

## Indicatori ambientali in dieci città italiane (2001-2005): i dati di qualità dell'aria per la sorveglianza epidemiologica

### Environmental indicators in ten Italian cities (2001-2005): the air quality data for epidemiological surveillance

Giovanna Berti,<sup>1</sup> Monica Chiusolo,<sup>1</sup> Daniele Grechi,<sup>2</sup> Mauro Grosa,<sup>3</sup> Magda Rognoni,<sup>4</sup> Roberta Tessari,<sup>5</sup> Barbara Pacelli,<sup>6</sup> Corrado Scarnato,<sup>6</sup> Sandra Mallone,<sup>7</sup> Maria Angela Vigotti,<sup>8</sup> Massimo Stafoggia,<sup>9</sup> Roberto Primerano,<sup>10</sup> Gabriele Accetta,<sup>7</sup> Maria Patrizia Dessì,<sup>11</sup> Achille Cernigliaro,<sup>12</sup> Francesca De' Donato,<sup>9</sup> Gabriele Zanini<sup>13</sup> e Francesco Forastiere per il Gruppo collaborativo EpiAir

<sup>1</sup> Epidemiologia ambientale, ARPA Piemonte

<sup>2</sup> Dipartimento provinciale di Firenze, ARPA Toscana

<sup>3</sup> Monitoraggio qualità dell'aria, ARPA Piemonte

<sup>4</sup> Servizio di epidemiologia, Azienda sanitaria locale di Milano

<sup>5</sup> Dipartimento pianificazione e sviluppo, Azienda ULSS 12 Veneziana

<sup>6</sup> Area epidemiologia, promozione della salute e comunicazione del rischio, Dipartimento sanità pubblica, Azienda USL di Bologna

<sup>7</sup> ISPO, Firenze

<sup>8</sup> Dipartimento di biologia, Università degli studi, Pisa

<sup>9</sup> Dipartimento di epidemiologia del Servizio sanitario regionale, Regione Lazio

<sup>10</sup> Ingegneria ambientale, Taranto

<sup>11</sup> Azienda sanitaria locale n. 8, Cagliari

<sup>12</sup> Dipartimento attività sanitarie e Osservatorio epidemiologico, Assessorato sanità Regione Siciliana, Palermo

<sup>13</sup> Ente per le nuove tecnologie, l'energia e l'ambiente, Bologna

**Corrispondenza:** Giovanna Berti, e-mail: g.berti@arpa.piemonte.it

#### Riassunto

**Obiettivo:** costruzione di indicatori ambientali validi per finalità di sorveglianza epidemiologica in dieci città italiane per il Progetto EpiAir (2001-2005).

**Metodi:** i parametri ambientali definiti di interesse in relazione agli effetti sulla salute sono la frazione respirabile del particolato (PM<sub>10</sub>), il biossido di azoto (NO<sub>2</sub>) e l'ozono (O<sub>3</sub>). I dati necessari per il controllo dei confondenti meteoroclimatici sono la temperatura, l'umidità relativa, la pressione barometrica e la temperatura apparente. Sono stati definiti criteri per la selezione delle stazioni di monitoraggio e adottati metodi uniformi di calcolo per la costruzione di indicatori ambientali a partire dalle serie giornaliere disponibili dopo un'attenta valutazione della completezza dei dati fruibili. Inoltre, è stata verificata l'omogeneità dei dati selezionati nel rappresentare l'esposizione delle popolazioni.

**Risultati:** dalla disamina delle statistiche descrittive si nota il permanere di situazioni critiche per gli inquinanti considerati. L'analisi dell'andamento annuale evidenzia valori di PM<sub>10</sub> superiori a 40 µg/m<sup>3</sup> nell'area di Mestre-Venezia e nelle città di Milano, Torino, Bologna e Taranto. I valori di

NO<sub>2</sub> sono sempre superiori a 40 µg/m<sup>3</sup> nelle città di Milano, Torino, Bologna, Firenze, Roma e Palermo. Per l'ozono si rileva una sostanziale stabilità delle concentrazioni, a eccezione dell'estate 2003 nel corso della quale, rispetto al valore medio calcolato per città per gli anni disponibili, si è registrato un incremento medio del 13%, particolarmente evidente nei dati di Mestre-Venezia, Torino e Palermo.

**Conclusione:** è importante, parallelamente alla stabilità dei metodi di misura della componente sanitaria, che sia garantita la stabilità degli strumenti e delle metodologie di rilevazione ambientale. È fondamentale quindi che nelle riorganizzazioni e razionalizzazioni periodiche delle reti di rilevamento si tenga conto della necessità di dati omogenei di lungo periodo per la valutazione sia degli effetti sulla salute sia dell'efficacia degli interventi di contenimento dell'inquinamento. È altresì necessario disporre dei dati giornalieri dei parametri meteoroclimatici in grado di influenzare la dispersione degli inquinanti e lo stato di salute dei cittadini.

(*Epidemiol Prev* 2009; 33(6) suppl 1: 13-26)

**Parole chiave:** inquinamento atmosferico, valutazione dell'esposizione, sorveglianza epidemiologica

**Abstract**

**Objective:** to produce environmental indicators suitable for an epidemiological surveillance in 10 Italian cities part of the EpiAir Project (2001-2005).

**Methods:** the environmental parameters that correlate to relevant health effects are the particles with diameters less than or equal to 10 micrometers (PM10), the nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) and the ozone (O<sub>3</sub>). The necessary meteorological data are: temperature, relative humidity, barometric pressure and apparent temperature. We have identified some criteria to select monitoring stations and have taken standard methods of calculation to produce environmental indicators starting from the daily data available after closely evaluating the completeness of the existing data. Furthermore, we have checked the homogeneity of the selected data to ensure that it represents the population's exposure.

**Results:** close examination of descriptive statistics shows a critical situation of the considered pollutants. The analysis of the yearly state underlines for PM10 values higher than 40 µg/m<sup>3</sup>

in the area of Mestre-Venice and in Milan, Turin, Bologna e Taranto. For NO<sub>2</sub>, values are consistently above 40 µg/m<sup>3</sup> in Milan, Turin, Bologna, Florence, Rome and Palermo. For ozone, the concentrations were stable, with the exception of Summer 2003 when we recorded, on average, an increase of 13% compared to the mean value estimated for the ten cities during the study period, especially in Mestre-Venice, Turin and Palermo.

**Conclusions:** it is important to ensure the consistency of the methods and instruments in environmental monitoring. To evaluate health effects and perform interventions over the long-term, it is therefore fundamental that the data be homogenous, especially during the periodic reorganizations and rationalizations of air quality management. It is also necessary to include daily meteorological data that influence pollutant dispersion and population health status.

(Epidemiol Prev 2009; 33(6) suppl 1: 13-26)

**Keywords:** air pollution, exposure assessment, epidemiological surveillance

**Introduzione**

Il Progetto EpiAir (Inquinamento atmosferico e salute: sorveglianza epidemiologica e interventi di prevenzione) prosegue la tradizione italiana dello studio MISA (Metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico) e dell'aggiornamento successivo MISA-2, pubblicato nel 2004, che hanno fornito stime di rischio sugli effetti degli inquinanti nella realtà italiana.<sup>1-3</sup> A essi ha fatto seguito lo studio SISTI (Studio italiano suscettibilità temperatura ed inquinamento), in cui sono stati adottati metodi differenti di analisi statistica.<sup>4,5</sup>

Il Progetto EpiAir coinvolge per gli anni 2001-2005 le città di Milano, Mestre-Venezia, Torino, Bologna, Firenze, Pisa, Roma, Taranto, Cagliari e Palermo. Nell'ambito di questi studi italiani un gruppo di lavoro specifico, costituito dai referenti delle reti di monitoraggio della qualità dell'aria delle Agenzie regionali per la protezione dell'ambiente (ARPA) e delle province o dei comuni interessati, si è occupato della valutazione dell'esposizione della popolazione, supportando la fase di scelta delle stazioni di monitoraggio e di elaborazione dei dati di esposizione, sin dagli anni Novanta.

Tra gli obiettivi del Progetto EpiAir (produrre stime degli effetti sanitari attribuibili all'inquinamento atmosferico e individuare i gruppi di popolazione particolarmente vulnerabili) figura quello di elaborare gli indicatori ambientali più appropriati per finalità di sorveglianza epidemiologica.

La valutazione dell'esposizione è importante sia dal punto di vista della stima dell'effetto degli inquinanti sulla salute sia dal punto di vista della definizione e valutazione di piani di intervento atti a mitigare la concentrazioni presenti in atmosfera. Molti studi di valutazione degli effetti degli inquinanti atmosferici utilizzano i dati di qualità dell'aria come

proxy di esposizione. Le linee guida per la qualità dell'aria sono basate sulle evidenze disponibili e propongono dei livelli di concentrazione al di sotto dei quali l'esposizione non è in grado di costituire un rischio significativo per la salute pubblica. Forniscono principi secondo i quali condurre una corretta valutazione del rischio e adeguate strategie di gestione del problema necessariamente finisce per riguardare principalmente, ma non solo, l'inquinamento atmosferico in ambiente esterno (outdoor). Una delle conseguenze è che è proprio sulle sorgenti outdoor che si concentrano gli interventi per migliorare la qualità dell'aria, come i processi industriali e di produzione di energia e il traffico.<sup>6</sup>

In realtà, l'esposizione è determinata dalla concentrazione degli inquinanti nei diversi ambienti (abitazioni, luoghi di lavoro, scuole, strade trafficate) e dal tempo trascorso in essi. Una stima accurata dell'esposizione personale dovrebbe includere considerazioni sulle concentrazioni degli inquinanti sia nell'ambiente esterno sia nei luoghi chiusi, e su come queste possano variare nel tempo. Sono fattori importanti il grado di tossicità dei diversi inquinanti e le vie di esposizione, ma anche la distanza da eventuali sorgenti di inquinamento specifiche, la natura dei diversi inquinanti e la loro capacità di migrare dall'ambiente esterno a quello interno, oltre che lo stile di vita degli individui, inteso come susseguirsi di attività svolte.<sup>7,8</sup>

La scelta del metodo di valutazione dell'esposizione da adottare è tuttavia principalmente legata al tipo di studio e all'effetto sulla salute che si vuole indagare; secondariamente, essa può essere condizionata da fattori pratici, quali costi e reperibilità dei dati necessari.

