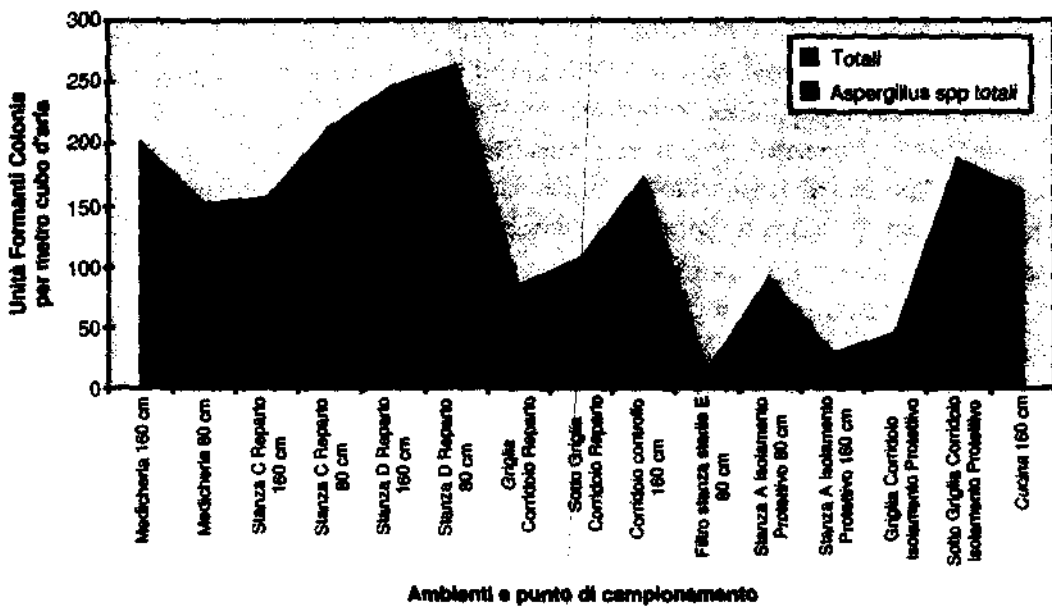


Figure 3. - Rapporto tra Carica Micetica Totale Media e ufc di *Aspergillus spp.* per metro cubo d'aria. Gennaio 1996.

I risultati di queste tre esperienze mostrano, in ogni occasione, differenti situazioni di rischio, confermando la dinamicità dell'assetto del microambiente, in funzione di una moltitudine di variabili. Nell'intento di ridurre il rischio di infezione da miceti del genere *Aspergillus* si sottolinea l'importanza della pulizia, della disinfezione costante dei punti critici, dell'ispezione, dei controlli ambientali periodici al fine di risanare le eventuali fonti.

Bibliografia

1. BOCQUET, P. Integrated struggle against aspergillosis at the level of a single hospital or a hospital cluste. *Pathol. Biol. Paris*. 1994, 42 (7): 730-6.
2. IWEN, P.C. Airborne fungal spore monitoring in a protective environment during hospital construction, and correlation, and correlation with an outbreak of invasive aspergillosis. *Infec. Contr. Hosp. Epidem.* 1994, 15 (5): 303-306.
3. GOODLEY, J.M. Environmental sampling for aspergilli during building construction on a hospital site. *J. Hosp. Infec.* 1994, 26: 27-35.
4. OVERBERGER, P.A. Evaluation of airborne particulates and fungi during hospital renovation. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 1995, 56: 706-712.

PRESENZA DI MICETI AERODISPERSI IN UNA CUCINA OSPEDALIERA: RELAZIONE CON IL RISCHIO DI CONTAMINAZIONE DEGLI ALIMENTI DESTINATI AI DEGENTI E AL PERSONALE

Patrizia Laurenti, Stefania Bruno, Achille Luongo, Attilio Vincenti, Roberta Albertini
Istituto di Igiene dell' Università Cattolica del Sacro Cuore, Roma

La contaminazione degli alimenti da parte dei miceti (1) è un importante problema in Sanità Pubblica: esso richiede una notevole attenzione in strutture dove risiedono gruppi a rischio, quali gli ospedali, in cui il controllo di qualità dell'alimento assume un'importanza particolare. Poiché i trattamenti che l'alimento subisce determinano un abbattimento della maggior parte dei generi fungini, il problema si pone nei termini della ricontaminazione ambientale (2).

Nel 1993 gli autori hanno condotto un'indagine su 124 alimenti cotti in una cucina ospedaliera: i risultati hanno suggerito un ruolo dell'ambiente, evidenziato da andamenti stagionali della carica totale e dei generi. In seguito a tali considerazioni gli autori hanno ritenuto opportuna una valutazione della flora dei miceti aerodispersi nei locali di tale cucina e sulle mani del personale, per verificare l'eventuale corrispondenza dei generi fungini e degli andamenti delle relative cariche nei campioni alimentari ed ambientali. Dal febbraio 1996, ad intervalli di circa 15 giorni, sono stati eseguiti 6 campionamenti ambientali, in occasione dei quali sono stati prelevati ogni volta 3 campioni di alimenti cotti, ed è stata valutata la contaminazione delle mani di una persona addetta alla preparazione ed alla distribuzione delle pietanze. I risultati che verranno esposti sono quindi da considerarsi parziali, poiché gli autori si propongono valutazioni definitive con cadenza annuale. Per il *campionamento ambientale* si è deciso di studiare le aree più rappresentative e ritenute a maggior rischio di contaminazione: la dispensa (D), la zona di lavaggio delle verdure (LV) e l'area del nastro trasportatore (N).

Materiali e metodi

1) *Campionamenti d'aria*: sono stati eseguiti all' altezza di m. 1.20, in singolo, su *Rose Bengal Chloramphenicol Agar* (RBCA), con campionatore SAS (*Surface Air System*). Sono stati scelti 17 punti (8 per N, 4 per LV, 5 per D). 2) *Personale*: sono state eseguite piastrine per apposizione contenenti RBCA. 3) *Alimenti*: la semina è stata eseguita su RBCA. Le piastre sono state incubate per 5 giorni a 25°C (3). Dopo la conta di tutte le colonie e, previo allestimento di vetrino a fresco con *Lattofenolo Cotton Blu*, è stata eseguita l' identificazione di genere con microscopio ottico a contrasto di fase.

Risultati, discussione e conclusioni

Ambiente: analisi quantitativa. - Il valore della moda delle UFC totali, relativo a tutti i punti di prelievo, è di 293.5 UFC/m³, la media è di 815.37 UFC/m³, la deviazione standard è 517.57 UFC/m³. Si nota un'eterogeneità della contaminazione ambientale, in riferimento alle diverse aree e alle diverse date di campionamento. Il 77% dei valori è al di sotto di 500 UFC/m³ (limite utile per stabilire un giudizio igienico di accettabilità negli ambienti confinati, proposto da Reponen, relativamente ai mesi invernali).

Analisi della flora aerodispersa distribuita per area (D, LV, N): maggiormente contaminata è l'area di lavaggio delle verdure (Fig. 1). Il 50% delle osservazioni relative a questa area mostra valori inferiori a 302 UFC/m³; differenti sono i valori per la dispensa (251 UFC/m³=50° percentile) ed il nastro (190 UFC/m³=50° percentile). I valori delle

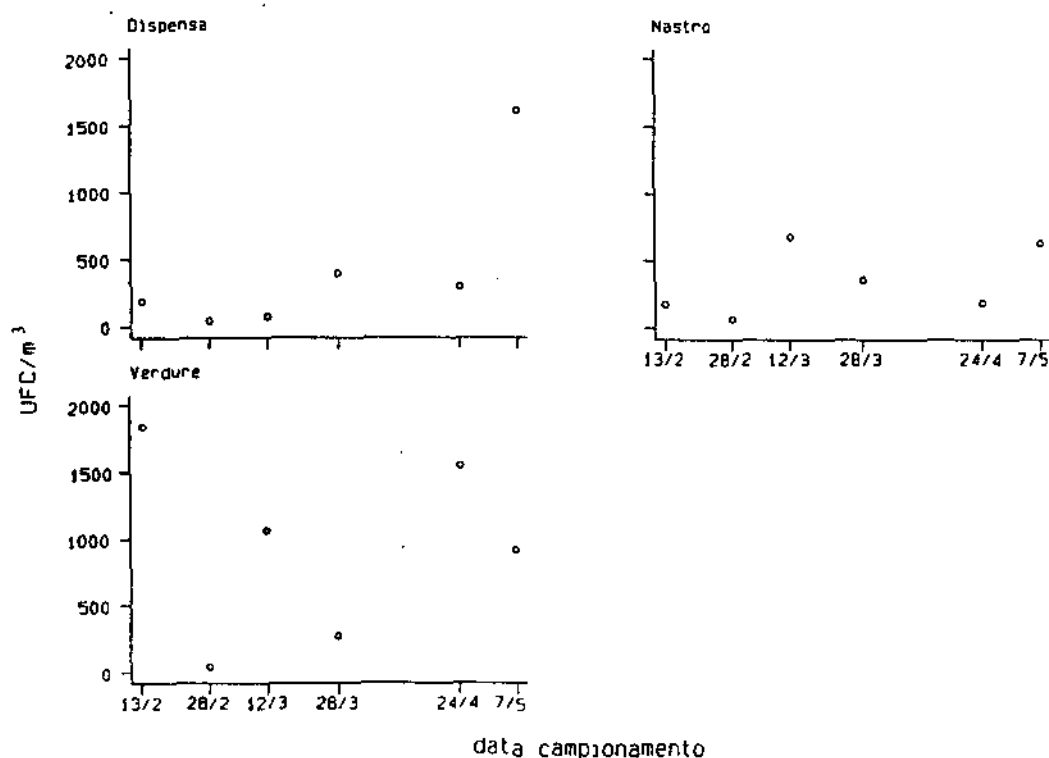


Figura 1. - Andamento delle cariche totali, considerate per area.

medie delle aree LV, D, N sono rispettivamente 948.58 UFC/m³ (min-max: 380, 1529; d.s.=1297), 437.6 UFC/m³ (min-max: 298, 562; d.s.=612.5), 352.06 UFC/m³ (min-max: 333, 876; d.s.=612.2). È stato studiato l'andamento temporale delle medie delle UFC/m³ per ogni area: la contaminazione della zona di lavaggio delle verdure, pur presentando un andamento crescente in corrispondenza dei mesi primaverili, presenta valori medi di carica totale molto diversi tra una data di campionamento e l'altra. Si ipotizza che la carica sia correlabile alla presenza o all'assenza delle attività di lavaggio delle verdure,

poiché i valori più elevati sono stati riscontrati nelle giornate di attività, durante le quali gli operatori hanno riferito la presenza di cassette di legno umide. Queste ultime, come risulta dalla letteratura internazionale, costituiscono una *fonte pericolosa di spore e conidi*. Il contributo di tale fonte, inoltre, è estrapolabile anche dai diversi valori delle medie delle UFC/m³ nei punti vicini (LV1=896.83 UFC/m³, LV2=1529.83 UFC/m³, LV3=987.66 UFC/m³) e lontani (LV4=380 UFC/m³) rispetto alla collocazione delle cassette nella zona di lavaggio delle verdure.

Attraverso l'analisi dell'andamento temporale delle medie delle cariche totali analizzate per area (D, LV, N) (Fig.1), in tutte si nota un *trend in aumento verso i mesi primaverili*, ma ciascuna area non sembra influenzare sensibilmente le altre. L'*eterogeneità dei valori di UFC/m³ relativi ad ogni area*, rispetto nelle diverse date di campionamento, potrebbe essere ascritta a sporadici episodi di contaminazione occorsi in occasione dei campionamenti, e rilevati dagli operatori al momento del prelievo (operazioni di scarico merci effettuate in prossimità dell'ingresso, lavori di manutenzione responsabili dell'aumento di polveri nell'ambiente).

Ambiente: analisi qualitativa. - I generi fungini rappresentati nella cucina sono: *Cladosporium spp.* (88 osservazioni) 23.59%, *Penicillium spp.* (82 osservazioni) 21.9%, *Zigomiceti* (18.50%), *Trichophyton spp.* 7.24%, *Aspergillus spp.* 5.36%, *Gliocladium spp.* e *Lieviti* 4.83%, *Alternaria spp.* 4.29%, *Cephalosporium spp.* 2.41%, *Aureobasidium spp.* 2.14%, *Paecilomyces spp.* e *Curvularia spp.* 1.07%, *Fusarium spp.*, *Phoma*, *Chaetomium* e *Scopulariopsis* 0.54%, *Sepedonium* e *Streptomyces* 0.27%.

I generi più rappresentati nelle singole aree campionate sono nell'ordine *Cladosporium spp.*, *Penicillium spp.*, *Zigomiceti* e *Trichophyton spp.*: l'andamento temporale delle medie delle UFC/m³ genere specifiche si presenta simile anche in aree diverse. L'analisi delle distribuzioni di frequenza dei generi più rappresentati per data (Fig.2) di campionamento, evidenziano che i rapporti tra i generi mostrano ridotta variabilità nel tempo. Tale osservazione consente di avanzare l'ipotesi che nessuna fonte interna influenza sensibilmente la flora aerodispersa. La contaminazione ambientale si configura piuttosto omogenea nello spazio e nel tempo, a conferma che in tale ambiente i rapporti ecologici tra i diversi generi rimangono simili, forse a causa di condizioni microclimatiche costanti e di una flora interna che rispecchia sensibilmente quella esterna.

Alimenti. - Su un totale di 18 alimenti i valori della media della carica totale, calcolati per data di campionamento, vanno da 0 a 70.6 UFC/g. I generi più frequenti sono *Cladosporium spp.* e *Penicillium spp.*

Cuochi. - Su un totale di 6 cuochi, i valori della carica sono compresi in un range che va da 0 a 15 UFC/16 cm². I generi più frequenti sono *Penicillium spp.* e *Cladosporium spp.*

Confronto quantitativo tra le matrici Alimenti-Aria-Mani del Personale. -

Aria-alimenti: il confronto è stato eseguito attraverso il calcolo delle medie delle cariche totali, pesate con il valore massimo riscontrato in ogni matrice. Per definire

meglio tale grado di correlazione è stato calcolato per ciascuna area il coefficiente di correlazione di Spearman, il quale, allo stato attuale, non evidenzia alcuna correlazione tra le diverse aree. Tuttavia il numero delle osservazioni degli alimenti è ancora esiguo per poter trarre conclusioni definitive.

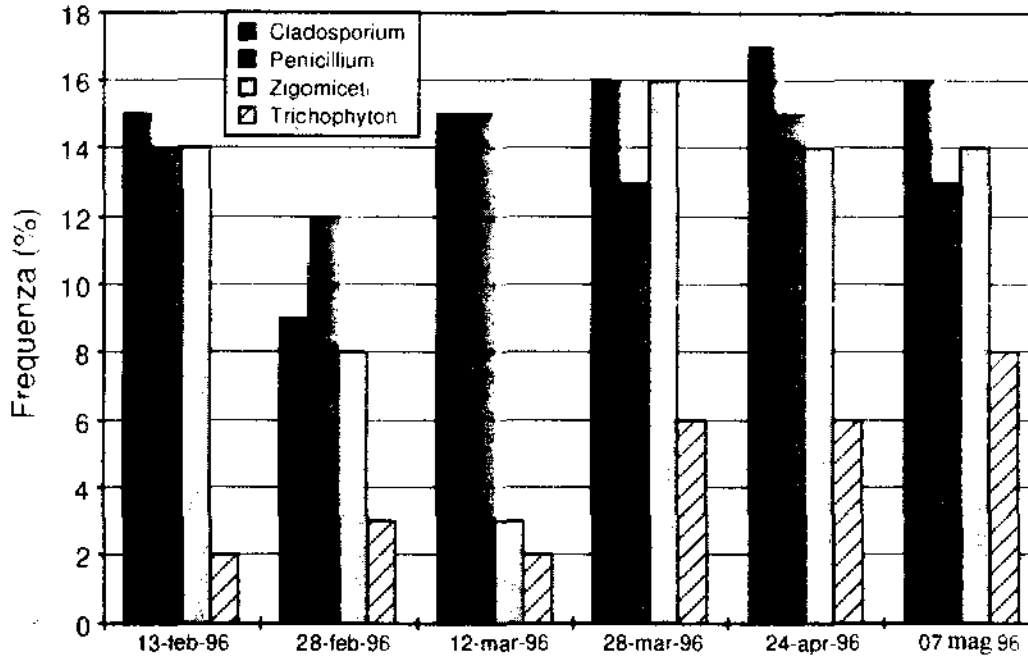


Figura 2. - Distribuzione di frequenza dei quattro generi più rappresentati

Mani personale-Alimenti: i grafici dell'andamento temporale delle cariche totali delle mani dei cuochi e degli alimenti sembrano avere trend simili. Tuttavia verranno tratte conclusioni più dettagliate quando il numero dei dati sarà maggiore.

Tabella 1. - Distribuzione di frequenza dei generi dei miceti isolati nelle matrici Alimenti, Aria, Personale.

Data	Generi isolati nell'alimento	Alimenti		Ambiente (Aria)		Mani Cuochi	
		Freq.	% ^o	Freq.	% ^c	Freq.	% ^c
13-feb-96	<i>Cladosporium</i>	2	50%	15	24%	1	25%
	<i>Penicillium</i>	2	50%	14	23%	1	25%
28-feb-96	<i>Lieviti</i>	1	100%	1	2%	-	-
12-mar-96	<i>Aspergillus</i>	1	100%	6	14%	-	-
28-mar-96	-	-	-	-	-	-	-
24-apr-96	<i>Trichophyton</i>	1	100%	6	8%	-	-
07-mag-96	<i>Cladosporium</i>	3	100%	16	23%	1	20%

^o sul totale dei generi osservati per matrice

Confronto qualitativo tra le matrici Alimenti-Aria-Mani del Personale. - È stato condotto un confronto delle distribuzioni di frequenza dei generi isolati nelle tre diverse

matrici (Tab. 1); tali osservazioni, limitate nel numero dei dati disponibili relativamente agli alimenti ed al personale, suggeriscono di approfondire lo studio dell'associazione.

Bibliografia

1. MOREAU, C. *Moulds, toxin & food*, John Wiley & Sons Ltd, 1979, 2: 27-62.
2. Atti Conferenza Nazionale, *I rischi microbiologici del 2000 nel settore alimentare. Muffe, lieviti e micotossine*, Bologna, 5 maggio 1994, 1995, pp. 33-52.
3. OTTAVIANI, F. Tecniche di riferimento per analisi microbiologiche degli alimenti: miceti, Centro Didattico Difco - Milano, 15-16 Febbraio 1994.

QUALITA' DELL'ARIA NELLE SALE OPERATORIE E NEI REPARTI DI TERAPIA INTENSIVA

Lorenzo Lodola (a), Maria Guglielminetti (b), Laura Rolandi (a), Annalisa Asti (c), Silvia Azzaretti (d)

(a) *IRCCS Policlinico S. Matteo - Pavia*

(b) *Istituto Micologia Medica, Università di Pavia*

(c) *Centro Grandi Strumenti, Università di Pavia*

(d) *Specializzanda Istituto di Igiene, Università di Pavia*

Introduzione

Il particolato presente nell'aria è veicolo di microrganismi patogeni e quindi concausa di infezioni ospedaliere, dall'elevato costo sociale. È documentata anche la possibilità di infezione tra sale o stanze contigue, attraverso l'aria ambiente od i sistemi di ventilazione. Questo concetto vale in special modo per quegli ambienti, cosiddetti critici (sale operatorie o unità di terapia intensiva), per i quali il rischio di potenziale insorgenza di infezioni ospedaliere è elevato. Per gli ambienti critici sono in genere previste misure ambientali quali filtrazione dell'aria, controllo di temperatura ed umidità, oltre a misure personali (utilizzo di mascherine, sovrascarpe e sovracamici). La valutazione della qualità microbiologica e l'analisi del particolato dell'aria di tali ambienti rappresentano validi indici della situazione igienico-batteriológica, essendo l'inquinamento aereo strettamente correlato alla pulizia, all'affollamento, alla cubatura, al condizionamento e ai ricambi d'aria del locale, nonché ai protocolli di asepsi che vengono utilizzati.

La ricerca è stata mirata all'individuazione, caratterizzazione e quantificazione delle varie tipologie di particolato presente, valutandone l'infettività potenziale, studiando nel contempo l'efficacia di alcuni sistemi di filtraggio.

Materiali e metodi

Le determinazioni sono state effettuate in 3 sale operatorie, nella terapia intensiva e nel reparto di Rianimazione I dei Reparti Speciali ed in alcuni ambienti della Ematologia.

Analisi del particolato aerodisperso. - Sono stati effettuati: prelievi mediante aspirazione su filtri, analisi in microscopia ottica e di fluorescenza, metalizzazione del campione, analisi in microscopia elettronica.

I campionamenti dell'aria per valutare la carica microbica sono stati effettuati utilizzando tre apparecchi tipo SAS (*Surface Air System*) all'interno dei quali, dopo

opportuna disinfezione delle parti da manipolare, era stata posta una piastra con terreno di coltura. L'apparecchio è stato attivato per la durata di un minuto con un'aspirazione complessiva di circa 180 litri di aria, dopo essere stato collocato in zone prestabilite, presuntivamente a maggior rischio. Per l'identificazione delle specie batteriche e della carica microbica eventualmente presente sono state utilizzate piastre di agar sangue, incubate a 37° per 72 ore, in assenza di crescita dopo tale periodo, esse venivano reincubate per altre 24 ore e quindi rivalutate prima di stabilirne la definitiva negatività.

