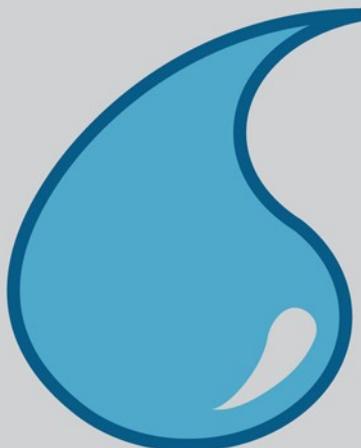
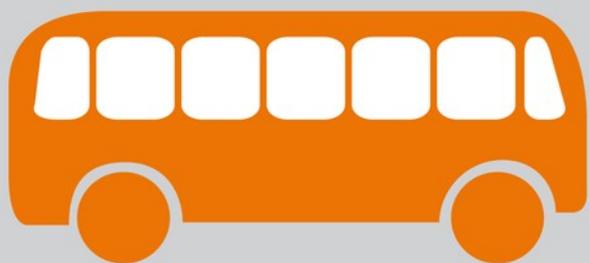


Qualità dell'ambiente urbano
XII Rapporto
Edizione 2016

Focus su
INQUINAMENTO
ATMOSFERICO
NELLE AREE URBANE
ED EFFETTI SULLA SALUTE



Qualità dell'ambiente urbano

XII Rapporto

Edizione 2016

Focus su INQUINAMENTO ATMOSFERICO NELLE AREE URBANE ED EFFETTI SULLA SALUTE

Informazioni legali

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

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

ISPRA, Stato dell'Ambiente 68/16
ISBN 978-88-448-0794-8

Coordinamento generale

Silvia Brini - ISPRA
Viale Cesare Pavese, 305
Telefono: 06/50072597
Fax: 06/50072668
silvia.brini@isprambiente.it
<http://www.areeurbane.isprambiente.it>

Coordinamento tecnico-scientifico

Capitolo 1: Guido Lanzani, Eleonora Cuccia – ARPA Lombardia
Capitolo 2: Ennio Cadum - ARPA Piemonte e Paolo Lauriola -ARPAE Emilia-Romagna
Capitoli 3 e 4 – Giorgio Cattani e Jessica Tuscano - ISPRA

Comitato editoriale
Jessica Tuscano – ISPRA
Eleonora Cuccia e Massimo Mauri – ARPA Lombardia
Pina Nappi – ARPA Piemonte
Claudio Maccone – ARPAE Emilia Romagna
Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica
ISPRA
Grafica di copertina: Franco Iozzoli e Elena Porrazzo

Coordinamento editoriale
ISPRA – Daria Mazzella

Dicembre 2016

PRESENTAZIONE

Con la Legge 28 giugno 2016, n. 132, che entrerà in vigore il 14 gennaio 2017, viene istituito il Sistema nazionale a rete per la protezione dell'ambiente (SNPA), costituito da ISPRA/ARPA/APPA, e viene disciplinato l'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale. Il Rapporto sulla qualità dell'ambiente urbano è il primo Rapporto di Sistema a essere presentato dopo l'approvazione della legge e non è un caso. L'impegno sulla valutazione ambientale delle città nasce nel 2003 quando APAT, oggi ISPRA, scelse di introdurlo tra i suoi compiti istituzionali. Di anno in anno sono state sviluppate e consolidate conoscenze ed esperienze maturando la necessità di allargare gli orizzonti investigativi e soprattutto sollecitare le istituzioni tecniche territoriali a lavorare in sinergia con l'ISPRA con l'obiettivo di costruire un modello di analisi e valutazione comune.

Con il passare del tempo è divenuta sempre più forte la consapevolezza che l'imponente concentrazione di persone nelle aree urbane necessariamente rappresentasse un enorme fattore di pressione sugli ecosistemi e sulle risorse naturali con ricadute sul benessere e sulla qualità della vita di chi nelle città vive e/o lavora.

Il SNPA ha voluto dare, negli anni, un'importanza speciale a una regolare informazione sulla qualità dell'ambiente urbano continuando ad aumentare il numero delle città oggetto di indagine, fino a considerare tutti i capoluoghi di provincia, consapevole che un governo del territorio mirato, una conoscenza delle criticità, un'attenzione alle esigenze e lo sviluppo di una cultura ambientale sostenibile siano il giusto compromesso con le esigenze sociali, economiche e di sviluppo in competizione con una reale tutela dell'ambiente e della salute.

Il Rapporto è diventato pertanto strumento tecnico di lavoro fortemente atteso da tutti gli enti locali e dalle amministrazioni centrali di riferimento e oltre a fornire elementi di valutazione ad amministratori locali e tecnici del settore fornisce informazioni compatibili con l'esigenza di uno sviluppo sostenibile. Le attività si sono rinforzate puntando ad allargare e approfondire le analisi e le valutazioni verso quei problemi che più caratterizzano l'ambiente urbano e per questo strategici alla realizzazione di uno sviluppo sostenibile.

Le storiche collaborazioni con l'ANCI, con cui è stato siglato un protocollo d'intesa sulle attività relative alle aree urbane già nel 2009, con l'ISTAT con cui negli anni abbiamo avviato un proficuo lavoro di confronto e arricchimento reciproco, attraverso Gruppi di lavoro interistituzionali come quello sul consumo di suolo e sul verde pubblico, ma anche con l'ACI, con il Corpo Forestale dello Stato, con il Ministero dell'Ambiente, con il Ministero della Salute e inoltre con le Regioni, le Province e i Comuni hanno consentito l'approfondimento dei temi più critici. Lo sviluppo costante di queste sinergie potrà consentire l'implementazione di una pianificazione condivisa nel breve medio periodo verso un governo del territorio specchio di una tutela ambientale sostenibile.

Alcuni temi sono oggetto di particolare attenzione, mi riferisco al consumo del suolo che necessariamente è interconnesso con le principali criticità delle città italiane: non solo dissesto idrologico e geologico, rischio di erosione e perdita di aree verdi e di biodiversità ma anche alterazione dei cicli bio-geochimici e della relazione suolo-atmosfera, qualità dell'aria e delle acque, livelli di rumore e di inquinamento elettromagnetico, presenza dei sistemi produttivi e mobilità. Un'attenzione particolare al consumo di suolo è stata riconosciuta, il 12 maggio 2016, dalla Camera dei Deputati con il primo via libera alla legge contro il consumo di suolo che si pone l'obiettivo di arrivare al 2050 con un consumo pari a zero. È fondamentale per un Paese come il nostro che il disegno di legge venga approvato al più presto anche in Senato.

Pochi anni fa ha visto la luce la Legge 10/2013 sulle norme per lo sviluppo degli spazi verdi urbani con la quale viene riconosciuto a scala nazionale l'importante ruolo delle aree verdi cittadine per la sostenibilità ambientale e per i servizi eco-sistemici erogati, argomento affrontato nel dettaglio nel capitolo del Rapporto dedicato alle infrastrutture verdi e alla loro multifunzionalità.

Nel Rapporto viene dato da sempre ampio spazio all'analisi delle azioni e degli strumenti per la sostenibilità locale intrapresi dalle amministrazioni pubbliche che rappresentano risposte concrete alle esigenze di risanamento ambientale.

La centralità delle aree urbane come punto focale di partenza per la difesa e tutela dell'ambiente non vede solo l'impegno a livello di singolo Paese ma è fortemente sostenuta dalle Nazioni Unite, dalla FAO, dall'ICLEI, dall'Agenzia Europea per l'Ambiente e le stesse nazioni Unite che, nel 2014, hanno istituito la giornata mondiale delle città che si celebra ogni 31 ottobre.

Il Rapporto è arrivato alla sua XII edizione, sempre innovativo, sempre estremamente attuale e atteso.

Oggetto di indagine quest'anno sono i 116 capoluoghi di provincia per i quali si esprime, attraverso l'analisi dei temi di maggiore rilievo, la situazione ambientale del paese tendendo ad assecondare l'esigenza di coniugare l'azione conoscitiva sull'ambiente urbano con la corretta informazione ai diversi fruitori finali per offrire uno strumento di supporto alle decisioni politiche locali orientate alla sostenibilità ambientale urbana e a un'adeguata pianificazione ambientale locale.

I dati sulla qualità dell'ambiente nelle nostre città sono già da anni in modalità "open" sul sito dell'ISPRA. Gli open data contribuiscono a migliorare l'efficienza della pubblica amministrazione, a creare valore e opportunità per la collettività; l'adeguamento di questi dati ai formati Linked Open Data (LOD) è stato già intrapreso con l'obiettivo di erogare un servizio utile ai cittadini, agli esperti di settore, agli amministratori pubblici, alla comunità scientifica nazionale e internazionale.

Il Focus di quest'anno su "*Inquinamento atmosferico nelle aree urbane ed effetti sulla salute*" mette in evidenza le criticità relative alla valutazione dell'esposizione della popolazione all'inquinamento dell'aria e i risultati a cui è giunta la comunità scientifica internazionale con il supporto fondamentale del SNPA.

Presidente ISPRA
Prof. Bernardo De Bernardinis

PREMESSA

Le città, come riferisce anche la Commissione europea, sono “causa e soluzione delle difficoltà di natura economica, ambientale e sociale di oggi”, sappiamo che le aree urbane in Europa ospitano oltre due terzi della popolazione ed è qui che vengono utilizzate circa l'80% delle risorse energetiche. Le Città sono al centro dell'Agenda europea di sviluppo sostenibile, quale priorità strategica, anche rispetto alla programmazione della politica di coesione a sostegno della crescita per il periodo 2014-2020, che fra i suoi obiettivi include il sostegno alla transizione verso un'economia a basse emissioni di carbonio in tutti i settori, la promozione dell'adattamento al cambiamento climatico, la tutela dell'ambiente e la promozione dell'uso efficiente delle risorse, di sistemi trasporto sostenibili e il rafforzamento della capacità istituzionale per un'amministrazione pubblica efficiente.

E' quindi evidente la necessità di comprendere le pressioni ambientali che insistono nei nostri centri urbani, per impostare politiche volte a coniugare sviluppo economico e sociale, tutela delle persone e dell'ambiente. E' proprio per queste ragioni che l'ANCI, segue con attenzione ormai da diversi anni le attività di ISPRA, in particolare la pubblicazione del Rapporto sulla Qualità dell'ambiente urbano, anche in virtù del protocollo d'intesa quale importante strumento di analisi e approfondimento ambientale sui centri abitati, utile a supportare i diversi livelli amministrativi e politici nella scelta delle politiche locali più adeguate. Aria, acqua, rumore, suolo, infrastrutture verdi, rifiuti, strumenti e azioni di governance ambientale sono i temi che nel Rapporto ogni anno sono affrontati per offrire una verifica sullo stato della situazione nelle maggiori città del paese. Le analisi riportate restituiscono un'immagine di un Paese in cui tanto si deve e si può ancora fare.

Un importante riferimento va al governo del territorio, che rappresenta l'attività più complessa ma più utile a garanzia del territorio medesimo. Il Rapporto ISPRA 2016, che analizza i dati ambientali di contesto riferiti all'anno 2015 nei 116 capoluoghi di provincia dove risiede circa il 30% della popolazione totale del Paese - oltre 18 milioni di persone -, evidenzia che le aree impermeabilizzate, alimentate da un consumo di suolo sono sempre in ascesa e concorrono ad aumentarne la vulnerabilità in termini di dissesto idrogeologico che emerge prepotente ogni anno ricordando quanto un'attenta valutazione e analisi delle attività antropiche che insistono sul territorio potrebbe contribuire a contenerne le conseguenze anche in termini di vite umane. Gli eventi alluvionali significativi del 2015 e degli ultimi 5 anni, evidenziano come a un'inevitabile modifica del regime pluviometrico, che ha accentuato il peso delle cause scatenanti dei dissesti, si sia sovrapposta l'azione di sistematica alterazione delle condizioni naturali originarie da parte dell'uomo, con il risultato di amplificarne molto le conseguenze negative.

L'analisi dei grandi centri urbani, oggetto di studio del Rapporto sulla Qualità dell'ambiente urbano di ISPRA può e deve essere pertanto strumento strategico tecnico e di cultura, anche per richiamare l'attenzione su un'attività costante di prevenzione su tutto il territorio nazionale, superando in primis gli ostacoli culturali, forse più difficili da sormontare rispetto a quelli tecnici o economici.

Segretario generale ANCI
Veronica Nicotra

CONTRIBUTI E RINGRAZIAMENTI

Alla realizzazione del Rapporto sulla Qualità dell'Ambiente Urbano e del Focus hanno contribuito:

Dipartimenti e Servizi Interdipartimentali ISPRA:

Dipartimento Stato dell'Ambiente e Metrologia Ambientale
Dipartimento Attività Bibliotecarie, Documentali e per l'Informazione
Dipartimento Tutela delle Acque Interne e Marine
Dipartimento Difesa del Suolo
Dipartimento Difesa della Natura
Dipartimento Nucleare, Rischio Tecnologico e Industriale
Servizio Interdipartimentale per le Certificazioni Ambientali

Rete dei Referenti "Realizzazione di un rapporto di sistema sull'ambiente urbano"

Nell'ambito delle attività del Comitato Tecnico Permanente di cui si è dotato il Consiglio Federale del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ISPRA/ARPA/APPA), Area 6, è stata costituita una rete di referenti composta da:

LEPORE Arianna, CATTANI Giorgio, DI MENNO DI BUCCHIANICO Alessandro – ISPRA
ARMATO Marilù – ARPA Sicilia
CHINI Marco – ARPA Toscana
DAMIANI Giovanni – ARTA Abruzzo
DI GIOSA Alessandro – ARPA Lazio
DI MURO Ersilia – ARPA Basilicata
FAVRE Sara – ARPA Valle D'Aosta
FILIPPI Elga – ARPA Liguria
MANGONE Marcello – ARPA Sardegna
MANUPPELLA Annamaria – ARPA Molise
MAURI Massimo – ARPA Lombardia
MENINI Luca – ARPA Veneto
MIORINI Beatrice – ARPA Friuli Venezia Giulia
NAPPI Pina – ARPA Piemonte
ORILISI Stefano – ARPA Marche
PETILLO Paola Sonia – ARPA Campania
PIERINI Alessandro – APPA Trento
POLUZZI Vanes – ARPAE Emilia Romagna
STRANIERI Paolo – ARPA Umbria
SCHWARZ Helmut – APPA Bolzano
SGARAMELLA Erminia – ARPA Puglia
SURACI Francesco – ARPA Calabria

Hanno preso parte ai lavori: la Rete dei Referenti, BAIOTTO Fabio (ISPRA), CIRILLO Mario C. (ISPRA), VISENTIN Roberto (ISPRA), BERTI Camillo (ARPA Toscana), GIACOMICH Paola (ARPA Friuli Venezia Giulia), MACCONE Claudio (ARPA Emilia Romagna), SEGATTO Gianluca (Comune di Bolzano), MELZANI Raffaella e SGORBATI Giuseppe (ARPA Lombardia), TAVA Maurizio (APPA Trento), ZAMPONI Carlo (ARTA Abruzzo), SCHIAVON Annalisa e ZIROLODO Giovanna (ARPA Veneto).

Autori del Focus

I contenuti del Focus sono stati forniti dai seguenti **esperti ISPRA:**

Antonella BERNETTI
Silvia BRINI
Anna Maria CARICCHIA
Giorgio CATTANI
Mario C. CIRILLO
Vincenzo DE GIRONIMO
Alessandro DI MENNO DI BUCCHIANICO
Domenico GAUDIOSO
Arianna LEPORE
Luciana SINISI

e dai seguenti **altri Autori**

Giovanna BERTI, Ennio CADUM, Monica CLEMENTE, Moreno DEMARIA, Mauro GROSA, Cristiana IVALDI, Maria Elena ROWINSKI - ARPA Piemonte
Tiziana MAGRI, Devis PANONT, Manuela ZUBLENA - ARPA Valle d'Aosta
Giovanna MARSON, Salvatore PATTI, Luca ZAGOLIN - ARPA Veneto
Elisabetta ANGELINO, Nadia BARDIZZA, Cristina COLOMBI, Eleonora CUCCIA, Anna DE MARTINI, Vorne GIANELLE, Guido LANZANI, Matteo LAZZARINI - ARPA Lombardia
Stefania DEL FRATE, Francesco MONTANARI, Alessandra PETRINI, Alessandra PILLON, Fulvio STEL - ARPA Friuli Venezia Giulia
Francesco Saverio APRUZZESE, Dimitri BACCO, Elisa BONAZZI, Michele CORDIOLI, Marco DESERTI, Simone GIANNINI, Paolo LAURIOLA, Stefano MARCHESI, Marta OTTONE, Federica PARMAGNANI, Vanes POLUZZI, Andrea RANZI, Isabella RICCIARDELLI, Meri SCARINGI, Michele STORTINI, Arianna TRENTINI, Stefano ZAULI SAJANI - ARPAE Emilia - Romagna
Mauro MARIOTTINI - ARPA Marche
Patrizia Bianca ANDREINI, Gioia BINI - ARPA Toscana
Alessandro DI GIOSA - ARPA Lazio
Francesca FEDELE, Anna GUARNIERI CALÒ CARDUCCI, Micaela MENEGOTTO, Annarita TURNONE, Claudia CEPPI, Roberto GIUIA, Tiziano PASTORE, Maria SERINELLI, Stefano SPAGNOLO - ARPA Puglia
Roberta CALZOLARI - ARPA Sicilia
Serena BROCCOLI - ASL e IRCCS Reggio Emilia
Paolo PANDOLFI - Azienda Usl di Bologna
Casimiro PIO, Celia ALVES - CESAM and University of Aveiro, Portogallo
Carla ANCONA, Giulia CESARONI, Francesca DE' DONATO, Manuela DE SARIO, Annunziata FAUSTINIZIO, Francesco FORASTIERE, Matteo RENZI, Massimo STAFOGGIA – Dipartimento di Epidemiologia Regione Lazio, ASL Roma 1
Konstantinos ELEFThERiADIS - Environmental Radioactivity Laboratory DEMOKRITOS, Athens, Grecia
Fulvio AMATO, Xavier QUEROL - IDAEA-CSIC, Barcelona, Spagna
Giulia CALZOLAI, Franco LUCARELLI, Silvia NAVA, Roberto UDISTI - INFN-Firenze e Università di Firenze
Susanna CONTI - Istituto Superiore di Sanità
Giovanni LEONARDI - London School of Hygiene and Tropical Medicine Research
Marco MARTUZZI - Organizzazione Mondiale della Sanità-Centro Europeo Ambiente e Salute
Giovanni LONATI - Politecnico di Milano
Paolo LAZZERI, Sebastiano PICCOLROAZ - Provincia Trento
Paola ANGELINI - Regione Emilia-Romagna
Furio FORNI - Regione Toscana
Luca CARRA - Scienzainrete.it
Roy M. HARRISO, Claire HOLMA - School of Geography, Earth & Environmental Sci., Università di Birmingham, Gran Bretagna
Davide NERI - Università degli Studi di Bologna
Massimo MONTELEONE - Università degli Studi di Foggia
Carla GUERRIERO - Università degli studi di Napoli Federico II
Andrea CATTANEO, Domenico Maria CAVALLO, Sabrina ROVELLI, Andrea SPINAZZÈ - Università dell'Insubria
Michela BACCINI, Annibale BIGGERI - Università di Firenze, Dipartimento di Statistica
Pier Alberto BERTAZZI - Università di Milano, Dipartimento di Scienze Cliniche e di Comunità
Francesca FAGIOLI - Università di Modena e Reggio Emilia
Martina GANDINI, Morena STROSCIA – Università di Torino

INDICE

INTRODUZIONE	1
<i>A cura di Silvia Brini - ISPRA</i>	

1. ASPETTI FENOMENOLOGICI DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO

CONSIDERAZIONI INTRODUTTIVE	3
------------------------------------	----------

G. Lanzani - ARPA Lombardia

LA QUALITÀ DELL'ARIA IN ITALIA NEGLI ANNI	5
--	----------

M. Deserti, V. Poluzzi, I. Ricciardelli - ARPAE Emilia – Romagna; A. Di Giosa- ARPA Lazio; F. Stel -ARPA Friuli Venezia Giulia; A. M. Caricchia –ISPRA; M. Grosa -ARPA Piemonte; G. Lanzani, N. Bardizza -ARPA Lombardia.

IL PARTICOLATO ATMOSFERICO: COMPOSIZIONE E PROBLEMATICHE EMERGENTI ALLA LUCE DEI RISULTATI DEI PROGETTI DI SUPERSITO	16
---	-----------

V. Gianelle, E. Cuccia, C. Colombi - ARPA Lombardia; V. Poluzzi, D. Bacco, I. Ricciardelli - ARPAE Emilia-Romagna; B.P. Andreini ARPAE Emilia-Romagna; E. Bini -ARPA Toscana; R. Udisti, F. Lucarelli - Università degli Studi di Firenze

IL CONTRIBUTO DEL TRAFFICO ALL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO	25
--	-----------

A. Bernetti, R. De Lauretis, D. Gaudio - ISPRA

RISCALDAMENTO DOMESTICO A LEGNA E QUALITÀ DELL'ARIA NELLE REGIONI DELL'ARCO ALPINO	34
---	-----------

T. Magri, M. Zublena - ARPA Valle d'Aosta; E. Angelino, A. De Martini - ARPA Lombardia; M. Grosa - Arpa Piemonte; P. Lazzeri, S. Piccolroaz - Provincia Trento; G. Marson - ARPA Veneto.

L'INQUINAMENTO INDUSTRIALE: IL CASO DELLE ACCIAIERIE ALLA LUCE DELLE CAMPAGNE DI MISURA PIÙ RECENTI	46
--	-----------

D. Panont, M. Zublena - ARPA Valle d'Aosta; A. Pillon, S. del Frate - ARPA Friuli VG; T. Pastore, R. Giuia - ARPA Puglia

IL CONTRIBUTO DELL'AGRICOLTURA ALL'INQUINAMENTO DELLA QUALITÀ DELL'ARIA	58
--	-----------

D. Bacco, I. Ricciardelli, A. Trentini- ARPAE Emilia-Romagna; E. Cuccia, M. Lazzarini, V. Gianelle - ARPA Lombardia; G. Marson, S. Patti, L. Zagolin - ARPA Veneto; M. Clemente, M. Grosa - ARPA Piemonte; F. Montanari, A. Petrini - ARPA Friuli VG

LE COMBUSTIONI ALL'APERTO, IMPORTANTI SORGENTI DI PM10 E COMPOSTI TOSSICOLOGICAMENTE RILEVANTI	67
---	-----------

C. Ceppi, S. Spagnolo - ARPA Puglia; M. Monteleone - Università degli Studi di Foggia; G. Marson, L. Zagolin, S. Patti -ARPA Veneto; Furio Forni - Regione Toscana

L'ESPOSIZIONE IN AMBIENTE INDOOR AGLI INQUINANTI ATMOSFERICI	81
---	-----------

S. Zauli Sajani, S. Marchesi, V. Poluzzi - ARPAE Emilia-Romagna, S. Brini, A. Lepore, L. Sinisi - ISPRA, G. Lonati, Politecnico di Milano; A. Spinazzè, A. Cattaneo - Università dell'Insubria

IL PROGETTO LIFE+ AIRUSE: STUDIO DELLA COMPOSIZIONE, DELLE SORGENTI E DELLE STRATEGIE DI RIDUZIONE DEL PM10 E DEL PM2.5 IN DIVERSI AMBIENTI URBANI DEL SUD EUROPA	92
--	-----------

F. Lucarelli, S. Nava, G. Calzolari, R. Udisti - INFN-Firenze e Università di Firenze; X. Querol, F. Amato - IDAEA-CSIC, Barcelona, Spagna, V.L. Gianelle, C. Colombi - ARPA Lombardia, C. Alves - CESAM and University of Aveiro, Portogallo; K. Eleftheriadis - Environmental Radioactivity Laboratory DEMOKRITOS, Athens, Grecia

2. GLI EFFETTI SULLA SALUTE DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO

CONSIDERAZIONI INTRODUTTIVE	101
------------------------------------	------------

E. Cadum - ARPA Piemonte; F. Fagioli - Università di Modena e Reggio Emilia; P. Lauriola - ARPAE Emilia-Romagna

MODELLI DI VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE NEGLI STUDI EPIDEMIOLOGICI	105
---	------------

M. Cordioli, A. Ranzi - ARPAE Emilia-Romagna; G. Berti ARPA Piemonte.

IMPATTI A BREVE TERMINE DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO IN ITALIA: ANDAMENTO TEMPORALE, DALLE STIME DI IMPATTO MISA A EPIAIR	112
<i>E. Cadum, G. Berti, M. Demaria - ARPA Piemonte; A. Biggeri, M. Baccini - Università di Firenze; P. A. Bertazzi - Università di Milano; R. Calzolari - ARPA Sicilia; F. Forastiere, M. Stafoggia - Dip. Epidemiologia Lazio; M. Mariottini - ARPA Marche; A. Ranzi, S. Zauli Sajani ARP AE Emilia-Romagna; M. Serinelli - ARPA Puglia</i>	
IMPATTI A LUNGO TERMINE DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO IN ITALIA: RISULTATI DELLE COORTI ITALIANE E CONFRONTO CON LE STIME DI RISCHIO INTERNAZIONALI	130
<i>E. Cadum, M. Demaria G. Berti - ARPA Piemonte; M. Stroschia, M. Gandini, - Università di Torino; G. Cesaroni, F. Forastiere, M. Stafoggia – Dip. Epidemiologia Lazio; A. Ranzi - ARP AE Emilia-Romagna.</i>	
EFFETTI DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO NELLE AREE URBANE DAL PROGETTO SUPERSITO	169
<i>A. Ranzi, S. Giannini M. Ottone, F. Parmagnani, V. Poluzzi - ARP AE Emilia-Romagna; S. Broccoli-ASL e IRCCS Reggio Emilia; P. Angelini - Regione Emilia-Romagna</i>	
L'AMBIENTE INDOOR: ELEMENTO DI CRITICITÀ E RISORSA PER LA RIDUZIONE DEGLI EFFETTI SANITARI DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO	170
<i>A. Cattaneo, A. Spinazzè, S. Rovelli, D. M. Cavallo - Università dell'Insubria; S. Zauli Sajani, S. Marchesi, P. Lauriola - ARP AE Emilia-Romagna</i>	
IMPATTI COMBINATI TRA VARIABILI METEO-CLIMATICHE E INQUINAMENTO SULLA SALUTE	179
<i>M. Stafoggia, M. De Sario, F. de' Donato – Dip. Epidemiologia Lazio; Stefano Zauli Sajani - ARP AE Emilia-Romagna</i>	
LE INTOSSICAZIONI DA MONOSSIDO DI CARBONIO COME EVENTO EVITABILE MEDIANTE UNA MIGLIORE PIANIFICAZIONE DELLO SVILUPPO ABITATIVO URBANO	187
<i>M. Ottone, S. Zauli Sajani - ARP AE Emilia-Romagna; S. Conti - Istituto Superiore di Sanità - CNESPS; G. Leonardi - London School of Hygiene and Tropical Medicine</i>	
EFFETTI CONGIUNTI SULLA SALUTE DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO E DELL' ESPOSIZIONE A POLLINI	199
<i>S. Marchesi - ARP AE Emilia-Romagna; C. Ivaldi - ARPA Piemonte; V. De Gironimo, A. Di Menno di Bucchianico - ISPRA</i>	
L'IMPATTO DELLA GESTIONE DEI RIFIUTI SULL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO E SULLA SALUTE	206
<i>A. Ranzi, F. Parmagnani - ARP AE Emilia-Romagna; C. Ancona - Dip. Epidemiologia Lazio; M. E. Rowinski - ARPA Piemonte; M. Martuzzi - Organizzazione Mondiale della Sanità</i>	
BENEFICI SANITARI ED ECONOMICI DELLA RIDUZIONE DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO: DALLE STIME SANITARIE DEL PROGETTO VIAS ALLE STIME ECONOMICHE DELL'OMS	211
<i>S. Giannini - ARP AE Emilia-Romagna; E. Cadum - ARPA Piemonte; C. Ancona - Dip. Epidemiologia Lazio ; E. Bonazzi .- ARP AE Emilia-Romagna; C. Guerriero - Università degli studi di Napoli Federico II</i>	
3. AZIONI E STRUMENTI PER LA RIDUZIONE DELL'IMPATTO DELL'INQUINAMENTO DELL'ARIA SULLA SALUTE	
CONSIDERAZIONI INTRODUTTIVE	222
<i>G. Cattani – ISPRA</i>	
PERCHÉ È DIFFICILE LA RIDUZIONE DEGLI INQUINANTI SECONDARI	224
<i>M. C. Cirillo - ISPRA</i>	
IL PROTOCOLLO “ANTISMOG”: FINALITÀ, STATO DI APPLICAZIONE E RICADUTE POSITIVE PER LE AREE URBANE	232
<i>D. Gaudio- ISPRA</i>	
I TREND TEMPORALI DEGLI INQUINANTI ATMOSFERICI A ROMA E GLI EFFETTI SULLA SALUTE	236
<i>M. Renzi, M. Stafoggia, A. Faustini, G. Cesaroni, C. Ancona e F. Forastiere - Dip. Epidemiologia Lazio</i>	

RIAT+: UN UTILE STRUMENTO PER UNA GESTIONE EFFICACE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA	244
<i>M. Stortini, M. Deserti - ARPAE Emilia Romagna</i>	
LE RACCOMANDAZIONI DEL PROGETTO LIFE+ AIRUSE PER L'ADOZIONE DI MISURE DI MITIGAZIONE PER RIDURRE LE EMISSIONI DA TRAFFICO E DA COMBUSTIONE DI BIOMASSE	249
<i>F. Lucarelli - INFN-Firenze e Università di Firenze; X. Querol, F. Amato - IDAEA-CSIC, Barcelona, Spagna; R. M. Harriso, C. Holma - Università di Birmingham, Gran Bretagna; C. Alves, C. Pio - CESAM and University of Aveiro, Portogallo; K. Eleftheriadis - Environmental Radioactivity Laboratory DEMOKRITOS, Athens, Grecia</i>	
PROGETTO MED-CAIMANS. L'ESPOSIZIONE DELLA POPOLAZIONE AGLI INQUINANTI ATMOSFERICI DOVUTI ALLE NAVI CROCIERA A VENEZIA: CONFRONTO TRA SCENARIO ATTUALE E SCENARI FUTURI DI SVILUPPO E DI MITIGAZIONE	256
<i>F. Liguori, S. Pillon, S. Patti - ARPA Veneto</i>	
WIND DAYS A TARANTO: PREVISIONI METEOROLOGICHE A SUPPORTO DEL PIANO DI RISANAMENTO DELLA QUALITÀ DELL'ARIA DEL QUARTIERE TAMBURI DI TARANTO	265
<i>Micaela Menegotto, Annarita Turnone, Francesca Fedele, Anna Guarnieri Calò Carducci - ARPA Puglia</i>	
4. LA COMUNICAZIONE DEL RISCHIO: COSA E COME COMUNICARE	
CONSIDERAZIONI INTRODUTTIVE	274
<i>G. Cattani – ISPRA</i>	
COMUNICARE LA QUALITÀ DELL'ARIA: ESPERIENZE IN EUROPA/USA/CINA	275
<i>L. Carra - Scienzainrete.it</i>	
COMUNICAZIONE DEL RISCHIO ASSOCIATO ALL'ESPOSIZIONE ALL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO	280
<i>F. S. Apruzzese, M. Scaringi - ARPAE Emilia-Romagna; P. Pandolfi - Azienda Usl di Bologna; D. Neri - Università degli Studi di Bologna</i>	

INTRODUZIONE

a cura di Silvia Brini – ISPRA

A partire dal 2007 il Rapporto SNPA sulla qualità dell'ambiente urbano è accompagnato da un Focus che approfondisce, con il contributo di tutti gli attori del Sistema e di autorevoli soggetti del mondo accademico, scientifico, politico e delle imprese, temi di particolare rilievo.

Fino al 2015 otto Focus tematici sono stati prodotti assieme al Rapporto sulla qualità dell'ambiente urbano: Natura in città (2007); Il suolo, il sottosuolo e la città (2008); Le buone pratiche ambientali (2009); La qualità dell'aria (2010); Porti, aeroporti e interporti (2012); Acque e ambiente urbano (2013); La città e la sfida dei cambiamenti climatici (2014); Inquinamento elettromagnetico e ambiente urbano (2015).

Il Focus che accompagna l'edizione 2016 del Rapporto è dedicato all'Inquinamento atmosferico nelle aree urbane e ai suoi effetti sulla salute. Il report è organizzato in quattro capitoli: il primo descrive la fenomenologia dell'inquinamento dell'aria in tutti i suoi aspetti; il secondo, che rappresenta il cuore vero e proprio del Focus, approfondisce in dettaglio gli effetti sulla salute dovuti all'esposizione agli inquinanti atmosferici; il terzo capitolo è dedicato alla descrizione di studi e analisi relativi alle azioni e agli strumenti per la riduzione dell'impatto dell'inquinamento dell'aria sulla salute; infine nel quarto capitolo si sottolinea l'importanza del ruolo della comunicazione del rischio e in particolare su cosa e come comunicare.

L'inquinamento dell'aria nuoce alla salute: lo afferma la comunità scientifica internazionale da molti anni tanto che nel 2013 la IARC (International Agency for Research on Cancer dell'Organizzazione Mondiale della Sanità) ha inserito l'inquinamento atmosferico nell'elenco delle sostanze del Gruppo 1 (sicuramente cancerogene per l'uomo).

Proprio la IARC, il soggetto più autorevole sulla materia, ha voluto richiamare l'attenzione dei decisori di tutti i Paesi del mondo, per invitarli a prendere seri e definitivi provvedimenti a favore della salute delle persone, soprattutto di quelle che vivono nelle aree urbane e nelle aree ad intensa industrializzazione.

Atto di grande rilevanza che però sembra sia stato quasi inascoltato e poco enfatizzato anche dai mass media. La minimizzazione della problematica, con motivazioni che pur hanno una qualche ragionevolezza (come il fatto che le sorgenti emissive principali sono il prodotto di tecnologie che hanno migliorato la qualità della vita e la salute delle persone - vedi ad esempio il riscaldamento domestico) non favorisce però lo sviluppo di una consapevolezza diffusa tanto nei cittadini che nei decisori

Con questo Focus si è voluto mettere in evidenza i risultati dei principali studi sugli effetti sulla salute a cui hanno preso parte anche gli esperti del SNPA con l'ambizione di tenere alta l'attenzione su un tema così importante e fornire, a chi deve mettere in atto le misure per ridurre l'inquinamento dell'aria la migliore informazione disponibile.

1. Aspetti fenomenologici dell'inquinamento atmosferico

CONSIDERAZIONI INTRODUTTIVE

Guido Lanzani - *ARPA Lombardia*

Le caratteristiche dell'inquinamento atmosferico sono in continua evoluzione a causa del modificarsi dei fattori di pressione (le emissioni dovute alle attività umane), della popolazione (numero, età, stili di vita degli abitanti), delle tecnologie applicate alla combustione ed ai processi industriali, agricoli e dell'uso del territorio (consumo di suolo, estensione delle aree urbanizzate, riduzione della biosfera). Nel periodo 1960 – 1980, l'inquinante di gran lunga più critico nei grandi agglomerati urbani ed industriali italiani era rappresentato dal biossido di zolfo (SO₂), collegato ai combustibili ad alto tenore di zolfo utilizzati in modo diffuso per il riscaldamento degli edifici, nei processi industriali e per i trasporti. Grazie ad azioni di riduzione del contenuto di zolfo un po' in tutti i comparti, da quello dei combustibili in ambito industriale a quello del riscaldamento civile (cui contribuì anche la diffusione della metanizzazione) a quello dei carburanti per le automobili, le concentrazioni di SO₂ nell'aria diminuirono significativamente fino ad arrivare ai livelli odierni, ben inferiori ai limiti normativi. Quella del biossido di zolfo è dunque una storia a lieto fine. Per fortuna non è una storia isolata. Anche gli altri inquinanti maggiormente presenti oggi nelle aree urbane hanno visto una diminuzione negli ultimi 10 anni, benché alcuni di essi presentino ancora valori di concentrazione elevati. In particolare, si hanno ancora superamenti degli standard normativi per quanto riguarda il particolato PM10, in modo diffuso in alcune aree del territorio italiano; il biossido di azoto (NO₂), perlomeno in prossimità delle sorgenti veicolari in zone fortemente antropizzate. Superamenti del valore obiettivo previsto per il Benzo(a)pirene (B(a)P) si riscontrano nelle zone dove è comune l'uso della legna per il riscaldamento domestico. L'ozono (O₃) è una storia a sé, in relazione ai complessi meccanismi di formazione e presenta superamenti degli standard soprattutto nelle aree sottovovente alle principali zone urbanizzate.

Dal punto di vista emissivo, il peso del settore trasporto su strada rimane rilevante sul totale delle emissioni nazionali di inquinanti atmosferici, sebbene importanti progressi siano stati registrati, fondamentalmente dovuti ai miglioramenti tecnologici legati all'introduzione degli standard emissivi Euro. Le percorrenze totali su strada (espresse in veicoli-km) evidenziano invece un trend altalenante (nettamente crescente fino al 2007 - dal 1990 al 2007 aumentano del 42%, poi in diminuzione, dal 2007 al 2014 a causa della crisi con un trend complessivo dal 1990 al 2014 pari a +19%.)

Per quanto riguarda il PM10, nel 2014 il peso del traffico sul totale delle emissioni nazionali è risultato quindi pari al 13%, nonostante la decrescita dal 1990 sia pari a -57%. Per questo parametro, l'emissione principale viene dai veicoli diesel. Va rilevato al proposito che, per quanto riguarda le polveri, con la riduzione della quota “*exhaust*” – dal tubo di scappamento -, la quota “*not exhaust*” (legata all'usura delle parti meccaniche, freni e pneumatici in primis) evidenzia una rilevanza crescente (in termini relativi) rispetto al totale (dal 15% nel 1990 al 37% sul totale emesso nel 2014). Rimane purtroppo importante la parte di emissioni di ossidi di azoto, che per i veicoli diesel non ha mantenuto – nel mondo reale - le riduzioni attese secondo le prove in fase di omologazione: nel 2014 rappresentano circa il 50% delle emissioni totali nazionali di ossidi di azoto.

Tra le sorgenti primarie che concorrono alla formazione dell'inquinamento atmosferico troviamo la combustione di biomassa il cui contributo è stato valutato sia in termini emissivi che, a posteriori, da analisi qualitative basate anche sullo studio di marker specifici quali ad esempio il levoglucosano, marker univoco di questa sorgente. Il contributo di questa sorgente è assolutamente rilevante anche nelle aree urbane (contributo medio annuale sul PM2.5 totale, primario e secondario, misurato nell'aria di Milano: 18%), e la sua rilevanza cresce nelle altre zone quali quelle montane e rurali, ove l'uso della legna per riscaldamento è particolarmente diffuso, o in alcune zone caratterizzate dalla produzione industriale di mobili. I principali inquinanti atmosferici prodotti dalla combustione della legna sono non si limitano però alla quantità totale di particolato, ma riguardano anche i composti organici volatili, il monossido di carbonio e gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), questi ultimi di particolare rilievo per gli impatti sulla salute umana, tra i quali il benzo(a)pirene, classificato come cancerogeno per l'uomo dalla IARC (IARC, 2012). Contrariamente a quanto avviene per il PM10, le concentrazioni medie annue di B(a)P non mostrano una tendenza alla diminuzione negli ultimi dieci anni. I valori misurati nelle località montane sono spesso elevati e generalmente superiori a quelli dei centri urbani.

Al proposito, l'insieme delle informazioni disponibili evidenzia in modo chiaro oltre all'importante contributo della combustione della legna in piccoli apparecchi ai livelli di particolato presente in

atmosfera e ai composti tossicologicamente rilevanti quali gli IPA, il contributo episodico ma molto impattante della combustione libera ed incontrollata di residui, scarti o rifiuti. Esempi di tale combustione annoverano: la combustione degli scarti dell'edilizia, la bruciatura incontrollata di rifiuti abbandonati, l'accensione di falò, i fuochi d'artificio, la combustione in campo aperto dei residui agricoli e forestali. Tali pratiche sono da considerarsi lecite o illecite in dipendenza dalla finalità per cui si effettuano, dal luogo in cui si realizzano e della tipologia del materiale bruciato ma in generale hanno un impatto non trascurabile sugli inquinanti atmosferici e sull'impatto sulla salute.

L'agricoltura concorre alla formazione del PM_{2.5} in parte attraverso il particolato primario emesso dai macchinari agricoli e l'effetto del risollevarsi della polvere del suolo ad essi legato, ma, soprattutto, attraverso la partecipazione dell'ammoniaca emessa alla formazione di Aerosol Secondario Inorganico, che rappresenta in Pianura Padana la componente maggioritaria sia del PM_{2.5} che del PM₁₀. L'ammoniaca, emessa in particolare dalle attività agricole e zootecniche, combinandosi con il biossido di zolfo e con gli ossidi di azoto provenienti dalle combustioni in genere e dal traffico in particolare, porta alla formazione di nitrato d'ammonio e solfato d'ammonio in fase particolato. L'impatto dell'ammoniaca emessa dalla sorgente agricoltura è strettamente accoppiato a quello delle altre combustioni ma la riduzione dell'Aerosol Secondario Inorganico deve necessariamente passare attraverso la riduzione dell'ammoniaca contestualmente alla riduzione degli ossidi di azoto derivanti dalle combustioni in genere. La sorgente traffico rimane rilevante quindi anche in relazione alla formazione di particolato secondario derivante dalle emissioni di ossidi di azoto che in atmosfera, con l'ammoniaca, portano alla formazione di nitrato e solfato secondario.

Non è da tralasciare il contributo all'inquinamento atmosferico dato dalle attività industriali in genere. Il settore siderurgico – pur con importanti miglioramenti introdotti negli anni – può dare localmente contributi non trascurabili, tra l'altro di metalli e IPA.

In questo quadro, la pianura padana, caratterizzata da persistenti situazioni di stabilità atmosferica e forti inversioni termiche, è fortemente urbanizzata e industrializzata, con molteplici sorgenti. Gli inquinanti presenti sono dovuti quindi al contributo sinergico delle diverse sorgenti presenti nell'area. Gli studi di supersito danno importanti informazioni circa le diverse sostanze che contribuiscono all'inquinamento atmosferico, nonché allo studio delle reazioni che avvengono in atmosfera. Di particolare rilievo è l'analisi della composizione del particolato, che, oltre a confermare l'importanza del contributo della combustione di biomassa, evidenzia come il particolato di origine secondaria contribuisce in modo rilevante alla massa totale di particolato. Tale contributo, essendo legato a processi che coinvolgono tutto il territorio, conferma altresì la necessità di agire non solo a livello locale sulle sorgenti primarie, ma su tutte le sorgenti del bacino padano, sia primarie sia secondarie.

L'analisi di composizione mette infine in luce anche un contributo niente affatto trascurabile del risollevarsi, causato da processi naturali come il vento ma anche da processi antropici quali ad esempio il traffico veicolare, la movimentazione di mezzi agricoli o le aree di cantiere anche da traffico. Gli studi di supersito confermano quindi l'importanza di non limitare le misure ai soli inquinanti convenzionali, definiti dalla normativa, ma, almeno in alcune stazioni speciali, di approfondire le analisi con il rilevamento il più possibile continuativo di un ampio spettro di sostanze, rilevanti dal punto di vista sanitario o per spiegare dinamiche che avvengono in atmosfera e confermare il contributo delle diverse sorgenti evidenziate negli inventari delle emissioni.

Occorre però chiedersi anche quanto il dato misurato dalle centraline di rilevamento sia rappresentativo dell'esposizione dei singoli cittadini e della popolazione nel suo complesso. Le concentrazioni degli inquinanti variano infatti in modo marcato nello spazio e nel tempo e la nostra esposizione è fortemente legata ai nostri spostamenti, alle nostre attività e ai nostri stili di vita. In particolare, è ben noto che nei paesi occidentali il tempo speso all'aperto è molto limitato e quindi l'esposizione agli inquinanti presenti nell'aria outdoor è di breve durata. La maggior parte del tempo viene invece spesa in ambienti chiusi o indoor (ufficio, scuola, casa, palestra, cinema, mezzi di trasporto ecc.). Nei luoghi confinati le concentrazioni degli inquinanti possono essere talvolta molto elevate e superiori a quelle misurate outdoor. Le cause di questo sono da ricercare sia nella penetrazione degli inquinanti dall'esterno sia nelle sorgenti emissive proprie dell'ambiente indoor. Tali sorgenti sono molteplici ed eterogenee e possono variare da caso a caso. Quelle più rilevanti sono i processi di combustione (fumo di tabacco, fornelli per cucinare, forni a gas, caminetti, stufe a fiamma libera, candele, incensi ecc) cui si aggiungono le emissioni che derivano dai mobili di legno nuovi o recentemente restaurati, quelle associate all'uso di detersivi per la casa e di profumi ambientali e, nel caso di ristrutturazioni, le emissioni prodotte da vernici, colle, resine, ecc..

LA QUALITÀ DELL'ARIA IN ITALIA NEGLI ANNI

Marco Deserti ¹, Alessandro Di Giosa ², Fulvio Stel ³, Anna Maria Caricchia ⁴, Mauro Grosa ⁵, Guido Lanzani ⁶, Nadia Bardizza ⁶, Vanes Poluzzi ¹, Isabella Ricciardelli ¹

¹ ARPAE Emilia – Romagna; ² ARPA Lazio; ³ ARPA Friuli Venezia Giulia; ⁴ ISPRA; ⁵ ARPA Piemonte; ⁶ ARPA Lombardia

Le problematiche ambientali e sanitarie legate all'inquinamento dell'aria ambiente sono in continua evoluzione a causa del modificarsi dei fattori di pressione (le emissioni dovute alle attività umane) della popolazione (numero, età, stili di vita degli abitanti), delle tecnologie applicate alla combustione ed ai processi industriali ed agricoli e dell'uso del territorio (consumo di suolo, estensione delle aree urbanizzate, riduzione della biosfera). Il sistema terra-atmosfera risponde a queste modificazioni variando il proprio stato di equilibrio fisico-chimico, con conseguenze anche drammatiche sulle comunità umane (si pensi ad esempio all'impatto sulla salute dovuto all'inquinamento) e sugli ecosistemi. Le comunità umane rispondono a queste nuove situazioni attraverso misure di gestione, regolate da apposite normative internazionali, comunitarie e nazionali/regionali, che mirano a mettere sotto controllo le emissioni attraverso l'introduzione di migliori tecnologie e la riduzione dei consumi di combustibili. In questo capitolo viene tracciata una breve storia della evoluzione delle problematiche legate all'inquinamento atmosferico negli agglomerati urbani italiani attraverso i dati forniti dagli studi scientifici e dalle attività di monitoraggio della qualità dell'aria, svolte sistematicamente in Italia a partire dagli anni 70 del secolo scorso.

Fattori meteorologici e variabilità interannuale

Il principale meccanismo di risposta dell'atmosfera alle pressioni antropiche è il trasporto e la dispersione delle sostanze inquinanti. I venti e la turbolenza atmosferica rimescolano e trasportano i gas e le polveri diluendoli, ossia diminuendone la concentrazione, ma distribuendo gli inquinanti in aree anche molto distanti dalle zone di emissione. Gli inquinanti si depositano poi alla superficie, attraverso processi di deposizione secca e umida. Gli inquinanti primari, immessi direttamente nell'atmosfera, sotto l'influenza dei vari fattori meteorologici, si trasformano chimicamente in altri composti gassosi, o formano aggregati molecolari che aumentano progressivamente di dimensioni, formando il materiale particolato (PM). Come conseguenza della continua variazione nello spazio e nel tempo del complesso dei fattori meteorologici (temperatura, umidità, vento, turbolenza, radiazione solare, precipitazioni, ecc.) la concentrazione degli inquinanti varia nello spazio e nel tempo. Queste variazioni si manifestano su tutte le scale spazio-temporali tipiche dell'atmosfera: dalla scala locale alla scala globale, dalle frazioni di secondo agli anni, e risulta più o meno evidente in dipendenza dal tipo di indicatore considerato (concentrazione media oraria, giornaliera, annuale o superamento di una soglia) e dal tipo di inquinante. La variabilità può essere maggiore per gli inquinanti primari, in prossimità delle sorgenti (ad esempio CO, NO, benzene rilevati in stazioni da traffico o industriali). Gli inquinanti parzialmente secondari come NO₂ e PM, o totalmente secondari (come l'ozono) tendono ad avere una distribuzione spazio-temporale più omogenea e sono presenti anche in stazioni di fondo collocate a distanza dalle fonti dirette. Concentrando l'attenzione alla scala degli agglomerati urbani e considerando la concentrazione media annuale, che meglio rappresentano l'impatto della qualità dell'aria sulla maggioranza della popolazione, si nota come, di norma, vi possano essere, da un anno all'altro, differenze anche marcate tra la concentrazione media annuale dei principali inquinanti come le PM10, PM2.5, NO₂, O₃.

Un esempio di rappresentazione della variabilità interannuale della media annuale degli inquinanti è rappresentato in Figura 1. Le barre verticali rappresentano la variabilità tra una città e l'altra. Si nota come la concentrazione presenti variazioni significative da un anno all'altro sia nei valori osservati che nella dispersione dei dati.

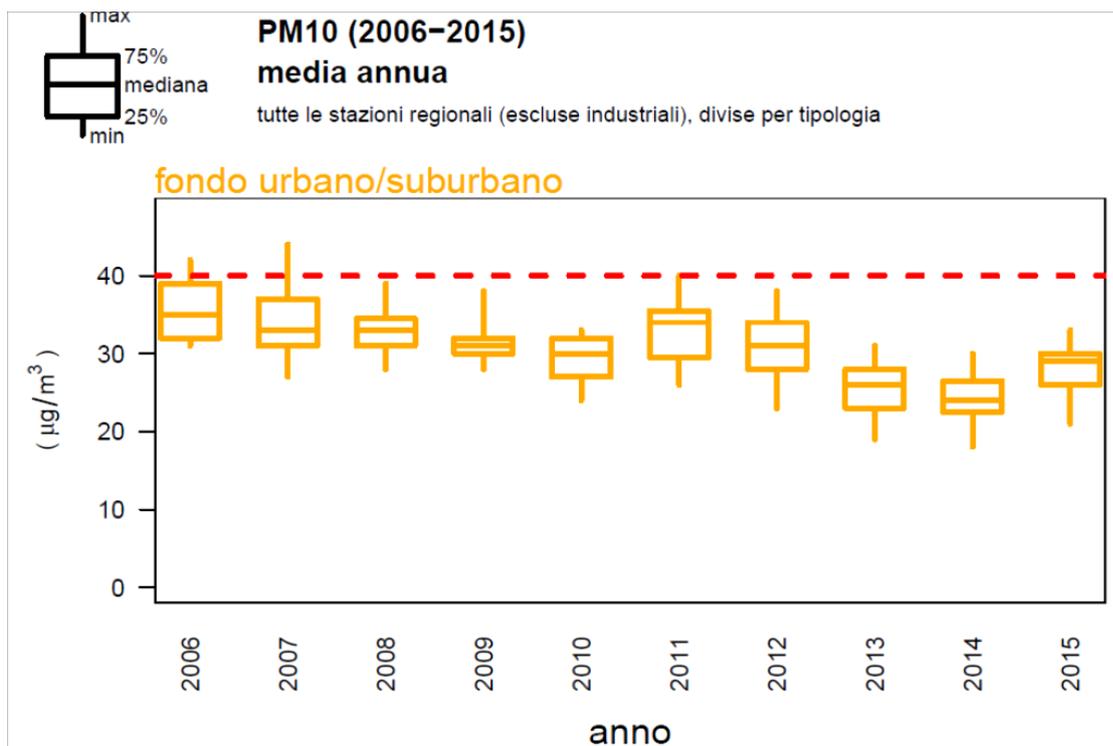


Figura 1 - PM10, esempio di andamento della media annuale nelle stazioni di fondo urbano/suburbano (2006-2015) dell'Emilia-Romagna. La linea rossa indica il valore limite. I valori rilevati ogni anno sono rappresentati come boxplot. Ciascun box è centrato sulla mediana e rappresenta il 25° e 75° percentile dei valori medi annuali. Le linee verticali rappresentano il massimo e minimo

Per interpretare l'influenza delle condizioni meteorologiche possono essere utilizzati indicatori sintetici, come ad esempio il n. di giornate favorevoli alla formazione di ozono o favorevoli all'accumulo di PM10, un esempio è rappresentato in Figura 2.

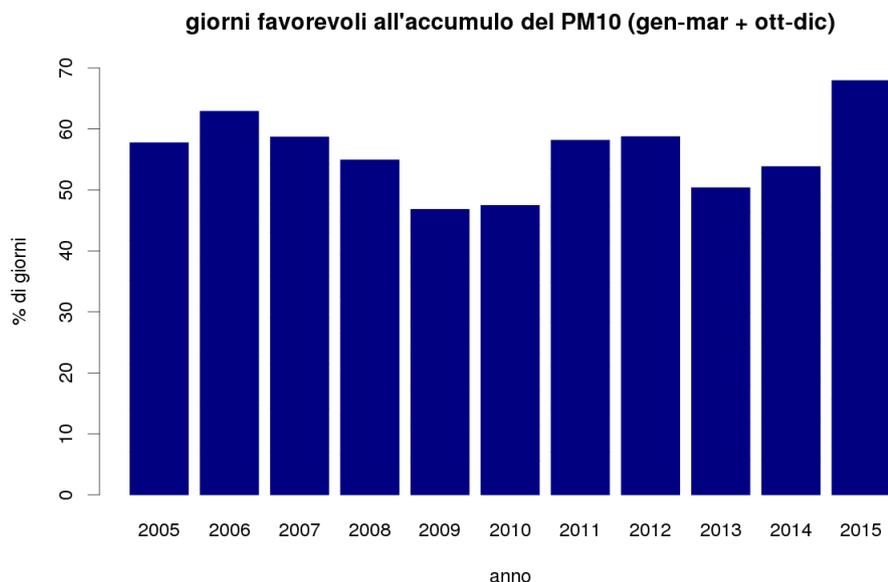


Figura 2 - giorni favorevoli all'accumulo di PM10 in Emilia-Romagna (gennaio-marzo; ottobre-novembre). L'indicatore rappresenta le giornate in cui l'indebolirsi della turbolenza nei bassi strati dell'atmosfera determina condizioni di stagnazione, cioè quei giorni in cui si verificano queste condizioni: indice di ventilazione (definito come il prodotto fra altezza media dello strato rimescolato e intensità media del vento) inferiore agli 800 m²/s; precipitazioni assenti. Le soglie sono state selezionate applicando il metodo statistico degli alberi di classificazione, calibrato con valori di PM10 misurati

Come si sono evolute le problematiche dell'inquinamento atmosferico

Alla variabilità interannuale dovuta alle condizioni meteorologiche si sovrappongono variazioni di lungo periodo dovute alla variazione nel tempo delle emissioni di inquinanti atmosferici. Nel periodo 1960 – 1980, gli inquinanti di gran lunga più critici nei grandi agglomerati urbani ed industriali italiani erano rappresentati dal biossido di zolfo, collegato all'utilizzo diffuso di combustibili ad alto tenore di zolfo per il riscaldamento degli edifici, i processi industriali ed i trasporti. Risale al dicembre 1952 il famoso episodio dello smog di Londra dove una combinazione di condizioni di forte inversione termica, con nebbia persistente sulla città, portarono ad un importante aumento delle concentrazioni di polveri e di SO₂, che raggiunse medie giornaliere di 1500 µg/m³ con un importante aumento della mortalità (12.000 morti aggiuntive nel mese di dicembre e nei 2 mesi successivi secondo alcune recenti valutazioni (Bell ML, Davis D. 2001)). Per questa ragione i primi inquinanti rilevati con continuità furono il biossido di zolfo e le polveri totali sospese, le serie storiche italiane più estese sono quelle di Milano e Torino. A Milano le prime misure continuative delle concentrazioni di biossido di zolfo in atmosfera risalgono alla fine degli anni '50. La media annua nel 1957 nella stazione di via Juvara superò i 500 µg/m³. Durante gli anni '60 e i '70 pur in presenza di oscillazioni importanti (con un'incertezza di misura sicuramente superiore a quella attuale) i valori furono sempre molto elevati. La media annua più alta registrata nella stazione di via Juvara risultò essere pari a 573 µg/m³ nel 1969 (Figura 3).

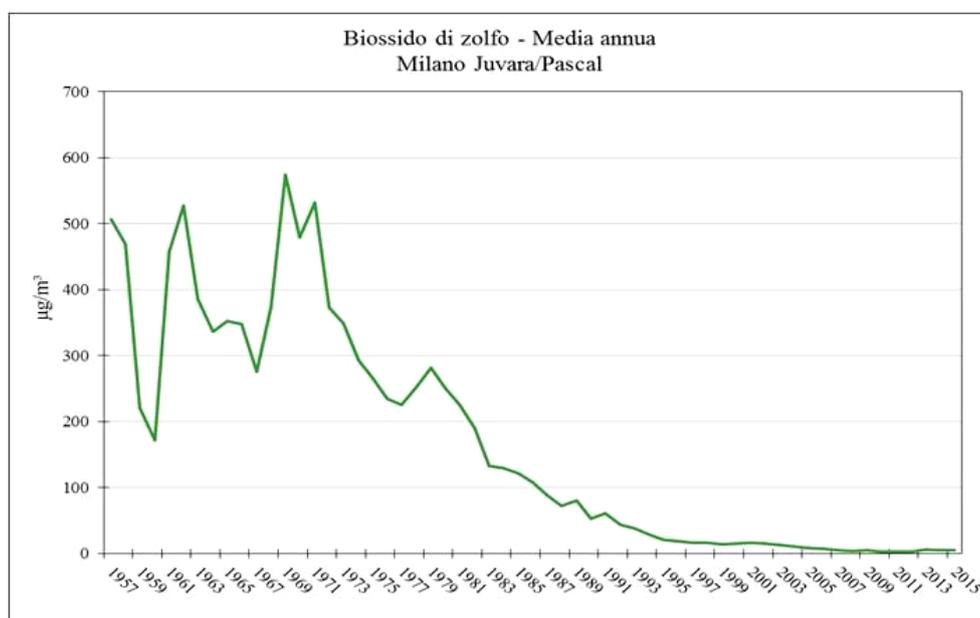


Figura 3 – SO₂ - Trend a Milano negli anni (media annua)

A Torino i primi dati di SO₂ risalgono ai anni 70. Le medie giornaliere invernali potevano essere anche superiori a 1500 µg/m³ (Figura 4).

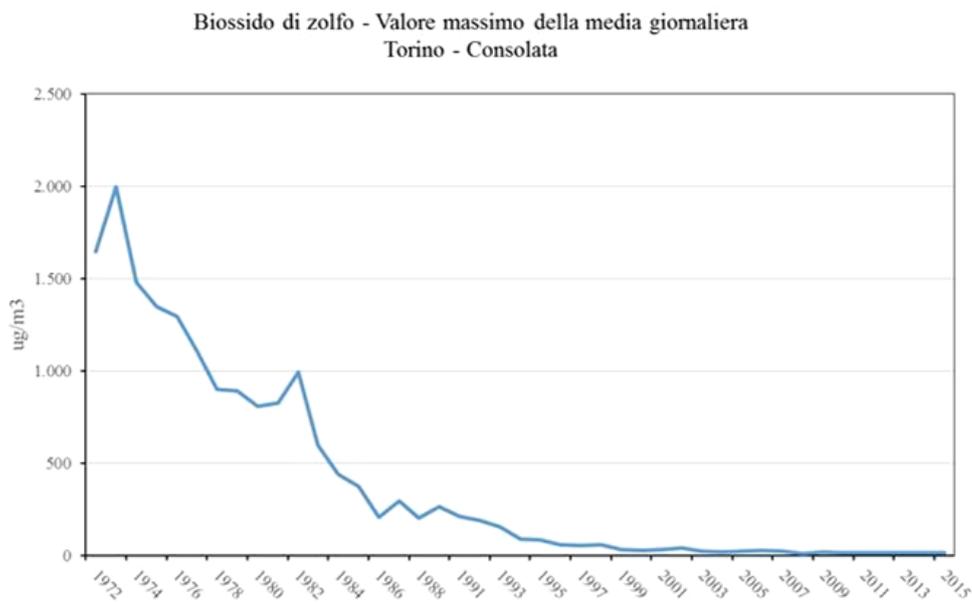


Figura 4 – SO₂ - Trend a Torino negli anni (valore massimo della media giornaliera)

Quella del biossido di zolfo è però una storia a lieto fine. Grazie ad azioni di riduzione del contenuto di zolfo un po' in tutti i comparti, da quello dei combustibili in ambito industriale a quello del riscaldamento civile (cui contribuì anche la diffusione della metanizzazione) a quello dei carburanti per le automobili, le concentrazioni di SO₂ nell'aria diminuirono significativamente fino ad arrivare ai livelli odierni, ben inferiori ai limiti normativi (massima giornaliera rilevata a Torino pari a 13 µg/m³) sebbene con un contributo alla formazione del particolato ancora presente.