Negli studi degli effetti a breve termine degli inquinanti atmosferici si usano come indicatori di esposizione le misura-

zioni effettuate attraverso le stazioni fisse di rilevamento della qualità dell'aria delle reti di monitoraggio ambientale, opportunamente trattate. L'informazione sulla concentrazione dello specifico inquinante nel punto in cui è situata la centralina di rilevazione non riflette necessariamente la reale esposizione degli individui. Con tale stima si assume che tutti gli individui in una specifica area abbiano la stessa esposizione e si ignora la variabilità spaziale all'interno dell'area. Infine, nello studio degli effetti acuti si valuta come l'esposizione degli individui, che varia nel tempo, sia associata con la variazione delle concentrazioni degli inquinanti in atmosfera su base giornaliera. Nonostante la forza di tale associazione differisca da soggetto a soggetto, a livello di popolazione questa correlazione è considerata sufficientemente alta da giustificare l'uso delle concentrazioni outdoor come misura di esposizione.<sup>9,10</sup>

Il presente lavoro descrive la metodologia adottata nell'elaborazione degli indicatori ambientali utilizzati nel Progetto EpiAir a partire dai dati di qualità dell'aria disponibili per le 10 città partecipanti nel periodo di studio 2001-2005.

### Materiali e metodi

La tutela e la gestione della qualità dell'aria sono oggetto di una specifica normativa nazionale, frutto del recepimento delle direttive della Comunità europea, finalizzata a impedire il costante riprodursi di situazioni di criticità ambientale. Il DLgs 04.08.1999 n. 351 (attuativo della direttiva quadro 1996/62/CE) definisce i principi fondamentali per la diminuzione dei valori di inquinamento atmosferico, prevedendo valori limite e soglie di allarme per alcune sostanze inquinanti e un valore obiettivo per l'ozono, nonché le modalità di effettuazione del monitoraggio sul territorio.<sup>11</sup> In particolare, i conseguenti DM 2.4.2002 n. 60 (attuativo delle direttive figlie 1999/30/CE e 2000/69/CE) e DLgs 21.05.2004 n. 183 (attuativo della direttiva 2002/3/CE relativa all'ozono nell'aria) hanno fissato per una serie di agenti inquinanti (biossido di zolfo, ossidi di azoto, materiale particolato, piombo, benzene, monossido di carbonio e ozono) i predetti valori, al fine evitare, prevenire e ridurre gli effetti nocivi sulla salute dell'uomo e sull'ambiente.<sup>12-14</sup>

In ciascun centro coinvolto nel Progetto si sono attivati contatti con le strutture che si occupano di valutazione di qualità dell'aria a livello locale (per lo più rappresentate da strutture di monitoraggio della qualità dell'aria delle Agenzie regionali di protezione ambientale). Il gruppo di lavoro così costituito si è occupato della predisposizione di serie giornaliere di dati ambientali strutturalmente identiche per ogni centro partecipante.

Considerando i parametri ambientali di interesse dal punto di vista sanitario e la necessità del confronto con gli studi epidemiologici pubblicati, si è scelto di studiare l'esposizione alla frazione respirabile del particolato, al biossido di azoto e all'ozono (PM10, NO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub>) utilizzando i dati relativi

a monossido di carbonio (CO) e biossido di zolfo (SO<sub>2</sub>) quali traccianti del livello di traffico autoveicolare e di situazioni di inquinamento industriale. L'elaborazione degli indicatori ha richiesto l'applicazione di criteri per la selezione delle stazioni di monitoraggio e metodi standardizzati di calcolo, con un'attenta valutazione della completezza dei dati fruibili e prevedendo infine una verifica dell'omogeneità dell'esposizione tra centri.

Le variabili meteorologiche sono importanti in un progetto di valutazione epidemiologica in quanto rilevanti sia per le loro correlazioni con gli eventi sanitari sia perché in grado di influenzare il livello degli inquinanti in atmosfera. Il centro di Roma ha curato in modo centralizzato la raccolta dei dati meteorologici necessari tramite la collaborazione con l'aeronautica militare e con la Società nazionale per l'assistenza al volo. I dati meteorologici della città di Taranto sono stati forniti dall'Osservatorio meteorologico geofisico «Luigi Ferrajolo» di Taranto. Sono state elaborate le variabili: temperatura, umidità relativa, pressione barometrica, calcolate come medie giornaliere.

I dati relativi alla pressione barometrica di ogni città sono stati uniformati allo 0 m sul livello del mare (s.l.m.); la temperatura apparente inserita nelle analisi è stata calcolata come combinazione di temperatura atmosferica e temperatura al punto di rugiada (un *proxy* dell'umidità relativa) secondo la formula:

$$T_{app} = -2.653 + 0.994 \times T + 0.0153 \times (\text{Dew point})^2$$

(dove: T = temperatura; T<sub>app</sub> = temperatura apparente; Dew point = punto di rugiada)

### Criteri di selezione delle stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria

Negli studi epidemiologici l'attenzione è sempre più rivolta verso dati di esposizione che rappresentano i livelli «di fondo» (*urban background*) le cui misure possono essere considerate indicative della concentrazione media della città come, per esempio, i livelli misurati in stazioni ubicate in zone residenziali. Questo è stato il criterio guida nella scelta delle stazioni, anche per un confronto con la letteratura internazionale.<sup>15</sup>

I dati sanitari sono relativi a eventi occorsi a soggetti residenti all'interno dei limiti amministrativi comunali dei capoluoghi oggetto di indagine al momento dell'evento. Per disporre di serie temporali più solide e accurate, quando opportuno e possibile, oltre ai dati ambientali rilevati da stazioni ubicate nell'ambito del comune capoluogo si sono utilizzati anche quelli derivanti da stazioni ubicate nella medesima area urbanizzata, anche se appartenenti a una diversa amministrazione comunale, in quanto rappresentativi dell'esposizione della popolazione in studio.

Per l'O<sub>3</sub> i criteri di scelta sono stati ancora più stringenti a

causa del noto fenomeno della rimozione chimica a opera di altri inquinanti, motivo per cui le misure da utilizzare dovevano provenire da stazioni di fondo come, per esempio, grandi parchi o zone suburbane lontane da fonti di inquinanti primari quali monossido di azoto, idrocarburi, ossido di carbonio, anidride solforosa.

Stabiliti quindi i parametri ambientali di interesse, si sono applicati criteri tali da garantire un elevato grado di omogeneità tra città nella rilevazione ed elaborazione dei livelli di esposizione di fondo. Inoltre, si è tenuto conto del materiale di lavoro prodotto da precedenti progetti, ottimizzando le informazioni disponibili sull'argomento e garantendo la confrontabilità dei risultati per le città coinvolte, nel tempo, in più studi. L'esigenza di utilizzare dati di fondo risultava in dissonanza, tuttavia, con l'eterogeneità dei dati disponibili, derivanti dalle situazioni peculiari per città e inquinante. Innanzitutto, i sistemi di classificazione (vedi Nota 1) e i criteri di ubicazione delle stazioni dovevano essere calati nelle diverse realtà locali: di fatto, alcuni punti di monitoraggio classificati «da traffico» eseguono il monitoraggio in situazioni ambientali in cui la densità di popolazione esposta a tali livelli è elevata. In taluni casi, in carenza di un sufficiente numero di stazioni «di fondo» nel medesimo agglomerato urbano, sono state considerate stazioni di tipo «traffico» se questo è stato valutato medio o basso attraverso la disamina dei livelli ambientali di ossido di carbonio (CO).

Nel caso di aree urbane soggette a ricadute da sorgenti industriali, sono stati selezionati punti di monitoraggio definiti «industriali» benché posti in un contesto residenziale. Si è ritenuto utile tenere conto di questi dati con l'accortezza, nella costruzione di indicatori medi cittadini, di mediarli con dati rilevati da stazioni definite di *background*.

Per l'ozono sono state assunte anche stazioni nelle immediate vicinanze del centro abitato, anche se formalmente definite «rurali» ai sensi della classificazione riguardo agli inquinanti normati dal DM 2.4.2002 n. 60, in quanto comunque rappresentative dei livelli a cui è esposta la popolazione (vedi Nota 1).

E' stato necessario successivamente valutare la completezza dei dati e le relazioni esistenti tra dati provenienti da diversi

punti di misura in uno stesso centro, nel caso di più stazioni disponibili per uno stesso inquinante. Nel contempo, ovviamente, si sono rispettate le indicazioni peculiari relative al miglior metodo strumentale di misura per ciascun inquinante.<sup>12,14</sup>

La composizione delle stazioni scelte per ogni città è dunque necessariamente il risultato del compromesso tra le esigenze elencate e i diversi contesti esaminati. Il percorso svolto non avrebbe portato a risultati validi senza la conoscenza delle realtà locali, al di là delle definizioni applicate ai diversi punti di monitoraggio funzionanti, competenze preziose che sono state messe a disposizione da parte del personale impegnato nelle attività di monitoraggio e valutazione della qualità dell'aria.

In continuità con lo studio MISA-2 si è deciso quindi di includere:

- per le polveri (PM10): oltre a privilegiare le stazioni «di fondo», si è preferito selezionare stazioni che utilizzassero il metodo gravimetrico di riferimento (EN12341, 1998) o metodi automatizzati certificati equivalenti al metodo gravimetrico come previsto nel DM 2.4.2002 n. 60;
- per l'NO<sub>2</sub>: stazioni di fondo urbano, in taluni casi anche di traffico, purché sempre selezionate insieme ad altre stazioni di fondo, caratterizzate da basso valore medio di CO, comunque rappresentative di situazioni locali che interessano una frazione rilevante di popolazione residente in prossimità anche di strade a elevato flusso di traffico;
- per l'O<sub>3</sub>: stazioni di *urban background*, localizzate in parchi urbani posti nel centro della città oppure stazioni poste in zone residenziali ma non direttamente influenzate dal traffico e purché non collocate a una quota altimetrica molto diversa rispetto all'area abitata (salvo il caso in cui siano zone residenziali significativamente popolate). Sostanzialmente, i criteri per la scelta delle stazioni sono stati:
  - che fossero preferibilmente «di fondo» (o con traffico poco rilevante, o con traffico presente e alta densità di popolazione, e in tal caso selezionate insieme a stazioni di fondo);
  - che misurassero l'esposizione delle popolazioni ai singoli inquinanti nelle aree urbane;

	Milano	Mestre-Venezia	Torino	Bologna	Firenze	Pisa	Roma	Taranto	Cagliari	Palermo
PM10	4F+1T	1F+1T	1F+1T	1T	2F+2T	1F+2T	1F+2T	1T+1Ti	3F	3T
NO <sub>2</sub>	2F+1T	3F	2F+1T	2F+1T	3F	2F+1T	1F+2T	1F+1T+2Ti	2F	3T
O <sub>3</sub>	1F+1T	3F	1F	2F	2F+1Fr	1F	1F+1T	1F+1T+1Ti	3F	1F+1T

F = stazione di fondo urbano;  
Fr = stazione di fondo in zona rurale prossima all'area urbana;  
T = stazione urbana di traffico;  
Ti = stazione di traffico in zona residenziale/industriale.