Analisi micologica. - In ciascun locale sono state esposte all'aria ambiente per 12 ore 2 capsule Petri (diametro 150 mm), contenenti *Sabouraud Agar* con aggiunta di Cloramfenicolo (0.05 mg/ml). Una delle due piastre è stata incubata a 40 °C per la ricerca dei funghi termotolleranti e termofili, mentre l'altra a 25 °C per la ricerca dei funghi mesofili. Le singole colonie cresciute, sono state isolate e successivamente identificate al microscopio ottico seguendo specifiche chiavi analitiche (Tab. 2 e 3).

Risultati

All'esame per microscopia ottica il particolato aereodisperso è risultato costituito:

- principalmente da fili provenienti dai telini ed, in massima parte, dalle garze;
- grumi microscopici di sangue coagulato, derivanti con tutta probabilità, da manovre invasive che comportano la creazione di aerosol ematico;
- fibre naturali ed artificiali colorate, derivanti evidentemente dai capi d'abbigliamento civili indossati dai visitatori sotto i camici;
- numerosissimi granuli di amido, probabilmente derivanti dai guanti in lattice;
- spore fungine;
- semi e pezzi di vegetali, provenienti dall'ambiente esterno;
- residui cristallini e amorfi non identificabili, positivi all'analisi in fluorescenza ottica (vedi esame in microscopia elettronica e fluorescenza X).

Sono risultati sorprendentemente assenti o poco numerosi i pezzi di capelli e peli e le cellule epiteliali. L'analisi al microscopio ottico è stata ripetuta anche in luce polarizzata ed in emissione di fluorescenza, allo scopo di confermare la presenza dell'amido e del particolato ematico. In effetti si rileva la totale estinzione della emissione di fluorescenza da parte di alcune delle particelle rosso-brune presenti nell'immagine n.2, comportamento caratteristico delle tracce ematiche, mentre risultano fortemente emittenti le fibre tessili (verde) ed alcune particelle (arancione).

Dall'esame in microscopia elettronica si evidenzia la presenza di filamenti tessili provenienti dai telini e dalle garze, residui cristallini, colonie batteriche, spore fungine.

Mediante spettrometria di fluorescenza X (con microsonda abbinata a microscopia elettronica) è stata individuata la presenza, nel particolato di Al, S, Cu, Zn, Si, Mg, Na, Cl, Ca e P. Come si è detto il particolato veicola germi ancora attivi. In effetti, a livello

microbiologico, si è evidenziata la presenza di varia flora microbica vitale: *bacillus*, micrococchi, actinomiceti, corinebatteri, *pseudomonas*, streptococchi, *moraxella*, nocardia, *acinetobacter*, *enterobacter* e stafilococchi. (Tab. 1).

Tabella 1. - Carica Batterica Totale (CBT) rilevata negli ambienti esaminati espressa in UFC/mc.

REPARTO punto di prelievo	CBT UFC
CARDIOCHIRURGIA - TERAPIA INTENSIVA	
sala trapianti 1 - terra	155
sala trapianti 2 - terra	133
zona filtro - terra	600
corridoio interno	1144
salone degenza - lato dx terra	533
salone degenza - lato sn terra	355
CLINICA EMATOLOGICA - ZONA TMO	
camera 1 - aria	55
camera 2 - aria (vuota)	0
camera 3 - aria	0
camera 4 - aria	0
camera 5 - aria (visita medica in corso)	1222
camera 6 - aria	744
spogliatoio filtro - aria	33
locale medici - aria	333
cucina - aria	111
lavaggio - aria	177
locale farmaci - aria	77
ingresso atrio - terra	444
corridoio - terra	666
corridoio - aria	300

Tabella 2. - Funghi anemofili (termotolleranti e termofili) isolati da piastre incubate a 40 °C.

	Filtri a tasca			Filtri a tasca + filtri assoluti						
	Lab. citogen.	Lab. colture cellul.	Lab. citoch.	Ematol A sez. trap.	Ematol B sez. trap.	C CH SO A	C CH SO B	C CH SO C	C CH TI sala piccola	C CH TI sala grande
<i>Asperg. fumigatus</i>	-	3	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Asperg. nidulans</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Asperg. sydowii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Penicillium sp.</i>	-	3	-	-	-	-	-	-	-	3
<i>Rhizomucor pusillus</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
TOTALE	-	6	3	-	-	-	-	-	-	4

Legenda: SO = Sala Operatoria; TI = Reparto di Terapia Intensiva; C CH = Divisione di Cardiocirurgia

L'analisi micologica ha rilevato un numero di colonie fungine decisamente più elevato negli ambienti con sistema di condizionamento munito di filtri a tasche mentre gli ambienti condizionati e dotati di filtraggio assoluto dell'aria in uscita sono risultati praticamente privi di spore fungine. Negli ambienti del primo tipo sono state isolate fino a 59 colonie di funghi mesofili, tra i quali si segnala una elevata quantità di *Penicillium* (30 colonie) e diverse specie del genere *Aspergillus* (tra cui *A. fumigatus*). Per quanto riguarda i funghi termotolleranti e termofili, non si evidenziano significative differenze di carica fungina tra gli ambienti con i due diversi tipi di condizionamento (cfr. Tabb. 2 e 3). Sono stati controllati i filtri dell'impianto che sono risultati privi di contaminazioni.

Tabella 3. - Funghi anemofili (mesofili) isolati da piastre incubate a 25 °C.

	Filtri a tasca			Filtri a tasca + filtri assoluti						
	Lab. citogen.	Lab. colture cellul.	Lab. citoch.	Ematol A sez. trap.	Ematol B sez. trap.	C CH SO A	C CH SO B	C CH SO C	C CH TI sala piccola	C CH TI sala grande
<i>Asperg. flavus</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Asperg. fumigatus</i>	3	2	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Asperg. glaucus</i>	1	3	6	-	-	-	-	-	-	-
<i>Asperg. ruber</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Asperg. versicolor</i>	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Cladospor. sp.</i>	2	6	3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epicoccum sp.</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eurotium amstelod.</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mucor sp.</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oidiodend. sp.</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Penicillium sp.</i>	-	30	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tritirach. sp.</i>	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Micelia sterilia</i>	11	4	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTALE	19	59	10	-	-	-	1	1	-	-

Conclusioni

I dati sperimentali depongono per una sostanziale differenza tra la contaminazione batterica e fungina. Infatti il condizionamento con filtri assoluti è in grado di abbattere quantitativamente la carica fungina dell'aria in ingresso, che rimane quindi quasi completamente priva di spore fungine, mentre il condizionamento con solo filtraggio a tasca non è in grado di trattenere queste spore. Escludendo che la maggior carica fungina sia dovuta a sviluppo di colonie sui filtri stessi, la contaminazione sembra dipendere esclusivamente dal fattore "tipo di filtraggio" dell'aria in ingresso. Non si può fare lo stesso discorso per quanto riguarda la carica batterica che dimostra un andamento strettamente correlato anche ad altri fattori quali la pulizia, l'affollamento, la cubatura, i protocolli di asepsi che vengono utilizzati, il numero di ricambi d'aria del locale, come anche evidenziato dall'analisi del particolato.

Riteniamo quindi di aver dimostrato la necessità di eseguire accurati controlli periodici dello stato dei filtri, del microclima, dell'efficacia dei ricambi d'aria e dei livelli di inquinamento batterico e fungino dei reparti ad alto rischio, quali sono le sale operatorie e le terapie intensive.

Bibliografia

1. PITZURRA, M., GRECO, M., PASQUARELLA, C., CORVETTI, R. Prevenzione contro le contaminazioni microbiche dell'ambiente ospedaliero, *Igiene Moderna* 1990, 94: 145-170.
2. PITZURRA, M. Monitoraggio microbiologico degli ospedali. In: *Atti del Convegno "Il controllo dell'aria e dell'igiene ambientale"*, Assago 1983, pp. 11-20.
3. ELLIS, M.B. *More dematiaceous Hyphomycetes*, Comm. Mycol. Inst. Kew, Surrey, England, 1976.
4. RAPER, K.B., FENNEL, D. *The Genus Aspergillus*, The Williams & Wilkins Co., Baltimore, USA, 1965.
5. GARRISON, R.A., ROBERTSON, L.D., KOEHN, R.D., WYNN, S.R. Effect of heating-ventilation air conditioning system sanitation on airborne fungal population in residential environments. *Ann. Allergy* 1993, 71(6): 54B-56B.
6. BERARDI, B.M., LEONI, E. Indoor air climate and in various hospital areas. *Zentralb. Hyg. Umweltmed* 1993, 194(4): 405-18.
7. HEINSOHN, P., SEWEIT, D.L. Exposure to blood-containing aerosols in the operating room: a preliminary study. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 1993, 54(8): 446-453.
8. HEINSOHN, P., JEWETT, D.L., BALZER, L., BENNETT, C.H., SEIPEL, P., ROSEN, A. Aerosols created by some surgical power tools: particle size distribution and qualitative hemoglobin content. *Appl. Occup. Environ. Hyg.* 1991, 6(9): 773-776.

IL CONTROLLO DELL'INQUINAMENTO MICROBIOLOGICO ALL'INTERNO DI EDIFICI AD USO UFFICI: APPLICAZIONE DI UN PROTOCOLLO DI INTERVENTO E VALUTAZIONE DEI RISULTATI PRELIMINARI

Maria Laura Meloni (a), Cristina Cavicchioli (a), Piero Redaelli (a), Alberto Novo (b)

(a) CISE SpA, Segrate (MI)

(b) ENEL SpA DSR-CRAM, Milano

CISE e Conphoebus, all'interno di un progetto finanziato e coordinato dal Centro di Ricerche Ambiente e Materiali dell'ENEL, hanno sviluppato un protocollo che prende in considerazione la complessità dei fattori che influenzano la qualità dell'aria all'interno di ambienti confinati e che consente una valutazione energetico-ambientale della qualità degli edifici ad uso terziario. Infatti, se da una parte le innovazioni tecniche nell'ambito della costruzione degli edifici hanno apportato numerosi vantaggi, dall'altra sono emersi, contemporaneamente, diversi problemi riguardo la salute degli occupanti (1, 2). Lo studio della qualità dell'aria negli ambienti confinati coinvolge diverse discipline scientifiche; infatti, gli inquinanti rilevabili nell'aria indoor sono numerosi e differenziati, per natura e provenienza: sostanze chimiche, fisiche e biologiche. Ciò può derivare da una serie di componenti, quali: contaminazione dell'aria esterna, che proviene da infiltrazioni; l'impianto di condizionamento, ventilazione, climatizzazione ed in particolare le condizioni dei filtri in ingresso all'impianto e le canalizzazioni di distribuzione dell'aria; i materiali di costruzione; gli occupanti. Gli inquinanti di tipo biologico presenti nell'aria possono dare luogo, oltre a varie condizioni di disagio, anche a effetti patogeni o allergici e irritanti. I batteri predominanti nell'aria indoor sono generalmente appartenenti a specie Gram-positive e sono collegati alla presenza dell'uomo (goccioline di saliva, frammenti di pelle); inoltre possono essere presenti, occasionalmente, anche batteri Gram-negativi. Inoltre negli ambienti interni sono frequenti funghi e muffe, che crescono e si moltiplicano su substrati eterogenei.

Il protocollo di indagine è stato applicato a tutt'oggi a più edifici; il lavoro qui presentato riguarda una di queste applicazioni presso un edificio della sede CISE di Segrate (3) con riferimento alla parte relativa alla determinazione dell'entità dell'inquinamento microbiologico. I campionamenti condotti all'interno del piano sperimentale di applicazione del protocollo di indagine hanno riguardato il monitoraggio delle differenti fonti di inquinamento biologico, secondo due tipologie principali di raccolta del campione: campionatore ad alto volume (SAS Super 90) munito di piastra a contatto e *smear-test* per la valutazione della carica microbica delle superfici.

Sono stati valutati i seguenti parametri microbiologici: carica mesofila totale aerobia; carica totale di funghi e lieviti. La campagna di misura ha avuto luogo nei seguenti periodi: settembre, con sistema centralizzato di condizionamento in condizioni di

refrigerazione (mediante invio di acqua refrigerata ai *fan-coil*); gennaio, con sistema centralizzato di condizionamento operante in condizioni di riscaldamento; maggio, con sistema centralizzato di condizionamento spento; questa ultima indagine è stata impostata in modo da valutare l'andamento della carica microbiologica all'inizio e alla fine della giornata e le variazioni nei primi tre giorni della settimana. In questo caso sono stati ricercati anche i microrganismi Gram negativi.

Risultati

Sono stati identificati alcuni locali rappresentativi delle tipologie presenti:

- *ufficio a*: elevato grado di occupazione e abitudini abitative inusuali (porta sempre chiusa giorno e notte), misura di inquinanti biologici a centro stanza;
- *ufficio b*: ufficio tipo, un occupante, non fumatore, misura di inquinanti biologici a centro stanza;
- *ufficio c*: tre occupanti, un fumatore, misura di inquinanti biologici a centro stanza, sull'aria in uscita dal *fan-coil* e *smear test* della serpentina del *fan-coil*;
- *biblioteca*: ingresso, ufficio, sala lettura, prelievi di aria e *smear-test* sulla moquette nelle tre zone, sull'aria in uscita dal *fan-coil* e da una bocchetta di aria primaria;
- *archivio*: deposito libri e riviste della biblioteca al piano interrato, misura di inquinanti biologici a centro stanza.

I dati ottenuti indicano che negli uffici l'inquinamento microbiologico è decisamente contenuto e non presenta variazioni significative nei diversi periodi di campionamento; mentre si osserva una sensibile differenza tra le misure effettuate a locale vuoto e in presenza degli occupanti. La biblioteca, invece, è caratterizzata da una diversa qualità microbiologica dell'aria; infatti la presenza di moquette e di notevole materiale cartaceo costituisce un accumulo di inquinanti biologici (2). Si evidenzia infatti una carica totale significativamente più elevata che negli altri locali, anche se sempre in un basso range di concentrazione, in particolare in corrispondenza dell'ufficio e dell'ingresso. Un dato significativo è che l'aria primaria immessa dalla bocchetta e l'aria proveniente dal *fan-coil* hanno una carica totale più elevata degli altri uffici, anche se sempre nell'ambito di un basso livello di concentrazione; mentre la concentrazione di lieviti e muffe è ridotta: ciò confermerebbe dati di letteratura secondo i quali i filtri degli impianti di aria primaria sono generalmente più efficienti nei confronti delle spore fungine (4). I risultati dello *smear test* indicano anche un lieve sviluppo microbico sulla moquette, in particolare nel lato ove permanentemente risiedono due persone. Per quanto riguarda l'archivio, infine, si ha una ridotta carica microbica totale; è da notare, comunque, che questo locale è generalmente non occupato.

I campioni effettuati all'interno dell'impianto della centrale trattamento aria (CTA) indicano un elevato inquinamento microbiologico dei filtri e dei condotti dell'aria

primaria. Lo scarico dell'impianto all'esterno indica, comunque, un livello di concentrazione molto basso.

Valutazione giornaliera della carica microbiologica. - Per questa ulteriore indagine sono stati esaminati, oltre agli stessi locali della campagna precedente, il corridoio, in un punto di passaggio, e il locale che ospita la mensa, dove sono stati effettuati tre prelievi giornalieri. I dati ottenuti evidenziano, oltre ad un generale aumento della carica microbica, situazioni particolari che vanno esaminate singolarmente. In ogni caso, in tutti gli uffici sono stati ritrovati microrganismi Gram-negativi solo occasionalmente e in misura non significativa. I giudizi riportati sui livelli di concentrazione si basano su dati di letteratura e non implicano rischi per la salute (1).

- *ufficio a:* si nota una tendenza all'aumento della carica totale nel pomeriggio, mentre si ha una sensibile riduzione il terzo giorno, in cui è stata effettuata la pulizia del locale. I livelli di concentrazione sono sempre compresi tra *molto basso* e *basso*;
- *ufficio b:* si nota una tendenza all'aumento della carica totale nel pomeriggio, più marcato nel terzo giorno. I livelli di concentrazione sono sempre *molto bassi*;
- *ufficio c:* a conferma dell'importanza della presenza umana quale principale fonte di aerosol batterico, si nota una diminuzione della carica totale il pomeriggio del secondo giorno, in corrispondenza dell'assenza della persona occupante; mentre il pomeriggio del terzo giorno si ha un forte aumento, in corrispondenza della presenza contemporanea di tre persone. Il conteggio separato di lieviti e muffe evidenzia il contributo della presenza umana all'aumento dei soli lieviti. I livelli di concentrazioni sono sempre compresi tra *molto basso* e *medio*;
- *biblioteca:* questo ambiente è caratterizzato da una carica microbica più elevata rispetto agli altri, che risulta mediamente più elevata anche rispetto ai dati già ottenuti. Sono presenti due picchi nei pomeriggi del primo e del terzo giorno, dovuti probabilmente ad una maggiore occupazione; ciò si verifica anche per l'andamento dei soli lieviti. I livelli di concentrazione sono compresi tra *medio* e *alto*;
- *corridoio:* le misure sono state effettuate in una zona, vicino all'ingresso dell'edificio, dove si ha un notevole passaggio di persone in orari definiti. Infatti si nota, in un generale contesto di elevata carica microbica totale, la presenza di due picchi, alla mattina del primo e del terzo giorno, quando la misura è stata effettuata in corrispondenza dell'inizio dell'orario di lavoro; la mattina del secondo giorno la misura è stata effettuata circa un'ora dopo, con un ridotto passaggio di persone: la carica totale sembra risentire di questa variabile. I livelli di concentrazione sono compresi tra *basso* e *molto alto*;
- *archivio:* in questo locale si nota un andamento piuttosto regolare con valori più elevati la mattina e tendenza alla diminuzione nel pomeriggio, sia per la carica totale sia per lieviti e muffe. I livelli di concentrazione sono sempre *molto bassi*;
- *locale mensa:* si nota un andamento simile nei primi due giorni, con bassi livelli di concentrazione la mattina e la sera, quando si ha una ridotta occupazione, e un piccolo

nel pomeriggio, subito dopo pranzo e durante l'apertura del bar; il terzo giorno, invece le prime due misure sono state effettuate circa un'ora dopo rispetto agli altri giorni: questo implica una occupazione maggiore alla mattina, in corrispondenza della pausa e quindi dell'apertura del bar, ed una inferiore al pomeriggio, in corrispondenza della chiusura del locale. Ciò si riflette nei dati ottenuti per tale giorno: infatti si nota un picco alla mattina e una diminuzione il pomeriggio. I livelli di concentrazione sono sempre compresi tra *basso* e *medio*.

Conclusioni

Il controllo microbiologico dell'aria consente una sorveglianza igienico-sanitaria degli ambienti indoor e contemporaneamente fornisce indicazioni per una corretta gestione e manutenzione degli impianti per il trattamento dell'aria; se ne conferma pertanto la validità all'interno di un protocollo di indagine per lo studio della IAQ e la gestione energetica dell'impianto stesso. Dai risultati ottenuti, che sono caratterizzati da una valutazione quantitativa preliminare dell'inquinamento microbiologico, si evince che i valori risultano estremamente contenuti in tutti i locali, tranne la biblioteca, la mensa e il corridoio, che comunque rappresentano locali ad elevata occupazione per lo più di tipo occasionale. I dati relativi alle variazioni diurne della carica microbica indicano un andamento dipendente dal grado di occupazione del locale e in linea generale indipendente dalle condizioni di riscaldamento o condizionamento.

Bibliografia

1. *Biological particles in Indoor Environments - Indoor air quality and its impact on man*. Commission of the European Communities, Directorate General for Science, Research and Development, 1993, 81 p. (EUR 14988 EN).
2. BAGLIONI, A., PIARDI, S. *Costruzioni e salute*. Criteri, norme e tecniche contro l'inquinamento interno, 1990, ed. Franco Angeli.
3. CAVICCHIOLI, C., REDAELLI, P., ALEO, F., RANNISI, G., VITALE, S. Sperimentazione di un protocollo di indagine per la valutazione della IAQ in edifici prevalentemente destinati ad uso ufficio. In: *Proceedings of Aria '96*, Roma, 12-14 giugno 1996. Roma: Istituto Superiore di Sanità (ISTISAN Congressi) in corso di stampa.
4. PARAT, S., PERDRIX, A., MANN, S., COCHET, C. A study of the relationship between airborne microbiological concentrations and symptoms in office buildings. In: *Proceedings of Healthy Buildings '95, An international conference on healthy buildings in mild climate*, Milano 10-14 September 1995, M. Maroni (ed.), 1995, p. 1481-1486.

INQUINAMENTO *INDOOR* DA IDROCARBURI AROMATICI: RISULTATI DI UNA INDAGINE IN AMBIENTI LAVORATIVI DI TIPO TERZIARIO

Umberto Moscato, Massimo Volpe e Giancarlo Vanini
Istituto di Igiene - Università Cattolica del Sacro Cuore, Roma

Introduzione

Studi recenti hanno rilevato la presenza di idrocarburi aromatici in ambienti lavorativi indoor (in modo particolare uffici e laboratori biomedici), riconducendo l'origine di tali sostanze all'inquinamento esterno, al fumo di tabacco, alle apparecchiature per ufficio, ai materiali di costruzione e di arredo, ai prodotti utilizzati in specifiche attività professionali (1, 2, 3).

L'interesse verso tali inquinanti è motivato da studi epidemiologici che hanno evidenziato un possibile aumento di rischio per neoplasie maligne e per eventi negativi in gravidanza in soggetti occupati in attività di laboratorio (4, 5).

La presente ricerca è volta a determinare la distribuzione di benzene, toluene e xilene (BTX) in un ospedale ed in un istituto universitario di ricerca caratterizzati dalla coesistenza di ambienti con differenti destinazioni d'uso (uffici, laboratori, degenze, ecc.) e quindi presumibilmente da pattern di concentrazione e livelli di esposizione eterogenei.

L'obiettivo è di individuare gli ambienti caratterizzati dai più elevati livelli di inquinamento da BTX, e quindi dai più elevati livelli di rischio per la salute del personale, e l'eventuale correlazione esistente in questi ambienti tra l'inquinamento da BTX e variabili microclimatiche.