Le prime misure continuative di polveri nei grandi agglomerati di Milano e Torino, risalgono ai primi anni '70. Anche in questo caso, le concentrazioni rilevate sono diminuite significativamente nel corso dei decenni. Durante gli anni '80 la media annua di polveri totali poteva superare a Milano ed a Torino i 150 µg/m³. Alla fine degli anni '90 la media annua era scesa attorno a 50 µg/m³ a Milano ed a 100 µg/m³ a Torino. Nel 2015, la media annua rilevata a Torino Consolata è risultata essere pari a 59 µg/m³. Al di là della variabilità meteorologica tra un anno e l'altro, la diminuzione strutturale delle emissioni determina miglioramenti significativi della qualità dell'aria (Figura 5)

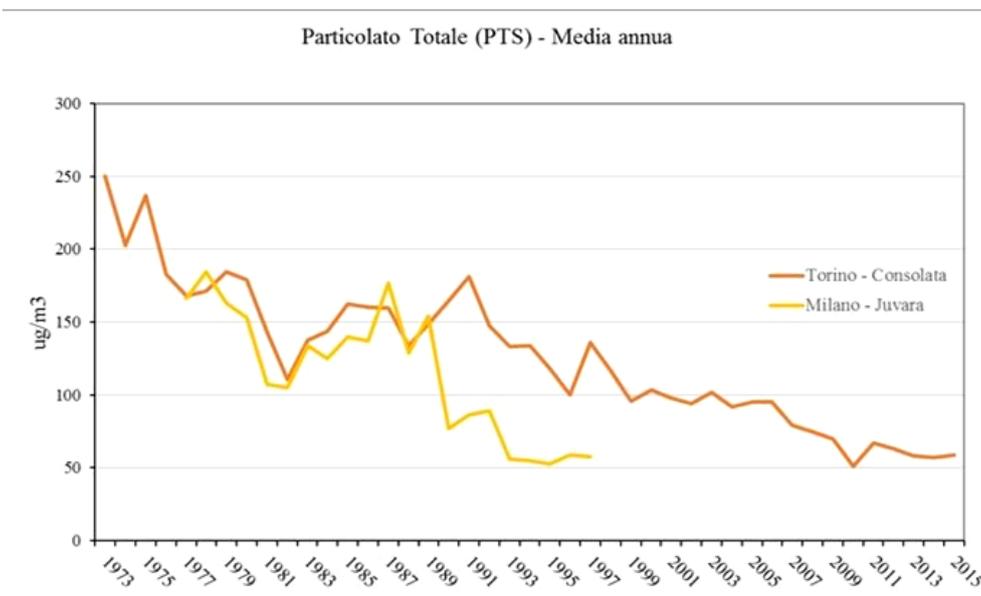


Figura 5 – PTS - Trend negli anni a Milano e Torino (media annua)

Le condizioni di traffico sempre più congestionato nelle grandi aree urbane costituiva la principale fonte di emissioni di monossido di carbonio all'inizio degli anni '80 del secolo scorso. Anche in questo caso la progressiva introduzione di motori a minore emissione e di sistemi di abbattimento (marmitte

catalitiche) ha portato ad una rapida diminuzione delle criticità legate al monossido di carbonio nel periodo 1980 - 1990, anche in questo caso documentata dalla serie storiche di Milano e Torino. L'andamento di monossido di carbonio, considerato su scala decennale, evidenzia riduzioni importanti. Nel caso del monossido di carbonio, le medie annue rilevate a Milano e Torino agli inizi degli anni '80 si avvicinavano ai 10 mg/m³, oggi sono dell'ordine di 1 - 1,5 mg/m³ (Figura 6).

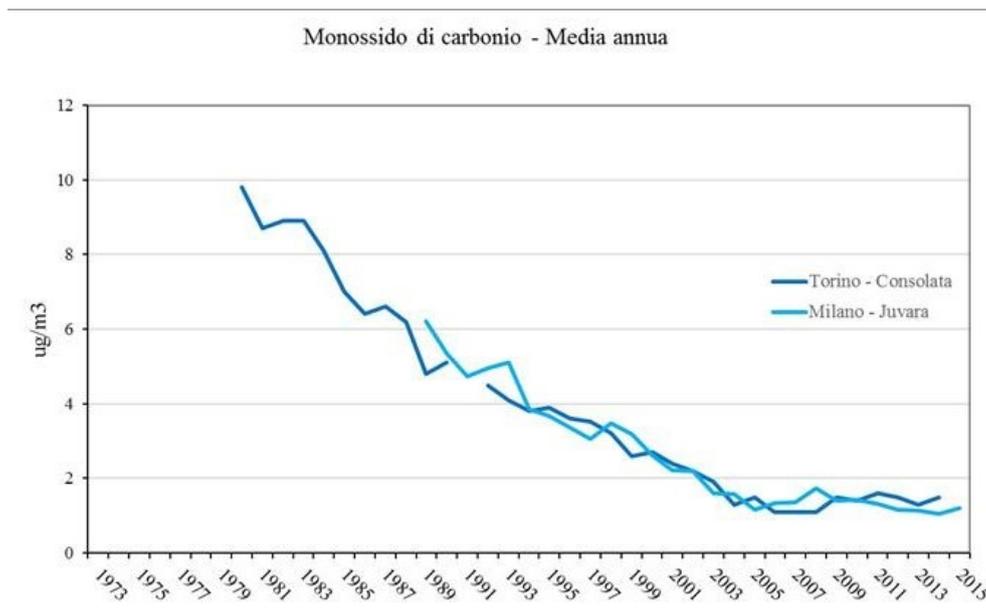


Figura 6 – CO - Trend negli anni a Milano e Torino (media annua)

Nonostante i successi delle politiche di riduzione di SO₂, PTS e CO, i livelli di biossido di azoto agli inizi degli anni 90 erano ancora significativamente elevati nelle aree urbane. A Milano nei primi anni '90 la media annua di biossido di azoto superava i 100 µg/m³ mentre nel 2015, la media annua in città è oscillata tra 37 µg/m³ e 75 µg/m³ in viale Marche, in una posizione pesantemente influenzata dalle emissioni locali da traffico (Figura 7).

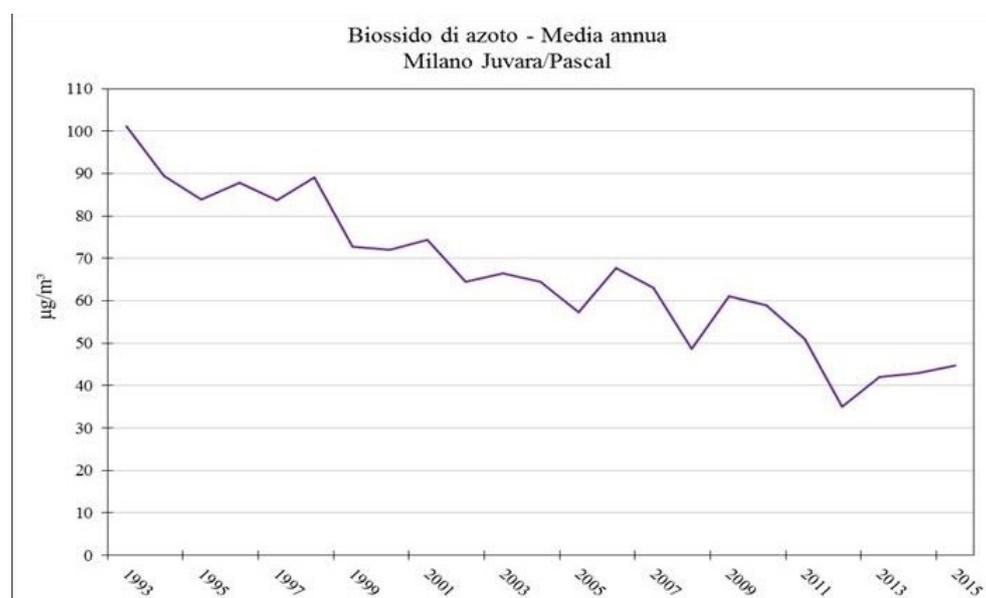


Figura 7 – NO₂ - Trend negli anni a Milano e Torino (media annua)

La presenza di biossido di azoto e composti organici volatili, accompagnati dalla presenza diffusa di ozono troposferico soprattutto nelle zone suburbane e rurali, è divenuto il principale elemento di criticità a partire dagli anni 90. In quegli anni, sulla base della ampia letteratura scientifica che si andava sviluppando sull'inquinamento fotochimico e trovandosi nella necessità di applicare il "decreto

antismog" (DM 16 maggio 1996 "attivazione di un sistema di sorveglianza dell'inquinamento da ozono, recepimento della DIR 92/72/CEE del 21/09/92), venne condotto il primo studio collaborativo tra le neo costituite Agenzie ambientali ed enti di ricerca come CNR ed ENEA. Il progetto MOTAP (Poluzzi V, Deserti M., Fuzzi S., 1998) permise di raccogliere e mettere a confronto dati da stazioni di monitoraggio e campagne di misura condotte ad hoc in modo coordinato tra le agenzie ambientali della valle del Po, nel periodo 1995-1996. I dati sperimentali, raccolti simultaneamente in aree urbane e rurali, confermarono la presenza diffusa di inquinanti fotochimici con episodi acuti che interessano l'intera pianura padana, ma con evoluzione diversa nelle stazioni di pianura e collina. I dati raccolti attraverso misure con aerei evidenziarono fenomeni di accumulo di ozono in quota, mentre le misure in aree rurali evidenziarono fenomeni di trasporto di precursori e prodotti fotochimici anche a distanze notevoli dai centri urbani fornendo evidenze di una alterazione dell'equilibrio chimico dell'atmosfera a larga scala, con un andamento crescente di concentrazione di ozono di circa 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ all'anno tra il 1990 e il 1996 nella stazione rurale di fondo di San Pietro Capofiume, nella pianura Bolognese.

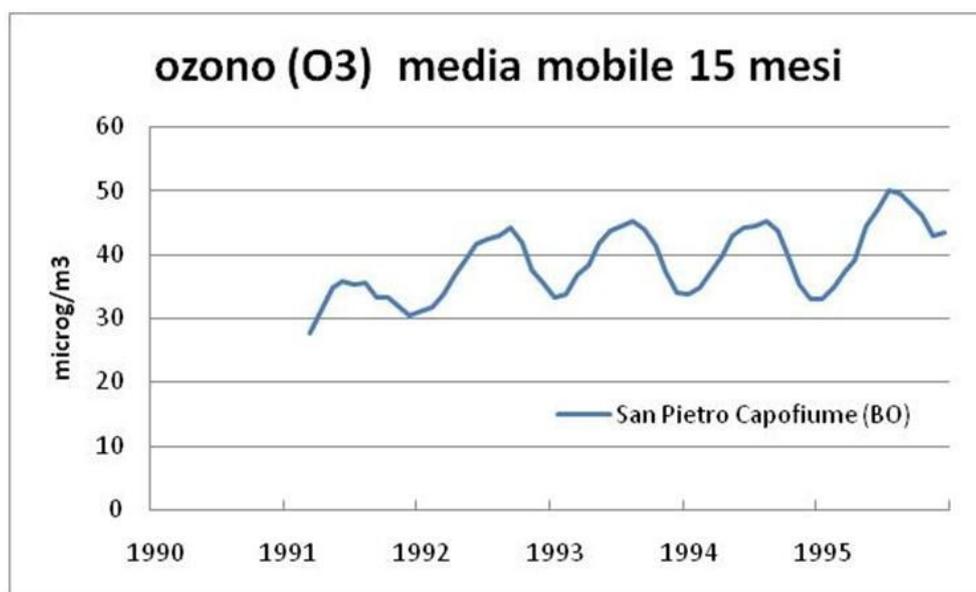


Figura 8 – Ozono - andamento della concentrazione nella stazione rurale di san Pietro Capofiume nella pianura Bolognese (media mobile 15 mesi)

Un'altra problematica emersa negli anni '90, sollecitata dalle crescenti valutazioni epidemiologiche di impatti sulla salute, è legata alla elevata concentrazione della frazione inalabile delle polveri (frazione inferiore ai 10 μm di diametro aerodinamico: PM10). La misura delle polveri totali sospese (PTS) infatti, non teneva conto della diversa distribuzione dimensionale e composizione chimica delle polveri. Nel 1996 il monitoraggio del PM10 è stato inserito esplicitamente nelle normative europee (Direttiva 96/62/CE), e gran parte delle reti di rilevamento hanno progressivamente iniziato a sostituire il monitoraggio delle PTS con PM10. A partire dagli anni 2000, in seguito all'adozione della DIR 96/62 CE con il DM 60/2002, tutte le regioni italiane si sono inoltre progressivamente dotate di stazioni di rilevamento della qualità dell'aria collocate non solo in prossimità delle sorgenti stradali ed industriali, come in passato, ma anche in zone di fondo urbano, suburbano e rurale, consentendo una valutazione più completa della qualità dell'aria su tutto il territorio, in particolare per gli inquinanti come il particolato atmosferico, il biossido di azoto e l'ozono troposferico, i cui livelli continuavano, e continuano tuttora, ad essere elevati e superiori agli standard normativi in ampie porzioni di territorio, anche al di fuori delle aree urbane.

A partire da questa base di dati più ampia, le variazioni nel tempo evidenziate dalle serie storiche più lunghe disponibili solo per alcune stazioni italiane, e mostrate nei grafici precedenti, sono state analizzate mediante un metodo statistico applicato ad un campione di dati che copre l'intero territorio nazionale nel periodo 2003-2012. Lo studio, condotto da ISPRA, oltre che descrivere e interpretare il fenomeno nel suo evolvere nel tempo, ha consentito di associare all'analisi il relativo margine di incertezza (ISPRA, 203/2014). I risultati di un'analoga analisi statistica sui trend eseguita a livello europeo (ETC/ACM Technical Paper 2015/4) e dettagli sull'andamento delle emissioni di alcuni inquinanti in Italia (ISPRA, 201/2014) sono inoltre riportati.

Analisi delle serie storiche dei principali inquinanti atmosferici in Italia (2003 – 2012)

Nel periodo 2003-2012, in Italia, è stato individuato un trend decrescente delle concentrazioni di particolato PM10 statisticamente significativo nel 74% delle stazioni di monitoraggio prese in esame (57 stazioni totali, per la gran parte stazioni di traffico e fondo localizzate al Centro-Nord). Dall'andamento generale, distinto per tipo stazione, non emergono tendenze diverse in relazione alla classificazione della stazione (Figura 9); per quanto riguarda l'andamento di riduzione delle stazioni industriali, che appare meno evidente rispetto agli altri, è importante tenere conto della scarsa numerosità del campione e della possibilità che il campione stesso rifletta specificità legate alle aree rappresentate: 6 stazioni su 10 sono infatti ubicate in Sardegna (ISPRA, 203/2014).

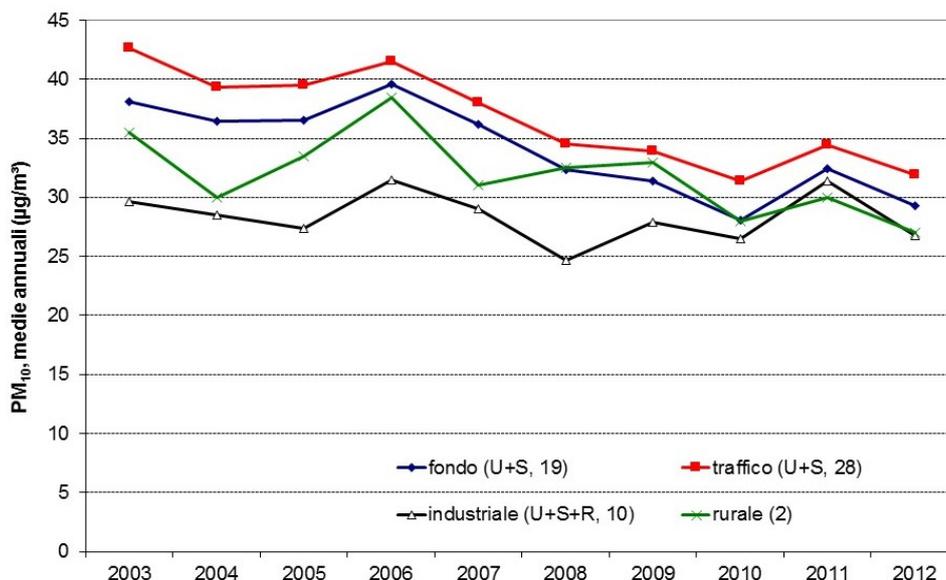


Figura 9 - PM10, 2003 – 2012, Italia. Andamento della media delle medie annuali calcolata su un campione di 57 stazioni, per tipo di stazione (Fonte – ISPRA, 203/2014)

Le emissioni di PM10 primario presentano un analogo andamento decrescente: dal 1990 al 2012 sono scese infatti da 239 Gg a 153 Gg (36% di diminuzione). Tutti i settori hanno contribuito alla riduzione delle emissioni, tranne il riscaldamento che nel 2012 rappresenta il 41% del totale (ISPRA, 201/2014). Quanto emerge dall'analisi ISPRA sul PM10 in Italia, è in allineamento con i risultati di una analoga analisi effettuata sui dati di concentrazione atmosferica archiviati nel DB europeo AIRBASE. Anche in Europa, per il periodo 2002-2012, è stato stimato infatti per il PM10 un trend di diminuzione statisticamente significativo in circa il 46 % delle 287 stazioni totali oggetto dello studio (ETC/ACM Technical Paper 2015/4).

L'analisi statistica, utilizzata per il particolato PM2.5 al limite della sua applicabilità a causa della scarsità di dati disponibili¹, ha comunque evidenziato in Italia nel periodo 2007-2012 per il PM2.5 un trend decrescente statisticamente significativo nel 56% dei casi (ISPRA, 203/2014).

Anche per quanto riguarda il biossido di azoto (NO₂) è stata evidenziata una prevalente tendenza alla riduzione delle concentrazioni in Italia. L'analisi statistica ha permesso di evidenziare, nel decennio 2003-2012, un trend decrescente statisticamente significativo nel 66% dei casi. L'andamento generale, distinto per tipo stazione, mostra una tendenza alla riduzione solo per le stazioni di fondo e traffico (Figura 10). Anche per gli ossidi di azoto (NO_x = NO + NO₂) è stato osservato un trend decrescente statisticamente significativo nel 74% dei casi (ISPRA, 203/2014). Le emissioni di ossidi di azoto nel periodo 1990-2012 sono scese da 2,025 Gg a 844 Gg, registrando un 58% di riduzione. Tutti i settori hanno contribuito alla riduzione (il trasporto su strada è il settore che in valore assoluto ha contribuito maggiormente), tranne il settore del riscaldamento per il quale è stato registrato un incremento e quello della gestione dei rifiuti rimasto stabile (ISPRA, 201/2014).

¹ limitato intervallo temporale, 2007-2012, e ristretto numero di stazioni (18) che non consente un'adeguata rappresentazione delle tendenze su base nazionale

Anche in Europa, per il periodo 1990-2012, per NO₂ è stato individuato un analogo trend di riduzione più accentuato negli anni '90 rispetto agli anni 2000 e comunque significativo nel 45% delle 599 stazioni totali prese in esame (ETC/ACM Technical Paper 2015/4).

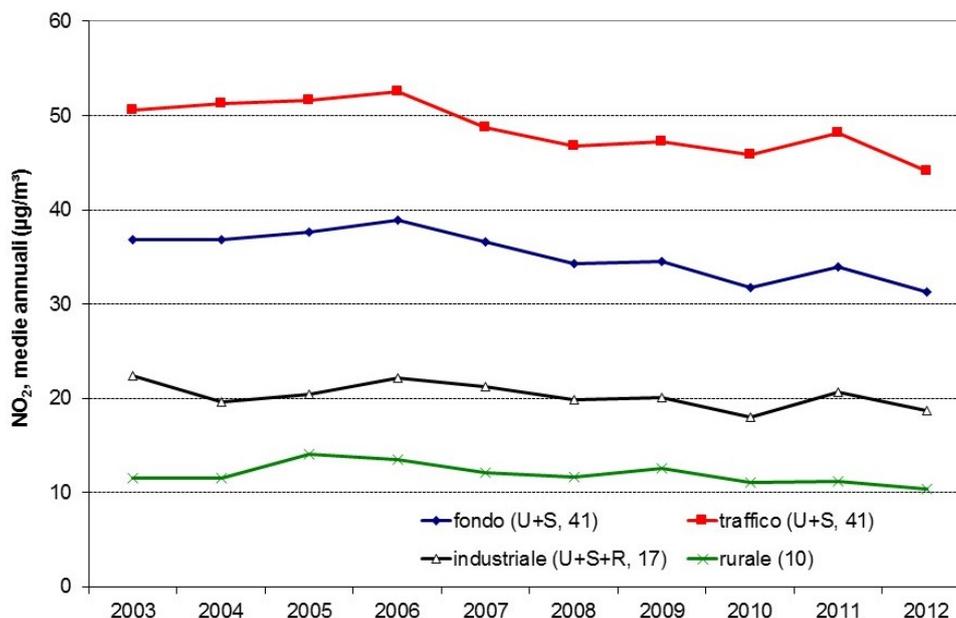


Figura 10 - Biossido di azoto (NO₂), 2003 – 2012 Italia. Andamento della media delle medie annuali calcolata su un campione di 109 stazioni, per tipo di stazione (Fonte – ISPRA, 203/2014)

L'analisi del trend per l'ozono troposferico (O₃), condotta in Italia sulla base dei valori dell'indicatore SOMO0² rilevati nel periodo 2003 – 2012 mostra che nella quasi totalità dei casi (40 su un totale di 46 stazioni di monitoraggio) non è possibile individuare alcun trend statisticamente significativo (ISPRA, 203/2014); la tendenza di fondo appare sostanzialmente monotona, le oscillazioni interannuali sono attribuibili alle naturali fluttuazioni della componente stagionale e non si evince alcuna diversa tendenza in relazione alla classificazione della stazione (Figura 11).

La riduzione delle emissioni dei principali precursori dell'ozono troposferico (oltre alle emissioni di NO_x già descritte, anche quelle di Composti Organici Volatili non Metanici sono scese del 56% nel periodo 1990 – 2012) non corrisponde ad una analoga riduzione dei livelli atmosferici di ozono troposferico (ISPRA, 201/2014). Tra le ipotesi proposte per spiegare questi andamenti, oltre al fatto che il rapporto che lega questi precursori all'ozono non è lineare, c'è il ruolo che potrebbe essere importante delle emissioni biogeniche e quello della combustione delle biomasse (EEA, 4/2012) e l'aumento dei livelli di metano (Dlugokencky, 2009).

In Europa per l'ozono non è stato individuato alcun trend significativo; le medie annuali di ozono mostrano un andamento di crescita negli anni '90 seguito da una stazionarietà negli anni più recenti (ETC/ACM Technical Paper 2015/4).

² SOMO0 è un indice di esposizione calcolato come la sommatoria delle medie mobili massime giornaliere su otto ore diviso il numero dei giorni validi, per i quali è disponibile la media su otto ore

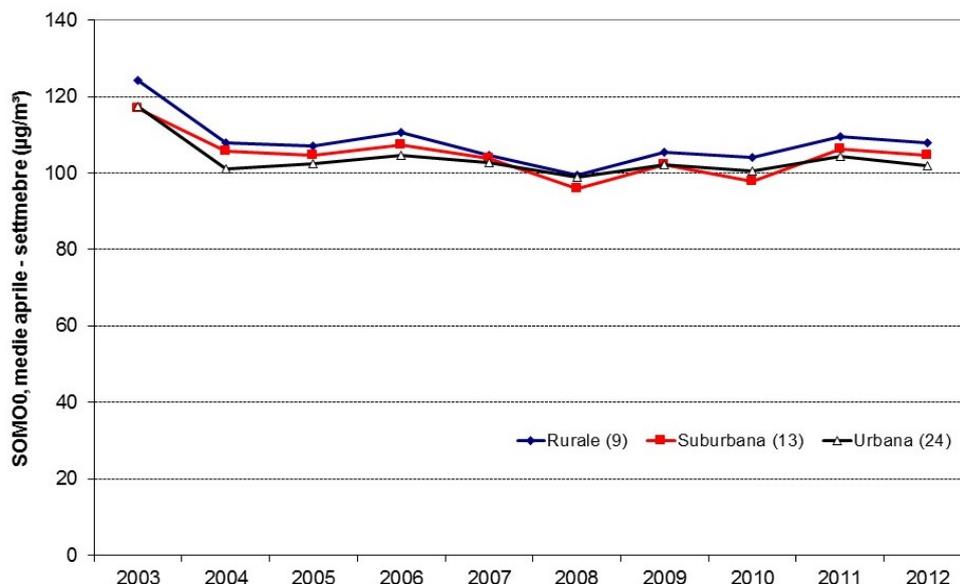


Figura 11 - Ozono (O_3), SOMO0, 2003 – 2012 Italia. Andamento della media delle medie annuali calcolata su un campione di 46 stazioni, per tipo di stazione (Fonte – ISPRA, 203/2014)

"Nuovi inquinanti" e problematiche emergenti

Il nuovo millennio è iniziato con la consapevolezza che era necessario monitorare anche aerosol di dimensioni aerodinamiche minori. Già negli anni precedenti, infatti, la letteratura scientifica aveva dimostrato ampio interesse su come gli inquinanti si distribuissero nelle varie frazioni dimensionali. Inoltre, le sempre maggiori conoscenze relative alle conseguenze dell'esposizione al materiale particolato, da tempo avevano confermato la tesi che la penetrazione delle particelle atmosferiche nel corpo umano dalle vie respiratorie fino ai polmoni era tanto maggiore quanto minori erano le loro dimensioni (Chow, 1995). Per tali motivi si sono aggiunte, nelle normative in uscita nei primi anni dopo il duemila, oltre agli inquinanti già considerati nella legislazione europea degli anni precedenti, anche il particolato inferiore a $2.5 \mu\text{m}$ di diametro aerodinamico (PM2.5) (Direttiva 2008/50/CE). In questa normativa si sottolinea l'importanza di fissare anche obiettivi di qualità sulle concentrazioni di metalli tossici e di idrocarburi policiclici aromatici, tra cui il benzo[a]pirene, presenti nelle polveri. Nel recepimento italiano di tale Direttiva col D.lgs. 155/2010 viene menzionata anche l'importanza di monitorare quelle che sono le componenti ioniche del materiale particolato aerodisperso, non tanto per la definizione di limiti, quanto per incrementare le conoscenze finalizzate all'individuazione di misure efficaci ed efficienti volte a contenerlo. Il Decreto del 2010, infatti, a differenza della legislazione che lo ha preceduto, è permeato dalla consapevolezza che il materiale particolato è solo in parte emesso direttamente in atmosfera, poiché una parte consistente delle polveri si formano direttamente in atmosfera a seguito di reazioni chimiche che coinvolgono molti precursori tra i quali vanno annoverati gli ossidi di azoto, l'ammoniaca, alcuni composti organici volatili e/o semivolatili.

L'indagine dei meccanismi chimico-fisici che portano alla formazione di aerosol secondario è stato ed è tuttora oggetto di studi e ricerche nell'ambito dei quali, sebbene non fossero state inserite espressamente nel diritto della qualità dell'aria, si sono iniziate a considerare e studiare anche le particelle di dimensioni ulteriormente più piccole, quelle che sono in grado di penetrare profondamente fino agli alveoli: le PM1, le PM inferiori a 100 nm (PM0.1), fino ad arrivare alle particelle di dimensione nanometrica, di poco maggiori alle dimensioni delle molecole dei gas/vapori da cui possono derivare per trasformazione di fase.

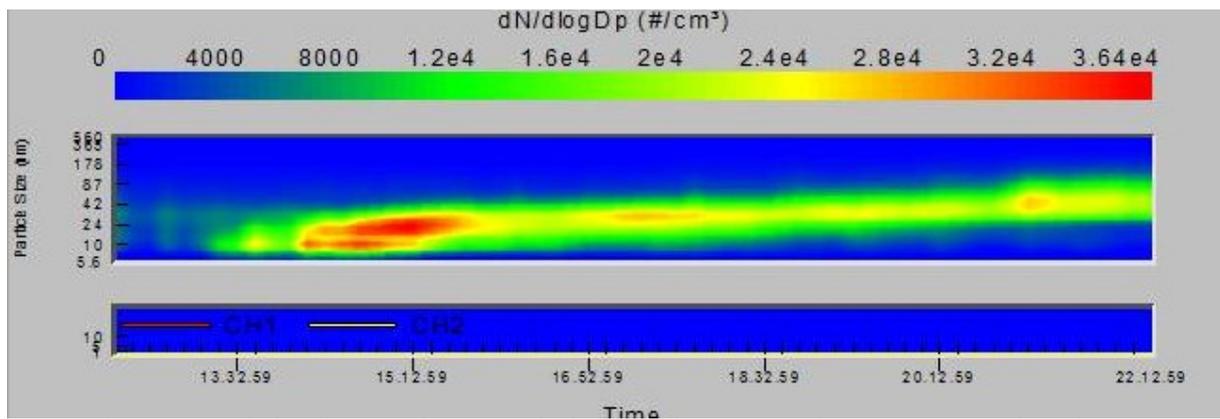


Figura 12 - Esempio di distribuzione dimensionale di particelle osservata durante un evento di nucleazione in una zona remota fonte: progetto Supersiti ARPAE

Gli studi citati anticipano una probabile evoluzione della normativa sulla qualità dell'aria, un futuro possibile potrebbe essere quello di un'ulteriore maggior attenzione nei confronti della frazione più piccola del materiale particolato anche nelle attività ordinarie di monitoraggio della qualità dell'aria. La tecnologia di misura, in particolare basata su sistemi ottici, è disponibile anche se vi sono ancora questioni aperte, così come abbastanza consolidata è la letteratura scientifica sugli effetti sanitari di questa frazione del particolato atmosferico (WHO, 2013). L'individuazione di obiettivi di qualità dell'aria legati a queste frazioni dimensionali, nei range dove l'aerosol si forma direttamente in atmosfera e dove la massa cresce in modo rilevante, avrebbe anche il vantaggio di focalizzare le azioni di mitigazione anche sui precursori - NH_3 , NO_x , SO_x e alcuni VOC che portano alla formazione di valori importanti di particolato secondario - oltre che sul particolato emesso in modo diretto. Dal punto di vista della gestione della composizione chimica del particolato, invece, è possibile che in futuro vengano stabiliti degli obiettivi di qualità legati al black carbon, in parte per lo sviluppo di azioni mirate a ridurre la componente carboniosa del particolato e in parte per la sinergia che si avrebbe con le misure di mitigazione dei cambiamenti climatici. Il black carbon, infatti, ha effetti diretti sia sul bilancio radiativo terra sole (trattiene l'energia solare) sia indiretti con l'annerimento dei ghiacciai e la conseguente riduzione della loro albedo con aumento del tasso di scioglimento.

BIBLIOGRAFIA

Bell ML, Davis D. 2001. Reassessment of the lethal London fog of 1952: novel indicators of acute and chronic consequences of acute exposure to air pollution. *Environ Health Perspect* 109 (suppl 3) pag. 389–394).

Poluzzi V, Deserti M. Fuzzi S., 1998. *Ozono e smog fotochimico*, Maggioli Editore Rimini. ISBN 88.387.1243.3.

Chow J., 1995. Measurement methods to determine compliance with ambient air quality standards for suspended particles. *Air and waste management associations* 45, 320 – 382.

Dlugokencky, E., J., and Bruhwiler, L. (2009). “Observational constraints on recent increases in the atmospheric CH₄ burden”, *Geophys. Res. Lett.*, 2009, 36 (18), 1-5.

EEA, 4/2012. Air quality in Europe – 2012 Report. <http://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2012>

ETC/ACM Technical Paper 2015/4. October 2015 Air Quality Trends in AIRBASE in the context of the LRTAP Convention

ISPRA, 203/2014. Giorgio Cattani, Antonella Bernetti, Anna Maria Caricchia, Riccardo De Lauretis, Serena De Marco, Alessandro Di Menno di Bucchianico, Alessandra Gaeta, Giuseppe Gandolfo, Ernesto Taurino. *Analisi delle serie storiche dei principali inquinanti atmosferici in Italia (2003–2012)*. ISPRA, Rapporti 203/2014.

<http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/analisi-delle-serie-storiche-dei-principali-inquinanti-atmosferici-in-italia-2003-2013-2012>

ISPRA, 201/2014. D. Romano, A. Bernetti, R.D. Condor, R. De Lauretis, E. Di Cristofaro, A. Gagna, B. Gonella, F. Lena, M. Pantaleoni, E. Peschi, E. Taurino, M. Vitullo “Italian Emission Inventory 1990-2012. Informative Inventory report 2014” Rapporto ISPRA 201/2014

Pietrogrande M.C., Bacco D., Ferrari S., Ricciardelli I., Scotto F., Trentini A., Visentin M. Characteristics and major sources of carbonaceous aerosols in PM_{2.5} in Emilia Romagna Region (Northern Italy) from four-year observations, 2016. *Science of the Total Environment* 553, 172–183.

Sandrini S., van Pinxteren D., Giulianelli L., Herrmann H., Poulain L., Facchini M.C., Gilardoni S., Rinaldi M., Paglione M., Turpin B. J., Pollini F., Zanca N., Decesari S., 2016. Size-resolved aerosol composition at an urban and a rural site in the Po Valley in summertime: implications for secondary aerosol formation. *Atmospheric Chemistry and Physics* 16, 10879 – 10897.

WHO, 2013, Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project

Zauli Sajani S., Ricciardelli I., Trentini A., Bacco D., Maccone C., Castellazzi S., Lauriola P., Poluzzi V., Harrison R. M., 2015. Spatial and indoor/outdoor gradients in urban concentrations of ultrafine particles and PM_{2.5} mass and chemical components. *Atmospheric Environment* 103, 307-320.

Zauli Sajani S., Trentini A., Rovelli S., Ricciardelli I., Marchesi S., Maccone C., Bacco D., Ferrari S., Scotto F., Zigola C., Cattaneo A., Cavallo D.M., Lauriola P., Poluzzi V., Harrison R.M., 2016. Is particulate air pollution at the front door a good proxy of residential exposure? *Environmental Pollution* 2013, 347 – 358.

IL PARTICOLATO ATMOSFERICO: COMPOSIZIONE E PROBLEMATICHE EMERGENTI ALLA LUCE DEI RISULTATI DEI PROGETTI DI SUPERSITO

Vorne Gianelle ¹, Eleonora Cuccia ¹, Cristina Colombi ¹, Vanes Poluzzi ², Dimitri Bacco ², Isabella Ricciardelli ², Bianca Patrizia Andreini ³, Gioia Bini ³, Roberto Udisti ⁴, Franco Lucarelli ⁴

¹ ARPA Lombardia; ² ARPAE Emilia-Romagna; ³ ARPA Toscana; ⁴ Università degli Studi di Firenze.

L'attuale quadro normativo (Direttiva 2008/50/CE), prevede come obiettivo il monitoraggio degli inquinanti convenzionali per la verifica del rispetto dei limiti di legge. Inoltre richiede che si raccolgano informazioni e conoscenze sulla qualità dell'aria ambiente come base per individuare le misure da adottare per contrastare l'inquinamento, i suoi effetti nocivi sulla salute umana e sull'ambiente e per monitorare le tendenze a lungo termine ed ampia scala spaziale, nonché i miglioramenti dovuti alle misure adottate.

A tal fine, in Lombardia e in Emilia-Romagna sono operativi due progetti di approfondimento denominati entrambi Progetto Supersito con diversi punti in comune che stanno coinvolgendo l'intero Bacino Padano. In Toscana invece è stato realizzato dalla Regione tra il 2014 e il 2015 il Progetto PATOS 2 (Particolato Atmosferico in TOScana fase 2), che ha coinvolto enti di ricerca ed ARPAT, con obiettivi coerenti con quanto previsto dalla direttiva.

I Progetti regionali

Il Progetto Supersito dell'Emilia-Romagna

Il Progetto Supersito dell'Emilia-Romagna, finanziato dalla Regione e da ARPAE Emilia-Romagna, è uno studio dettagliato dell'inquinamento atmosferico che si propone di integrare parametri chimici, fisici e tossicologici con valutazioni sanitarie, epidemiologiche e ambientali mediante modelli interpretativi. In Emilia-Romagna le misure dei principali parametri chimici e fisici dell'atmosfera si concentrano su cinque siti di misura, rappresentativi di diverse situazioni ambientali: un sito di fondo rurale (San Pietro Capofiume, BO) e tre siti di fondo urbano ubicati nell'area costiera (Rimini), centrale (Bologna) e più interna della regione (Parma), oltre al sito remoto di M.te Cimone (MO) posto a 2165 m s.l.m. (Figura13).

	MEDIA ESTATI (%)				MEDIA INVERNI (%)			
	BOLOGNA	S.P.CAPOFIUME	PARMA	RIMINI	BOLOGNA	S.P.CAPOFIUME	PARMA	RIMINI
PM2.5 ($\mu\text{g m}^{-3}$)	12	11	14	12	32	27	36	32
OC	27%	28%	23%	25%	22%	30%	19%	25%
EC	7%	4%	4%	7%	6%	5%	5%	6%
Altri ioni	4%	5%	4%	5%	3%	3%	3%	3%
Ammonio	10%	11%	9%	9%	9%	10%	10%	9%
Nitrato	2%	4%	4%	2%	23%	28%	27%	23%
Solfato	20%	24%	19%	21%	5%	6%	5%	6%
N.D.	30%	19%	37%	31%	32%	16%	31%	29%

Tabella 1 – Contributo percentuale di ogni specie analizzata alla massa di PM2.5 media nelle stagioni invernale e estiva nei 4 siti.

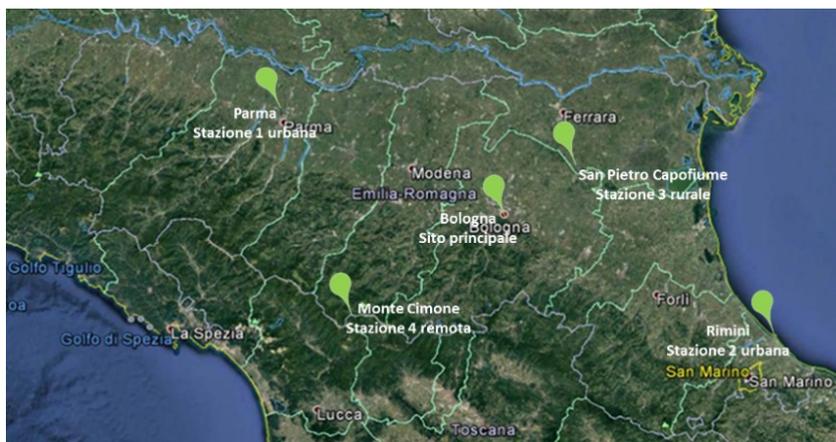


Figura 13 – Ubicazione dei siti appartenenti al Progetto Supersito – Regione Emilia Romagna.

Le misure hanno avuto inizio il 15 novembre 2011 e si sono concluse il 31 marzo 2015. In tutti i siti sono state realizzate misure su base giornaliera di PM_{2.5} e dei suoi principali componenti chimici, quali carbonio organico (OC) ed elementare (EC), composti ionici (Cloruro, Nitrato, Solfato, Sodio, Ammonio, Potassio, Magnesio e Calcio) e metalli (Arsenico, Nichel, Vanadio, Cromo, Zinco, Ferro, Manganese, Alluminio, Cadmio, Piombo, Stagno, Antimonio, Bario, Calcio, Potassio, Magnesio e Lantanio).

Il sito più interno della regione (Parma) mostra le concentrazioni più elevate di PM_{2.5} (media invernale 36 µg/m³, media estiva 14 µg/m³), mentre il sito rurale di San Pietro Capofiume mostra i valori più bassi (media invernali 27 µg/m³, media estati 11 µg/m³) anche se le differenze fra siti sono pressoché trascurabili nella stagione estiva.

Il Progetto Supersito in Lombardia

Il progetto Supersito in Lombardia, approvato e finanziato dalla Regione, prevede due “supersiti” (Milano-Pascal e Schivenoglia), 12 “stazioni speciali”, alcune “stazioni di approfondimento” e altre stazioni ordinarie.

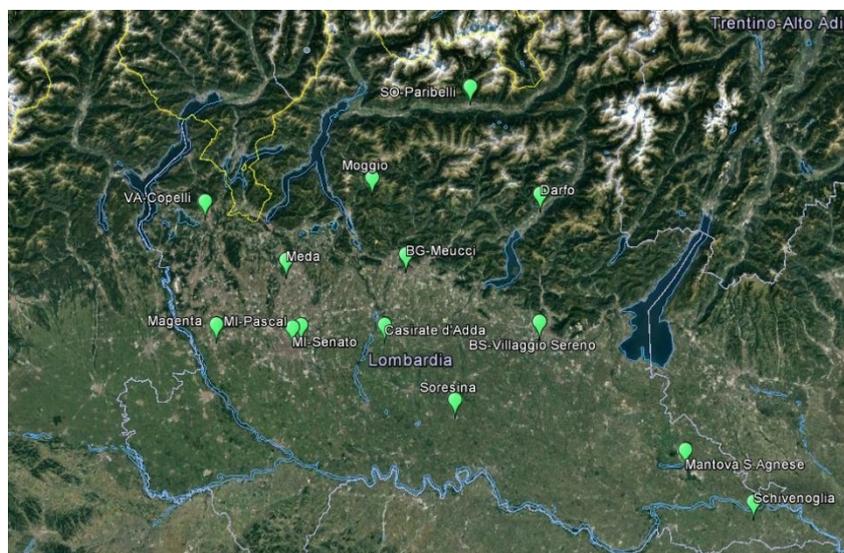


Figura 14 – Ubicazione dei siti appartenenti al Progetto Supersito – Regione Lombardia.

Nei due supersiti (MI-Pascal e Schivenoglia) vengono misurati, con strumentazione automatica, diversi inquinanti tra cui SO₂, NO_x, O₃, NH₃, PM₁₀ e PM_{2.5}. I campioni di PM_{2.5} raccolti sono sottoposti alla determinazione della componente carboniosa OC-EC (mediante tecnica TOT), della componente ionica (in cromatografia ionica - IC), della componente elementare (mediante spettrometria XRF, elementi con Z>11) e del Levoglucosano (IC) (Tabella 2). In tabella 3 sono riportati i contributi percentuali delle specie analizzate alla massa di PM; gli elementi si suddividono in ossidi di elementi e materia crostale come descritto in Marcazzan et al., 2001.

Tabella 2 – Siti speciali e supersiti appartenenti alla rete di monitoraggio di ARPA Lombardia (2013-2014).

		PM2.5/PM10	PM10			PM2.5		
			elementi	ioni	OC-EC	elementi	ioni	OC-EC
MI-Pascal	Urbana Fondo	0.77	x	x	x	x	x	x
Schivenoglia (MN)	Rurale Fondo	0.78	x			x	x	x
MI-Senato	Urbana Traffico	0.75	x	x	x			
BG-Meucci	Urbana Fondo	0.79	x			x		
BS-Vill.Sereno	Urbana Fondo	0.78	x					
Casirate d'Adda (BG)	Rurale Fondo	0.70	x					
Darfo (BS)	Urbana Fondo	0.75	x					
Magenta	Urbana Fondo	---	x					
MN-S.Agnese	Urbana Fondo	---	x					
Meda	Urbana Traffico	---	x					
Moggio (LC)	Rurale Fondo	0.75	x					
SO-Via Paribelli	Urbana Fondo	0.73	x		x			
Soresina (CR)	SubUrbana Traffico	0.78	x			x		
VA-Copelli	Urbana Traffico	0.78	x			x		

Nel supersito di MI-Pascal anche i campioni di PM10 raccolti sono sottoposti alla speciazione chimica (componente carboniosa OC-EC, componente ionica, componente elementale e Levoglucosano) e si effettua la determinazione della concentrazione di massa del PM1 e della sua componente ionica e carboniosa. Viene inoltre misurata la distribuzione dimensionale con OPC (Grimm EDM 180, 31 classi dimensionali da 0.25 µm) ed il Black Carbon (BC) (MAAP).

Il PM2.5 ed il PM10 vengono monitorati anche nei siti “speciali” ed in tali siti viene effettuata anche la determinazione della componente elementale almeno per una delle due frazioni di PM (Tabella 2). In particolare nel sito di Milano-Senato vengono misurate sul PM10 anche la componente carboniosa OC-EC (TOT), la componente ionica (IC) ed il Levoglucosano (IC). In questo sito fino alla fine dell'anno 2015 è stata effettuata anche la misura del BC.

Tabella 3 – Contributo percentuale di ogni specie analizzata alla massa di PM media nelle stagioni invernale ed estiva in tre siti appartenenti al “Progetto Supersito” – Regione Lombardia.

	(2013-2014)					(2013-2014)			
	MI-Pascal		Schivenoglia			MI-Pascal		MI-Senato	
	PM2.5		PM2.5			PM10		PM10	
	Estate	Inverno	Estate	Inverno		Estate	Inverno	Estate	Inverno
PM	17	37	17	31	PM	26	48	25	49
OC	21%	21%	16%	16%	OC	19%	20%	21%	18%
EC	5%	5%	3%	3%	EC	4%	5%	5%	5%
ammonio	7%	7%	8%	13%	ammonio	5%	7%	5%	8%
nitrate	10%	19%	14%	24%	nitrate	9%	19%	12%	22%
solfo	12%	4%	10%	7%	solfo	9%	5%	13%	7%
altri ioni	3%	3%	3%	2%	altri ioni	3%	3%	4%	4%
Levoglucosano	0.1%	1.6%	0.1%	0.9%	Levoglucosano	0.1%	1.8%	0.2%	0.8%
Materia cristallina	15%	6%	32%	13%	Materia cristallina	20%	10%	16%	9%
Ossidi elementi	6%	6%	1%	3%	Ossidi elementi	5%	8%	7%	8%
N.D.	22%	28%	12%	18%	N.D.	25%	21%	17%	19%

Il Progetto PATHOS2 in Toscana

Questo progetto si è focalizzato sullo studio della composizione e delle sorgenti del particolato atmosferico nella frazione PM10, considerando due siti di diversa tipologia: Montale (PT), stazione periferica-fondo e Livorno (La Pira), stazione urbana-fondo (Tabella 4).

Il campionamento è stato effettuato in modo da ottenere campioni di PM10 su base giornaliera e campioni a risoluzione oraria. L'analisi dei campioni raccolti su base giornaliera ha permesso di determinare gli elementi a numero atomico $Z > 10$ tramite PIXE, il contenuto ionico (IC), i metalli (ICP-AES) e la componente carboniosa OC-EC-TC. In Tabella 5 sono riportate le concentrazioni medie ed i contributi percentuali delle specie analizzate alla massa di PM10.

In due periodi più limitati sono stati inoltre effettuati alcuni campionamenti con un particolare campionatore continuo a due stadi del tipo 'streaker' che permette di raccogliere simultaneamente le frazioni "fine" (diametro aerodinamico $D_{ae} < 2.5 \mu m$) e "coarse" ($2.5 < D_{ae} < 10 \mu m$) del particolato (Prati et al., 1998). L'analisi con la tecnica PIXE permette di determinare le concentrazioni di tutti gli elementi con numero atomico $Z > 10$ con risoluzione temporale oraria.

Tabella 4 – Media della concentrazione del PM10 nei siti di Montale e di Livorno.

Sito di campionamento	Concentrazione media ($\mu g/m^3$)
Montale (PT) - (8/11/2013-5/01/2015)	28.9
Livorno- La Pira (23/01/2014-31/03/2015)	19.7

Tabella 5 - Concentrazioni medie e contributi percentuali delle componenti maggioritarie del PM10 nei siti di Montale e di Livorno.

	Montale Conc.medie ($\mu g/m^3$)	Montale Percentuale sulla massa di PM 10	Livorno* Conc.medie ($\mu g/m^3$)	Livorno* Percentuale sulla massa di PM 10
POM	17.9	62	8.8	45
EC	1.6	6	1.0	5
SECONDARI INORGANICI	4.4	15	4.0	20
CROSTALE	2.3	8	2.6	13
MARINO	0.7	2	1.9	10
ALTRO	2.1	7	1.3	7

*dati riferiti al periodo 23/01/2014-27/01/2015

*POM - Materia Organica Particolata: proporzionale all'OC

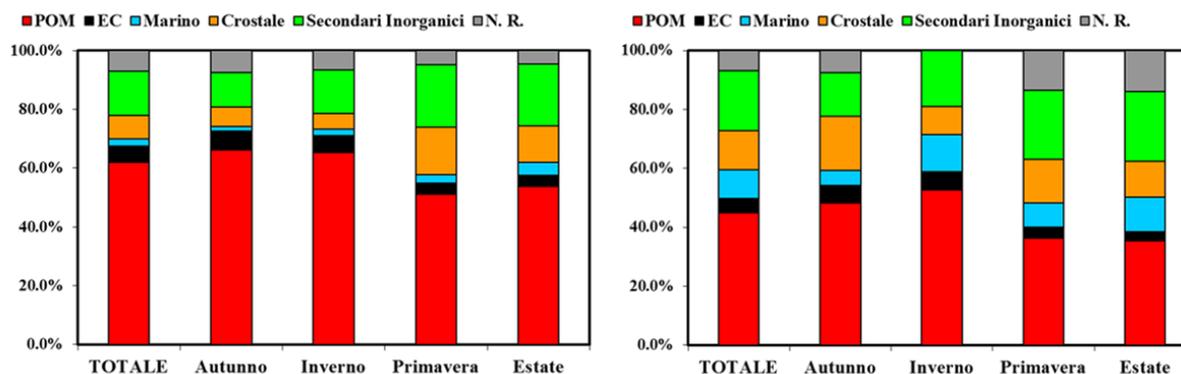


Figura 15 - Montale e Livorno: contributi percentuali delle componenti maggioritarie del PM10 nelle diverse stagioni e in tutto il periodo di campionamento.

Composizione del particolato

Il carbonio organico ed elementare ed i composti ionici concorrono a formare più del 55% della massa del PM_{2.5} e del PM₁₀ in tutte le stagioni dell'anno in tutti i siti considerati.

Il PM_{2.5} invernale è principalmente composto da carbonio organico (16-37%) e nitrato (19-31%); una frazione minore è costituita da ammonio (7-13%), solfato (4-7%), carbonio elementare (3-7%) e dalla somma degli altri ioni (2-4%). In estate, il PM_{2.5} è principalmente composto da carbonio organico (16-31%) e solfato (10-25%) e in minore misura dall'ammonio (7-13%) (Tabella 1, Tabella 3 e Tabella 5).

Nel PM₁₀ si ha un aumento del contributo della componente crostale (8-15%) con la conseguente diminuzione delle altre componenti. Nei siti costali, come ad esempio Livorno, diventa inoltre non trascurabile il contributo del sale marino.

La componente Carboniosa

Il carbonio organico può derivare da un elevato numero di sorgenti, sia di tipo antropogenico (come traffico e riscaldamento domestico) che biogenico, e può essere emesso direttamente o formarsi successivamente in atmosfera mediante processi di tipo secondario. Nelle stagioni più calde, aumentano le emissioni biogeniche (Pietrogrande et al., 2014) e la formazione secondaria mediante processi di foto-ossidazione a partire da precursori gassosi. In inverno incrementa il contributo da riscaldamento domestico. Durante l'inverno, inoltre, parte del carbonio organico è costituito da specie di origine secondaria derivanti da processi in atmosfera, quali condensazione di composti organici semi-volatili e formazione in fase acquosa, trasformazioni favorite dalle frequenti condizioni meteorologiche invernali tipiche del territorio (basse temperature, alta umidità, eventi di nebbia) (Khan et al., 2016; Gilardoni et al., 2014). Il carbonio elementare è invece di origine primaria ed è emesso dai processi di combustione. Il carbonio elementare è principalmente contenuto nella frazione fine del particolato atmosferico mentre l'OC, avendo origine da processi di diverso tipo, è presente anche nelle frazioni più grossolane in quantità variabile a seconda delle stagioni (Figura 16).

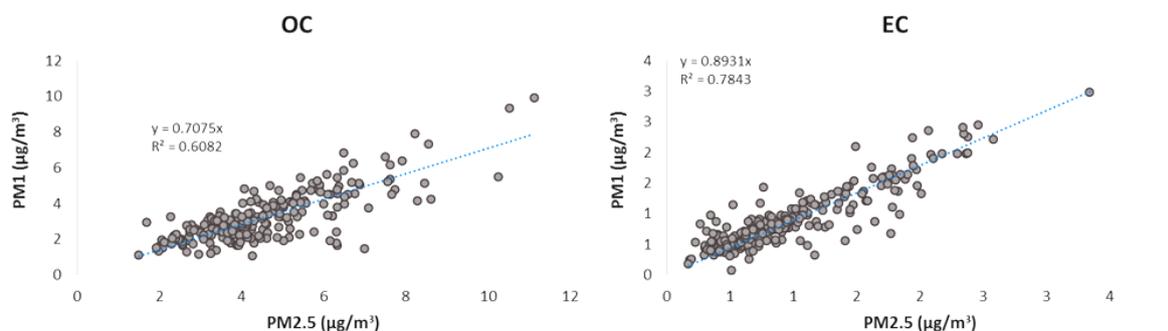


Figura 16 - Correlazione tra le diverse frazioni dell'OC e dell'EC a MI-Pascal (2013-2014).

Solfato d'ammonio e Nitrato d'ammonio

I tre principali composti ionici – nitrato, solfato e ammonio – si presentano in atmosfera generalmente sotto forma di sali quali nitrato d'ammonio e solfato d'ammonio. Tali forme “solide” si generano a partire dai rispettivi precursori gassosi, quali ossidi di azoto, ossidi di zolfo e ammoniaca. Nell'area di studio, la disponibilità degli ossidi di azoto è costantemente garantita dal traffico e dalle combustioni in genere, mentre l'ammoniaca è costantemente fornita dall'intensa attività agricola e dagli allevamenti presenti in pianura padana (Inventari Regionali delle Emissioni in Atmosfera).

Quindi, le concentrazioni di nitrato d'ammonio, che durante l'inverno contribuiscono al 22-38% della massa del PM_{2.5}, sono attribuibili a processi di formazione di particolato secondario a partire da precursori gassosi derivanti per lo più dal traffico (NO_x) e dall'agricoltura (NH₃). Inoltre, alcune peculiari ma frequenti condizioni meteorologiche che si sviluppano nella pianura padana (basse temperature e stabilità atmosferica, con forti inversioni termiche) favoriscono i processi chimici alla base della formazione del nitrato d'ammonio.

Nella stagione estiva la diminuzione delle concentrazioni di nitrato d'ammonio dovute alla volatilizzazione favorita dalle alte temperature insieme alla riduzione delle concentrazioni assolute di PM fa sì che diventi rilevante l'importanza relativa del solfato di ammonio (Figura 17).

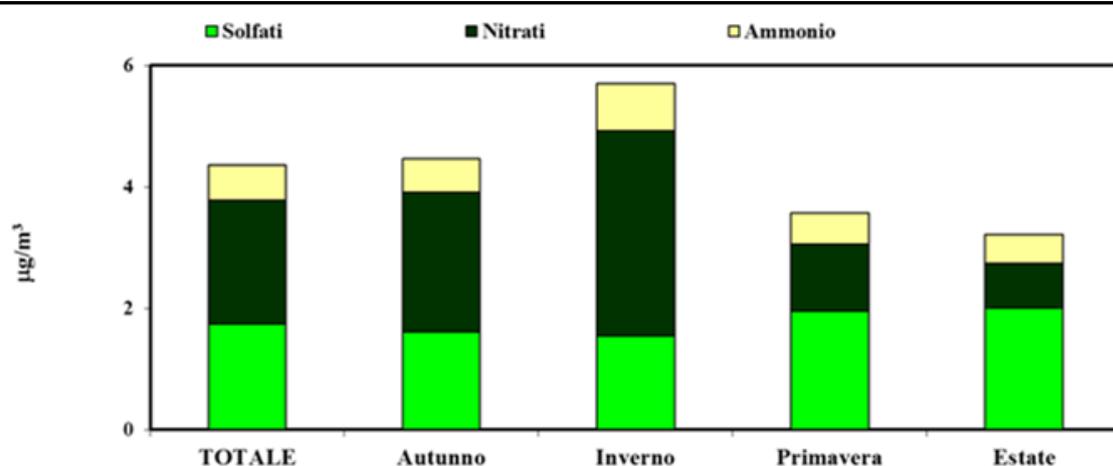


Figura 17 - Montale - Concentrazioni medie ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dei componenti dell'aerosol secondario inorganico (ammonio, nitrati e solfati) nel PM10 nelle diverse stagioni (8/11/2013- 5/01/2015).

Componente crostale

Come mostrato in Tabella 3, in Lombardia, la componente crostale del PM (Marcazan et al., 2001) è significativa nel PM10 ma anche nel PM2.5.

Questa componente presenta differenze da sito a sito giustificate dalla presenza di sorgenti di diversa intensità e tipologia. La componente crostale è principalmente legata al risollevarsi di polveri dal suolo che può essere causato da processi naturali come il vento ma anche da processi antropici quali ad esempio il traffico veicolare, la movimentazione di mezzi agricoli o le aree di cantiere. Ad esempio a Schivenoglia (Tabella 3), un sito di fondo interessato da attività agricole, la componente crostale rappresenta una frazione del PM sia percentuale che assoluta più grande rispetto a quella presente a MI-Pascal ($4.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ contro $2.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ come media sul biennio 2013-2014) (Figura 18).

La componente crostale nel sito di Montale contribuisce, in percentuale, più del doppio in primavera rispetto all'inverno (Figura 15). Questa situazione risulta ancora più accentuata nel sito di Livorno.

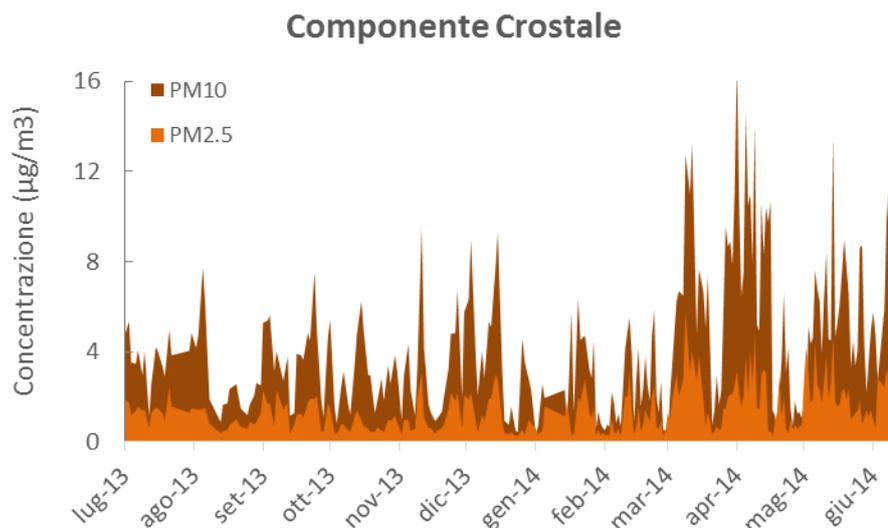


Figura 18 - Andamento temporale della componente crostale nel PM10 e nel PM2.5 a MI-Pascal (2013-2014).

Questa componente rappresenta sia la polvere crostale di origine locale che quella derivante da un trasporto a lungo raggio da regioni desertiche, quali il Sahara, che in alcuni episodi raggiunge picchi fino a $36,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nel resto dei giorni non interessati da questi eventi particolari, la concentrazione della componente crostale rimane indicativamente al di sotto dei $6-7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

A Bologna, non si ha un apporto particolarmente significativo legato al crostale (ca. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di $\text{PM}_{2.5}$) in assenza di particolari circostanze come eventi di trasporto di sabbie sahariane.

Anche la componente crostale deve essere quindi tenuta in conto quando si predispongono politiche di risanamento della qualità dell'aria non essendo solo di origine naturale.

Considerazioni conclusive

La determinazione degli elementi e del Levoglucosano, anche se non normati, si è dimostrata fondamentale negli studi di apporzionamento delle sorgenti (source apportionment) che permettono di distinguere le diverse sorgenti di $\text{PM}_{2.5}$ e stimarne quantitativamente i contributi alla massa totale.