Tabella 1. Numero e tipologie di stazioni usate in ogni città per la misurazione dei dati ambientali nel periodo in studio.

Table 1. Number and type of monitoring station which have been used in each city to measure environmental data in the study period.

- che assicurassero la continuità con i precedenti progetti di ricerca sull'inquinamento atmosferico;
- che misurassero con continuità nell'intervallo di tempo considerato;
- che garantissero una completezza (dell'indicatore giornaliero) almeno del 75% per stagione.

In **tabella 1** sono riportate, per ogni centro partecipante e secondo gli inquinanti, il numero e le tipologie di stazioni selezionate, distinguendo tra stazioni «di fondo», stazioni «di traffico» e ubicazione. Per i motivi accennati in Nota 1 si è ritenuto di esprimere la classificazione di ogni stazione selezionata non in maniera perfettamente aderente alla normativa vigente ma in modo da rappresentare sinteticamente e sommariamente la tipologia di sito di rilevamento, per le finalità del Progetto.

**Metodi di calcolo degli indicatori ambientali**

A partire dai dati elementari validi forniti, tipicamente medie giornaliere per il PM10 e orarie per tutti gli altri inquinanti (in taluni casi anche biorarie per PM10), per ciascuna stazione di rilevamento selezionata sono stati calcolati i seguenti indicatori giornalieri:

- la media di 24 ore di ciascun giorno delle concentrazioni di NO<sub>2</sub>;
  - la massima media mobile di 8 ore di ciascun giorno delle concentrazioni di O<sub>3</sub>;
- inoltre è stata assunta
- la media di 24 ore per il PM10 (o calcolata in modo analogo a quanto elaborato per NO<sub>2</sub>, se rilevato come medie orarie o biorarie).

Per ogni stazione, l'indicatore giornaliero è calcolato secondo quanto raccomandato dalla Decisione della Commissione del 17.10.2001, dal DM 60/2002 e dal DLgs 183/2004 (vedi Nota 2). Per garantire omogeneità di calcolo, al gruppo di lavoro è stato fornito un programma di elaborazione per gli indicatori. Nel caso di dati giornalieri

mancanti, si è ricorso alla stima del valore come definito nel progetto MISA-2:<sup>3</sup> il dato mancante è stimato in base ai valori misurati nello stesso giorno nelle altre stazioni e al rapporto tra la media annuale rilevata nella stazione che presenta il dato mancante e le medie annuali delle altre stazioni.

Infine, per ciascun inquinante, la concentrazione «cittadina» nel giorno (rappresentativa dell'esposizione media della popolazione) è stata ottenuta come media aritmetica degli indicatori specifici di stazione disponibili (o stimati, se mancanti).

In **tabella 2** è descritta (in percentuale) la completezza degli indicatori elaborati, che è pari o superiore al 95% nella maggior parte dei casi, con alcuni punti critici rilevati a Taranto (PM10) e a Pisa (umidità relativa).

**Valutazione dell'omogeneità dei dati entro città**

Le serie di dati ambientali sono costituite dalle concentrazioni giornaliere degli inquinanti ottenute come sintesi numerica dei dati provenienti da più stazioni di monitoraggio. Si ritiene che la disponibilità di più di un punto di rilevazione per inquinante possa ragionevolmente migliorare la stima complessiva dell'esposizione media della popolazione a tale contaminante.

E' importante verificare le correlazioni tra le concentrazioni degli inquinanti misurate in siti differenti, nella stessa città. A questo scopo sono stati elaborati il coefficiente di correlazione di Pearson, il coefficiente di concordanza di Lin e il coefficiente di correlazione tra differenza e media, in quanto indicatori dell'associazione tra dati derivanti da coppie di stazioni di monitoraggio, così come documentato nello studio MISA-2.<sup>16</sup> Ciò che si vuole verificare è l'assunzione di omogeneità spaziale delle concentrazioni ambientali e l'assenza di rilevanti differenze tra stazioni di monitoraggio. In questo caso, il coefficiente di correlazione di Pearson<sup>17</sup> misura il grado di correlazione lineare tra le serie di misure di concentrazione derivate da due siti di monitoraggio. Nel ca-

Città	Periodo di studio	PM10 (%)	NO <sub>2</sub> (%)	O <sub>3</sub> (%)	Temperatura (%)	Umidità relativa (%)	Pressione (%)	Temperatura apparente (%)
Milano	2001-2005	100.0	100.0	99.3	98.8	97.6	98.8	97.6
Mestre-Venezia	2001-2005	95.3 <sup>a</sup>	100.0	100.0	98.6	98.5	98.7	98.5
Torino	2001-2005	99.9 <sup>b</sup>	99.7	95.1	93.6	92.1	93.2	92.1
Bologna	2001-2005	98.6 <sup>a</sup>	99.8	99.0	95.6	95.5	95.3	95.5
Firenze	2001-2005	99.6	99.8	99.9	98.1	97.5	98.1	97.5
Pisa	2001-2005	100.0	99.9	94.5	98.9	59.6	98.9	98.9
Roma	2001-2005	100.0	99.8	99.9	100.0	100.0	100.0	100.0
Taranto	2001-2005	71.0 <sup>c</sup>	99.8	95.6	100.0	100.0	99.9	100.0
Cagliari	2003-2005	81.9 <sup>d</sup>	92.1	94.5 <sup>d</sup>	99.5	99.5	99.5	99.5
Palermo	2002-2005	99.9	99.8	98.5	100.0	100.0	100.0	100.0

<sup>a</sup> periodo 2002-2005; <sup>b</sup> 01.06.2002-31.12.2005; <sup>c</sup> periodo 2001-2004; <sup>d</sup> periodo 2003-2004.

Tabella 2. Completezza dei dati per inquinante e variabili meteorologiche per gli anni disponibili nel periodo in studio.

Table 2. Completeness of air pollutants and meteorological data for available years during the study period.

so in cui sussista una differenza sistematica tra le due misurazioni non verrà alterato il valore del coefficiente, che può in tal caso non essere un buon indicatore di qualità.

Il coefficiente di concordanza di Lin<sup>18</sup> ovvia a questo problema misurando quanto i valori giornalieri delle due stazioni valutate, una volta rappresentati in un diagramma di dispersione, si discostino dalla bisettrice (che rappresenta la retta ideale su cui si disporrebbero i punti se le stazioni di monitoraggio misurassero con il massimo della sensibilità e della specificità una stessa grandezza). Bassi valori nel coefficiente di Lin indicano livelli di inquinamento relativi alle due stazioni in esame mediamente differenti.

Infine, nel caso in cui due serie di dati siano perfettamente in fase, ma caratterizzate da oscillazioni di ampiezza differenziali tra serie, attraverso il solo coefficiente di Lin non sarebbe possibile rilevare l'importante differenza tra le due serie. Il coefficiente di correlazione tra differenza e media, quindi, può fornire indicazioni circa la dipendenza della distorsione dalla media: esso si calcola come coefficiente di correlazione di Pearson tra le variabili che sono le differenze tra i valori giornalieri delle due serie e la loro media.<sup>19,20</sup>

In sintesi, si possono presentare sei differenti situazioni corrispondenti a particolari relazioni esistenti tra coppie di stazioni, cioè combinazioni di valori alti/bassi di questi tre coefficienti.<sup>16</sup> Nella situazione in cui si registra una **alta** correlazione di Pearson, **alta** concordanza di Lin e **bassa** correlazione tra differenza e media, i livelli di concentrazione rilevati dalle due stazioni di monitoraggio in uno stesso giorno possono essere considerati misure ripetute ed egualmente precise della stessa quantità. Viceversa, nella situazione in cui si verifica una **bassa** correlazione di Pearson, **bassa** concordanza di Lin e **alta** correlazione tra differenza e media, si osserva una diversa variabilità di errore tra le misure in esame. E' il caso in cui, mentre una stazione registra livelli alti di concentra-

zione degli inquinanti ma con un'elevata variabilità nei valori riportati, l'altra rileva costantemente livelli bassi.

**Risultati**

Le statistiche descrittive degli indicatori elaborati sono riportate nelle **tabelle 3 e 4**, rispettivamente per le variabili meteorologiche e per gli inquinanti (statistiche descrittive dettagliate, così come matrici di correlazione, elaborate per stagione per ogni città, sono riportate in appendice al volume).

I dati sono sempre rappresentati secondo la latitudine delle città. Oltre ai valori di tendenza centrale (media e mediana o 50° percentile) sono riportati alcuni indici di dispersione dei dati (deviazione standard e range interquartile). La rappresentazione del 90° percentile permette di valutare con attenzione la distribuzione dei dati e di commentare le concentrazioni osservate rispetto a specifici valori soglia fissati dalla normativa o raccomandati dall'Organizzazione mondiale della sanità.<sup>6,12,14</sup>

La raccolta e la qualità dei dati meteorologici non ha posto particolari problemi, sia in relazione alla modalità centralizzata di raccolta ed elaborazione per le finalità specifiche del progetto, sia per la disponibilità di procedure internazionali di misura, validate e standardizzate (**tabella 3**).

Fatte queste premesse, le statistiche elaborate confermano la correlazione nota tra latitudine e temperatura, con indici di dispersione più elevati nel Nord Italia. Per i valori di umidità relativa riportati si osserva una distribuzione dei dati più omogenea.