Materiali e Metodi

Lo studio si è svolto in un ospedale di circa 300 posti letto (sufficientemente distante da strade ad alto traffico autoveicolare, in modo da ridurre l'influenza delle sorgenti di inquinamento esterno); ed in un istituto di ricerca universitario (sito nei pressi dell'ospedale, e con caratteristiche di destinazione d'uso simili o tali da permetterne l'utilizzo come controllo).

I *campionamenti ambientali statici e personali* di BTX sono stati effettuati con l'impiego di campionatori passivi a carbone attivo (6), di tipo diffusivo a simmetria radiale *Radiello*TM. Il *desorbimento* dei campionatori passivi si è eseguito con solvente, di controllo, e desorbitore termico. L'*analisi* si è svolta con gas cromatografo dotato di rivelatore a ionizzazione di fiamma (FID) e colonna capillare *Vocol*TM della Supelco.

L'identità delle sostanze chimiche è stata confermata utilizzando un sistema GC/MS con colonna capillare *HP 5-MSTM* della Hewlett-Packard.

Dopo una serie pilota di rilevazioni, in cui i campionatori statici sono stati posti in ogni piano ed in ogni ala dell'ospedale, ed in base alla tipologia d'uso degli ambienti, alla struttura architettonica e di ventilazione, all'identificazione di possibili sorgenti di rischio, si sono effettuate successive serie di rilevazioni in 8 ambienti dell'ospedale (interno ed esterno, di controllo) e sul personale presente in essi (Tab.1).

Tabella 1. - *Ambienti campionati e numero dei campioni*

Ambienti Ospedale (n=64)	Ambienti Istituto di Ricerca (n=40)
Degenza	Biblioteca
Centro Elaborazione Dati	Uffici
Percorsi	Percorsi
Servizi di Diagnosi e Cura:	Laboratori:
Laboratorio Analisi Cliniche ed Istopatologia	Biologia Molecolare
Emodialisi	Chimica
Radiologia	Microbiologia
Servizi di supporto:	Servizi di supporto:
Cucina e Lavanderia	Impianto di sterilizzazione

Identico metodo è stato applicato nell'istituto di ricerca, dove sono stati identificati alcuni ambienti e mansioni del personale assimilabili a quelli ospedalieri (uffici, percorsi, laboratori, impiegati, personale medico e tecnico, ecc.) (Tab. 1).

In seguito ai risultati ottenuti si è compiuta, infine, un'ulteriore serie di rilevazioni statiche e personali nei Laboratori di Istologia dell'ospedale.

I *campionatori passivi statici* sono stati posti a cm 150 da terra e nel centro geometrico dell'ambiente da analizzare, mentre i *campionatori personali* sono stati applicati sui taschini del camice ad una distanza di circa cm 15-30 dalle prime vie aeree respiratorie (7). I campionatori sono stati esposti per circa 8 ore, in più giorni. I campioni sono stati conservati, quando necessario e prima del desorbimento, a - 20°.

Le *rilevazioni dei parametri microclimatici* sono state eseguite attraverso centralina microclimatica elettronica, posta accanto ai campionatori statici ed alla stessa altezza.

L'*analisi statistica di correlazione* tra le concentrazioni di BTX e le variabili microclimatiche rilevate è stata elaborata utilizzando il Test di Spearman.

Risultati

I campionamenti statici effettuati in ospedale indicano che il benzene presenta concentrazioni molto basse ($<1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in tutti i campioni (Fig. 1); il toluene presenta concentrazioni basse ($1 \pm 180 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in alcuni campioni e risulta non determinabile in altri (Fig. 2); lo xilene, infine, è presente solo nel laboratorio di istopatologia e nel corridoio ad esso adiacente a concentrazioni che, nelle prime serie di rilevazioni, hanno raggiunto il

valore di circa 50 mg/m^3 (11.6 ppm), pari a circa 1/8 del TLV-TWA prescritto dalle norme ACGIH in ambienti lavorativi industriali (Fig. 3) (8).

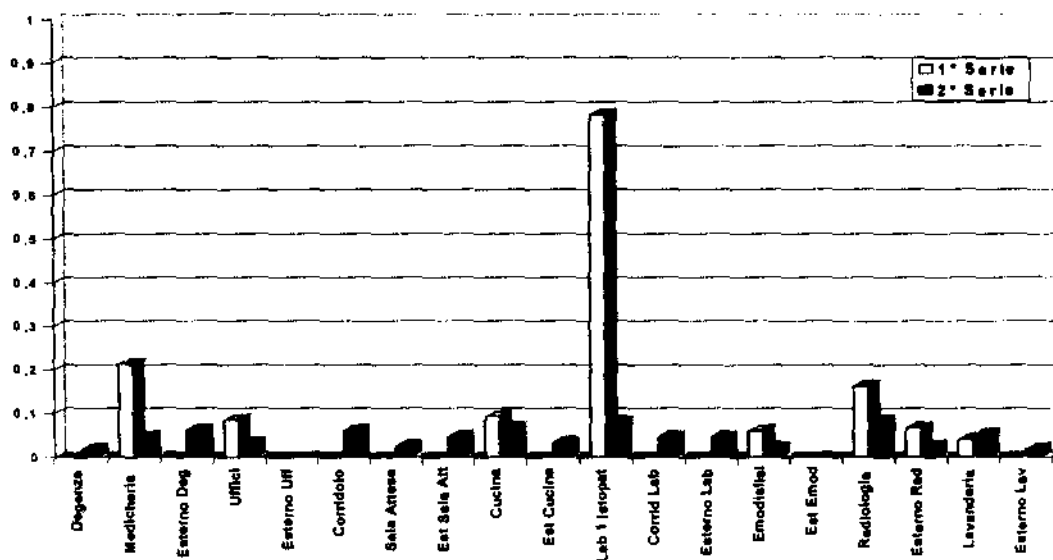


Figura 1. - Concentrazione di Benzene in $\mu\text{g/m}^3$ negli ambienti dell'ospedale.

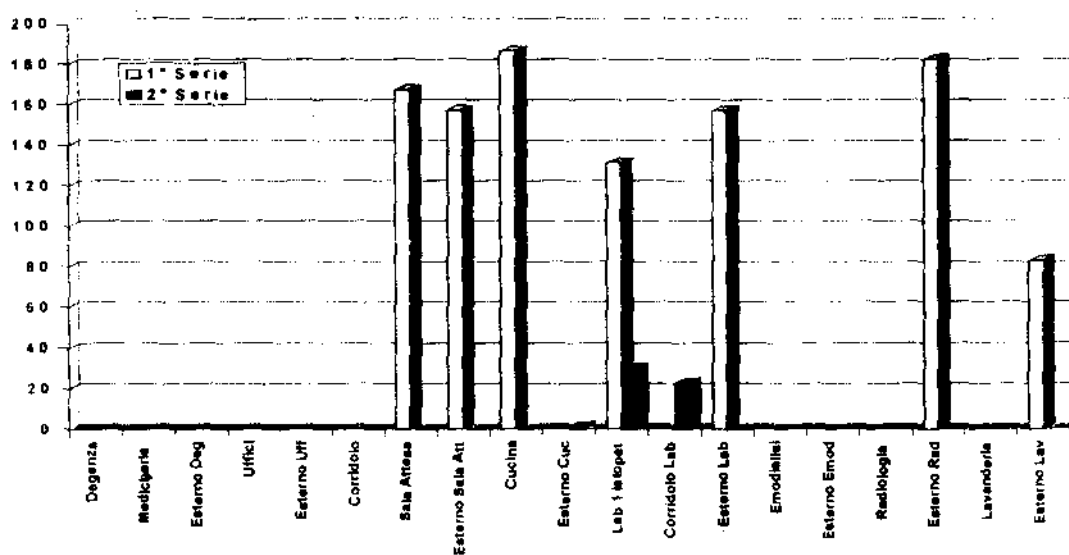


Figura 2. - Concentrazione di Toluene in $\mu\text{g/m}^3$ negli ambienti dell'ospedale.

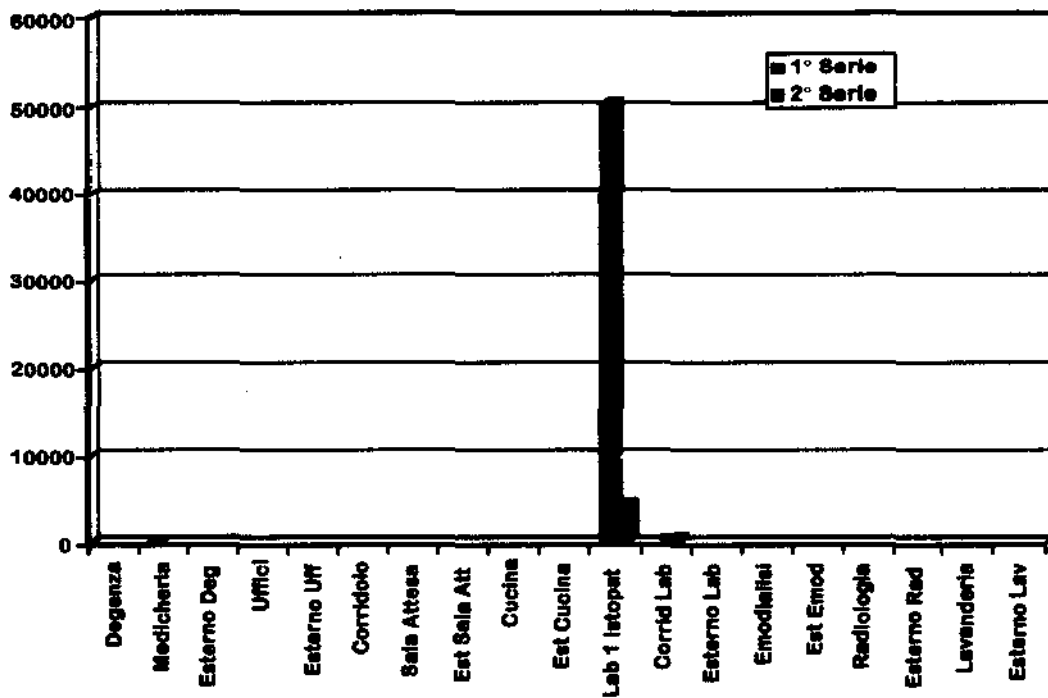


Figura 3. - Concentrazione di Xilene in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ negli ambienti dell'ospedale.

L'approfondimento delle indagini, relativamente ai laboratori di istopatologia, ha evidenziato livelli della concentrazione di xilene rispettivamente di circa $91 \text{ mg}/\text{m}^3$ (21 ppm) e $147 \text{ mg}/\text{m}^3$ (33.9 ppm) nei due laboratori esaminati, di $2.5 \text{ mg}/\text{m}^3$ (0.5 ppm) nel corridoio dell'ospedale adiacente ad essi, e di circa $10.5 \text{ mg}/\text{m}^3$ di xilene (2.4 ppm) nei campionatori personali di due membri del personale tecnico di laboratorio (Fig. 4).

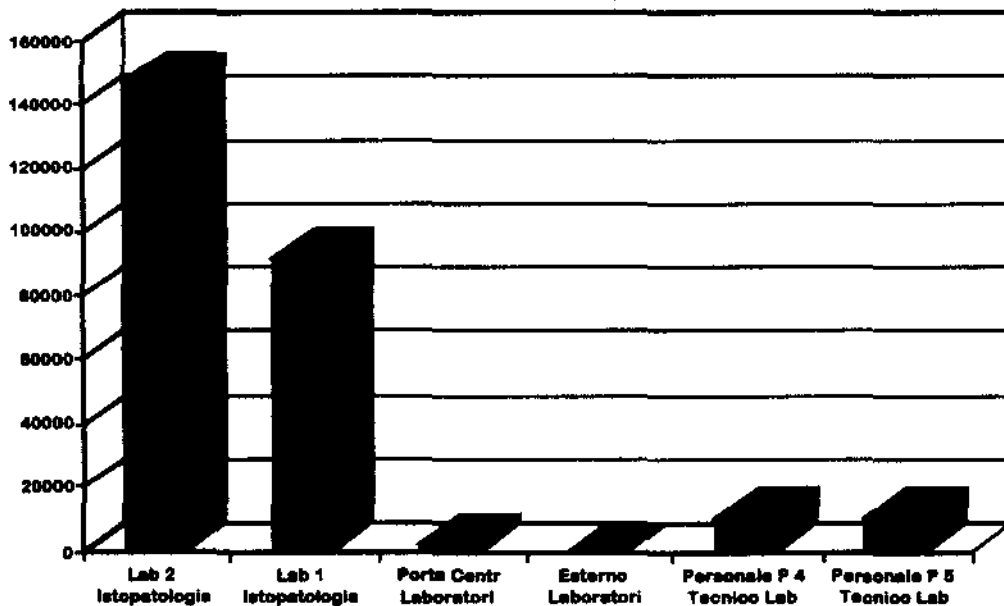


Figura 4. - Concentrazione di Xilene in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sul Personale e nel Laboratorio di Istopatologia.

Le concentrazioni di BTX rilevate in zone esterne, di controllo, contigue agli ambienti esaminati risultano quasi sempre inferiori a quelle *indoor*.

I risultati del campionamento statico e personale effettuato nell'istituto universitario mostrano che il benzene ($7.5 \pm 41.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$), il toluene ($35.2 \pm 578.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e lo xilene ($7.6 \pm 427 \mu\text{g}/\text{m}^3$) presentano concentrazioni disomogenee in tutti i campioni (Fig. 5). Le concentrazioni del benzene e del toluene sono maggiori rispetto a quanto rilevato in ospedale, mentre i valori dello xilene appaiono notevolmente inferiori.

L'analisi di correlazione dei ranghi di Spearman, tra le concentrazioni di BTX e le variabili microclimatiche, ha evidenziato in una sola serie di rilevazioni una moderata correlazione statisticamente significativa ($r = 0.601$, $p = 0.05$) tra i livelli di benzene e l'umidità relativa nei vari ambienti ospedalieri esaminati (Fig. 6).

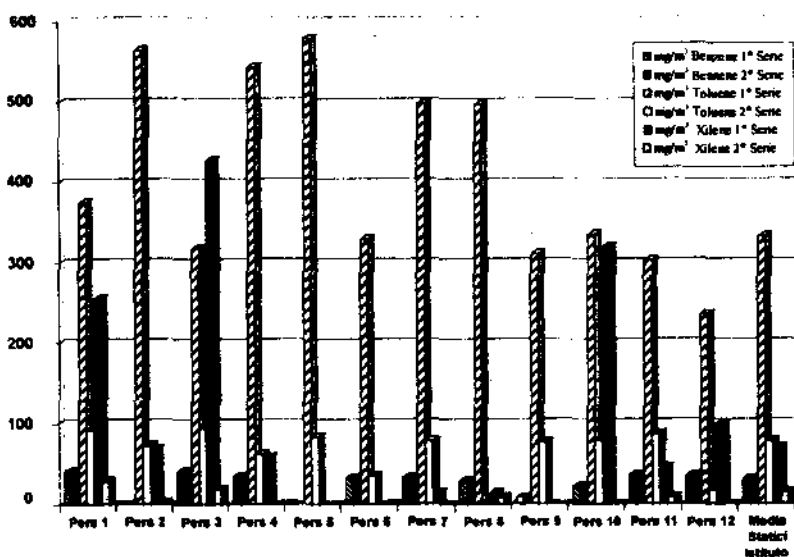


Figura 5. - Concentrazione di BTX in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ negli ambienti e su personale dell'istituto.

Conclusioni

I dati del campionamento statico e personale evidenziano un pattern di concentrazione e distribuzione degli inquinanti, e livelli di esposizione a BTX eterogenei nelle differenti tipologie di ambienti ospedalieri.

I risultati ottenuti concordano con quelli di Fustinoni e coll. relativamente alla identificazione del toluene come inquinante maggiormente rappresentato in ambienti indoor, seguito dal benzene e dagli isomeri dello xilene (2), ma dai suddetti si discostano per i più bassi livelli di benzene riscontrati e per il fatto che i livelli indoor di BTX sono superiori a quelli esterni.

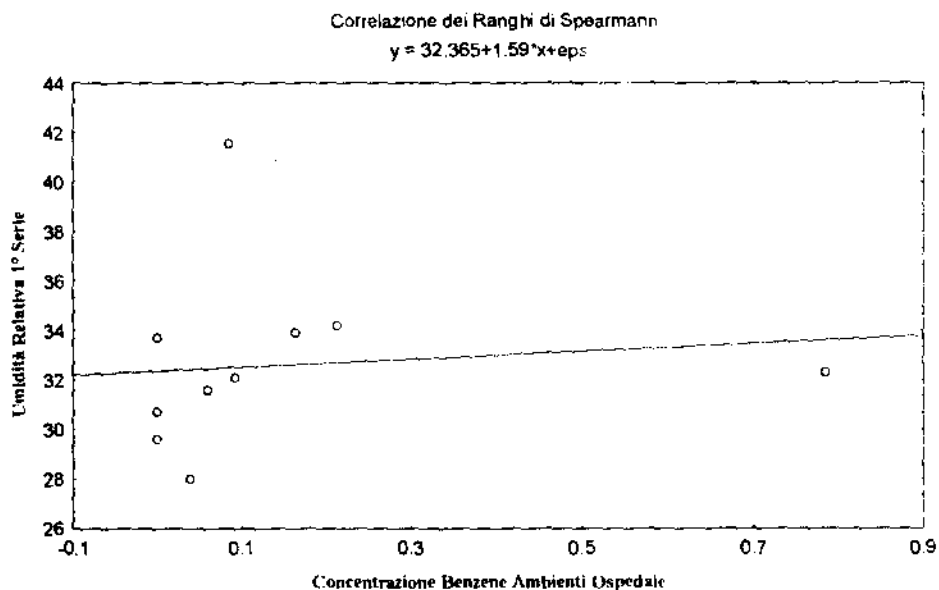


Figura 6. - Correlazione di Spearman tra l'Umidità Relativa e le concentrazioni di Benzene in ospedale.

Relativamente al laboratorio di istopatologia le concentrazioni di xilene da noi riscontrate sono dello stesso ordine di quelle riscontrate da Apostoli e coll. in differenti aree di un laboratorio di tossicologia (1), ma con un maggior range di variabilità (0.4 - 147 mg/m³ vs 21 - 66 mg/m³).

Questa indagine preliminare indica, nel complesso, l'esistenza di bassi livelli di fondo di BTX indipendenti dall'inquinamento esterno, e probabilmente riconducibili alle dinamiche di ventilazione, al rilascio dai materiali da costruzione e dalle apparecchiature utilizzate (fotocopiatrici, stampanti ecc.), al fumo di sigaretta, all'uso di composti a base di benzene per la rimozione di cerotti, all'uso di miscele contenenti xilene per la pulizia degli oculari dei microscopi e per la preparazione e l'osservazione in immersione di preparati istologici.

I livelli di xilene riscontrati nei laboratori di istopatologia, certamente non rassicuranti sotto il profilo del rischio per la salute, richiedono indagini più approfondite che saranno realizzate secondo un approccio geostatistico e saranno mirate a caratterizzare la distribuzione spaziale della sostanza ed i livelli di esposizione del personale.

Bibliografia

1. APOSTOLI, P., LUCCHINI, R., ALESSIO, L. Health risks due to chemical substances exposure in biomedical laboratories. In *Healthy Buildings '95: an international conference on healthy buildings in mild climate*, Milano, 10-14 September 1995. M. Maroni (Ed.). Milano: Healthy Buildings '95, 1995, vol. 2, p. 1049-1054.

2. FUSTINONI, S., BURATTI, M., GIAMPICCOLO, R., TRIMARCHI, R., PULVIRENTI, S., PERUZZO, G. Long term monitoring of influence of outdoor BTEX and PAH on office air quality. In: *Healthy Buildings '95: an international conference on healthy buildings in mild climate*, Milano, 10-14 September 1995. M. Maroni (Ed.). Milano: Healthy Buildings '95, 1995, vol. 3, p. 1383-1388.
3. GILLI, G. *Igiene dell'Ambiente e del Territorio*. Demografia, Prevenzione e Sanità Pubblica. Torino: C.G. Edizioni Medico Scientifiche, 1989, 665 p.
4. DEMENT, J.M., CROMER, R. Cancer and reproductive risks among chemists and laboratory workers: a review. *Appl. Occup. Environ. Hyg.* 1992, 7 (2): 120-126.
5. FAWCETT, H.H. Exposures of personnel to laboratory hazards. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 1972, 33 (8): 559-567.
6. KNÖPPEL, H. Sampling and analysis of organic indoor air pollutants. In: *Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality - State of the Art in SBS*. H. Knöppel and P. Wolkoff (Ed.). Brussels: Kluwer Academic Publishers, 1992, p. 37-48.
7. LUNDGREN, B. *Sampling strategies for volatile organic compounds (VOCs) in indoor air*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Community. ECA - Directorate-General for Science, Research and Development, Report 14, 1995, 52 p. (EUR 16051 EN).
8. AMERICAN CONFERENCE OF GOVERNMENTAL INDUSTRIAL HYGIENISTS (ACGIH) *1995-1996 Threshold Limit Values for Chemical Substances and Physical Agents and Biological Exposure Indices*. Cincinnati: ACGIH, Technical Affairs Office, 1995.

MONITORAGGIO DELLA CONTAMINAZIONE MICROBICA DELL'ARIA IN SALA OPERATORIA

Cesira Pasquarella (a), Elsa Nédonchelle (b), Daniela Paoletti (a), Italo Cerbini (a), Dino Isa (a), Angelo Savino (a), Mario Pitzurra (a)

(a) *Dipartimento di Igiene, Università degli Studi, Perugia*

(b) *Facoltà di Farmacia, Università di Lille (Francia) (ERASMUS)*

Introduzione

La sala operatoria costituisce uno degli ambienti più a rischio nell'Ospedale sia per i pazienti che per gli operatori sanitari.