Il supersito di MI-Pascal è stato coinvolto nel progetto Europeo AIRUSE (<http://airuse.eu/it>) e nell'ambito di tale progetto è stata effettuata la determinazione delle sorgenti che concorrono al particolato atmosferico presente nel sito. L'analisi di source apportionment è stata effettuata per l'anno 2013 e in Figura 19 sono mostrate le sorgenti risolte. Tra le sorgenti primarie troviamo la combustione di biomassa il cui contributo è stato valutato quantitativamente grazie alla potenzialità offerta dal Levoglucosano, marker univoco delle combustioni di biomassa, in associazione al potassio, anch'esso marker se pur non univoco di tali combustioni. Il contributo di questa sorgente è assolutamente rilevante anche a Milano città (contributo medio annuale al $\text{PM}_{2.5}$: 18%), e la sua rilevanza cresce nelle altre zone della Lombardia quali le zone montane e rurali, ove l'uso della legna per riscaldamento è particolarmente diffuso, o in alcune zone caratterizzate dalla produzione industriale di mobili.

Anche gli studi di source apportionment (www.supersito-er.it) eseguiti sui siti dell'Emilia-Romagna hanno individuato una percentuale di massa del $\text{PM}_{2.5}$ attribuibile alla combustione di legna, pellet o altre biomasse compresa tra il 15% e il 30%. Studi realizzati su parte dei siti del progetto (Gilardoni et al., 2014; Pietrogrande et al., 2015; Pietrogrande et al., 2016; Sandrini, 2016) hanno confermato che la combustione di biomassa – utilizzata soprattutto come riscaldamento domestico - ha un ruolo fondamentale, in aggiunta al traffico, nella formazione della massa di carbonio organico invernale. Inoltre la frazione organica emessa nelle combustioni di biomasse è più ricca di idrocarburi policiclici aromatici e in particolare di benzo(a)pirene rispetto alle emissioni di combustibili fluidi (Belis et al., 2011).

Alla luce dei risultati emergenti dai progetti supersito, le combustioni di biomasse risultano essere una sorgente di inquinamento nella Pianura Padana rilevante in termini di contributo alla concentrazione di massa quanto il traffico autoveicolare, anche se con forti differenze stagionali.

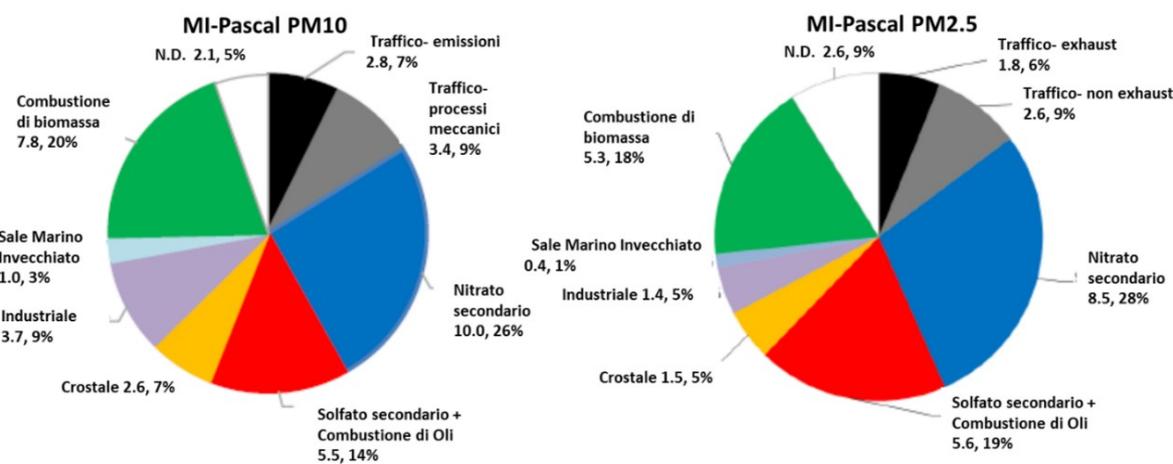


Figura 19 - Contributo delle sorgenti al PM_{10} ed al $\text{PM}_{2.5}$ a MI-Pascal - Anno 2013 (Progetto AIRUSE).

La combustione delle biomasse legnose è infatti concentrata nel periodo invernale mentre l'apporto del traffico è piuttosto costante durante l'anno.

I risultati inoltre mettono in evidenza il ruolo delle emissioni di ammoniaca in particolare dalle attività agricole e zootecniche che, combinandosi con gli ossidi di azoto provenienti dalle combustioni in genere e dal traffico in particolare, portano alla formazione di particolato secondario rappresentante in Pianura Padana la componente maggioritaria sia nel PM2.5 che nel PM10.

La sorgente traffico rimane comunque molto rilevante, sia in modo diretto (in relazione alle emissioni di particolato primario) sia in relazione alle emissioni di ossidi di azoto che in atmosfera portano alla formazione di nitrato e solfato secondario.

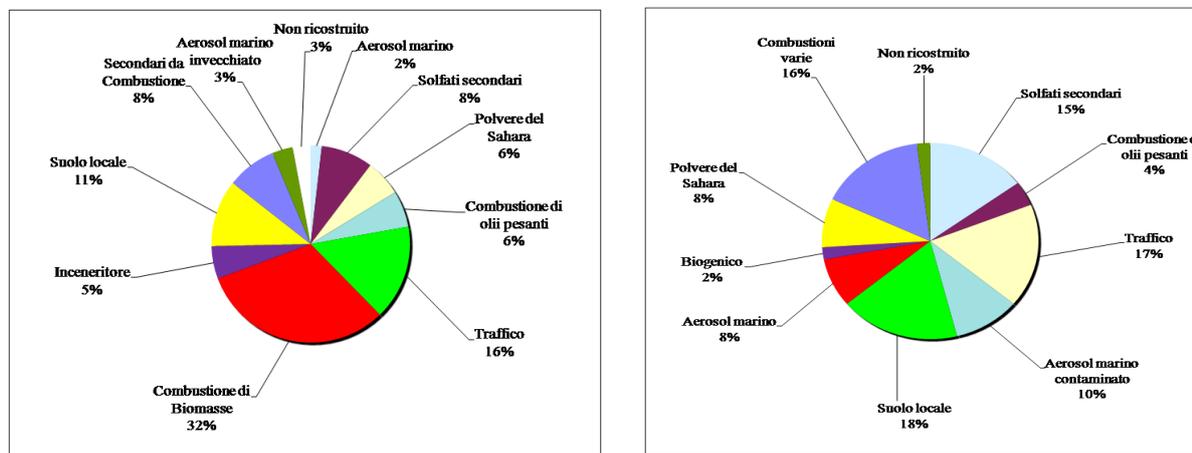


Figura 20 - Contributi percentuali delle diverse sorgenti al PM10 (media su tutto il periodo di campionamento) a Montale e a Livorno.

L'applicazione della tecnica di analisi multivariata PMF ha permesso di identificare le principali sorgenti del PM10 anche nei siti di Montale e Livorno. Sono state identificate le seguenti sorgenti: "traffico", "combustione di biomasse", "solfati secondari", "secondari da combustioni", "polvere del Sahara", "polvere locale", "spray marino", "spray marino invecchiato", "combustione di olii pesanti", "inceneritore", "biogenico", ripartiti come riportato in Figura 20.

Progetti come quelli realizzati dalle regioni Lombardia, Emilia-Romagna e Toscana risultano fondamentali per incrementare le conoscenze disponibili sull'atmosfera e sui composti in essa contenuti, sui meccanismi che portano alla loro formazione e sui processi che li possono favorire o meno. Tutti questi elementi possono avere una forte specificità legata al territorio, inteso sia come orografia che come tessuto antropico e si rivelano di grande utilità nel supportare la definizione di piani ed azioni indirizzati al miglioramento della qualità dell'aria oltre che nel verificarne via via i risultati ottenuti.

BIBLIOGRAFIA

Gilardoni, S., Massoli, P., Giulianelli, L., Rinaldi, M., Paglione, M., Pollini, F., Lanconelli, C., Poluzzi, V., Carbone, S., Hillamo, R., Russell, L.M., Facchini, M.C., Fuzzi, S., 2014. Fog scavenging of organic and inorganic aerosol in the Po Valley. *Atmospheric Chemistry and Physics* 14, 6967-6981.

INEMAR, ARPA Emilia-Romagna, 2013. Aggiornamento inventario regionale delle emissioni anno 2010. http://www.arpa.emr.it/cms3/documenti/_cerca_doc/aria/inventario_emissioni_2010.pdf

Marcazzan M.G., Vaccaro S., Valli G., Vecchi R., 2001. Characterisation of PM10 and PM2.5 particulate matter in the ambient air of Milan (Italy). *Atmospheric Environment*, 35, 4639–4650.

Pietrogrande M. C., Bacco D., Ferrari S., Kaipainen J., Ricciardelli I., Riekkola M.-L., Trentini A., Marco V., 2015. Characterization of atmospheric aerosols in the Po valley during the supersito campaigns d Part 3: Contribution of wood combustion to wintertime atmospheric aerosols in Emilia Romagna region (Northern Italy). *Atmospheric Environment* 122, 291 -305.

Pietrogrande M.C., Bacco D., Ferrari S., Ricciardelli I., Scotto F., Trentini A., Visentin M. Characteristics and major sources of carbonaceous aerosols in PM2.5 in Emilia Romagna Region (Northern Italy) from four-year observations, 2016. *Science of the Total Environment* 553, 172–183.

Prati P., Zucchiatti A., Tonus S., Lucarelli L., Mandò P.A., Ariola V., A testing technique of streaker aerosol samplers via PIXE analysis, 1998. 986-989.

Sandrini S., van Pinxteren D., Giulianelli L., Herrmann H., Poulain L., Facchini M.C., Gilardoni S., Rinaldi M., Paglione M., Turpin B. J., Pollini F., Zanca N., Decesari S., 2016. Size-resolved aerosol composition at an urban and a rural site in the Po Valley in summertime: implications for secondary aerosol formation. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussion*, doi:10.5194/acp-2015-1036, 2016. Revised manuscript under review for ACP.

IL CONTRIBUTO DEL TRAFFICO ALL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO

Antonella Bernetti, Riccardo De Lauretis, Domenico Gaudioso
Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)

Introduzione

La rilevanza assunta negli anni dall'inquinamento atmosferico derivante dai trasporti stradali è alla base dell'adozione di politiche volte prioritariamente all'adozione di norme tecniche sempre più stringenti, a livello europeo e nazionale, sia con riferimento alle emissioni *exhaust* da inquinanti atmosferici che agli standard medi di emissione di CO₂ per i nuovi modelli di autovetture e furgoni. In un'ottica più ampia, attenzione crescente viene rivolta all'intermodalità, nel quadro generale del potenziamento della rete europea di trasporto ("TEN-T" Trans European Transport Network).

Il ruolo dei trasporti rispetto al totale delle emissioni inquinanti

Sebbene siano stati registrati dei progressi nella riduzione delle emissioni degli inquinanti atmosferici provenienti dal trasporto su strada, fondamentalmente dovuti ai miglioramenti tecnologici legati all'introduzione degli standard emissivi Euro, il peso di tale settore sulle emissioni totali nazionali è tuttora rilevante.

Le percorrenze totali su strada (espresse in veicoli-km) evidenziano un trend nettamente crescente fino al 2007 (dal 1990 al 2007 aumentano del 42%) per poi diminuire (dal 2007 al 2014 le percorrenze si riducono del 16%), congiuntamente alla riduzione riscontrata nei consumi come effetto della crisi economica, mostrando una variazione complessiva dal 1990 al 2014 pari a +19%. Nell'ultimo anno, dal 2013 al 2014, si registra tuttavia un lieve incremento, pari a 1% (stime ISPRA, 2016).

La decrescita negli anni delle percorrenze dei veicoli a benzina (arrivando nel 2014 a rappresentare il 32% delle percorrenze complessive su strada) viene più che bilanciata dall'aumento delle percorrenze dei veicoli diesel (60% delle percorrenze rispetto al totale). Il forte incremento delle percorrenze dei veicoli alimentati a carburanti alternativi non ha ancora, nel 2014, un'incidenza rilevante sul totale: le percorrenze dei veicoli alimentati a gas naturale, pur risultando nel 2014 più che quadruplicate dal 1990, rappresentano circa il 2% del totale; le autovetture alimentate a GPL hanno maggiore diffusione di quelle a gas naturale (ma l'incidenza è ancora bassa, circa il 5% delle percorrenze totali), mentre fanno ancora registrare un peso irrilevante le autovetture ibride ed E85 (complessivamente circa 0.1% delle percorrenze totali).

Negli anni l'incremento registrato nelle percorrenze dei veicoli merci (+34% dal 1990 al 2014) risulta più del doppio rispetto a quello riscontrato per i veicoli passeggeri (+16% dal 1990 al 2014), nel quadro di una generale riduzione a livello nazionale dello share di percorrenza in ambito urbano (31% nel 1990 e 24% nel 2014) in favore di un incremento delle percorrenze in ambito autostradale (21% nel 1990 e 28% nel 2014) mentre lo share in ambito extraurbano rimane costante (48%), rispetto al totale nazionale.

Il trend delle percorrenze nazionali dei veicoli circolanti su strada dal 1990 al 2014, distintamente per categoria veicolare, carburante ed ambito di percorrenza, è illustrato in Figura 21.

Relativamente agli inquinanti atmosferici, vengono di seguito riportati valori e trend per le emissioni di ossidi di azoto, particolato e composti organici volatili non metanici, per cui il trasporto stradale fornisce un contributo determinante (stime ISPRA, 2016).

In tale contesto va considerato il divario esistente tra i dati ufficiali sulle misurazioni delle emissioni sulla base dei quali viene valutata la conformità agli standard Euro e la performance effettiva dei veicoli in condizioni reali. Tale gap, dovuto all'utilizzo di sistemi di test obsoleti ed alle naturali variazioni nello stile di guida in condizioni reali rispetto al test, è aumentato nel corso degli ultimi anni, tanto che sono state rilevate in condizioni reali emissioni di NO_x per i recenti modelli Euro 6 diesel superiori di circa sette volte rispetto a quelle misurate durante i test ufficiali (EEA, 2015).

Le emissioni nazionali di ossidi di azoto provenienti dal trasporto stradale (Tabella 6 e Figura 22), derivanti fondamentalmente dai veicoli diesel (92% delle emissioni totali su strada), pur essendo diminuite dal 1990 del 59%, nel 2014 rappresentano circa il 50% delle emissioni totali nazionali. In controtendenza, rispetto alla generale tendenza alla riduzione, le emissioni delle automobili diesel e veicoli commerciali leggeri diesel. La riduzione registrata nelle emissioni originate dai veicoli passeggeri (-69% dal 1990) è più marcata della riduzione riscontrata per i veicoli merci (-42%). Negli

anni diminuisce infatti lo share di emissione nell'ambito urbano (da 26% nel 1990 a 23% nel 2014) ed extraurbano (da 43% nel 1990 a 39% nel 2014), che rimane comunque preponderante rispetto agli altri, in favore dello share di emissione in ambito autostradale (da 31% nel 1990 a 38% nel 2014).

Il trasporto stradale rappresenta una fonte importante di inquinamento anche riguardo al particolato (PM10, Tabella 7 e Figura 23), nel 2014 il peso sul totale emesso a livello nazionale è pari al 13%, nonostante la decrescita dal 1990 sia pari a -57%. Dai veicoli diesel si origina la quota maggiore delle emissioni (81% rispetto al totale su strada nel 2014), nonostante la riduzione dal 1990 (-59%). I decrementi registrati nelle emissioni provenienti dai veicoli passeggeri e merci sono simili (-56% e -58% rispettivamente); nel 2014 i rispettivi pesi sul totale sono pari a 56% e 44%. Lo share delle emissioni in ambito urbano passa dal 35% nel 1990 al 29% nel 2014; l'incremento dello share in ambito extraurbano (dal 38% nel 1990 al 43% nel 2014) è maggiore dell'incremento registrato in ambito autostradale (dal 27% nel 1990 al 28% nel 2014). La riduzione delle emissioni di PM10 registrata negli anni è legata all'introduzione delle Direttive europee di controllo e di limitazione delle emissioni di particolato al tubo di scarico dei veicoli, fondamentalmente all'installazione del filtro antiparticolato. Mentre da un lato si assiste quindi ad una riduzione della quota "exhaust" sul particolato totale emesso, la quota "not exhaust" evidenzia una crescita assumendo rilevanza gradualmente crescente sul totale (dal 15% nel 1990 al 37% sul totale emesso nel 2014).

Le emissioni nazionali di composti organici volatili non metanici provenienti dal traffico stradale (Tabella 8 e Figura 24), pur essendo diminuite dal 1990 di circa l'82%, nel 2014 rappresentano il 19% circa delle emissioni totali nazionali. Le emissioni sono principalmente imputabili ai veicoli a benzina (88% del totale emesso su strada); in particolare, le autovetture a benzina sono responsabili del 37%, i ciclomotori del 32% ed i motocicli del 18% delle emissioni su strada. I veicoli passeggeri (responsabili nel 2014 del 92% del totale emesso su strada) registrano dal 1990 una decrescita delle emissioni pari a 82%.

Le emissioni evaporative, dipendenti dalla temperatura e dalla tensione di vapore del combustibile, si sono ridotte negli anni a seguito dell'introduzione di dispositivi quali il canister, decrescono dal 1990 di circa il 72%. Nonostante la decrescita in valore assoluto, la quota evaporativa sul totale cresce negli anni, rappresentando nel 2014 il 33% delle emissioni totali su strada di composti organici volatili non metanici (nel 1990 era 21%). Legate ai veicoli alimentati a benzina, derivano per il 77% dalle autovetture, per l'1% dai veicoli commerciali leggeri, per il 22% dai ciclomotori e motocicli.

Negli anni, registrando marcate riduzioni dei composti organici volatili non metanici totali su strada, sia in ambito urbano che extraurbano ed autostradale, si stima un lieve incremento della quota di emissioni in ambito urbano rispetto al totale, compensato da una lieve riduzione della quota emessa in ambito extraurbano, mentre lo share autostradale rimane costante.

Nei primi anni novanta si assiste ad un incremento delle emissioni su strada, che registrano un massimo nel 1993, imputabile ad un incremento dei consumi di benzina non efficacemente contrastato dal rinnovo del parco autovetture, conforme alle più stringenti normative. A partire dall'introduzione dei modelli Euro 1, si assiste ad una graduale riduzione sia delle emissioni exhaust che evaporative.

Nel generale quadro di incremento di parco e percorrenze nel corso degli anni novanta, assume particolare rilevanza l'utilizzo dei motorini nella mobilità urbana, che fino al 1999 non erano soggetti ad alcuna regolamentazione nazionale sulle emissioni. Successivamente sono state adottate diverse misure finalizzate alla riduzione dei composti organici volatili non metanici, quali incentivi per il rinnovo del parco autovetture, motorini e motocicli con veicoli a basse emissioni, incentivi per l'uso di combustibili diversi dalla benzina, come il GPL ed il gas naturale. Sono stati inoltre stanziati fondi per l'attuazione dei piani urbani del traffico, per la creazione di zone a traffico limitato e l'istituzione di giornate senza auto, per i controlli sui tubi di scarico delle autovetture, per l'attuazione di accordi volontari con i produttori di ciclomotori e motocicli riguardo all'immissione sul mercato di modelli a basso impatto ambientale.

In ragione dell'impatto che le emissioni dal trasporto su strada hanno sui cambiamenti climatici, vengono illustrati valori e trend per i gas serra (espressi in CO₂ equivalente) emessi dal trasporto su strada in Italia, per categoria veicolare, carburante utilizzato ed ambito di percorrenza dal 1990 al 2014 (stime ISPRA, 2016). I gas serra provenienti dal trasporto su strada in Italia (Tabella 9 e Figura 25) dal 1990 aumentano del 3%, rappresentando nel 2014 il 23% del totale emesso a livello nazionale. Tale incremento è la risultante di una duplice tendenza: un forte aumento dal 1990 al 2007, pari a +27% ed un decremento pari a -19% dal 2007 al 2014 (si registra tuttavia un'inversione di tendenza, un incremento del 2% nell'ultimo anno). Il driver viene individuato nell'andamento della CO₂, legato all'andamento dei consumi nazionali dei carburanti su strada, e quindi indice della crisi economica che l'Italia ha attraversato negli ultimi anni. A fronte di una riduzione dal 1990 delle emissioni provenienti

dai veicoli a benzina (-42%), si registra un incremento delle emissioni originate dai veicoli diesel pari a +38%, fondamentalmente dovuto alle automobili ed ai veicoli commerciali leggeri, mentre il totale dei mezzi pesanti ed autobus fa rilevare una riduzione delle emissioni pari a -17%. Nel 2014 veicoli passeggeri e merci sono responsabili rispettivamente del 66% e 34% del totale dei gas serra emessi. Lo share dei gas serra emessi in ambito urbano decresce da 38% nel 1990 a 29% nel 2014, in favore di un incremento delle emissioni registrato sia in ambito extraurbano (da 36% nel 1990 a 39% nel 2014) che autostradale (da 26% nel 1990 a 32% nel 2014).

Il ruolo dei trasporti rispetto al trend delle concentrazioni in aria di inquinanti

A causa dei complessi legami tra emissioni e qualità dell'aria (rispetto ai quali giuocano un ruolo importante l'altezza di emissione, le trasformazioni chimiche, le reazioni fotochimiche, gli ulteriori contributi naturali e emisferici e l'impatto del clima e della topografia), la riduzione delle emissioni non sempre produce un corrispondente calo della concentrazione atmosferica, soprattutto per il particolato (PM) e l'ozono (O₃). Al fine di dare una risposta non puramente qualitativa alla domanda "la concentrazione degli inquinanti sta diminuendo?", è necessario analizzare serie storiche estese a un arco temporale abbastanza lungo, che facciano riferimento a un set di punti di misura costante nel tempo e tener conto oltre alla dipendenza complessa delle concentrazioni dalle emissioni, anche della loro elevata variabilità spaziale e temporale, con profili tipici giornalieri e stagionali che si sovrappongono alla tendenza di fondo.

Un'analisi condotta dall'ISPRA a partire dai dati delle stazioni di monitoraggio del periodo 2003-2012, utilizzando il test di Kendall corretto per la stagionalità, ha stimato in modo quantitativo il trend delle concentrazioni dei principali inquinanti atmosferici, fornendo per la prima volta con questa estensione una visione d'insieme delle tendenze in atto (Cattani et al., 2014)

Nel periodo studiato la concentrazione in aria di inquinanti primari (CO, benzene), la cui fonte di emissione principale sono le emissioni dei veicoli alimentati da motori a combustione interna, ha subito una notevole riduzione. I risultati dell'analisi statistica dei trend sono coerenti con le stime di riduzione delle emissioni, ed è possibile individuare una relazione di tipo lineare tra emissioni e concentrazioni in aria.

Si rileva anche una larga prevalenza di casi in cui le concentrazioni di PM₁₀ e NO₂ diminuiscono; le osservazioni sono coerenti con le stime di riduzione delle emissioni primarie; tuttavia non mancano le eccezioni in particolare per l'NO₂ le cui cause andrebbero indagate localmente. Per quanto riguarda specificamente gli ossidi di azoto, un'analisi più approfondita ha preso in esame la variazione percentuale delle concentrazioni di NO_x e di NO₂, per 26 stazioni di traffico, nel periodo 2003-2012. Come risulta evidente dalla Figura 26, la variazione percentuale annua stimata è prevalentemente maggiore per gli NO_x rispetto all'NO₂. Questo andamento caratteristico è spiegabile tenendo conto delle specificità dell'evoluzione del parco veicolare nel nostro Paese: da una parte infatti sono diminuite complessivamente le emissioni di NO_x, dall'altra è aumentata la quota di NO₂ primario emesso direttamente allo scarico, come risultato dell'aumento notevole del parco veicolare alimentato a gasolio.

Infine, la mancata riduzione delle concentrazioni dell'ozono è spiegabile, almeno in parte, con la sua natura di inquinante secondario per il quale manca una relazione di proporzionalità diretta con la riduzione delle emissioni dei precursori.

Conclusioni

L'importanza del ruolo del settore dei trasporti rispetto al totale delle emissioni nazionali e ancor più rispetto alla situazione dell'inquinamento nei centri urbani del nostro Paese richiede un approfondimento delle analisi fin qui svolte nel nostro Paese, anche al fine di progettare e attuare efficaci interventi di risanamento.

In tale contesto è urgente colmare, in primo luogo, il divario esistente tra i dati ufficiali sulle misurazioni delle emissioni sulla base dei quali viene valutata la conformità agli standard Euro e la performance effettiva dei veicoli in condizioni reali. Tale gap, dovuto all'utilizzo di sistemi di test obsoleti ed alle naturali variazioni nello stile di guida in condizioni reali rispetto al test, è aumentato nel corso degli ultimi anni, tanto che sono state rilevate in condizioni reali emissioni di NO_x per i recenti modelli Euro 6 diesel superiori di circa sette volte rispetto a quelle misurate durante i test ufficiali.

È inoltre necessario indagare il ruolo del settore dei trasporti rispetto ai *trend* delle concentrazioni di inquinanti a livello regionale e locale, soprattutto con riferimento alle situazioni di superamento dei limiti previsti dalla normativa, anche al fine di definire adeguate misure di risanamento. Le analisi di tipo statistico, del tipo di quella presentata in questo articolo, sono in grado di fornire una visione d'insieme delle tendenze in atto a livello nazionale, pur con i limiti determinati dalla ridotta disponibilità di serie storiche rispondenti ai requisiti minimi necessari per applicare la metodologia e dalla scarsa disponibilità di informazioni per le regioni del sud. Ulteriori approfondimenti sono comunque necessari su scala regionale e locale, anche attraverso l'uso di campagne di misura, di strumenti modellistici e di tecniche di *source-apportionment*, ai fini della comprensione dei fenomeni sottesi alla evidenza statistica.

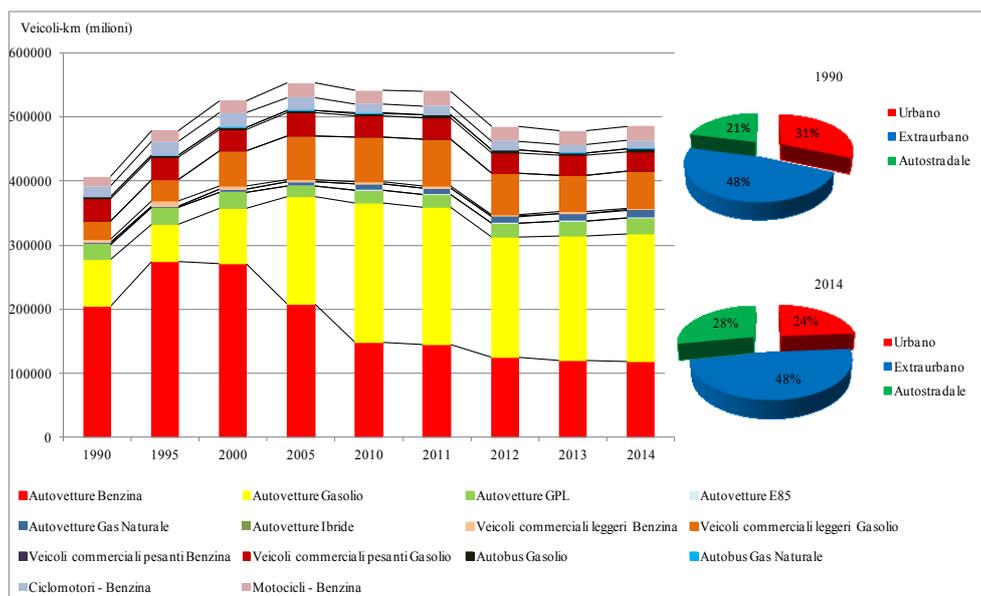


Figura 21 – Percorrenze (milioni di veicoli-km) dei veicoli stradali circolanti in Italia per categoria, alimentazione ed ambito

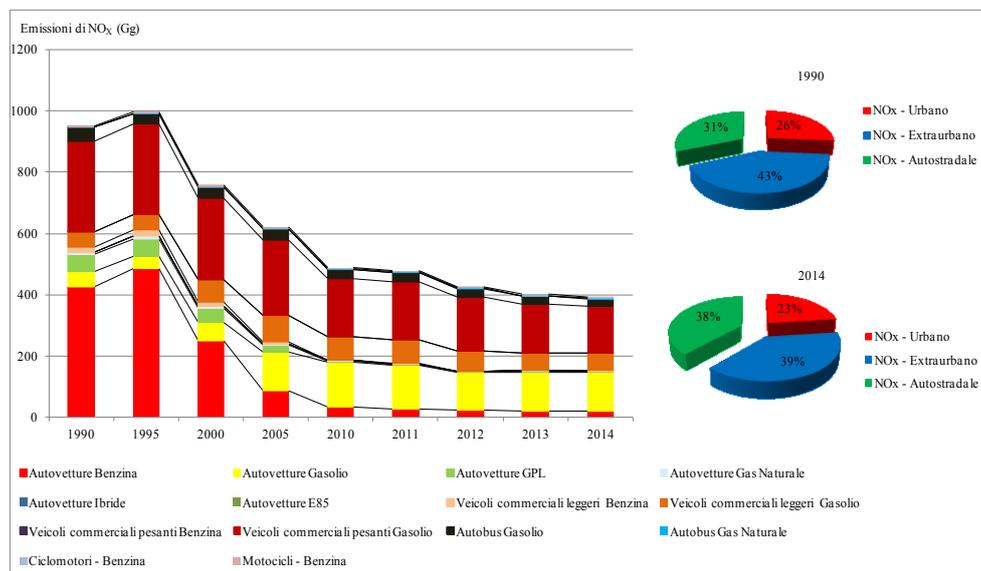


Figura 22 - Emissioni di ossidi di azoto (Gg) per categoria veicolare, alimentazione ed ambito di percorrenza in Italia

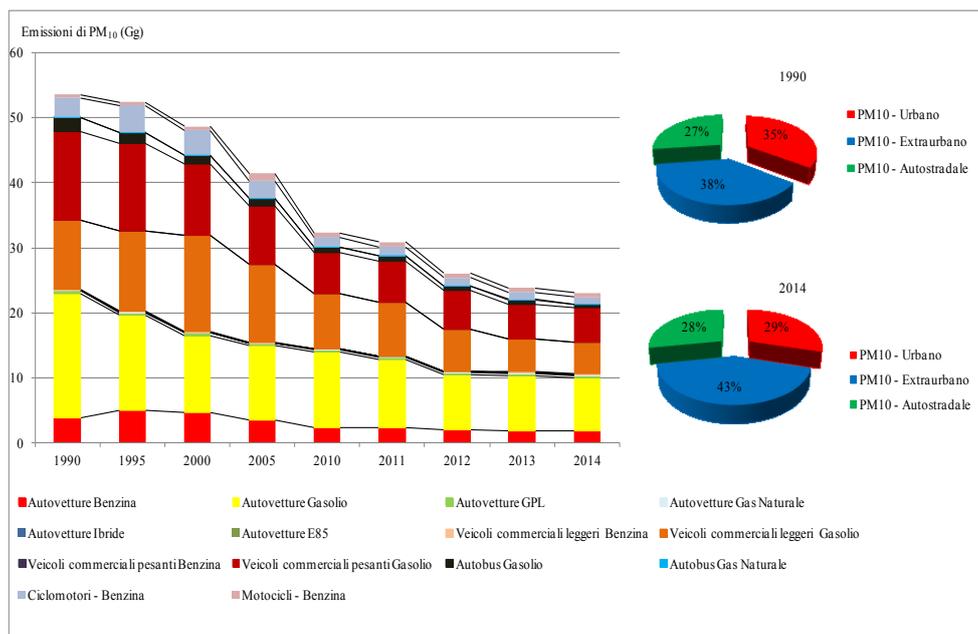


Figura 23 - Emissioni di particolato (Gg) per categoria veicolare, alimentazione ed ambito di percorrenza in Italia

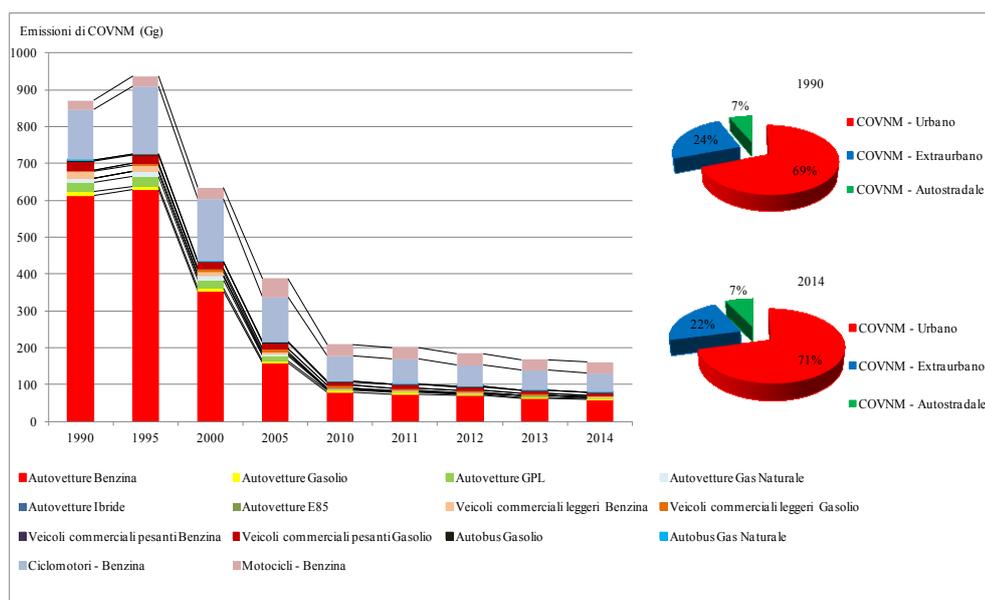


Figura 24 - Emissioni di composti organici volatili non metanici (Gg) per categoria veicolare, alimentazione ed ambito di percorrenza in Italia

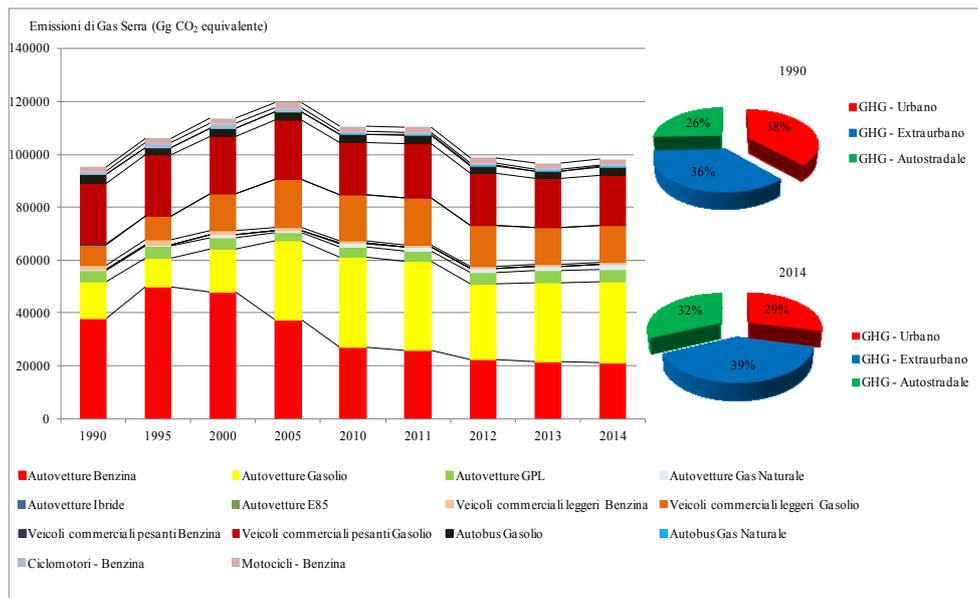


Figura 25 - Emissioni di gas-serra (Gg CO₂ equivalente) per categoria veicolare, alimentazione ed ambito di percorrenza in Italia

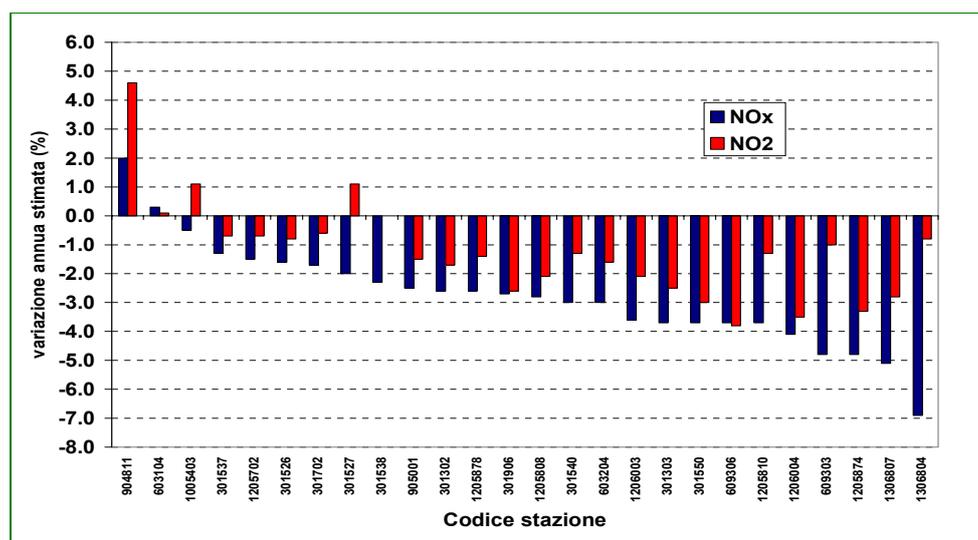


Figura 26 - Variazione percentuale delle concentrazioni di NO_x e di NO₂, per 26 stazioni di traffico, nel periodo 2003-2012

Tabella 6 - Emissioni di ossidi di azoto (Gg) per categoria veicolare ed alimentazione in Italia

	1990	1995	2000	2005	2010	2011	2012	2013	2014
Gg									
Autovetture Benzina	427,0	487,3	248,6	87,8	33,5	27,2	24,0	21,8	19,8
Autovetture Gasolio	47,3	38,4	61,6	125,6	147,6	143,4	122,9	126,3	127,7
Autovetture GPL	56,6	57,0	44,9	22,8	3,4	3,1	2,9	3,0	2,8
Autovetture E85	-	-	-	-	0,0001	0,0001	0,0002	0,0002	0,0002
Autovetture Gas Naturale	7,1	8,0	7,6	4,3	0,9	0,8	0,8	0,8	0,8
Autovetture Ibride	-	-	-	-	0,003	0,003	0,004	0,01	0,01
Veicoli commerciali leggeri Benzina	18,7	20,0	12,0	5,4	1,2	0,8	0,8	0,6	0,6
Veicoli commerciali leggeri Gasolio	48,4	50,6	73,7	85,9	76,7	78,4	66,4	56,3	56,7
Veicoli commerciali pesanti Benzina	0,3	0,3	0,2	0,1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Veicoli commerciali pesanti Gasolio	295,3	294,8	267,6	247,7	189,0	188,3	175,9	159,6	154,8
Autobus Gasolio	45,7	34,9	35,0	34,1	29,7	29,8	26,8	26,2	24,2
Autobus Gas Naturale	0,02	0,02	0,1	0,7	0,8	0,9	0,9	0,9	0,9
Ciclomotori - Benzina	0,9	1,2	1,5	1,8	1,7	1,7	1,7	1,6	1,6
Motocicli - Benzina	4,7	5,4	6,0	5,0	3,7	3,9	3,9	3,8	3,8
Emissioni Totali	952,0	998,1	759,0	621,3	488,1	478,3	427,1	401,0	393,9

Tabella 7 - Emissioni di particolato (Gg) per categoria veicolare ed alimentazione in Italia

	1990	1995	2000	2005	2010	2011	2012	2013	2014
Gg									
Autovetture Benzina	3,9	5,0	4,7	3,5	2,4	2,3	2,0	1,9	1,9
Autovetture Gasolio	19,1	14,6	11,8	11,5	11,6	10,4	8,5	8,4	8,1
Autovetture GPL	0,4	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4
Autovetture E85	-	-	-	-	0,00003	0,00004	0,0001	0,0001	0,00005
Autovetture Gas Naturale	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Autovetture Ibride	-	-	-	-	0,003	0,004	0,005	0,01	0,01
Veicoli commerciali leggeri Benzina	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Veicoli commerciali leggeri Gasolio	10,7	12,3	14,7	11,9	8,3	8,3	6,4	5,1	4,9
Veicoli commerciali pesanti Benzina	0,003	0,004	0,003	0,002	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Veicoli commerciali pesanti Gasolio	13,6	13,5	11,1	9,1	6,4	6,4	6,0	5,3	5,2
Autobus Gasolio	2,2	1,7	1,4	1,1	0,9	0,8	0,7	0,7	0,6
Autobus Gas Naturale	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ciclomotori - Benzina	3,0	4,1	3,8	2,7	1,4	1,4	1,2	1,1	1,1
Motocicli - Benzina	0,4	0,5	0,5	1,2	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
Emissioni Totali	53,5	52,4	48,6	41,4	32,3	30,9	26,1	23,8	23,1

Tabella 8 - Emissioni di composti organici volatili non metanici (Gg) per categoria veicolare ed alimentazione in Italia

	1990	1995	2000	2005	2010	2011	2012	2013	2014
Gg									
Autovetture Benzina	612,7	630,6	355,2	158,1	79,9	74,8	70,8	63,9	60,2
Autovetture Gasolio	10,9	8,1	6,3	5,3	4,3	3,6	2,8	2,7	2,4
Autovetture GPL	25,2	26,4	22,5	13,9	3,2	3,3	3,0	3,2	2,8
Autovetture E85	-	-	-	-	0,0003	0,0004	0,0005	0,0005	0,0005
Autovetture Gas Naturale	12,1	13,3	12,8	7,5	1,5	1,3	1,3	1,2	1,1
Autovetture Ibride	-	-	-	-	0,02	0,03	0,04	0,05	0,07
Veicoli commerciali leggeri Benzina	17,9	17,2	11,1	5,4	1,5	1,3	1,2	1,0	1,0
Veicoli commerciali leggeri Gasolio	4,1	4,8	7,3	8,2	6,8	6,6	5,6	4,5	4,2
Veicoli commerciali pesanti Benzina	0,2	0,2	0,2	0,1	0,005	0,004	0,004	0,004	0,004
Veicoli commerciali pesanti Gasolio	22,8	21,8	17,7	15,2	9,6	9,4	8,7	7,3	7,1
Autobus Gasolio	3,7	2,8	2,3	2,0	1,4	1,4	1,2	1,1	1,0
Autobus Gas Naturale	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ciclomotori - Benzina	136,4	185,0	169,3	121,0	70,0	67,3	58,9	54,1	51,3
Motocicli - Benzina	25,1	27,6	30,3	51,3	31,4	32,7	30,9	29,7	29,7
Emissioni Totali	871,2	937,8	634,9	388,0	209,7	201,7	184,4	168,8	160,8

Tabella 9 - Emissioni di gas serra (Gg CO₂ equivalente) per categoria veicolare ed alimentazione in Italia

	1990	1995	2000	2005	2010	2011	2012	2013	2014
Gg CO₂ equivalente									
Autovetture Benzina	37929,8	49929,9	47944,9	37461,5	26958,3	25949,1	22409,3	21465,5	21147,0
Autovetture Gasolio	13906,1	10858,2	16328,7	29659,6	34108,3	33462,9	28689,3	29768,3	30692,9
Autovetture GPL	4052,5	4477,0	4359,5	3164,5	3717,5	3880,0	4129,6	4694,9	4773,9
Autovetture E85	-	-	-	-	0,6	0,8	0,9	0,9	0,9
Autovetture Gas Naturale	538,4	633,0	828,9	869,2	1518,3	1545,3	1630,9	1747,6	1859,2
Autovetture Ibride	-	-	-	-	24,1	27,5	32,9	47,1	68,2
Veicoli commerciali leggeri Benzina	1674,1	1796,8	1654,0	1334,3	888,3	737,6	725,9	675,8	658,8
Veicoli commerciali leggeri Gasolio	7812,0	8796,3	13893,3	17879,3	17372,9	18049,9	15643,9	13746,7	14072,1
Veicoli commerciali pesanti Benzina	31,9	37,2	25,2	17,5	0,8	0,7	0,8	0,8	0,8
Veicoli commerciali pesanti Gasolio	22842,9	23137,2	21877,8	22446,0	19973,0	20506,3	19507,3	18600,2	18725,3
Autobus Gasolio	3650,2	2794,5	2899,0	3064,5	2919,1	3011,2	2792,9	2803,7	3152,0
Autobus Gas Naturale	2,3	2,1	8,0	81,8	173,6	195,9	198,4	206,0	215,0
Ciclomotori - Benzina	1115,2	1862,6	1852,7	1483,6	924,6	897,1	843,5	785,2	756,1
Motocicli - Benzina	1611,8	1831,0	2034,3	2243,1	1994,8	2120,6	2108,8	2040,5	2088,6
Emissioni Totali	95167,2	106155,9	113706,3	119705,0	110574,3	110384,9	98714,4	96583,1	98210,8

BIBLIOGRAFIA

- ACI, anni vari. Annuario statistico. Automobile Club d'Italia, Roma. <http://www.aci.it/index.php?id=54>.
- AISCAT, anni vari. Aiscat in cifre. Dati e pubblicazioni disponibili al link: http://www.aiscat.it/pubbl_cifre.htm?ck=1&sub=3&idl=4&nome=pubblicazioni&nome_sub=aiscat%20in%20cifre.
- ANCMA, anni vari. Dati e pubblicazioni disponibili al link: <http://www.ancma.it/statistiche/-statistics>.
- Cattani G., Bernetti A., Caricchia A.M., De Lauretis R., De Marco S., Di Menno di Bucchianico A., Gaeta A., Gandolfo G., Taurino E., 2014. Analisi dei trend dei principali inquinanti atmosferici in Italia 2003-2012, ISPRA, Rapporti 203/2014 ISBN 978-88-448-0666-8.
- CONFETRA, anni vari. Il trasporto merci su strada in Italia. Statistiche disponibili al link: <http://www.confetra.it/it/centrostudi/statistiche.htm>.
- EEA, 2015. Evaluating 15 years of transport and environmental policy integration, TERM 2015. EEA Report No 7/2015.
- EEA, 2014. Monitoring CO₂ emissions from passenger cars and vans in 2013, Technical report No 19/2014.
- EMEP/EEA, 2013. Air Pollutant Emission Inventory Guidebook. EEA. Technical report No 12/2013.
- EMISIA SA, 2015. COPERT 4 v 11.3, Computer programme to calculate emissions from road transport, giugno 2015. <http://www.emisia.com/copert/>.
- Giordano R., 2007. Trasporto merci: criticità attuali e potenziali sviluppi nel contesto europeo. Comitato Centrale Albo Autotrasportatori.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.
- ISPRA, anni vari. Italian Emission Inventory 1990 – 20.., Informative Inventory Report.
- ISPRA, anni vari. Italian Greenhouse Gas Inventory 1990 – 20.., National Inventory Report.
- ISPRA, anni vari. Relazione annuale sulla qualità dei combustibili per autotrazione prodotti, importati e commercializzati.
- ISTAT, anni vari. Trasporto merci su strada. Istituto Nazionale di Statistica. http://www3.istat.it/dati/dataset/20110729_00/.
- Kouridis C., Gkatzoflias D., Kioutsioukis I., Ntziachristos L., Pastorello C., Dilara P., 2010. Uncertainty Estimates and Guidance for Road Transport Emission Calculations, European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2010.
- MIT, anni vari. Conto Nazionale delle Infrastrutture e dei Trasporti (CNIT). Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti. <http://www.mit.gov.it/mit/site.php?p=cm&o=vd&id=4018>.
- MSE, anni vari. Bilancio Energetico Nazionale (BEN). Ministero delle Attività Produttive, Direzione Generale delle Fonti di Energia ed industrie di base. <http://dgerm.sviluppoeconomico.gov.it/dgerm/ben.asp>.
- MSE, anni vari. Bollettino Petrolifero Trimestrale (BPT). Ministero dello sviluppo economico. <http://dgerm.sviluppoeconomico.gov.it/dgerm/bollettino.asp>.
- Stazione Sperimentale per i Combustibili (Innovhub), anni vari. Relazione sulla caratterizzazione fisico - chimica dei combustibili fossili utilizzati in Italia.
- UP, anni vari. Previsioni di domanda energetica e petrolifera in Italia. Unione Petrolifera.

RISCALDAMENTO DOMESTICO A LEGNA E QUALITÀ DELL'ARIA NELLE REGIONI DELL'ARCO ALPINO

Tiziana Magri ¹, Elisabetta Angelino ², Mauro Grosa ³, Paolo Lazzeri ⁴, Giovanna Marson ⁵, Anna De Martini ², Sebastiano Piccolroaz ⁴, Manuela Zublena ¹

¹ ARPA Valle d'Aosta; ² ARPA Lombardia; ³ ARPA Piemonte; ⁴ Provincia Trento; ⁵ ARPA Veneto

Nelle aree montane la biomassa legnosa è da sempre utilizzata come combustibile per gli impianti di riscaldamento domestico. Negli ultimi anni si è osservato un aumento del consumo per uso domestico della legna, in parziale sostituzione dei combustibili fossili (metano, gasolio, GPL), determinato da ragioni di risparmio economico. Tale incremento è stato anche incentivato dalle politiche di lotta ai cambiamenti climatici che considerano le biomasse legnose come una fonte rinnovabile, ad emissione di CO₂ nulla.

Numerosi studi (tra cui Fuller e al., 2014) hanno evidenziato il contributo alle concentrazioni di diversi inquinanti imputabile alla combustione delle biomasse legnose nel settore residenziale, soprattutto nella stagione invernale e anche nei grandi centri urbani.

I principali inquinanti atmosferici prodotti dalla combustione della legna sono il particolato, i composti organici volatili, il monossido di carbonio e gli idrocarburi policiclici aromatici. Gli impatti sulla salute umana sono importanti in particolare per il particolato atmosferico e per gli idrocarburi policiclici aromatici, tra i quali il benzo(a)pirene.

I principali effetti del particolato sulla salute umana (PM10 e PM2.5), per esposizione sia a breve sia a lungo termine, sono a carico del sistema respiratorio e cardio-vascolare. Anche l'incremento di tumore polmonare è stato associato recentemente all'inquinamento ambientale, ed in particolare alla frazione fine dell'aerosol: il PM outdoor è stato inserito dall'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) tra i cancerogeni di gruppo 1 (agenti sicuramente cancerogeni per l'uomo) (Loomis et al, 2013). Per il PM10, il D.Lgs. 155/2010, per la protezione della salute umana, impone un valore limite sulla concentrazione media annua di 40 µg/m³ e un valore limite giornaliero di 50 µg/m³ da non superare più di 35 volte in un anno.

Gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) sono prodotti nei processi di combustione incompleta di materiali organici e sono emessi in atmosfera quasi totalmente adsorbiti sul materiale particolato. Molti composti sono cancerogeni anche se l'evidenza di cancerogenicità sull'uomo relativa a singoli IPA è estremamente difficile da dimostrare, poiché in condizioni reali si verifica sempre una co-esposizione simultanea a miscele complesse di molte decine di IPA. La IARC (IARC, 2012) ha classificato in particolare il benzo(a)pirene (B(a)P) come cancerogeno per l'uomo (categoria 1). Il valore obiettivo stabilito dal D.lgs. 155/2010 per la concentrazione media annua di B(a)P è di 1,0 ng/m³.

In questo articolo ci si propone di valutare l'impatto della combustione della legna sulla qualità dell'aria nelle regioni dell'arco alpino, considerando sia le misure di concentrazione degli inquinanti in aria sia le stime desunte dagli inventari delle emissioni del contributo della combustione della legna alle emissioni di questi inquinanti. Inoltre, in presenza di misure di speciazione del particolato atmosferico (misure di specie organiche e inorganiche sull'aerosol atmosferico), è anche possibile stimare sperimentalmente la percentuale di PM attribuibile alla combustione della biomassa (riscaldamento domestico, abbruciamento di residui agricoli).

Gli impatti sulla qualità dell'aria: concentrazioni di PM10 e B(a)P

Nelle regioni dell'arco alpino – Piemonte, Valle d'Aosta, Lombardia, Veneto, Trentino Alto Adige, Friuli Venezia Giulia – molte stazioni delle reti regionali di monitoraggio della qualità dell'aria misurano le concentrazioni in aria di particolato e di benzo(a)pirene. Storicamente queste stazioni si trovano nei principali centri urbani, ma negli ultimi anni sono state effettuate misure anche in località montane, sia con stazioni di monitoraggio fisse sia nell'ambito di campagne di misura mirate. Tali stazioni sono state scelte bilanciando il numero di stazioni localizzate in grandi centri urbani ed in località montane, intendendo in questo senso centri abitati di piccole dimensioni, caratterizzati dall'assenza di attività produttive significative (Figura 27 e Tabella 10).

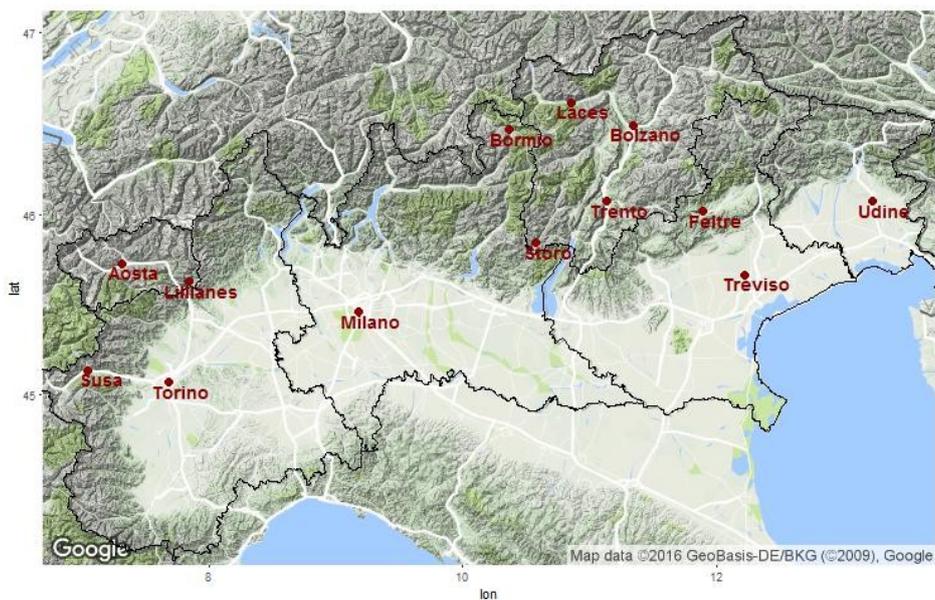


Figura 27 – Siti di misura del PM10 e del B(a)P nelle regioni dell'arco alpino utilizzati nel presente articolo.

Tabella 10 – Siti di misura del PM10 e del B(a)P nelle regioni dell'arco alpino utilizzati nel presente articolo.

<i>Siti di monitoraggio della qualità dell'aria</i>						
<i>Regione</i>	<i>Comune</i>	<i>Tipo stazione</i>	<i>Disponibilità delle misure di PM10</i>	<i>Disponibilità delle misure di B(a)P</i>	<i>Quota (m)</i>	<i>Abitanti</i>
<i>Piemonte</i>	<i>Susa</i>	<i>Fondo suburbana</i>	<i>2006-2015</i>	<i>2006-2015</i>	<i>494</i>	<i>6.466</i>
	<i>Torino</i>	<i>Fondo urbano</i>	<i>2007-2015</i>	<i>2007-2015</i>	<i>257</i>	<i>890.529</i>
<i>Valle d'Aosta</i>	<i>Aosta</i>	<i>Fondo urbano</i>	<i>2006-2015</i>	<i>2006-2015</i>	<i>580</i>	<i>34.619</i>
	<i>Lillianes</i>	<i>Fondo</i>	<i>campagne 2013 e 2015</i>	<i>campagne 2013 e 2015</i>	<i>655</i>	<i>473</i>
<i>Lombardia</i>	<i>Milano</i>	<i>Traffico urbano</i>	<i>2008-2015</i>	<i>2009-2015</i>	<i>119</i>	<i>1.345.851</i>
	<i>Bormio</i>	<i>Fondo urbano</i>	<i>2006-2015</i>	<i>2009-2015</i>	<i>1.243</i>	<i>4.121</i>
<i>Veneto</i>	<i>Treviso</i>	<i>Fondo urbano</i>	<i>2006-2015</i>	<i>2006-2015</i>	<i>15</i>	<i>83.870</i>
	<i>Feltre</i>	<i>Fondo suburbano</i>	<i>2006-2015</i>	<i>2006-2015</i>	<i>263</i>	<i>20.650</i>
<i>Provincia Trento</i>	<i>Trento</i>	<i>Fondo urbano</i>	<i>2006-2015</i>	<i>2010-2015</i>	<i>194</i>	<i>117.285</i>
	<i>Storo</i>	<i>Fondo suburbano</i>	<i>08/2013-08/2014</i>	<i>08/2013-08/2014</i>	<i>409</i>	<i>4.700</i>
<i>Provincia Bolzano</i>	<i>Bolzano</i>	<i>Traffico urbano</i>	<i>2006-2015</i>	<i>2006-2015</i>	<i>260</i>	<i>106.441</i>
	<i>Laces</i>	<i>Fondo urbano</i>	<i>2006-2015</i>	<i>2009-2015</i>	<i>640</i>	<i>5.188</i>
<i>Friuli-Venezia-Giulia</i>	<i>Udine</i>	<i>Fondo urbano</i>	<i>2006-2015</i>	<i>2006-2015</i>	<i>113</i>	<i>99.169</i>

Le concentrazioni di particolato PM10 in aria

Negli ultimi dieci anni i valori di concentrazione media annua di PM10 in aria ambiente sono diminuiti in tutte le regioni dell'arco alpino, nei grandi centri urbani come nelle località più piccole (Figura 28). Le concentrazioni misurate, a causa del maggiore carico emissivo e delle particolari condizioni meteo-climatiche, sono considerevolmente più elevate nelle grandi città della Pianura Padana (Milano, Torino, Treviso), dove negli ultimi anni sono stati rilevati periodici superamenti del limite normativo sulla media annua. Nei centri urbani situati al di fuori del bacino padano (Aosta, Bolzano, Trento) le concentrazioni misurate non solo sono inferiori a quelle delle zone pianeggianti, ma hanno anche valori e andamenti molto simili tra loro. Anche per quanto riguarda le località montane, dove è disponibile una serie storica di dati, si osservano un andamento e dei valori simili a quelli dei centri urbani localizzati al di fuori del bacino padano.

Se si considerano i dati di concentrazione media giornaliera di PM10, raggruppati per mese (Figura 29), si osserva che i valori più elevati sono misurati nei mesi invernali ed in particolare nelle grandi città della pianura padana. Nei mesi estivi le concentrazioni sono inferiori e raramente viene superata la soglia dei $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. E inoltre interessante notare che i valori delle concentrazioni medie giornaliere osservate durante i mesi estivi sono simili tra i siti urbani e i siti di montagna della stessa regione, mentre nella stagione invernale si evidenziano concentrazioni generalmente maggiori nei siti urbani. Fanno eccezione i siti individuati nelle province di Trento e Bolzano, dove nei mesi invernali si osservano concentrazioni maggiori nelle stazioni di montagna anziché in quelle posizionate in fondovalle. Ciò è in parte motivato dal fatto che in entrambi i siti di montagna (Storo e Laces) la principale fonte di PM10 è rappresentata dalla combustione di biomassa, che risulta particolarmente intensa durante la stagione fredda per l'utilizzo diffuso di impianti di riscaldamento domestici a legna.

Le concentrazioni di benzo(a)pirene in aria

Contrariamente a quanto avviene per il PM10, le concentrazioni medie annue di B(a)P non mostrano una tendenza alla diminuzione negli ultimi dieci anni (Figura 30). I valori misurati nelle località montane sono spesso elevati e generalmente superiori a quelli dei centri urbani.

Per quanto riguarda la variazione nel corso dell'anno, i valori della concentrazione media giornaliera del benzo(a)pirene nei mesi estivi sono quasi nulli, suggerendo che, al netto delle caratteristiche chimico/fisiche³ dell'atmosfera, la sorgente di tale inquinante sia predominante nella stagione invernale (Figura 31).

³ L'ozono degrada gli IPA concorrendo quindi all'influenza degli effetti fisici dell'atmosfera.