**Concentrazioni degli inquinanti**

I valori osservati in **tabella 4** sono elevati in confronto ad altre città europee e in relazione alla vigente normativa.<sup>12,14,21,22</sup> Il PM10 risulta in concentrazioni medie superiori a 40 µg/m<sup>3</sup> nella metà delle città selezionate, Milano, Torino, Bologna,

Città	Periodo di studio	Temperatura (°C)					Umidità relativa (%)					Pressione (hPa)					Temperatura apparente (°C)				
		media giornaliera					media giornaliera					media giornaliera					media giornaliera				
		media	sd	range	50° iq	90° pct	media	sd	range	50° iq	90° pct	media	sd	range	50° iq	90° pct	media	sd	range	50° iq	90° pct
Milano	2001-2005	14	9	15	14	26	74	13	20	74	90	1016	7	9	1016	1026	14	11	18	13	29
Mestre-Venezia	2001-2005	14	8	14	14	25	73	11	15	73	88	1016	7	9	1016	1026	13	10	17	13	27
Torino	2001-2005	13	8	14	13	23	72	13	20	72	89	1017	8	9	1016	1027	12	10	17	11	25
Bologna	2001-2005	14	9	15	15	26	69	15	25	69	90	1016	8	9	1015	1026	13	10	18	13	27
Firenze	2001-2005	15	8	13	15	26	66	12	18	66	83	1016	7	8	1016	1024	15	9	15	14	28
Pisa	2001-2005	15	7	11	15	25	75	13	17	77	90	1016	7	8	1016	1024	15	9	14	14	27
Roma	2001-2005	16	7	12	16	26	76	13	20	79	92	1015	7	8	1015	1023	16	9	15	15	28
Taranto	2001-2005	17	7	11	17	27	70	14	21	71	87	1016	6	7	1016	1024	17	8	14	16	29
Cagliari	2003-2005	17	7	11	17	27	74	13	16	76	88	1016	6	7	1016	1023	17	9	14	17	29
Palermo	2002-2005	19	7	11	19	28	67	11	14	69	80	1015	6	7	1015	1023	19	8	14	19	31

sd: deviazione standard; range iq: range interquartile; pct: percentile.

Tabella 3. Statistiche descrittive dei dati meteorologici elaborati nel periodo in studio.

Table 3. Descriptive statistics of meteorological data during the study period.

Città	Periodo di studio	PM10 (µg/m <sup>3</sup> ) media giornaliera					NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) media giornaliera					O <sub>3</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) massimo giornaliero delle medie mobili su otto ore				
		media	sd	range	50°	90°	media	sd	range	50°	90°	media	sd	range	50°	90°
				iq	pct	pct			iq	pct	pct			iq	pct	pct
Milano	2001-2005	52	32	37	43	95	59	23	30	57	88	91	34	43	89	138
Mestre-Venezia	2001-2005	48 <sup>a</sup>	33 <sup>a</sup>	35	39 <sup>a</sup>	88 <sup>a</sup>	38	14	18	36	58	91	30	37	88	131
Torino	2001-2005	54 <sup>b</sup>	34 <sup>b</sup>	46	43 <sup>b</sup>	102 <sup>b</sup>	66	20	25	64	92	115	39	53	113	170
Bologna	2001-2005	43 <sup>a</sup>	25 <sup>a</sup>	28	36 <sup>a</sup>	76 <sup>a</sup>	52	18	25	50	75	91	31	36	89	131
Firenze	2001-2005	38	18	20	35	61	46	19	22	44	68	96	24	30	96	125
Pisa	2001-2005	34	15	16	31	53	30	11	15	29	45	99	21	27	99	127
Roma	2001-2005	39	16	19	37	59	62	16	22	62	83	105	25	31	103	140
Taranto	2001-2005	50 <sup>c</sup>	21 <sup>c</sup>	28	48 <sup>c</sup>	81 <sup>c</sup>	26	11	14	24	41	78	21	30	78	104
Cagliari	2003-2005	30 <sup>d</sup>	11 <sup>d</sup>	14	28 <sup>d</sup>	46 <sup>d</sup>	35	16	22	34	57	81 <sup>d</sup>	21 <sup>d</sup>	26	78 <sup>d</sup>	111 <sup>d</sup>
Palermo	2002-2005	35	20	16	32	52	52	16	21	51	73	88	18	23	87	111

<sup>a</sup> periodo 2002-2005; <sup>b</sup> 01.06.02-31.12.05; <sup>c</sup> periodo 2001-2004; <sup>d</sup> periodo 2003-2004. sd: deviazione standard; range iq: range interquartile; pct: percentile

Tabella 4. Statistiche descrittive degli inquinanti elaborati per gli anni disponibili nel periodo in studio (per l'ozono le elaborazioni riguardano i semestri aprile-settembre).

Table 4. Descriptive statistics of pollutants data for available years during the study period (ozone data refer to april-september semesters).

Taranto e nell'area di Mestre-Venezia. Nelle stesse città, tranne Bologna, oltre il 10% delle medie giornaliere di PM10 (cioè oltre 35 giorni l'anno) supera il valore di 80 µg/m<sup>3</sup>. Il range interquartile ha valori che vanno da 14 µg/m<sup>3</sup> a Cagliari (città con i minori valori di concentrazione e di deviazione standard) a 46 µg/m<sup>3</sup> a Torino.

Per l'NO<sub>2</sub>, le medie calcolate sull'intero periodo in studio risultano essere più elevate nei grandi centri metropolitani (Torino, Roma, Milano), dove si sono registrate concentrazioni medie superiori a 50 µg/m<sup>3</sup>. Nelle stesse città oltre il 10% delle medie giornaliere di NO<sub>2</sub> supera il valore di 80 µg/m<sup>3</sup>. Il range interquartile ha valori che vanno da 14 µg/m<sup>3</sup> a Taranto (città che registra per questo parametro i più bassi valori di concentrazione e di deviazione standard) a 30 µg/m<sup>3</sup> a Milano.

Infine, l'ozono è presente in concentrazioni medie superiori a 90 µg/m<sup>3</sup> per l'intero periodo in sette delle città partecipanti, nelle quali peraltro oltre il 10% dei dati elaborati su base giornaliera (ossia per oltre 35 giorni l'anno) supera il valore di 120 µg/m<sup>3</sup>. Il range interquartile per questo inquinante ha valori che vanno da 25 µg/m<sup>3</sup> a Palermo (città che, insieme a Cagliari e Taranto, rileva i minori valori di concentrazione e di deviazione standard) a 53 µg/m<sup>3</sup> a Torino.

In figura 1a è rappresentato l'andamento medio annuale delle concentrazioni di PM10. Valutando l'andamento entro città non emergono chiari mutamenti, con situazioni per lo più stabili o con oscillazioni non importanti dei valori nel periodo in studio, che in taluni casi è però costituito da pochissimi anni. Fa eccezione la città di Torino, che presenta un trend in aumento delle concentrazioni medie annuali nei dati selezionati per l'elaborazione; tale andamento è spiegabile da valori più contenuti nel 2002 (disponibili tra l'altro solo dal mese di giugno) e nel 2003 per una delle (due) sta-

zioni selezionate. Un leggero trend in diminuzione è invece presente a Roma e a Palermo, città con le più basse concentrazioni per questo parametro, insieme a Pisa e Cagliari, città per la quale si sono riscontrati alcuni problemi di qualità dei dati nel periodo considerato, per cui è arduo trarre conclusioni. I dati di Taranto presentano un andamento decrescente più accentuato rispetto agli altri centri; di fatto, l'indicatore costruito risente di problemi di completezza, differenziali per anno e per stagione, particolarmente nel 2002 e nel 2004. Valori di PM10 superiori a 40 µg/m<sup>3</sup>, su base annuale, per l'intero periodo sono osservabili quindi per le città di Milano, Torino, Bologna, Taranto e per l'area di Mestre-Venezia. L'analisi dell'andamento medio annuale delle concentrazioni di NO<sub>2</sub> nelle città (figura 1b) rivela che non si sono verificate importanti diminuzioni delle concentrazioni di questo inquinante nel corso dei cinque anni in studio. Si possono ipotizzare una flessione per la città di Milano e un aumento per l'area di Mestre-Venezia. Per la città di Taranto l'inclusione di stazioni poste in aree in cui si sono registrati valori estremamente bassi ha avuto come risultato valori annuali non sempre in linea con le altre città. La figura mostra valori di NO<sub>2</sub> sempre superiori a 40 µg/m<sup>3</sup>, su base annuale, per le città di Milano, Torino, Bologna, Firenze, Roma e Palermo. La figura 1c riporta gli indicatori calcolati per l'O<sub>3</sub> e mette in evidenza l'anno 2003, nel corso del quale le temperature elevate hanno comportato livelli di ozono critici in molte città. Rispetto al valore medio calcolato per città per gli anni disponibili nel quinquennio 2001-2005, nella stagione calda dell'anno 2003 si è avuto un incremento medio delle concentrazioni di ozono del 13%, con dati che testimoniano picchi più evidenti per Mestre-Venezia, Torino e Palermo. Ciò detto, si rileva una sostanziale stabilità delle concentrazioni di questo inquinante secondario.