Nell'ambito dello studio multicentrico nazionale per la prevenzione dei fattori di rischio in Sala Operatoria del GISSO (Gruppo Italiano Studio Sale Operatorie) (1), è stato effettuato il controllo della contaminazione microbica dell'aria in tre blocchi operatori del Policlinico di Perugia.

Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto in 3 blocchi operatori: Clinica Chirurgica, Clinica Urologica, Clinica Otorino, per un totale di sei sale operatorie.

Sono state utilizzate due metodiche di campionamento dell'aria: campionamento attivo (ufc/m^3) e campionamento passivo (IMA).

Per ogni sala operatoria sono state effettuate rilevazioni in 3 giorni diversi e in tre tempi successivi nell'arco dell'intera giornata (prima dell'inizio della seduta operatoria; durante lo svolgimento dell'attività chirurgica; subito dopo la fine dell'intervento).

Campionamento attivo (ufc/m^3): le rilevazioni della contaminazione microbica dell'aria sono state effettuate utilizzando l'apparecchio SAS della Pbi.

I controlli microbiologici sono stati effettuati in tre punti di prelievo fissi (a fondo campo, lungo il perimetro esterno della sala operatoria; nei pressi del lettino operatorio; alla bocchetta di immissione dell'aria dall'impianto di condizionamento, eccetto la Clinica Urologica dove l'impianto di condizionamento non era in funzione).

Per ogni punto di prelievo sono stati effettuati 3 campionamenti di aria della durata di 1 minuto per 180 l di aria ciascuno; è riportata la media dei 3 valori.

Campionamento passivo (IMA): la misura dell'IMA è stata effettuata secondo il metodo di Pitzurra (4).

Sono state utilizzate piastre Petri di 10 cm di diametro, contenenti Tryptic Soy Agar, secondo la formula 1/1/1: a 1 metro da terra; a 1 metro da ogni ostacolo; lasciate aperte per 1 ora.

L'IMA è stato rilevato in 2 punti della sala operatoria: a livello del lettino operatorio e al fondo campo.

Come valori massimi accettabili per le ufc/m³ si è fatto riferimento alle raccomandazioni del NHS inglese (3) secondo cui in una sala operatoria con ventilazione convenzionale non devono essere superate le 180 ufc/m³. Per l'IMA si è fatto riferimento agli standard relativi (4), considerando limite massimo accettabile il valore di 25 (buono).

Risultati

Chirurgia Generale. - Nella sala A, al fondo della sala, i valori delle ufc/m³ hanno sempre rispettato i limiti previsti, raggiungendo un valore massimo di 81 ufc/m³.

Sul lettino operatorio, solo in una occasione al termine della seduta operatoria, si è arrivati ad un valore di 181 ufc/m³.

L'aria alla bocchetta di immissione è risultata contaminata, in qualche caso in maniera grave, fino a 136 ufc/m³.

Per quanto riguarda i valori dell'IMA, solo in due casi, a fondo campo, si sono avuti valori superiori a 25, di poco.

Sul lettino operatorio, in tre occasioni, l'IMA è stato elevato (in un caso fino a 60).

Nella sala B, a fondo campo e sul lettino operatorio i valori delle ufc/m³ sono sempre stati nella norma.

Inaccettabili, invece, i valori dell'aria in ingresso che, in un caso, hanno raggiunto il limite di 260 ufc/m³.

I valori dell'IMA sul fondo campo si possono considerare sempre nella norma, salvo in due occasione con 26 e 27, di pochissimo superiori al limite accettabile. Sul lettino operatorio, i valori sono sempre risultati accettabili, tranne in una occasione in cui si è raggiunto un valore di IMA di 28.

Clinica Urologica. - Nella sala A, i valori delle ufc/m³ hanno superato il limite massimo accettabile di 180 in due occasioni a fondo campo e, in tre occasioni sul lettino dove, alla fine di una seduta operatoria, si è registrato il valore di 572 ufc/m³.

L'IMA è risultato fuori norma in 16 rilevazioni su un totale di 18, arrivando a valori massimi di 82 e 83 (pessimi).

Nella sala B, su un totale di 18 rilevazioni, si sono ottenuti tre valori superiori al limite accettabile a fondo campo, e quattro sul lettino operatorio, dove si è raggiunto un massimo di 403 ufc/m³.

L'IMA, del pari, in 14 rilevazioni su 18, è risultato fuori norma con un valore massimo di 103 a metà seduta operatoria sul lettino.

Clinica Otorino. - Nella sala A, le ufc/m³ rilevate a fondo campo sono state sempre nei limiti della norma, tranne in un caso, all'inizio della seduta operatoria, quando si è registrato un valore di 216 ufc/m³.

Sul lettino operatorio i valori sono risultati fuori norma in tre occasioni con un massimo di 286 ufc/m³.

Alle bocchette di immissione dell'aria, i valori sono risultati variabili da 1 fino a 494 ufc/m³.

In maniera difficile da interpretare i valori più elevati si sono riscontrati spesso all'inizio della seduta (al fondo campo e al lettino).

I valori IMA sono risultati fuori norma 14 volte su un totale di 18 rilevazione a fondo campo e sul lettino operatorio.

Nella sala B, le ufc/m³ al fondo campo sono sempre state nella norma.

Sul lettino operatorio i valori di contaminazione microbica hanno superato i limiti massimi due volte con un massimo di 227 ufc/m³.

Gravemente fuori norma, sempre, le conte alle bocchette d'immissione dell'aria con un massimo di 225 ufc/m³.

L'IMA è risultato fuori norma cinque volte su nove a fondo campo e sette volte su nove sul lettino operatorio.

Conclusione

Le rilevazioni della contaminazione microbica dell'aria effettuate nei modi descritti, si correlano con la qualità delle sale operatorie: quanto più nuova, ben progettata e ben gestita è la sala operatoria, tanto più basso è il livello di contaminazione dell'aria. I valori peggiori si sono riscontrati nelle sale operatorie della Clinica Urologica collocati in ambienti non adeguati.

Inaccettabili sono i valori di carica microbica dell'aria immessa dal sistema di condizionamento che in qualche caso arrivano alla cifra di 500 ufc/m³.

Se si passa ad un'analisi più dettagliata dei valori raccolti, risulta che, in linea di massima, al fondo campo, le conte sono più basse che intorno al lettino operatorio e i valori di carica microbica aumentano nel corso dell'attività.

In base alla esperienza fatta, è possibile esprimere qualche considerazione conclusiva.

- Risulta evidente l'utilità del monitoraggio microbiologico in sala operatoria come guida alla tenuta igienica generale dell'ambiente. La carica microbica cresce quando vi sono carenze strutturali e/o gestionali.
- È inutile e dispersivo effettuare rilevazioni con più sistemi; anche se le due metodiche utilizzate si possono considerare complementari, la rilevazione dell'IMA da sola è

sufficiente a dare una indicazione utile, soprattutto in quanto dà la effettiva misura del rischio di infezione: l'entità del fall-out microbico sulla ferita chirurgica (2).

- I sistemi di condizionamento dell'aria sono risultati tutti fuori norma; nella sala operatoria arriva aria già contaminata.
- Infine, premessa fondamentale per qualsiasi tipo di monitoraggio è che, qualora si evidenzino situazioni non accettabili, si possano attuare immediati interventi correttivi.

I dati forniti dal monitoraggio microbiologico ambientale sono gli unici che su base quantitativa documentano oggettivamente il livello di efficienza di una sala operatoria dal punto di vista della prevenzione contro le sepsi operatorie. Da soli sono sufficienti ad autorizzare drastici interventi correttivi strutturali e gestionali: *in primis*, per fare un esempio, a livello del sistema di condizionamento.

Bibliografia

1. D'ALESSANDRO, D., PASQUARELLA, C., MURA, I., VESCIA, N., SAVINO, A., PITZURRA, M., FARA, G.M. Studio multicentrico sull'inquinamento ambientale in sala operatoria. *View & Review* 1996, 2: 13-23.
2. FRENCH, M.L.V., EITZEN, H.E., RITTER, M.A., LELAND, S. Environmental control of microbial contamination in the operating theatre. In: *Wound healing and wound infection. Theory and surgical practice*. TK Hunt (Ed.). New York: Appleton-Century-Crofts, 1980, p.254-261.
3. NHS ESTATES 1994. Ventilation in health care premises. Management Policy. Technical Memorandum 2025.
4. PITZURRA, M., PASQUARELLA, C., SAVINO, A. La contaminazione microbica nell'aria atmosferica delle sale operatorie (Rischi, valutazione, normative, prevenzione). *L'Igiene Moderna* 1993, 100: 713-767.

SESSIONE 3

L'indoor air quality a livello internazionale

HEALTH EFFECTS OF AIR POLLUTANTS: REVIEW OF THE OUTDOOR - INDOOR INTERNATIONAL STUDIES

Matti Jantunen

KTL - Division of Environmental Health, Kuopio, Finland

Introduction

This paper concentrates on the results of exposure and epidemiological studies of some air pollutants, which are on one hand significant outdoor pollutants, and are on the other hand considered also indoor pollutants due to ventilation and indoor sources. This definition excludes reactive pollutants, such as ozone, which have only few indoor sources (some copiers and printers), and pollutants, such as radon and bioaerosols, which - although present also outdoors - are natural constituents of outdoor air and not considered outdoor air pollutants. This leaves two inorganic gaseous compounds, nitrogen dioxide and carbon monoxide, and two categories of pollutants, which are based on different definitions and consist of a large and unknown number of chemical compounds, namely particulate matter and VOC. All are outdoor pollutants with significant health effects, and have also significant indoor sources.

Nitrogen dioxide

Sources. - NO_2 is produced as a primary air pollutant in high temperature combustion with plenty of excess air, like in gas stove flames and diesel engines. Most of the NO_2 in ambient air is secondary air pollutant produced in the atmosphere by the reaction of NO (from traffic exhaust, heat and power production) with O_3 . In urban air this reaction is usually limited by the availability of O_3 , which is slowly mixed into the NO-polluted boundary layer from the higher and more stable layers of the troposphere. While the level of NO in the urban air varies greatly in time and space, the level of NO_2 is more evenly spread over large areas. In the absence of indoor NO_2 sources, the indoor level of the reactive NO_2 is usually only a fraction of the outdoor level. The dominant indoor sources of NO_2 are gas stoves and unvented gas fired water heaters. Such indoor sources may significantly contribute to the individual NO_2 exposures (e.g.1-5).

Exposures. • Children: Personal exposures of children from babies to preschool age have been monitored or modelled in at least three studies in Oslo, Berlin and Helsinki (2, 6-8).

The sources of NO₂ exposure were outdoor air and indoor gas appliances. In Berlin the individual total modelled 24 h NO₂ exposures varied 1:3. In Helsinki researchers found that the effect of gas stoves vs electric stoves on the average personal NO₂ exposures was smaller than the effect of downtown vs suburban residence. In general, exposures inside the homes and the child care facilities gave an overwhelming contribution to the total exposure, although the NO₂ concentrations in the traffic and outdoors were higher than the indoor concentrations - even when unvented gas appliances were used.

- *Adults:* in American studies on adult exposures NO₂ the three major contributors are gas stoves, traffic, and outdoor air. In different studies the contribution of the gas stoves has varied from quite considerable in Portage, WI (9), to significant in Boston, MA (10), to moderate in Los Angeles (11), obviously depending on the effect of local climate on ventilation. Exposure to NO₂ in road traffic was found to be 2 - 4 times higher than ambient outdoor air in Nottingham, UK (12), and about 1.5 times higher in Hong Kong (13).

Health Effects. - The new draft WHO Air Quality Guideline values for NO₂ are 200 µg/m³ (1 h) and 40-50 µg/m³ (1 h) (14). However, recent research has shown that NO₂ levels, much below these guideline values, may have significant effects on human health. In a large American cross sectional study covering tens of cities, a significant association was found between the annual mean NO₂ level and lung function of 6-24 year olds. The reduction of the lung function was most significant for cities, where the annual average NO₂ level exceeded 75 µg/m³ (15).

In Helsinki, variation of the 24 h ambient air NO₂ levels from 4 to 170 µg/m³ was associated with significant increases in hospitalization of adult asthmatics (16, 17). In 5 German cities, variation of the 24 h NO₂ level from 10 to 70 µg/m³ was associated with a 28% increase in the prevalence of laryngitis in children (18). In Holland, variation of the 24 h NO₂ level from 2 - 70 µg/m³ was weakly associated with reduction of the lung function of children (19, 20). In a large Swedish study, the variation of the mean wintertime NO₂ level (10-32 µg/m³) was found to be significantly associated with respiratory symptoms (21).

On the other hand, a yet unpublished European epidemiological study, based on superior personal ambient NO₂ modelling in four European cities shows no effects of ambient NO₂ level on respiratory symptoms in children. In the European APHEA study, a time series study on the associations of urban air pollution levels and mortality and morbidity, NO₂ levels (29-86 µg/m³) had a non-significant positive effect on respiratory emergency hospital admissions in Rotterdam (22), NO₂ levels (4-324 µg/m³ (!)) had no effect on mortality in Lyon (23) or Köln (NO₂ levels 24-82 µg/m³) (24), asthma admissions correlated with NO₂ levels (22-108 µg/m³) in Paris (25), but not with NO₂ levels (33-41 µg/m³) in Helsinki (26).

Carbon Monoxide

Sources. - CO is produced in incomplete combustion of carbonaceous fuels. In modern urban settings street traffic is the dominant source of CO. For indoor exposures gas stoves, gas fired water heaters and other unvented heating equipment may increase the indoor CO levels considerably from the outdoor levels - even to acutely dangerous levels. The atmospheric lifetime of CO is estimated to be in the order of tens of days, so within an urban airspace CO can taken as an inert, non reacting gas.

Exposures. - The key design features of the CO exposure studies are summarized in Table 1.

Adults. - Cortese and Spengler showed already in 1976 that fixed ambient air monitoring station CO data (Massachusetts) underestimate personal 1 h CO exposures during commuting by a factor of 1.4 - 2.1. No consistent relationship was observed between personal exposure during commuting and fixed station measurements over the entire range of values encountered. On the other hand, measurements at fixed stations were representative of 8 h population exposure. The personal exposures are strongly affected by individual modes of transportation.

The USEPA Washington-Denver study combined survey design techniques from social sciences with miniaturized automated PEMs to produce exposure profiles for representative population samples. The resultant database was intended to be used to 1) assess the risk of CO to public health, 2) interpret data collected by fixed ambient air monitoring networks, 3) select monitoring sites that better reflect population exposures, 4) allow investigators to better assess the impact of alternative regulatory strategies, and 5) permit investigators to develop models for predicting future exposure frequency distributions in response to changes in urban form, human activities, and population growth (27). The results showed that fixed monitoring station data underestimate short term maximum exposures but represents rather well average population exposures. The personal parameters that significantly increase personal CO exposures are high occupational exposure and commuting to work (28).

Children. - Alm et al. (29) studied personal CO exposures of preschool children in Helsinki, and in comparing exposure frequency distributions between different subgroups, found that the whole exposure frequency distributions were shifted upwards by gas stoves (which at that time in Helsinki burned man made town gas), parental smoking at home, and low socioeconomic status of the parents, that the highest 5% of the exposure distribution was shifted upwards by commuting to and from the day care center by car or bus vs walk or bike, and that location of home in the downtown vs suburban region produced no visible difference in the distribution curve. The 1 h personal exposures of the children showed no correlation with, but the lowest 8 h exposures were well predicted by the fixed monitoring data.

CO & VOC. - Gilli et al. (30) studied the environmental levels and personal exposures on non-smoking university students to CO, benzene, toluene and xylenes in the Piedmont region in Italy, and found that all these aromatics are closely correlated with each other, and that especially xylenes and toluene are also closely correlated with CO. Dor et al. (31) studied the exposures of commuters in Paris to CO and monocyclic aromatic hydrocarbons. Their results were similar, i.e. they found that in automobile transportation, and also in an ambient air quality monitoring station, the levels of CO, benzene, toluene, ethylbenzene, xylenes and 1,2,4-trimethylbenzene are all closely correlated indicating the same source - motor vehicles. Of the different groups of commuters the automobile drivers and passengers received the highest CO exposures, the subway passengers the lowest and pedestrians and bus passengers found themselves in the middle ground.

Health Effects. - CO reacts 210 times more strongly with blood hemoglobin than O₂ to form carboxyhemoglobin, COHb. The high acute toxicity of CO is due to this fact. COHb levels of 1-2 % are harmless and normal for non-smoking urban adults. But only slightly above this level symptoms appear, such as decrease in work time before exhaustion (2.3 - 4.3% COHb), and shortened exercise before pain with angina pectoris patients (2.9 - 4.5 % COHb) (32). COHb levels above these are very unlikely to occur in urban ambient outdoor air exposures. But in motor vehicles and indoor environments with indoor sources, such as gas stoves, fireplaces, and internal combustion engines, the CO levels can reach sufficiently high levels to cause acute CO poisoning symptoms and even death. Acute CO poisonings kill annually thousands of people in Europe and much more in the rest of the World. Most of these fatal CO poisonings occur indoors with unvented fireplaces, gas appliances and running engines.

There are only few studies linking increased ambient air CO levels with increased mortality or morbidity. The APHEA study in Athens found a significant association between an increase of ambient 24 h CO level by 10 mg/m³ and increase of total mortality by 10% (95% CI: 5 - 15%).

Particulate Matter: TSP, PM₁₀, PM_{2.5}

TSP is abbreviated from total suspended particles, usually measured with the standard HiVol method. PM₁₀ or PM_{2.5} refer to particulate matter, where particles larger than 10 µm or 2.5 µm in aerodynamic diameter have been separated out - usually by impactor or cyclone type preseparators. This is done to exclude particles which are expected to have little respiratory health significance. RMP is abbreviated from respirable particulate matter. The term is used mostly in industrial hygiene and means particles smaller than 4.5 µm.

Sources. - Particulate matter in the ambient air has two different origins.

1) **Coarse particles** ($> 2.5 \mu\text{m}$ in diameter with mode around $5 \mu\text{m}$) are mostly produced by mechanical erosion by wind, traffic, and materials handling. They contain mostly soil minerals and non-volatile organics. Large quantities of coarse particles can also be emitted by uncontrolled or poorly controlled solid fuel fired boilers and furnaces, and industrial processes that handle large quantities of dry powders and ground or crushed solid materials. Farmwork, other ground breaking activities, construction and demolition activities can also produce considerable coarse particle emissions. Much of the emitted coarse particle matter settles rapidly out of the air, but is also easily reentrained. Its average atmospheric lifetime is short. It is effectively removed from ventilation air by most ventilation systems. The levels of coarse particles in the air are highly variable in time and space.

2) **Fine particles** ($< 2.5 \mu\text{m}$ in aerodynamic diameter with two modes: accumulation mode around $0.2 \mu\text{m}$ and nucleation mode around $0.02 \mu\text{m}$) are produced by gas to particle reactions of gaseous and vapour phase air pollutants in the atmosphere, by agglomeration of nucleation mode particles into larger particles, and by condensation of low vapour pressure atmospheric reaction products onto accumulation mode particles. The precursors of fine particles are gaseous sulfur, nitrogen and organic compounds. They are also emitted directly into the air by incomplete combustion processes such as diesel engines and wood burning. They contain mostly sulphates, nitrates, semi- and non-volatile organics, and elemental carbon (soot). The fine particles have very low settling velocities in air. They stick to any surface that they happen to hit. Their average atmospheric lifetimes are long, they penetrate effectively through most ventilation systems, and, compared to the occurrence of the coarse particles, their levels in air are stable in time and space.

Exposure. - The key design features of the PM exposure studies are summarized in Table 1. In an early study on personal RPM exposures of respirable particulate matter, 37 volunteers in Watertown MA and Steubenville OH carried personal PM_{10} samplers and filled time- activity- diaries 12 h at the time (33). The main results of this study were that the 12 h mean personal PM_{10} exposure levels are in reasonably good agreement with the mean outdoor PM_{10} concentrations. This agreement could be only slightly improved by a time weighed (indoor, outdoor, smoking) model. Sexton et al. (34) assessed personal PM_{10} exposures of 48 volunteers in Waterbury VE. The volunteers carried personal sampling pumps and filled time-activity-diaries every other day for two weeks, and their homes were also equipped with similar indoor and outdoor PM_{10} samplers. Their main findings were that outdoor particle levels were not an important determinant of personal exposure, and personal exposure levels were systematically higher than indoor air levels, which again were higher than outdoor air levels. Personal 24 h average PM_{10} exposure levels were modelled with a simple time weighed, 3 variable (intercept, exposure to smoke, work, in transit) model. Predicted

exposure using this approach agreed well with measured values, explaining 51% of the variance in personal exposure.

A total of 97 nonsmoking volunteers in two rural Tennessee communities took part in the next personal $PM_{3.5}$ exposure measurement and modelling study (35). The volunteers carried the personal samplers, their homes were equipped with indoor samplers and ambient levels were monitored by centrally located samplers in each of the towns. The results show that personal exposure levels of non-smoke-exposed people are higher than ambient levels, and that personal exposures of smoke-exposed people are nearly twice as high as those of the non-smoke-exposed. A regression model that includes the variables ambient RPM, smoke exposure, employment status, time at home, time at work, time travelling, time in public (spaces), other time, and indoor RPM explained 64% of the variance in personal exposure.