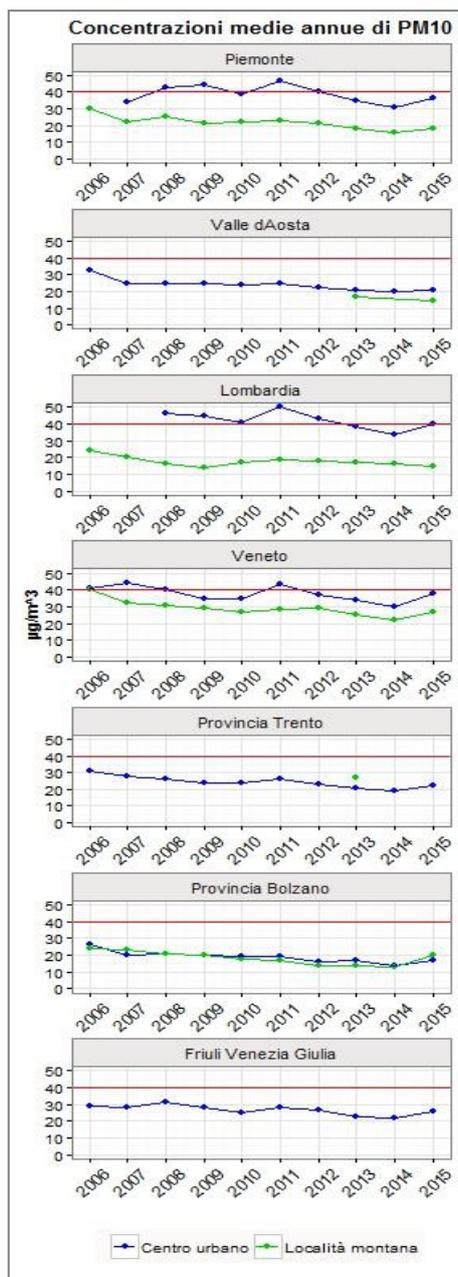


Figura 28 – Concentrazioni medie annue di PM10 (2006-2015) nelle stazioni delle regioni dell'arco alpino considerate nel presente articolo. In rosso è riportato il valore limite sulla concentrazione media annua per la protezione della salute umana ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$). I siti di misura considerati sono quelli riportati in tabella 10; in Valle d'Aosta e in Provincia di Trento il dato relativo alla località alpina è stato ricavato da campagne di misura con il mezzo mobile. I dati sono stati forniti dalle Agenzie Regionali e Provinciali per la Protezione dell'Ambiente.

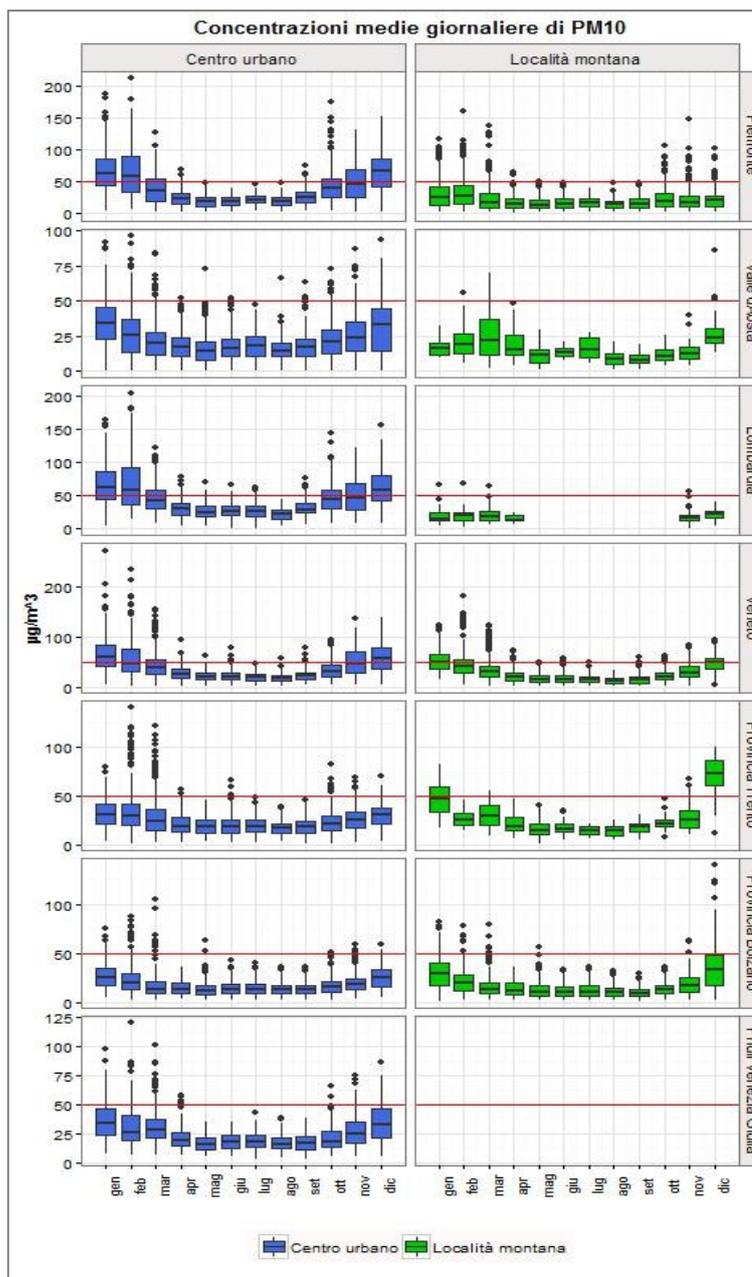


Figura 29 - Concentrazioni medie giornaliere di PM10 (2006-2015) nelle stazioni delle regioni dell'arco alpino considerate nel presente articolo. In rosso è riportato il valore limite sulla concentrazione media giornaliera per la protezione della salute umana ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$). I siti di misura considerati sono quelli riportati in tabella 10; in Valle d'Aosta e in Provincia di Trento il dato relativo alla località alpina è stato ricavato da campagne di misura con il mezzo mobile; per il Friuli-Venezia-Giulia non sono disponibili dati relativi ad una località montana. I dati sono stati forniti dalle Agenzie Regionali e Provinciali per la Protezione dell'Ambiente.

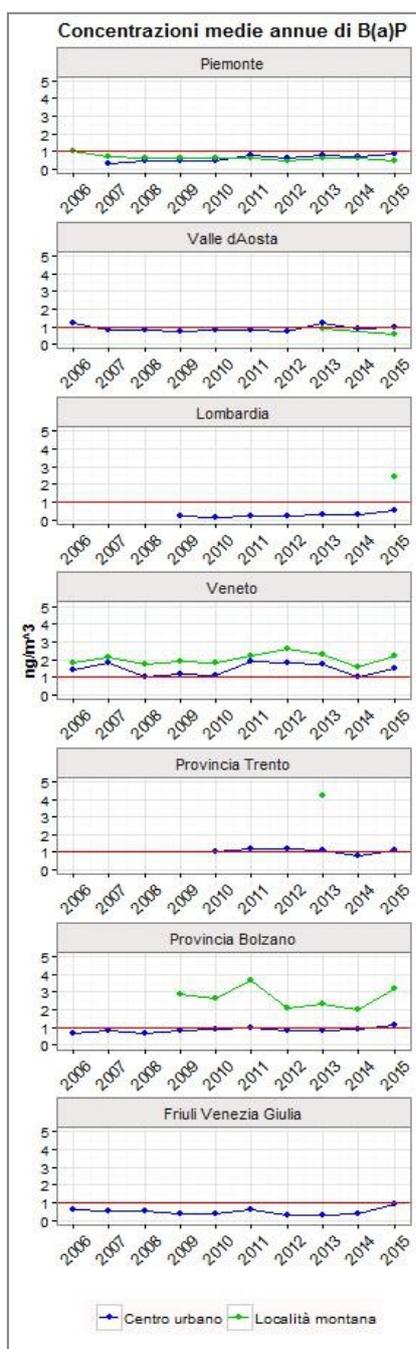


Figura 30 – Concentrazioni media annue di B(a)P (2006-2015) nelle stazioni delle regioni dell'arco alpino considerate nel presente articolo. In rosso è riportato il valore limite sulla concentrazione media annua. I siti di misura considerati sono quelli riportati in tabella 10; in Valle d'Aosta, in Provincia di Trento ed in Lombardia il dato relativo alla località alpina è stato ricavato da campagne di misura con il mezzo mobile. I dati sono stati forniti dalle Agenzie Regionali e Provinciali per la Protezione dell'Ambiente.

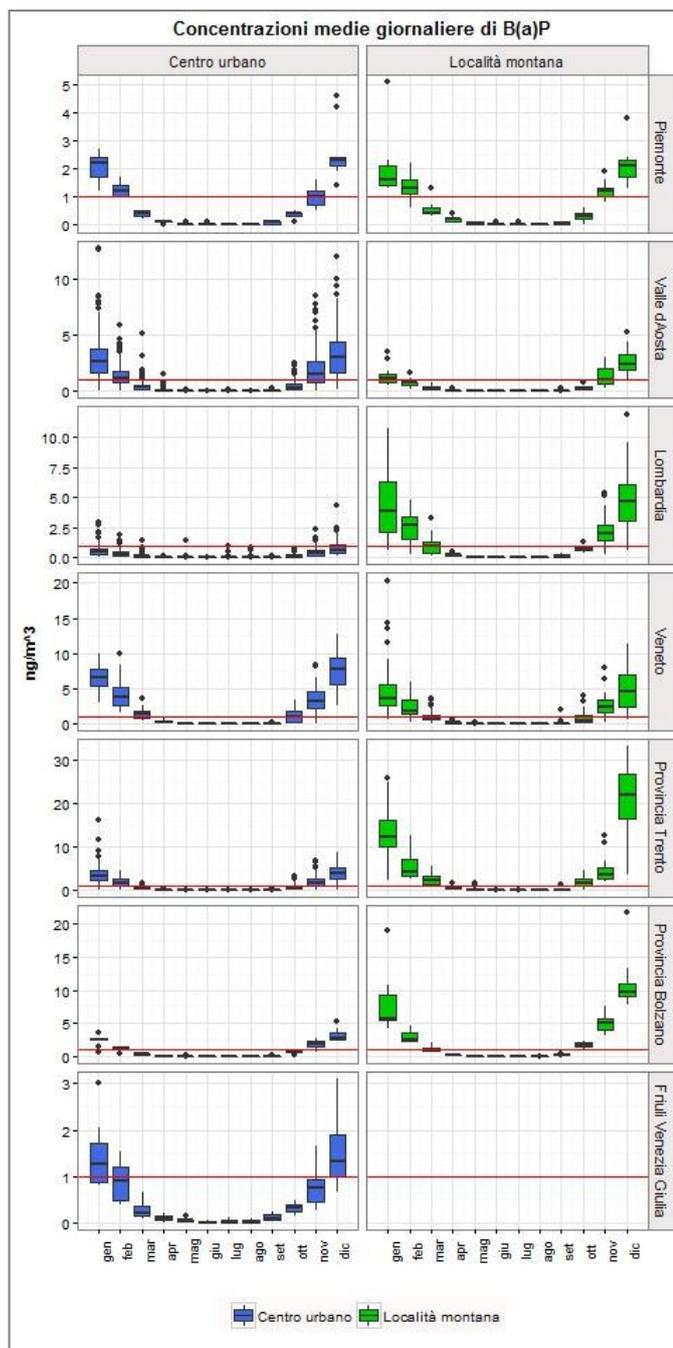


Figura 31 - Concentrazioni medie giornaliere di B(a)P (2006-2015) nelle stazioni delle regioni dell'arco alpino considerate nel presente articolo. In rosso è riportato il valore obiettivo sulla concentrazione media annua, da non considerare come riferimento per il valore medio giornaliero. I siti di misura considerati sono quelli riportati in tabella 10; in Valle d'Aosta, in Lombardia ed in Provincia di Trento il dato relativo alla località alpina è stato ricavato da campagne di misura con il mezzo mobile. Per la Provincia di Bolzano e Friuli Venezia Giulia non sono disponibili i dati giornalieri di B(a)P, ma solo il dato aggregato a livello mensile. I dati sono stati forniti dalle Agenzie Regionali e Provinciali per la Protezione dell'Ambiente.

Stima del contributo della combustione delle biomasse alle emissioni di PM10 e B(a)P desunte dagli inventari delle emissioni

I dati di concentrazione in aria forniscono l'informazione sulla quantità di inquinante presente ma non danno informazioni esaustive sulle sorgenti che contribuiscono all'emissione. La valutazione dei contributi delle diverse sorgenti è effettuata utilizzando le stime prodotte dagli inventari delle emissioni, che contengono i dati spazializzati relativi alle emissioni prodotte dalle diverse fonti antropiche e naturali suddivise per inquinante. Le regioni Piemonte, Lombardia, Veneto, Friuli Venezia Giulia, Provincia di Trento e Provincia di Bolzano utilizzano per la redazione del proprio inventario il sistema INEMAR, mentre la Valle d'Aosta impiega un sistema diverso ma sempre basato sulla metodologia CORINAIR.

Per la combustione di biomassa per riscaldamento, la stima delle emissioni di un inquinante viene calcolata moltiplicando un indicatore di attività per un fattore di emissione. L'indicatore di attività è dato dal consumo di combustibile ed è un fattore critico per quello che riguarda l'uso di legna da ardere poiché la sua quantificazione non è sempre di facile valutazione. Infatti, a livello regionale spesso le statistiche di vendita e utilizzo della biomassa legnosa non sono complete, mancando di una quota potenzialmente rilevante collegata all'autoproduzione e alla compravendita tra privati.

I fattori di emissione specifici dipendono dal tipo di combustore utilizzato e dalle caratteristiche del combustibile che, nel caso della legna, sono variabili in funzione della pezzatura e del contenuto di umidità. Vi sono anche incertezze legate agli apparecchi utilizzati per determinare i fattori di emissione, in quanto questi potrebbero non essere rappresentativi sia del parco impiantistico effettivamente in uso sia delle reali condizioni di utilizzo. Per diminuire queste incertezze, recentemente sono state condotte diverse campagne sperimentali mirate alla stima dei fattori di emissione.

Fattori di emissione per la combustione della legna

I primi studi sugli impianti di combustione domestica della legna sono stati realizzati nelle regioni del nord Europa: per la diversità delle caratteristiche climatiche e culturali, gli apparecchi a biomassa hanno caratteristiche specifiche nei vari contesti territoriali e per tale motivo i dati ottenuti in altri paesi non sono direttamente applicabili alla realtà italiana.

Tra gli studi effettuati in Italia, particolarmente interessante è la campagna sperimentale realizzata nel 2012 presso Innovhub – Stazioni Sperimentali per l'Industria, Divisione Stazione Sperimentale per i Combustibili di San Donato Milanese, nell'ambito di una ricerca congiunta fra DICA – Politecnico di Milano, ARPA Lombardia ed ENEA (Caserini e al., 2014). Nel corso di questa campagna è stata utilizzata un'ampia gamma di apparecchi di combustione, ad alimentazione manuale (caminetto aperto, caminetto chiuso, stufa tradizionale, stufa avanzata) ed automatica (stufa a pellet, caldaia a pellet), in condizioni di funzionamento il più possibile analoghe a quelle che si avrebbero durante un uso quotidiano in ambito domestico. I fattori di emissione sono stati calcolati come media delle concentrazioni della sostanza emessa e la media della portata volumetrica dei fumi in relazione alla quantità di combustibile utilizzato o all'energia in ingresso al processo (Figura 32).

Per il particolato i fattori di emissione più elevati sono stati misurati per il caminetto aperto, con valori in media superiori di quasi 3 volte a quelli del caminetto chiuso, della stufa tradizionale e della stufa avanzata; valori ancora inferiori sono stati ottenuti per gli apparecchi a pellet. Per il benzo(a)pirene il caminetto chiuso presenta lo stesso intervallo di valori riscontrati per il caminetto aperto, decisamente inferiori le emissioni misurate per le stufe (tradizionali ed avanzate); per gli apparecchi a pellet i valori sono estremamente bassi.

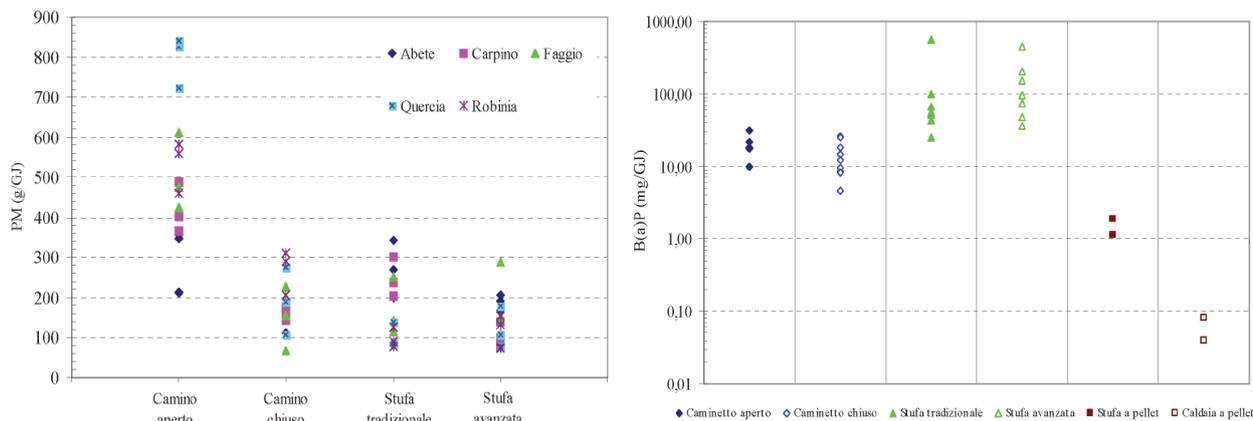


Figura 32 - Fattori di emissione di PM10 (a sinistra) e di B(a)P (a destra) per tipo di apparecchio (Fonte: Caserini e al., 2014)

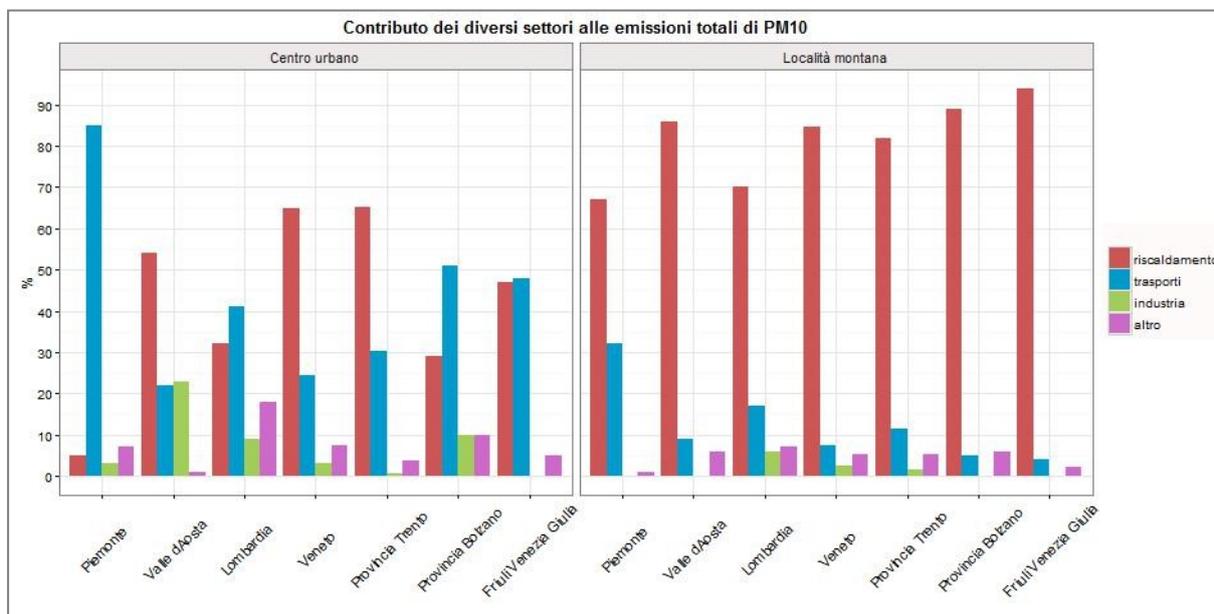


Figura 33 – Contributo dei vari settori alle emissioni totali di PM10 in alcuni centri urbani e località alpine delle regioni del Nord Italia. I valori elevati dovuti ai trasporti stimati per il Piemonte (Torino) sono dovuti sia al fatto che nell’inventario regionale del Piemonte viene stimata in maniera importante l’emissione da risospensione del PM10 sia alla diffusione del teleriscaldamento. Il contributo elevato dell’industria nella città di Aosta è determinato dalla presenza all’interno dell’area urbana di una acciaieria.

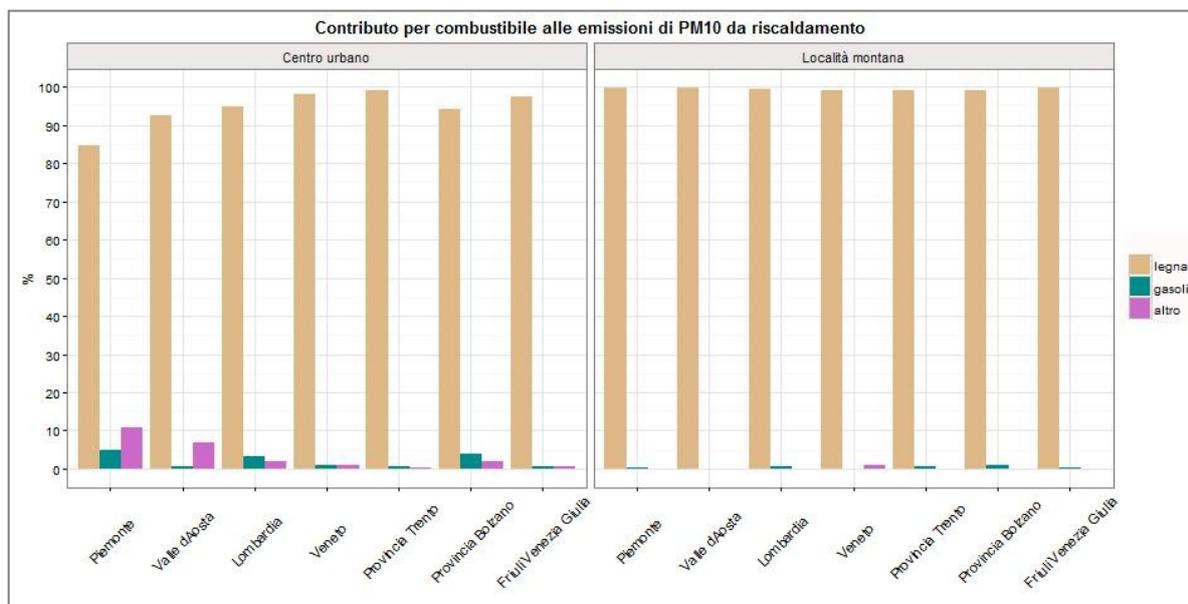


Figura 34 – Contributo della combustione della biomassa legnosa alle emissioni di PM10 da riscaldamento residenziale in alcuni centri urbani e località montane delle regioni dell'arco alpino.

Contributo della combustione della biomassa legnosa alle emissioni di IPA

Gli inventari regionali utilizzati definiscono come IPA totali i 4 composti considerati nella UN-ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution CLRTAP (benzo(a)pirene, benzo(b)fluorantene, benzo(k)fluorantene, indeno[1-2-3-cd]pirene).

Contributo della combustione della biomassa legnosa alle emissioni di PM10

A partire dai risultati degli inventari delle emissioni regionali nella loro versione più aggiornata, sono stati ricavati i contributi dei vari settori alle emissioni di PM10 in aria ambiente. Per ogni regione sono riportate le stime relative ad una località montana e ad un centro urbano.

Nei centri urbani di grandi dimensioni, dove le sorgenti di particolato sono molteplici, i contributi predominanti sono dovuti agli impianti di riscaldamento ed ai trasporti, con percentuali variabili da regione a regione, in funzione della peculiarità territoriale (Figura 33).

Nelle località montane appare evidente come gli impianti di riscaldamento siano i maggiori responsabili delle emissioni di PM10, con contributi arrivano fino al 90%.

Per quanto riguarda l'importanza, per le emissioni di PM10, della combustione della biomassa legnosa per riscaldamento, rispetto agli altri tipi di combustibile, sia nei grandi centri urbani che nelle località alpine è evidente la sua predominanza, con valori prossimi al 100% in queste ultime (Figura 34).

Pur in presenza di peculiarità riconducibili sia alle caratteristiche territoriali sia alle differenti modalità di compilazione degli inventari regionali delle emissioni dei singoli comparti, si può notare come le emissioni di IPA siano dovute principalmente al settore del riscaldamento residenziale, nei grandi centri urbani come nelle località alpine (Figura 35). Appare anche evidente (Figura 36) che la combustione della biomassa legnosa incide per la quasi totalità delle emissioni di IPA da riscaldamento.

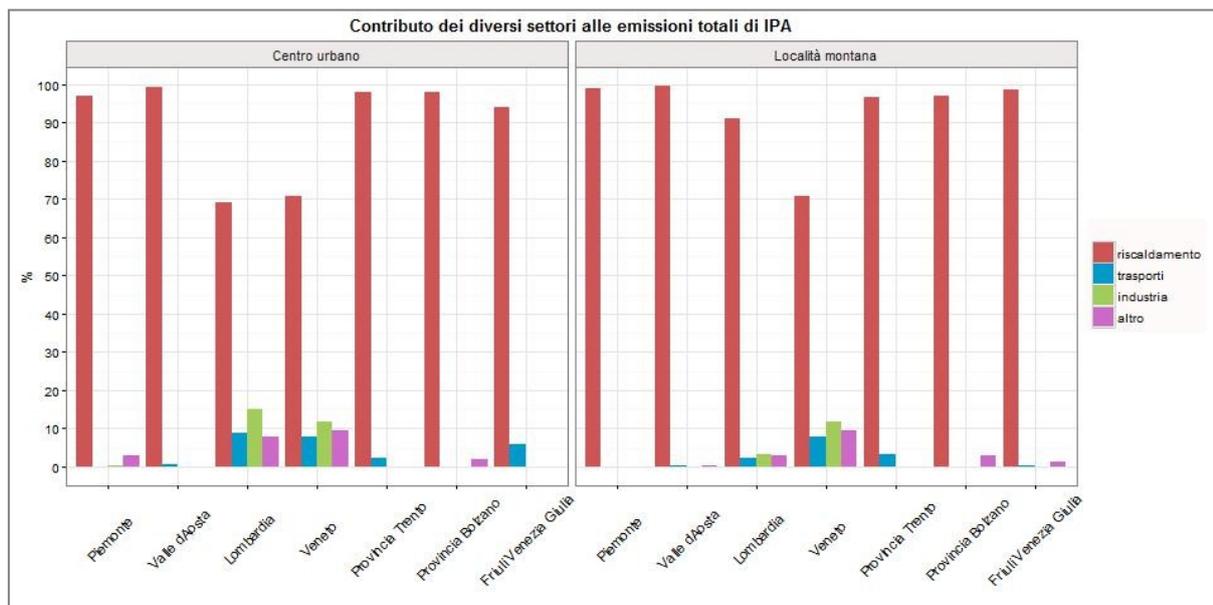


Figura 35 – Contributo dei vari settori alle emissioni totali di IPA in alcuni centri urbani e località alpine delle regioni del Nord Italia. Per il Veneto sono disponibili solo i dati a scala regionale calcolati a partire dall'inventario ISPRA 2010.

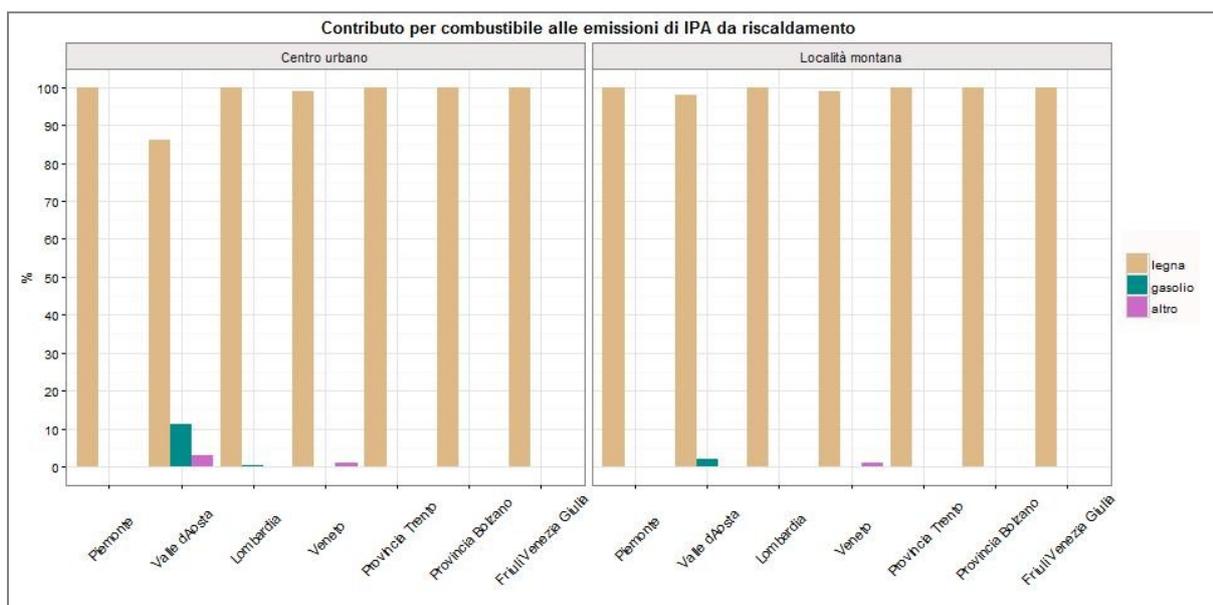


Figura 36 – Contributo della combustione della biomassa legnosa alle emissioni di IPA da riscaldamento residenziale in alcuni centri urbani e località montane delle regioni dell'arco alpino. Per il Veneto sono disponibili solo i dati a scala regionale calcolati a partire dall'inventario ISPRA 2010.

Stime sperimentali (marker della combustione di biomasse)

Ad integrazione dei risultati ottenuti con gli inventari delle emissioni per la valutazione dei contributi delle diverse fonti alle emissioni di particolato, si possono ottenere ulteriori informazioni con il *source apportionment*, una metodologia che combina i risultati della speciazione chimica del particolato, cioè la misura delle concentrazioni di alcuni analiti organici e inorganici sull'aerosol atmosferico, con modelli a recettore basati su tecniche statistiche di analisi multivariata (Viana et al., 2008 per una recensione delle tecniche più comunemente utilizzate in Europa, Belis et al., 2013 per le linee guida europee sull'analisi di *source apportionment* con modelli a recettore).

Negli ultimi anni in Provincia di Trento sono state condotte alcune campagne di studio con relativa analisi di *source apportionment* che hanno permesso di identificare le sorgenti emissive in un certo numero di siti rappresentativi del tipico contesto urbano e rurale/montano (valli periferiche) del Trentino, dove risulta essere assai diffusa la combustione di biomassa legnosa per il riscaldamento

domestico (APPA, 2015a e 2015b). I risultati confermano che in ampie porzioni di territorio Trentino la combustione della biomassa ricopre un ruolo primario come fonte di PM10, in particolare nelle zone rurali/montane e durante la stagione invernale. Per esempio, l'indagine condotta nell'abitato di Storo nel periodo 13 agosto 2013-12 agosto 2014 mostra che nel periodo invernale, durante il quale sono stati osservati frequenti sforamenti del limite previsto per la media giornaliera del PM10, la combustione della biomassa risulta responsabile del 71% del PM10 presente in aria (Fig. 37). La percentuale si abbassa al 24% se si considera l'intero anno di monitoraggio. Durante il periodo estivo il contributo della combustione della biomassa è infatti significativamente inferiore (APPA, 2015a).

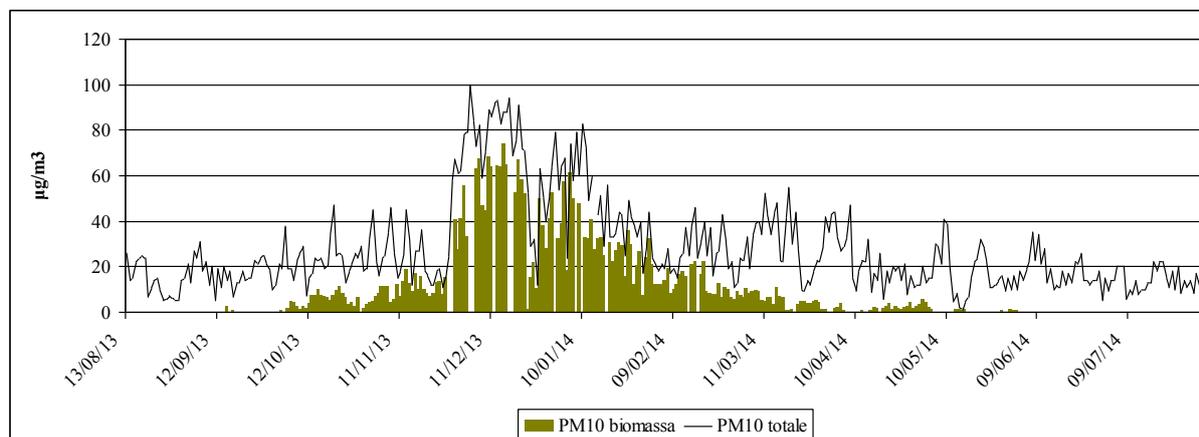


Figura 37 – Contributo della combustione di biomassa legnosa alle concentrazioni totali di PM10 a Storo (TN), nel periodo 13 agosto 2013-12 agosto 2014. Risultati dell'analisi di source apportionment condotta da APPA-Trento (APPA, 2015a).

Sempre considerando l'indagine svolta nel comune di Storo si possono fare ulteriori considerazioni. In Figura 38 è mostrata la correlazione esistente tra le concentrazioni medie giornaliere di B(a)P e di Levoglucosano, marker specifico della combustione di biomassa, e quindi anche della legna impiegata per il riscaldamento domestico, in quanto si forma esclusivamente in seguito alla decomposizione della cellulosa a temperature superiori a 300°C. L'elevata correlazione tra questi due composti, con un coefficiente di determinazione $R^2=0.94$, indica chiaramente che la presenza di B(a)P in aria è di fatto interamente riconducibile alla combustione di biomassa legnosa.

È inoltre possibile mettere in relazione la percentuale di Levoglucosano con le concentrazioni medie giornaliere della frazione di PM10 riconducibile alla combustione di biomassa, quantificata attraverso tecniche di *source apportionment*. La correlazione è evidente e significativa ($R^2=0.94$, Fig. 39) e permette di definire una semplice legge di conversione per stimare, in un contesto territoriale simile, e a parità di tipologia di impianti, la frazione di PM10 imputabile a combustione di biomassa nota la sola concentrazione di Levoglucosano (si veda anche Maenhaut et al., 2016). In particolare, dai dati disponibili per questa campagna di monitoraggio, è stato stimato un fattore di conversione tra le concentrazioni di Levoglucosano e PM10 da combustione di biomassa (entrambi espressi in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) pari a circa 10.87 (Fig. 39). Questo valore è risultato essere in linea con le stime ottenute analizzando i dati di altre campagne di misura/risultati di *source apportionment* disponibili per la Provincia di Trento (in particolare presso gli abitati di Borgo Valsugana e Mezzano) suggerendo che esso possa essere esteso con un certo grado di confidenza anche ad altre parti del territorio trentino. Applicando tale relazione al caso della stazione di fondo urbano presente nella città di Trento (Parco Santa Chiara) per la quale sono contestualmente disponibili le medie giornaliere delle concentrazioni di PM10 e Levoglucosano a partire dal 2013, si può stimare che mediamente durante l'anno circa il 13% del PM10 è riconducibile alla combustione di biomassa legnosa, percentuale che aumenta a quasi il 30% durante il periodo dicembre-febbraio.

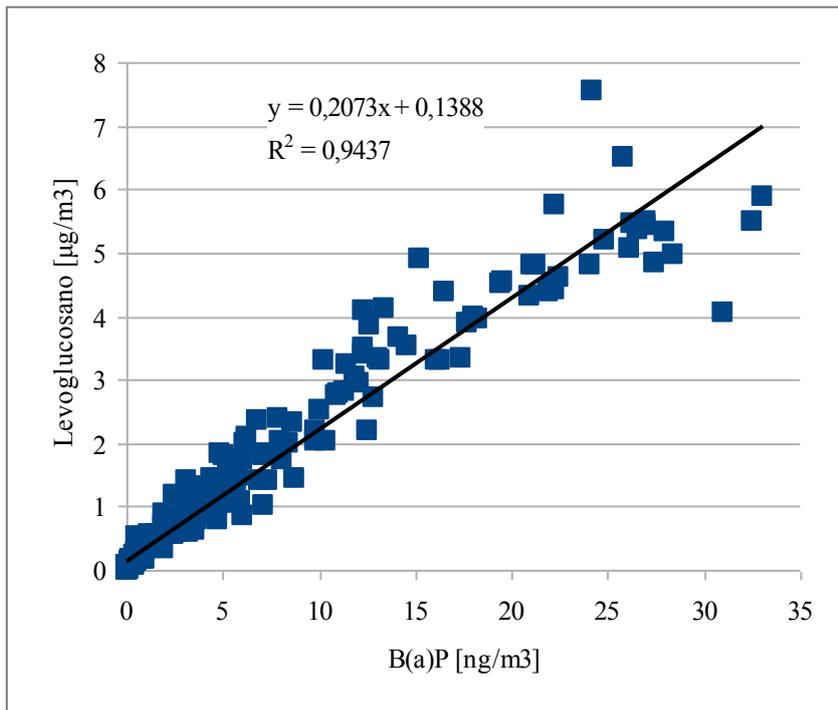


Figura 38 – Correlazione tra le medie giornaliere di B(a)P e Levoglucosano (dati relativi al monitoraggio condotto a Storo (TN), nel periodo 13 agosto 2013-12 agosto 2014; APPA, 2015a).

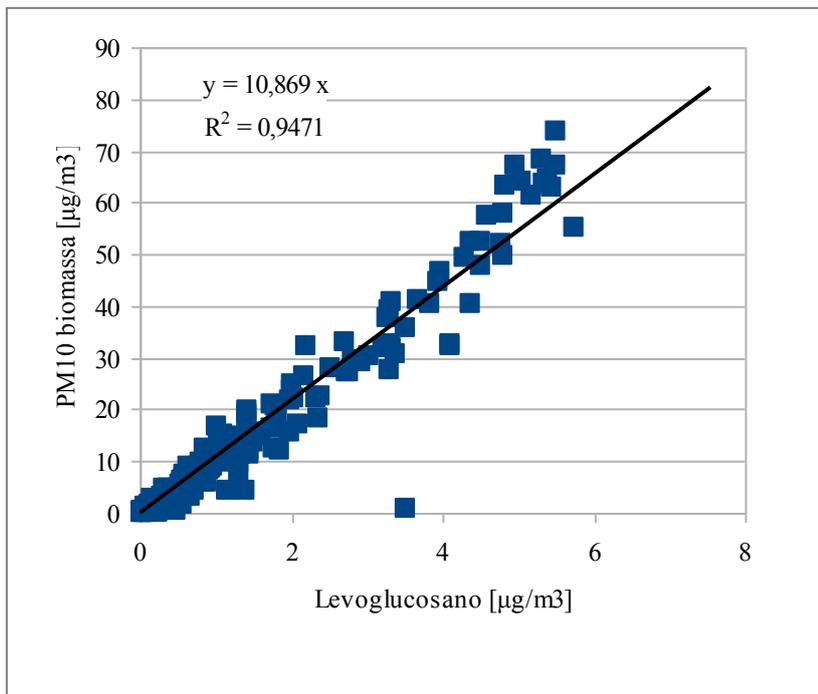


Figura 39 – Correlazione tra le medie giornaliere di Levoglucosano e PM10 riconducibile a combustione di biomassa, stimato con l'analisi di source apportionment (dati relativi al monitoraggio condotto a Storo (TN), nel periodo 13 agosto 2013-12 agosto 2014; APPA, 2015a)

È importante notare l'esistenza di alcune differenze, che possono essere anche marcate, tra le stime del contributo delle diverse sorgenti alle emissioni totali di PM10 riportate negli inventari di emissione e ottenute dall'analisi di *source apportionment*. Questo è in parte dovuto al fatto che nel primo caso le stime sono ottenute utilizzando algoritmi che combinando informazioni oggettive, spesso ricavate con parametri statistici, a parametri di modello (fattori emissivi, emissioni, dati meteorologici medi, ...) che non sempre riflettono le situazioni reali, incrementando verosimilmente l'incertezza nei risultati finali. Nel secondo caso, invece, la caratterizzazione chimica del particolato permette di descrivere con maggior dettaglio la situazione che però è essenzialmente riferita ad una scala locale (rappresentatività del recettore), tenendo conto implicitamente di una serie di fattori di difficile modellazione o valutazione. Il ricorso sistematico ad analisi di *source apportionment* è tuttavia limitato dalla richiesta di un sufficiente quantitativo di dati, non sempre disponibile in modo diffuso sul territorio. Al contrario, le informazioni richieste per la redazione degli inventari di emissione sono generalmente più accessibili.

Nonostante la loro minor accuratezza nel descrivere situazioni locali, gli inventari possono fornire un'utile base di partenza per una prima stima delle emissioni e per indirizzare eventuali approfondimenti, da effettuarsi potenzialmente ricorrendo anche ad analisi di *source apportionment*. Si possono quindi individuare una serie di punti di forza e di debolezza dei due strumenti qui analizzati, che dovrebbero essere considerati attentamente al momento del loro utilizzo, senza dimenticare che l'accuratezza richiesta alle stime di emissione dipende fortemente dall'impiego che se ne vuole fare.

In ogni caso, l'insieme delle informazioni disponibili, evidenzia in modo chiaro l'importante contributo della combustione della legna in piccoli apparecchi sia sui livelli di particolato presente in atmosfera che su composti tossicologicamente rilevanti quali gli Idrocarburi Policiclici Aromatici.

BIBLIOGRAFIA

- APPA (Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente), 2015a. Indagine ambientale, Campagna di misura della qualità dell'aria Storo - 13/08/2013 – 12/08/2014
- APPA (Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente), 2015b. Indagine ambientale, Campagna di misura della qualità dell'aria Mezzano - 01/05/2013 – 30/04/2014
- Belis C.A., Larsen B.R., Amato F., El Haddad I., Favez O., Harrison R.M., Hopke P.K., Nava S., Paatero P., Prevot A., Quass U., Vecchi R., Viana M., 2013. European guide on air pollution source apportionment with receptor models. Luxembourg: Publications Office of the European Union, ISBN 978-92-79-32514-4
- Caserini S., Ozgen S., Galante S., Giugliano M., Hugony F., Migliavacca G., Morreale C., 2014. Fattori di emissione della combustione di legna e pellet in piccoli apparecchi domestici. *Ingegneria dell'Ambiente*, 1:27-46
- Fuller G.W., Tremper A.H., Baker T.D., Espen Yttri K., Butterfield D., 2014. Contribution of wood burning to PM10 in London. *Atmospheric Environment*, 87, 87-94.
- Loomis D., Grosse Y., Lauby-Secretan B., El Ghissassi F., Bouvard V., Benbrahim-Tallaa L., Guha N., Baan R., Mattock H., Straif K., 2013; on behalf of the International Agency for Research on Cancer Monograph Working Group IARC, Lyon, France. The carcinogenicity of outdoor air pollution. *The Lancet Oncology*, 14(13):1262-1263
- Gianelle V., Colombi C., Caserini S., Ozgen S., Galante S., Marongiu A., Lanzani G., 2013. Benzo(a)pyrene air concentrations and emission inventory in Lombardy region. *Atmospheric Pollution Research*, 4:257-266
- Maenhaut W., Vermeylen R., Claeys M., Vercauteren J., Roekens E., 2016. Sources of the PM10 aerosol in Flanders, Belgium, and re-assessment of the contribution from wood burning. *Science of The Total Environment* 562:550-560
- Regione del Veneto e ARPA Veneto 2015. Indagine sul consumo domestico di biomasse legnose in Veneto
- Viana M., Kuhlbusch T.A.J., Querol X., Alastuey A., Harrison R.M., Hopke P.K., Winiwarter W., Vallius M., Szidat S., Prévôt A.S.H., Hueglin C., Bloemen H., Wählén P., Vecchi R., Miranda A.I., Kasper-Giebl A., Maenhaut W., Hitzenberger R., 2013. Source apportionment of particulate matter in Europe: A review of methods and results, *Journal of Aerosol Science*, 39(10):827-849

I dati relativi ai Bilanci Energetici Nazionali elaborati dal Ministero per lo sviluppo Economico sono consultabili all'indirizzo <http://dgerm.sviluppoeconomico.gov.it/dgerm/ben.as3>

L'INQUINAMENTO INDUSTRIALE: IL CASO DELLE ACCIAIERIE ALLA LUCE DELLE CAMPAGNE DI MISURA PIÙ RECENTI

Devis Panont ¹, Manuela Zublena ¹, Alessandra Pillon ², Stefania del Frate ², Tiziano Pastore ³, Roberto Giuia ³

¹. ARPA Valle d'Aosta; ². ARPA Friuli VG; ³. ARPA Puglia

L'industria siderurgica in Italia

Il settore siderurgico rappresenta uno dei principali settori produttivi su cui si fonda l'economia nazionale di un Paese ed è essenziale per garantire la competitività nel mercato globale e la disponibilità di posti di lavoro.

I prodotti in acciaio sono infatti ampiamente utilizzati in vari ambiti produttivi, tra cui l'edilizia, la meccanica, l'automotive, la produzione di elettrodomestici, la cantieristica navale, i trasporti.

Il settore siderurgico concorre direttamente alla produzione manifatturiera del nostro paese per il 5% e indirettamente per il 35% tenendo conto dei settori utilizzatori di prodotti siderurgici.

L'industria siderurgica comprende due diversi cicli produttivi: il ciclo integrato e il ciclo con forno elettrico.

Il ciclo integrato prevede la produzione di ghisa e acciaio da minerali di ferro e carbon fossile, materie prime che arrivano in Italia per via marittima. Nel ciclo con forno elettrico la materia prima principale è invece costituita dai rottami ferrosi che derivano dai prodotti in acciaio che hanno terminato il loro ciclo di vita: 2/3 dei rottami provengono dalla raccolta nazionale e 1/3 viene importato dall'estero.

In ambito europeo, l'Italia è il secondo produttore di acciaio dopo la Germania, con una quota del 14% della produzione europea complessiva. Rispetto ad altri paesi europei, la produzione di acciaio in Italia è caratterizzata dalla predominanza del ciclo con forno elettrico (70% da forno elettrico e 30% da ciclo integrato), risultando così il primo produttore europeo di acciaio da forno elettrico.

Gli stabilimenti di produzione a ciclo integrato attualmente attivi in Italia sono due: l'ILVA di Taranto e La Ferriera di Trieste (la storica acciaieria Lucchini di Piombino è in fase di riconversione a forno elettrico).

Le provincie italiane in cui sono presenti acciaierie con forno elettrico sono le seguenti: Aosta, Bergamo, Bolzano, Brescia, Catania, Cremona, Cuneo, Padova, Potenza, Reggio Emilia, Torino, Terni, Trento, Udine, Varese, Verona, Vicenza (Figura 40).



Figura 40 - Impianti di produzione acciaio in Italia (Federacciai, 2014)

La Commissione Europea riconosce l'importanza strategica dell'industria di produzione dell'acciaio ed ha annunciato nel 2012 l'intenzione di rilanciare il settore siderurgico europeo promuovendo un "Piano d'azione per una siderurgia europea competitiva e sostenibile" (comunicazione CE COM/2013/0407).

Si tratta sicuramente di una sfida ambiziosa, considerando la necessità prioritaria di recuperare competitività commerciale con paesi quali Cina, India, Russia, Turchia, dove gli standard ambientali e di sicurezza richiesti sono decisamente meno restrittivi di quelli europei, con le relative ripercussioni sui costi di produzione.

Siderurgia e ambiente urbano

In Italia le acciaierie sono industrie generalmente molto radicate nel territorio, spesso caratterizzate da una storia cominciata ai primi del 900, agli albori dello sviluppo industriale italiano, proseguita con successive ristrutturazioni in risposta alle esigenze del mercato. Le acciaierie hanno spesso avuto un ruolo fondamentale nello sviluppo urbanistico delle realtà territoriali in cui sono insediate, con la creazione di interi quartieri destinati a dare alloggio agli operai impiegati negli stabilimenti con la conseguente crescita dei servizi e delle attività commerciali.

Se da un lato le acciaierie hanno da sempre un ruolo determinante sul benessere economico e sociale del territorio, dall'altro si tratta di industrie che possono risultare molto impattanti sulla salute e sull'ambiente, soprattutto considerando che in molti casi fanno parte integrante del tessuto urbano.

L'industria di produzione dell'acciaio è riconosciuta come una delle industrie potenzialmente più inquinanti per gli impatti sull'aria (emissioni di polveri fini, metalli pesanti, PCDD/F, IPA, ossidi di azoto), sulle acque superficiali e sotterranee (metalli, idrocarburi), per la produzione di rifiuti pericolosi (scorie, polverino da trattamento fumi, scaglie di laminazione, fanghi da trattamento acque) e per il consumo di energia.

La normativa AIA-IPPC e le migliori tecniche disponibili

In Europa gli impianti di produzione dell'acciaio sono soggetti alla normativa AIA-IPPC che è disciplinata dalla parte seconda titolo III-bis del D.lgs. 152/06, recentemente modificata a seguito dell'entrata in vigore del D.lgs. 46 del 04/03/2014, recepimento della direttiva 2010/75/UE (la cosiddetta "direttiva IED").

La normativa AIA-IPPC prevede il conseguimento di un elevato livello di protezione dell'ambiente nel suo complesso con l'applicazione delle migliori tecniche disponibili (BAT – Best Available Techniques).

L'adozione delle BAT deve avvenire in condizioni economicamente e tecnicamente valide nell'ambito del pertinente comparto industriale e il gestore deve potersi avere accesso a condizioni ragionevoli. La scelta delle migliori tecniche è compiuta dal gestore dell'impianto, di concerto con l'autorità competente, tenendo conto dell'analisi dei costi e dei benefici risultanti dall'applicazione delle stesse (DM 31/01/2005 - "Emanazione di linee guida per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili").

Il quadro normativo IPPC si configura come un percorso di ricerca dello sviluppo sostenibile, in cui viene perseguita l'integrazione tra ambiente, società ed economia come dimensioni tra loro strettamente collegate.

Le autorizzazioni AIA rilasciate alle acciaierie sono per forza di cose mirate alla condizione tecnico-economica dell'insediamento industriale e al contesto territoriale in cui opera. I monitoraggi ambientali condotti all'esterno degli stabilimenti sono parte integrante delle autorizzazioni AIA e sono finalizzati a conoscere sia lo stato dell'ambiente che l'efficacia delle azioni di contenimento delle emissioni inquinanti.

Per la valutazione degli impatti sulla qualità dell'aria, i monitoraggi vengono progettati in conformità al D.lgs. 155/2010 Allegato 3, che prevede che "al fine di valutare l'influenza delle fonti industriali devono essere confrontati i dati rilevati da almeno una stazione installata nei siti urbani o suburbani interessati da tali fonti con le concentrazioni di fondo relative agli stessi siti".

Aosta

Nel territorio urbano di Aosta è presente lo stabilimento produttivo Cogne Acciai Speciali che produce acciai inossidabili, acciai per valvole, acciai per utensili e acciai da costruzione di media e alta lega.

La costruzione dello stabilimento è stata avviata nel corso della prima guerra mondiale, quando la domanda di acciaio per motivi bellici incontrava la disponibilità di risorse locali costituite dalla magnetite delle miniere di Cogne e dall'energia idroelettrica.

L'acciaieria ha avuto un ruolo fondamentale nello sviluppo urbanistico e demografico della città di Aosta che prima della guerra contava solo 7000 abitanti, saliti a 24000 nel 1951, dei quali circa 10000 occupati nello stabilimento (Moretto L., "Il caso della Cogne di Aosta: siderurgia, territorio, architettura", 2002).

Ancora oggi la Cogne recita un ruolo importante nell'economia valdostana, contando circa 1000 occupati, pari al 22% del settore manifatturiero regionale.

L'acciaio viene prodotto a partire dalla fusione di rottame di acciaio selezionato mediante forno ad arco elettrico (EAF). L'acciaio fuso viene affinato mediante processo AOD (Argon Oxygen Decarburization) e successivamente avviato alla colata continua per la produzione di barre. Le barre di acciaio vengono sottoposte a trattamento termico e a laminazione fino ad ottenere le vergelle di acciaio. Prima della commercializzazione le vergelle vengono sottoposte a trattamento superficiale di decapaggio.

L'Autorizzazione Integrata Ambientale è stata rilasciata per la prima volta nel 2007 (PD n. 4446 del 26/10/2007) ed è stata successivamente rinnovata nel 2012 (PD n. 6011 del 28/12/2012).

In occasione del rinnovo dell'AIA è stato approvato un piano di interventi per il contenimento delle emissioni in atmosfera di polveri sia convogliate che diffuse in linea con le prestazioni previste dalle BAT, da attuare secondo un cronoprogramma mirato. Recentemente, con PD n. 161 del 25/01/2016, è stato approvato un aggiornamento integrativo del cronoprogramma che prevede ulteriori azioni di contenimento.

Nella tabella seguente vengono riportati i dati relativi alle pressioni ambientali esercitate localmente dall'acciaieria, costituite principalmente da utilizzo di risorse (acqua, energia), emissione di reflui gassosi e liquidi, produzione di rifiuti.

Tabella 11 - Pressioni ambientali esercitate dall'acciaieria sull'ambiente urbano

<i>Pressione ambientale</i>	<i>Unità di misura</i>	<i>Acciaieria</i>	<i>Area urbana (esclusa acciaieria)</i>
<i>Emissioni in aria di polveri</i>	<i>tonn/anno</i>	<i>10</i>	<i>76</i>
<i>Emissioni in aria di NO_x</i>	<i>tonn/anno</i>	<i>46</i>	<i>166</i>
<i>Prelievo di acqua dalla falda</i>	<i>m³/anno</i>	<i>9.475.571</i>	<i>3.812.523</i>
<i>Scarico in acqua superficiale</i>	<i>m³/anno</i>	<i>11.989.000</i>	<i>9.331.000</i>
<i>Rifiuti prodotti</i>	<i>tonn/anno</i>	<i>89.828</i>	<i>16.049</i>

I monitoraggi ambientali dell'inquinamento atmosferico vengono condotti dall'ARPA attraverso la rete di monitoraggio della qualità dell'aria e delle deposizioni atmosferiche. I monitoraggi sono strutturati e pianificati in maniera mirata per verificare l'impatto provocato dalle pressioni ambientali esercitate dall'acciaieria. In particolare i siti di misura sono stati individuati in relazione alla simulazione modellistica di dispersione delle emissioni convogliate e diffuse dell'acciaieria. Il posizionamento e la tipologia dei siti di misura vengono illustrati nella Tabella 12 - *Siti di misura della qualità dell'aria e delle deposizioni atmosferiche in Aosta*

e nella Figura 41 seguenti.

Tabella 12 - Siti di misura della qualità dell'aria e delle deposizioni atmosferiche in Aosta

Sito	Codice	Tipologia	Inquinanti misurati
Pépinière	PEP	Industriale	PM10, metalli su PM10, NO _x , deposizioni atmosferiche
Piazza Plouves	PL	Fondo urbano (influenza significativa della fonte industriale)	PM10, PM2.5, metalli su PM10, NO _x , deposizioni atmosferiche
Quartiere Dora	QD	Fondo urbano (influenza significativa della fonte industriale)	Deposizioni atmosferiche
Charvensod	CH	Fondo suburbano (influenza significativa della fonte industriale)	Deposizioni atmosferiche
Via Liconi	LIC	Fondo urbano (influenza minima dalla fonte industriale)	PM10, PM2.5, metalli su PM10, NO _x , deposizioni atmosferiche

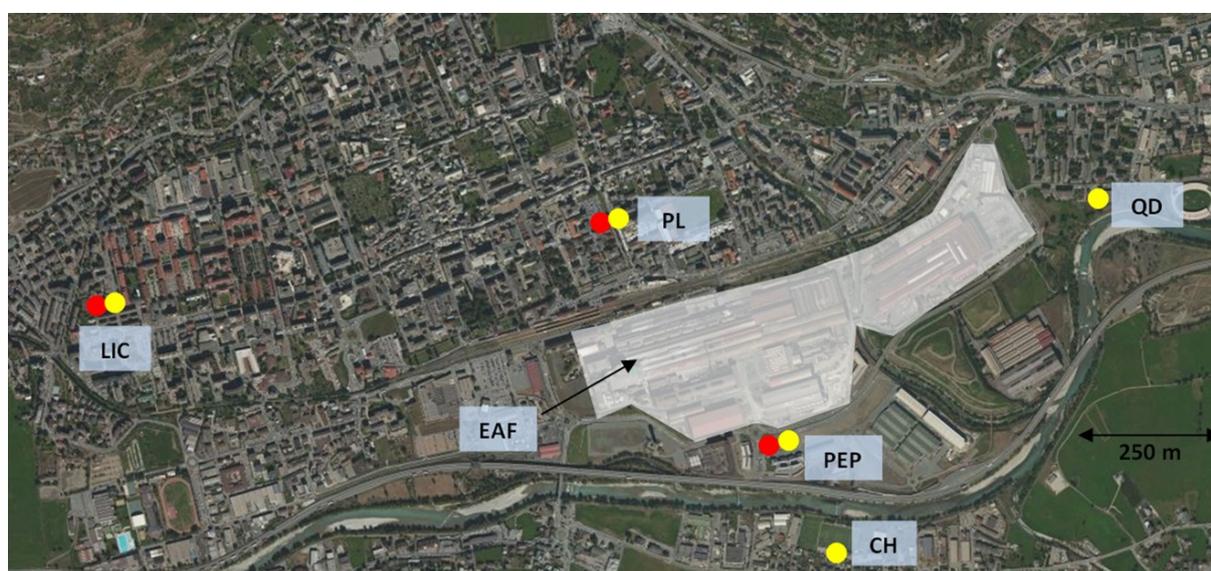


Figura 41 - Siti di monitoraggio della qualità dell'aria (in rosso) e delle deposizioni atmosferiche (in giallo) nell'area urbana di Aosta. L'area di colore bianco individua lo stabilimento siderurgico con localizzazione puntuale del forno fusorio (EAF)

In relazione all'attività produttiva, i monitoraggi sono mirati soprattutto al particolato PM10 e ai metalli, in particolare nichel e cromo che sono utilizzati nella produzione degli acciai inossidabili. Negli ultimi anni è stato introdotto anche il monitoraggio del molibdeno, che viene utilizzato nella produzione di alcuni acciai legati e risulta essere un ulteriore marker di interesse.

Nella tabella seguente vengono riportati i valori di PM10 e metalli nel PM10 misurati nel corso del 2015.

Tabella 13 - Valori PM10 e metalli nel PM10 misurati nell'area urbana di Aosta (dati 2015)

Inquinante	PM10	PM10	Ni nel PM10	Cr nel PM10
Parametro	media annuale	N° superamenti limite giornaliero di 50 µg/m ³	media annuale	media annuale
Unità di misura	µg/m ³	giorni/anno	ng/m ³	ng/m ³
PEP (industriale)	23	17	14	42
PL (fondo)	21	13	17	37
LIC (fondo)	21	15	8	18
Valore limite/obiettivo	40	35	20	Non previsto

I valori di PM10 e Ni nel PM10 risultano inferiori ai valori limite previsti dal D.lgs. 155/2010 in tutti i siti di misura. L'impatto dell'acciaieria emerge in maniera sensibile dal confronto dei valori di metalli nel PM10 misurati nei siti che risentono dell'influenza delle emissioni (PEP, PL) rispetto al sito di fondo urbano (LIC).

Oltre ai monitoraggi di qualità dell'aria, viene condotto in maniera sistematica anche il monitoraggio delle deposizioni atmosferiche, determinando sia la quantità di polvere totale che il relativo contenuto dei metalli caratteristici delle emissioni dell'acciaieria. Nella tabella 14 seguente vengono riportati i valori di deposizione di metalli misurati recentemente.

Tabella 14- Valori di deposizione atmosferica totale di metalli misurati nell'area urbana di Aosta (dati 2015/2016)

Inquinante	Deposizione totale di polveri	Ni deposizione	Cr deposizione	Mo deposizione
Parametro	media annuale*	media annuale (2015)	media annuale (2015)	media annuale (2015)
Unità di misura	mg/m ² /d	µg/m ² /d	µg/m ² /d	µg/m ² /d
PEP (industriale)	270	121	326	79
PL (fondo)	102	41	83	20
QD (fondo)	131	42	87	21
CH (fondo)	89	26	93	23
LIC (fondo)	84	18	20	12
Valore soglia**	Non previsto	15	Non previsto	Non previsto

* Valore riferito al periodo 01/04/2015 – 31/03/2016

** La normativa nazionale e comunitaria non prevede valori limite per le deposizioni atmosferiche. A titolo di riferimento viene riportato il valore di soglia previsto dalla normativa sulla qualità dell'aria in vigore in Germania (TA Luft 2002)

I valori di deposizione sono determinati dalla ricaduta delle emissioni diffuse, caratterizzate da una bassa velocità di fuoriuscita e costituite prevalentemente dalla frazione più grossolana del particolato, fattori che ne determinano la sedimentazione a breve distanza rispetto alla sorgente di emissione. I monitoraggi delle deposizioni atmosferiche dimostrano un evidente impatto delle emissioni diffuse nel sito industriale posto nelle immediate vicinanze dello stabilimento (PEP) e una significativa diminuzione dei livelli di deposizione con l'aumentare della distanza dallo stabilimento.