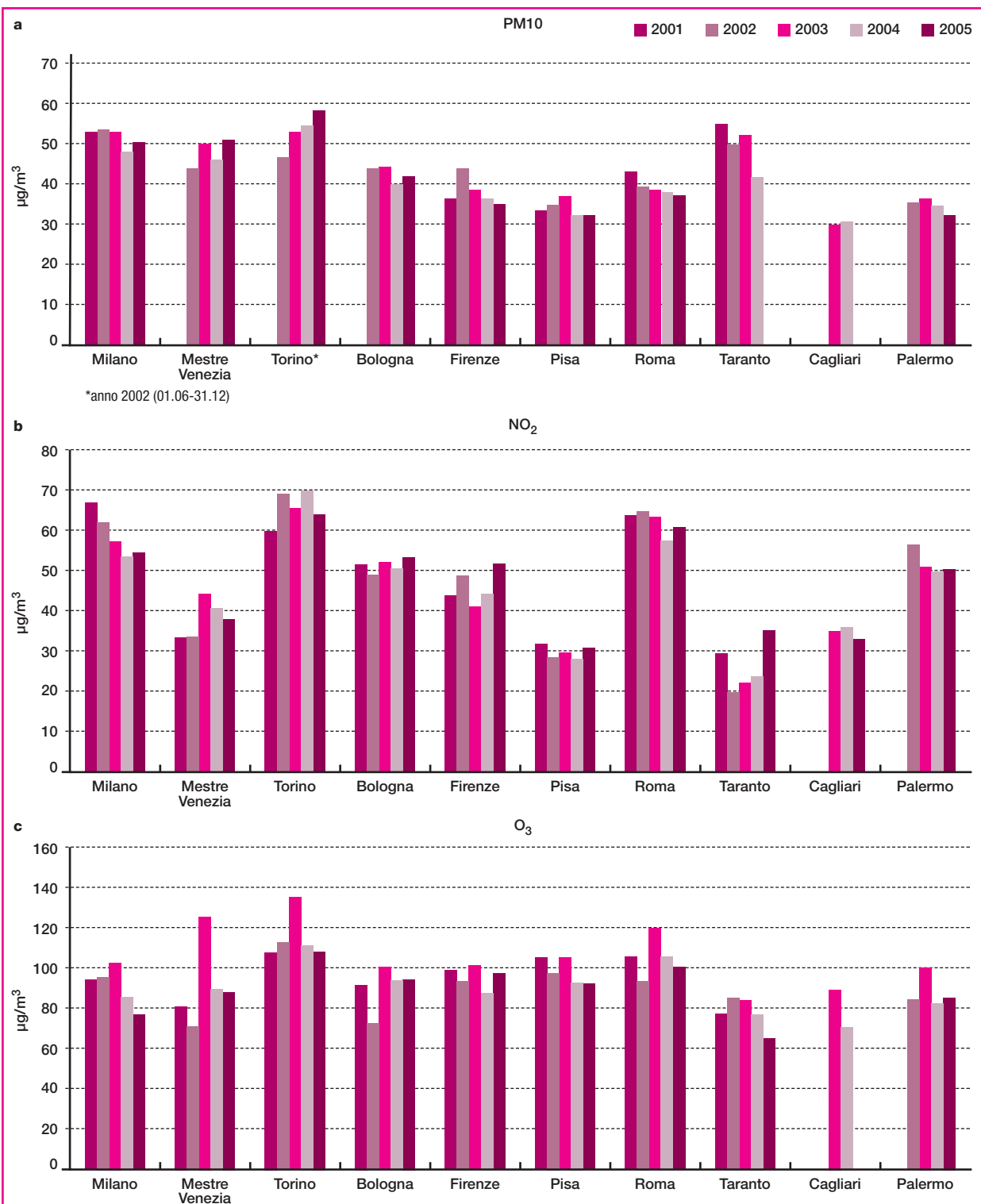


Figura 1. Concentrazioni di PM10 (a) e di NO<sub>2</sub> (b) utilizzando come indicatore la media giornaliera: medie annuali per gli anni disponibili nel periodo in studio; concentrazioni di O<sub>3</sub> (c) utilizzando come indicatore il valore massimo giornaliero delle medie mobili su otto ore: medie annuali per gli anni disponibili nel periodo in studio, per i semestri aprile-settembre.

Figure 1. PM10 (a) and NO<sub>2</sub> (b) concentrations using daily mean as indicator: annual means for available years during the study period; O<sub>3</sub> (c) concentrations using maximum 8 hours moving average as indicator: annual means for available years during the study period, april-september semesters.



**Indici di correlazione tra gli indicatori di inquinamento atmosferico**

Gli indici di correlazione elaborati su base giornaliera per gli indicatori di inquinamento atmosferico (tabella 5) permettono di descrivere particolari *pattern* in relazione alle sorgenti. Occorre premettere che, in linea generale, gli indici di correlazione fra le concentrazioni atmosferiche dei vari inquinanti, così come misurate in una generica area urbana caratterizzata essenzialmente da emissioni da traffico e da impianti termici domestici, non raggiungono mai valori prossimi all'unità. I valori più elevati attesi per il coefficiente di Pearson sono nell'ordine di 0.7-0.8 e decisamente più bassi tra l'ozono e i vari inquinanti, spesso non significativi, fino a valori negativi per la correlazione O<sub>3</sub>-NO<sub>2</sub>. Ciò dipende dalle specifiche caratteristiche delle sorgenti riguardo alla loro numerosità e peso relativo (peraltro variabile nel corso dell'anno), al profilo di emissione (quali-quantità di inquinanti immessi nell'ambiente), alla modulazione indotta dalle caratteristiche meteorologiche dell'area, alle proprietà chimiche degli inquinanti e ai meccanismi di formazione di quelli, in

tutto o in parte, di origine secondaria (è nota la anticorrelazione fra O<sub>3</sub> e NO<sub>2</sub> dovuta alla reazione di ossidazione di NO da parte dell'O<sub>3</sub> stesso). Si tenga conto, inoltre, che per taluni inquinanti, e in specie per PM10, può non essere trascurabile l'apporto di sorgenti naturali quali il trasporto di sabbia sahariana.<sup>23</sup>

La presenza in un'area urbana di potenti emissioni industriali è causa di un ulteriore abbassamento delle correlazioni fra coppie di inquinanti quando, come accade usualmente, le sorgenti sono caratterizzate dalla presenza di uno specifico e pochi specifici inquinanti, non necessariamente nel rapporto in cui sarebbero presenti in atmosfera in assenza del loro contributo.

Inoltre, il valore di ogni indicatore è stato elaborato a partire dai dati di più stazioni: per costruzione quindi potrebbero essere stati ottenuti indicatori più rappresentativi di una situazione media di area e indicatori più rappresentativi di situazioni peculiari, quest'ultimo caso laddove sia stato possibile selezionare una sola, o un numero basso di stazioni.

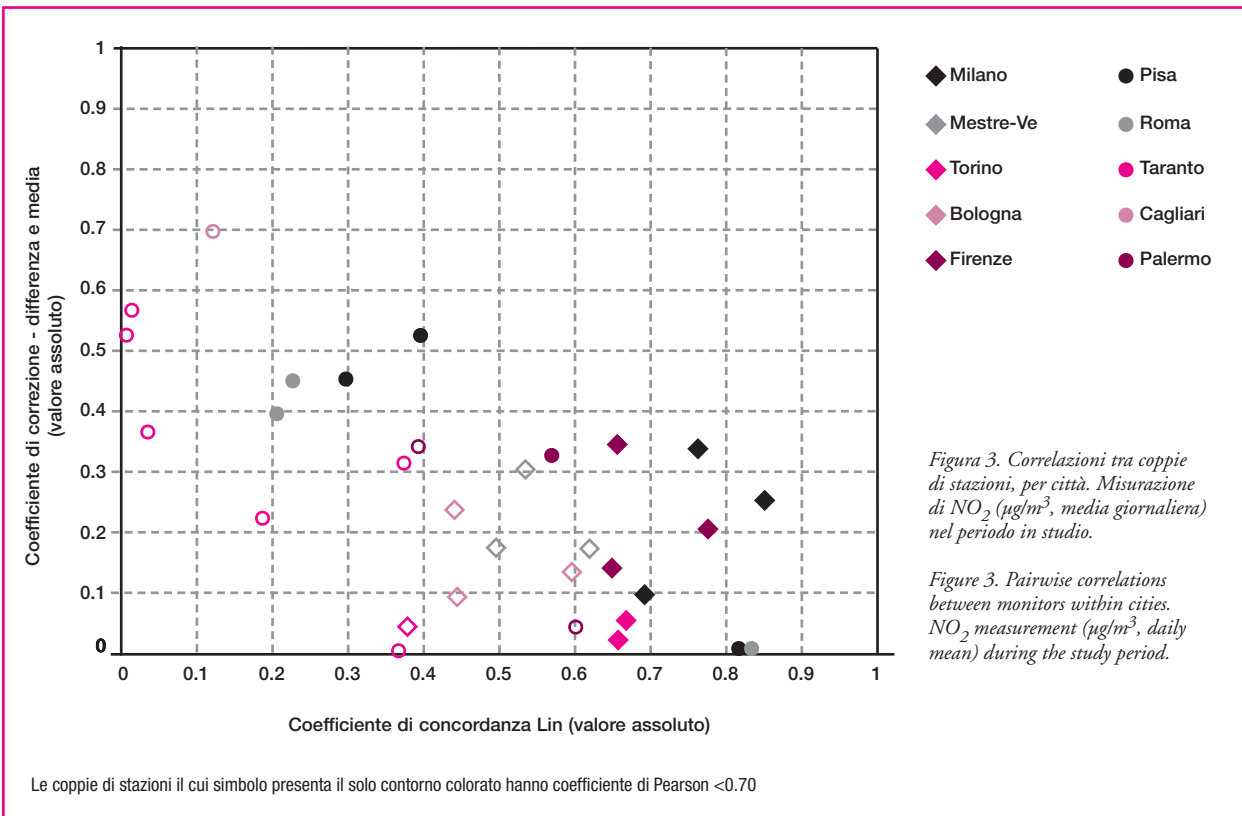
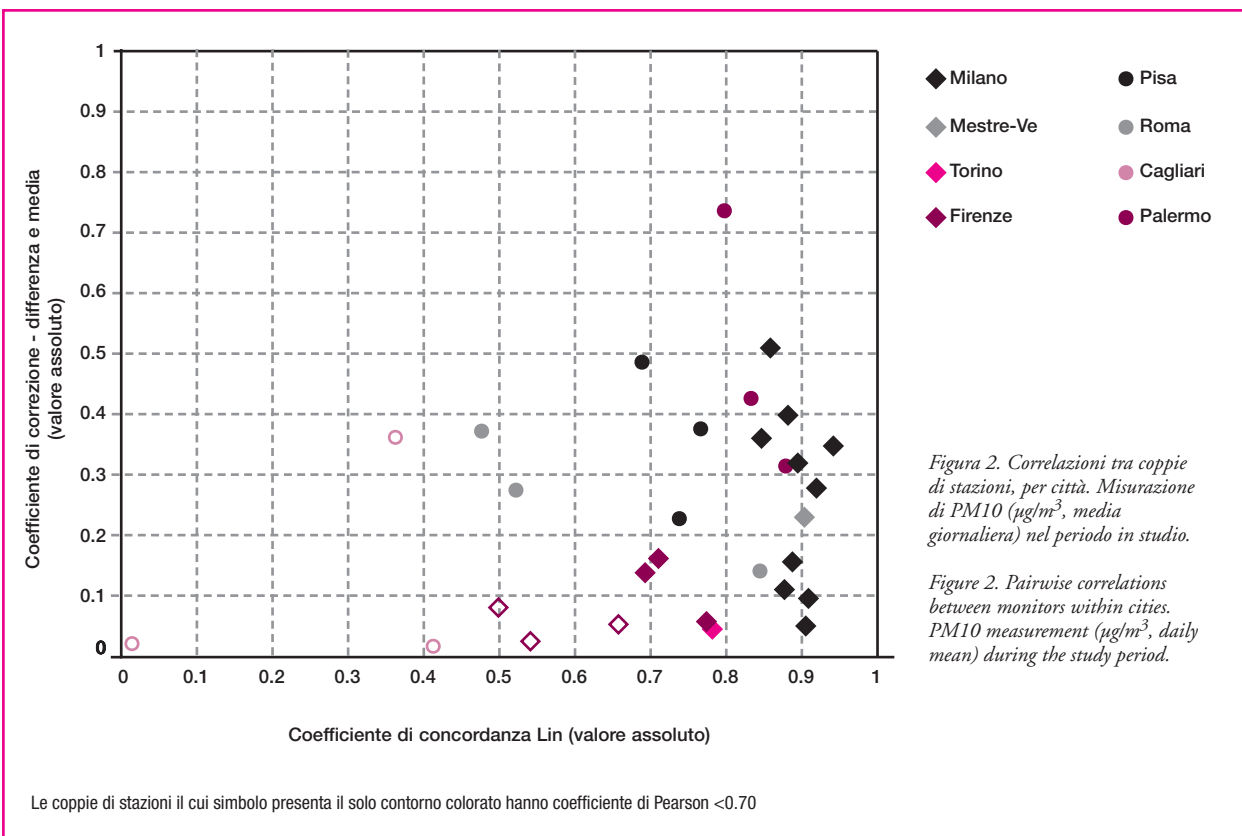
Le correlazioni fra la coppia di inquinanti NO<sub>2</sub>-PM10 sono