In the late '80s the USEPA developed a new PTEAM (particle - total exposure assessment methodology) study to develop the means by which an estimate of the frequency distribution of human exposure to aerosol particles can be made for a population (36). The study protocol was tested in a 9 home pilot in San Gabriel, CA (37). The PTEAM study evaluated personal PM_{10} exposures of the population of Riverside, CA in the (5, 38-41). A stratified probability sample of 178 people carried personal monitors 24 h at the time for two 12 h samples. The particle concentrations inside and outside of the home of each of the 178 participants were monitored with stationary PM_{10} and $PM_{2.5}$ monitors, and ambient air levels were monitored at fixed sites with high volume PM_{10} samplers. Following each of the two 12 h monitoring periods the participants answered an interviewer administered recall time-activity questionnaire. Daytime personal PM_{10} exposure levels, as well as the levels of nearly all particle bound elements were elevated relative to indoor and outdoor levels. Nighttime personal exposure levels were lower than outdoor but higher than indoor levels. Smoking, cooking, dusting and vacuuming were again found to be dominant sources for high indoor particle loads. PM_{10} and $PM_{2.5}$ concentrations in smoking homes were considerably greater than those measured in non-smoking homes. Correlations of personal PM_{10} exposures with fixed site outdoor concentrations were low: 0.37 in the daytime and 0.54 at night. Modelling personal exposures with a microenvironmental model partially accounted for the excess personal exposure.

Health effects. - Particles larger than $10\ \mu m$ in aerodynamic diameter do not penetrate into the alveoli even in deep mouth breathing. On the other hand, particles smaller than $2.5\ \mu m$ in aerodynamic diameter may penetrate deep into the lung, about one half of these particles are not exhaled, and, if insoluble, are only quite slowly removed from the alveolar tissues. Particles between 2.5 and $10\ \mu m$ in aerodynamic diameter show intermediate behaviour that depends strongly on the breathing type (mouth or nose) and intensity (42).

Our knowledge about the health effects of the particulate matter has improved considerably since extended time series of data from particle size fractioning samplers has become available for epidemiological analyses. In a time series study on particulate air pollution and daily mortality in Steubenville OH (they analyzed 15 000 deaths from 1974 to 1984), Schwartz and Dockery (43) found, after controlling for season, weather and year, a significant correlation between daily TSP levels ranging from 36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (10% smaller) to 209 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (90% smaller) and relative daily mortality ranging from 1.00 to 1.06. The result has later been confirmed in new time series studies in China (44), and the European APHEA study by Katsouyanni et al. (45). In Lyon, a PM_{10} increase of 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ was associated with a respiratory and cardiovascular mortality increase by 4% (23), in Paris a PM_{10} increase of 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ was associated with a respiratory mortality increase by 17% (25), in Athens a BS increase of 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ was associated with an overall mortality increase by 5% (46), in Köln a PM_{10} increase from 20 to 82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ was associated with an overall mortality increase by 2% (24), and in Milan a TSP increase from 47 to 299 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ was associated with a respiratory mortality increase by 12% (47).

Schwartz and Dockery have gone to lengths in comparing their results with those of previous studies, and they conclude that there is a striking quantitative concurrence in the relative increase in total mortality versus particulates between different studies. The APHEA study has produced a lot of morbidity data which supports the findings of the Mortality data, namely that existing levels of particulate air pollutants in West European and Mediterranean Cities have a significant impact on the cardiovascular and respiratory health of the urban populations.

Time series studies have left one significant question open, namely, do air pollutants just synchronise inevitable deaths to a small extent, or do they also significantly reduce the life expectancies of affected individuals and populations. This question has been answered in two American cohort studies, and the HEI reanalysis of the first of such studies (48).

In the first cohort study on the relationship between annual average pollution levels and adjusted mortality-rate ratios in a cohort of 8 000 adults in six cities followed over 14-16 years, Dockery et al. (49) found, after controlling for gender, age, smoking, education level, and occupational exposure, that all pollutant levels (TSP, $\text{PM}_{2.5}$, particulate sulphate, aerosol acidity, and SO_2) with the exception of O_3 were associated with increasing mortality. However the association was strongest for $\text{PM}_{2.5}$. An increase in the annual average level of $\text{PM}_{2.5}$ from 10 to 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ was associated with an increase of total adjusted mortality-rate ratio from 1.00 to 1.26. The adjusted mortality-rate ratios were 1.37 for both lung cancer (not significant) and cardiopulmonary diseases (significant), but 1.01 for all other causes of death.

A larger cohort study on the associations of $\text{PM}_{2.5}$ and sulfate particle levels and adjusted mortality rate ratios in 50 and 151 cities (respectively) in cohorts of 295 000 and 552 000 individuals respectively, Pope et al. (50) find that an increase of the annual average $\text{PM}_{2.5}$ by 24.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ is associated with a 17% increase in overall mortality and

31% increase in cardiopulmonary mortality, and that an increase of the annual average sulfate level by $19.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ is associated with a 15% increase in overall mortality, 36% increase in lung cancer mortality and 26% increase in cardiopulmonary mortality.

A large and growing body of literature documents the adverse health effects associated with particulate air pollution. These results have now been repeated in numerous analyses of existing data, and the present understanding is that PM pollution is causing in North America and Europe tens of thousands of excess deaths per year. Ten years ago most experts would probably have agreed, that severe health effects of the present air pollution levels in North America and Western Europe are rare and mild. Now we estimate that air pollution, especially the PM_{10} , may annually increase respiratory and cardiovascular mortality by tens of thousands of individuals in Europe alone and significantly reduce the length of life in large populations.

The recent studies of Dockery, Schwartz, Pope, Katsouyanni and others have led to serious discussion about the needs to considerably reduce the levels of particulate air pollutants in urban air, and to revise the particulate ambient air quality standards (51). Currently understood toxic mechanisms of individual harmful compounds or their combinations in the particulate matter can hardly explain the observed mortality increases. The total mass of $\text{PM}_{2.5}$ particles inhaled into the lung during a full year, assuming $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, is in the order of 1 mg. Indeed it may be that the health effects of the atmospheric aerosols do not depend on the specific chemical components.

A hypothesis by Seaton et al. (52) suggests that ultrafine particles [mostly generated by atmospheric chemistry and physics of gaseous and vapor phase pollutants] are able to provoke alveolar inflammation, with release of mediators capable, in susceptible individuals, of causing exacerbations of lung disease and of increasing blood coagulability. The authors suggest that this hypothesis be tested epidemiologically and with animal experiments.

Although the mechanisms, through which $\text{PM}_{2.5}$ increases mortality, are far from understood, the epidemiological data are sufficiently coherent to compel us to review the existing standard for particulate matter (51).

Volatile organic compounds (VOC)

Definitions. - The term VOC is used for a large number of volatile organic compounds with highly varying physical, chemical and toxic properties. The VOC are defined by WHO as having melting points below room temperature, and boiling points from 50-100°C to 240-260°C. Other more detailed classifications are in use. The VOC, detectable in a single building, may consist of hundreds of different organic compounds, which makes analysis, risk assessment, and guideline setting for these compounds an exceptionally difficult task.

Sources. - Traffic fuels: probably the most significant and widespread source of VOC exposure is the use of gasoline. Primary gasoline components from evaporation losses during refuelling and from hot engines in the garages, and partly oxidized compounds from tailpipe emissions are both important. The average personal TVOC exposures during refuelling in 6 studies range 50 - 150 mg/m³. The main components in gasoline vapour are n-butane, isopentane, n-pentane and isobutane. The main components in tailpipe emissions are methane, toluene, ethylene, m- and p-xylene, n-butane and benzene. The total hydrocarbon levels, (of which only a part comes from gasoline evaporation or traffic emissions) in seven US cities between 6 and 9 o'clock range 200-1400 ppbC. At the component level, i-pentane, n-butane, n-pentane, toluene, m- and p-xylene were present at the highest concentrations in all but one city. The mean microenvironmental concentrations measured in automobiles while driving into New York City were toluene (26-56 µg/m³), m- and p-xylene (16-23 µg/m³), methyl pentane (4-18 µg/m³), and benzene (9-11 µg/m³). In addition to the numerous *natural* gasoline compounds, most of which exist at concentrations above and below 1% in the total gasoline, oxygenate compounds, such as methanol, ethanol and MTBE, and many (volatile) organic additives are used to improve the gasoline properties (anti-knock, anti-oxidants, metal deactivators, anti-rust and anti-icing agents, lubricants, detergents and dyes) (53, 54).

- *Indoor materials:* in indoor environments harmful VOC are emitted by indoor combustion sources; tobacco smoke, unvented kerosene heaters and sometimes leaking fireplaces (benzene, xylenes, toluene, 2-butanone (MEK)), wood and particleboard (formaldehyde), and a large number of man made building materials, paints, adhesives, caulking compounds and floor coverings (benzene, xylenes, toluene, styrene, toluene diisocyanate, ethylbenzene, benzyl chloride, 2-butanone, 4-phenylcyclohexene) and a multitude of consumer products for cleaning and maintenance (1,4-dichlorobenzene, trichloroethene, petroleum distillates) (55). Typically the indoor air VOC concentrations from fresh paint and carpets, which may initially form an irritating problem, decay to steady state levels within 10 ... 20 weeks from the application (56), and remain low for years before new renovation takes place. The VOC emissions from combustion sources and consumer products may cause more significant long term exposure hazards, because they are used in the same premises repeatedly or continuously.

- *Activities:* the personal VOC exposures are not only related to certain microenvironments but also to activities, such as painting (xylene, ethylbenzene, decane, undecane and benzene), use of engine cleaner (xylene, ethylbenzene, tetrachloroethylene), household cleaning, or visiting dry cleaners (1,1,1-trichloroethane, tetrachloroethylene), use of deodorizers (dichlorobenzene), washing dishes or clothes, or swimming in a pool (chloroform), auto repair, smoking, pumping gas, or driving (benzene, xylene, ethylbenzene), and most importantly many works in many occupations (57).

Microenvironmental levels and personal exposures. - I am aware of only two studies, where personal VOC exposures of representative population samples have been measured, namely the TEAM studies in New Jersey and California, where the samples were collected more than 10 years ago (58, 59). In two new studies, NHEXAS in the US and EXPOLIS in Europe, VOC exposures will be assessed together with other pollution exposures. There are a few more studies, where the personal VOC exposures of small numbers of people have been monitored in special microenvironments (mostly traffic). All these studies are summarized in Table 1. In order to get a broader idea about the VOC exposures of people one needs to also look at studies where VOC have been analysed in typical microenvironments, such as homes, office buildings, autos, streets, and urban outdoor air.

Table 2 (part 1 and 2) presents the health risks and some reference values for 59 different VOC (Health effects will be discussed in a later chapter) and Table 3 (part 1, 2, 3, and 4) presents the available personal and microenvironmental concentration data from 28 recent microenvironmental and personal exposure studies for the listed VOC.

A close evaluation of the data on Tables 2 and 3, reveals that the list contains 59 VOC that have some reference value based on health, odour or irritation. 12 of these 59 VOC were not analyzed in any of these 28 studies. Out of these 12 vinyl chloride is a known carcinogen, methylisocyanate is a strong airway hypersensitivity initiator, a skin contact allergen and a strong irritant, methylmetacrylate is a skin contact allergen, and acetic acid an irritant. 11 of these 59 VOC have been measured in only one study. The whole VOC list contains 29 of the 172 organic US Clean Air Act Amendments of 1990 listed Hazardous Air Pollutants (HAPs), 2 of which (vinyl chloride and methylisocyanate) have not been analyzed in any of these studies.

Concluding from the evaluation of the 28 recent VOC studies: the sets of VOC that have been selected for analysis in different studies are inconsistent, and it is not clear from most reports what the selections are based on. Often the selection seems to be more related to available equipment, convenience and experience than consideration for the relevant compounds either for the complex mixture in the air or for the health effects of concern.

In a review of 68 VOC studies Brown et al. (60) conclude that:

- a) The mean concentration of each VOC in established buildings is generally below 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, with most below 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, while TVOC concentrations are substantially higher (e.g. 1100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in dwellings), reflecting the large number of compounds present;
- b) The mean VOC and TVOC concentrations in dwellings are generally greater than those in established public buildings, for unknown reasons;
- c) VOC concentrations in new buildings are much greater than those in established buildings, often by an order of magnitude or more, and appear to arise from construction materials and building contents, the VOC emission characteristics of which can be measured for source control; and

Table 1. - Summary of the design parameters of personal VOC exposure studies.

Pollutant(s)	exposure time frame	sampling time(s)	exposure data	target population	sampling frame	population sample	reference
VOC	autumn	2x12 h	PAS BME EI, BI	Bayonne and Elisabeth, NJ	stratified probabil. sample	355	(58)
VOC	full year	2 x 12 h	PAS BME EI BI	population of California over 7 y	stratified probabil. sample	188	(59)
VOC CO O ₃ NO ₂	short term	1 h 1 h 1 h 1 h continuous	AMSS AMSS AMSS AMSS SAM MMAQ	selected driving routes in Raleigh, NC during rush hours	field experiment with 2 automob.	-	(61)
TVOC	cross sect	1 wk	PISS	rural South African population	among the 34	7	
SO ₂	"	"	POSS	in cold winter regions	households in	12	
NO ₂	8 h	8 h	SIM	using wood fuel	a single farm	18	
CO	8 h	8 h	SIM		in Transvaal	18	
TSP	12 h	12 h	PAS		Highveld	18	
VOC	short term		PAS AISS	commuters of Taipei, bus and MC	random sample	3+3	(62)

AISS = active indoor stationary sampler

AMSS = active microenvironmental stationary sampler

BI = behaviour interview

BME = biomarker of exposure

EI = exposure interview

MuMAQ = modeling of microenvironmental air quality

PAS = personal active sampler

PISS = passive indoor stationary sampler

POSS = passive outdoor stationary sampler

SAM = stationary ambient air monitor

SIM = stationary indoor air monitor

TQ = transportation questionnaire

Table 3. - *The VOC components and levels measured in different microenvironments and personal exposure studies (part 1).*

VOC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(58) Elisabeth Bayonne, NJ		Canada	(69) Europe 13 countries	(59) LA	LA	(61) Raleigh NC	Raleigh NC	Raleigh NC	Raleigh NC	(70) German resid 50%-95%
microenvironment	personal	outdoor	gas station	selfserv.fuel	personal	outdoor	traffic	outdoor	traffic	street	homes
sampling	pump		outdoor	personal	pump		vacuum				passive
medium	Tenax				Tenax		canister				
analysis	GC/EIMS		x1000	x1000	GC/FID		GC/MS				GC/FID/ECN
Alkanes/cycloalkanes											87-244
isobutane			1.5	3-149			9.1	3.9	8.5	8	
1,3-butadiene				0-11			3.3	1.2	2.9	1.2	
hexane			5	0-16			14	3.3	11	7.4	7-22
isoalkane (SUM)											24-80
nonane			0.02				0.6	0.3	0.2	0.9	5-31
decane			0.04		2.2	1.1	1.5	0.4	1.4	1.5	8-52
cyclohexane			0.5				1.2	0.2	1.2	0.7	
Aromatics											135-369
benzene	15-73	7-27	0.44	0-13	15	14	12	1.9	12	6.8	7-22
toluene			0.2	0-17			47	8.2	48	31	62-190
ethylbenzene	8-52	3-14	0.03		8	7.1	8.8	1.5	9.2	5.9	7-25
m&p-xylene	18-100	8-31	0.002		23	21	31	5	32	20	16-57
o-xylene	6-35	3-11	0.02		10	7.9	11	1.9	12	7.6	5-18
p-xylene			0.06								
styrene	2-10	1-3			2.3	1.9					1-6
naphthalene											2-5
propylbenzene											
1,2,4-trimethylbenzene							16	2.7	17	11	6-27
1,4-dimethyl-ethylbenzene											
biphenyl											
aniline											
Alcohols											
2-propanol											
2-methyl-1-propanol											
1-butanol											1-4
1-pentanol											
2-ethylhexanol											1-4
phenol											
Glycols/glycol ethers											
1,2-ethandiol											
1,2-propandiol											
ethoxyethanol											
2-butoxyethanol											
Esters											
butyl acetate											3-19
butyl phthalates											
phthalates											
methylmethacrylate											
Alkanals/alkanones											
formaldehyde											55-106
acetaldehyde											
butanal											
benzaldehyde											
acetone											
butanone											
Carboxylic acids											
acetic acid											
Siloxanes											
tetraethyl orthosiloxane											
Halogennated compounds											19-119
trichloroethene	3-46	1-8			2.2	0.46					4-20
tetrachloroethene	8-70	3-26			8.2	9					5-27
1,1,2-trichloroethane	17-380	5-20									
tetrachloroethane	2-18	1-3									
chloroform	3-29	1-7			1	0.28					
chlorobenzene											
1,4-dichlorobenzene											27-133
hexachloroethane											
1,2,4-trichlorobenzene											
hexachlorobenzene											
vinyl chloride											
chlorophenols											
Miscellaneous											
butanone oxime											
N-ethyl acetamide											
methylisocyanate											
quinoline											

Table 3. - *The VOC components and levels measured in different microenvironments and personal exposure studies (part 3).*

VOC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(77) Finland building	(78) Finland compl. bldgs	(77) Finland compl. bldgs	(79) Canada residences and offices	(80) Swiss new/ renovated bldg	(81) Canadian homes	(82) London buildings indoor	(83) London buildings outdoor
microenvironment sampling medium analysis	offices pump tenax TA GC/MS GC/FID	homes pump tenax TA GC/MS GC/FID	offices pump tenax TA GC/MS GC/FID	homes diffusion OVMS3500 GC/MSD	homes pump Tenax TA GC/MS			
Alkanes/cycloalkanes								
isobutane								
1,3-butadiene								
hexane		2-20	4	2		16		
isoalkane (SUM)								
nonane		3-20	21					
decane	1-3	7-40	43	48		7800	54	
cyclohexane					10100			
Aromatics								
benzene		34-176	2	7			12	48
toluene	40-121	31-121	83	84	50-1620	12200	41	24
ethylbenzene	2-7	6-25	19	14			12	5
m,p-xylene	4-13	14-74	24	26	70-290	2400	7	14
o-xylene	2-11	7-33	7	8			8	
p-xylene	0			9			6	
styrene	1-8	1-274	6	1	31-2440			
naphthalene				8	14-234	220	12	
propylbenzene		1-8	3					
1,2,4-trimethylbenzene	-1-2	5-25	15	16			20	6
1,4-dimethyl-ethylbenzene								11
biphenyl							1	
aniline							104	
Alcohols								
2-propanol								
2-methyl-1-propanol								
1-butanol		6-44	1		14-990	6100		
1-pentanol		4-12	4					
2-ethylhexanol		1-6						
phenol					1-6			
Glycols/glycol ethers								
1,2-ethandiol								
1,2-propanediol						570		
ethoxyethanol								
2-butoxyethanol						1000		
Esters								
butyl acetate		4-20	3			900		
butyl phthalates							1	
phthalates							22	
methylmethacrylate								
Alkanals/alkanones								
formaldehyde	20-120					1300		
acetaldehyde	10-100							
butanal						500		
benzaldehyde		2-18	2			440		
acetone								
butanone								
Carboxylic acids								
acetic acid								
Siloxanes								
tetraethyl orthosiloxane								
Halogenated compounds								
trichloroethene				1				
tetrachloroethene				3				
1,1,2-trichloroethane								
tetrachloroethane								
chloroform				2			9	
chlorobenzene								
1,4-dichlorobenzene				36				
hexachloroethane				0.05				
1,2,4-trichlorobenzene				0.03			5	
hexachlorobenzene							3	
vinyl chloride								
chlorophenols					6-64			
Miscellaneous								
butanone oxime								
N-ethyl acetamide								
methylisocyanate								
quinoline								

Table 3. - The VOC components and levels measured in different microenvironments and personal exposure studies (part 4).

VOC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(84) Italian bldgs	(85) Canadian residences	(86) Dutch resid. before after	(30) Turin Italy	(54) traffic suburb NYC	runpike NYC	tunnel NYC
microenvironment sampling medium analysis	offices pump multisorb GC/MS GC/FID		homes pump GC/FID	personal passive GAC sorbent GC/FID	outdoor indoor	in auto	in auto
Alkanes/cycloalkanes							
isobutane							
1,3-butadiene							
hexane	10-43						
isoalkane (SUM)							
nonane	32						
decane	23	54					
cyclohexane	7-32						
Aromatics							
benzene	12	5	9-12	1-2	18 ppb	14 ppb	17 ppb
toluene	8-31	41	38-40	21-32	20 ppb	17 ppb	17 ppb
ethylbenzene	32	12	3	2			
m&p-xylene	36	7	3-7	1	19 ppb	15 ppb	16 ppb
o-xylene		8					
p-xylene		6					
styrene			1	0.4-0.6			
naphthalene		12	0.5	0.1-0.3			
propylbenzene	37		8-17	0.2-0.3			
1,2,4-trimethylbenzene	7-23	20	3	1-2			
1,4-dimethyl-ethylbenzene							
biphenyl							
aniline							
Alcohols							
2-propanol							
2-methyl-1-propanol							
1-butanol							
1-pentanol							
2-ethylhexanol							
phenol							
Glycols/glycol ethers							
1,2-ethandiol							
1,2-propandiol							
ethoxyethanol							
2-butoxyethanol	37						
Esters							
butyl acetate							
butyl phthalates							
phthalates							
methylmethacrylate							
Alkanals/alkanones							
formaldehyde							
acetaldehyde							
butanal							
benzaldehyde	28						
acetone							
butanone							
Carboxylic acids							
acetic acid							
Siloxanes							
tetraethyl orthosiloxane							
Halogenated compounds							
trichloroethene			12	7-8			
tetrachloroethene			7-8	6			
1,1,2-trichloroethane			0.6-1.4	0.9-1.5			
tetrachloroethane			1.4	0.9			
chloroform		20					
chlorobenzene			1-2	0.5			
1,4-dichlorobenzene			0.8	0.5			
hexachloroethane		62					
1,2,4-trichlorobenzene		5					
hexachlorobenzene							
vinyl chloride							
chlorophenols							
Miscellaneous							
butanone oxime	+						
N-ethyl acetamide							
methylisocyanate							
pinoline							

d) VOC and TVOC concentrations in complaint buildings have been measured to a limited extent and may or may not be greater than those in established buildings.