I monitoraggi hanno permesso di verificare la progressiva diminuzione dei livelli di metalli nell'aria ambiente nel corso degli anni, riconducibile all'applicazione da parte dell'azienda delle misure di contenimento delle emissioni previste dall'AIA. A tale proposito nella Tabella 15 vengono riportati i valori di nichel in aria ambiente misurati dal 2011 al 2015 nel sito di Plouves (PL), per il quale è disponibile la serie storica di dati più lunga.

Tabella 15 - Andamento dei valori di nichel in aria ambiente nel sito di fondo urbano di Plouves (PL)

Inquinante	Parametro	Unità di misura	2011	2012	2013	2014	2015
Ni nel PM10	media annuale	ng/m ³	26	21	18	15	17
Ni deposizione	media annuale	µg/m ² /d	60	51	55	55	41

Trieste

Lo stabilimento siderurgico di Servola è ubicato su un terreno costiero in parte acquisito dalla Siderurgica Triestina S.r.l. tramite la cessione del ramo d'azienda Lucchini S.p.A./Servola S.p.A. e in parte appartiene al demanio marittimo.

A seguito dell'emanazione del Decreto Legge 43/2013, convertito con modificazioni nella Legge 71/2013, l'area industriale di Trieste è stata riconosciuta quale area di crisi industriale complessa (art. 27 del Decreto Legge 83/2012). A novembre 2014 il Ministro dello Sviluppo Economico, il Ministro dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, la Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia, l'Autorità Portuale di Trieste e Siderurgica Triestina S.r.l. hanno sottoscritto l'“Accordo di Programma” avente ad oggetto “l'attuazione del progetto integrato di messa in sicurezza, riconversione industriale e sviluppo economico produttivo nell'area della Ferriera di Servola”.

Il complesso industriale a ciclo integrale si compone di due distinti settori strettamente integrati e interdipendenti: la siderurgia e il terminal logistico.

Il comparto siderurgico a ciclo integrale è costituito principalmente: dalla cokeria, dall'impianto di agglomerazione, da due altiforni (uno solo in funzione) e dalla macchina a colare.

Nel comparto siderurgico a ciclo integrale di Trieste si produce: ghisa solida in pani destinata alla produzione di acciaio, coke metallurgico (reimpiegato in gran parte nel ciclo produttivo), sottoprodotti da ciclo integrale (loppa destinata ai cementifici, catrame), gas siderurgici da altoforno e cokeria (reimpiegati nel ciclo produttivo e in parte ceduti alla centrale elettrica di cogenerazione ex "ELETTRA Produzione S.r.l.").

Il terminal logistico si affaccia sul mare e dispone di una banchina propria, parco minerali e parco fossili. Le attività portuali effettuate consistono principalmente in operazioni di carico e scarico di minerali di ferro, fossile di carbone, rottami ed altri materiali alla rinfusa.

L'Autorizzazione Integrata Ambientale è stata rilasciata con Decreto regionale 96/AMB del 27/01/2016 e, oltre all'obbligo dei monitoraggi delle emissioni in atmosfera tipicamente presenti nelle AIA, comprende anche la prescrizione che vi sia una riduzione della produzione in impianto qualora venissero superate le soglie fissate alle deposizioni totali al di fuori dello stabilimento e alle concentrazioni in aria ambiente. Tali soglie sono state ricavate dall'analisi dei numerosi dati raccolti negli anni pregressi ed elaborate al fine di assicurare il rispetto dei limiti di legge per la protezione della salute umana nel comprensorio di Servola, sulla base delle correlazioni esistenti tra i dati raccolti in area industriale e al di fuori di essa.

A seguito del rinnovo dell'autorizzazione ambientale, nel corso del 2016 le postazioni di misura sia degli inquinanti aereodispersi che delle deposizioni sono state modificate. I dati analizzati nel presente lavoro e riferiti al 2015, però, sono stati raccolti con la rete precedente al rinnovo dell'AIA.

Il posizionamento e la tipologia dei siti di misura vengono illustrati nella Tabella 16 e nella Figura 42 seguenti.

Tabella 16 - Siti di misura della qualità dell'aria e delle deposizioni atmosferiche a Trieste

<i>Sito</i>	<i>Codice</i>	<i>Tipologia</i>	<i>Inquinanti misurati</i>
<i>Via San Lorenzo in Selva</i>	<i>RFI</i>	<i>Verifica Prescrizioni AIA</i>	<i>Benzene, IPA su PM10</i>
<i>Via Pitacco**</i>	<i>PIT</i>	<i>Industriale</i>	<i>PM10, benzene, IPA su PM10, deposizioni atmosferiche</i>
<i>Via Svevo*</i>	<i>SVE</i>	<i>Industriale</i>	<i>PM10, benzene, IPA su PM10</i>
<i>Muggia*</i>	<i>MUG</i>	<i>Industriale</i>	<i>PM10, benzene, IPA su PM10</i>
<i>Via Ponticello**</i>	<i>PON</i>	<i>Industriale</i>	<i>PM10, IPA su PM10, metalli su PM10, deposizioni atmosferiche</i>
<i>Via Carpineto</i>	<i>CAR</i>	<i>Fondo suburbano</i>	<i>PM10, benzene, metalli su PM10, deposizioni atmosferiche</i>
<i>Via Tor di Bandena</i>	<i>BAN</i>	<i>Fondo urbano</i>	<i>PM10</i>

* Stazione di misura privata gestita dalla società Elettra

** Stazione di misura privata acquisita in gestione da ARPA FVG a seguito dell'entrata in vigore dell'AIA in data 26/07/2016



Figura 42 - Mappa con la disposizione delle stazioni di misura utilizzate per la valutazione della qualità dell'aria e per la misura delle deposizioni atmosferiche in Trieste

Particolato PM10

Nella Tabella 17 seguente vengono riportati i valori di PM10 misurati nel corso del 2015.

Tabella 17 - Valori PM10 misurati nell'area urbana di Trieste (dati 2015)

<i>Inquinante</i>	<i>PM10</i>	<i>PM10</i>
<i>Parametro</i>	<i>media annuale</i>	<i>N° superamenti limite 50 µg/m³</i>
<i>Unità di misura</i>	<i>µg/m³</i>	<i>giorni/anno</i>
<i>PIT (industriale)</i>	27	32
<i>SVE (industriale)</i>	29	36
<i>MUG (industriale)</i>	22	15
<i>CAR (fondo)</i>	26	27
<i>BAN (fondo)</i>	22	18
<i>Valore limite</i>	40	35

Le stazioni della rete di misura per il parametro “media annuale” del PM10 non hanno fatto rilevare valori superiori ai limiti di legge. Per il parametro “numero di superamenti della media giornaliera” vi è superamento del limite presso la stazione di Via Svevo con 36 giornate di superamento su 35 del limite.

Al fine di ottenere una quantificazione dell'impatto dell'impianto siderurgico sulle concentrazioni di PM10 nell'area di Servola, si considerano i valori registrati nella stazione di via Pitacco, stazione principalmente interessata dall'impianto, rispetto a quelli registrati in via Carpineto, stazione di fondo suburbano del sito.

Si evidenzia che nel corso del 2015 la concentrazione di PM10 in PIT è risultata superiore a quella di CAR di 1,2 µg/m³ con una differenza percentuale rispetto al fondo minore del 5%.

Particolato grossolano. Deposizione di polveri totali

I dati della rete deposimetrica sono ottenuti dagli autocontrolli della ditta prescritti nell'AIA.

I valori sono mensili e raccolti in 11 postazioni fino a febbraio 2016 compreso. Le postazioni previste per la nuova AIA sono 7.

Le postazioni più sensibili alla ricaduta di materiale particolato grossolano sono 4:

- via Ponticello, 54 [PON]
- Palazzina Qualità (perimetro stabilimento) [PQ]
- Portineria Operai (perimetro stabilimento) [PO]
- Scalo Legnami (perimetro stabilimento) [SL]

Queste 4 postazioni, tutte limitrofe all'impianto siderurgico, ricoprono più del 75% del materiale raccolto in tutta la rete deposimetrica. Le altre stazioni possono essere considerate di fondo.

I valori illustrati in Figura denotano la criticità del 2015, in particolare per palazzina qualità e via Ponticello.

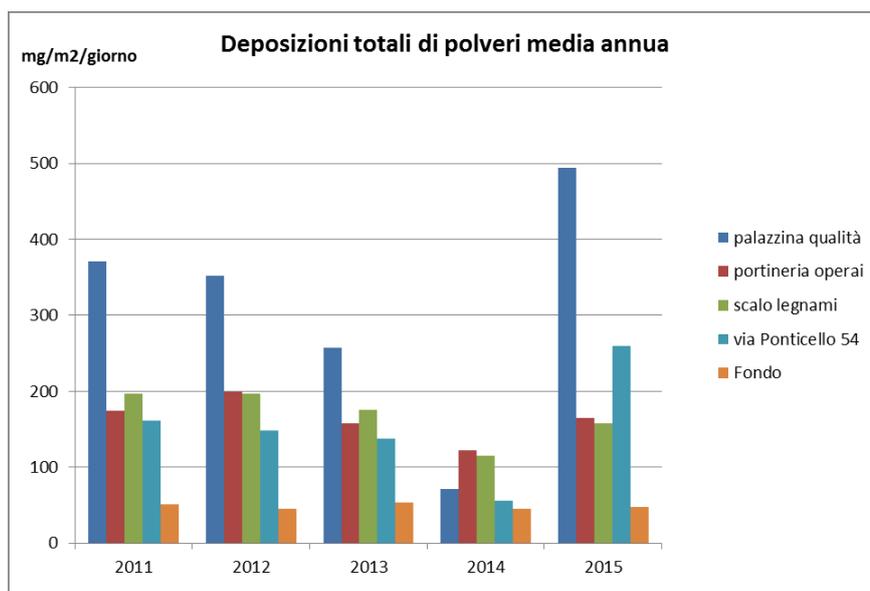


Figura 43 - Andamenti delle concentrazioni medie annue delle deposizioni di polveri totali

Benzene

I valori delle medie annuali di benzene registrate nelle stazioni di interesse sono riportati nella tabella sottostante.

Tabella 18 - Medie annuali di benzene misurate nell'area urbana di Trieste. L'assenza del dato indica che la stazione non ha raggiunto la copertura percentuale annuale richiesta dal D.Lgs 155/2010

Stazione di misura	Unità di misura	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
PIT (industriale)	µg/m ³				2,4	2,6		
MUG (industriale)	µg/m ³	1,1			0,6			0,5
SVE (industriale)	µg/m ³	1,8	1,8	1,6	0,9		0,2	
CAR (fondo)	µg/m ³			2,4	1,9	1,8	1,6	2,0

Non si registrano superamenti del limite di legge (5 µg/m³, media annuale).

Il ridotto numero di dati disponibili è dovuto alla difficoltà nel raggiungimento del livello di qualità richiesto dalla normativa, in particolare per le stazioni di proprietà Elettra.

Per la stazione di via Carpineto, per la quale si dispone di una serie storica, si osserva nel 2015 un sostanziale allineamento con le concentrazioni medie annue registrate negli anni precedenti.

Pur mancando il valore per la stazione di via Pitacco relativo al 2015, dai monitoraggi condotti negli anni precedenti (2012, 2013) emerge che i valori in tale sito sono più elevati di quelli della stazione di fondo di Via Carpineto.

Benzo(a)pirene

A seguito della L.R. 1/2012, tutte le stazioni comunque posizionate devono essere considerate al fine della verifica di conformità rispetto al valore obiettivo indicato nel D.lgs. 155/2010 per il benzo(a)pirene (BaP). Questo inquinante viene quotidianamente monitorato nelle aree limitrofe allo stabilimento siderurgico di Servola nelle stazioni site in via Pitacco, via S. Lorenzo in Selva (RFI) e via Svevo.

Al fine di monitorare l'impatto di BaP lungo la direttrice SE dalla cokeria, anche i filtri di materiale particolato raccolti in via Ponticello da settembre 2015 sono stati sottoposti a specifica analisi chimica. Dai dati riportati in

Tabella 19 emerge una progressiva diminuzione dei valori di B(a)P nelle stazioni prossime allo stabilimento (RFI, PIT). Nel 2015 il valore obiettivo definito dal D.Lgs. 155/2010 (1 ng/m^3) risulta superato nella sola stazione di misura RFI in cui il valore medio annuale è risultato pari a $1,2 \text{ ng/m}^3$.

Tabella 19 - Medie annuali di BaP misurate nelle stazioni di misura di Trieste

Stazione di misura	Unità di misura	2010	2011	2012	2013	2014	2015
RFI (prescrizioni AIA)	$\mu\text{g/m}^3$	6,7*	4,1	3,4*	1,3*	0,8	1,2*
PIT (industriale)	$\mu\text{g/m}^3$	1,6*	1,6*	1,6*	0,9	0,4	0,6
MUG (industriale)	$\mu\text{g/m}^3$	0,4	2,4*	0,8	0,5	0,2	0,4
SVE (industriale)	$\mu\text{g/m}^3$	0,6	0,9	0,8	0,5	0,2	0,4

* Valore superiore al valore obiettivo previsto dal Dlgs 155/2010

Metalli

I metalli normati da D.lgs 155/2010 e s.m.i. sono: piombo, cadmio, arsenico e nichel.

Questi inquinanti vengono attualmente monitorati nelle aree limitrofe allo stabilimento siderurgico di Servola in particolare nelle stazioni site in via Carpineto e da settembre 2015 in via Ponticello.

La stazione di via Carpineto non fa registrare valori superiori ai valori obiettivo né per l'anno 2015 né per gli anni precedenti (Tabella).

Tabella 20 - Medie annuali di metalli nel PM10 misurate nella stazione di fondo di Via Carpineto

Inquinante	Unità di misura	Media 2015	Valore limite/obiettivo
Arsenico	ng/m^3	0,6	6
Cadmio	ng/m^3	0,2	5
Nichel	ng/m^3	4,2	20
Piombo	$\mu\text{g/m}^3$	0,007	0,5

Allo scopo di monitorare le eventuali ricadute di metalli in PM10 lungo la direttrice SE dall'impianto industriale, a partire da settembre 2015 è stato insediato in via Ponticello un campionario gravimetrico. Il campionamento e l'analisi dei metalli, su ciclo giornaliero, è tuttora in corso perché si reputa opportuna una maggiore copertura temporale al fine di poter trarre conclusioni definitive.

Si ritiene tuttavia doveroso sottolineare che le concentrazioni di metalli registrate nei due siti nel periodo settembre 2015 – marzo 2016 sono decisamente sovrapponibili.

Taranto

Lo stabilimento siderurgico di Taranto, nato agli inizi degli anni '60, è ubicato in un'area a nord-ovest della città di Taranto ed occupa una superficie di poco inferiore ai 15 km^2 . Lo stabilimento, a ciclo integrale, indicato come il più grande d'Europa e tra i maggiori al mondo, è costituito da: impianti marittimi (per il trasporto dei materiali fossili e dei fondenti), parchi minerari, impianti per la produzione di calcare, agglomerato, cokeria, altoforno, acciaieria, colata continua, laminatoi a caldo e freddo, impianti per rivestimenti, lamiere, nastri e tubi, gas tecnici.

Il siderurgico è inserito in un contesto industriale complesso, attivo nei settori: petrolifero, energetico, estrattivo e della produzione di cemento. Il territorio di riferimento, comprendente i comuni di Taranto, Crispiano, Massafra, Montemesola, è stato dichiarato "Area ad elevato rischio di crisi ambientale" con Deliberazione del Consiglio dei Ministri del 30 novembre 1990 (reiterata nel 1997); inoltre, l'area è ricompresa nella perimetrazione (D.M. 10 gennaio 2000) dei Siti di Interesse

Nazionale (L. n. 426/98) a causa dell'elevato livello di compromissione ambientale derivante dalle attività industriali.

Per quanto riguarda l'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA) di ILVA, è vigente il decreto di Riesame n. DVA-DEC-2012-547 del 26 ottobre 2012, che sussegue alla prima AIA rilasciata con n. DVA-DEC-2011-450 del 04/08/2011. Recentemente è stato approvato il nuovo piano di monitoraggio e controllo con DM –MATTM – 194 del 13/07/2016.

L'attuazione di quanto previsto dall'AIA ha, in ogni caso, subito diversi interventi legislativi, articolati, quali il "Piano delle misure e delle attività di tutela ambientale e sanitaria" (DPCM 14-03-14), modificato dalla L. 116 del 11 agosto 2014, con le ulteriori integrazioni apportate dal D.L. 1 del 5 gennaio 2015, convertito dalla Legge 20 del 4 marzo 2015, nonché dal D.L. 191 del 04 dicembre 2015 convertito dalla Legge 13 del 01 febbraio 2016 e dal D.L. 98 del 9 giugno 2016, convertito dalla Legge 151 del 01 agosto 2016. In occasione del riesame dell'AIA è stato approvato un piano di interventi per il contenimento delle emissioni in atmosfera di polveri sia convogliate che diffuse in linea con le prestazioni previste dalle BAT, da attuare secondo un cronoprogramma mirato.

Nella tabella vengono riportati i dati relativi ad alcune delle pressioni ambientali esercitate dal siderurgico, quali: utilizzo di risorse (acqua, energia), emissione di reflui gassosi e liquidi, produzione di rifiuti.

Tabella 21 - Pressioni ambientali esercitate dal complesso siderurgico

Pressione ambientale	Unità di misura	ILVA	Note e fonti
Utilizzo di acqua	m3/anno	707.739.109	Dati AIA 2015
Utilizzo di energia (gas naturale)	1000 Sm3	281.243	Dati C.E.T. 2014
Utilizzo di energia (energia elettrica)	GWh/anno	3.928,5	Dati C.E.T. 2014
Emissioni in aria di polveri	ton/anno	546	Dati C.E.T. 2013
Emissioni in aria di NO _x	ton/anno	5.148	Dati E-PRTR 2013
Emissioni in aria di SO _x	ton/anno	4.756	Dati E-PRTR 2013
Emissioni in acqua (azoto)	ton/anno	130	Dati E-PRTR 2013
Emissioni in acqua (carbonio organico totale)	ton/anno	116	Dati E-PRTR 2013
Rifiuti prodotti pericolosi	ton/anno	89.828	Dati E-PRTR 2013
Rifiuti prodotti non pericolosi	ton/anno	201.700	Dati E-PRTR 2013

Da anni, ormai, arpa puglia è impegnata nel costante monitoraggio e controllo delle emissioni in atmosfera dello stabilimento che presenta problematiche ambientali diverse: estensione degli impianti e dei parchi di stoccaggio, movimentazione e stoccaggio di materie prime e prodotti solidi (190 km di nastri trasportatori), produzione di sottoprodotti tossici (es. Polveri di abbattimento fumi), perturbazioni di processo (es. Transitori, con aumento delle emissioni), fenomeni emissivi anomali (es. Sopping) o incidentali (incendi, sversamenti, ecc.). Gli inquinanti principali dello stabilimento sono da ricercare in: idrocarburi aromatici policiclici, tra cui il benzo(a)pirene e il benzene, che provengono prevalentemente dalla cokeria, le diossine, che provengono principalmente dall'agglomerazione, polveri, no_x, so_x, metalli (cr, ni, zn, pb, cd, ecc.) E composti organici volatili che provengono dalle aree: cokeria, agglomerazione, altoforni e acciaierie.

I monitoraggi e le valutazioni ambientali, in particolare per ciò che riguarda l'inquinamento atmosferico, vengono condotti da arpa, attraverso una fitta rete di indagini dirette ed indirette:

- monitoraggio della qualità dell'aria;
- campionamenti e monitoraggi a camino;
- monitoraggio delle deposizioni atmosferiche, quale strumento di sorveglianza delle emissioni diffuse;
- accesso e visualizzazione, in tempo reale, ai dati dei sistemi di monitoraggio in continuo delle emissioni (SME);
- ispezioni in ambito AIA;
- tenuta e aggiornamento del Catasto delle Emissioni Territoriali (C.E.T., DGR n. 180 del 19.02.2014) e stima periodica di tutte le emissioni in atmosfera prodotte dall'azienda attraverso l'inventario regionale delle emissioni (INEMAR Puglia), predisposto e aggiornato ai sensi dell'art. 22 del D.lgs.155/2010;
- modellistica diffusionale;
- valutazione del danno sanitario (ai sensi della Legge Regionale 23/2012).

Per quanto attiene il monitoraggio della qualità dell'aria a Taranto si riportano, a titolo esemplificativo, le concentrazioni medie annuali per il PM10 rilevate negli anni dal 2009 al 2015 nelle centraline a ridosso dell'area industriale di Taranto-via Machiavelli (Q.re Tamburi), Taranto-via Archimede (Q.re Tamburi) e di via Ugo Foscolo a Talsano (frazione di Taranto), quest'ultima rappresentativa di una situazione di fondo suburbano.

Tabella 22 - Medie annuali di PM10 misurate nell'area di Taranto nei siti Via Machiavelli, Via Archimede e Via U. Foscolo (Talsano) - Periodo 2009-2015

Stazione di misura	Unità di misura	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Taranto-Via Machiavelli (industriale)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	33	32	37	34	30	27	29
Taranto-Via Archimede (industriale)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	31	33	36	31	26	26	26
Taranto-Talsano Via U. Foscolo (fondo)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	24	26	23	23	21	22

A seguito del riesame dell'AIA di ILVA (Decreto DVA-DEC-2012-547), come previsto dalla prescrizione 85, sono state inserite 6 centraline di monitoraggio della qualità dell'aria (di cui quattro al perimetro impianto e due per formare un "transetto" di misura direzionato verso la città), 5 postazioni DOAS e 3 sistemi LIDAR. I dati di qualità dell'aria registrati da queste centraline sono costantemente monitorati e gestiti da ARPA (<http://www.arpa.puglia.it/web/guest/qariainq>).

Per quanto riguarda i controlli a camino, a titolo esemplificativo, si riporta nel seguito una sintesi grafica dei risultati delle attività di campionamento ed analisi delle emissioni convogliate di diossine del camino E312 (impianto di sinterizzazione). Si specifica che il monitoraggio al suddetto camino avviene conformemente a quanto previsto dalla specifica norma regionale (LR 44/2008 e s.m.i.); il valore di emissione su base annuale è ottenuto operando la media aritmetica dei valori di emissione delle campagne (almeno tre all'anno, articolate su tre misure consecutive) di misure effettuate.

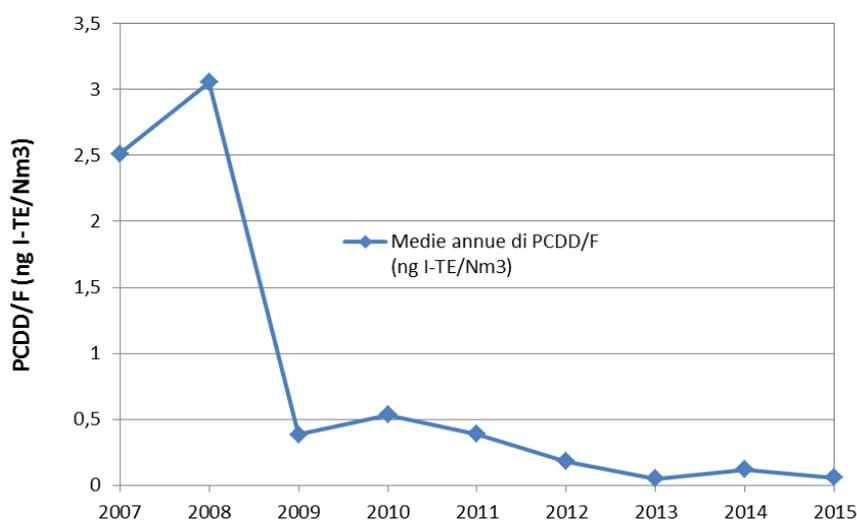


Figura 44 - Evoluzione temporale dei valori medi annuali di PCDD/F nelle emissioni convogliate, analizzate da ARPA, dell'impianto di agglomerazione (camino E312)

Risulta evidente come, negli anni dal 2007 al 2015, la concentrazione di diossine nei fumi emessi dal camino E312 sia progressivamente diminuita. A corredo del grafico è utile richiamare che le tecniche di abbattimento fumi impiegate sono state gli elettrofiltri sino al 2009, dal 2009 al 2010 elettrofiltri e addizione di urea; dal 2011 in poi iniezione di carboni attivi a valle dell'elettrofiltri (ESP+MEEP). Si specifica che il riesame AIA ha previsto un limite di 0,3 (da ottobre 2012) e 0,2 ng I-TE/Nm³ post-adequamento (installazione dei filtri a manica).

Per ciò che attiene alla rete deposimetrica di ARPA, essa comprende quattro postazioni collocate in siti che rispondono all'esigenza di monitoraggio delle ricadute di microinquinanti organici (PCDD/F, PCB-DL, Benzo(a)pirene e IPA) sulle aziende agricole sottoposte a vincolo sanitario da parte della ASL TA e l'impatto delle emissioni industriali sul centro abitato a ridosso della zona industriale (Esposito et al., 2012). La serie storica delle deposizioni di PCDD/F e PCB diossina-simili misurate per le postazioni prossime ad aree su cui insistono aziende agricole/zootecniche appare compatibile con le concentrazioni di diossine riscontrate in campioni di terreno, acqua e latte/carni in animali da allevamento. Sono risultate particolarmente elevate le deposizioni misurate per la stazione di campionamento "Quartiere Tamburi" e "Masseria del Carmine", entrambe eccedenti le soglie tollerabili proposte in sede CE (Desmet et al. 2008, LAI, 2004) pari ad 8,2 pg TE/mq die e 4 pg TE/mq die per la somma di PCDD/F e PCB diossina simili. Invece, i flussi di deposizione di PCDD/F presso le postazioni "Talsano" (fondo urbano) e "Quartiere Borgo" risultano relativamente più basse. Il riesame AIA di ILVA ha previsto, altresì, l'implementazione di una rete deposimetrica ILVA coincidente con le stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria, sulla quale vengono determinati IPA, metalli, PM10 e PCDD/F. Si evidenzia che la rete ILVA, in funzione dal secondo semestre 2013, ha restituito dati deposimetrici molto elevati di diossine in via Orsini, nel Quartiere Tamburi di Taranto, nei mesi di novembre 2014 e febbraio 2015, con valori di 791 pg TE m²/die e 213 pg TE m²/die rispettivamente.

BIBLIOGRAFIA

Desmedt, M., Roekens, E., De Fré, R., Cornelis, C., Van Holderbeke, M., 2008. Threshold values for atmospheric deposition of dioxins and PCBs. First results of deposition of DL-PCBs in Flanders (Belgium). *Organohalogen Compounds*, 70, 1232 - 1235.

Esposito V., A. Maffei, S. Ficocelli, M. Spartera, R. Giua, G. Assennato. Dioxins from industrial emissions to the environment. 2012. The Taranto case study. *Ital. J. Occup. Environ. Hyg.*, 3(1) 42–48.

LAI, 2004. Bericht des Länderausschusses für Immissionsschutz (LAI). Bewertung von Schadstoffen, für die keine Immissionswerte festgelegt sind - Orientierungswerte für die Sonderfallprüfung und für die Anlagenüberwachung sowie Zielwerte für die langfristige Luftreinhalteplanung unter besonderer Berücksichtigung der Beurteilung krebserzeugender Luftschadstoffe. URL <http://www.lanuv.nrw.de/gesundheit/pdf/LAI2004.pdf>

IL CONTRIBUTO DELL'AGRICOLTURA ALL'INQUINAMENTO DELLA QUALITA' DELL'ARIA

Dimitri Bacco ¹, Isabella Ricciardelli ¹, Eleonora Cuccia ², Matteo Lazzarini ², Vorne Gianelle ², Giovanna Marson ³, Luca Zagolin ³, Salvatore Patti ⁴, Monica Clemente ⁴, Mauro Grosa ⁴, Francesco Montanari ⁵, Alessandra Petrini ⁵, Arianna Trentini ¹

¹ ARPAE Emilia-Romagna; ² ARPA Lombardia; ³ ARPA Veneto; ⁴ ARPA Veneto; ⁵ ARPA Friuli Venezia Giulia

Quadro emissivo delle attività agricole

Ogni attività antropica ha un impatto più o meno rilevante sull'ambiente circostante. L'agricoltura non fa eccezione, soprattutto considerandone la diffusione: in Italia erano attive nel 2007 più di 1.6 mln di aziende che utilizzavano quasi 13 mln di ettari (dati ISTAT; www.istat.it).

La pressione esercitata dall'agricoltura sulla matrice acquosa è nota soprattutto per l'apporto di nitrati nei corpi idrici che sono regolamentati tramite appositi Piani Nitrati regionali in riferimento alla Direttiva Nitrati (Direttiva 91/676/CEE). Ad essi però va aggiunto anche l'apporto dato da altre specie meno concentrate ma non meno importanti come fitofarmaci o altri inquinanti emergenti.

L'impatto ambientale dell'agricoltura non è legato esclusivamente all'acqua ma gioca un ruolo importante anche sulla qualità dell'aria in seguito all'emissione diretta di numerose specie, principalmente gassose, che possono rimanere tal quali in atmosfera (ad es. NH_3 , N_2O , o CH_4) o subire trasformazioni ed andare a comporre il particolato secondario (ad es. NH_4^+), soprattutto in un bacino chiuso come quello della pianura padana. Le emissioni di ammoniaca sono aumentate notevolmente negli ultimi decenni a livello mondiale a causa dell'intensificazione delle attività agricole (in particolare allevamenti) e alla diffusione dell'uso dei fertilizzanti azotati (Warner, 2016).

L'analisi delle distribuzioni delle emissioni effettuate tramite satellite o modelli di scenario, identificano il bacino padano come uno dei principali hot spot (Figura 45) con le più alte concentrazioni di ammoniaca in atmosfera (Clarisse, 2009; Backes, 2016; Warner, 2016). Non si può inoltre trascurare l'apporto dato dai mezzi agricoli che, come tutti i veicoli con motori a combustione, hanno un forte impatto emissivo.

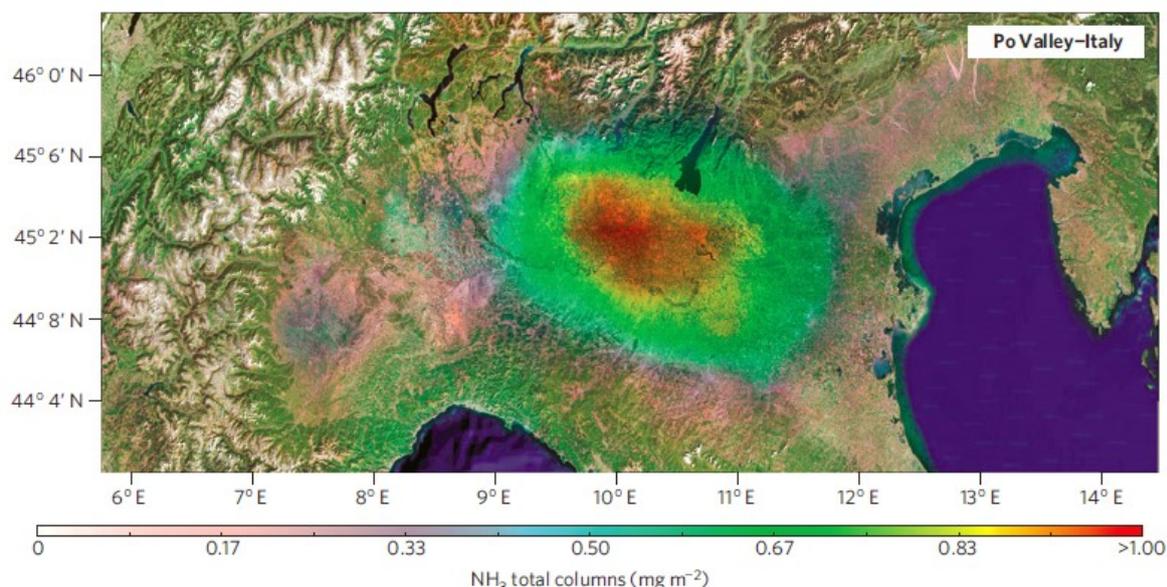


Figura 45 - Distribuzione annuale media di NH_3 (mg m^{-2}) per l'anno 2008. Misure effettuate da satellite (Clarisse, 2009).

Tramite gli inventari delle emissioni regionali è possibile stimare il contributo della agricoltura come livello emissivo delle sue principali fonti (ad esempio allevamento, concimazione o trattamento con pesticidi). Un inventario delle emissioni è una serie organizzata di dati relativi alla quantità degli inquinanti introdotti in atmosfera da attività antropiche e da sorgenti naturali, raggruppate per tipo di inquinante emesso, tipo di attività, combustibile eventualmente utilizzato, unità territoriale e periodo

di tempo. In particolare gli inventari delle emissioni nelle regioni facenti parte della pianura padana, Emilia-Romagna (www.arpae.it), Friuli Venezia Giulia (www.arpa.fvg.it), Lombardia (www.arpalombardia.it), Piemonte (www.sistemapiemonte.it) e Veneto (www.arpa.veneto.it), oltre a quelli di Marche, Puglia e delle province autonome di Trento e Bolzano, sono stati realizzati utilizzando il software INEMAR (InemarWiki - <http://inemar.terraria.com/xwiki/bin/view/InemarWiki/>). La metodologia adottata in INEMAR si basa sulle indicazioni presenti nei documenti europei EMEP-CORINAIR (www.eea.europa.eu/publications/EMEPCORINAIR5) e suddivide le emissioni in 11 Macrosettori.

Tabella 23 - Contributo percentuale dell'agricoltura all'emissione di alcuni dei principali inquinanti presenti negli inventari delle emissioni.

% Specie legata alla Agricoltura	NH_3⁽¹⁾	N_2O⁽¹⁾	CH_4⁽¹⁾	$PM10$⁽²⁾	NO_x⁽²⁾
Emilia-Romagna	96%	75%	38%	11%	9%
Friuli Venezia Giulia	96%	77%	36%	2%	11%
Lombardia	98%	81%	54%	2%	8%
Piemonte	95%	63%	51%	3%	12%
Veneto	97%	76%	40%	5%	16%

(1) Macrosettore 10

(2) Macrosettore 8 - solo traffico Off-Road

Gli inventari delle emissioni delle regioni della pianura padana convergono nell'individuare il Macrosettore 10 - Agricoltura come la fonte principale e quasi esclusiva di NH_3 oltre che una sorgente importante per N_2O e CH_4 . Oltre il 95-98% dell'ammoniaca totale emessa (49000 ton/anno su 51500 ton/anno in Emilia-Romagna o 97000 ton/anno su 99000 ton/anno in Lombardia) è attribuibile alle attività agricole, in particolare zootecniche. La percentuale di N_2O varia da 63% a 81%, mentre per CH_4 il contributo è minore (36-54%) perché per questa specie giocano un ruolo rilevante anche altri macrosettori come i trasporti o il trattamento e lo smaltimento dei rifiuti. A questo macrosettore va poi aggiunto l'apporto dato dal Macrosettore 8 - Altre sorgenti mobili al PM ($PM10$ o $PM2.5$) e ai gas, come NO_x , in quanto in esso sono contenute le emissioni legate al traffico off road, cioè quello prettamente attribuibile ai mezzi agricoli, approssimativamente tra il 2% e il 11% del totale per il particolato e il 8% e il 16% per gli ossidi di azoto (Tabella 23).

Misure di ammoniaca e fenomeno del trasporto

L'area centrale della pianura padana è caratterizzata da intensa attività agricola e allevamenti. La provincia di Cremona ad esempio è un'area in cui sono presenti diverse sorgenti e i comuni di tale area sono caratterizzati da carichi emissivi di ammoniaca elevati rispetto ad altre zone del bacino padano come ad esempio le aree urbane o la parte settentrionale della Lombardia (Tabella 24).

Tabella 24 - Stima di emissioni totali di ammoniaca dall'inventario delle emissioni regionale della Lombardia riferito a tre comuni della provincia di Cremona (Cremona, Corte dei Cortesi e Bertonico), all'area urbana di Milano e a Moggio (Nord-Valsassina).

INEMAR 2012 Emissione NH₃ Area Comunale (km²)	Bertonico (20.22)	Corte dei Cortesi (12.79)	Cremona (70.39)	Milano (182.07)	Moggio (13.41)
Combustione	0.03	0.05	3.56	4.08	0.12
Traffico	0.64	0.26	8.35	53.32	0.17
Altre sorgenti mobili	0.003	0.002	0.01	0.05	0
Trattamento rifiuti	0	0	1.55	14.23	0
Agricoltura	247	261	1005	96	0.04
Totale (t/anno)	248	261	1019	168	0.33
Totale rispetto al totale regionale (%)	0.25%	0.26%	1.02%	0.17%	0.0003%
Emissioni di NH₃ per unità di superficie (t/anno/km²)	12.25	20.46	14.48	0.92	0.02

Tabella 25 - Concentrazione annuale di ammoniaca misurata in diversi siti della Lombardia.

NH₃ µgm⁻³	Bertonico	Colico	Corte dei Cortesi	Cremona	Milano
Media 2010-2014	27.9	5.1	62.5	12.2	8.0
Media 2015	31.2	5.8	43.7	8.2	8.6

Tabella 25 - Segue

NH₃ µgm⁻³	Moggio	Monza	Pavia	Sannazzaro de' Burgondi	Schivenoglia
Media 2010 2014	2.3	9.6	10.4	8.3	13.6
Media 2015	1.9	9.8	13.2	7.6	12.7

Vista l'importanza dell'ammoniaca nella chimica atmosferica, ARPA Lombardia ha avviato, negli ultimi anni, diversi studi finalizzati ad approfondire la distribuzione spazio-temporale delle concentrazioni al suolo di NH₃, allo scopo di avere indicazioni per la determinazione degli effetti di politiche di contenimento della stessa sui livelli di concentrazione del particolato fine.

ARPA Lombardia misura quindi l'ammoniaca in continuo dal 2007; la rete, inizialmente dotata di 4 siti, è stata ampliata annualmente fino ad arrivare ad oggi al monitoraggio in continuo dell'ammoniaca in 12 siti caratterizzati da morfologia del territorio, uso del suolo e condizioni meteo-climatiche differenti (Tabella 25).

Corte dei Cortesi (CR) è stato scelto, per la trattazione seguente, come sito rappresentativo dell'area agricola in quanto situato in prossimità di una grande sorgente emissiva di NH₃ quale un allevamento di oltre 2000 suini, e circondata da terreni interessati dallo spandimento di liquami. Tale stazione mostra concentrazioni di ammoniaca decisamente più elevati, in alcuni casi oltre i 100 µgm⁻³ come media mensile, rispetto all'area urbana di Milano, lontana da rilevanti fonti emissive di ammoniaca, dove le concentrazioni sono dell'ordine dei 10-15 µgm⁻³ (Figura 46). A Corte dei Cortesi si osservano massime orarie estremamente elevate (fino a 400 µgm⁻³) nei mesi di marzo e settembre, periodi tipici per lo spandimento di liquami sui terreni arabili (Figura 47).

L'ammoniaca e il particolato secondario inorganico ad essa legato sono soggetti a fenomeni di trasporto (Singles et al., 1998); in particolare l'ammonio (NH₄⁺) in forma di particolato, prodotto a partire dal precursore gassoso, ha un tempo di residenza in atmosfera di 1-15 giorni ed è quindi soggetto ad essere trasportato anche a grande distanza dalla sorgente di emissione (Aneja et al. 2001).

Osservando la concentrazione oraria di ammoniaca a Corte dei Cortesi (Figura 47) si nota un netto incremento delle concentrazioni di ammoniaca nei primi giorni del mese di marzo corrispondente all'inizio dell'attività dello spargimento dei liquami. Tale incremento delle concentrazioni orarie di ammoniaca si riscontra anche nell'area urbana milanese. È quindi possibile affermare che l'ammoniaca presente in città è prevalentemente trasportata dall'area agricola e solo in minima parte prodotta localmente da altre sorgenti emissive quali il traffico veicolare o i rifiuti.

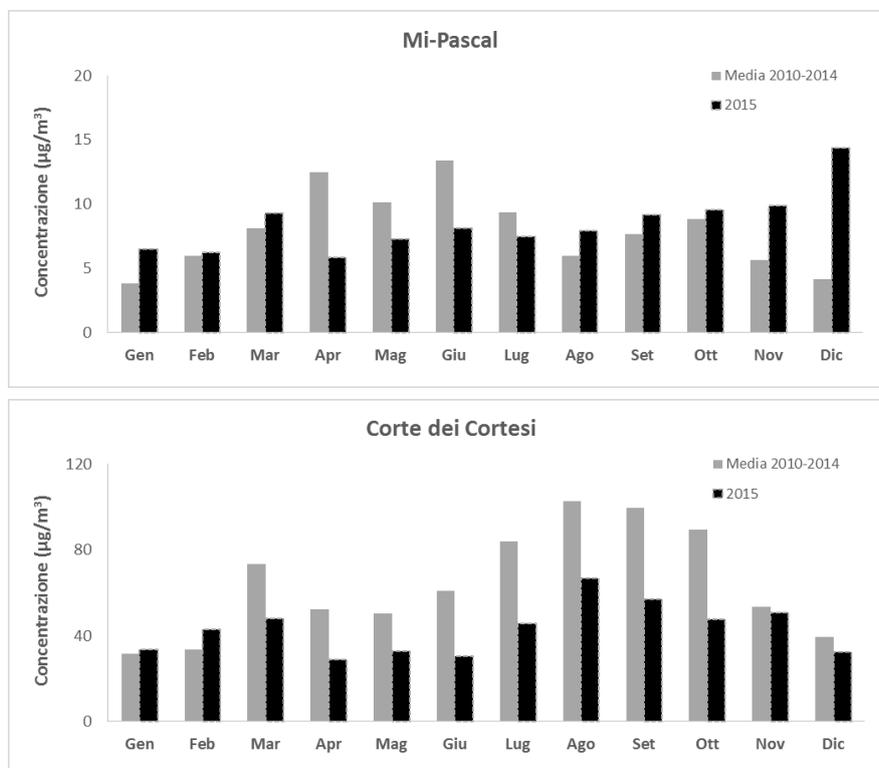


Figura 46 - Concentrazione di ammoniaca misurata in due siti, uno rurale e uno di fondo urbano, da ARPA Lombardia (Milano Pascal e Corte dei Cortesi).

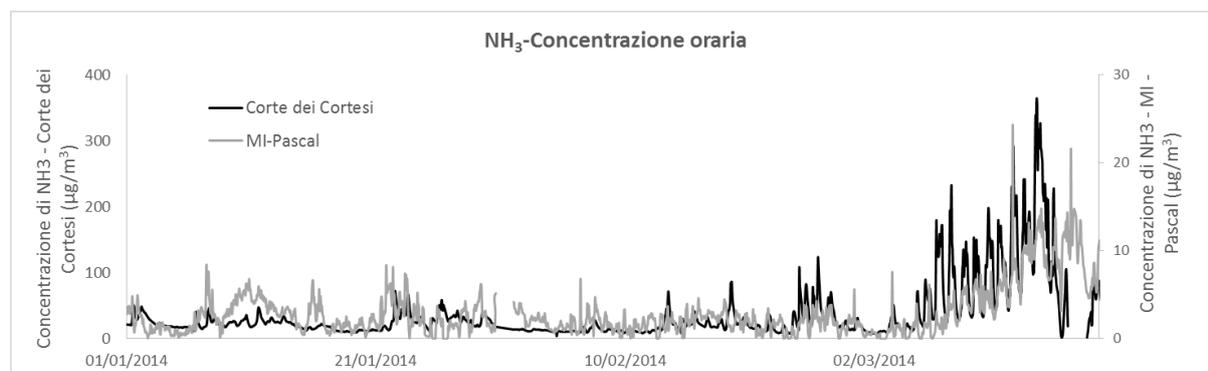


Figura47 - Concentrazione oraria di Ammoniaca a Corte dei Cortesi e Milano Pascal (dati Arpa Lombardia).

Anche ARPA Veneto ha realizzato, nel 2015 due campagne (estiva e invernale) di quattro settimane ciascuna in due siti di campionamento di fondo urbano (Rosà – VI e Santa Giustina in Colle-PD) e presso due allevamenti di bovini a Carmignano di Brenta (PD) e due allevamenti di ovaiole a Grezzana (VR) e Tarmassia (VR). Per la valutazione delle concentrazioni di NH₃ sono stati utilizzati campionatori passivi esposti per una settimana.

I valori di NH₃ più elevati sono stati registrati in prossimità di uno degli allevamenti di bovini situato a Carmignano e costituito da circa 300 capi. In generale, nei siti "hot spot" (Grezzana, Tarmassia, Carmignano) i valori di NH₃ sono stati più elevati durante la campagna estiva rispetto a quella invernale, probabilmente per effetto della maggiore volatilizzazione dell'NH₃ a temperature più elevate (Fig. 48 e Fig. 49).

E' stata verificata l'influenza, sulle concentrazioni di NH₃, oltre che della temperatura anche di altre variabili quali direzione e velocità del vento, precipitazione e altezza dello strato di rimescolamento

durante la campagna estiva 2015, confermando quanto già riportato in letteratura, ovvero che la volatilizzazione dell' NH_3 aumenta all'aumentare della temperatura, mentre le precipitazioni di almeno 20 mm di pioggia riducono significativamente la volatilizzazione di tale inquinante (relazione conclusiva disponibile alla pagina: <http://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/aria/riferimenti/documenti>).

Nel 2016 è stata realizzata un'altra campagna durante la stagione estiva presso l'allevamento di bovini (allevamento B) di Carmignano di Brenta utilizzando un analizzatore automatico e in parallelo un campionatore passivo per NH_3 . Dal confronto tra le misure effettuate presso l'allevamento utilizzando i due metodi si è verificato che lo scarto percentuale è stato inferiore al 5% (Tabella 26).

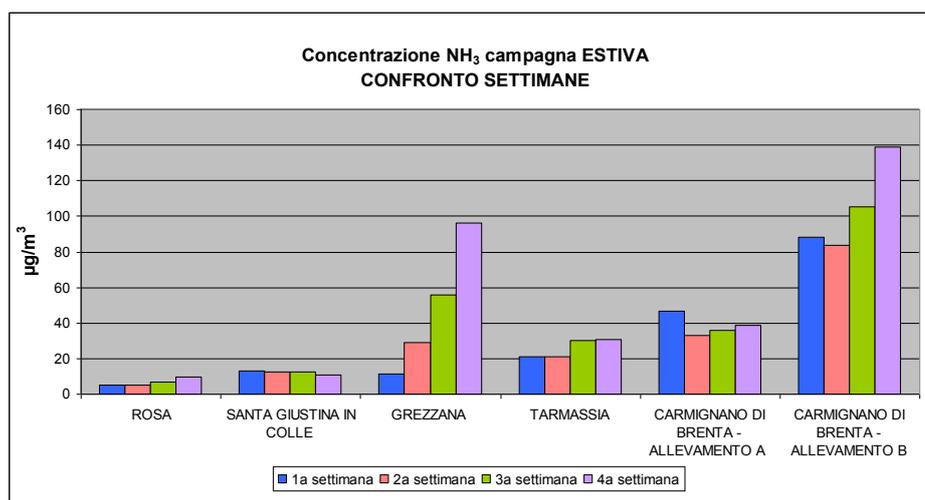


Figura 48 - Concentrazioni medie settimanali di NH_3 rilevate durante la campagna estiva in alcuni siti di campionamento in Veneto (dati ARPA Veneto).

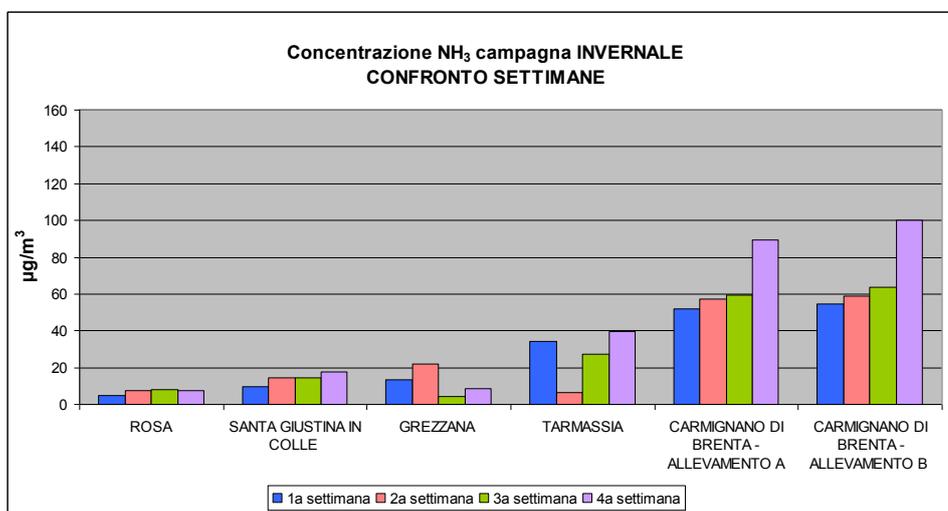


Figura 49 - Concentrazioni medie settimanali di NH_3 rilevate durante la campagna invernale in alcuni siti di campionamento in Veneto (dati ARPA Veneto)

Nonostante l'esiguo numero di campioni esposti, si ipotizza che l'utilizzo dei campionatori passivi per la determinazione delle concentrazioni di NH_3 possa essere una valida alternativa all'utilizzo dell'analizzatore automatico in aree caratterizzate da sorgenti di emissione di NH_3 rilevanti come allevamenti o aree a vocazione agricola con utilizzo di fertilizzanti.

Dall'analisi dei dati orari è stato possibile verificare come i valori più elevati di NH_3 si registrino, mediamente, nelle ore notturne e nelle prime ore del giorno (Figura 50), verosimilmente in corrispondenza dell'incremento delle attività zootecniche e alla riduzione dell'altezza dello strato di rimescolamento, ovvero per effetto delle minori capacità dispersive dell'atmosfera.

Tabella 26 - Confronto dei valori medi settimanali di NH₃ ottenuti con il campionatore passivo e i dati mediati dell'analizzatore automatico.

Periodo campionamento	[NH ₃] µg/m ³ (293 K) valore medio campionatore passivo	[NH ₃] µg/m ³ (293 K) valore medio ANALIZZATORE AUTOMATICO	N. campioni orari analizzatore automatico	Scostamento % misure (campionatore passivo vs analizzatore automatico)
14/06/2016-21/06/2016	56	54	163	+4%
21/06/2016-28/06/2016	48	49	165	-2%

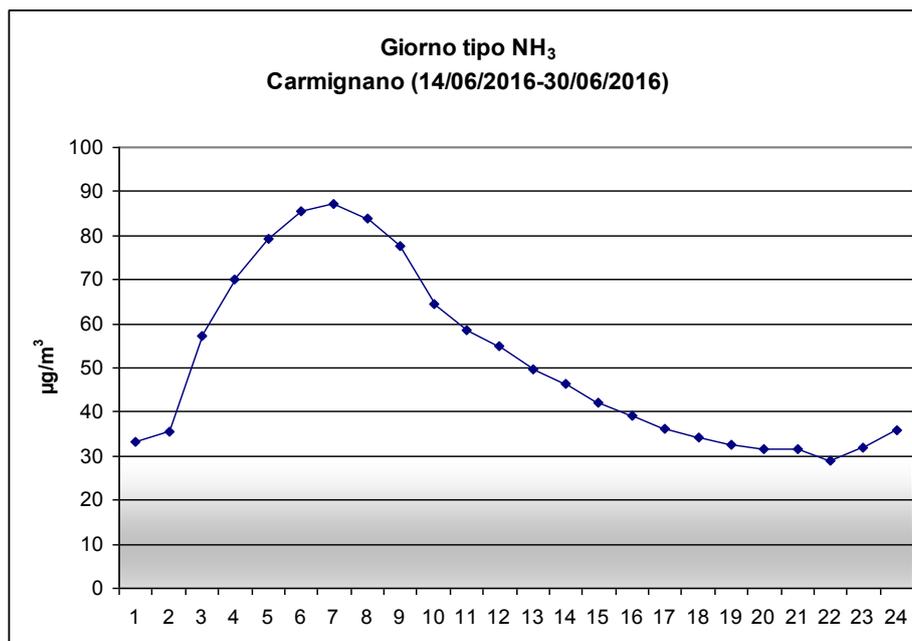


Figura 50 - Giorno tipo di NH₃ calcolato con i dati orari registrati dall'analizzatore automatico durante la campagna estiva 2016 realizzata a Carmignano (dati ARPA Veneto).

Relazione tra ammoniacca e PM2.5

L'ammoniaca è praticamente l'unica base in fase gassosa in atmosfera, la sua partecipazione alle reazioni fotochimiche è trascurabile, ma è molto attiva nelle reazioni ossido-riduttive dell'aerosol. Essa reagisce rapidamente con gli acidi disponibili (soprattutto solforico, nitrico, e, anche se presente in piccole concentrazioni, cloridrico) formando i sali corrispondenti. La presenza di ammoniacca porta alla trasformazione dell'acido solforico in solfato di ammonio in fase particolato (Pandolfi et al., 2012; Lei and Wuebbles, 2013; Squizzato et al., 2013). Quando la concentrazione di ammoniacca è superiore a due volte il solfato, in moli, l'eccesso di ammoniacca ("ammoniaca libera") è disponibile per reagire con altri acidi, principalmente l'acido nitrico per formare nitrato d'ammonio in fase particolato (Seinfeld and Pandis, 2006; Pandolfi et al., 2012; Heo et al., 2013). Alte umidità relative favoriscono tale trasformazione che si innesca già a basse temperature. Le concentrazioni di nitrato d'ammonio sono quindi più alte durante la notte e nei periodi freddi dell'anno anche perché è una specie che volatilizza ad alte temperature lasciando la fase particolato (Stelson and Seinfeld, 1982; Lonati et al., 2005; Squizzato et al., 2013; Sandrini et al. 2016).

Il contributo dell'ammonio al PM2.5 nelle misure eseguite in Emilia-Romagna per il Progetto Supersito è stato stimato intorno al 9-13%, mentre il contributo totale del SIA (Secondary Inorganic Aerosol - Aerosol Secondario Inorganico) è stato stimato intorno al 40%, principalmente nitrato d'ammonio nei periodi freddi e principalmente solfato d'ammonio nei periodi caldi (www.supersito-er.it). Nelle misure effettuate in Lombardia, nell'ambito di analogo Progetto Supersito Lombardo nonché nell'ambito della rete di fondo nazionale, l'ammonio rappresenta circa il 7-10% del PM2.5 mentre l'Aerosol Secondario Inorganico ne costituisce circa il 30-40%.

La concentrazione del particolato fine secondario oltre che dalla disponibilità di ammoniacca dipende fortemente dalla composizione dell'atmosfera (principalmente dalla presenza di solfati e nitrati) così come dalle condizioni meteorologiche. In un'atmosfera idealmente priva di ammoniacca non ci sarebbe formazione di sali d'ammonio in quanto gli ossidi di azoto e zolfo non contribuirebbero alla formazione di particolato secondario inorganico non avendo un catione (NH_4^+) disponibile a cui legarsi. Allo stesso modo non si avrebbe produzione di particolato secondario inorganico in un'atmosfera priva di SO_2 e NO_x che sono riconducibili a tutti i processi di combustione come ad esempio riscaldamento e traffico. Il solfato d'ammonio e il nitrato d'ammonio presenti in atmosfera non sono attribuibili quindi solo alla sorgente agricoltura ma alla coesistenza delle diverse sorgenti emissive presenti sul territorio.

Prendendo a titolo di esempio Milano-Pascal (stazione urbana di fondo) e Corte dei Cortesi (stazione di fondo rurale vicina alle sorgenti emissive), si nota che la concentrazione di ammoniacca a Corte dei Cortesi è quasi 8 volte quella riscontrata a Milano-Pascal (Tabella 25) mentre la concentrazione di ammonio a Corte dei Cortesi ($2.7 \mu\text{gm}^{-3}$) è circa 2 volte quella di Milano-Pascal ($1.4 \mu\text{gm}^{-3}$). Quindi osservando le concentrazioni di ammonio in fase particolato non si ritrova la differenza di concentrazione osservata considerando l'ammoniaca. Questo significa che l'ammonio presente in area urbana è la somma dell'ammonio trasportato dall'area agricola e dell'ammonio prodotto in ambito urbano dall'ammoniaca proveniente dall'area agricola che in città ha trovato consistenti quantità di NO_x con cui interagire.

In conclusione la sorgente agricoltura concorre alla formazione del PM2.5 in parte attraverso il particolato primario emesso dai macchinari agricoli e l'effetto del risollevarlo del crostale ad essi legato, ma soprattutto attraverso la partecipazione dell'ammoniaca emessa alla formazione di Aerosol Secondario Inorganico, il cui contributo risulta non affatto trascurabile nel bacino padano (30%-40%).

È però improprio cercare di attribuire alla sola sorgente agricoltura la frazione di PM2.5 secondario poiché l'impatto dell'ammoniaca emessa dalla sorgente agricoltura è strettamente accoppiato a quello delle combustioni; la riduzione dell'Aerosol Secondario Inorganico deve necessariamente passare attraverso la riduzione dell'ammoniaca contestualmente alla riduzione degli ossidi di azoto derivanti dalle combustioni in genere.

Interventi e prospettive

Risulta strategico cercare di mitigare l'impatto che questa importante attività produttiva ha sulla qualità dell'aria in aree particolarmente sensibili come quelle della pianura padana, sia per l'estensione delle pratiche agricole e zootecniche che per la conformazione caratteristica della zona che rende più difficile il ricambio delle masse d'aria.

Tutte le regioni dell'area a tal fine hanno emesso Piani di qualità dell'aria in cui sono descritte azioni che potranno contribuire a diminuire anche sostanzialmente, secondo gli scenari previsti dai modelli (Fig. 51), l'impatto delle attività agricole e zootecniche. Ciò è peraltro coerente con quanto espresso nell'Accordo di programma per il miglioramento della qualità dell'aria nel Bacino Padano, in particolare negli articoli 5 e 7, nel 2013 (www.mit.gov.it), da cui risulta fondamentale un intervento coordinato sovraregionale per ottenere la riduzione sia del particolato (ad es. PM2.5) che dei gas precursori (ad es. NH₃).

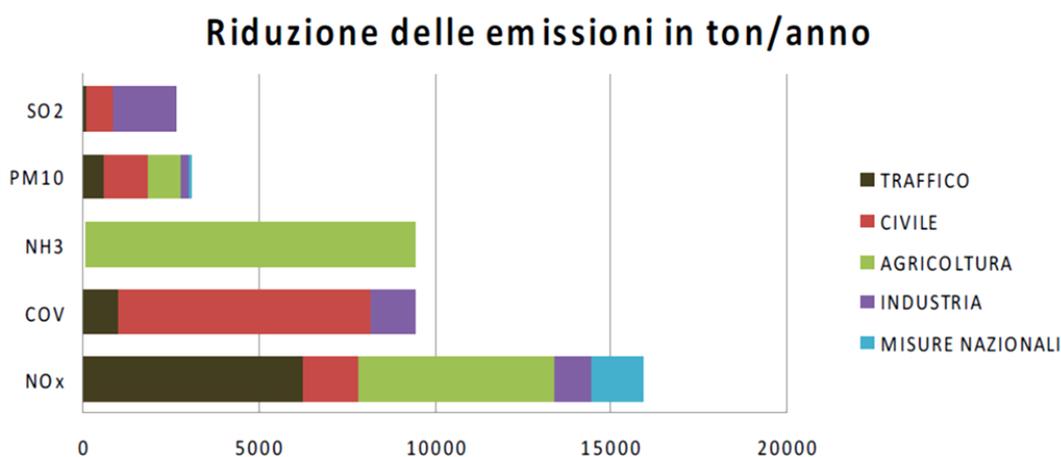


Figura 51 - Scenario di riduzione delle emissioni in regione nel caso dell'adozione delle azioni previste dal Piano Aria Integrato Regionale 2020 dell'Emilia-Romagna (PAIR2020).

Al fine della riduzione delle emissioni in atmosfera derivanti da tale comparto, nell'ambito delle attività dei Gruppi di Lavoro di Bacino Padano istituito mediante tale Accordo sono state predisposte le "Linee guida per la riduzione delle emissioni in atmosfera provenienti dalle attività agricole e zootecniche".

Alcune delle misure adottate prevedono, ad esempio per le attività zootecniche, diminuire la quantità di azoto presente nei mangimi utilizzati, migliorare la tipologia costruttiva dei ricoveri animali e delle strutture di stoccaggio oltre che migliorare le tecniche di gestione e di spandimento dei reflui.