Città (periodo di studio)	NO <sub>2</sub> -PM10	NO <sub>2</sub> -O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub> -Temp	NO <sub>2</sub> -UR	PM10-O <sub>3</sub>	PM10-Temp	PM10-UR	O <sub>3</sub> -Temp	O <sub>3</sub> -UR	Temp-UR
	Coeff. (n)	Coeff. (n)	Coeff. (n)	Coeff. (n)	Coeff. (n)	Coeff. (n)	Coeff. (n)	Coeff. (n)	Coeff. (n)	Coeff. (n)
Milano (2001-2005)	0.79** (1,826)	-0.19** (908)	-0.59** (1,804)	0.22** (1,782)	0.26** (908)	-0.52** (1,804)	0.23** (1,782)	0.73** (899)	-0.27** (895)	-0.36** (1,782)
Mestre-Venezia (2001-2005)	0.66** (1,393) <sup>a</sup>	0.27** (914)	-0.47** (1,800)	0.03 (1,798)	0.49** (701) <sup>a</sup>	-0.38** (1,375) <sup>a</sup>	0.16** (1,373) <sup>a</sup>	0.53** (905)	-0.22** (905)	-0.05 (1,798)
Torino (2001-2005)	0.72** (1,309) <sup>b</sup>	0.19** (868)	-0.51** (1,705)	0.03 (1,677)	0.02 (522) <sup>b</sup>	-0.55** (1,204) <sup>b</sup>	0.15** (1,191) <sup>b</sup>	0.72** (856)	-0.20** (853)	-0.25** (1,682)
Bologna (2001-2005)	0.66** (1,439) <sup>a</sup>	-0.27** (904)	-0.64** (1,741)	0.37** (1,740)	0.07 (707) <sup>a</sup>	-0.45** (1,364) <sup>a</sup>	0.31** (1,363) <sup>a</sup>	0.69** (873)	-0.60** (873)	-0.57** (1,744)
Firenze (2001-2005)	0.65** (1,814)	-0.02 (912)	-0.44** (1,787)	0.34** (1,777)	0.33** (909)	-0.22** (1,783)	0.30** (1,773)	0.62** (897)	-0.41** (897)	-0.22** (1,781)
Pisa (2001-2005)	0.57** (1,825)	0.18** (863)	-0.50** (1,805)	0.26** (1,088)	0.20** (864)	-0.16** (1,806)	0.27** (1,089)	0.37** (862)	-0.29** (509)	-0.10** (1,089)
Roma (2001-2005)	0.50** (1,823)	-0.01 (913)	-0.44** (1,823)	0.16** (1,823)	0.19** (913)	-0.07** (1,826)	0.14** (1,826)	0.59** (913)	-0.56** (913)	-0.37** (1,826)
Taranto (2001-2005)	0.19** (1,037) <sup>c</sup>	-0.04 (874)	-0.15** (1,822)	-0.20 (1,822)	0.28** (495) <sup>c</sup>	0.17** (1,037) <sup>c</sup>	-0.07** (1,037) <sup>c</sup>	0.59** (874)	-0.40** (874)	-0.42** (1,826)
Cagliari (2003-2005)	0.23** (581) <sup>d</sup>	0.18** (330) <sup>d</sup>	0.13** (1,003)	0.02 (1,003)	-0.11 (291) <sup>d</sup>	-0.11** (597) <sup>d</sup>	0.12** (597) <sup>d</sup>	0.48** (345) <sup>d</sup>	-0.20** (345) <sup>d</sup>	-0.40** (1,090)
Palermo (2002-2005)	0.22** (1,457)	0.01 (721)	-0.18** (1,458)	-0.05 (1,458)	-0.03 (720)	0.20** (1,459)	-0.20** (1,459)	0.12** (721)	-0.28** (721)	-0.51** (1,461)

UR: umidità relativa  
 \* significatività 5%  
 \*\* significatività 1%  
<sup>a</sup> periodo 2002-2005; <sup>b</sup> 01.06.02-31.12.05; <sup>c</sup> periodo 2001-2004; <sup>d</sup> periodo 2003-2004.

Tabella 5. Correlazioni tra gli indicatori elaborati per gli anni disponibili nel periodo in studio: coefficiente di correlazione di Pearson, numero di osservazioni e significatività (per l'ozono le elaborazioni riguardano i semestri aprile-settembre).

Table 5. Correlations between elaborated indicators for available years during the study period: Pearson's coefficient, observations and statistic significance (ozone data refer to april-september semesters).



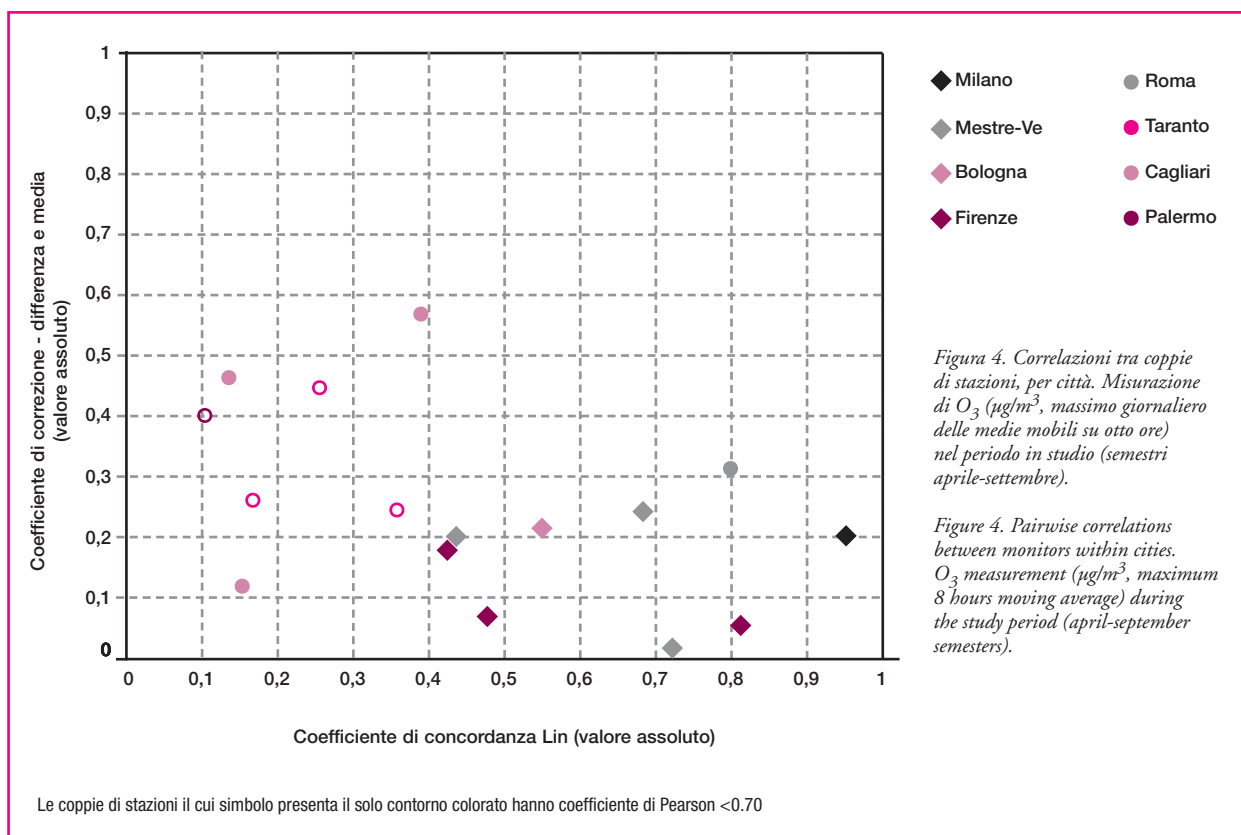


Figura 4. Correlazioni tra coppie di stazioni, per città. Misurazione di O<sub>3</sub> (µg/m<sup>3</sup>, massimo giornaliero delle medie mobili su otto ore) nel periodo in studio (semestri aprile-settembre).

Figure 4. Pairwise correlations between monitors within cities. O<sub>3</sub> measurement (µg/m<sup>3</sup>, maximum 8 hours moving average) during the study period (april-september semesters).

abbastanza elevate nella maggior parte dei casi. I valori più bassi del coefficiente, compresi nell'intervallo 0.19-0.23, si registrano a Taranto, Cagliari e a Palermo. E' possibile che tale evidenza sia da correlare all'effetto di quote di polveri derivanti da eventi di «sabbia» più o meno intensi (vedi Nota 3) ma che interessano con maggiore frequenza e rilevanza le aree meridionali e, nel caso di Taranto, anche all'apporto di importanti emissioni industriali specifiche per questo inquinante. I valori più elevati del coefficiente si rilevano nelle città Milano e Torino, 0.79 e 0.72 rispettivamente, in cui si può ipotizzare che la fonte principale di tali inquinanti possa essere rappresentata dal traffico veicolare. Nelle altre città si rilevano valori intermedi del coefficiente di correlazione per la coppia NO<sub>2</sub>-PM10, compresi nell'intervallo 0.50-0.66. Una possibile concausa di quanto osservato potrebbe consistere nel fatto che gli inquinanti presi in considerazione possono mostrare entrambi un forte accumulo (correlazione positiva) durante le inversioni termiche presenti sicuramente a Milano, Torino e nelle altre situazioni urbane, ma meno frequenti in città più marine e mediterranee.