At least two studies have addressed systematically the TVOC levels in building stock. In the Swedish ELIB study TVOC was measured together with a number of other IAQ and energy parameters in a carefully selected representative sample of the Swedish housing stock. They found an essentially log-normal distribution of indoor air TVOC levels with a median value between 300 and 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, single-family houses slightly higher than multi-family buildings (87). In the European AUDIT project of 56 office buildings in 9 countries, differences in the TVOC levels between countries were striking. In Germany, Finland, the Netherlands and Denmark the TVOC levels varied 100 - 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, while in the UK, Greece and France the range was 200 - 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, in Switzerland and Norway the levels were generally low but peak values reached 1800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (88).

Health Effects. - The health effects of different VOC are quantitatively and qualitatively quite different. Table 2 lists the VOC compounds that have been assigned reference or guideline values such as odour (64, 65) and irritation (32, 66, 67) threshold levels, air quality guideline values (32, 68), or are listed as Hazardous Air Pollutants in the US CAAA, 1990. Environmental measurements have been published for 103 of the 172 organic HAPs. All the 172 organic HAPs are not listed in table 2, but those 29 that are in the list, have been marked in the last column. Some VOC are known or suspected human carcinogens, see column 4 in Table 2, airway hypersensitivity initiators, see columns 2 and 3 in Table 2 (63, 89), irritants and/or odorous, see columns 5-11 in Table 2 (32, 65-67).

The known human carcinogenic VOC (IARC I) are benzene and vinyl chloride, and the suspected carcinogens (IARC II A, B) are formaldehyde, 1,3-butadiene, styrene, tetrachloroethane, chloroform, hexachlorobenzene, and chlorophenols. A recent US study suggests that 1,3-butadiene makes the greatest contribution to overall VOC related cancer risk, namely 41%, followed by 18% for benzene and 15% for formaldehyde. Yet, these are not likely to be the most significant cancer risks in air environments. Most of the organic carcinogens that occur in the indoor environments are particle phase PAHs from combustion sources, such as tobacco smoke, fireplaces and diesel exhaust gases from outdoors, and the dominant indoor air carcinogen is most probably the radioactive noble gas radon (^{222}Rn) emanating from some building materials and the soil beneath the buildings.

No VOC occurring in indoor air are known allergens in the sense that they would cause Ig-E transmitted immunological defense mechanisms in the organism. However, some indoor air VOC satisfy the definition for specific hypersensitivity initiators, which alter enzyme function or metabolism in the organism and can, in sensitized individuals, cause strong reactive symptoms at low doses. Once an individual's airways have been sensitized by allergy or hypersensitivity they are typically also quite

sensitive to non-specific hyper-responsiveness caused by quite many irritating VOC, particles, smokes and their mixtures (63, 89).

Some VOC exhibit neurotoxic effects (xylenes, toluene, styrene, trichloroethane, ethyl benzene, dichloromethane, 1,4 dichlorobenzene, benzyl chloride, 2-butanone, 4-phenylcyclohexene and many petroleum distillates). Occupational toxicology and epidemiology, and animal tests have also identified other health relevant properties for some VOC. However, all these effects are only known to occur at concentrations which must be quite rare in non-industrial indoor environments.

In the high end of the VOC exposures in buildings the general human response to VOC in indoor air has been classified to a) acutely perceived deterioration of the environment, b) acute or subacute inflammation-like reactions in skin or mucous membrane, and c) subacute and weak stress-like reactions.

It has been suggested that there may be an association between rather low TVOC levels with a complex set of unspecific symptoms, called the Sick Building Syndrome (SBS). However, in evaluating this connection Mendell found in his review (90) of 33 studies on the environmental factors related to the SBS (Sick Building Syndrome) only sparse or inconsistent association between the observed VOC levels and work related symptoms. One possible explanation for this lack of association may be the lack of consistency in the VOC measured in different studies, discussed in chapter *Microenvironmental levels and personal exposures*. One of the most interesting recent findings is that the irritating (nasal pungency) effects of many VOC in complex mixtures appear to be proportional to their odour effects and additive and can be modelled in some cases (91). When one compares the no observed effect levels (NOEL) for individual VOC to the levels found in (complaint) buildings, it becomes obvious that any acute health effects or symptoms that the existing VOC levels (Tab. 3 and ref.60) in buildings might exhibit must be some types of combined effects.

Perceived air quality. - People perceive the VOC by their odorous and common chemical sense (chemesthetic modality). Several methods have been developed to evaluate the combined perceived effects of mixtures of VOC and other air quality deteriorating compounds. The most studied and developed is probably the Decipol method, which uses trained panels, calibrated by known concentrations of acetone (decipol scale) to rate their first impact of perceived air quality, e.g. in a room. This method has left few people cold, it has raised both enthusiasm and strong criticism (92-94), depending on the variation of viewpoints from practical relevance to scientific accuracy. On the cool side a typical conclusion from the discussion has been that the decipol rating does not replace existing IAQ monitoring techniques or measures, but may add a practical dimension for systematical evaluation of IAQ - which can be compared as a method and purpose to tasting drinking water after all the chemical tests have been passed. Obviously, if the water tastes awful, its quality is unacceptable regardless of

other test results, but will a pleasant fresh taste give it high quality in the absence of chemical tests?

TVOC approach. - In spite of the studies of Cain et al. and the radical approaches by Fanger et al. science and practice are still far from predicting the combined health and sensory effects of complex VOC mixtures. Facing great uncertainties decisions still need to be made daily in selecting materials and ventilation rates to new buildings and judging problems in existing ones.

Two practical approaches for IAQ guidelines for total VOC (TVOC) (excluding formaldehyde and carcinogenic VOC) have been proposed, one for total VOC measurement (TVOC) (95), the other based on gas chromatographic separation and quantification (96).

The former (95) approach is generalized from the toxicological responses published in indoor air pollution literature. The following exposure range classification relative to the TVOC-level as measured by flame ionization detector calibrated against toluene is suggested: comfort range ($< 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$), multifactorial exposure range ($200\text{--}3\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$), discomfort range ($3\,000\text{--}25\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$), and toxic range ($> 25\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

In the latter (96) approach, the analyzed organic compounds are ranked according to their concentrations and divided into the following classes (class target guideline for ten first in each class in parenthesis): alkanes ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$), aromatics ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) terpenes ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$), halocarbons ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$), esters ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$), carbonyls (excl. formaldehyde) ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$), and *other* ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$). The classes are then summed up for the TVOC-value. The proposed target guideline value for the TVOC is ($300 \mu\text{g}/\text{m}^3$), and no individual compound should exceed 50% of its class target or 10% of the TVOC target guideline value. These target guideline values are not based on toxicological considerations, but on the existing levels and on professional judgement about the achievable levels.

Although the two approaches are fundamentally different, they almost agree in the practical outcome. The first suggests a comfort range of $< 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, the latter proposes a target guideline value of $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for the TVOC.

For those interested in further development of the TVOC concept, Working Group 13 of the European Concerted Action *Indoor Air Quality and its Impact on Man* has prepared a new guide for analysis and application of the TVOC (97).

Conclusions

The four outdoor and indoor air pollutants or pollutant categories, NO_2 , CO, PM and VOC, are very different environmental health concerns.

The health effects of the indoor and outdoor NO_2 levels, which are presently common in Western Europe, do not appear to be severe. However, the indoor and outdoor NO_2 levels are not decreasing, and with growing road traffic, fossil fuel use, gas

cooking and proportion of tight, sparsely ventilated buildings in the total building stock, the NO₂ levels and exposures may be increasing.

The health effects and toxicity mechanisms of high CO exposures are very well known. In Europe, in closed indoor spaces acute accidental CO poisonings kill in the order of a thousand individuals every year. The question of whether the subtoxic CO levels present in urban outdoor air increase mortality and morbidity has been evaluated in only one recent time series study. This study established a 10% increase in overall mortality associated with a 10 mg/m³ increase in 24 h average ambient air CO. If this is indeed due to CO and not the complex traffic contaminated urban pollution mix, with CO as an indicator, this is a significant effect and warrants verification in an independent study.

The recent epidemiological findings about the health effects of particulated matter, especially the more defined PM₁₀, PM_{2.5} and BS and sulfates, have raised more environmental health concern than probably anything since the Chernobyl accident. Today the epidemiological evidence is compelling that the respirable particulate matter kills in the order of 100 000 individuals annual in North America and West Europe alone, and also that this pollution does not only synchronize the deaths but also significantly shortens the life expectancies of majority populations in the US and most European countries. The excess deaths are mostly cardiovascular, but also pulmonary including lung cancer deaths. The toxicological mechanisms behind these premature deaths are presently not understood.

The health effects of large numbers of individual VOC at high concentrations have been well studied and critically evaluated in respective occupational hygiene limit value documentation. At the low concentrations and complex mixtures found in homes, offices and outdoors, there exist consistent, field experience based suspicions about significant health and comfort effects. There are a few promising ideas to understand or at least manage such effects, but so far little hard knowledge that new models could be based on. One reason for this lack of knowledge is inconsistency and incomparability of the existing environmental VOC data, and the absence of any sufficiently large and well designed epidemiological studies that would have tested the existing theories and ideas.

References

1. AVALIANI, S., VASHKOVA, V., IRODOVA, E., RAKHMANINA, N., ZINOVIEVA, N., KARTASHOVA, A. Exposure monitoring of nitrogen dioxide in Moscow (pilot study within the WHO/UNEP human exposure assessment locations/HEAL/programme). In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 3, p. 307-312.
2. DÖRRE, W., KNAUER, A. Exposure to nitrogen dioxide: comparison of individual exposure in 10 infants. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 3, p. 313-318.

3. SONG, R., WANG, G., ZHOU, J. Study on the personal exposure level to nitrogen dioxide for housewives in Beijing. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 3, p. 337-342.
4. XUE, J., ÖZKAYNAK, H., WARE, J., SPENGLER, J., BILLICK, I., SILVERS, A. Alternative estimates of exposure to nitrogen dioxide and their implications to epidemiologic study design. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 3, p. 343-348.
5. ÖZKAYNAK, H., SPENGLER, J., BUTLER, D., BILLICK, I. Predicting the distribution of population exposures to NO₂ in a large urban area. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 3, p. 295-300.
6. OIE, L., NAFSTAD, P., BOTTEN, G. Infants exposure to NO₂. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 3, p.185-188.
7. ALM, S., JANTUNEN, M., MUKALA, K., PASANEN, P., TUOMISTO, J. Personal exposures of preschool children to carbon monoxide and nitrogen dioxide: the role of gas stoves. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 3, p. 289-294.
8. ALM, S., MUKALA, K., PASANEN, P., TITTANEN, P., RUUSKANEN, J., TUOMISTO, J., JANTUNEN, M.J. Personal NO₂ exposures of preschool children in Helsinki. *J.Expos.Anal.Environ.Epid.* 1998, in press.
9. QUACKENBOSS, J., SPENGLER, J., KANAREK, M., LETZ, R., DUFFY, C. Personal exposure to nitrogen dioxide: relationship to indoor/outdoor air quality and activity patterns. *Environ. Sci. Technol.* 1986, 20: 8.
10. RYAN, P.B., SPENGLER, J.D., SCHWAB, M., SOCZEK, M.L., BILLICK, I.H. Nitrogen Dioxide Exposure Studies: I. The Boston Personal Monitoring Study. In: *Proceedings of the First International Symposium on Total Exposure Assessment Methodology: A New Horizon*, Las Vegas, NV, November 26-28, 1989, p. 38-65.
11. SPENGLER, J., SCHWAB, M., RYAN, P.B., BILLICK, I.H., COLOME, S., WILSON, A.L., BECKER, E. Personal exposure to nitrogen dioxide in the Los Angeles basin. *J. AWMA* 1994, 44: 39-47.
12. CATWARD, J., COLLS, J.J. Nitrogen dioxide concentrations in road vehicles. *Environ. Technol.* 1990, 11: 381-386.
13. CHAN, L.Y., WU, H.W.Y. A study of bus commuter and pedestrian exposure to traffic air pollution in Hong Kong. *Environ. Int.* 1993, 19: 121-132.
14. WORLD HEALTH ORGANIZATION. Working Group "Classical" Air Pollutants and Health. *Update and revision of the Air Quality Guidelines for Europe*. WHO Regional Office for Europe, (EUR/ICP/EHAZ 94 05/PB01) 1995.
15. SCHWARTZ, J. Lung function and chronic exposure to air pollution: a cross-sectional analysis of NHANES II. *Environ. Res.* 1989, 50: 309-321.
16. PÖNKÄ, A. Absenteeism and respiratory disease among children and adults in Helsinki in relation to low-level air pollution and temperature. *Environ. Res.* 1990, 52: 34-46.
17. PÖNKÄ, A. Asthma and low level air pollution in Helsinki. *Arch. Environ. Health* 1991, 46: 262-270.
18. SCHWARTZ, J., SPIX, C., WICHMANN, H.E., MALIN, E. Air pollution and acute respiratory illness in five German communities. *Environ. Res.* 1991, 56: 1-14.
19. BRUNEKREEF, B., LUMENS, M., HOEK, G., HOFSCHEUDER, P., FISCHER, P., BIERSTEKER, K. Pulmonary function changes associated with an air pollution episode in January 1987. *J.APCA* 1989, 39: 1444-1447.
20. HOEK, G. Acute effects of ambient air pollution episodes on respiratory health of children, Doctoral dissertation, Univ. of Wageningen, the Netherlands, 1992.
21. FORSBERG, B., KJELLMANN, K., STJERNBERG, N., SVANBERG, P.A. Luftföroreningar i svensk urbanmiljö. I. Besvärssupplelse och symptomförekomst i relation till luftföroreningars halter i

- omgivningsluft. Umeå, Sweden: University of Umeå, Department of Public Health and Environmental Studies, 1991.
22. SCHOUTEN, J.P., VONK, J.M., DE GRAAF, A. Short term effects of air pollution on emergency hospital admissions for respiratory disease: results of the APHEA project in two major cities in the Netherlands. *J. Epid. Community Health* 1996, 50: s22-s29.
 23. ZMIROU, D., BARUMANDZADEH, T., BALDUCCI, F., RITTER, P., LAHAM, G., GHILARDI, J.P. Short term effects of air pollution on mortality in the city of Lyon, France 1985-90. *J. Epid. Community Health*, 1996, 50: s30-s35.
 24. SPIX, C., WICHMANN, H.E. Daily mortality and air pollutants: findings from Köln, Germany. *J. Epid. Community Health* 1996, 50: s52-s58.
 25. DAB, W., MEDINA, S., QUÉNEL, P., LE MOULLEC, Y., LE TERTRE, A., THELOT, B., MONTEIL, C., LAMELOISE, P., PIRARD, P., MOMAS, I., FERRY, R., FESTY, B. Short term respiratory health effects of ambient air pollution: results of the APHEA project in Paris. *J. Epid. Community Health* 1996, 50: s42-s46.
 26. PÖNKÄ, A., VIRTANEN, M. Asthma and ambient air pollution in Helsinki. *J. Epid. Community Health* 1996, 50: s59-s62.
 27. JUNGERS AKLAND, G., SAULS, H. A human exposure assessment study using personal monitoring of carbon monoxide - direct and indirect methods. *Environ. Int.* 1985, 11: 413-418.
 28. ACKLAND, G., HARTWELL, T., JOHNSON, T., WHITMORE, R. Measuring human exposure to carbon monoxide in Washington, D.C., and Denver, Colorado, during the winter of 1982-1983. *Environ. Sci. Technol.* 1985, 19: 911-918.
 29. ALM, S., REPONEN, A., MUKALA, K., PASANEN, P., TUOMISTO, J., JANTUNEN, M.J.. Personal exposures of preschool children to carbon monoxide: roles of ambient air quality and gas stoves. *Atmos. Environ.* 1994, 28: 3577-3580.
 30. GILLI, G., SCURSATONE, E., BONO, R. Benzene, toluene and Xylenes in air, geographical distribution in the Piedmont region (Italy) and personal exposure. *Sci. Tot. Environ.*, 1994, 148: 49-56.
 31. DOR, F., LE MOULEC, Y., FESTY, B. Exposure of city residents to carbon monoxide and monocyclic aromatic hydrocarbons during commuting trips in the Paris metropolitan area. *J. AWMA* 1995, 45: 103-110.
 32. WORLD HEALTH ORGANIZATION. Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publications (European Series No. 23) 1987, 426 p.
 33. DOCKERY, D.W., SPENGLER, J.D. Personal exposure to respirable particulates and sulphates. *J. APCA* 1981, 31: 153-159.
 34. SEXTON, K., SPENGLER, J.D., TREITMAN, R.D. Personal exposure to respirable particles: a case study in Waterbury, Vermont. *Atmos. Environ.* 1984, 18: 1385-1398.
 35. SPENGLER, J.D., TREITMAN, R.D., TOSTESON, T.D., MAGE, D.T., SOCZEK, M.L. Personal exposures to respirable particulates and implications for air pollution epidemiology. *Environ. Sci. Technol.* 1985, 19:700-707.
 36. WIENER, R.W. Measurement and evaluation of personal exposure to aerosols. In: *Proceedings of the 1988 EPA/APCA International Symposium: Measurement of Toxic & Related Air Pollutants*, 1988.
 37. CLAYTON, C.A., PELLIZZARI, E.D., WIENER, R.W. Use of a pilot study for designing a large-scale probability study of personal exposure to aerosols. *J. Exp. Anal. Environ. Epid.* 1991, 1: 407-421.
 38. WALLACE, L., CLAYTON, A., WHITMORE, R., SHORES, R., THOMAS, K., WHITAKER, D.A., READING, P., PELLIZZARI, E.D., SPENGLER, J., ÖZKAYNAK, H., FROELICH, S., JENKINS, P., OTA, L., WESTERDAHL, D. Initial results from the PTEAM study: Survey design, population response rates, monitor performance and Quality control. In: *Proceedings of the 1991 USEPA/AWMA International Symposium: Measurement of Toxic & Related Air Pollutants*, 1991.
 39. WALLACE, L., ÖZKAYNAK, H., SPENGLER, J., PELLIZZARI, E.D., JENKINS, P. (1993): Indoor, outdoor and personal air exposures to particles, elements and nicotine for 178 southern California residents. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993. K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 3, p.445-450.

40. THOMAS, K.W., PELLIZZARI, E.D., CLAYTON, A., WHITAKER, D.A., SHORES, R.C., SPENGLER, J., ÖZKAYNAK, H., FROELICH, S.E., WALLACE, L.A. Particle total exposure assessment methodology (PTEAM) 1990 study: Method performance and data quality for personal, indoor, and outdoor monitoring. *J. Exp. Anal. Environ. Epid.*, 1993, 3: 203-226.
41. CLAYTON, A., PERRIT, R.L., PELLIZZARI, E.D., THOMAS, K.W., WHITMORE, R.W., WALLACE, L.A., ÖZKAYNAK, H., SPENGLER, J.D. Particle total exposure assessment methodology (PTEAM) 1990 study: Distributions of aerosol and elemental concentrations in personal, indoor, and outdoor air samples in a southern California community. *J. Exp. Anal. Environ. Epid.*, 1993, 3: 227-250.
42. BATES, D.V., FISH, B.R., HATCH, T. F., MERCER, T.T., MORROW, P.E. Deposition and retention models for internal dosimetry of the human respiratory tract (The NCRP Lung model). *Health Phys.* 1966, 12: 173-207.
43. SCHWARTZ, J., DOCKERY, D.W. Particulate air pollution and daily mortality in Steubenville, Ohio. *Am. J. Epidemiol.* 1992, 135:12-19.
44. XU, X., GAO, J., DOCKERY, D.W., CHEN, Y. Air pollution and daily mortality in residential areas of Beijing, China. *Arch. Environ. Health* 1994, 49: 216-222.
45. KATSOUYANNI, K., ZMIROU, D., SPIX, C., SUNYER, J., SCHOUTEN, J.P., PÖNKÄ, A., ANDERSON, H.R., LEMOULEC, Y., WOJTYNIAK, B., VIGOTTI, M.A., BACHAROVE, L. Short-term effects of air pollution on health: a European approach using epidemiological time-series data. *Eur. Respir. J.* 1995, 8: 1030-1038.
46. TOULOUMI, G., SAMOLI, E., KATSOUYANNI, K. Daily mortality and "winter type" air pollution in Athens, Greece - a time series analysis within the APHEA project. *J. Epidemiol. Community Health* 1996, 50: s47-s51.
47. VIGOTTI, M.A., ROSSI, G., BISANTI, L., ZANOBETTI, A., SCHWARTZ, J. Short term effects of urban air pollution on respiratory health in Milan, Italy, 1980-89. *J. Epidemiol. Community Health* 1996, 50: s63-s70.
48. HEI OVERSIGHT COMMITTEE. *Particulate air pollution and daily mortality. Replication and validation of selected studies: Phase I report of the particle epidemiology evaluation project.* Health Effects Institute, Aug. 1995, 1995.
49. DOCKERY, D.W., POPE, C., XU, X., SPENGLER, J., WARE, J., FAY, M., FERRIS, B., SPEIZER, F. An association between air pollution and mortality in six US cities. *NEJM* 1993, 329: 753-759.
50. POPE, C.A., THUN, M.J., NAMBOODIRI, M.M., DOCKERY, D.W., EVANS, J.S., SPEIZER, F.E., HEATH, C.W. Particulate Air Pollution as Predictor of Mortality in a Prospective Study of U.S. Adults. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 1995, 151: 669-674.
51. FRIEDLANDER, S.K., LIPPMANN, M. Revising the particulate air quality standard: scientific and economic dilemmas. *Environ. Sci. Technol.*, 1994, 28: 148-150.
52. SEATON, A., MACNEE, W., DONALDSON, K., GODDEN, D. Particulate air pollution and acute health effects. *The Lancet* 1995, 345:176-178.
53. WIXTROM, R.N., BROWN, S.L. Individual and population exposures to gasoline. *J. Exp. Anal. Environ. Epid.* 1992, 2: 23-78.
54. WEISEL, C.P., LAWRYCK, N.J., LIOY, P.J. Exposure to emissions from gasoline within automobile cabins. *J. Exp. Anal. Environ. Epid.* 1992, 2: 79-96.
55. MARONI, M., SEIFERT, B., LINDVALL, T. (eds.) *Indoor Air Quality - a Comprehensive Reference Book*, Elsevier Air Quality Monographs Vol. 3, 1995.
56. LEVIN, H. VOC Sources, Emissions, Concentrations and Design Calculations. *Indoor Air Bulletin* 1996, 3 (5): 2-12.
57. WALLACE, L.A., PELLIZZARI, E.D., HARTWELL, T.D., DAVIS, V., MICHAEL, L.C., WHITMORE, R.W. The influence of personal activities on exposure to volatile organic compounds. *Environ. Res.* 1989, 50: 37-55.
58. WALLACE, L.A., PELLIZZARI, E.D., HARTWELL, T.D., WHITMORE, R.W., SPARACINO, H.Z. Total Exposure Assessment Methodology (TEAM) Study: Personal Exposures, Indoor Outdoor Relationships, and Breath Levels of Volatile Organic Compounds in New Jersey. *Environ. Int.* 1986, 12: 369-387.