La pianificazione di campagne periodiche di monitoraggio dell'NH₃ in aree rurali interessate da attività agricole e zootecniche, potrebbe costituire un utile strumento di valutazione delle concentrazioni medie di questo inquinante, anche a seguito dell'adozione di misure di mitigazione delle emissioni descritte.

BIBLIOGRAFIA

Backes A. M., Aulinger A., Bieser J., Matthias V., Quante M., 2016. Ammonia emissions in Europe, part II: How ammonia emission abatement strategies affect secondary aerosols. *Atmospheric Environment* 126, 153 – 161.

Bouwmeester R.J.B., Vlek P.L.G., Stumpe J.M., 1985. Effect of environmental factors on ammonia volatilization from a urea-fertilized soil. *Soil Science Society of America Journal* 49, 376–381.

Clarisse L., Clerbaux C., Dentener F., Hurtmans D., Coheur P.F., 2009. Global ammonia distribution derived from infrared satellite observations. *Nature Geoscience* 2, 479–483.

Henschel S., Querol X., Richard Atkinson R., Pandolfi M., Zeka A., Le Tertre A., Analitis A., Katsouyanni K., Chanel O., Pascal M., Bouland C., Haluza D., Medina S., Goodman P.G., 2013. Ambient air SO₂ patterns in 6 European cities. *Atmospheric Environment* 79, 236 – 247.

Heo J., McGinnis J. E., de Foy B., Schauer J. J., 2013. Identification of potential source areas for elevated PM_{2.5}, nitrate and sulfate concentrations. *Atmospheric Environment* 71, 187–197.

Lei H., Wuebbles D. J., 2013. Chemical competition in nitrate and sulfate formations and its effect on air quality. *Atmospheric Environment* 80, 472 – 477.

Lonati G., Giugliano M., Butelli P., Romele L., Tardivo R. Major chemical components of PM_{2.5} in Milan (Italy), 2005. *Atmospheric Environment* 39, 1925–1934.

Pandolfi M., Amato F., Reche C., Alastuey A., Otjes R. P., Blom M. J. and Querol X., 2012. Summer ammonia measurements in a densely populated Mediterranean city. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12, 7557–7575.

Sandrini S., van Pinxteren D., Giulianelli L., Herrmann H., Poulain L., Facchini M.C., Gilardoni S., Rinaldi M., Paglione M., Turpin B. J., Pollini F., Zanca N., Decesari S., 2016. Size-resolved aerosol composition at an urban and a rural site in the Po Valley in summertime: implications for secondary aerosol formation. *Atmospheric Chemistry and Physics* 16, 10879–10897.

Seinfeld J. H., Pandis S. N. [Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change](#), 2006.

Sommer S.G., Olesen J.E., Christensen B.T., 1991. Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. *Journal of Agricultural Science* 117 (1), 91–100.

Squizzato S., Masiol M., Brunelli A., Pistollato S., Tarabotti E., Rampazzo G., and Pavoni B., 2013. Factors determining the formation of secondary inorganic aerosol: a case study in the Po Valley (Italy). *Atmospheric Chemistry and Physics* 13, 1927 – 1939.

Stelson A.W., Seinfeld J.H., 1982. Relative humidity and temperature dependence of the ammonium nitrate dissociation constant. *Atmospheric Environment* 16, 983–992.

Warner J.X., Wei Z., Strow L.L., Dickerson R.R. and Nowak J.B., 2015. The global tropospheric ammonia distribution as seen in the 13-year AIRS measurement record. *Atmospheric Chemistry and Physics* 16, 5467 – 5479.

LE COMBUSTIONI ALL'APERTO, IMPORTANTI SORGENTI DI PM10 E COMPOSTI TOSSICOLOGICAMENTE RILEVANTI

Claudia Ceppi ¹, Stefano Spagnolo ¹, Massimo Monteleone ², Giovanna Marson ³, Luca Zagolin ³, Salvatore Patti ³, Furio Forni ⁴

¹ ARPA Puglia – Centro Regionale Aria; ² Università degli Studi di Foggia - Dipartimento di Scienze Agrarie, degli Alimenti e dell'Ambiente; ³ ARPAV – Osservatorio Regionale Aria; ⁴ Regione Toscana – Direzione Politiche Ambientali, Energia e Cambiamenti Climatici

Il Contesto di riferimento

Premessa

La combustione in loco (libera ed incontrollata) di residui, scarti o rifiuti è considerata lecita o meno a seconda della tipologia del materiale bruciato, delle finalità per cui essa si effettua, del luogo in cui si realizza. Esempi di tale combustione annoverano: la combustione degli scarti dell'edilizia, la bruciatura incontrollata di rifiuti abbandonati, l'accensione di falò, i fuochi d'artificio, la combustione in campo aperto dei residui agricoli e forestali.

Benché tutte le combustioni sopra descritte possano rappresentare contributi importanti ancorché episodici al peggioramento sui livelli di qualità dell'aria, sono qui affrontate esclusivamente le attività di tipo agricolo, ovvero la combustione libera dei residui colturali in loco con riguardo specifico alla bruciatura delle stoppie, delle paglie e delle potature, in quanto tali attività sono state considerate da molti consuete ed ordinarie prassi agricole, finalizzate alla mineralizzazione degli elementi contenuti nei residui organici, alla concimazione dei terreni coltivati ed al controllo delle fonti di inoculo e propagazione delle fitopatie in grado di colpire le colture agrarie. Nel corso degli ultimi decenni queste pratiche, sono divenute oggetto di progressiva critica, in quanto causa d'inquinamento atmosferico, cattiva gestione del suolo agrario e impatto negativo sulla biodiversità e sul paesaggio.

Vietare le combustioni in campo (soprattutto nelle aree dove si sono riscontrati superamenti dei valori limite di qualità dell'aria per le polveri sottili, di seguito PM10 e per il Benzo(a)pirene, (B(a)P) assume una rilevanza strategica che andrebbe ribadita e rafforzata.

Gestione/smaltimento dei residui agricoli

Recentemente, la combustione dei residui agricoli è stata interpretata, “*a torto o a ragione*”, non solo come ordinaria pratica agricola, ma come modalità di smaltimento degli scarti ottenuti in ambito agricolo o residenziale/domestico (potature di giardini, manutenzione del verde pubblico e privato, ecc.). Tali attività sono state regolamentate da normative specifiche, sia locali che nazionali.

Rischio incendi

Brucciare residui agricoli e stoppie in campo, in assenza di controllo, comporta un elevato rischio di incendi (così come comprovato dai dati del Corpo Forestale dello Stato) con conseguenti danni diretti a cose e persone ed uno scadimento della qualità del paesaggio. A tale proposito le Regioni e molti Enti locali hanno provveduto a disciplinare le modalità ed i tempi per l'esercizio controllato delle attività di bruciatura in campo di stoppie, ramaglie, avanzi di potature, ed altri residui vegetali.

Effetti della combustione all'aperto sull'ambiente e sulla salute

Di recente, la combustione all'aperto (incontrollata) ha assunto un ruolo primario nelle politiche ambientali e di tutela della salute della popolazione. La natura ligno-cellulosica dei residui fa sì che la loro combustione all'aperto costituisca una fonte d'inquinamento dell'aria. Pertanto, tali combustioni sono considerate delle sorgenti di emissione, in particolare di polveri sottili (PM10 e PM2.5) e di Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA), soprattutto BaP. La combustione dei residui agricoli al di fuori di un impianto dedicato, provvisto di un apparecchio di combustione, non è soggetta ad alcuna possibilità di controllo delle condizioni che limitano le emissioni in atmosfera e, pertanto, comporta emissioni rilevanti, molto maggiori (fino a 100 o 1000 volte in più) rispetto a quelle generate da un impianto di conversione energetica dotato, ad esempio, di idonei sistemi di abbattimento. Inoltre, l'incenerimento all'aperto rappresenta una combustione non completa, in quanto la temperatura del fuoco non è sufficientemente alta ed il materiale combustibile brucia per un tempo insufficiente, determinando emissioni maggiori rispetto ad un processo completo e controllato presso impianti idonei.

Le pratiche in oggetto, pur avendo complessivamente un impatto inferiore sulla qualità dell'aria, per la minore quantità di materia bruciata, rispetto all'utilizzo energetico delle biomasse solide, come la legna, impiegate per il riscaldamento in ambito residenziale (camini, stufe a legna, ecc.), costituiscono ugualmente un fenomeno negativo sul piano ambientale ed uno spreco energetico. Tali pratiche, particolarmente nelle vicinanze delle aree urbane, sono origine di forti proteste e in alcuni casi di allarme sociale per i fumi che vengono generati. La diffusione della combustione di scarti e rifiuti agricoli, inoltre, accentua il rischio che, contestualmente, siano illecitamente bruciati anche rifiuti di altra natura.

Occorre pertanto valutare, controllare e ridurre l'impatto negativo di queste sorgenti emissive il cui effetto tossicologico può essere rilevante a livello locale, prevedendo (o riaffermando) limitazioni e controlli. Tale aspetto è particolarmente importante per alcune realtà del territorio nazionale dove le combustioni all'aperto rappresentano le principali sorgenti emissive locali come nel caso di le vaste aree di coltivazione intensiva di riso, grano, ulivi ed altre produzioni tipiche delle pianure italiana.

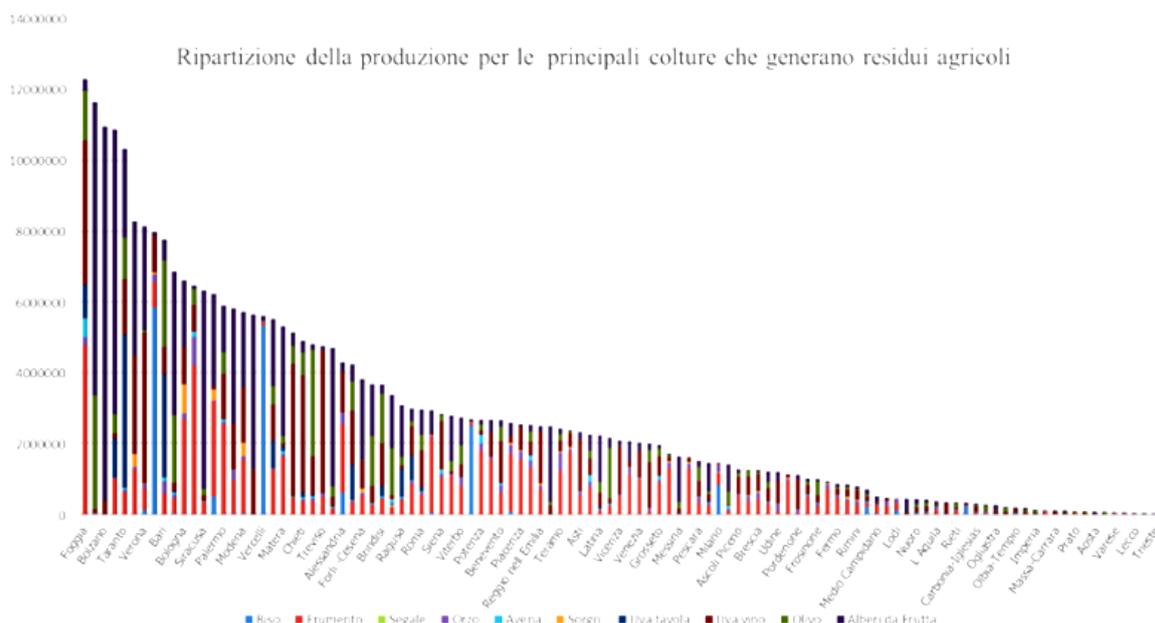


Figura 52 – Produzione provinciale ripartite nelle principali colture che sono considerate ai fini del calcolo delle emissioni per i settori SNAP 0907 e 1003.

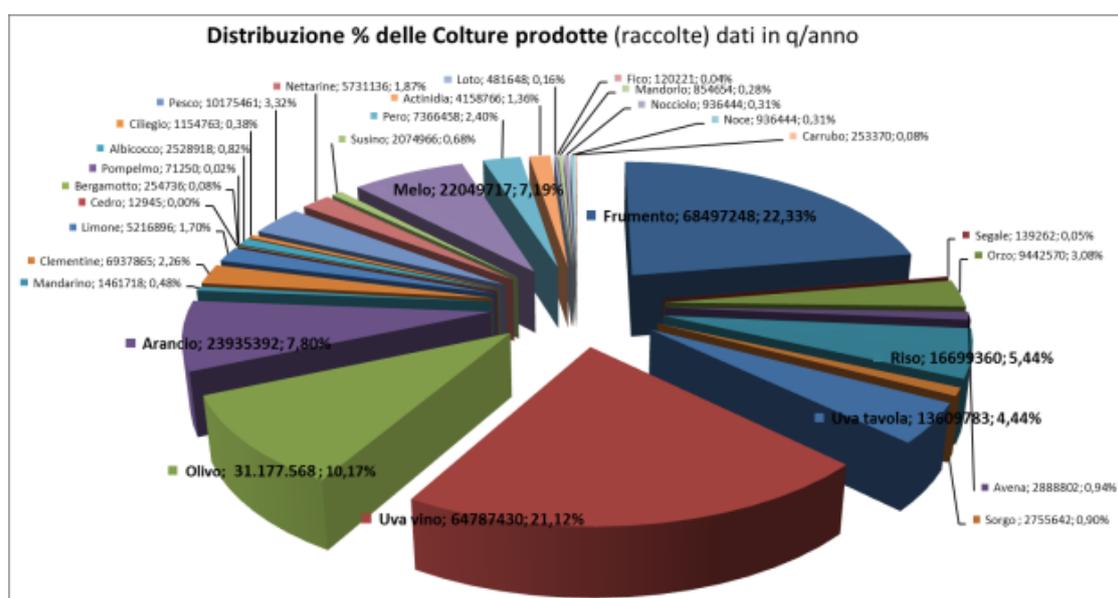


Figura 53 - Fonte: elaborazioni ARPA Puglia su dati dell'Inventario delle emissioni in atmosfera di ISPRA

I residui agricoli

Si definiscono “*residui agricoli*” o “*residui colturali*” quegli scarti di vegetazione che si ottengono direttamente sul campo coltivato contestualmente, o a seguito, degli interventi di raccolta del prodotto principale. Sono rappresentati dai residui di colture cerealicole, industriali od orticole nonché da potature di colture arboree da frutto (in particolare distinguiamo le “*frasche*”, nel caso dell’olivo, dai “*sarmenti*”, nel caso del vigneto). L’ammontare di tali biomasse è oltremodo variabile, sia da specie a specie che in rapporto alle condizioni operative ed alle tecniche di coltivazione adottate. In forma minore residui vegetali sono prodotti anche in ambito urbano, nella gestione dei giardini, delle aree verdi, dei parchi e dei cimiteri. La combustione dei residui di vegetazione in ambito urbano è vietata in quanto essi sono assimilati ai rifiuti urbani e pertanto devono essere raccolti e smaltiti secondo la normativa vigente. Anche i rifiuti dell’attività agricola (non assimilabili ai residui vegetali), quali ad esempio gli imballaggi usati, i sacchi dei fertilizzanti, i contenitori di prodotti fitosanitari, i vassoi in polietilene, ecc., spesso vengono eliminati in modo indebito e molto dannoso, ridotti in cataste e bruciandoli direttamente in campo. La combustione di questo materiale è un processo non autorizzato in quanto rappresenta una combustione incontrollata di rifiuti.



Figura 54 – Esempio di combustioni in pieno campo

Le stoppie

La mietitrebbiatura è un’operazione meccanica che consente la raccolta di vari tipi di colture, principalmente cereali e leguminose secche da granella. Ciò che residua dal taglio delle piante e che rimane aderente alla superficie del suolo sono le “*stoppie*”, più o meno abbondanti in rapporto all’altezza a cui opera la barra falciante. La restante parte epigea delle piante, già sottoposte a mietitura, viene trebbiata, di modo che avvenga la separazione fra la granella e la parte residua che costituisce le paglie. Le paglie, a questo punto sono abbandonate al suolo. Esse possono essere preventivamente trinciate e sparse sulla superficie del terreno coltivato (avvalendosi di speciale attrezzatura montata sulla mietitrebbia) ovvero possono essere disposte in “*andane*” (speciali corsie di opportuna ampiezza) per agevolare il successivo processo di “*imballatura*” e, pertanto, un più agevole ritiro dal campo e trasporto al centro di stoccaggio.

I residui agricoli come risorsa e materia prima energetica

I residui agricoli di coltivazione, rispetto alle biomasse ottenute da colture energetiche dedicate, manifestano un prezioso vantaggio che ne giustifica l’impiego prioritario ai fini energetici. Ad essi, infatti, non è ascrivibile alcuna emissione clima-alterante con riferimento alla fase di coltivazione agricola (la fase energeticamente più onerosa dell’intera filiera); tutti i costi energetici ed emissivi sono, per convenzione, addebitati al prodotto principale, quello con valore commerciale superiore (per esempio: la granella rispetto alle paglie). Effetto emissivo diretto (*ceteris paribus*) riguarda la gestione dei residui, ovvero la possibilità che essi possano essere impiegati come apporto organico al suolo o, in alternativa, sottratti dal campo e destinati a conversione energetica. Questa proprietà “*zero-emission*” rende i residui agricoli di coltivazione una materia prima potenzialmente ottimale per l’ottenimento di biocarburanti innovativi (di seconda generazione), a basso impatto ambientale e con un’efficacia di abbattimento dei GHGs⁴ assai superiore ai biocarburanti convenzionale (di prima generazione). La natura ligno-cellulosica di tutti i residui agricoli li rende i combustibili idonei a processi termochimici di conversione energetica (combustione, pirolisi e gassificazione). In via di progressiva affermazione tecnologica sono inoltre i processi di bioraffinazione finalizzati ad ottenere la disponibilità di biocarburanti a partire da processi di trattamento termico (BtL, ovvero: “*Biomass to Liquid*”) ovvero processi chimico-fisici, idrolisi e fermentazione finale ad etanolo. Il limite operativo che condiziona l’effettiva ed agevole disponibilità di queste biomasse residuali risiede in due fondamentali ostacoli: il basso quantitativo areico (espresso in tonnellate ad ettaro) e l’ampia dispersione territoriale della risorsa (da cui consegue che le aree di approvvigionamento siano assai estese). Le implicazioni che ne discendono sono del tutto evidenti, ossia la necessità di organizzare un servizio logistico assai funzionale ed efficiente che abbatta i costi di raccolta, trasporto e stoccaggio di queste biomasse.

⁴ GHGs ovvero abbreviazione di Greenhouse Gass nella terminologia italiana corrispondono a Gas Serra o Climalteranti, ovvero da definizione dell’IPPC, sono costituiti da gas atmosferici che emettono ed assorbono radiazioni nella banda infrarossa, generando greenhouse effect o “*effetto serra*”

Tematica multisettoriale

A causa degli impatti ambientali negativi conseguenti, illustrati in premessa, la combustione all'aperto è stata oggetto, negli ultimi decenni, di analisi ed approfondimenti multisettoriali riguardo alla tutela del territorio, dell'ambiente e della salute dei cittadini, nonché per la prevenzione degli incendi e la corretta gestione/smaltimento dei rifiuti.

Riferimenti normativi

Il Testo unico ambientale vigente (D.lgs.152/2006), al fine di migliorare la gestione e regolamentare la combustione all'aperto dei residui agricoli e la bruciatura in campo delle stoppie, nel 2014, ha modificato ed integrato l'art.182, sullo smaltimento dei rifiuti, aggiungendo un nuovo comma, il "6 bis"⁵ al fine di superare le problematiche aperte dal cosiddetto "decreto terra dei fuochi"⁶ che, nel 2013, aveva vietato e sanzionato qualsiasi tipo di combustione all'aperto di rifiuti. L'art.182 comma 6 bis, pertanto, rappresenta la principale norma che regola la combustione all'aperto. Si riporta per completezza il suddetto articolo da cui si deduce la multidisciplinarietà dell'argomento in esame. Il comma 6 bis all'articolo 14, della legge succitata recita quanto segue:

[..] «6-bis Le attività di raggruppamento e abbruciamento in piccoli cumuli e in quantità giornaliere non superiori a tre metri steri per ettaro dei materiali vegetali di cui all'articolo 185, comma 1, lettera f), effettuate nel luogo di produzione, costituiscono normali pratiche agricole consentite per il reimpiego dei materiali come sostanze concimanti o ammendanti, e non attività di gestione dei rifiuti. Nei periodi di massimo rischio per gli incendi boschivi, dichiarati dalle regioni, la combustione di residui vegetali agricoli e forestali è sempre vietata. I comuni e le altre amministrazioni competenti in materia ambientale hanno la facoltà di sospendere, differire o vietare la combustione del materiale di cui al presente comma all'aperto in tutti i casi in cui sussistono condizioni meteorologiche, climatiche o ambientali sfavorevoli e in tutti i casi in cui da tale attività possano derivare rischi per la pubblica e privata incolumità e per la salute umana, con particolare riferimento al rispetto dei livelli annuali delle polveri sottili (PM10)». [..]

Quest'ultima modifica ha sancito che l'eliminazione dei residui provenienti da attività agricole e assimilate, attraverso la combustione all'aperto non si configurerebbe più come una combustione illecita di rifiuti ma come normale pratica agricola consentita per il reimpiego dei materiali come sostanze concimanti ed ammendanti da poter bruciare in campo purché tali attività rispettino rigorosamente quanto previsto dalla norma. Pertanto la *combustione in loco di materiale agricolo, vegetale e forestale* derivante da sfalci, potature o ripuliture in loco, *non è più reato*. Questa modifica della normativa tuttavia non influisce sul reato di abbandoni di rifiuti (art.255) né tantomeno sulla combustione illecita di rifiuti (art.256 bis) in particolare per quanto concerne la combustione di *vegetali provenienti da aree verdi, quali giardini, parchi e aree cimiteriali* (art.255 comma 1 lett. e) effettuati *in ambito urbano*. In tale contesto la gestione/lavorazione del materiale di scarto dei parchi, delle aree verdi, delle aiuole/giardini e delle potature in aree urbane (da parte privati cittadini o da società o Enti pubblici), devono essere raccolti e smaltiti secondo la normativa vigente.

Varie regioni si sono attivate per regolamentare, attraverso l'emanazione di specifiche leggi, regolamenti e delibere, la gestione della combustione dei residui agricoli e della bruciatura delle stoppie, a seguito delle recenti normative. Le Regioni Marche (L.R.n.3/2014 art.9) e la Regione Friuli-Venezia Giulia (L.R.n.5/2014 art.2), ad esempio, sono intervenute sull'argomento attraverso proprie leggi regionali con l'intento di considerare ed inquadrare la combustione dei residui agricoli e la bruciatura delle stoppie come un'attività legata all'agricoltura non afferente alla disciplina dei rifiuti. Tali normative sono state oggetto di pronunciamento da parte della Corte Costituzionale, a seguito di ricorso del Governo.⁷ In nota si riporta una sintesi di alcuni provvedimenti adottati da alcune regioni italiane⁸.

⁵ Introdotta dalla conversione in legge del decreto 91/2014, ovvero la Legge 11 agosto 2014 n. 116 pubblicata in G.U. 20 agosto 2014, n. 192 ha ulteriormente modificato ed integrato l'art.182 del D.lgs.152/2006 sullo smaltimento dei rifiuti, già modificato nel 2013 dal "decreto Terra dei fuochi".

⁶ D.Lgs.n.136/2013 convertito con L.n.6/2014 (cosiddetto "decreto Terra dei Fuochi") dettato dalla necessità di contrastare lo smaltimento illecito di rifiuti attraverso la combustione incontrollata di rifiuti all'aperto da parte delle criminalità organizzata in alcune zone della Campania, nel vietare qualsiasi tipologia di combustione all'aperto, compreso la bruciatura delle stoppie e la combustione dei residui agricoli, ha comportato l'applicazione di svariate sanzioni e alcune condanne penali nei confronti di cittadini e produttori agricoli che bruciavano i residui agricoli;

⁷ La Corte Costituzionale, nella sentenza (Sentenza n. 16 depositata il 26 febbraio 2015), ha ricordato che recentemente anche il legislatore statale è intervenuto sulla materia attraverso l'aggiornamento del testo unico ambientale ovvero tramite l'introduzione del comma 6 bis all'art 182 già citato...

⁸ In Basilicata la L.R. n.13 del 22 febbraio 2005 art.9 e la L.R. n.22/2002 hanno modificato ed integrato la L.R. n.28/97 in merito alle "Nuove norme per la bruciatura delle stoppie e di altri vegetali di colture cerealicole"; La Regione ha deliberato in materia anche con la D.G.R. n.343/2014;

La Pratica agricola

In molti areali meridionali è ancora assai frequente la pratica della bruciatura delle stoppie (unitamente o meno alle paglie), considerata il modo più comodo ed economico di gestione dei residui colturali. Questa pratica, erronea sotto il profilo agronomico, viene vieppiù adottata nelle condizioni di persistente “ringrano” (ovvero di mono-succezione cerealicola) allorché inevitabilmente si vengono a temere recrudescenze patogene a carattere epidemico (come ad esempio la complessa sintomatologia fungina del “mal del piede” o della “septoriosi”).

La bruciatura dei residui colturali, se praticata in modo sistematico, determina la rapida mineralizzazione della sostanza organica del suolo, la progressiva disattivazione della microflora e microfauna tellurica, da cui consegue il rallentamento di tutti i processi biotici e merobiotici che si svolgono nel suolo e che presiedono alle trasformazioni biogeochimiche dei maggiori elementi nutritivi delle colture agrarie. Lo strato più superficiale del suolo perde la sua originaria permeabilità, ciò a causa del carattere prevalentemente idrofobico assegnato alle ceneri, perciò esso è maggiormente vulnerabile ai fenomeni erosivi, accentuati dalla minore infiltrazione idrica del suolo e dal prevalente ruscellamento superficiale delle acque. Si riduce significativamente la capacità di ritenuta idrica del suolo, sia a causa della minore infiltrazione dell'acqua ma anche a seguito dell'effetto destrutturante esercitato dal fuoco, prima, e dalla perdita di sostanza organica, dopo. L'azione cementante della sostanza organica, infatti, migliora lo stato aggregativo delle particelle di suolo, ne aumenta la stabilità strutturale nel tempo e la capacità volumetrica di contenere più acqua a parità di potenziale idrico. La rapida mineralizzazione degli elementi chimici più solubili in acqua (azoto, calcio, magnesio, potassio, fosforo) ne accentua il rischio di lisciviazione e/o dilavamento (specie considerando che la bruciatura viene eseguita a fine estate od inizio dell'autunno, ovvero poco prima del periodo annuale in cui si verificano le più abbondanti precipitazioni). In termini generali, è possibile affermare che i benefici registrabili a breve termine, quali la maggior disponibilità di elementi minerali, la minore immobilizzazione dell'azoto, la neutralizzazione dei semi di infestanti e degli inoculi di patogeni, non riescono a controbilanciare i gravi effetti negativi che da questa pratica possono derivare nel lungo periodo. Ne consegue che la bruciatura dei residui è sempre e comunque sconsigliabile, fatto salvo i casi di accertata presenza di patogeni. Da una prospettiva prettamente agronomica occorre chiarire in modo netto che la bruciatura dei residui agricoli (siano essi paglie, stoppie, potature od altre tipologie di residui) converte completamente in cenere la biomassa originaria. Ne consegue che l'azione ammendante ascrivibile alla sostanza organica viene completamente persa, rimanendo disponibile solo la componente minerale ed il conseguente suo effetto concimante. La pratica dell'interramento dei residui è da considerarsi buona pratica agronomica, ciò però implica un costo aggiuntivo inerente alla trinciatura ed allo spandimento dei residui in campo. Essi possono rimanere sulla superficie del terreno, a costituire una sorta di strato pacciamante o, viceversa, possono essere interrati ad una profondità non troppo elevata (i primi 15-20 cm) in rapporto al quantitativo disponibile. Aumenta così il contenuto di sostanza organica nel suolo che ne migliora la struttura e sequestra il carbonio atmosferico, si riducono largamente i fenomeni erosivi ed i rischi di inquinamento delle falde o dei corsi d'acqua superficiali per trasferimento dei nutrienti dal campo (azotati e fosfati in particolare). Ovviamente, il largo rapporto carbonio/azoto conseguente all'interramento prelude alla immobilizzazione dell'azoto a scapito della coltura in successione, a meno che non si intervenga con una compensazione fertilizzante. Conservare i residui in superficie (comunque opportunamente trinciati) implica l'adozione di tecniche di lavorazione del suolo di tipo “conservativo” (dalla minima lavorazione alla semina diretta su sodo), riduce gli estremi termici, preserva l'umidità del suolo e riduce il flusso d'evaporazione dell'acqua, riduce la germinazione delle infestanti. D'altro canto la disponibilità e l'efficienza dei diserbanti può risultare attenuata ed il rischio di diffusione dei patogeni è più elevato. Come si può constatare, nel complesso, la pratica di gestire i residui in campo è più consona ad un modello di coltivazione maggiormente ispirato al criterio della “sostenibilità” ecologica (sebbene si rendano comunque necessari trattamenti erbicidi associati alla “semina su sodo” e

In Campania la L.R. 07/05/1996, n.11 “*Modifiche ed integrazioni alla legge regionale 28 febbraio 1987, n. 13, concernente la delega in materia di economia, bonifica montana e difesa del suolo*” ha consentito tale pratica proprio a dimostrazione della storicità, della tradizione e della normale pratica agricola da sempre perseguita nel territorio;

In Puglia è vigente L.R. 12/05/1997, n. 15 “*Norme in materia di bruciatura delle stoppie*” e s.m.i. inoltre l'art.7 del D.P.G.R. n.118/2016 ha vietato la pratica della bruciatura delle stoppie e delle paglie, nonché dei residui vegetali agricoli e forestali su tutto il territorio regionale nel periodo compreso tra il 15 giugno e il 15 settembre e nelle aree Natura 2000 è sempre vietata la bruciatura delle stoppie;

In Sicilia la L.R. n.16/1996 “*Riordino della legislazione in materia forestale e di tutela della vegetazione*” che all'art. 40 regolamentava i Fuochi controllati in agricoltura è stata integrata e modificata dalla legge regionale del 14 aprile 2006 n.14 Modifiche ed integrazioni alla legge regionale 6 aprile 1996, n. 16 “*Riordino della legislazione in materia forestale e di tutela della vegetazione*”;

In Veneto la D.G.R. n.122 del 10 febbraio 2015 ha regolamentato le indicazioni inerenti la combustione dei residui vegetali agricoli e forestali in attuazione dell'art.182 comma 6-bis del D.lgs. 152/2006;

In Umbria il Regolamento Regionale n.4 del 2010 all'art. 1 consente l'abbruciamento in loco dei residui vegetali con alcune prescrizioni. Tale bruciatura ha dei vincoli anche temporali (divieto dal 1 marzo al 31 ottobre) come stabilito dalla L.R. n.28/2001 (art. 24)

concimazioni azotate integrative per superare il “*blocco*” dell’azoto). La “terza via” (alternativa sia alla bruciatura che al rilascio al suolo) è quella di sottrarre i residui dal suolo ed avviarli ad una filiera di valorizzazione energetica. Ciò deve realizzarsi senza che il suolo debba temere conseguenze negative in termini di progressivo impoverimento in sostanza organica. Una condizione di stabilità nel contenuto in carbonio organico può realizzarsi attraverso un equilibrato bilanciamento fra materiale sottratto e materiale lasciato al suolo. Ciò può avvenire ogni anno (ripartendo opportunamente le due quantità) oppure nell’arco di un periodo poliennale, alternando di anno in anno il rilascio in campo dei residui alla loro asportazione.

Condizionalità

La Comunità Europea, al fine di favorire la preservazione del livello di sostanza organica del suolo, nonché la tutela della fauna selvatica e la protezione dell’habitat, ha legiferato e regolamentato la corretta gestione dei residui colturali vietando la bruciatura delle stoppie e delle paglie, in particolare attraverso l’emanazione del Regolamento Comunitario (UE) n.1306/2013⁹ sul regime di Condizionalità in agricoltura. Questo regolamento sui criteri di gestione obbligatoria e delle norme e degli standard per il mantenimento dei terreni in buone condizioni agronomiche ed ambientali ha ribadito il divieto di bruciare in campo le stoppie, se non per motivi di salute delle piante. Il Regolamento consente comunque una deroga al divieto di bruciare le stoppie in campo in certe specifiche condizioni. Nel caso di ricorso alla deroga, è necessario prevedere degli interventi alternativi di ripristino del livello di sostanza organica del suolo tramite sovescio, letamazione o altri interventi di fertilizzazione organica. Tali deroghe sono previste nel caso di interventi connessi ad emergenze di carattere fitosanitario¹⁰ prescritti dall’autorità competente ed in caso di norme regionali inerenti alla regolamentazione della bruciatura delle stoppie e delle paglie. Le deroghe non possono comunque essere applicate in aree ricadenti in Zone di Protezione Speciale (ZPS) e nelle Zone Speciali di Conservazione (ZSC)¹¹. La normativa nazionale sulla condizionalità prevede comunque il divieto di bruciare le stoppie in campo a meno di provvedimenti specifici da parte delle Regioni e delle Province Autonome.

Politiche e azioni territoriali e ambientali messe in atto sul tema

Come riportato in premessa ai sensi dell’art.182, comma6-bis, del D.lgs. n.152/2006 le amministrazioni competenti in materia ambientale e i comuni hanno la facoltà di sospendere, differire o vietare la combustione nel caso in cui da tali attività possano derivare rischi per l’incolumità e per la salute umana con riferimento in particolare al rispetto dei livelli annuali delle polveri sottili PM10. Le politiche a livello locale dovrebbero mirare a minimizzare la combustione all’aperto dei residui agricoli e delle stoppie attraverso l’adozione di misure che incentivino la raccolta e il riutilizzo degli scarti agricoli, anche a fini energetici, in impianti con elevata efficienza di combustione. In parallelo dovrebbero essere promosse iniziative di informazione e politiche di filiera tese a facilitare il corretto utilizzo degli scarti agricoli, oltre che un impegno sul fronte della vigilanza, accompagnato dall’emanazione di specifiche ordinanze o regolamenti. Di seguito sono illustrate due esperienze di azioni messe in atto a livello regionale ai fini della riduzione delle emissioni da combustione di residui agricoli. A livello nazionale esistono poi numerose ordinanze emesse dai Sindaci proprio a seguito dell’emanazione dell’art.14 della Legge n.116 del 11 agosto 2014.

Il caso della Regione Veneto

Il Piano Regionale di Tutela e Risanamento dell’Atmosfera, approvato dal Consiglio Regionale del Veneto con DGR n.90/CR del 19 aprile 2016, prevede le seguenti misure finalizzate alla riduzione delle emissioni da combustione di residui agricoli e forestali:

- A2.4 Rafforzare il divieto di combustione incontrollata di sfalci, patate ed altri residui agricoli compatibilmente con le esigenze e pratiche agricole più importanti, accompagnando il provvedimento con specifiche prescrizioni a livello locale;

⁹ Modifica del Regolamento CE n.73/2009

¹⁰ la Direttiva 2000/29/CE - Ai fini della prevenzione di patologie fitosanitarie la normativa in particolare tale la Direttiva impone misure di profilassi specifiche di lotta obbligatoria al fine di impedire danni rilevanti all’agricoltura, all’ambiente ed al paesaggio causati dai parassiti e garantire la sicurezza alimentare in particolare si ricorda: il cancro batterico dell’actinidia, la cocciniglia del pino marittimo, vaiolatura delle drupacee, malsecco degli agrumi, colpo di fuoco batterico, flavescenza dorata della vite, punteruolo rosso delle palme, cinipide del castagno e per ultimo la XYLELLA (caso Puglia); Pertanto la CE considera la bruciatura dei residui agricoli nei casi citati come una soluzione efficace al fine di limitare la diffusione delle fitopatie. Al momento però NON è stato ancora stabilito se le misure di profilassi abbiano la prevalenza sulla norma che prevede il divieto di bruciatura in loco dei residui vegetali.

¹¹ le Direttive 92/43/CEE e 2009/147/CE che escludono la combustione di residui agricoli all’interno dei Siti di Importanza Comunitaria, delle Zone speciali di conservazione e delle Zone di Protezione Speciali;

- A2.5 Incentivazione della gestione dei residui colturali attraverso la trinciatura ed interrimento, il compostaggio o la raccolta per la valorizzazione energetica (caldaie e centrali a biomasse, biogas, syngas);
- A2.7 Regolamentazione delle pratiche relative ai falò tradizionali.

La prima delle tre misure si è concretizzata attraverso l’emanazione della DGRV 122/2015 “Indicazioni inerenti la combustione dei residui vegetali agricoli e forestali in attuazione dell’art. 182 comma 6 bis del D.lgs. 152/2006”. Il provvedimento, agganciandosi a quanto indicato al comma 6-bis dell’art. 182 del D.lgs. 152/2006, decreta che nella regione Veneto, durante il semestre invernale, dal 1 ottobre al 31 marzo, sussistono le condizioni meteo-climatiche e ambientali sfavorevoli di cui all’art. 182 comma 6 bis del D.lgs. 152/2006, per cui i Sindaci possono sospendere differire o vietare, mediante apposita ordinanza, le attività di combustione dei materiali vegetali.

Il provvedimento apre dunque alla possibilità che le amministrazioni locali vietino le attività di combustione dei materiali vegetali nel periodo in cui le condizioni meteorologiche sono maggiormente sfavorevoli alla dispersione degli inquinanti e le concentrazioni degli stessi risultino più elevate. La valutazione della criticità delle concentrazioni e delle condizioni meteorologiche è stata effettuata dall’Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto (Osservatorio Aria e Centro Meteorologico di Teolo), tramite un rapporto che costituisce l’allegato tecnico del provvedimento regionale. Il documento evidenzia, analizzando le serie storiche dei dati qualità dell’aria, le criticità per la qualità dell’aria relativamente a PM10, PM2.5 e Benzo(a)pirene (Figura 55) durante il semestre invernale (da gennaio a marzo e da ottobre a dicembre). In parallelo sono state esaminate le condizioni meteorologiche, evidenziando (Figura 56) come la riduzione dell’altezza dello strato di rimescolamento e la presenza di inversioni contribuiscano a peggiorare lo stato della qualità dell’aria durante il semestre invernale.

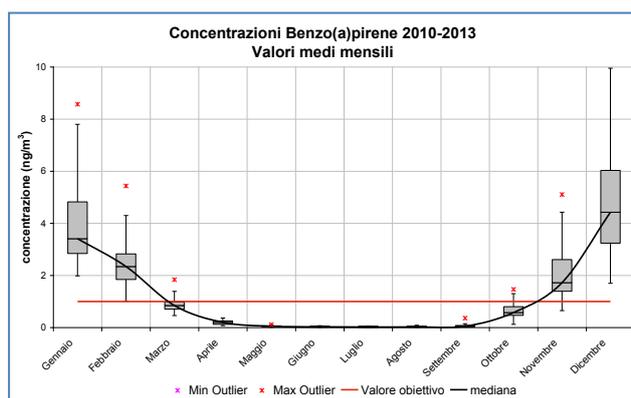


Figura 55 - Concentrazioni medie mensili di Benzo(a)pirene (2010-2013) valutate per tutte le stazioni della rete regionale di monitoraggio della qualità dell’aria situate in pianura. (Fonte: ARPAV-Osservatorio Regionale Aria)

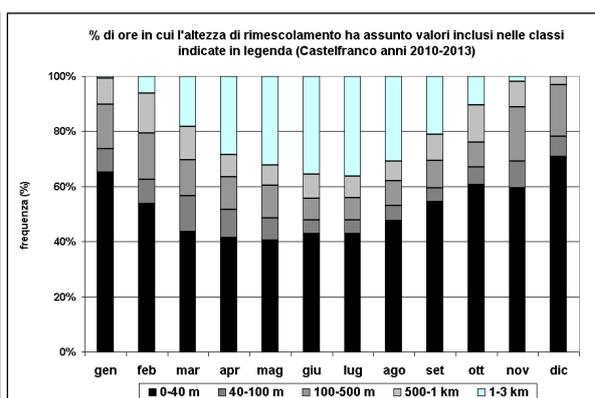


Figura 56 - Altezza dello strato di rimescolamento valutata presso la stazione di Castelfranco (TV) per gli anni 2010-2013. Suddivisione percentuale dei valori nelle classi indicate in legenda

Il caso della Regione Lombardia

Anche la Regione Lombardia, di recente, ha regolamentato la combustione in loco dei residui vegetali agricoli e forestali, in considerazione della normativa intervenuta, ovvero dell'art.14 della Legge n.116 del 11 agosto 2014, mediante l'emanazione dell'art. 2 della LR 10 novembre 2015, n.38¹².

Il provvedimento stabilisce che le operazioni di combustione dei residui forestali possano avvenire secondo le modalità stabilite dall'art. 182 comma 6 bis del D.lgs. 152/2006 solo nei territori di altitudine maggiore o uguale a 300 metri, ovvero superiore o uguale a duecento metri per i territori dei comuni appartenenti alle comunità montane. Anche in questo caso comunque rimane facoltà del Sindaco di sospendere, differire o vietare la combustione dei residui vegetali agricoli e forestali per evitare impatti diretti dei fumi sulle abitazioni o per ragioni di pubblica sicurezza oltre ovviamente a quanto consentito dall'art. 182 comma 6 bis del D.lgs. 152/2006 stesso.

Nei Comuni posti a quota inferiore vigono le disposizioni introdotte dalla precedente deliberazione n. 2525/14 che aveva disposto il divieto di combustione di tali residui vegetali dal 15 ottobre al 15 aprile di ogni anno. La delibera è stata approvata in attuazione dell'art. 182 comma 6 bis del D.lgs. 152/2006 e ha introdotto questa limitazione temporale in quanto il periodo individuato è caratterizzato mediamente da condizioni meteorologiche, climatiche e ambientali favorevoli all'accumulo degli inquinanti e nel quale si registrano, in particolare, le più elevate concentrazioni di PM10.

Effetti ambientali sulle emissioni in atmosfera

Nel corso dell'ultimo decennio è stato riconosciuto che la combustione di biomasse legnose al di fuori di impianti dedicati e provvisti di idonei sistemi di abbattimento, comporta rilevanti emissioni in atmosfera di polveri sottili e microinquinanti. In questo contesto, l'abbruciamento delle stoppie e la combustione dei residui agricoli contribuisce a peggiorare la qualità dell'aria del territorio e la salute dei cittadini soprattutto se tali pratiche sono effettuate nei periodi invernali simultaneamente all'apporto emissivo generato dal riscaldamento residenziale, in particolare nei piccoli centri urbani o rurali. I dati emissivi generati da queste tipologie di sorgenti possono essere considerati relativamente significativi (o marginali) sul totale nazionale e/o regionale ma assumono un ruolo primario e rilevante a livello provinciale e comunale. Questo si verifica spesso negli ambiti territoriali critici dal punto di vista della qualità dell'aria dove, ad esempio, sono vigenti piani di risanamento a seguito di superamenti dei valori limite previsti dalla normativa vigente. Questo tipo di combustione oltre a generare emissioni di CO₂, NO_x, CH₄, SO₂, NH₃, produce ingenti emissioni di polveri sottili (contenenti fuliggine fumo) e altre sostanze che derivano dalla combustione non completa come il monossido di carbonio (CO) e sostanze organiche tossiche come diossine (PCDD) e furani (PCDF) e idrocarburi policiclici aromatici IPA (soprattutto Benzo(a)pirene) di cui le ultime due sono sostanze cancerogene per l'uomo. L'inquinamento generato dalla combustione all'aperto delle biomasse e/o dei residui agricoli, dipende dalla tipologia di materiale (ad esempio componente vegetale e/o legnosa) e dal suo contenuto di umidità¹³. Inoltre avvenendo al suolo è un fenomeno circoscritto che ha ricadute prettamente locali, essendo minore la dispersione in atmosfera degli inquinanti generati durante il processo stesso.

¹² Tale articolo (comma 10) stabilisce che *“Al di fuori dei casi in cui trovano applicazione l'articolo 10, comma 5, della legge 353/2000 e il comma 4 del presente articolo, al fine di consentire il reimpiego di materiali come sostanze concimanti e ammendanti, contenere il rischio d'incendio e la diffusione delle specie infestanti, la combustione in loco dei residui vegetali agricoli e forestali è consentita in cumuli di quantità non superiore a tre metri steri per ettaro al giorno in tutti i periodi dell'anno, nei territori la cui quota altimetrica risulti uguale o superiore a trecento metri e a duecento metri sul livello del mare per i territori dei comuni appartenenti alle comunità montane; i sindaci individuano con proprio atto le zone di competenza situate al di sopra della suddetta quota, ai fini dell'applicazione del presente comma; è facoltà dei sindaci sospendere, differire o vietare la combustione dei residui vegetali agricoli e forestali per evitare impatti diretti dei fumi sulle abitazioni o per ragioni di pubblica sicurezza. È comunque vietato accendere all'aperto fuochi nei boschi o a distanza da questi inferiore a cento metri, fatte salve le deroghe previste nel regolamento di cui all'articolo 50, comma 4.”.*

¹³ Per tale ragione i fattori emissivi per tali attività vengono sempre riferiti alla biomassa secca.

Emissioni nazionali di PM10 e IPA

Gli inventari delle emissioni in atmosfera stimano le emissioni in atmosfera prodotte dalla combustione dei residui agricoli e dalle bruciature delle stoppie ai sensi della metodologia EMEP/EEA¹⁴. Entrambe le sorgenti emettono polveri sottili e il peso percentuale rispetto al totale nazionale delle emissioni di PM10 è nel 2014 pari a 1,2% per la combustione delle stoppie e 1,3% per la combustione dei residui agricoli (nel 1990, il peso delle emissioni rispetto al totale nazionale era pari allo 0,8% per entrambe le attività). Le emissioni di PM10 dalla bruciatura delle stoppie sono pari, nel 2014, a 2.119 Mg/a, l'1% in meno rispetto al 1990, il cui valore era pari a 2.131 kg/a. Le emissioni di PM10 derivanti dalla combustione dei residui agricoli aumentano del 3%, nel 2014 rispetto al 1990, passando da 2.231 Mg/a a 2.304 Mg/a. Dalla combustione dei residui agricoli scaturiscono anche altre sostanze tossicologicamente inquinanti quali, ad esempio, gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA). Il peso percentuale delle emissioni per questa attività rispetto al totale nazionale degli IPA (IPA4) è nel 2014 pari a 7,8%. Nello specifico la combustione dei residui agricoli è valutata attraverso la stima delle emissioni del settore SNAP¹⁵ 0907 "incenerimento dei residui/rifiuti agricoli" mentre la combustione delle stoppie è valutata attraverso la stima del settore SNAP 1003 "combustione/bruciatura delle stoppie". A livello nazionale i dati dell'inventario ISPRA consentono di analizzare il trend delle emissioni di entrambi i fenomeni. Le emissioni di PM10 e IPA sono stimate applicando la metodologia EMEP/EEA secondo l'approccio più semplice (tier1¹⁶) previsto dal Guidebook¹⁷ (EMEP/EEA, 2013). La metodologia EMEP/EEA stima le emissioni di questo tipo di fenomeni attraverso la valutazione delle così dette "emissioni diffuse"¹⁸ applicando la seguente formula/espressione ($E=I \times Fe$) dove "E" rappresenta le Emissioni di una certa sostanza inquinante, "I" rappresenta un indicatore statistico (quantitativo) caratteristico del fenomeno che si intende valutare ed "Fe" (Fattore di emissione¹⁹) rappresenta un coefficiente specifico, misurabili o disponibile in letteratura, legato all'attività emissiva (SNAP), all'inquinante, al combustibile, ed altri parametri necessari per il calcolo delle emissioni considerate. La metodologia utilizzata da ISPRA per stimare le emissioni delle bruciature in campo delle stoppie di cereali si basa sulla stima della quantità di residui fissi (sostanza secca) non asportati bruciati in campo (in modo incontrollato), a partire dalla produzione annuale (raccolta) della coltivazione dei cereali. Tale quantità successivamente viene moltiplicata per specifici fattori di emissione che restituiscono le emissioni per questa attività. Approfondimenti sulla metodologia e sui parametri utilizzati sono consultabili nel NIR²⁰ e nell'IIR²¹ elaborati da ISPRA (ISPRA, 2016a e 2016b).

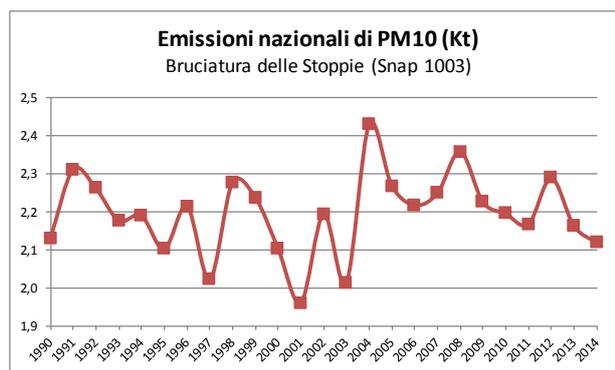


Figura 57 - Trend delle emissioni nazionali di PM10 da bruciature di stoppie (1990-2013) – Fonte: Elaborazioni ARPA Puglia su dati dell'Inventario Nazionale I.I.R. di ISPRA

¹⁴ The EMEP/EEA è un programma Comunitario cooperativo istituito per il monitoraggio e la valutazione del trasporto a lunga distanza delle sostanze responsabili dell'inquinamento atmosferico, sia di tipo antropico che naturale.

¹⁵ SNAP Selected Nomenclature for sources of Air Pollution (1997) è una nomenclatura promossa all'interno dell'Unione Europea per la redazione degli inventari delle emissioni secondo la procedura del progetto CORINAIR (CORE INventory of AIR emissions).

¹⁶ Tier1 fa riferimento alla classificazione della metodologia utilizzata per la stima delle emissioni nell'ambito EMEP/EEA, in particolare il primo livello fa riferimento ad una metodologia semplificata basata su fonti di dati collezionati per tipologie di attività.

¹⁷ <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013>

¹⁸ In contrapposizione con le emissioni cosiddette Convogliate, ovvero quelle derivanti da processi controllati principalmente di tipo industriale.

¹⁹ Il fattore di emissione rappresenta l'emissione riferita all'unità di attività della sorgente, espressa ad esempio come quantità di inquinante emesso per unità di prodotto processato.

²⁰ National Inventory Report. Technical report

²¹ Informative Inventory Report

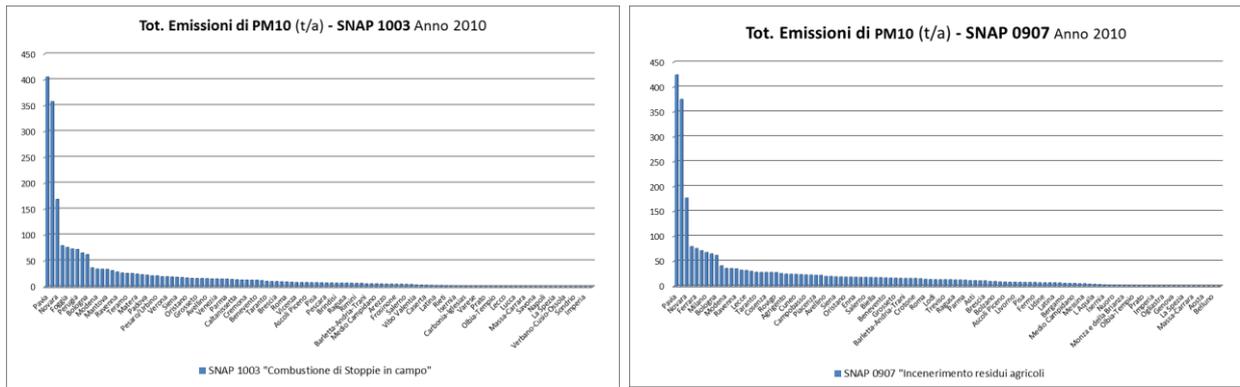


Figura 58 – Disaggregazione delle emissioni nazionali di PM10 a livello provinciale (2010) generate rispettivamente dalla bruciatura delle stoppie e dalla combustione dei residui agricoli – Fonte: Elaborazioni ARPA Puglia su dati dell’Inventario delle emissioni in atmosfera di ISPRA

La stessa metodologia è utilizzata per stimare le emissioni da combustione all’aperto (in campo) dei residui agricoli (SNAP 0907), considerando come indicatore di attività la quantità di residui rimovibili (in seguito alle potature stagionali delle colture arboree legnose, quali ad esempio vite, olivo, agrumi e fruttiferi) bruciati (sostanza secca), diversi dai residui fissi. Tale indicatore moltiplicato per specifici fattori di emissione restituisce le emissioni del 0907²². Le emissioni di IPA4 sono stimate solo nel caso della combustione di residui agricoli. Tale emissione è pari, nel 2014, a 5.991 kg/a, il 3% in più rispetto al 1990, il cui valore era pari a 5,802 kg/a.

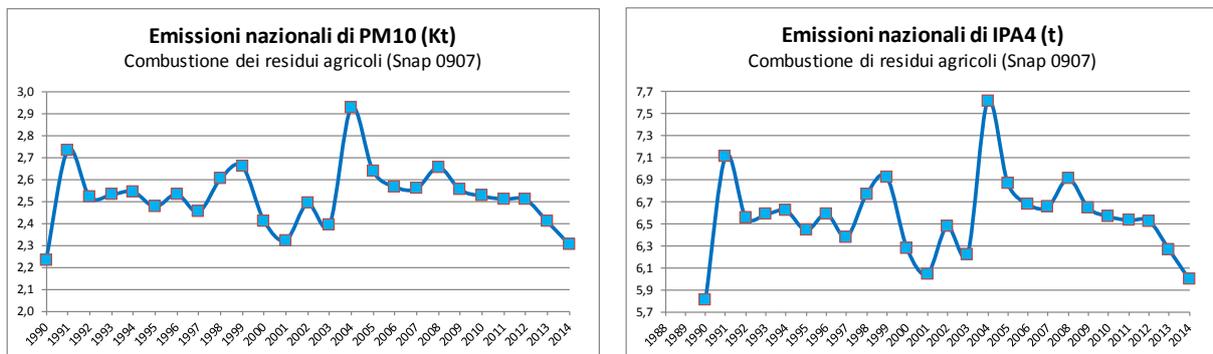


Figura 59 – Trend delle emissioni nazionali di PM10 e IPA4 da combustione di residui agricoli (1990-2014) – Fonte: Elaborazioni ARPA Puglia su dati dell’Inventario Nazionale I.I.R. di ISPRA

²² Approfondimenti sulla metodologia e sui parametri utilizzati sono consultabili nell’IIR di ISPRA (ISPRA, 2016b).

Emissioni di PM10 in alcune regioni italiane

Le stime delle emissioni regionali prodotte dalla combustione dei residui agricoli e dalle stoppie è determinata dagli inventari regionali e provinciali delle emissioni in atmosfera aggiornati ogni 2-3 anni ai sensi dell'art. 22 del D.lgs. 155/2010. La metodologia utilizzata è quella, precedentemente illustrata, delle emissioni diffuse. I dati emissivi stimati tra una regione e l'altra possono variare in quanto si rilevano delle differenze metodologiche legate alla scelta e all'utilizzo degli indicatori ("I") e dei fattori di emissione "Fe", alla disponibilità delle base dati e delle fonti nonché alle valutazioni operate dai tecnici che realizzano gli inventari. Osserviamo, ad esempio, che per stimare le emissioni di PM10 da bruciatura delle stoppie (SNAP 1003), le regioni Piemonte e Lombardia prendono in

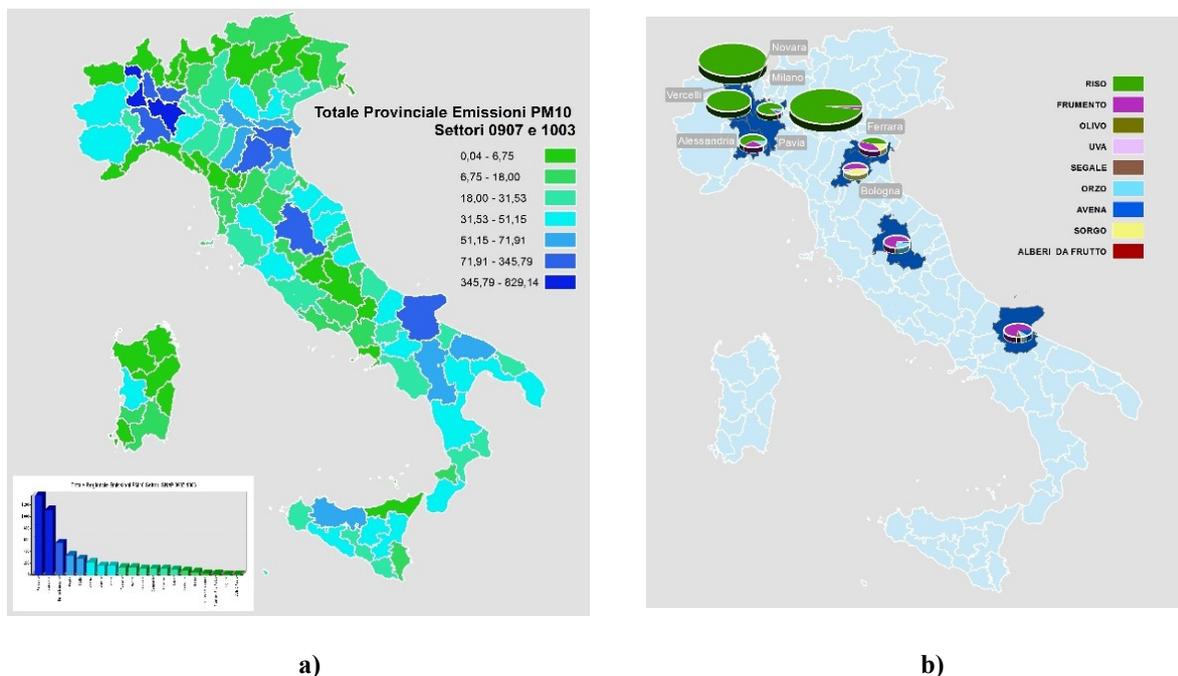


Figura 60 a) Mappa della distribuzione del contributo provinciale delle emissioni PM10 rinvenienti dai settori SNAP 0907 e 1003, in calce è riportato il grafico della distribuzione regionale. **b)** Mappa che illustra le province che maggiormente contribuiscono al totale nazionale delle emissioni di PM10 rinvenienti dai settori SNAP 0907 e 1003. L'ampiezza del grafico è in funzione del contributo provinciale al totale ed il grafico illustra la distribuzione fra le colture.

considerazione come indicatore la quantità di paglia di riso bruciata, la Liguria e la Toscana gli ettari di superficie cerealicola bruciata, la Puglia, in accordo con la metodologia ISPRA, la quantità di residui rimovibili bruciati (sostanza secca). Anche nella stima delle emissioni da combustione dei residui agricoli (SNAP 0907) l'indicatore è spesso diverso tra una regione all'altra. L'indicatore utilizzato in Lombardia è la quantità incenerita di residui agricoli, in Puglia è la quantità di residui rimovibili bruciati (sostanza secca), mentre in Valle d'Aosta è la Superficie Agricola Utilizzata SAU adibita a "orto familiare", "ortaggi" e "frutteto". In alcuni casi utilizzando lo stesso indicatore possono variare le fonti e il metodo di calcolo dell'indicatore a seguito di decisioni e ipotesi poste a livello regionale. Le suddette considerazioni valgono anche per la scelta dei fattori di emissione che possono essere diversi tra loro a secondo dei riferimenti bibliografici presi in esame per la definizione dei Fe da impiegare per la stima delle emissioni. Al variare degli indicatori e dei Fe scelti le emissioni delle attività SNAP 1003 e 0907 possono variare di più ordini di grandezza tra una regione e l'altra.

A seguito di una prima ricognizione dei dati emissivi degli inventari regionali si è osservato che:

- la bruciatura delle stoppie in campo contribuisce alle emissioni di PM10 totali regionali per una quota che varia tra il 2 ed il 3 % in Piemonte (641 Mg/a nel 2010) e Lombardia (501 Mg/a nel 2012), mentre in Puglia (376,4Mg/a nel 2010) il contributo risulta essere pari a circa il 1,7%, il contributo di tale settore per la Liguria risulta essere inferiore all'1 %. Nelle altre Regioni i contributi sono inferiori all'1%, come nel caso della Toscana, del Lazio e del Veneto, o l'attività non è stata stimata (come nel caso dell'Emilia Romagna, dell'Umbria, della Valle d'Aosta e delle province di Trento e Bolzano).
- la combustione dei residui agricoli è un'attività emissiva stimata in poche regioni italiane ma sembra comportare un'emissione pari o maggiore rispetto a quella delle stoppie e pertanto sarà

oggetto di approfondimenti metodologici da parte degli esperti in materia. Nel 2010 in Puglia si sono stimate circa 4.606,4 Mg/a di PM10 con un contributo superiore al 15% del totale regionale. In Lombardia (2012), nel Lazio, e in Valle d'Aosta (2010) tale emissione risulta poco significativa (con un contributo di PM10 inferiore all'1%). Nelle altre regioni l'attività (0907) non è stata stimata (come nel caso dell'Emilia Romagna, della Liguria, dell'Umbria, del Piemonte e delle province di Trento e Bolzano).