Le correlazioni fra le altre due coppie di inquinanti (NO<sub>2</sub>-O<sub>3</sub> e PM10-O<sub>3</sub>) sono state valutate solo per il semestre estivo, data la scelta di valutare l'ozono solo nella stagione calda (da aprile a settembre): in questi mesi i livelli di concentrazione di PM10 e NO<sub>2</sub> sono inferiori, per NO<sub>2</sub> talvolta al limite di rilevanza, e sono massimi i valori di O<sub>3</sub>, tanto che

la correlazione con gli altri inquinanti tende a essere molto bassa, come atteso. Si riscontrano valori sia positivi sia negativi ma sempre con valore assoluto molto basso. Le correlazioni tra O<sub>3</sub> e PM10 sono tutte di segno positivo tranne a Cagliari e Palermo, ma anche molto basse (Torino, Bologna) e mai superiori a 0.5.

L'esame dei coefficienti calcolati conferma la forte correlazione tra ozono e temperatura, per gli altri due inquinanti le correlazioni con tale parametro meteorologico si confermano essere quasi sempre negative. L'umidità relativa presenta invece correlazioni molto basse con NO<sub>2</sub> e PM10, e negative con l'ozono.

#### Indici di correlazione tra coppie di stazioni

Nelle figure 2-4 sono riportati i diagrammi di dispersione dei valori dei coefficienti di concordanza di Lin e di correlazione tra differenza e media per inquinante, coppia di stazioni e città. Le coppie di misure per le quali il coefficiente di Pearson è <0.7 sono raffigurate da uno specifico simbolo vuoto, che presenta il solo contorno colorato.

L'analisi dei coefficienti di correlazione calcolati come esposto precedentemente permette la valutazione della relazione tra coppie di stazioni e, di conseguenza, della presenza di possibili distorsioni nell'uso di misure ambientali medie, come la stima dell'esposizione media della popolazione. Laddove si disponeva di una sola stazione di monitoraggio per

inquinante non si è potuto evidentemente procedere a tale valutazione.

Considerato che la situazione desiderata è quella di un elevato coefficiente di Pearson (rappresentato dai simboli pieni), elevato coefficiente di Lin e basso coefficiente di correlazione differenza-media, per il PM10 (figura 2) è da sottolineare la presenza di omogeneità nella quasi totalità dei centri. Coefficienti di Pearson bassi sono stati rilevati nelle stazioni di Cagliari e Firenze, mentre si osserva un'alto coefficiente di correlazione differenza-media per Palermo.

Per quanto riguarda l'NO<sub>2</sub> (figura 3), nelle città di Milano, Torino e Firenze si registra una buona concordanza tra le serie giornaliere, mentre per gli altri centri emerge un diverso livello medio di concentrazioni rilevate dalle coppie di stazioni. L'assunzione di omogeneità risulta poco rispettata nella città di Taranto, dove la selezione dei dati di questo inquinante ha posto non pochi problemi.

I dati riguardanti l'O<sub>3</sub> sono stati analizzati limitatamente ai semestri estivi (figura 4). La valutazione condotta rivela una buona concordanza tra le serie nella maggior parte dei centri partecipanti. L'assunzione di omogeneità risulta poco rispettata nelle città di Taranto e Palermo (dove sono state incluse stazioni «da traffico») e Cagliari, dove non si disponeva di informazioni dettagliate sull'ubicazione e classificazione delle stazioni.

### Discussione

Lo studio ha illustrato i dati di rilevazione degli inquinanti nelle città italiane e ha affrontato il tema della comparabilità dei dati per finalità di sorveglianza epidemiologica. Un gruppo di lavoro con competenze specifiche si è occupato della valutazione dell'esposizione operando scelte nella selezione delle stazioni di monitoraggio e valutando la qualità, la completezza e l'omogeneità dei dati fruibili (tabelle 1-2).

Gli indicatori di inquinamento sono stati elaborati secondo criteri di valorizzazione di dati rappresentativi dei livelli di fondo urbano per finalità di studio di tipo epidemiologico e quindi non finalizzati alla valutazione dei superamenti dei limiti imposti dalla normativa per la salvaguardia della salute umana e ambientale. E' comunque interessante prendere in considerazione alcuni limiti in vigore. Il DM 60/2002 stabilisce per la media annua di PM10 il valore limite di 40 µg/m<sup>3</sup> e, su base giornaliera, il valore limite di 50 µg/m<sup>3</sup> da non superare più di 35 volte l'anno; inoltre, al 01.01.2010 dovrà essere rispettato il limite per la protezione umana di 40 µg/m<sup>3</sup> di NO<sub>2</sub> su base annuale e di 200 µg/m<sup>3</sup> come valore orario da non superare più di 18 ore per anno civile. Il DLgs 183/2004 ha introdotto per il 2010 per l'O<sub>3</sub> un valore bersaglio per la protezione umana di 120 µg/m<sup>3</sup> (come valore massimo giornaliero delle medie mobili su 8 ore) da non superare per più di 25 giorni per anno civile (calcolato come media su 3 anni).

I dati da noi elaborati confermano la tendenza degli ultimi

anni nella realtà italiana: un generale miglioramento dei livelli di inquinamento da CO e SO<sub>2</sub> (dati non mostrati) e una situazione relativamente più stabile e critica per i livelli di PM10 e NO<sub>2</sub> particolarmente nei periodi invernali e dell'ozono (figura 1) nei periodi estivi (si veda l'Appendice con i dati città specifici).

Il PM10 risulta in concentrazioni medie superiori a 40 µg/m<sup>3</sup> nella metà delle città selezionate. In tutte le città, a eccezione di Cagliari, oltre il 10% delle medie giornaliere di PM10 (ossia più di 35 giorni l'anno) supera il valore di 50 µg/m<sup>3</sup>. Per l'NO<sub>2</sub> le medie calcolate nel periodo in studio risultano più elevate nei grandi centri metropolitani, con concentrazioni medie superiori a 40 µg/m<sup>3</sup> a Milano, Torino, Bologna, Firenze, Roma e Palermo.

L'O<sub>3</sub> è presente in concentrazioni medie superiori a 90 µg/m<sup>3</sup> per il periodo in sette città partecipanti, nelle quali peraltro oltre il 10% dei dati elaborati su base giornaliera supera il valore di 120 µg/m<sup>3</sup> (tabella 4).

I dati meteorologici considerati confermano la nota correlazione tra latitudine e temperatura; la disponibilità di procedure di misura validate e standardizzate garantisce l'elevata qualità dei dati meteorologici considerati (tabella 3).

Dagli andamenti illustrati (figura 1) e dalla disamina delle informazioni più aggiornate reperibili sul web, appare evidente come la diminuzione delle concentrazioni di questi inquinanti rappresenti uno dei principali obiettivi che le amministrazioni devono affrontare per la tutela della salute umana e dell'ambiente; l'Organizzazione mondiale della sanità raccomanda infatti valori guida ancora più stringenti per il PM10 (di 20 µg/m<sup>3</sup> su base annuale) e per l'O<sub>3</sub> (100 µg/m<sup>3</sup> come massimo giornaliero delle medie mobili di otto ore).

Gli indici di correlazione calcolati tra gli inquinanti atmosferici (tabella 5) permettono di individuare possibili ragioni di disomogeneità tra città in relazione alle sorgenti. Occorre comunque cautela nel derivare da essi considerazioni sulla natura delle sorgenti, dato che il valore del coefficiente può dipendere dal profilo di emissione così come modificato dalle caratteristiche meteorodiffusive dell'area, dalla scarsa capacità in alcuni casi di rappresentare la reale composizione della miscela atmosferica o da fenomeni peculiari, quali il trasporto di sabbie sahariane in alcune delle città coinvolte. E' importante ricordare che il numero di stazioni su cui è stato costruito il valore medio giornaliero ha un'influenza nel descrivere una situazione media di area piuttosto che una situazione peculiare, laddove fosse disponibile, per esempio, una sola stazione. Il valore del coefficiente può dipendere inoltre dalla scarsa completezza dei dati, ossia dalla non totale sovrapposizione tra le serie degli indicatori.

Analoghe considerazioni possono essere chiamate in causa nella lettura dei coefficienti di correlazione elaborati tra coppie di stazioni deputate alla misura dello stesso inquinante, ossia nella valutazione dell'assunzione di omogeneità spaziale delle concentrazioni ambientali e di assenza di rilevanti

differenze tra punti di campionamento. Ciò detto, i risultati della valutazione sono confortanti in relazione alla validità delle scelte effettuate, dal momento che rivelano per il PM10 una buona omogeneità nella quasi totalità dei centri e per l'NO<sub>2</sub> un diverso livello medio di concentrazioni rilevate da coppie di stazioni solo in alcuni centri, con una situazione più problematica a Taranto. Per l'O<sub>3</sub> l'assunzione di omogeneità risulta poco rispettata laddove sono state incluse stazioni non «di fondo», come atteso.

I risultati della valutazione dell'omogeneità di esposizione al particolato suggeriscono un miglioramento della qualità dei dati, dovuta anche alla standardizzazione delle tecniche di misura nelle città italiane, nel periodo considerato. Rispetto a precedenti valutazioni<sup>3</sup> la maggiore confidenza nei dati misurati permette di ridurre l'incertezza associata alle stime di esposizione basate sull'utilizzo di misure effettuate in diverse stazioni di monitoraggio e rende più robusta l'assunzione che l'indicatore elaborato sia rappresentativo dell'esposizione della popolazione nelle aree urbane.