59. HARTWELL, T.D., PELLIZZARI, E.D., PERRIT, R.L., WHITMORE, R.W., ZELON, H.S., SHELDON, L.S., SPARACINE, C.M. Results from the total exposure assessment methodology (TEAM) study in selected communities in northern and southern California. *Atmos. Environ.* 1987, 21: 1995-2004.
60. BROWN, S.K., SIM, M.R., ABRAMSON, M.J., GRAY, C.N. Concentrations of volatile organic compounds in indoor air - a review. *Indoor Air* 1994, 4: 123-134.
61. CHAN, C.C., ÖZKAYNAK, H., SPENGLER, J., SHELDON, L. Driver exposure to volatile organic compounds, CO, Ozone and NO₂ under different driving conditions. *Environ. Sci. Technol.* 1991, 25: 964-972.
62. CHAN, C.C., LIN, S.H., HER, G.R. Student's exposure to volatile organic compounds while commuting by motorcycle and bus in Taipei city. *J. AWMA* 1993, 43:1231-1238
63. NKB. Testing and discussion of the proposed criteria for the ability of chemical substances to cause allergy and hypersensitivity in the skin and lower airways. Summary Report. NKB Committee and Work Reports, 1994 (03 E) 58 p.
64. USEPA, US Environmental Protection Agency database.
65. DEVOS, M., PATTE, F., ROUAULT, J., LAFFORT, P., VAN GEMERT, L.J. *Standardized human olfactory thresholds*, IRL Press at Oxford University Press, Oxford, 1990, p. 1-165.
66. SCHAPER, M. Development of a database for sensory irritants and its use in establishing occupational exposure limits. *ACGIH* 1993, 54: 488-544.
67. ARBEJDSTILSYNET. Graensevaerdier for stoffer og materialer. AT-anvisning Nr. 3.1.0.2, 1992.
68. ASHRAE. *Ventilation for acceptable indoor air quality*. Atlanta: American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc., (Standard 62) 1989.
69. CONCAWE. A survey of exposures to gasoline vapor. The Hague: Concawe, 1978.
70. KRAUSE, C., CHUTSCH, M., HENKE, M., KLIEM, C., LEISKE, M., MAILAHN, W., SCHULZ, C., SCHWARZ, E., SEIFERT, B., ULLRICH, D. *Umwelt-Survey Band IIIc Wohn-Innenraum: Raumluft*. WaBoLu Hefte 4/1991, Institut für Wasser-Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, 1991.
71. CHAN, C.C., CHEN, Y.C., WANG, J.D. A comparison of using questionnaire, butt count and home nicotine concentrations in predicting schoolchildren's exposure to nicotine. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 3, p. 349-353.
72. FAUST, B., FAUST, M., CAMMANN, K. Determination of volatile halogenated hydrocarbons (VHHC) in swimmers exhalations influenced by indoor swimming pool air. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 2, p. 379-384.
73. GIRMAN, J.R., ALEVANTIS, L.E., FLESSEL, P., FRACCHIA, M.F., KAPADIA, N.V., WEBBER, L.M., WEHRMEISTER, W.J. Measuring concentrations and predicting exposures to trichloroethylene from correction fluids. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*. Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 3, p. 385- 390.
74. HIGHSMITH, V.R., LINDSTROM, A.B., BUCKLEY, T.J. Assessing potential exposures from routine use of VOC-contaminated groundwater. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*. Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 3, p. 397-402.
75. CRUMP, D.R., MADANY, I.M. Daily variations of volatile organic compound concentrations in residential indoor air. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 2, p. 15-20.
76. BAYER, C.W., CROW, S. Detection and characterization of microbically produced volatile organic compounds. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*. Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 2, p. 33-38.
77. SAARELA, K., MATTINEN, M.L. Variance of volatile organic compounds in a new office building as a function of time. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air*

- Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 2, p. 75-80.
78. SAARELA, K., MATTINEN, M.L., TIRKKONEN, T. (1993): Occurrence of chemicals in the indoor air of Finnish building stock. Part I. Public buildings and dwellings with complaints. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 2, p. 81-86.
 79. FELLIN, P., OTSON, R. Seasonal trends of volatile organic compounds (VOC) in Canadian homes. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 2, p. 117-122.
 80. NIESLOCHOWSKI, A. VOC indoor air pollution in buildings as based on building research institute studies. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 2, p. 135-139.
 81. ROTHWEILER, H., WÄGER, P.A., SCHLATTER, C. Increased VOC concentrations in new and recently renovated buildings and their impact on the inhabitants. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 2, p. 153-158.
 82. OTSON, R., FELLIN, P. TVOC measurement: relevance and limitations In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 2, p. 281-286.
 83. PERRY, R., GEE, I.L. Indoor/outdoor air quality factors with respect to VOC emissions from vehicles. In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 2, p. 189-194.
 84. COTTICA, D., CAVALLO, D., ALCINI, D., SCHLITT, C., MARONI, M. Comparison of two methods for the determination of total volatile organic compounds In: *Proceedings of Indoor Air '93, 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993, 2, p. 239-244.
 85. OTSON, R., FELLIN, P., TRAN, Q. VOC in representative Canadian residences. *Atmosph. Environ. B* (in press).
 86. OP'T VELD, P.J., SLIJPEN, H.G. The Dutch E'Novation program: Indoor air quality in dwellings before and after renovation. *Air Infiltr. Rev.* 1993, 14 (4): 15-18.
 87. NORLÉN, U., ANDERSSON, K. (eds.) *The Indoor Climate in Swedish Housing Stock*. Bygghälsningsrådet, 1993 (D10), 107 p.
 88. LEVIN, *Personal Communication*, 1996.
 89. BAKKE, J.V., KNUDSEN, B.B. *Allergy, Hypersensitivity and Chemical Substances: Summary and Conclusions*. NKB Committee and Work Reports, 1993 (01 E), 46 p.
 90. MENDELL, M.J. Non-specific symptoms in office workers: a review and summary of the epidemiologic literature. *Indoor Air* 1993, 3 (4): 227-236.
 91. COMETTO-MUÑITZ, J.E., CAIN, W.S. Mixtures of Volatile Organic Compounds: Detection of Odor, Nasal Pungency, and Eye Irritation. In: *Proceedings of Healthy Buildings '95, An international conference on healthy buildings in mild climate*, Milano 10-14 September 1995, M. Maroni (ed.), 1995, Vol. 1, p. 171-182.
 92. BLUYSEN, P.M., ELKHUIZEN, P.A. The decipol Method: a Review. *Indoor Air Bulletin* 1996, 3: 2-12.
 93. AIZLEWOOD, C.E., OSELAND, N., RAW, G.J. Comments by the Building Research Establishment. *Indoor Air Bulletin*. 1996, 3 (6): 12-13.
 94. FANGER, P.O., WARGOCKI, P., KNUDSEN, H.N. Comments by Ole Fanger et al. *Indoor Air Bulletin*. 1996, 3 (6): 14-15.
 95. MØLHAVE, L. Volatile organic compounds, indoor air quality and health. In: *Proceedings of Indoor Air '90*, Toronto, July 29-August 3, 1990. Ottawa: Inglewood Printing Plus, 1990, 5: 15-34.
 96. SEIFERT, B. Regulating indoor air. In: *Proceedings of Indoor Air '90*, Toronto, July 29-August 3, 1990. Ottawa: Inglewood Printing Plus, 1990, 5: 35-49.

97. EUROPEAN COLLABORATIVE ACTION (ECA). Indoor Air Quality and Its Impact on Man. *The use of TVOC as an indicator in Indoor Air Quality Investigations. Environment and Quality of Life Series*. Report No 19. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Community, 1997.

VALUTAZIONE DEI MATERIALI EDILIZI DAL PUNTO DI VISTA DELLA SALUTE E DEL COMFORT ED ALTRI LAVORI IN CORSO NELL'AZIONE DI COLLABORAZIONE EUROPEA *INDOOR AIR QUALITY AND ITS IMPACT ON MAN* (ECA-IAQ)

Maurizio De Bortoli e Helmut Knöppel

Commissione Europea, Centro Comune di Ricerca, Istituto Ambiente, Ispra (Varese)

Introduzione

L'Azione di Collaborazione Europea *Indoor Air Quality and Its Impact on Man* (ECA-IAQ) nacque nel 1987 per iniziativa dei ricercatori dell'Unità *Indoor Pollution* dell'Istituto Ambiente del Centro Comune di Ricerca (CCR) della Commissione Europea ad Ispra (Varese). Dato l'interesse a parteciparvi di alcuni paesi non membri della Comunità Europea, le fu dato lo statuto COST (Cooperation Scientifique et Technique), costituito appunto per favorire la collaborazione in un ambito più ampio della Comunità stessa. Fino al 1992 l'Azione COST 613 fu gestita con fondi della Direzione Generale XII e con la segreteria-coordinamento dell'Istituto Ambiente del CCR di Ispra. Successivamente, fu interamente a carico di quest'ultimo, che non essendo autorizzato a gestire azioni COST, le cambiò la denominazione in Azione di Collaborazione Europea (European Collaborative Action, ECA). Attualmente partecipano esperti di 15 paesi: Austria, Belgio, Danimarca, Finlandia, Francia, Germania, Grecia, Irlanda, Italia, Norvegia, Olanda, Portogallo, Regno Unito, Svezia, Svizzera e del CCR, che si riuniscono in un Comitato di gestione ed in Gruppi di lavoro. In questi ultimi hanno collaborato finora oltre 100 esperti nei diversi campi affrontati.

Il frutto immediatamente visibile di questa collaborazione sono dei rapporti: documenti che aggiornano su un particolare inquinante (radon, formaldeide, ecc.) o su un problema (come: la *sick building syndrome*; gli effetti sanitari degli inquinanti all'interno degli edifici, ecc.) oppure forniscono autorevoli riferimenti (*guidelines*) in determinati campi di lavoro (la misura degli inquinanti emessi da materiali da costruzione e arredamento; la ventilazione negli edifici, ecc.). Sono ormai 17 i rapporti pubblicati, che vengono distribuiti d'ufficio e su richiesta in numerose copie. Ma oltre a questo esito evidente, vi è un altro benefico effetto della collaborazione, percepibile ad un occhio più attento, ed è la collaborazione stessa, fra ricercatori di diversi paesi e di diverse discipline. In particolare, il dialogo interdisciplinare, che è indispensabile per affrontare un problema complesso come quello di cui ci stiamo occupando, è reso difficile dalla mentalità specialistica della nostra società tecnologica; l'averlo favorito in questo foro che è la ECA-IAQ, con tutto ciò che implica di mutuo accrescimento delle conoscenze e

della capacità di giudizio, ha certamente contribuito al fatto che la ricerca europea in questo campo non si trova alla rincorsa degli Stati Uniti.

La valutazione dei materiali edilizi

Questa iniziativa nasce come risposta ad un'esigenza, manifestatasi sempre più evidente negli ultimi anni. I ricercatori hanno riportato numerose osservazioni di effetti sulla salute e sul comfort, che erano associati agli edifici nei quali le persone in questione abitavano o lavoravano. È anche emerso che i materiali da costruzione hanno un ruolo significativo nella genesi di tali problemi. La Direttiva Comunitaria 89/106 sui prodotti per la costruzione contiene delle regole, anche riguardanti "sanità, igiene ed ambiente", cui tali prodotti devono sottostare. Tuttavia, un pre-requisito per l'applicazione di queste regole è costituito da specificazioni tecniche armonizzate per la misura delle emissioni inquinanti, che oggi non sono disponibili e che dovranno essere fissate dal CEN (Comitato Europeo per la Normalizzazione). Una via praticabile oggi, per fare un passo avanti, è quella di promuovere la produzione di materiali edilizi, che abbiano effetti nulli o trascurabili sulla salute e sul comfort; su questa via è già stata avanzata la proposta di dare un marchio di qualità a tali materiali *sani*.

Considerando, da un lato, la mancanza di conoscenze e, dall'altro, l'urgenza di controllare le sorgenti di VOC negli edifici, il Comitato di gestione dell' ECA-IAQ ha affidato ad un Gruppo di lavoro (WG 10, articolato in un gruppo di coordinamento ed in tre sottogruppi tematici) il compito di preparare il metodo di valutazione descritto di seguito. Il metodo ha le seguenti limitazioni:

- ◆ nella versione attuale è applicabile unicamente a materiali per pavimenti;
- ◆ la finalità del metodo è soltanto lo stabilire una graduatoria dei materiali oppure l'attribuzione di un marchio di qualità;
- ◆ il risultato è valido per le condizioni di esposizione, molto semplificate, e per le assunzioni semplificanti fatte nella stima degli effetti sulla salute.

Il metodo consiste di cinque passaggi (v. figura 1).

a) *Analisi chimica delle emissioni*. Lo scopo di questa operazione è di determinare, con il minimo costo, i fattori di emissione di singoli composti e del totale (TVOC).

Nessuno dei metodi pubblicati finora in questo campo è stato convalidato sperimentalmente; quelli pubblicati da ASTM (1) e dalla stessa ECA-IAQ (2), sono stati provati mediante confronti analitici fra laboratori, i quali hanno mostrato che la determinazione dei fattori di emissione da materiali per pavimenti, in piccole camere di prova, dà risultati accettabili per lo scopo di cui ci stiamo occupando, mentre così non è per materiali liquidi o pastosi (3, 4). Questa è la ragione per limitare il metodo ai materiali per pavimenti. In questa fase del metodo sono state definite le condizioni fisiche della camera (temperatura, umidità, ricambio d'aria, velocità dell'aria, ecc.) e del

campione (imballaggio, tempo massimo di trasporto, condizionamento in laboratorio) e, soprattutto, i tempi di prelievo dopo l'introduzione del materiale nella camera. Questi ultimi sono: 24 ore, 3 giorni e 28 giorni. Il primo prelievo ha lo scopo di proteggere le persone, chiamate a fare la valutazione olfattivo-irritativa, da eventuali emissioni di composti carcinogeni; devono quindi essere determinate le concentrazioni dei sei composti riportati nella tabella 1, che devono risultare minori del valore prefissato, dopo averle moltiplicate per l'unità di rischio sulla vita intera (indicato con LUR, *Lifetime Unit Risk* nello schema di Figura 1). Il secondo ed il terzo prelievo sono il minimo necessario per quantificare le emissioni ed avere un'indicazione sulla loro variazione nel tempo; dopo 3 giorni è sufficiente determinare i TVOC, che devono essere $\geq 5 \text{ mg m}^{-3}$; dopo 28 giorni questi ultimi devono essere $\geq 0.2 \text{ mg m}^{-3}$ ed inoltre devono essere identificati i composti con concentrazione $\leq 0.005 \text{ mg m}^{-3}$.

Tabella 1. COV carcinogeni di classe 1 o 2⁽¹⁾ potenzialmente presenti nelle emissioni di materiali per pavimenti.

composto	classe	rischio ⁽²⁾ per mg m^{-3}
acrilonitrile	2	6.8×10^{-5}
benzene	1	4×10^{-6}
1,3-butadiene	2	2.8×10^{-4}
ossido di etilene	2	1×10^{-4}
ossido di propilene	2	3.7×10^{-6}
vinil cloruro	1	1×10^{-6}

(1) Classificazione della UE: Direttiva 67/548/EEC ed aggiornamenti

(2) Rischio per inalazione sulla vita intera

b) *Valutazione dell'esposizione alle emissioni chimiche.* In questo passaggio si considerano i valori di alcuni parametri ambientali (volume del locale, ricambio d'aria, area del pavimento) per ricavare, dai valori di emissione ottenuti nella fase a), le concentrazioni e, quindi, l'esposizione. Per quest'ultimo aspetto, si _ considerata una permanenza indefinita delle persone nei locali, nel caso di composti carcinogeni pari alla durata della vita. Per quanto riguarda le condizioni ambientali, si è adottato il parametro detto *ventilazione specifica* [$\text{m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ m}^{-2}$], che normalizza la portata d'aria all'area del materiale inquinante. Su questo punto il metodo consente di adoperare dati noti all'utilizzatore, oppure fornisce il dato per il caso peggiore, corrispondente ad un ricambio di 0.5 h^{-1} con un'altezza dei locali di 2.5 m.

c) *Valutazione degli effetti sulla salute.* Per la scarsità di dati, questa è la parte più impegnativa del percorso. Infatti, per pochissimi composti esistono concentrazioni di riferimento per la popolazione (5); per molti altri ci si è riferiti alle concentrazioni limite per esposizione professionale, fissate da autorità nazionali di vari paesi, riducendole con fattori di sicurezza ≤ 100 per composti *normali* e ≤ 1000 per composti teratogeni e carcinogeni di classe 3. In questo modo si sono ottenute delle *concentrazioni minime di interesse* (LCI, *Lowest Concentration of Interest*) per circa 150 composti (saranno

contenute nel documento finale). Per ogni composto, questa concentrazione è usata come divisore della concentrazione misurata dopo 28 giorni e la somma dei quozienti ottenuti dev'essere ≥ 1 . Le LCI sono state definite esclusivamente per la valutazione delle emissioni da materiali, nel contesto qui descritto e non devono essere usate come valori guida. I fattori di sicurezza relativamente alti, utilizzati per ottenerle sono giustificati dallo scopo di favorire la produzione di materiali *sani*. I composti per i quali non esiste una LCI sono considerati *sconosciuti dal punto di vista tossicologico* e quindi sottoposti ad un'ulteriore restrizione: la somma delle loro concentrazioni non può superare 0.02 mg m^{-3} , cioè il 10% del totale.

d) *Valutazione olfattivo-irritativa delle emissioni*. Questa parte del metodo è fondata sulla constatazione che numerose sostanze possono arrecare un disturbo a concentrazioni non rivelabili con i metodi di indagine chimico-fisici. Inoltre, anche per quelle di cui si può determinare la concentrazione, non sono noti tutti gli effetti sui sensi umani, particolarmente se si tratta di miscele. Risulta, quindi, quanto mai appropriata la valutazione di una miscela di composti, come è il caso di quasi tutte le emissioni, mediante la nostra capacità di percepire odori e sostanze irritanti presenti nell'aria che respiriamo. L'evidente difficoltà di questo approccio, di essere per definizione soggettivo, viene parzialmente superata ricorrendo ad un gruppo (*panel*) di persone, dalle quali si ottiene una risposta media. Il metodo semplificato qui descritto prevede che il gruppo sia composto di almeno 15 persone, non addestrate. Sulla base di un riferimento della OMS (6), non più di una di loro (10%) dovrà percepire irritazione al terzo giorno (v. sopra e schema in figura 1) e non più di 7 (50%) dovranno percepire odore al 28° giorno, venendo esposte alle emissioni del materiale in esame. Le condizioni sperimentali per questa valutazione sono fissate nel metodo. Il flusso minimo di aria fornito ad ogni membro del gruppo dev'essere pari a $0.9 \text{ dm}^3 \text{ s}^{-1}$, per evitare che il soggetto inali aria diversa da quella in esame. Il materiale va ventilato con una *ventilazione specifica* che dipende dalle condizioni del paese o della regione; il metodo qui descritto utilizza $0.35 \text{ dm}^3 \text{ s}^{-1} \text{ m}^{-2}$, valore guida per le abitazioni nei Paesi Nordici e vicino alla media osservata in abitazioni in una recente ricerca svedese (7); l'area minima di materiale da provare risulta di conseguenza pari a 2.57 m^2 . Questi dati di ventilazione e area di materiale significano che si deve far uso di una camera di prova relativamente grande (1 m^3 o più) dalla quale l'aria sia convogliata ai membri del gruppo o nella quale essi stessi possano entrare.

e) *Classificazione dei materiali*. L'applicazione sequenziale delle informazioni risultanti dalle misure e dai dati assunti nelle quattro parti del metodo descritte sopra, secondo lo schema illustrato nella figura 1, permette di selezionare i materiali sulla base delle loro emissioni inquinanti e dei conseguenti effetti nocivi o di disturbo. I produttori ed i consumatori avranno quindi a disposizione uno strumento per individuare i materiali sani, per quanto riguarda l'inquinamento da COV, e ciò spingerà certamente l'industria a migliorare i prodotti da questo punto di vista. Il metodo infatti è concepito per uso volontario e non coercitivo.