Non è facile effettuare campagne di rilevamento specifiche visto che questo non presenta caratteristiche temporali preventivabili con previsione in anticipo. Le emissioni sopra descritte però sono tali da poter rappresentare un contributo significativo al peggioramento della qualità dell'aria locale anche per i composti più tossicologicamente rilevanti, comparabile a quello rilevato in occasione di fuochi rituali e festività paesane (Masiol et al, 2014).

Esperienze ed iniziative avviate in Italia e possibili azioni intraprese e da intraprendere

Occorre attivare tutte le azioni possibili al fine di ridurre/eliminare la pratica di abbruciamento all'aperto dei residui agricoli il cui contributo all'inquinamento da materiale particolato fine non può essere trascurato.

Affinché tali azioni siano efficaci, non è possibile contare semplicemente sull'effetto "deterrente" esercitato dall'apparato normativo e dalle sanzioni ad esso connesse; in aggiunta, occorre far leva su strumenti di "premieria" ed "incentivazione", ovvero è opportuno prospettare una reale "convenienza" economica legata ad una corretta e razionale gestione dei residui colturali da parte degli agricoltori.

Nel quadro della PAC (Politica Agricola Comune), oltre a quanto già riferito in merito alla "Condizionalità" (primo "pilastro"), è opportuno segnalare le misure agro-ambientali del PSR (Piano di Sviluppo Rurale – secondo "pilastro"): incentivi sono previsti nel caso in cui l'agricoltore si impegni ad eseguire sui seminativi aziendali l'interramento delle paglie, ovvero adottare una gestione "conservativa" del suolo mediante lavorazioni minime o semina su "sodo", apporto di ammendanti ed inerbimento con colture di copertura.

Oggi, nella prospettiva di conseguire la piena valorizzazione della produzione potenziale di qualunque coltura agraria (sia essa erbacea od arborea), ai residui dovrebbe essere corrisposta la valenza di "sottoprodotto". Ciò evidenzia la possibilità che essi abbiano uno sbocco commerciale ad integrazione del reddito agrario conseguibile dal prodotto principale. In particolare, specifico assegnamento vien fatto sul progressivo sviluppo della "bioeconomia". Simile valenza (quella di "sottoprodotto") hanno anche tutti gli scarti agro-alimentari ottenuti dai processi di trasformazione dei prodotti agricoli principali.

Ciò relega la qualificazione di "rifiuto" ai soli casi estremi in cui pressoché impossibile sia il recupero tecnico del materiale di scarto. La bioeconomia, pertanto, elabora schemi produttivi, sempre più coordinati fra loro, utili alla valorizzazione multipla di materie prime agricole (di origine primaria e secondaria) attraverso processi che prevedano mutui scambi di input e output ed il conseguimento della massima efficienza nell'impiego delle risorse. Perché nuove filiere incentrate sulla valorizzazione dei residui colturali possano strutturarsi sul territorio è però necessario migliorare l'efficienza logistica delle fasi a monte dell'impiego di queste biomasse. La dispersione territoriale ed il basso valore unitario (come già detto) rendono il compito difficile ma non impossibile. I costi di raccolta e trasporto debbono essere sufficientemente contenuti da giustificare in modo significativo l'attivazione del processo industriale di utilizzo di queste biomasse. Ciò manifesta la necessità di un'adeguata pianificazione territoriale di queste attività e, in particolare, evidenzia l'opportunità di un modello di impiego ed utilizzo delle biomasse che sia di tipo "distribuito", ovvero incentrato sulla realizzazione di piccoli impianti adeguatamente diffusi sul territorio in modo che il punto d'impiego non sia mai troppo distante dal punto di prelievo delle biomasse medesime. Ciò chiama in causa anche la necessità di organizzare dei centri di stoccaggio e delle piattaforme di condizionamento di queste tipologie di biomasse, a servizio dei centri di impiego. Oltre alla produzione di energia, queste biomasse potrebbero trovare impiego nella realizzazione di materiali "bio-compositi" per esempio per l'edilizia. Si è già riferito che l'alternativa agronomica alla bruciatura dei residui è la loro trinciatura *in situ*, tecnica che consente di valorizzarne l'effetto ammendante. È ormai buona prassi quella di montare sulla mietitrebbia una trinciatrice per paglie; il servizio contro-terzi di cui gli agricoltori spesso si avvalgono (non potendosi permettere una mietitrebbia aziendale) è in grado di svolgere tale operazioni senza un significativo aggravio dei costi. In carenza delle azioni sopra indicate, l'unica

azione possibile per il contenimento di questa tipologia delle emissioni rimane l'ordinanza sindacale di divieto di abbruciamento così come prevista dall'art.182, comma 6-bis, del D.lgs. n.152/2006 precedentemente esaminato. Inoltre i comuni, attraverso specifiche ordinanze sindacali, possono disciplinare sul proprio territorio i tempi e i modi per la combustione occasionale e controllata sul luogo di produzione, dei soli residui vegetali e di potatura provenienti da attività agricole. In questo senso molte amministrazioni comunali situate nelle aree più critiche hanno già predisposto divieti per i periodi ad elevata criticità ambientale o ai fini della prevenzione incendi. Queste misure hanno una qualche possibilità di efficacia solo se accompagnate da adeguati livelli di controllo e sanzione. In questo senso, la possibilità da parte dei cittadini, opportunamente sensibilizzati sugli effetti dell'inquinamento sulla salute umana, di segnalare e documentare con foto e filmati fuochi e abbruciamenti illeciti potrebbero rendere meno problematiche le attività di controllo da parte delle polizie locali. Infine, come azione fondamentale per il contrasto a questa tipologia di inquinamenti vi è l'educazione ambientale. La pratica degli abbruciamenti può essere infatti annoverata, al pari dell'uso della biomassa per il riscaldamento, tra i comportamenti individuali che possono essere modificati a seguito di una presa di coscienza da parte dei cittadini sugli effetti alla qualità dell'aria ed alla salute umana, in particolare per le fasce più vulnerabili della popolazione quali i bambini e gli anziani, dell'inquinamento da materiale particolato fine. Implementare nella società nel suo complesso e in ciascuno di noi la conoscenza delle buone pratiche e dell'impronta ecologica delle azioni proprie e altrui attraverso l'accesso a informazioni corrette e scientifiche - tenendo presente che la scienza è in costante divenire tramite la ricerca - nonché modulate in base all'età e al contesto socio-economico-culturale, è garanzia di efficacia nel tempo di qualunque altra azione intrapresa. Un percorso educativo incentrato sulle buone pratiche offrirà quindi ai cittadini di oggi e di domani le competenze necessarie per prendere decisioni informate e per agire responsabilmente, portando consapevolezza e conoscenza su temi e problematiche imprescindibili come l'aria che respiriamo.

ALCUNI CASI REGIONALI

- **In Puglia è in corso il Progetto Up Running**, Il progetto è coordinato dalla fondazione Circe, con sede a Saragozza (Spagna) e, per l'Italia, vede l'attivo coinvolgimento dell'Università di Foggia (Dipartimento di Agraria) e del Distretto Tecnologico Agroalimentare (DARe). Nell'ambito dello stesso progetto si prevede di incentivare la creazione di un sistema territoriale delle biomasse da residui e scarti che generi valore aggiunto ed integrazione di reddito ad ogni passaggio della filiera, a partire dal settore agricolo fino agli utilizzatori finali. In breve, gli scopi del progetto sono:
 - Superare le barriere che attualmente ostacolano la valorizzazione dei residui delle potature di oliveti e vigneti od altri fruttiferi a fini bioenergetici.
 - Dimostrare le concrete possibilità di utilizzo di tali residui, per diversificare l'attività agricola, integrare il reddito, garantire l'autoconsumo energetico, nel rispetto della qualità dell'ambiente e della fertilità del suolo.
 - Documentare e diffondere casi di successo nonché nuovi, interessanti modelli di business; partecipare ad attività dimostrative a carattere pilota; usufruire di eventi di formazione e di trasferimento tecnologico.
 - Promuovere la creazione di nuove filiere produttive che valorizzino l'impiego di tali residui.
 - Sviluppare un'azione corale nel sensibilizzare all'utilizzo delle bioenergie da residui agricoli ed esercitare una corretta influenza per attivare misure, programmi e strumenti finanziari da parte dei "policy maker", forti del supporto ricevuto dalla Commissione Europea.
 - Progetto Europeo H2020 "Up running" (Valorizzazione energetica dei residui delle potature di piante arboree da frutto - Analisi di Settore ed Elaborazione di un Piano d'Azione m del Progetto Europeo H2020 <http://www.unifg.it/notizie/il-progetto-running-accede-ai-finanziamenti-del-programma-horizon-2020>

Possibili azioni da intraprendere e/o da promuovere

- Migliorare le conoscenze sui processi e sugli impatti conseguenti a scala territoriale mediante indagini ad hoc, nonché accentuando le possibilità di un'analisi che raccordi ed integri gli aspetti prettamente agronomici con quelli a prevalente rilevanza ambientale;
- Scambio di dati ed esperienze tra istituti di ricerca, enti territoriali, associazioni di categoria, ecc. per migliorare il livello di conoscenza sul fenomeno;
- Campagne informative e di sensibilizzazione;
- Incentivazione impianti energetici di piccola taglia a biomasse che utilizzino residui agricoli approvvigionati localmente;
- Incentivazione raccolta dei residui agricoli in filiera corta ed allestimento piattaforme logistiche di stoccaggio e condizionamento, secondo criteri eco-compatibili;

- Incentivazione impianti termochimici in cogenerazione (per la simultanea produzione di calore ed elettricità) a servizio di utenze territorialmente distribuite;
- Incentivazione impianti di bioraffinazione (produzione di biocarburanti di seconda generazione);
- Incentivazione di impianti di compostaggio.

CRITICITÀ ED OPPORTUNITÀ DI BRUCIARE RESIDUI AGRICOLI E STOPPIE

OPPORTUNITÀ

- Misure agro-ambientali di premialità ed incentivo previste nel quadro degli interventi del PSR (Piano di Sviluppo Rurale);
- Mantenimento di livelli adeguati di sostanza organica del suolo mediante opportune pratiche agronomiche che, non prevedendo la combustione, implicano la restituzione delle paglie al suolo e l'adozione di tecniche conservative di lavorazione meccanica dei suoli (minimum tillage o no-tillage);
- Lasciare al suolo i residui agricoli, opportunamente trinciati e distribuiti omogeneamente sulla superficie, contrasta i fenomeni erosivi (minore erodibilità), protegge dalle eccessive escursioni termiche, limita la perdita di acqua per evaporazione, riduce l'incidenza delle infestanti, infine, generando una condizione di "blocco" nella disponibilità di azoto previene anche i fenomeni di lisciviazione azotata (causa di fenomeni eutrofici);
- Allestire un sistema di raccolta e stoccaggio delle potature e dei residui agricoli al fine di evitare rischi per l'ambiente, per l'innesco e la propagazione di incendi, per la diffusione di fitopatie e, di conseguenza, per la diminuzione dei trattamenti fitosanitari.
- Impiego produttivo dei residui vegetali (compost, energia da fonte rinnovabile, bioraffinazione, biomateriali compositi, ecc.)

CRITICITÀ

- Emissioni in atmosfera di PM10 e BaP;
- Rischio incendi ed incidenti stradali per scarsa visibilità dovuta alla dispersione dei fumi di combustione;
- Drastico abbassamento del contenuto in sostanza organica del suolo agrario
- Compattazione del suolo, perdita del buon stato di aggregazione delle particelle terrose (struttura), maggiore suscettibilità ai fenomeni erosivi, minore infiltrazione idrica e permeabilità, maggiore ruscellamento idrico superficiale;
- Maggior rischio di perdita dei nutrienti (per lisciviazione e/o dilavamento)

Ringraziamenti

E.DiCristofaro (ISPRA), M.Beggiato (ARPA Liguria), F.Stel (ARPA Friuli V.G.), G.Pession ARPA Valle D'Aosta), G.Truffo (Regione Piemonte), C.Monica (ARPA Piemonte), C.Marro (ARPA Campania), M.Angelucci (ARPA Umbria), L.Bennati (ARPA Lazio), L.Pretto (Appa Trento), GdL Inemar Lombardia (ARPA Lombardia), T.Pastore (ARPA Puglia)

BIBLIOGRAFIA

- EMEP/EEA, 2013. Air Pollutant Emission Inventory Guidebook. Technical report n. 12/2013. IPCC AR4 SYR Appendix Glossary" Retrieved 14 December 2008.
- ISPRA, 2016a. Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2014. National Inventory Report. Technical report n. 239/2016. <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/serie-storiche-emissioni/national-inventory-report/view>
- ISPRA, 2016b. Italian Emission Inventory 1990-2014. Informative Inventory Report. Technical report n. 240/2016. <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/serie-storiche-emissioni/informative-inventory-report/view>
- Masiol M., Formenton G., Giraldo G., Pasqualetto A., Tieppo P., Pavoni B. "The dark side of the tradition: The polluting effect of Epiphany folk fires in the eastern Po Valley (Italy)" Science of the Total Environment 473–474 (2014) 549–564
- MATTM, documento tecnico Lanzani, Mussinato - "Utilizzazione delle Biomasse in piccoli impianti civili e combustioni incontrollate" GdL per l'individuazione delle misure per la riduzione dell'inquinamento atmosferico - Decreto 756 del 28/12/2011 DG Valutazioni Ambientali (DVA) – Documento tecnico
- http://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/inquinamento_atmosferico/gdl_riduzione_inquinamento_atmosf_prefazione_doc_tecnico.pdf
- <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/inventaria> Sito a cui reperire banche dati dei fattori di emissioni, elaborazione e documentazione sulle emissioni in atmosfera redatto dall'ISPRA
- <http://www.inemar.eu/> Sito ufficiale del progetto INEMAR (INventario Emissioni ARia).
- <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/inventaria/disaggregazione-dellinventario-nazionale-2010/disaggregazione-dellinventario-nazionale-2010-versione-4.0/view>

L'ESPOSIZIONE IN AMBIENTE INDOOR AGLI INQUINANTI ATMOSFERICI

Stefano Zauli Sajani¹, Stefano Marchesi¹, Vanes Poluzzi¹, Silvia Brini², Arianna Lepore², Luciana Sinisi², Giovanni Lonati³, Andrea Spinazzè⁴, Andrea Cattaneo⁴

¹ Centro Ambiente e Salute, ARPAE Emilia-Romagna ;² Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma; ³ Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Politecnico di Milano; ⁴ Dipartimento di Scienze e Alta Tecnologia – Università dell'Insubria

Introduzione

Gli ultimi decenni hanno visto accumularsi prove sulla nocività degli inquinanti atmosferici. Tali prove derivano principalmente dagli studi che mettono in relazione dati sugli effetti sanitari con le concentrazioni nell'aria ambiente (outdoor) degli inquinanti misurati dalle centraline fisse. Le centraline fisse rappresentano infatti la principale fonte di informazione sulla qualità dell'aria che respiriamo. Esse sono di fondamentale importanza non solo per la valutazione degli effetti sulla salute (studi epidemiologici) ma anche per la verifica del rispetto dei limiti di legge, per la stima dei trend di breve e di lungo periodo e per le verifiche di efficacia dei provvedimenti di risanamento della qualità dell'aria.

Occorre però chiedersi quanto il dato misurato dalle centraline di rilevamento sia rappresentativo dell'esposizione dei singoli cittadini e della popolazione nel suo complesso. Le concentrazioni degli inquinanti variano infatti in modo marcato nello spazio e nel tempo e la nostra esposizione è fortemente legata ai nostri spostamenti, alle nostre attività e ai nostri stili di vita. In particolare, è ben noto che nei paesi occidentali il tempo speso all'aperto è molto limitato e quindi l'esposizione agli inquinanti presenti nell'aria outdoor è di breve durata. La maggior parte del tempo viene invece spesa in ambienti chiusi o *indoor* (ufficio, scuola, casa, palestra, cinema, mezzi di trasporto ecc. – si veda “Linee-guida per la tutela e la promozione della salute negli ambienti confinati” nell'Accordo Stato-Regioni del 2001 per una definizione di ambiente indoor).

Nei luoghi confinati le concentrazioni degli inquinanti possono essere talvolta molto elevate e superiori a quelle misurate outdoor. Le cause di questo sono da ricercare sia nella penetrazione degli inquinanti dall'esterno sia nelle sorgenti emissive proprie dell'ambiente indoor. Tali sorgenti sono molteplici ed eterogenee e possono variare da caso a caso. Quelle più rilevanti sono i processi di combustione (fumo di tabacco, fornelli per cucinare, forni a gas, caminetti, stufe a fiamma libera, candele, incensi ecc) a cui si aggiungono le emissioni che derivano dai mobili di legno nuovi o recentemente restaurati, quelle associate all'uso di detersivi per la casa e di profumi ambientali e, nel caso di ristrutturazioni, le emissioni prodotte da vernici, colle, resine, ecc.

Considerata l'ampiezza della tematica dell'inquinamento indoor, e ancora di più dei fattori di rischio legati agli ambienti indoor, si è quindi deciso di limitare i temi trattati e, per coerenza con il tema complessivo del focus, di prendere in considerazione solo gli inquinanti più critici presenti nell'aria delle nostre città. Non verranno quindi presentati dati relativi agli inquinanti le cui concentrazioni sono negli anni sensibilmente diminuite e quelli presenti esclusivamente negli ambienti indoor. Oggetto di particolare attenzione sarà quindi la stima del contributo indoor all'esposizione personale al biossido di azoto e al particolato.

Nel testo verranno presentati principalmente dati relativi a studi condotti dagli autori. È però possibile trovare ulteriori informazioni in una ampia rassegna pubblicata nel 2010 dall'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA, 2010). Tra gli studi più recenti una certa rilevanza hanno avuto quelli dedicati agli ambienti scolastici e in particolare il progetto SEARCH (<http://www.isprambiente.gov.it/it/progetti/ambiente-e-salute-1/search>), il progetto “Indoor School” (<http://www.ccm-network.it/progetto.jsp?id=node/1232&idP=740>), finanziato dal Centro di Controllo delle Malattie, e il progetto della Regione Toscana, “Studio sul comfort e sugli inquinanti fisici e chimici nella scuola” (<http://www.regione.toscana.it/-/inquinamento-indoor>).

Centraline fisse ed esposizione della popolazione

Che relazione esiste tra i dati rilevati dalle centraline e l'aria che quotidianamente respiriamo? Nonostante le notevoli difficoltà legate al monitoraggio personale, diversi studi hanno indagato questa relazione riscontrando un legame in generale abbastanza debole tra l'esposizione personale (a scala oraria o giornaliera) e i rispettivi dati rilevati dalle centraline fisse. Questo tipo di studi ha infatti evidenziato che, per quanto riguarda l'esposizione giornaliera agli inquinanti atmosferici, la variabilità tra individui è molto marcata (Spinazzè et al. 2014), così come la variabilità nella sua evoluzione temporale, con differenze significative da giorno a giorno. La conseguenza diretta di questa evidenza è che i dati di esposizione personale non mostrano un rapporto fisso con i rilevamenti delle centraline. Per alcuni individui e per alcuni giorni l'esposizione personale è più alta del dato della centralina mentre per altri individui è più bassa. Gli andamenti temporali dei dati di esposizione e delle centraline fisse appaiono quindi poco correlati. Il legame appare più forte se si considera l'andamento temporale della media delle esposizioni personali in una certa popolazione. Gli studi in questo caso sono meno informativi perché il campionamento personale è quasi sempre condotto su gruppi di individui di numerosità molto ridotta, in generale poche decine di soggetti. Dai dati disponibili emerge però un evidente aumento delle correlazioni con i dati di monitoraggio outdoor.

Occorre però anche specificare che le correlazioni tra i dati delle centraline e l'esposizione personale mostrano una certa disomogeneità tra i vari inquinanti. Il PM_{2.5} in particolare risulta essere quello dove questo legame è più forte (vedi Tabella 27 - Sarnat, 2006). Questo aspetto è rilevante anche rispetto all'interpretazione dei risultati degli studi epidemiologici in quanto è possibile che le relazioni più solide riscontrate tra concentrazioni di PM_{2.5} e dati sanitari siano da interpretare anche come frutto di un più forte legame tra il dato delle centraline e la reale esposizione della popolazione. Lo studio citato ipotizza anche, viceversa, che le associazioni riscontrate negli studi epidemiologici tra alcuni inquinanti gassosi e gli effetti sanitari possano essere in realtà dovute al legame che esiste tra esposizione personale a tali gas e l'esposizione al particolato fine.

Ciò che emerge dagli studi è quindi che le centraline danno, soprattutto per alcuni inquinanti, delle buone indicazioni sull'andamento temporale della media dell'esposizione della popolazione, mentre abbastanza debole è il legame con l'esposizione giornaliera dei singoli individui.

Le cause della variabilità tra individui dell'esposizione sono molteplici e cercheremo di trattarle brevemente nei paragrafi seguenti.

Tabella 27 - Indice di determinazione lineare per stagione calcolato tra i dati delle centraline fisse e dati di campionamento personale. Fonte: Sarnat et al., 2006

<i>Inquinante</i>	<i>R²</i>	
	<i>Estate</i>	<i>Autunno</i>
<i>PM_{2.5}</i>	0.60	0.47
<i>NO₂</i>	0.14	0.43
<i>O₃</i>	0.24	0.25

Esposizione personale e variabilità spaziale delle concentrazioni outdoor

La prima causa della variabilità dell'esposizione personale è la variabilità spaziale delle concentrazioni outdoor degli inquinanti, in particolare all'interno delle aree urbane. Gli studi su questi aspetti hanno subito un notevole impulso negli ultimi 20 anni, da quando cioè è stato possibile utilizzare nuove tipologie di strumenti con caratteristiche innovative in termini di portabilità e affidabilità.

Occorre innanzitutto dire che il "problema" della variabilità spaziale degli inquinanti all'interno delle aree urbane si pone in maniera molto diversa a seconda dei vari inquinanti. Tale variabilità è per esempio molto marcata per il biossido di azoto. Le campagne di misura ad alta risoluzione spaziale condotte con campionatori passivi in Italia negli ultimi anni hanno mostrato concentrazioni di NO₂ nelle zone più trafficate più elevate anche di 2/3 volte rispetto a cortili e aree adibite a verde (Beelen et al., 2013). Tale variabilità è evidenziata anche dagli studi modellistici. La figura 61 mostra a mo' di esempio i risultati del progetto FUMAPEX e in particolare le concentrazioni di NO₂ stimate in prossimità delle abitazioni di 300 bambini frequentanti due scuole in un quartiere di Bologna.

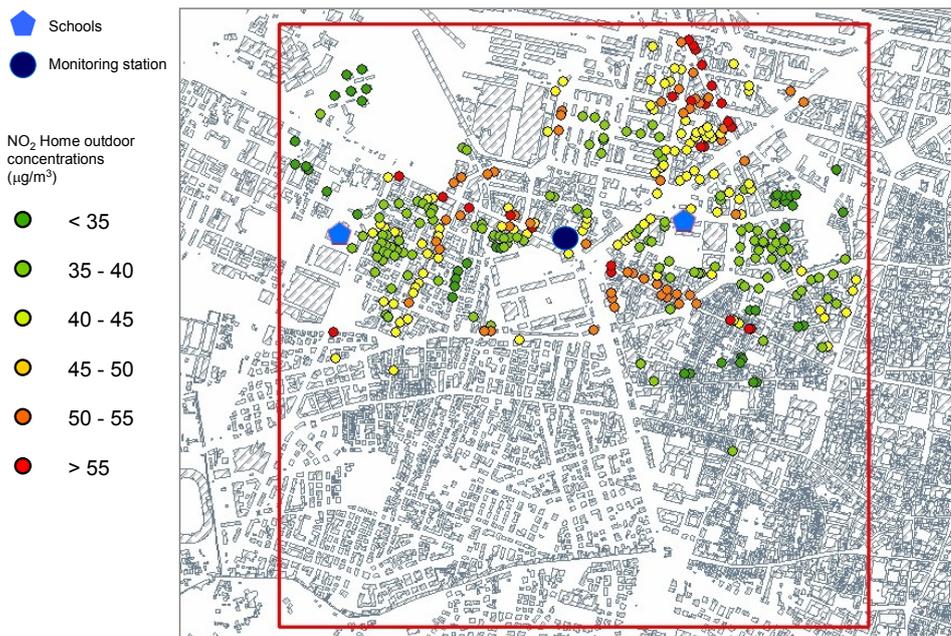


Figura 61 - Concentrazioni di NO₂ stimate in prossimità delle abitazioni di 300 bambini frequentanti due scuole in un quartiere di Bologna.. Fonte: Progetto FUMAPEX

Molto variegata in funzione delle classi dimensionali e delle singole componenti chimiche appare la valutazione della variabilità spaziale per il particolato. Il particolato fine, inteso come PM_{2.5} mostra per esempio una variabilità molto ridotta all'interno dell'area urbana con differenze tra le diverse zone della città pari al 10-20%. Al contrario, il particolato ultrafine (particelle di diametro inferiore ai 100 nm) mostra differenze molto marcate, paragonabili a quelle riscontrate per il biossido di azoto. La figura 62 mostra a questo proposito alcuni risultati del progetto SUPERSITO relativi alle differenze di concentrazioni di PM_{2.5} e particelle ultrafini tra una zona ad alto traffico ed una zona residenziale a basso traffico nell'area urbana di Bologna (Zauli Sajani et al., 2015). Molto variegata e legata alle componenti più legate alle emissioni veicolari risulta la variabilità delle singole componenti chimiche del particolato (Zauli Sajani et al., 2015).

Il fattore principale che influisce sulla variabilità spaziale degli inquinanti è infatti il traffico veicolare. Questo risulta vero anche per un inquinante secondario come l'ozono che però mostra con le sorgenti da traffico una relazione opposta rispetto agli altri. La reattività chimica di questo inquinante con gli ossidi di azoto è all'origine di un effetto per certi aspetti anomalo: le zone della città con le più alte concentrazioni di ossidi di azoto tendono ad essere quelle con le più basse concentrazioni di ozono (Fecht et al., 2016). Non è quindi difficile trovare in estate le concentrazioni più elevate di ozono in prossimità di parchi e aree verdi.

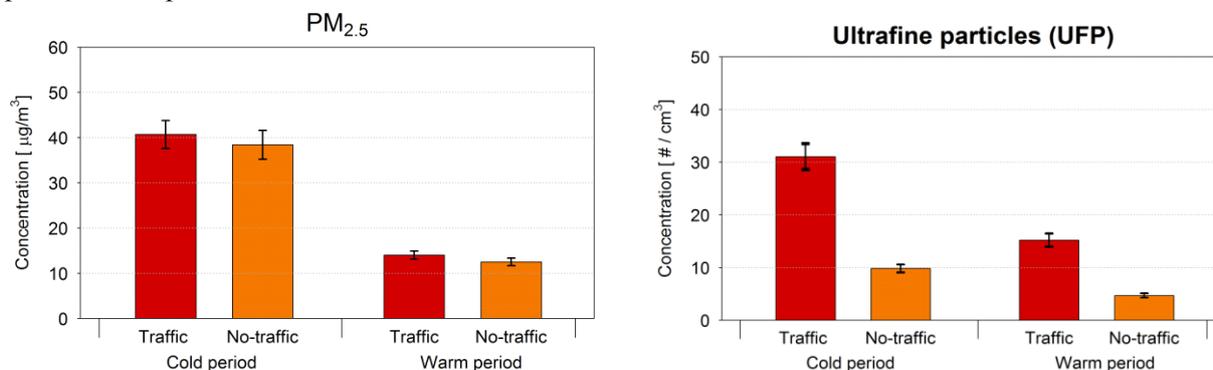


Figura 62 – Variabilità spaziale delle concentrazioni di PM_{2.5} e particelle ultrafini – Dati progetto SUPERSITO

A fronte infatti di una marcata variabilità spaziale di alcuni parametri e specie chimiche è però emersa una ottima correlazione tra i diversi siti per quasi tutti i parametri considerati (figura 63). Si può quindi concludere che la meteorologia modula temporalmente in modo uniforme anche i parametri di qualità dell'aria che mostrano una maggiore variabilità spaziale. Corollario di questo risultato è che l'esposizione degli individui quando si trovano in ambiente outdoor segue andamenti temporali simili.

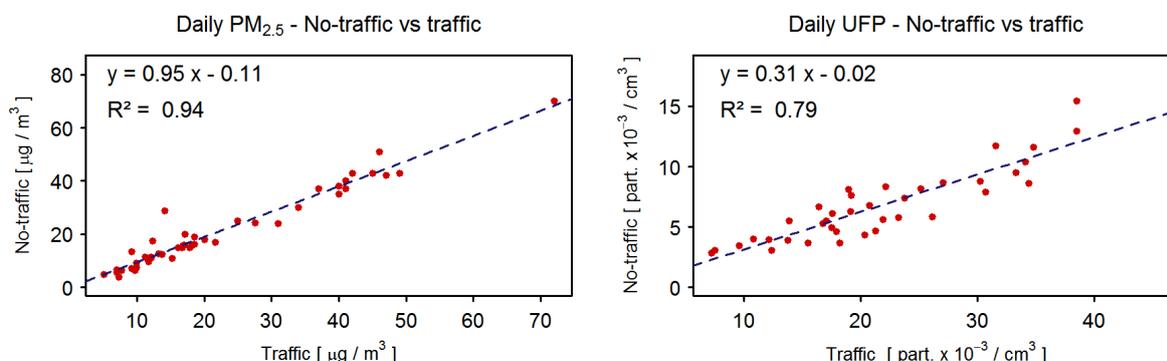


Figura 63 – Grafici a dispersione e rette di regressione tra i dati di PM_{2.5} e UFP misurati in un sito ad alto e uno a basso traffico nell'area urbana di Bologna.-Fonte: Progetto SUPERSITO

Esposizione personale e microambienti

Se la variabilità spaziale degli inquinanti influisce certamente nel determinare l'esposizione a livello individuale è però anche vero che alcuni altri fattori sono altrettanto o spesso più rilevanti. La nostra vita quotidiana è caratterizzata da frequenti spostamenti tra ambienti aperti e confinati con caratteristiche molto diverse dal punto di vista dei livelli di inquinanti presenti. In termini di tempo l'insieme degli ambienti indoor risulta essere di gran lunga il contributo dominante rispetto all'esposizione complessiva. In Italia, secondo diverse ricerche condotte negli ultimi 20 anni, la popolazione trascorre in media circa il 90% del tempo in ambienti indoor. Per alcuni gruppi di persone come bambini, anziani, e malati la percentuale di tempo trascorsa in casa diventa quella preponderante e la percentuale ulteriormente accresciuta.

L'esposizione personale è quindi considerabile come una media ponderata nel tempo delle concentrazioni presenti nei vari ambienti con cui ogni individuo entra in contatto nel corso della giornata. La Figura 64 mostra altri risultati del già citato progetto FUMAPEX. In particolare la figura mostra il contributo di ognuno dei 4 microambienti considerati dal modello. Nel riquadro della stessa figura è poi possibile vedere le frequenze di esposizione media giornaliera nel campione di bambini. Si evidenzia una esposizione pari a circa il doppio per i più bambini più esposti al PM₁₀ rispetto a quelli meno esposti.

Esposizione a PM10

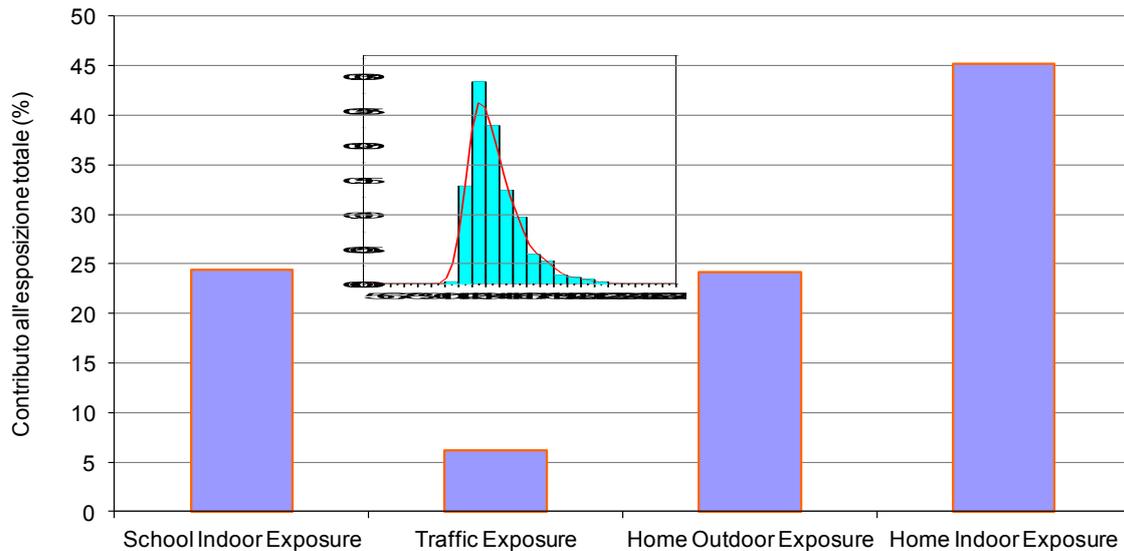


Figura 64 – Contributo dei vari microambienti all'esposizione complessiva al PM10 per un gruppo di bambini. Dati ottenuti nell'ambito del Progetto FUMAPEX. Fonte: Progetto FUMAPEX

Risultati simili, con un approccio però di tipo sperimentale, sono stati ottenuti in uno studio effettuato a Barcellona (progetto "BREATHE", Rivas et al 2015) su 45 bambini (7-10 anni) provenienti da 25 diverse scuole. I risultati di questi studi hanno evidenziato che le concentrazioni più elevate degli inquinanti sono sperimentate dai bambini durante gli spostamenti mentre le concentrazioni più basse sono state trovate all'interno delle abitazioni. Considerato però il diverso tempo passato dai bambini nei diversi microambienti, la casa e la scuola rappresentano i contributi principali all'esposizione complessiva mentre il più alto rapporto tra livelli di esposizione e tempo impiegato è stato osservato per gli spostamenti.

Il ruolo dei mezzi di trasporto

Come detto nel paragrafo precedente l'esposizione durante gli spostamenti può giocare un ruolo rilevante e per questo è stata oggetto negli ultimi 10 anni di attenzioni crescenti. Il mezzo di trasporto è un microambiente decisamente atipico ed eterogeneo. Non è infatti classificabile propriamente né come ambiente indoor né outdoor. L'automobile, il tram, la metropolitana e il bus sono certamente ambienti confinati ma decisamente molto particolari. Gli spostamenti effettuati in bicicletta o a piedi comportano invece una esposizione in ambiente non confinato ma estremamente variabile in funzione della variabilità spaziale delle concentrazioni outdoor.

Il peso dell'esposizione associata agli spostamenti sull'esposizione complessiva è molto variabile a seconda delle caratteristiche specifiche delle aree urbane, del mezzo di trasporto, del tempo impiegato per gli spostamenti (nelle grandi città e per i pendolari questo tempo può essere consistente, spesso superiore alle 2 ore giornaliere) e della modalità di trasporto (attiva nel caso di spostamenti a piedi e, soprattutto, in bicicletta, con conseguente maggiore attività di ventilazione polmonare). Se è difficile quindi trarre conclusioni con validità generale è però possibile avere alcune indicazioni utili.

Un primo elemento di riflessione è legato all'automobile, generalmente percepita, almeno a livello inconscio, come una sorta di protezione dall'inquinamento esterno. Numerosi studi hanno evidenziato che questa percezione è generalmente sbagliata. È infatti ormai assodato che spesso all'interno dell'abitacolo si raggiungono concentrazioni elevate per diversi inquinanti tra cui le particelle ultrafini e altri inquinanti primari da traffico.

Questo è stato confermato anche dai risultati di alcuni progetti di ricerca italiani, tra cui in particolare i progetti UPUPA (Ultrafine particles in urban Piacenza area) e MULAN (Multilevel approach to the study of nanomaterials health and safety). Nell'ambito di questi studi sono stati messi a confronto i livelli di esposizione durante spostamenti analoghi effettuati mediante diversi mezzi di trasporto

(percorsi pedonali, bicicletta, mezzi pubblici, automobile, metropolitana). È emerso che il percorso effettuato in automobile può esporre gli occupanti del veicolo a concentrazioni di monossido di carbonio e di particelle ultrafini più elevate rispetto alle altre modalità di trasporto. La Figura 65 mostra la variabilità dei livelli di concentrazione di particolato ultrafine osservata durante percorsi effettuati con diversi mezzi di trasporto nell'area urbana Piacenza, evidenziando in particolare l'elevata esposizione degli spostamenti con un'automobile utilitaria. Tuttavia, in letteratura diversi studi hanno sottolineato l'influenza della tipologia di veicolo e delle condizioni di ventilazione dell'abitacolo sui livelli di concentrazione associati agli spostamenti in auto. Misure effettuate d'estate a Milano utilizzando un'automobile monovolume con sistema di ventilazione e condizionamento in funzione, hanno mostrato valori di particolato ultrafine più bassi rispetto all'aria ambiente esterna ed ai livelli di esposizione di analoghi spostamenti in bicicletta. (Ozgen et al., 2016).

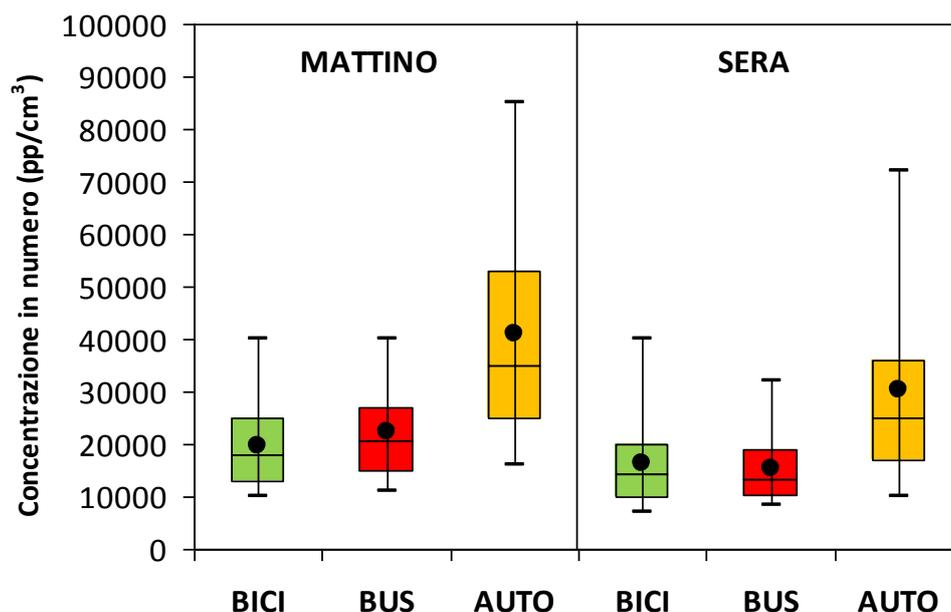


Figura 65 – Livelli di esposizione a particolato ultrafine osservati durante percorsi urbani effettuati d'estate a Piacenza con diversi mezzi di trasporto. Dati ottenuti nell'ambito del Progetto UPUPA -Fonte: Progetto UPUPA

A Barcellona è stata valutata l'esposizione dei cittadini alla concentrazione in numero di particelle per il PM2.5 durante percorsi effettuati in tram, in metropolitana, in autobus e a piedi (Moreno et al., 2015). Il percorso con autobus diesel o a piedi in strade trafficate del centro città sono risultate le modalità di spostamento in cui il numero di particelle è più alto. Se invece ci si riferisce alla concentrazione in massa, i valori più alti sono quelli associati ad autobus e metropolitana. Le particelle di dimensioni maggiori si trovano nella metropolitana (intorno ai 90 nm) mentre nell'aria outdoor la dimensione media delle particelle è inferiore di 70 nm.

Numerose evidenze sperimentali riportano valori di concentrazione di PM10 all'interno della metropolitana superiori ai 400 µg/m³ e spesso di gran lunga superiori a quelli rilevati nella corrispondente aria esterna (Brini et al., 2016). Ad esempio a Roma la concentrazione di PM10 rilevata sulla banchina della metropolitana è risultata essere di un ordine di grandezza più alta di quella rilevata simultaneamente nell'aria outdoor (Perrino et al., 2015).

Il contributo dell'ambiente indoor all'esposizione

Se gli spostamenti possono comportare dei picchi di esposizione è però vero che il contributo di gran lunga dominante all'esposizione complessiva è generalmente quello legato agli ambienti indoor e cioè casa, luogo di lavoro, scuola ecc.

Un primo aspetto su cui è importante porre l'attenzione nell'analisi delle condizioni di esposizione in ambiente indoor è il fatto che di per sé le mura e gli infissi di una casa o di un luogo di lavoro rappresentano un fattore di protezione rispetto all'inquinamento di origine outdoor. Anche in questo contesto occorrerebbe specificare più nel dettaglio quanto l'involucro di un edificio rappresenti un

ostacolo per la penetrazione dei vari inquinanti in forma gassosa o particellare ma è però vero che in qualche misura pareti e infissi rappresentano sempre un ostacolo per la penetrazione indoor degli inquinanti.

Il rapporto indoor/outdoor e le trasformazioni chimico-fisiche del particolato tra l'interno e l'esterno di un ambiente privo di sorgenti indoor sono state oggetto di specifiche campagne di misura nell'ambito del progetto Supersito (Zauli Sajani et al., 2015). La Figura 66 mostra le differenze tra i livelli indoor e outdoor di PM_{2.5} e particelle ultrafini. Le concentrazioni indoor sia di PM_{2.5} che di UFP sono risultate molto più basse rispetto all'outdoor, in particolare quando le concentrazioni all'aperto erano alte e le temperature più basse. Un ruolo importante nella riduzione delle concentrazioni di particelle all'interno degli edifici sembrano giocare la deposizione sulle superfici indoor, l'aggregazione delle particelle più fini nel passaggio dall'ambiente outdoor a quello indoor e la volatilizzazione di alcune sostanze con il passaggio dalla fase solida a quella di vapore. Queste dinamiche di trasformazione chimico-fisica influenzano in particolare i rapporti indoor/outdoor dei nitrati, e, in misura minore, dell'ammonio, del potassio e dei solfati.

Risultati analoghi per quanto riguarda il rapporto indoor/outdoor del PM_{2.5} in ambienti privi di sorgenti sono stati ottenuti nell'ambito di una indagine condotta a Milano dall'Agenzia Milanese Mobilità Ambiente (Moroni et al., 2008).

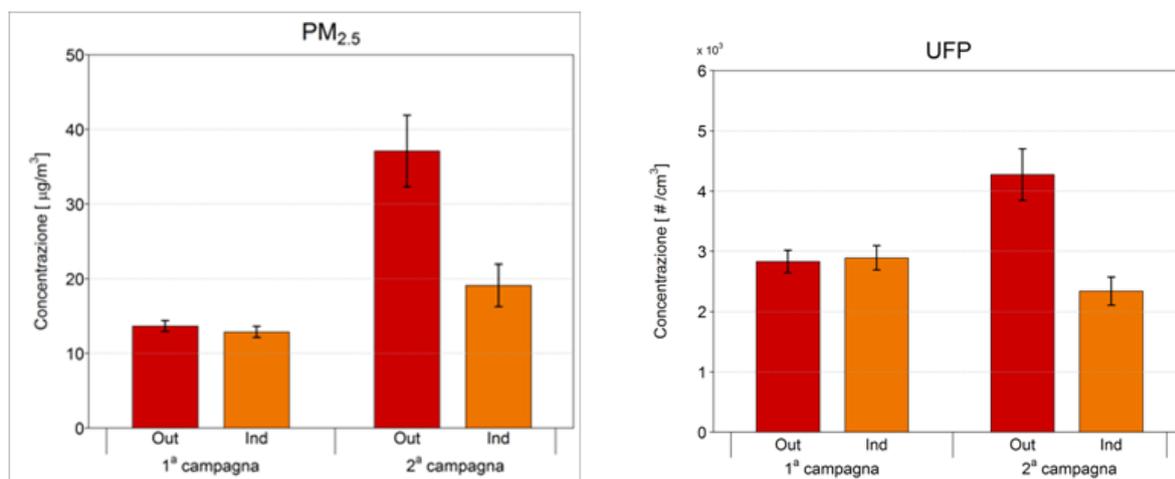


Figura 66 – Concentrazioni indoor e outdoor di PM_{2.5} e UFP nella stagione calda (1° campagna) e nella stagione fredda (2° campagna). Fonte: Progetto SUPERSITO

Come già detto, le nostre case non rappresentano però solo una protezione rispetto all'inquinamento di origine outdoor. Esse rappresentano per diversi inquinanti una importante fonte di emissione. Tra le fonti di inquinanti più comuni troviamo il fumo di tabacco, i processi di combustione, i prodotti per la pulizia e la manutenzione della casa, gli antiparassitari, l'uso di colle, adesivi, solventi ecc..., e l'utilizzo di strumenti di lavoro quali stampanti e fotocopiatrici (Tabella 28). Anche le emissioni dei materiali utilizzati per la costruzione e l'arredamento possono contribuire alla miscela di inquinanti presenti. Limitandoci agli inquinanti ubiquitari anche nell'ambiente outdoor è possibile dire che le sorgenti più importanti sono rappresentate da fornelli di cucina, caldaie e caminetti.

Tabella 28 *Principali sorgenti di emissione in ambiente indoor*

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

Elaborazione: ISPRA, 2009

Nella Tabella 29 sono riportati i risultati di uno studio condotto a Roma sulla variabilità stagionale del rapporto I/O del numero totale di particelle (Di Menno Di Bucchianico et al., 2013).

Tabella 29– *Variazione stagionale dei fattori di infiltrazione misurati in differenti abitazioni -Fonte: (Di Menno Di Bucchianico et al., 2013)*

<i>Indoor/Outdoor particle number concentration ratio vs infiltration factor</i>							
<i>Home 1</i>	<i>I/O_{ratio}</i>	<i>F_{inf}</i>	<i>R²_{Finf}</i>	<i>Home 2</i>	<i>I/O_{ratio}</i>	<i>F_{inf}</i>	<i>R²_{Finf}</i>
<i>Summer</i>	0.97	0.95	0.98	<i>Summer</i>	1.01	0.99	0.97
<i>Autumn</i>	0.99	0.84	0.56	<i>Autumn</i>	1.00	0.70	0.62
<i>Winter</i>	0.68	0.60	0.97	<i>Winter</i>	0.82	0.63	0.37
<i>Spring</i>	1.08	0.92	0.45	<i>Spring</i>	1.00	0.90	0.63
<i>Year</i>	0.97	0.85	0.72	<i>Year</i>	0.97	0.80	0.65

Uno studio condotto in tre scuole di Roma ha messo in evidenza come la qualità dell'aria negli edifici scolastici è fortemente dipendente dai processi di infiltrazione dell'aria outdoor: è stata rilevata una significativa penetrazione dell'aria outdoor sia durante l'inverno che nel periodo primaverile/estivo per quei componenti del PM associati alle particelle più fini (K^+ , EC, SO_4^{2-}) (Tofful e Perrino, 2015). Nella figura 67 vengono rappresentati i contributi delle principali sorgenti di PM_{2.5} indoor e outdoor con riferimento a un appartamento di Roma in estate e in inverno (Perrino et al., 2016). Durante l'estate i principali contributi al PM_{2.5} outdoor sono risultati il particolato originato dal suolo (in media il 30%) e il particolato secondario inorganico (29%) e organico (22%). Il PM indoor è dominato dai composti organici (60%). Durante l'inverno invece i componenti organici sono i principali componenti sia della concentrazione outdoor (51%) che di quella indoor.

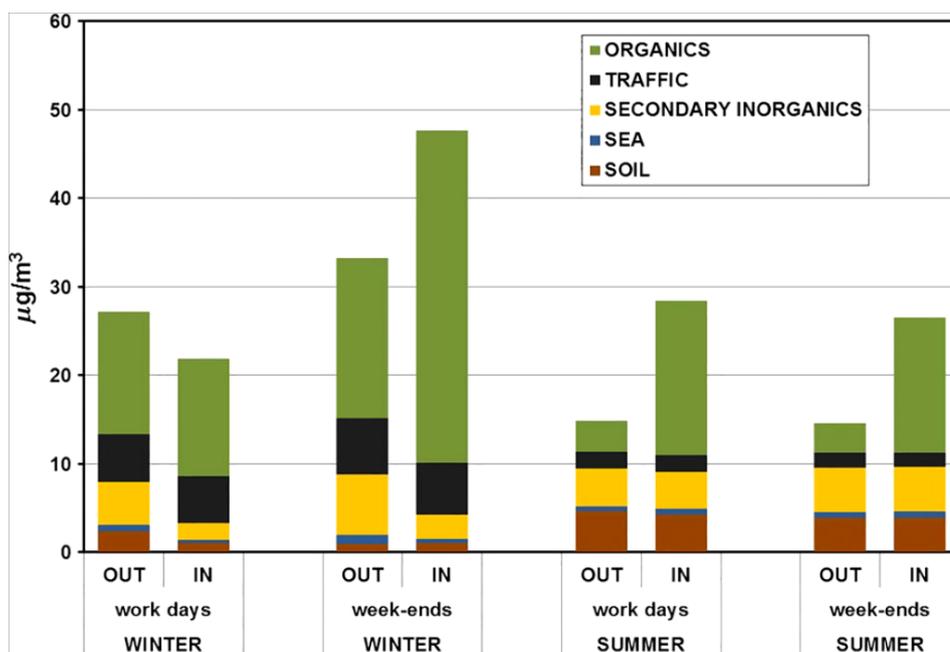


Figura 67 –Principali macro-sorgenti di PM2.5 indoor e outdoor durante i giorni feriali e il weekend in un appartamento di Roma- Fonte: Perrino et al., 2016.

Inquinamento indoor e tasso di ricambio dell'aria

Nei paragrafi precedenti si è cercato di evidenziare come l'ambiente abitativo abbia un ruolo ambivalente e in parte contraddittorio: da un lato protegge dall'inquinamento outdoor e dall'altro è impattata dall'inquinamento indoor. La casa in un certo senso infatti "respira", scambia cioè aria con l'ambiente esterno.

Stupirà a questo proposito che nella maggior parte delle case, anche nel periodo invernale, il ricambio d'aria, anche con finestre chiuse, sia molto consistente tanto da indurre un ricambio completo dell'aria in tutto l'appartamento in un intervallo di tempo pari a qualche ora.

Esistono diversi fattori che influiscono su questo aspetto il primo dei quali è legato alle abitudini personali e cioè alla frequenza e durata di apertura delle finestre, aspetti questi su cui influisce anche il clima tipico dell'area. Non meno importanti sono le caratteristiche costruttive dell'edificio considerato, e in particolare la tipologia di infissi. Le case di nuova costruzione da questo punto di vista si differenziano in modo significativo da quelle delle costruzioni tipiche dei decenni precedenti. L'obiettivo del risparmio energetico ha infatti portato alla costruzione di edifici a tenuta quasi stagna.

Il rischio è che nelle case con scarso scambio di aria con l'esterno l'impatto delle sorgenti indoor possa risultare incrementato in modo considerevole. La Figura 68 esemplifica questo rischio mostrando i risultati del progetto SEARCH 1. Nella prima fase di questo progetto internazionale (SEARCH 1 2007-2009), promosso e finanziato dal Ministero dell'Ambiente con lo scopo di promuovere il miglioramento della qualità dell'aria indoor nelle scuole, per ridurre il rischio di problemi respiratori acuti e cronici e la frequenza delle crisi allergiche in bambini sensibili, sono stati effettuati monitoraggi indoor e outdoor in 13 scuole di 6 Regioni (Lombardia, Emilia-Romagna, Lazio, Piemonte, Sardegna e Sicilia).

Tra i vari obiettivi del progetto c'era anche la valutazione dell'impatto dell'apertura delle finestre sulle concentrazioni indoor di alcuni inquinanti. La figura mostra come la frequente ventilazione delle classi porti ad un incremento delle concentrazioni degli inquinanti di origine outdoor (NO₂ e PM10) e contemporaneamente ad un decremento delle concentrazioni degli inquinanti di origine indoor come la formaldeide.

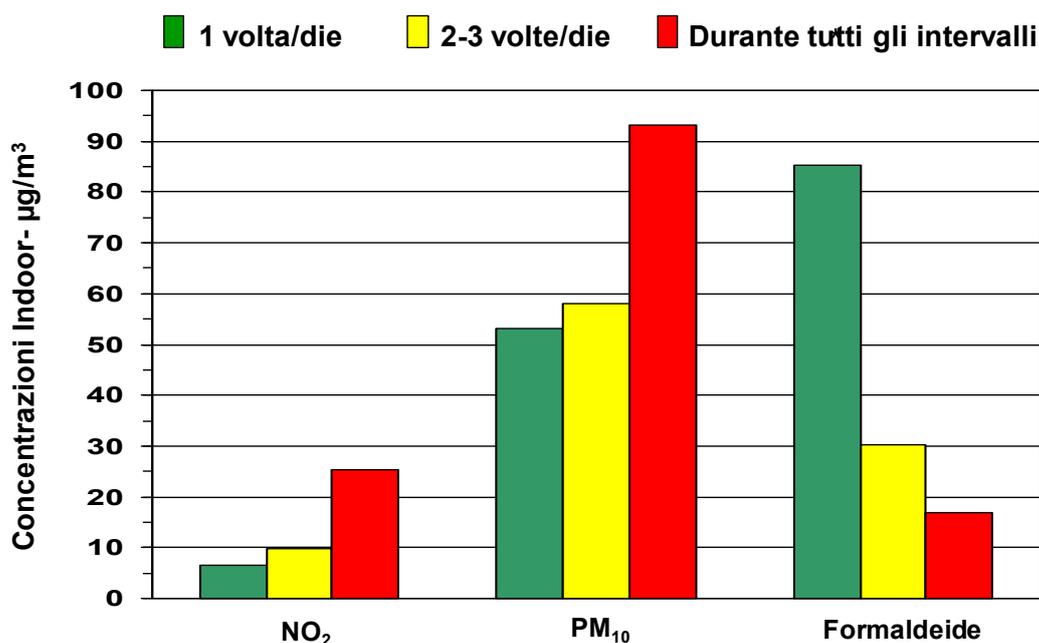


Figura 68 – Concentrazioni medie indoor di NO₂, PM₁₀ e Formaldeide in funzione della frequenza di apertura delle finestre nel campione di scuole coinvolte nel progetto SEARCH.
 Fonte: Progetto SEARCH (www.search.rec.org)

Inoltre, nelle fasi successive del SEARCH (SEARCH 2 Project (2010-2013) sono stati indagati sia in Italia che negli altri 9 Paesi partner anche altri fattori di rischio, tra cui il comfort nelle aule e il ruolo delle politiche di sostenibilità nella prevenzione dell'emissioni indoor da materiali e prodotti. Al fine di aumentare la consapevolezza sui rischi indoor in ambiente scolastico nell'ambito del SEARCH 3 è stato sviluppato il sito multimediale AIRPACK (versione inglese e italiana <http://airpack.rec.org/>) con materiale didattico per gli insegnanti e un'area giochi per ragazzi sulla tematica della qualità dell'aria indoor, sulle principali sorgenti inquinanti e sui comportamenti da intraprendere per mitigare i rischi per la salute.

Conclusioni

I fattori di rischio in ambiente indoor hanno una notevole rilevanza per la salute pubblica, sia per l'esistenza di fattori di rischio propri degli ambienti confinati, sia per il contributo indoor all'esposizione agli inquinanti tipici dell'ambiente outdoor. Anche l'Organizzazione Mondiale della Sanità (WHO Euro) e la Comunità Europea (Strategia Europea Ambiente e Salute e Piano d'Azione) hanno riconosciuto il ruolo dell'ambiente indoor in una efficace strategia integrata di riduzione dell'esposizione della popolazione all'inquinamento atmosferico ("The Right to Healthy Indoor Air" – WHO Europe). Se gli ultimi anni hanno visto un miglioramento complessivo dei livelli degli inquinanti - sia in ambiente indoor che outdoor - occorre proseguire con questo sforzo congiunto sfruttando le nuove tecnologie disponibili e rendendo la popolazione più consapevole dell'importanza delle proprie abitudini nel determinare la propria esposizione agli inquinanti atmosferici (in particolare in ambiente indoor).

Un aspetto importante per la difesa della nostra salute è rappresentato proprio dalla ricerca di una riduzione efficace delle sorgenti indoor e del giusto "ritmo di respirazione" delle nostre case. Questo equilibrio dovrebbe essere idealmente trovato con una analisi specifica delle caratteristiche costruttive dell'edificio, della tipologia di sorgenti indoor, della zona in cui l'edificio è collocato insieme alle giuste necessità di ottimizzazione in chiave di risparmio energetico.

BIBLIOGRAFIA

Beelen, R.M.J., Hoek, G., Vienneau, D., et al., 2013. Development of NO₂ and NO_x land use regression models for estimating air pollution exposure in 36 study areas in Europe - The ESCAPE project. *Atmospheric Environment*, 72:10-23.

Brini S., Canepari S., Cattani G., De Maio F., Di Menno di Bucchianico A., Lepore A., 2016. A critical analysis of the literature on the characterization of air in the subway. Poster presentato alla 28° Annual Conference dell'International Society for Environmental Epidemiology: "Old and new risks: challenges for environmental epidemiology". 1-4 September 2016, Rome.

Di Menno Di Bucchianico A., Cattani G., Iglessis M., 2013. Outdoor/indoor particle infiltration factor in residential buildings and its relation with urban air quality. *Environmental Engineering and Management Journal* November 2013, Vol.12, No. S11, Supplement, 209-212

Fecht D, Hansell AL, Morley D, et al., 2016. Spatial and temporal associations of road traffic noise and air pollution in London: Implications for epidemiological studies. *Environ Int.* 88:235-42.

ISPRA, 2010. Inquinamento indoor: aspetti generali e casi studio in Italia. Rapporto 117/2010. ISBN: 978-88-448-0451-0

Moreno, T., Reche, C., Rivas, I., Minguillón, M.C., Martins, V., Vargas, C., Buonanno, G., Parga, J., Pandolfi, M., Brines, M., Ealo, M., Fonseca, AS., Amato, F., Sosa, G., Capdevila, M., de Miguel, E., Querol, X., Gibbons, W., 2015b. Urban air quality comparison for bus, tram, subway and pedestrian commutes in Barcelona. *Environmental Research* 142, 495–510.

Moroni S., Casadei S., 2008. Attività di studio e ricerca sulla valutazione del rischio di esposizione al particolato atmosferico per gli agenti della Polizia Locale di Milano. http://www.milanosimuove.it/wordpress/wp-content/uploads/2011/12/60320018_001.pdf

Ozgen, S., Ripamonti, G., Malandrini, A., Ragetli, M. S., & Lonati, G. (2016). Particle number and mass exposure concentrations by commuter transport modes in Milan, Italy. *AIMS Environmental Science*, 3(2): 168-184

Perrino, C., Marcovecchio, F., Tofful, L., Canepari, S., 2015. Particulate matter concentration and chemical composition in the metro system of Rome, Italy. *Environmental Science and Pollution Research* 22, 9204-14.

Perrino C., Tofful L., Canepari S., 2016. Chemical characterization of indoor and outdoor fine particulate matter in an occupied apartment in Rome, Italy. *Indoor Air*; 26: 558–570.

Rivas I, Viana M, Moreno T, et al., 2014. Child exposure to indoor and outdoor air pollutants in schools in Barcelona, Spain. *Environ Int.* 69:200-212.

Sarnat SE, Coull BA, Schwartz J, Gold DR, Suh HH., 2006. Factors affecting the association between ambient concentrations and personal exposures to particles and gases. *Environ Health Perspect.* 114(5):649-54.

SEARCH 1 project, (2007-2009 -AAVV "Qualità dell'aria a scuola: un dovere di tutti, un diritto dei bambini")MATTM, REC http://search.rec.org/search1/doc/I/SEARCH_I_Booklet_Ita.pdf

SEARCH 2 project (2011-2013) AA.VV. "Making Schools Healthy: Meeting Environment and Health Challenges", MATTM-REC 2013; http://search.rec.org/outcomes/uploads/documents/SearchMakingSchoolsHealthy_Web_Dec2013.pdf

AA.VV. "Targeting indoor air quality in sustainable patterns" MATTM-REC, http://documents.rec.org/publications/TargetingIndoorAirQuality_Web_Dec2013.pdf

SEARCH 3 project (2015): <http://airpack.rec.org/>

Spinazzè, A., Cattaneo, A., Scocca, D.R., Bonzini, M., Cavallo, D.M. Multi-metric measurement of personal exposure to ultrafine particles in selected urban microenvironments (2015) *Atmospheric Environment*, 110, pp. 8-17.