La valutazione, non tanto della qualità della singola stazione di monitoraggio nel rilevare le concentrazioni dell'inquinante, quanto dell'appropriatezza nella definizione dell'esposizione della popolazione, è rilevante negli studi metanalitici di tipo descrittivo. In epidemiologia ambientale va tenuta in conto la possibile distorsione nei risultati dovuta al fenomeno della *information bias*, ossia della errata classificazione dell'esposizione, dovuta all'analisi di dati disponibili su base aggregata.<sup>24</sup>

Negli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico, in particolare, i valori misurati dalle stazioni di rilevazione secondo alcune obiezioni presenterebbero una relazione incerta con l'esposizione individuale. In realtà, trattandosi di studi di tipo ecologico, in cui il numero di eventi (ricoveri o decessi) è calcolato sull'intera popolazione, la misura fornita in media dalle centraline per ciascun giorno offre una buona stima del dato necessario, ossia la media delle esposizioni personali.<sup>25</sup> In questo caso, una distorsione ipotizzabile può essere minimizzata nelle condizioni in cui gli aggregati sono omogenei per esposizione, condizione che è stata accuratamente valutata in questo studio.

I risultati mostrano la necessità di affrontare diverse questioni metodologiche prima di elaborare indicatori da utilizzare negli studi epidemiologici. Sebbene infatti la normativa specifici i criteri di insediamento delle diverse tipologie di stazione, permangono alcune difficoltà quando si vogliono effettuare confronti tra città stimando i livelli medi urbani di un determinato inquinante come media delle concentrazioni rilevate da più stazioni. Si è cercato di diminuire al massimo eventuali differenze imputabili in ultima analisi alla differente composizione delle reti locali di monitoraggio stabilendo criteri di selezione che potessero permettere una stima dei reali livelli di inquinamento per ogni centro.

Sono emersi alcuni punti chiave per la valutazione dell'espo-

sizione della popolazione ai livelli correnti di inquinamento atmosferico nelle aree urbane e per l'utilizzo degli indicatori elaborati per finalità di sorveglianza epidemiologica.

È importante, parallelamente alla stabilità dei metodi di misura della componente sanitaria, che sia garantita la stabilità degli strumenti di misura ambientali. È fondamentale quindi che nelle riorganizzazioni e razionalizzazioni periodiche della rete di rilevamento ambientale siano mantenuti stabili alcuni punti di misura in zone di fondo, volti a fornire dati di lungo periodo per la valutazione degli interventi intrapresi, così come menzionato in un recente articolo sulla strategia per una rivalutazione del ruolo delle reti nazionali di monitoraggio di qualità dell'aria.<sup>26</sup> È contemporaneamente necessario tenere conto dei parametri meteorologici in grado di influenzare la dispersione degli inquinanti, come meglio descritto nell'articolo Poncino et al. (pagina 27) che, seppur riferito a una sola città e per un periodo temporale definito, suggerisce importanti chiavi di interpretazione dei fenomeni di accumulo e dispersione degli inquinanti in atmosfera.

Per quanto presentato, è indispensabile l'impegno delle pubbliche amministrazioni, delle imprese e dei cittadini per attuare tutte quelle misure finalizzate alla riduzione delle emissioni (trasporto su strada, attività produttive, impianti termici per generazione di calore ed energia elettrica) sia nelle decisioni operative e strategiche degli organi di governo sia nei comportamenti individuali.

**Conflitti di interesse:** nessuno.

### Ringraziamenti

Un sentito ringraziamento al personale delle Agenzie regionali di protezione ambientale per il prezioso supporto fornito nella scelta delle stazioni e nell'applicazione di metodi di elaborazione standardizzati (si veda l'Appendice con i dati città specifici) e a Giorgio Cattani per avere fornito validi e utili suggerimenti.

### Note

1. È utile ricordare che la classificazione delle stazioni, così come definita dalla normativa vigente, è diversa per l'ozono rispetto a quella fissata per gli altri inquinanti. Mentre per l'ozono si deve attribuire la tipologia esclusivamente in funzione della densità di urbanizzazione del sito di allocazione della stazione (urbana, suburbana o periferica, rurale, rurale di fondo o remota), escludendo ubicazioni in siti prossimi alle emissioni dirette da traffico o da altre sorgenti quali quelle industriali, per gli altri inquinanti si valuta sia la densità di urbanizzazione del sito (urbano, suburbano o periferico, rurale), sia la prossimità o meno della stazione rispetto alle sorgenti di emissione (traffico, fondo, industria). Si tenga conto, inoltre, che gli appellativi urbana, suburbana o periferica e rurale previsti dalle due normative di riferimento, una per l'ozono e l'altra per gli altri inquinanti, sono attribuiti in base a parametrizzazione diversa.
2. Per quanto riguarda la media e il massimo orario giornalieri, per il calcolo devono essere disponibili almeno 13 dati orari e non più di 6 valori orari consecutivi mancanti. Per il PM10 l'indicatore è dato dalla rilevazione giornaliera (ovvero valgono i criteri di completezza prima enunciati se il calcolo comporta l'elaborazione di una media partendo

da dati orari o biorari). Per l'ozono per il calcolo del massimo giornaliero della media mobile su 8 ore il calcolo si effettua se disponibili almeno 18 medie mobili, ciascuna calcolata con almeno 6 dati orari e secondo quanto stabilito dalla normativa.

3. Se in condizioni di stabilità atmosferica le concentrazioni di tutti gli inquinanti tendono a crescere conservando una sostanziale proporzionalità, in circostanze di instabilità atmosferica la correlazione tra inquinanti tende a cambiare. Il trasporto di sabbia da aree desertiche avviene generalmente in presenza di venti da moderati a forti con provenienza dai quadranti meridionali. In queste circostanze la concentrazione degli inquinanti tende a risultare bassa, fatto salvo quella di PM10 a causa del contributo dovuto appunto alla sabbia.

## Bibliografia

1. Biggeri A, Baccini M, Bellini P, Terracini B. Meta-analysis of the Italian studies of short-term effects of air pollution (MISA), 1990-1999. *Int J Occup Environ Health* 2005; 11: 107-22.
2. Biggeri A, Bellini P, Terracini B, MISA Group. Meta-analysis of the Italian studies on short-term effects of air pollution. *Epidemiol Prev* 2001; 25(2) Suppl: 1-71.
3. Biggeri A, Bellini P, Terracini B. Meta-analysis of the Italian studies on short-term effects of air pollution-MISA 1996-2002. *Epidemiol Prev* 2004; 28(4-5) Suppl: 4-100.
4. Stafoggia M, Forastiere F, Agostini D et al. Vulnerability to heat-related mortality: a multicity, population-based, case-crossover analysis. *Epidemiology* 2006; 17: 315-23.
5. Forastiere F, Stafoggia M, Berti G et al, SISTI Group. Particulate matter and daily mortality: a case-crossover analysis of individual effect modifiers. *Epidemiology* 2008; 19: 571-80.
6. WHO. Air quality guidelines. Global update 2005. Copenhagen, Denmark: World Health Organization 2006. Available at <http://www.euro.who.int/Document/E90038.pdf>. (ultimo accesso 14.8.2009)
7. Smith KR. Place makes the poison: Wesolowski Award Lecture-1999. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2002; 12: 167-71.
8. Bennett DH, McKone TE, Evans JS et al. Defining intake fraction. *Environ Sci Technol* 2002; 36:207A-211A.
9. Janssen NA, Lanki T, Hoek G et al. Associations between ambient, personal, and indoor exposure to fine particulate matter constituents in Dutch and Finnish panels of cardiovascular patients. *Occup Environ Med* 2005; 62: 868-77.
10. Landis MS, Norris GA, Williams RW, Weinstein JP. Personal exposure to PM2.5 mass and trace elements in Baltimore, MD, USA. *Atmos Environ* 2001, 35: 6511-524.
11. Unione europea. Direttiva 1996/62/CE del Consiglio del 27 settembre 1996 in materia di valutazione, e di gestione della qualità dell'aria ambiente. *Gazzetta Ufficiale* n. L 296, 21 novembre 1996, recepita nel DLgs 351/1999.
12. Unione europea. Direttiva 1999/30/CE del Consiglio del 22 aprile 1999 concernente i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il biossido di zolfo, il biossido di azoto, gli ossidi di azoto, le particelle e il piombo. *Gazzetta Ufficiale* n. L 163/41, 29 giugno 1999, recepita con DM 60/2002.
13. Unione europea. Direttiva 2000/69/CE del Consiglio del 16 novembre 2000 concernente i valori limite per il benzene e il monossido di carbonio nell'aria ambiente. *Gazzetta Ufficiale* n. L 313/12, 31 dicembre 2000, recepita con DM 60/2002.
14. Unione europea. Direttiva 2002/3/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 12 febbraio 2002 relativa all'ozono nell'aria. *Gazzetta Ufficiale* n. L 67/14, 9 marzo 2002, recepita nel DLgs 183/04.
15. Pope CA. 3rd, Dockery DW. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manag Assoc* 2006; 56: 709-42.
16. Biggeri A, Baccini M, Accetta G et al, Gruppo MISA. Quality assessment of air pollutants concentration in epidemiologic time series on short-term effects of pollution on health. *Epidemiol Prev* 2003; 27: 365-75 (Italian).
17. van Belle G, Fischer LD. *Biostatistics. A Methodology for the Health Sciences*. New York, John Wiley & Sons 1996.
18. Lin LI-K. A concordance correlation coefficient to evaluate reproducibility. *Biometrics* 1989; 45:255-68.
19. Altman DG, Bland JM. Measurement in medicine: the analysis of method comparison studies. *The Statistician* 1983; 32: 307-17.
20. Bland JM, Altman DG. Measuring agreement in method comparison studies. *Stat Methods Med Res* 1999; 8: 135-60.
21. Ballester F, Medina S, Boldo E et al, Apheis network. Reducing ambient levels of fine particulates could substantially improve health: a mortality impact assessment for 26 European cities. *J Epidemiol Community Health* 2008; 62: 98-105.
22. Apheis city reports 2005. <http://www.apheis.net/CityReports2005/> (ultimo accesso 14.8.2009).
23. Gobbi GP, Barnaba F, Ammannato L. Estimating the impact of Saharan dust on the year 2001 PM10 record of Rome, Italy. *Atmos Environ* 2007; 41: 261-75.
24. Rothman KJ. *Epidemiology. An introduction*. USA, Oxford University Press 2002.
25. Schwartz J, Dockery DW, Neas LM. Is daily mortality associated specifically with fine particles? *J Air Waste Manag Assoc* 1996; 46: 927-39.
26. Scheffe RD, Solomon PA, Husar R et al. The national ambient air monitoring strategy: rethinking the role of national networks. *J Air Waste Manag Assoc* 2009; 59: 579-90.