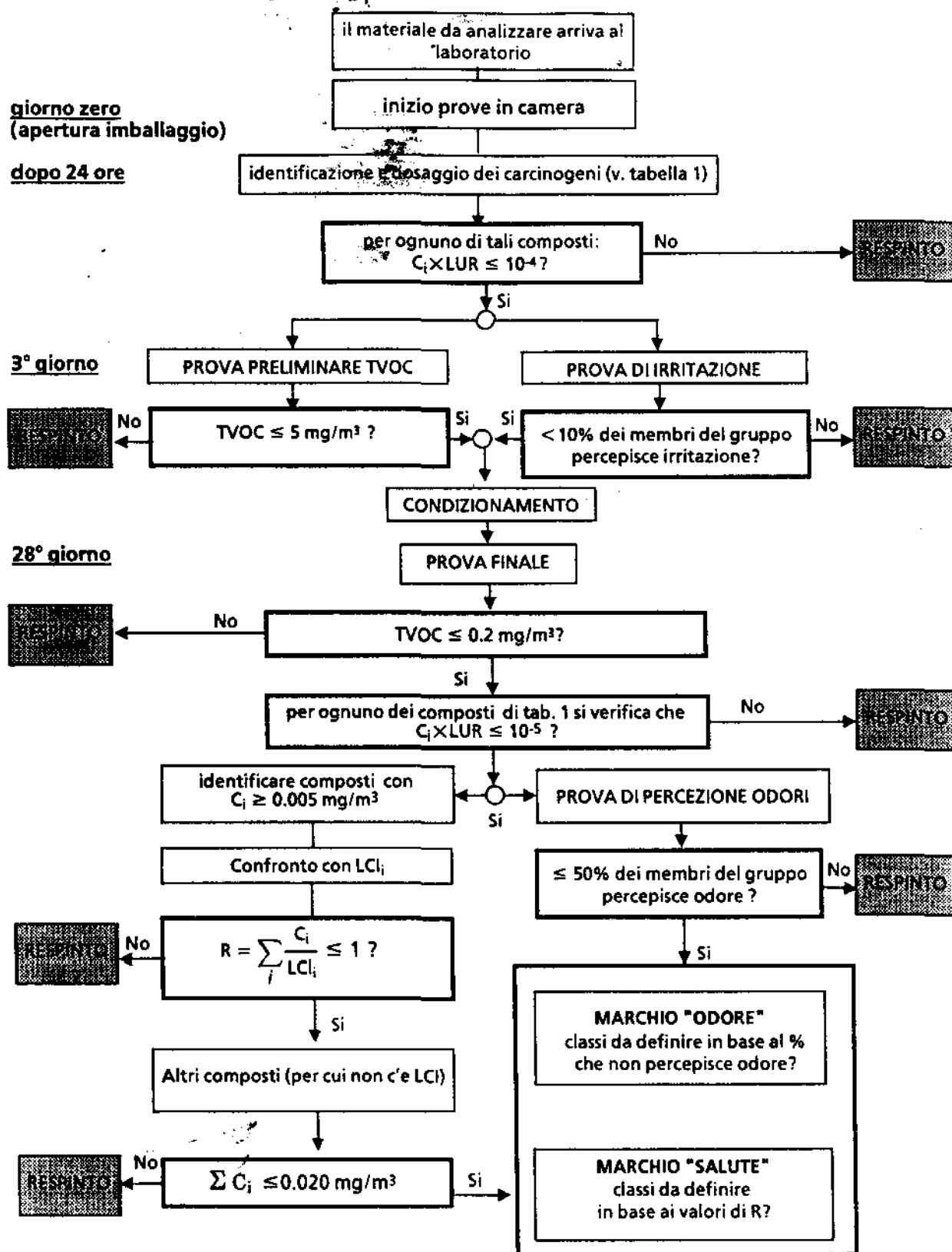


Figura 1. - Schema per la valutazione dei materiali.

Il metodo non ha ancora avuto l'approvazione definitiva del Comitato di gestione, che è prevista fra pochi mesi, dopo di che verrà pubblicato come Rapporto ECA-IAQ n.18.

Concentrazione di riferimento per TVOC

Il parametro denominato TVOC (*Total Volatile Organic Compounds*) è da numerosi anni oggetto di critiche da parte di diversi ricercatori, sostanzialmente per due ragioni: la mancanza di consistenza del dato, perché esso dipende dalla composizione della miscela; lo scarso (o nullo) significato sul piano tossicologico. Tuttavia, per la facilità nell'ottenerlo, questo parametro continua ad essere misurato e riportato dai ricercatori, che si occupano di inquinamento all'interno degli edifici. Lo stesso Gruppo di lavoro 10 lo ha utilizzato, sia pure in combinazione con altri criteri, per la valutazione dei materiali edilizi (v. sopra). Considerando tutto ciò ed in più una richiesta da parte della OMS di contribuire alla revisione delle *Air quality guidelines* in cui si vuole inserire un valore di riferimento proprio per TVOC, il Comitato di gestione della ECA-IAQ ha incaricato un Gruppo di lavoro (WG 13) di studiare a fondo il problema.

Dopo un periodo iniziale di discussioni, riflesso della contraddizione detta sopra, il lavoro procede in modo tale da far prevedere un esito. Si possono anticipare i due seguenti punti fermi.

1) Il parametro TVOC, che uscirà da questa definizione, non dovrà essere considerato un indicatore di effetti sulla salute, ma un indicatore della probabilità che si verifichi un qualche effetto, in particolare di tipo irritativo. Ciò è dovuto al fatto che al di sotto di una certa concentrazione (0.2 mg m^{-3}) non si sono osservati effetti, mentre al di sopra di una certa altra concentrazione (3 mg m^{-3}) questi sono stati sempre (o quasi) osservati.

2) Il parametro TVOC non si potrà ottenere mediante una semplice integrazione di segnale cromatografico e l'applicazione di un unico fattore di risposta, ma dovrà risultare anche da misure, qualitative e quantitative, di alcuni composti o classi di composti, analogamente a quanto abbiamo già descritto sopra per la valutazione dei materiali. Risultano in questo modo esclusi gli strumenti cosiddetti a lettura diretta, che non consentono cioè una separazione dei diversi componenti della miscela, a meno che si tratti di misure su una miscela già nota, la cui composizione rimane costante.

Bibliografia

1. AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). *Standard guide for small scale environmental chamber determinations of organic emissions from indoor materials/products*. ASTM Designation D 5116-90. Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials, 1990.
2. EUROPEAN COLLABORATIVE ACTION (ECA). *Indoor Air Quality and Its Impact on Man. Guideline for the characterization of volatile organic compounds emitted from indoor materials and*

- products using small test chambers*. Report No 8. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Community, 1991 (EUR 13593 EN).
3. EUROPEAN COLLABORATIVE ACTION (ECA) Indoor Air Quality and Its Impact on Man. *Determination of VOC emitted from indoor materials and products. Interlaboratory comparison of small chamber measurements*. Report No 13. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Community, 1993 (EUR 45054 EN).
 4. EUROPEAN COLLABORATIVE ACTION (ECA) Indoor Air Quality and Its Impact on Man. *Determination of VOC emitted from indoor materials and products; 2nd interlaboratory comparison of small chamber measurements*. Report No 16. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Community, 1995 (EUR 16284 EN).
 5. WORLD HEALTH ORGANISATION (WHO). *Air quality guidelines for Europe*. WHO Regional Publications, European series No. 23. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 1987.
 6. WORLD HEALTH ORGANISATION (WHO). *Indoor air quality: organic pollutants*, EURO Reports and Studies 111. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 1989.
 7. NORLÉN, U., ANDERSSON, K.(eds.), *The indoor climate in the Swedish building stock*, Document D10. Stoccolma: Swedish Council for Building Research, 1993 (ISBN 91-540-5569-5).

ATTIVITA' INTERNAZIONALI NEL SETTORE DELL'INDOOR AIR QUALITY

Marco Maroni

Istituto di Medicina del Lavoro "Clinica del Lavoro L. Devoto" dell'Università di Milano e International Center for Pesticide Safety

La qualità dell'aria negli ambienti confinati è diventata un campo di grande interesse per la ricerca e la sanità pubblica a livello internazionale negli ultimi vent'anni. La constatazione che la popolazione trascorre la maggior parte del proprio tempo in ambienti *indoor* e che la qualità dell'aria ha un ruolo determinante nel causare effetti sulla salute e sul comfort, ha portato allo sviluppo di ricerche, alla nascita di associazioni scientifiche, all'organizzazione di convegni internazionali periodici, alla pubblicazione dei risultati di tali ricerche in riviste specializzate ed in volumi dedicati, ed al varo di programmi educativi e formativi a livello internazionale.

Nel seguito di questo testo verrà compiuta una rassegna delle principali attività internazionali passate, presenti e future.

La ricerca a livello internazionale

È impossibile fornire in breve un quadro esaustivo della ricerca internazionale sull'Indoor Air Quality (IAQ) per il gran numero di pubblicazioni disponibili e per il carattere multidisciplinare e differenziato che la ricerca ha assunto in questo settore. Come verrà detto nel seguito, un'idea generale dei temi e degli interessi di ricerca può essere desunta dai Convegni internazionali *Indoor Air* alle cui pubblicazioni si rimanda (1).

Un censimento delle ricerche in corso nel nord America ed in Europa è stato compiuto dal progetto NATO/CCMS e dalla European Collaborative Action *Indoor Air Quality and its Impact on Man* (ECA).

Le Conferenze Internazionali

I principali momenti di confronto internazionali tra i ricercatori ed i professionisti sono rappresentati dalle Conferenze *Indoor Air* e dalle Conferenze *Healthy Buildings* (Tab. 1 e 2). Queste serie di conferenze, organizzate rispettivamente dalla *International Academy of Indoor Air Sciences* (IAIAS) e della *International Society of Indoor Air Quality and Climate* (ISIAQ), si differenziano in quanto le prime sono dirette primariamente al mondo della ricerca e le seconde al mondo delle professioni; le prime

hanno una enfasi principale sulla teoria e sulla ricerca, le seconde sugli aspetti pratici e applicativi di tali conoscenze.

Tabella 1. - Lista Indoor Air Conferences.

• 1978 Copenhagen
• 1981 Amherst (USA)
• 1984 Stoccolma
• 1987 Berlino
• 1990 Toronto
• 1993 Helsinki
• 1996 Nagoya

Tabella 2. - Lista Healthy Buildings Conferences.

• 1988 Stoccolma
• 1991 Washington
• 1994 Budapest
• 1995 Milano
• 1997 Washington

Tutte le Conferenze finora organizzate hanno prodotto una pubblicazione degli atti di grande valore e di grande mole (1). L'ultima conferenza *Healthy Buildings* organizzata da noi a Milano nel 1995 ha, per esempio, prodotto circa 2000 pagine di atti raccolti in tre volumi (2). È interessante notare che tali pubblicazioni (sia *Indoor Air* che *Healthy Buildings*) possono essere acquistate anche dopo le Conferenze da coloro che non vi hanno potuto partecipare.

Il prossimo Convegno *Indoor Air* si svolgerà a Nagoya - Giappone dal 21 al 26 Luglio 1996. Il prossimo Convegno *Healthy Buildings* si svolgerà a Washington dal 28 Settembre al 2 Ottobre 1997.

A parte queste Conferenze che interessano tutti i temi dell'IAQ, vi sono poi un gran numero di Convegni settoriali su specifici problemi (es. radon, asbesto, *environmental health epidemiology*, ecc.). Essi vengono organizzati da associazioni specializzate o da associazioni del settore dell'architettura (es. CIB - *International Council for Building Research, Studies and Documentation*) o dell'ingegneria come ad es. ICCCS -

International Confederation of Contamination Control Societies - che ha in programma un convegno internazionale a L'Aia il 16-20 Settembre 1996.

Lo Studio Pilota sull'IAQ della NATO/CCMS

Nel 1989 il Comitato per le sfide della Società Moderna della NATO (NATO/CCMS) ha deciso di promuovere un progetto internazionale di scambio delle conoscenze nel campo dell'IAQ, la cui direzione è stata affidata all'Italia (M. Maroni) e agli USA (R. Axelrad).

Questo programma si è svolto in due fasi. Nella prima sono stati organizzati sette workshop su temi specifici, che hanno visto la partecipazione di circa 300 esperti da 17 paesi e che hanno tutti prodotto interessanti volumi di atti (Tab. 3) (3-7). Nella fase seconda, realizzata dal '94 al '96, l'attività è stata rivolta prevalentemente ai paesi dell'Europa dell'Est con iniziative a Budapest e Mosca.

Tabella 3. - Lista Workshop dello Studio Pilot NATO/CCMS.

● Erice	1989 : Implications of IAQ on modern society
● St. Michaels	1989 : Indoor Risk management
● Montreal	1990 : Energy and building sciences
● Germania	1991 : Risk assessment
● Inghilterra	1991 : Epidemiological and clinical assessment
● USA	1991 : Indoor environment diagnostics
● Italia	1992 : Summary Meeting

Nel Settembre '95 è stato organizzato a Milano un *Advanced Research Workshop* su *Ventilation and Indoor Air Quality Requirements in Hospitals*, a cui hanno partecipato esperti da tutti i paesi europei ed il cui volume degli atti è ora disponibile nella serie NATO pubblicata dall'editore *Kluwer Scientific Publisher*.

È interessante notare che questo programma NATO ha prodotto un importante documento di raccomandazioni per i governi, gli Enti di Ricerca ed i ricercatori che è stato recentemente pubblicato (8).

Il Convegno conclusivo di questo progetto si terrà a Erice dal 6 al 10 Ottobre 1996 ed è aperto alla partecipazione su invito per quanti sono interessati.

European Collaborative Action *Indoor Air Quality and its Impact on Man*

L'Unione Europea ha in corso da diversi anni in progetto collaborativo tra tutti gli stati membri che ha affrontato diversi aspetti relativi all'IAQ. Le principali pubblicazioni sono riportate in Tabella 4 e sono disponibili su richiesta alla segreteria (Dr. Knoppel - Dr. M. De Bortoli) presso il Centro di Ricerca di Ispra.

Tabella 4. - Principali pubblicazioni della ECA *Indoor Air Quality and its Impact on Man*.

Report prodotti:

- 1) Radon
- 2) Formaldehyde emission
- 3) Indoor pollution by NO₂
- 4) Sick Building Syndrome
- 5) Project inventory
- 6) Sampling Chemical Substances
- 7) Formaldehyde in European Countries
- 8) Guidelines for the characterization of VOCs emitted from indoor materials and products using small test chambers
- 9) Project Inventory - 2nd updated edition
- 10) Effects of indoor air pollution on human health
- 11) Guidelines for ventilation requirements in buildings
- 12) Biological particles in indoor environments
- 13) Determination of VOCs emitted from indoor materials and products
- 14) Sampling strategies for VOCs in indoor air

Le Associazioni Internazionali

Le due principali associazioni internazionali sull'IAQ sono rappresentate dalla *International Academy of Indoor Air Sciences* (IAIAS) e dall'*International Society of Indoor Air Quality and Climate* (ISIAQ).

La IAIAS è una organizzazione che raccoglie i circa 60 massimi esperti di IAQ nel mondo, con lo scopo di promuovere lo sviluppo della disciplina e di organizzare ogni tre anni i Congressi *Indoor Air*.

Questa associazione recluta i suoi membri su invito e, per farne parte, è necessario possedere un curriculum scientifico specifico nel campo dell'IAQ maturato in diversi anni di esperienza. Al momento lo scrivente è l'unico membro italiano a cui è stato

concesso tale riconoscimento, ma si auspica che altri italiani entrino a far parte di questo gruppo ristretto.

La ISIAQ è invece una associazione professionale che possiede circa 500 membri in tutto il mondo. Pur di recente costituzione, ISIAQ si è affermata come il forum internazionale che permette lo scambio di esperienze scientifiche, culturali e professionali, sull'IAQ. Una delle caratteristiche di ISIAQ è di essere una associazione multidisciplinare che comprende medici, igienisti, architetti, ingegneri, chimici, biologi, ecc. ISIAQ possiede una rivista scientifica (*Indoor Air Journal*) e pubblica un bollettino trimestrale a grande diffusione.

A parte l'organizzazione dei convegni *Healthy Buildings*, ISIAQ ha creato un certo numero di *Task Force* internazionali deputate alla preparazione di linee-guida su temi specifici (Tab. 5). La partecipazione a tali *Task Force* è libera per tutti i membri e rappresenta una grande opportunità per scambi tecnici e culturali di alto livello.

ISIAQ è diretta da un *Board* di 6 membri eletti dai soci ogni 3 anni. Attualmente l'Italia possiede uno dei Vice-Presidenti (M. Maroni), nonostante che la rappresentanza italiana tra i membri non raggiunga le venti unità. È urgente che tutti i colleghi che in Italia operano in questo settore considerino l'idea di diventare soci di ISIAQ, anche alla luce dei benefici pratici ed economici che a tale associazione sono collegati.

Tabella 5. - Elenco delle Task Forces dell'ISIAQ.

-
- **TASK FORCE I:** Guidelines for the Control of Moisture Problems Affecting Indoor Air Quality. Chair: Brian Flannigan, UK, Co-chair: Phil Morey, USA. (1993).
 - **TASK FORCE II:** Guidelines for Conducting Indoor Air Quality Investigations. Chair: Jan Sundell, Sweden, Co-chair: Ed Light, USA (1993).
 - **TASK FORCE III:** Indoor Air Quality and Climate in Museums. Chair: Alexander Zhivov, USA, Co-chair: Bill Esposito, USA (1995).
 - **TASK FORCE IV:** Ventilation and Indoor Air Quality in Hospitals. Chair: Pentti Kalliokoski, Finland (1995).
 - **TASK FORCE V:** Standardized Sick Building Syndrome Questionnaire. Chair: Anthony Pickering, UK, Co-chair: Gary Raw, UK (1995).
 - **TASK FORCE VI:** Design of healthy Office Building Environments. Chair: Tedd Nathanson, Canada, Co-chairs: H. Levin, USA; A. Rustan, Norway (1995).
 - **TASK FORCE VI:** IAQ in schools. Chair: Inger Sævenstrand-Rådö, Sweden, Co-chair: Ewa Rydén, Sweden (1995).
-

Recentemente ISIAQ ha proposto di associare alla propria organizzazione società nazionali che perseguono gli stessi scopi di ISIAQ operando nei rispettivi paesi. È quindi da valutare se l'Associazione ARIA o altre società collegate vogliono candidarsi per questo ruolo.

Le pubblicazioni internazionali

Un'enorme massa di pubblicazioni si è resa disponibile negli ultimi 20 anni sull'IAQ.

Oltre ai già ricordati Atti di *Indoor Air e Healthy Buildings*, gli interessati dovranno considerare la rivista dell'ISIAQ (*Indoor Air Journal*) e numerose altre riviste generali (*Environment*, ecc.) e specializzate (riviste di medicina del lavoro, tossicologia, radioprotezione, ecc.).

Tra i volumi di grande interesse per l'ampiezza di trattazione, un posto particolare occupa *Indoor Air Quality - A comprehensive reference book* del 1995 che con le sue oltre 1100 pagine rappresenta indubbiamente il volume più completo oggi disponibile nel mondo su questo argomento (9). Di un certo interesse è anche il volume *Indoor Air - An Integrated Approach* che per la prima volta è focalizzato sulle interazioni tra i diversi aspetti dell'IAQ (10).

Le attività formative a livello internazionale

L'organizzazione di uno specifico workshop sul tema dell'educazione universitaria e post-universitaria in tema di IAQ nell'ambito del Convegno *Indoor Air* a Helsinki nel 1993, ha dato origine alla costituzione di una scuola internazionale denominata *International School of Indoor Air Sciences* (ISIAS). Tale scuola rappresenta un *network* di circa 20 istituzioni universitarie prestigiose nel mondo, che intendono uniformare i propri criteri di insegnamento e inserire i propri curriculum formativi in un contesto internazionale. ISIAS intende sviluppare un curriculum formativo di IAQ per le diverse discipline e professioni articolato sull'idea che una parte di base del curriculum sia comune a tutte le discipline ed una parte specialistica sia peculiare di ogni ambito professionale.

Nel giro di qualche anno è anche previsto il lancio di un Master Internazionale e di un programma di certificazione internazionale (Diploma in *Indoor Air Sciences*) a cui potranno accedere i laureati delle Università partecipanti che hanno seguito presso la loro Università corsi accreditati a livello internazionale.

Bibliografia

1. INDOOR AIR '93. *Proceedings of the 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Helsinki, Finland, 4-8 Luglio 1993, K.Saarela, P. Kalliokoski, O.Seppänen (eds), 1993.
2. HEALTHY BUILDINGS '95. *Proceedings of Healthy Buildings '95. An international conference on healthy buildings in mild climate*, Milano 10-14 September 1995, M. Maroni (ed.), Milano, 1995.
3. MARONI, M., BERRY, M.A. The implications of indoor air quality for modern society. Pilot Study on indoor air quality. Report on a Meeting held in Erice, 13-17 Febbraio 1989, CCMS Report n.183.
4. MARONI, M. Managing indoor air quality risks. Pilot Study on indoor air quality. Report on a Meeting held in St. Michaels, Maryland, 25-27 Ottobre 1989.
5. MARONI, M. Energy & building sciences in indoor air quality. Pilot Study in indoor air quality. report on a Meeting held in Sainte-adele, Quebec, 6-8 Agosto 1990.

6. LEVY, F., MARONI, M. Epidemiology and medical management of building-related complaints and illnesses. Pilot Study on indoor air quality. Report on a Meeting held in Oslo, Norway, 19-21 Agosto 1991.
7. MARONI, M., AXELRAD, R., NATO Final Report.
8. MARONI, M., AXELRAD, R., BACALONI, A. NATO's efforts to set IAQ guidelines and standards. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 1995, 56: 499-508.
9. MARONI, M., SEIFERT, B., LINDVALL, T. (a cura di) Indoor air quality - A comprehensive reference book. Air Quality Monographs (voll. 1, 2, 3). The Netherlands: Elsevier Science, 1995.
10. MORAWSKA, L., BOFINGER, N.D., MARONI, M. (a cura di) Indoor air: an integrated approach. *Elsevier* 1995: 169-174.