Spinazzè, A., Cattaneo, A., Peruzzo, C., Cavallo, D.M. Modeling population exposure to ultrafine particles in a major Italian urban area. (2014) *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11 (10), pp. 10641-10662.

Spinazzè, A., Cattaneo, A., Garramone, G., Cavallo, D.M. Temporal variation of size-fractionated particulate matter and carbon monoxide in selected microenvironments of the Milan urban area (2013) *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 10 (11), pp. 652-662.

Tofful L. e Perrino C., 2015. Chemical Composition of Indoor and Outdoor PM_{2.5} in Three Schools in the City of Rome. *Atmosphere*, 6, 1422-1443.

Zauli Sajani S, Passoni L, Hiininen O, Poluzzi V, Deserti M, Lauriola P. 2007. "Simulazioni di esposizione a NO₂ e PM₁₀ di bambini residenti nell'area urbana di Bologna" *Epidemiol Prev.* 31(5):253-60.

Zauli Sajani S, Ricciardelli I, Harrison R, et al. 2015. Spatial and indoor/outdoor gradients in urban concentrations of ultrafine particles and PM_{2.5} mass and chemical components. *Atmospheric Environment*, 103:307-320.

IL PROGETTO LIFE+ AIRUSE: STUDIO DELLA COMPOSIZIONE, DELLE SORGENTI E DELLE STRATEGIE DI RIDUZIONE DEL PM10 E DEL PM2.5 IN DIVERSI AMBIENTI URBANI DEL SUD EUROPA

Franco Lucarelli ¹, Silvia Nava ¹, Giulia Calzolari ¹, Roberto Udisti ¹, Xavier Querol ², Fulvio Amato ², Vorne Gianelle ³, Cristina Colombi ³, Celia Alves ⁴, Konstantinos Eleftheriadis ⁵

¹ INFN-Firenze e Università di Firenze; ² IDAEA-CSIC, Barcelona, Spagna; ³ ARPA Lombardia; ⁴ CESAM and University of Aveiro, Portogallo; ⁵ Environmental Radioactivity Laboratory DEMOKRITOS, Athens, Grecia

Introduzione

Le concentrazioni di PM10 e PM2.5 sono in genere maggiori nell'Europa meridionale e orientale rispetto a quelle nell'Europa settentrionale. Nell'Europa meridionale ci sono vari fattori che favoriscono le alte concentrazioni degli inquinanti atmosferici quali l'elevata concentrazione di sorgenti di emissione di inquinanti nella regione, l'architettura compatta delle città che impedisce la dispersione di inquinanti prodotti localmente, le piogge scarse, i venti deboli e l'elevato irraggiamento solare che favoriscono la formazione e l'accumulo di inquinanti, la vicinanza ai deserti del nord Africa, che rappresentano la maggior sorgente di polveri minerali atmosferiche a livello mondiale.

Gli attuali sforzi normativi, a vari livelli, non hanno ottenuto tutti i risultati attesi, in particolare per quanto riguarda il raggiungimento delle linee guida del WHO (World Health Organization, Organizzazione Mondiale della Sanità). Nonostante i numerosi tentativi e i significativi miglioramenti, persistono seri problemi di inquinamento dell'aria in aree specifiche. Numerose aree urbane e industriali in Europa non riescono a raggiungere gli standard fissati dall'UE per il PM. Una migliore comprensione delle cause dei superamenti delle linee guida per la qualità dell'aria per il PM è assolutamente necessaria, insieme a un costante monitoraggio delle concentrazioni degli inquinanti atmosferici.

Da queste considerazioni è nata l'idea del progetto 'AIRUSE' (Testing and development of air quality mitigation measures in Southern Europe), finanziato dal programma europeo LIFE+ 2011 (LIFE11 ENV/ES/584, www.airuse.eu). L'obiettivo principale del progetto è stato identificare le sorgenti del particolato atmosferico (PM, particulate matter) e quantificare i loro contributi in diverse aree urbane dei Paesi del Sud Europa, evidenziando similitudini e differenze rispetto alle città dell'Europa centro-settentrionale. Una volta identificate le principali sorgenti del PM, lo scopo del progetto è stato quello di sviluppare, testare e proporre strategie di miglioramento della qualità dell'aria per i paesi del Sud Europa. Il progetto è stato coordinato dall'Istituto di Diagnostica ambientale e studio dell'acqua (ID/EA) del Centro Nazionale delle Ricerche Spagnolo (CSIC) e ha visto coinvolti il Dipartimento di Fisica ed Astronomia dell'Università di Firenze, in collaborazione con il laboratorio INFN-LABEC (Istituto Nazionale di Fisica Nucleare – Laboratorio di tecniche nucleari per l'Ambiente e i Beni Culturali), l'Istituto di Tecnologia Ceramica di Castellon (Spagna), l'Università di Birmingham, il Centro Nazionale per la Ricerca Scientifica "Demokritos" di Atene, l'Università di Aveiro e ARPA Lombardia.

Il progetto ha incluso un campionamento estensivo del PM10 e del PM2.5 (polveri con diametro aerodinamico inferiore ai 10 e 2.5 μm , quindi facilmente inalabili) su base giornaliera, per un anno (Gennaio 2013 – Gennaio 2014) in 5 siti urbani: Barcellona, Firenze, Milano, Porto e Atene. I campioni raccolti sono stati pesati per determinare le concentrazioni del PM10 e del PM2.5 e successivamente analizzati con diverse tecniche chimico-fisiche fra loro complementari (PIXE (Particle Induced X-Ray Emission), IC (Ion Chromatography), ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry), ICP-AES (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy) e analisi termo-ottiche, in modo da ottenere una caratterizzazione completa della composizione del PM. La possibilità di determinare con più tecniche analitiche lo stesso elemento/composto ha permesso di fare un approfondito controllo di qualità sui dati. Inoltre, per periodi più brevi il particolato è stato raccolto con elevata risoluzione temporale, utilizzando un particolare campionatore continuo a due stadi del tipo 'streaker' (PIXE International Corporation). Questo dispositivo raccoglie le frazioni fine (diametro aerodinamico $D_{ae} < 2.5 \mu\text{m}$) e grossa ($2.5 < D_{ae} < 10 \mu\text{m}$) del particolato, simultaneamente su due supporti, mantenuti in continua rotazione, producendo dei depositi a forma di strisce (streaks) circolari. L'analisi di questi depositi, "punto per punto", tramite la tecnica PIXE, permette di determinare le concentrazioni di tutti gli elementi con numero atomico $Z > 10$ con risoluzione temporale oraria. Questo ha permesso di seguire in maggior dettaglio l'evoluzione temporale delle

emissioni più rapidamente variabili (come ad esempio il traffico e le emissioni industriali) e di ottenere una migliore correlazione con le variabili meteorologiche.

I dati ottenuti tramite queste analisi (ovvero le concentrazioni in aria dei diversi elementi e composti chimici che costituiscono il PM, per tutti i giorni della campagna di campionamento) sono stati elaborati tramite tecniche di analisi multivariata, dette “modelli a recettore” (in particolare tramite Positive Matrix Factorization, PMF), che permettono di identificare le sorgenti emittitrici e di quantificare il loro contributo al PM. Le particelle di particolato mantengono, infatti, caratteristiche specifiche della sorgente che le ha prodotte e la rivelazione simultanea di più elementi/composti può essere di grande aiuto per risalire alla loro origine. Si riporta qui una panoramica dei principali risultati ottenuti.

Concentrazioni del PM10 e del PM2.5

I siti di campionamento utilizzati nello studio sono stazioni di tipo fondo urbano a Barcellona, Firenze, Milano, di tipo traffico a Porto e di tipo fondo suburbano ad Atene. Per periodi più limitati alcuni campioni sono stati anche raccolti in siti di traffico a Barcellona e Atene (questi dati non sono stati utilizzati per l'identificazione delle sorgenti).

Come studio preliminare sono stati analizzati i trend delle concentrazioni del PM10 e del PM2.5 nelle aree metropolitane coinvolte nel progetto. In tutte le città si nota una chiara tendenza a scendere dal 2005, sia per il valor medio che per il percentile 90.4, dell'ordine del 49% a Barcellona, del 45% a Porto, di circa il 30% a Firenze, Milano e Atene.

Per quel che riguarda i valori misurati nel progetto, come si vede in Figura 69, in tutti i siti sono rispettati i valori limite annui europei (2008/50/EC) per il PM10 ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Tuttavia la richiesta di non superare i $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per il percentile 90.4 dei valori annui è superato a Milano ($72 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Porto ($52 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e Atene nel sito di traffico ($52 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Il valore obiettivo europeo del PM2.5 ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2008/50/EC) è superato a Porto ($26 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e Milano MLN-UB ($31 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Per il PM2.5 da segnalare il valore di Milano ($31 \mu\text{g}/\text{m}^3$). I valori particolarmente alti di Milano sono dovuti all'effetto combinato di intensi contributi da sorgenti sia locali che regionali e alle specifiche condizioni meteorologiche della pianura Padana, con frequenti inversioni termiche che portano all'accumulo degli inquinanti su scala regionale.

Se si considerano le linee guida dell'organizzazione Mondiale della Sanità (WHO) tutte le città, con l'eccezione di Firenze per il PM10, superano i limiti per la media annua sia per il PM10 che per il PM2.5. Va segnalato che l'anno di campionamento è stato particolarmente piovoso nella maggior parte dei siti, compreso Firenze.

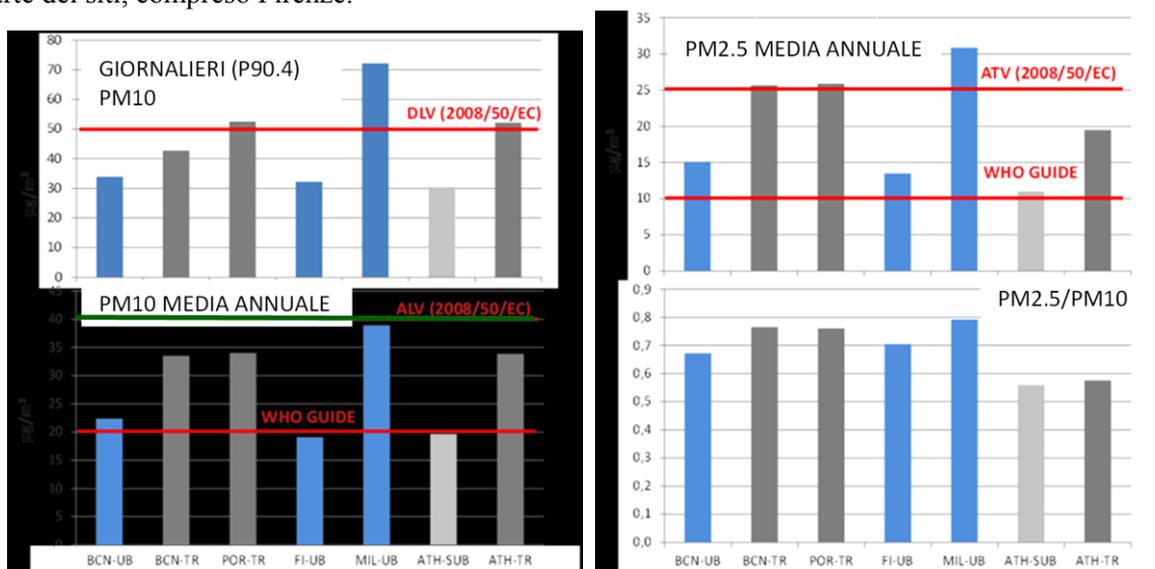


Figura 69 - 90.4 percentile per il PM10 e valor annuo medio del PM10, PM2.5 e rapporto PM2.5/PM10 per le 5 città di AIRUSE nel periodo studiato, confrontati con i valori limite 2008/50/EC e le linee guida del WHO. Nella città di Atene i campionamenti sono stati effettuati in due siti, uno di traffico e uno di fondo sub-urbano. Barre blu: siti di fondo urbano; grigio scuro: siti di traffico; grigio: siti di fondo sub-urbano. DLV: valore limite giornaliero; ALV: valore limite annuo; ATV: valore obiettivo annuo.

Identificazione delle sorgenti del PM10 e del PM2.5

In Figura 70 sono riportati i contributi percentuali delle diverse sorgenti al PM10, mediati su tutto il periodo di campionamento. L'analisi statistica ha permesso l'identificazione di 11 sorgenti con pesi diversi nelle varie città (Amato, 2016):

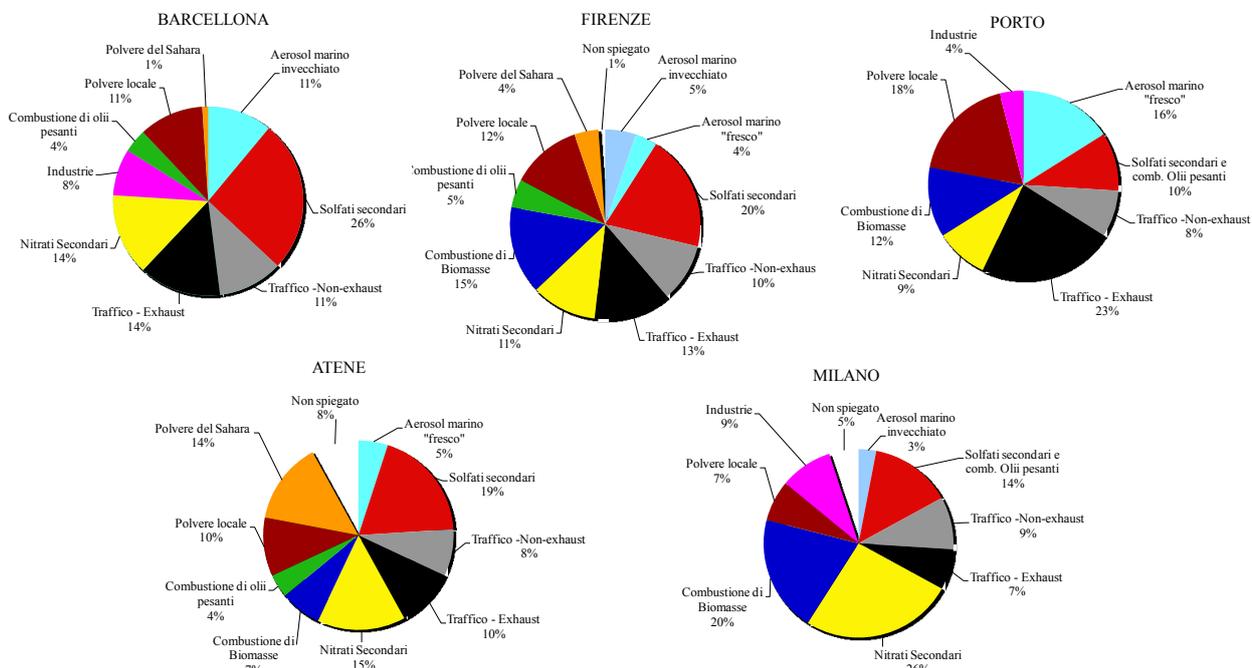


Figura 70 - Contributi percentuali delle diverse sorgenti al PM10 nelle 5 città del progetto AIRUSE (media annuale Gennaio 2013 – Gennaio 2014).

- Una sorgente legata alle polveri minerali trasportate dal Sahara (“Saharan dust”) e una distinta legata al risollevarsi delle polveri locali (“local dust”). Mentre la prima è caratterizzata prevalentemente da elementi di origine crostale (Mg, Al, Si, K, Ca, Ti, Fe), con rapporti fra loro molto simili a quelli tipici della crosta terrestre e da un andamento temporale con picchi di breve durata durante gli episodi di trasporto di masse d’aria dal Sahara, la seconda è ancora caratterizzata prevalentemente dagli elementi di origine crostale ma con un notevole arricchimento di Ca e Fe, oltre ad una maggiore contaminazione di Carbonio Elementare (EC), Carbonio Organico (OC), solfati e nitrati ed è quindi da associare ad un suolo di tipo urbano (dovuto anche, per es., a lavori di costruzione o demolizione). L’andamento di questa seconda sorgente crostale è più omogeneamente distribuito durante il periodo di campionamento, con valori più alti, come atteso, nella stagione più secca (Figura 71). Il contributo della polvere sahariana è particolarmente importante ad Atene, dove è la causa di tutti i superamenti del limite di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ma episodi significativi si incontrano anche a Firenze e Barcellona.

- In tutti i siti due diversi contributi legati al traffico veicolare: le emissioni dirette dal tubo di scappamento (“traffic exhaust”), e le emissioni di tipo indiretto (“traffic non exhaust”), ovvero il particolato prodotto dall’usura dei freni, dei pneumatici e dell’asfalto, e le polveri risollevate dal passaggio dei veicoli. Queste due componenti forniscono attualmente un contributo paragonabile al PM10 in tutti i siti catalogati come fondo urbano.

- La combustione di biomassa che è una fonte importante di PM, ad eccezione di Barcellona, dove praticamente la totalità del riscaldamento residenziale è alimentato a gas naturale. Questa sorgente è composta principalmente da OC ed EC (e caratterizzata da traccianti quali K, Cl, Zn, Br e Pb). L’andamento temporale (Figura 71) è caratterizzato da una forte stagionalità, con valori che tendono a zero avvicinandosi all’estate e molto elevati durante l’inverno quando dà il contributo più rilevante alla massa del PM: il contributo di questa sorgente sale in particolare a Firenze e Milano durante i giorni di superamento, con valori di picco che superano i $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

- Una componente “solfati secondari”, composta principalmente da solfato e ammonio e, in minor misura, anche da composti organici, da associarsi alla componente secondaria regionale del particolato, principalmente legata ai solfati. Questi ultimi sono, infatti, dei composti secondari che si

formano in atmosfera dal biossido di zolfo (a sua volta prevalentemente emesso da impianti termoelettrici per la produzione di energia) e subiscono una veloce distribuzione sul territorio regionale. Il contributo è significativo in tutte le città. L'andamento stagionale di questa sorgente è caratterizzato da valori più alti verso l'estate (Figura 71).

- Un fattore "nitrati secondari" composto principalmente da nitrato di ammonio e da composti organici da associarsi ad una componente secondaria di origine prevalentemente locale. I nitrati sono, infatti, principalmente prodotti dall'ossidazione in atmosfera degli ossidi di azoto, a loro volta prodotti prevalentemente da processi di combustione locali, principalmente il traffico e, in misura minore, il riscaldamento e la combustione di biomasse. L'ammonio invece ha come suo precursore l'ammoniacale cui emissioni sono da attribuirsi principalmente al settore agricolo e alla zootecnia. La sorgente "nitrati secondari" è caratterizzata da una forte stagionalità, con concentrazioni basse verso l'estate e molto elevate nel periodo invernale, quando si hanno anche concentrazioni più elevate di PM: risulta quindi una delle principali cause dei superamenti del limite giornaliero di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ del PM10, in particolare a Milano. Da notare che è assolutamente necessario tenere conto, quando si fa una stima del contributo del traffico, che in esso è compreso anche il contributo dato da questa sorgente, nitrati secondari, i quali hanno origine prevalentemente proprio dal traffico veicolare (secondo gli inventari delle emissioni locali tra il 30% a Atene e l'80% a Firenze degli ossidi di azoto originano dal traffico).

- Una sorgente "Combustione di olii pesanti", composta prevalentemente da OC e solfati, e caratterizzata dalla presenza di traccianti specifici della combustione di olii pesanti quali il V e Ni, legata alle emissioni da combustioni di olii pesanti in impianti industriali, in impianti termoelettrici o nelle attività portuali.

- Una sorgente "Aerosol marino" caratterizzata principalmente da Na, Mg e Cl, con rapporti tipici del sale marino. Si tratta di particolato che dal mare è trasportato dal vento anche verso le regioni interne. È stata identificata anche una seconda sorgente marina denominata "Aerosol marino invecchiato", caratterizzata principalmente da Na, Mg, contaminata da OC, nitrati e solfati, ed impoverita completamente del Cl (rispetto alla composizione del sale marino); come noto da letteratura, questo è causato da reazioni eterogenee, che avvengono durante il trasporto, fra il cloruro di sodio presente nel particolato e gli acidi nitrico e solforico presenti in atmosfera. Si tratta quindi di una sorgente "mista", con contributi sia antropici sia naturali.

- Una sorgente legata alle emissioni dalle industrie locali.

Le stesse sorgenti ma con peso diverso sono state identificate anche nel PM2.5. È bene sottolineare che in tutti i siti di fondo urbano il PM2.5 è apparso essere principalmente di origine secondaria (un inquinante secondario non è emesso sotto forma di particolato ma si forma in atmosfera quando altri inquinanti gassosi, detti inquinanti primari, reagiscono tra di loro). Di conseguenza, le strategie di abbattimento del PM dovrebbero focalizzarsi anche sugli inquinanti gassosi (NO_x, SO₂, NH₃, VOC) che sono precursori del PM secondario formato in atmosfera.

La causa del superamento dei valori limite giornalieri per il PM10 varia tra le città. Nei giorni maggiormente inquinati il traffico è la principale sorgente di PM10 e PM2.5 in tutti i siti (con l'eccezione di Atene), insieme alla combustione di biomasse a Firenze, Milano e Porto. Atene è un caso a parte poiché tutti i superamenti sono dovuti ad episodi di intrusione di aerosol dal Sahara.

L'andamento giornaliero delle diverse sorgenti è riportato a titolo di esempio nel caso di Firenze in Figura 71.

Nel caso di Firenze, è stato confrontato il contributo della polvere sahariana ottenuto dall'analisi statistica dei dati (PMF) con quello stimato con approcci diversi. Il primo, il "metodo degli ossidi", un approccio ampiamente usato in letteratura (Nava, 2012), somma le concentrazioni degli elementi caratteristici del suolo sotto forma di ossidi, correggendo per il contributo ad alcuni elementi del sale marino e di altre sorgenti antropiche per calcolare il contributo assoluto della componente crostale, che rappresenta sia la polvere di origine locale che quella derivante da un trasporto a lungo raggio da regioni desertiche, quali il Sahara. Il contributo netto sahariano viene calcolato, per ogni giorno di intrusione, come la differenza fra la componente crostale totale e un'opportuna stima del fondo di origine locale, calcolata come media mobile su 30 giorni della componente crostale totale, dopo l'esclusione dei giorni di intrusione (Nava, 2012). Per identificare i giorni di intrusione si sono utilizzate le retrotraiettorie delle masse d'aria calcolate utilizzando il programma Hysplit della NOAA (National Oceanics and Atmospheric Administration USA), e programmi diffusionali quali Skiron o BSC - DREAM8b v2.0. La stima del contributo delle polveri sahariane così ottenuta nel caso di Firenze ha dato risultati molto simili a quelli ottenuti con l'applicazione della PMF, come si può osservare dalla Figura 72(a) (ottima correlazione $r^2 = 0.95$ e rapporto prossimo a 1). È molto importante il fatto che con due metodi indipendenti si ottengono risultati molto simili.

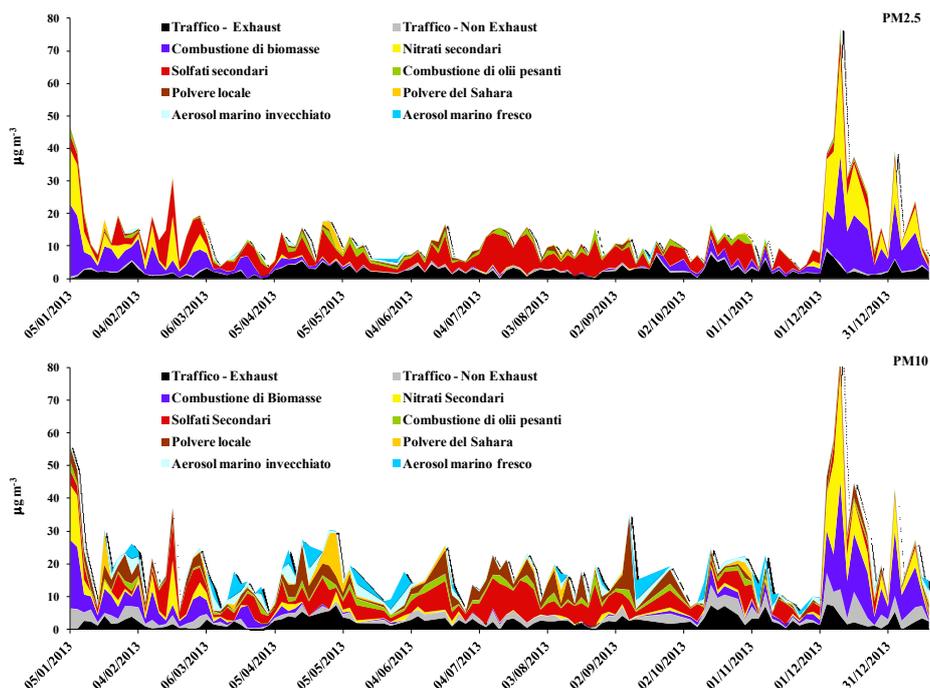


Figura 71 - Contributi delle diverse sorgenti al PM_{2.5} e PM₁₀ a Firenze: si noti il forte peso della combustione delle biomasse e dei nitrati secondari durante i mesi invernali.

Il secondo approccio, più semplice e diretto, utilizza il metodo di riferimento EU (Escudero, 2007). La Commissione Europea ha dato delle linee guida per la valutazione del contributo netto giornaliero di polvere africana al PM₁₀, utilizzando i dati di concentrazione del PM₁₀ in un sito di fondo regionale (SEC (2011) 2008 Final del 15/02/2011). Il metodo comunitario è stato ottimizzato, convalidato e ampiamente applicato in Spagna, ma la sua "esportabilità" ad altre regioni è ancora in discussione. In particolare, un punto chiave di questo approccio, vale a dire la scelta di una vera e propria rete di stazioni rurali di fondo, è particolarmente critica in Italia, dove molte stazioni rurali sono stazioni "vicino-città" e possono quindi essere influenzate da diversi contributi antropici, dove l'orografia del territorio è particolarmente complessa e dove alcune regioni non presentano stazioni di tale tipologia. Nel caso di Firenze si è utilizzata la centralina ARPAT di Casa Stabbi, in provincia di Arezzo, come stazione di fondo regionale.

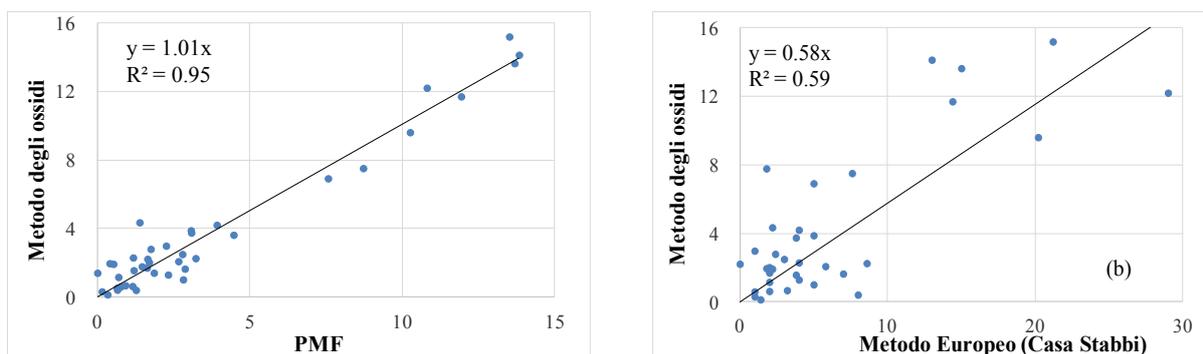


Figura 72- Confronto fra il contributo delle polveri sahariane ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ottenuto a partire dalle concentrazioni degli elementi con il "metodo degli ossidi" con quello ottenuto in maniera indipendente con l'applicazione del modello a recettore PMF (a) e seguendo le linee guida europee (b). I dati si riferiscono alla centralina di Firenze (Firenze- Bassi).

Come si vede nella Figura 72 la quantificazione del contributo sahariano al suolo così ottenuta presenta delle differenze rispetto agli altri due metodi. Vi è una generale tendenza del metodo europeo a dare valori significativamente più alti, probabilmente proprio a causa della difficoltà nel selezionare un sito di fondo regionale adatto alla quantificazione degli episodi sahariani. Notiamo che rispetto al

metodo EU sia il metodo degli ossidi che l'analisi PMF utilizzano selettivamente la componente crostale e non la concentrazione totale di PM, la quale riceve in generale contributi da diverse sorgenti. I risultati dell'analisi statistica sui dati relativi ai filtri raccolti su base giornaliera sono stati confermati e rinforzati dall'elaborazione dei dati raccolti con risoluzione temporale oraria. A titolo di esempio riportiamo l'andamento orario della sorgente traffico ("non-exhaust") e della sorgente combustione di biomasse ottenute a Porto (Figura 73). Come è possibile osservare, la prima è caratterizzata giornalmente da due chiari picchi in corrispondenza delle ore di punta della mattina presto e nel pomeriggio tardi (ma con una modulazione determinata anche dalle condizioni meteorologiche), mentre la seconda mostra dei picchi durante le ore serali e notturne, tipici della combustione di biomasse per riscaldamento domestico.

La risoluzione oraria permette, inoltre, di unire i dati di composizione e i parametri meteorologici quali la direzione e velocità del vento per ottenere ulteriori informazioni sull'origine del particolato. Riportiamo ad esempio i grafici polari (Figura 74) delle sorgenti traffico non exhaust, combustione di biomasse e aerosol marino nel caso di Firenze: mentre le prime due sorgenti mostrano concentrazioni più elevate per valori bassi della velocità del vento, quindi siamo in presenza di sorgenti locali o che danno il massimo contributo in condizione di stagnazione (si noti anche il contributo alla combustione di biomasse dalle colline che circondano Firenze a Est), la terza è caratterizzata da contributi elevati in situazione di vento forte da Ovest, ovvero in presenza di masse d'aria provenienti ad alta velocità dal mar Tirreno.

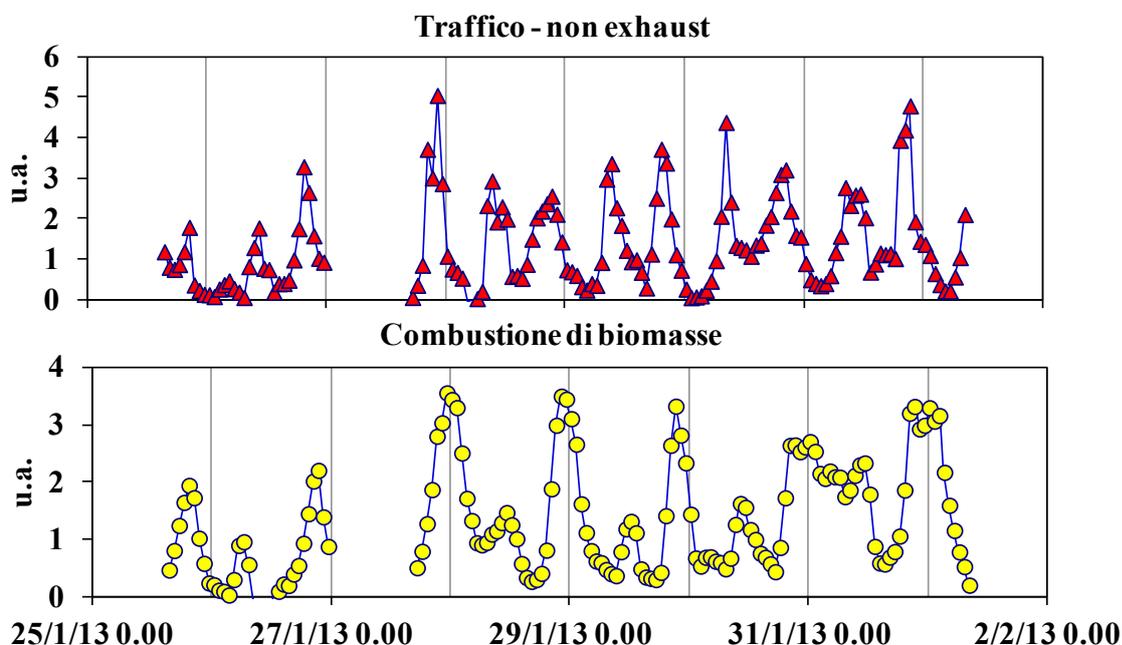


Figura 73 - Andamento orario delle sorgenti Combustione di Biomasse e Traffico - non exhaust ottenute dall'analisi PMF dei dati a risoluzione oraria a Porto.

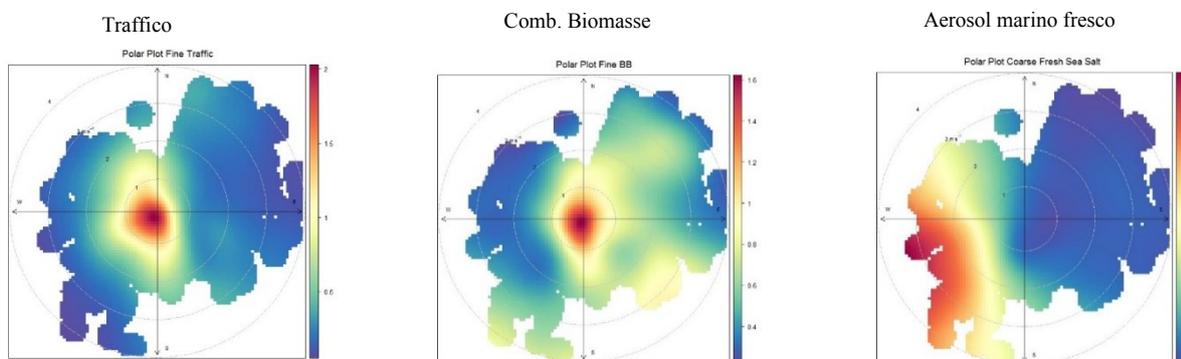


Figura 74 - Grafici polari delle sorgenti traffico, combustione di biomasse e aerosol marino (la coordinata radiale rappresenta la velocità del vento, quella angolare la direzione e il codice colore rappresenta la concentrazione della sorgente in unità arbitrarie, rosso: concentrazioni alte, blu concentrazioni basse).

Misure per approfondire l'origine della sorgente traffico "non-exhaust"

Come abbiamo visto il contributo della componente "non exhaust" è oramai dello stesso ordine di grandezza di quello dovuto alle emissioni dirette dal tubo di scappamento. Per questo motivo sono stati condotti ulteriori studi sperimentali. Un campionatore da campo è stato sviluppato a Barcellona per raccogliere la polvere depositata sul manto stradale nella frazione PM10. I livelli di polvere depositata sul fondo stradale possono variare notevolmente a causa di molteplici fattori, come i materiali utilizzati per la pavimentazione stradale, i freni, il rifornimento di polvere da fonti non legate al traffico (come ad esempio le opere urbane), ma anche a causa della meteorologia, dal momento che le precipitazioni o l'alta umidità riducono notevolmente la quantità di polvere in grado di essere risospesa in aria. La figura 75 (a) mostra i valori medi osservati in 4 città AIRUSE (Barcellona, Firenze, Porto e Atene) ottenuti utilizzando lo stesso protocollo metodologico e di campionamento. I livelli di polvere stradale rilevati variano tra 0,2-13,4 mg/m². Barcellona mostra i più elevati carichi di polvere (7,1 µg/m² in media), seguita da Firenze (3,6 µg/m²), mentre valori molto più bassi sono stati trovati in Porto (0,3 µg/m²) e Atene (0,8 µg/m²). Come già accennato, tale differenza può essere spiegata da vari fattori locali, fra cui, nel caso di Porto, il clima atlantico che mantiene un'elevata umidità del fondo stradale.

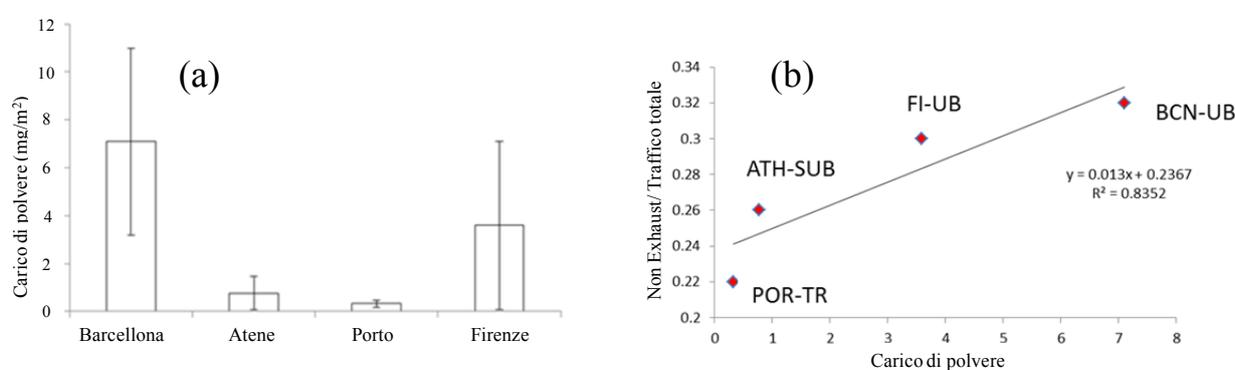


Figura 75 - (a) Carico di polvere stradale medio (PM10, mg/m²) in 4 città del progetto AIRUSE; (b) correlazione fra la polvere depositata sulla strada (PM10, mg/m²) e il rapporto tra il contributo non-exhaust e il contributo totale del traffico.

È interessante notare che abbiamo trovato una buona correlazione ($r^2 = 0,84$, Figura 75 (b)) tra il livello medio di polvere della strada e il rapporto tra il contributo non-exhaust e il contributo totale del traffico.

La composizione chimica dei campioni di polvere stradale ha rivelato come dominante la componente minerale (SiO₂, Al₂O₃, Ca, CO₃²⁻, Fe e K) che rappresenta tra il 54% (Porto) e l'80% del carico di polvere della strada. La seconda componente più importante è il materiale carbonioso (OC + EC) tra il 15 e il 44%. L'aerosol secondario inorganico dà un contributo basso (1-5%), fatta eccezione per Atene, dove l'alta concentrazione di solfato è probabilmente dovuta alle particelle di gesso sulla superficie stradale. La somma degli elementi in traccia rappresenta circa l'1% del totale della massa analizzata.

Per completare lo studio è stata analizzata anche la composizione di alcune pasticche dei freni e di alcuni pneumatici comunemente usati in Europa. Da un primo confronto fra le composizioni della componente non-exhaust e quella della polvere stradale, delle pasticche dei freni e delle gomme sembra che la componente non-exhaust sia più legata all'usura dei freni a Firenze, Porto e Milano, al risollevarsi della polvere stradale a Atene e Barcellona.

Conclusioni

Nell'ambito del progetto AIRUSE per la prima volta sono state studiate la composizione e le sorgenti del PM10 e PM2.5 in 5 importanti città del Sud Europa (Barcellona, Firenze, Milano, Porto, Atene) utilizzando metodologie di campionamento, analisi dei filtri raccolti e identificazione delle sorgenti analoghe in tutti i siti. Lo studio ha sfruttato i vantaggi portati da un uso combinato dei dati raccolti su base giornaliera con quelli ottenuti con risoluzione oraria. Sorgenti simili sono presenti in tutte le città, ma il loro contributo percentuale varia. Il traffico è risultato una componente importante in tutte le città. È stato possibile separare il contributo diretto dal tubo di scappamento da quello delle emissioni di tipo indiretto, ovvero il particolato prodotto dall'usura dei freni, dei pneumatici, dell'asfalto e le polveri risollevate dal passaggio dei veicoli. Queste due componenti forniscono attualmente un contributo paragonabile al PM10 in tutti i siti catalogati come fondo urbano. In tutte le città la combustione di biomasse ai fini di riscaldamento domestico è l'altra sorgente che dà un contributo significativo, in particolare nei giorni di superamento dei limiti, con l'eccezione di Barcellona dove il riscaldamento è sostanzialmente tutto a base di gas naturale. La situazione di Atene è particolare perché tutti i superamenti sono dovuti ad intrusioni di aerosol dal Sahara.

BIBLIOGRAFIA

Amato, F., Alastuey, A., Karanasiou, A., Lucarelli, F., Nava, S., Calzolari, G., Severi, M., Becagli, S., Gianelle, V. L., Colombi, C., Alves, C., Custódio, D., Nunes, T., Cerqueira, M., Pio, C., Eleftheriadis, K., Diapouli, E., Reche, C., Minguillón, M. C., Manousakas, M.-I., Maggos, T., Vratolis, S., Harrison, R. M., and Querol, X.: AIRUSE-LIFE+: a harmonized PM speciation and source apportionment in five southern European cities, *Atmos. Chem. Phys.*, 16, 3289-3309,

Escudero, M., Querol, X., Avila, A., Cuevas, E., 2007. Origin of the exceedances of the European daily PM limit value in the regional background areas of Spain. *Atmospheric Environment* 41, 730-744.

La descrizione del programma diffusionale BSC - DREAM8b si trova all'indirizzo internet:

<http://www.bsc.es/projects/earthscience/BSC-DREAM/>

La descrizione del programma diffusionale Skiron si trova all'indirizzo internet: <http://forecast.uoa.gr>

La descrizione del programma Hysplit si trova all'indirizzo internet: http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT_traj.php

Le informazioni relative ai modelli a recettore per l'identificazione delle sorgenti del particolato sono reperibili in http://source-apportionment.jrc.ec.europa.eu/Docu/EU_guide_on_SA.pdf

Nava S., Becagli S., Calzolari G., Chiari M., Lucarelli F., Prati P., Traversi R., Udisti R., Valli G., Vecchi R., 2012. Saharan dust impact in central Italy: An overview on three years elemental data records, *Atmospheric Environment* 60 (2012) 444e452

2. Gli effetti sulla salute dell'inquinamento atmosferico

CONSIDERAZIONI INTRODUTTIVE

Ennio Cadum¹, Francesca Fagioli², Paolo Lauriola³

¹ARPA Piemonte, Dipartimento Epidemiologia e Salute ambientale;²Università di Modena e Reggio Emilia;
³ARPAE Emilia-Romagna, Centro Tematico Regionale Ambiente e Salute

Questo capitolo presenta una sintesi delle conoscenze su vari aspetti degli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla salute.

Gli effetti sulla salute umana sono desunti per lo più da studi epidemiologici condotti con due approcci principali:

1. Effetti a breve termine → osservabili a pochi giorni di distanza dai picchi di esposizione
2. Effetti a lungo termine → osservabili dopo esposizioni di lunga durata e a distanza di tempo (anni)

La valutazione degli effetti a breve termine risulta più semplice poiché è possibile valutare le modificazioni dello stato di salute della popolazione esposta per un breve periodo ad elevate concentrazioni di inquinanti, mentre risulta più complesso valutare gli effetti di un'esposizione a basse concentrazioni di inquinanti per lungo tempo, sia perché gli effetti si manifestano in maniera tardiva, sia perché possono risentire di numerosi "fattori confondenti", ossia eventi concomitanti che possono aver generato lo stato patologico e per i quali l'inquinamento ambientale risulti una "concausa" (come ad esempio patologie polmonari in fumatori o in caso di esposizione occupazionale a polveri sottili) (DeVries R. *et al.*, 2016¹²³).

Gli effetti a breve termine vengono generalmente valutati osservando le fluttuazioni dello stato di salute della popolazione sia con co-morbosità che senza, durante i "picchi" di inquinamento, come si verificano ad esempio annualmente durante la stagione calda: in questo frangente si assiste ad un aumento della mortalità per cause cardiache e respiratorie.

Gli effetti a lungo termine vengono invece studiati attraverso studi di coorte: osservando lo stato di salute di soggetti che vivono in contesti diversi, si valutano a livello individuale alcuni fattori di rischio che possono essere "confondenti" rispetto agli inquinanti atmosferici, come il fumo di tabacco e l'esposizione lavorativa; i soggetti arruolati vengono poi seguiti nel tempo e viene valutata la mortalità e la morbosità in relazione alla diversa esposizione ambientale.

Il particolato è ritenuto ad oggi l'indicatore che più coerentemente si associa con gli esiti sulla salute, specialmente quando è misurato in termini di particelle inalabili (PM10) o respirabili (PM2.5); sempre più rilevanza assume il monitoraggio del particolato ultrafine (PM0.1).

L'indicatore maggiormente utilizzato negli ultimi anni è stato il PM2.5, corrispondente alle particelle di diametro aerodinamico medio pari a 2.5 micron o inferiori.

Nel complesso, a carico della mortalità naturale, le stime di rischio riportano, per ogni incremento di 10 µg/m³ della concentrazione di PM2.5 a breve termine, un aumento della mortalità dello 0,3-0,5% circa (nel giro di pochi giorni successivi ad incrementi di breve durata) e a lungo termine un aumento del 6%-7% circa (nell'arco di 10-15 anni in presenza di incrementi di lunga durata). Per quanto riguarda le stime di impatto su scala nazionale, nel nostro Paese il 7% circa di tutte le morti per cause naturali è stato imputato all'inquinamento atmosferico. Tra le cause di morte in eccesso rientrano parte delle patologie cardiovascolari, respiratorie e tumorali, in primis il tumore del polmone. A rafforzare la cancerogenicità vi sono considerazioni in relazione alla presenza di molti cancerogeni nel particolato, con il polmone come organo bersaglio: gli IPA e i nitroareni formati durante i processi di combustione innanzitutto, ma anche i metalli pesanti, quali cromo, arsenico, nichel, e le fibre di amianto. Evidenze epidemiologiche robuste indicano quindi effetti dannosi per l'apparato respiratorio dovuti ad esposizione ad inquinanti atmosferici, anche per valori ambientali inferiori a quelli consentiti dagli standard internazionali.

Ciò premesso, questo capitolo presenta la seguente struttura:

- 1) Modelli di valutazione dell'esposizione negli studi epidemiologici (M. Cordioli, A. Ranzi, G. Berti)

Si tratta di un capitolo fondamentale negli studi epidemiologici, in quanto la misura dell'esposizione e le relative incertezze giocano un ruolo di primo piano per la misura

²³ DeVries R, Kriebel D1, Sama S. COPD. 2016 Aug 26:1-9. Outdoor Air Pollution and COPD-Related Emergency Department Visits, Hospital Admissions, and Mortality: A Meta-Analysis.

-
- degli effetti. Un errore di misura dell'esposizione della popolazione studiata si traduce sempre in un errore conseguente nella stima del rischio per la salute umana.
- 2) Impatti a breve termine dell'inquinamento atmosferico in Italia: andamento temporale, dalle stime di impatto MISA a EPIAIR (E. Cadum, G. Berti, A. Biggeri, M. Baccini, P.A. Bertazzi, R. Calzolari, F. Forastiere, M. Stafoggia, M. Demaria, M. Mariottini, A. Ranzi, M. Serinelli, S. Zauli)
Il capitolo sintetizza gli studi disponibili sulla materia, con particolare attenzione agli studi condotti in Italia.
 - 3) Impatti a lungo termine dell'inquinamento atmosferico in Italia: risultati delle coorti italiane (ESCAPE, Roma, MED HISS) e confronto con le stime di rischio internazionali (E. Cadum, M. Stroschia, M. Gandini, G. Cesaroni, F. Forastiere, M. Stafoggia, M. Demaria, G. Berti, A. Ranzi)
Il capitolo riepiloga le conoscenze presenti negli studi internazionali condotti in vari Paesi e le stime di rischio condivise dalla comunità scientifica internazionale, con un'appendice che riepiloga gli studi principali e le loro caratteristiche.
 - 4) Effetti dell'inquinamento atmosferico nelle aree urbane dal progetto Supersito (A. Ranzi, S. Broccoli, S. Giannini, M. Ottone, F. Parmagnani, V. Poluzzi, P. Angelini)
Breve sintesi delle attività di studio in corso in Regione Emilia Romagna sugli effetti a breve e lungo termine dell'inquinamento atmosferico in tale regione.
 - 5) L'ambiente indoor elemento di criticità e risorsa per la riduzione dell'esposizione e degli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico (A. Cattaneo, A. Spinazzè, S. Zauli, S. Marchesi, S. Rovelli, P. Lauriola, D.M. Cavallo)
Il capitolo tratta l'esposizione in ambito indoor (termine con cui si valuta l'esposizione in ambienti confinati (casa, ufficio), entro i quali gli inquinanti esterni possono penetrare, pur con modifiche della concentrazione misurata esternamente, e produrre gli effetti sulla salute umana.
 - 6) Impatti combinati tra variabili meteo-climatiche e inquinamento sulla salute (M. Stafoggia, M. De Sario, S. Zauli, F. de Donato)
Nella relazione inquinanti – salute grande importanza hanno fattori meteo climatici, che in questo capitolo sono approfonditi individuando modalità ed effetti di queste interazioni
 - 7) Le intossicazioni da monossido di carbonio come evento evitabile mediante una migliore pianificazione dello sviluppo abitativo urbano (M. Ottone, S. Conti, G. Leonardi, S. Zauli)
Si tratta di un capitolo nuovo, in cui si presenta il problema dell'inquinamento indoor e in particolare i rischi legati ad esposizioni brevi ma spesso fatali, legate all'uso di impianti di riscaldamento domestici inadeguati e/o pericolosi.
 - 8) Effetti congiunti sulla salute dell'inquinamento atmosferico ed esposizione a pollini (S. Marchesi, C. Ivaldi, V. De Gironimo, A. Di Menno di Bucchianico)
Questo capitolo valuta il contributo al rischio per la salute di una categoria particolare di agenti aerodispersi, i pollini aeroallergenici, e il loro ruolo nel determinare effetti congiunti e interagenti.
 - 9) L'impatto della gestione dei rifiuti solidi urbani sull'inquinamento atmosferico e sulla salute (A. Ranzi, F. Parmagnani, C. Ancona, M.E. Rowinski, M. Martuzzi)
In questo capitolo infine sono trattate le emissioni in atmosfera e i relativi impatti determinati dalla gestione dei rifiuti).
 - 10) Benefici sanitari ed economici della riduzione dell'inquinamento atmosferico: dalle stime sanitarie del progetto VIAS alle stime economiche dell'OMS (S. Giannini, E. Cadum, C. Ancona, E. Bonazzi, C. Guerriero)
Il capitolo conclusivo riassume l'impatto sanitario ed economico oggi studiato in Italia relativo agli effetti sulla salute e sull'ambiente dell'inquinamento atmosferico.

Le sostanze principali coinvolte negli effetti sulla salute sono oggi il particolato, l'NO₂ e l'ozono (O₃).

Il particolato (PM)

Le conseguenze del particolato (PM) sulla salute sono gli effetti meglio documentati. Si tratta di un'esposizione massiva: oltre l'80% della popolazione nella Regione Europea dell'OMS (compresa l'Unione Europea, UE) vive in città con livelli di PM ben al di sopra di quelli indicati come accettabili

dalle linee guida OMS sulla qualità dell'aria, che affermano esplicitamente che "le emissioni di inquinanti atmosferici nocivi dovrebbero essere evitati, prevenuti e ridotti nella maggior misura possibile".

Nell'ultimo decennio è stato osservato tuttavia un trend in costante calo per quanto riguarda le concentrazioni medie di particolato nei paesi nell'UE, anche se l'inquinamento da PM continua a rappresentare un problema gravoso per la salute umana, riducendo l'aspettativa di vita di quasi 9 mesi (in media) in Europa.

È la dimensione delle particelle il determinante principale degli effetti sulla salute umana.

La Figura 1 mostra che le particelle di dimensioni maggiori di 10 µm raramente raggiungono il tratto respiratorio intermedio, coinvolgendo prevalentemente naso e faringe: in questo tratto provocano broncospasmo, iperreattività bronchiale con produzione di muco, con conseguenze particolarmente severe soprattutto in pazienti con BPCO, enfisema o asma allergico preesistente.

Le particelle con un diametro inferiore ai 5-6 µm possono depositarsi nei tratti più distali, cioè nei bronchioli e negli alveoli e causare infiammazione, broncocostrizione e fibrosi, con peggioramento importante della funzionalità respiratoria.

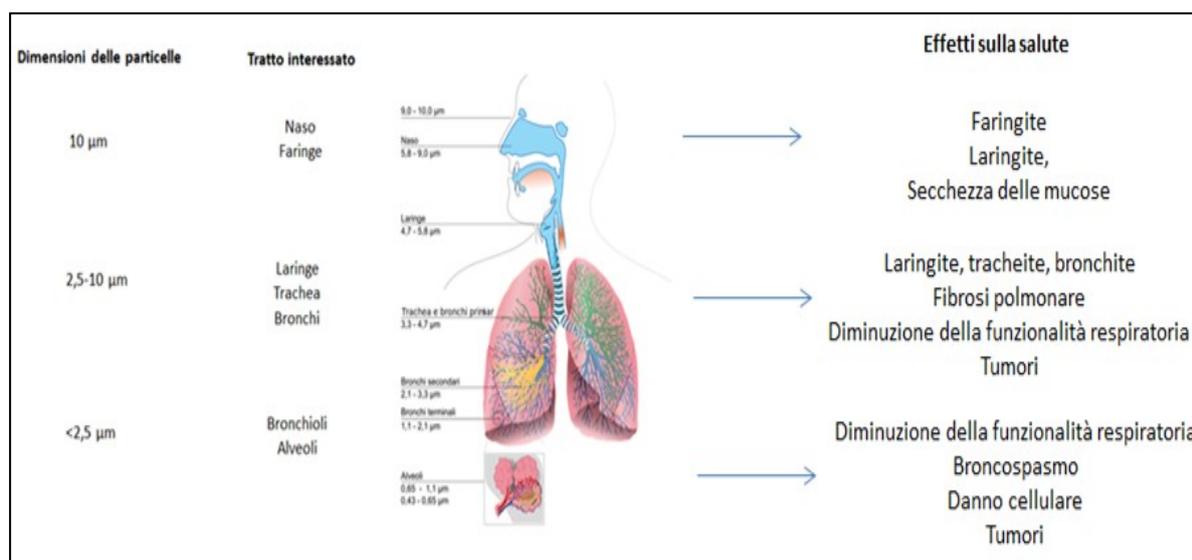


Figura 1 - Principali effetti del particolato sull'albero respiratorio

I gas (SO₂, NO₂ e ozono (O₃))

Gli effetti dei diversi inquinanti variano a seconda della loro solubilità in acqua: il biossido di zolfo (SO₂), altamente solubile in acqua, colpisce prevalentemente le mucose del naso e delle vie aeree superiori dove viene facilmente assorbito. Tra gli effetti acuti dovuti all'esposizione ad elevati livelli di SO₂ è possibile annoverare un aumento delle secrezioni mucose, broncospasmo con conseguente difficoltà nel passaggio dell'aria, acutizzazione della sintomatologia asmatica dei pazienti affetti e infiammazione bronchiale e tracheale.

Per quanto riguarda l'esposizione prolungata, i principali effetti imputabili al biossido di zolfo consistono in un peggioramento globale della funzionalità polmonare con bronchiti croniche, spasmo bronchiale ed enfisema, condizioni particolarmente severe in caso di pazienti asmatici o affetti da BPCO.

L'ozono, che ha media solubilità, colpisce il tratto intermedio dell'albero bronchiale, dove, attraverso complesse reazioni chimiche, agisce danneggiando le membrane degli organuli cellulari, le cellule e i tessuti. Gli effetti acuti riguardano principalmente secchezza e irritazione di gola e naso con aumento della produzione di muco e della reattività bronchiale, tosse, faringiti e laringiti. L'esposizione prolungata, può altresì causare fibrosi polmonare, severo peggioramento della funzionalità respiratoria ed effetti sul sistema endocrino.

Il biossido di azoto (NO₂), agisce prevalentemente sulle vie aeree inferiori: sebbene i meccanismi biochimici mediante i quali l'NO₂ esercita i suoi effetti dannosi non siano del tutto chiariti, è ormai noto che induce grave danno alle membrane cellulari attraverso reazioni di ossidoriduzione. In seguito all'esposizione a NO₂ si osserva un aumento dell'incidenza delle malattie polmonari, come ad esempio

una riduzione della funzionalità respiratoria, broncospasmo ed aumento della suscettibilità alle infezioni sia batteriche che virali.

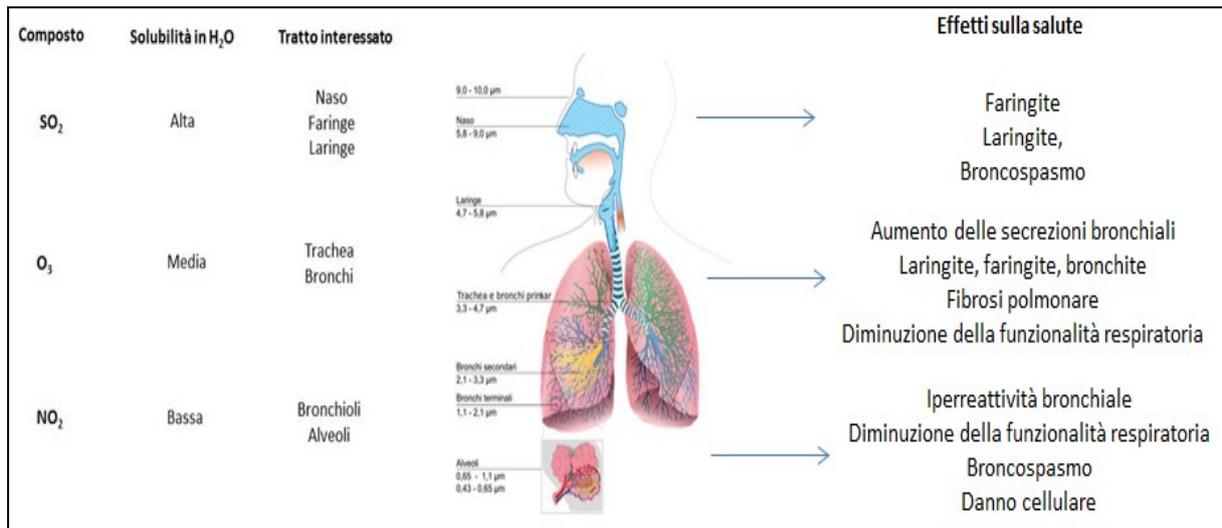


Figura 2 - Gli effetti dei gas inquinanti sull'albero respiratorio

Sulla base di quanto riportato nell'ambito di questo quaderno su inquinamento atmosferico e salute umana si può concludere che la vasta e solida letteratura epidemiologica disponibile sull'argomento sia sufficiente per un giudizio fondato sugli effetti sulla salute dell'inquinamento atmosferico.

Sebbene i meccanismi fisiopatologici attraverso cui gli inquinanti esercitano effetti negativi sulla salute umana presentino ancora qua e là alcuni punti da chiarire, molto è stato già chiarito ed è ormai consolidata l'evidenza che l'esposizione all'inquinamento atmosferico abbia effetti gravi sulla salute dell'uomo; la maggior parte dei paesi europei vive ancora in condizioni molto lontane da quelle auspicabili per realizzare un vero intervento di prevenzione, come indicato dall'organizzazione Mondiale della Sanità già nel 2006.

MODELLI DI VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE NEGLI STUDI EPIDEMIOLOGICI

Michele Cordioli¹, Andrea Ranzi¹, Giovanna Berti²

¹ARPAE Emilia-Romagna, Centro Tematico Regionale Ambiente e salute; ²ARPA Piemonte, Dipartimento Epidemiologia e Salute ambientale

Introduzione

L'inquinamento atmosferico è pressoché ubiquitario e rappresenta un'importante causa di effetti negativi sulla salute umana e sugli ecosistemi (WHO, 2013). Nonostante l'interesse e la preoccupazione che questa tematica suscita nella comunità scientifica, tra gli *stakeholders* e nella cittadinanza, l'inquinamento atmosferico rappresenta ancora un grave problema ambientale in molte parti del mondo.

Tutte le discipline che studiano gli effetti dell'inquinamento ambientale sulla salute degli ecosistemi e dell'uomo (ad es. eco tossicologia, tossicologia, analisi del rischio sanitario ed ecologico) hanno in comune un elemento fondamentale: la valutazione dell'esposizione. Si può definire esposizione il contatto tra un agente (ad es. sostanza chimica, agente fisico o organismo biologico) e un recettore (ad es. entità fisica, biologica o ecologica) in uno specifico punto dello spazio e per un intervallo di tempo definito (Zartarian V. *et al.*, 1997). Il concetto di esposizione umana all'inquinamento ambientale è quindi strettamente legato a tre elementi: la presenza di un agente specifico nell'ambiente, generalmente rappresentata dalla concentrazione di un contaminante in uno dei comparti ambientali (aria, acqua, suolo), in una specifica posizione nello spazio in grado di determinare il contatto con la superficie del corpo umano (ad es. pelle, vie respiratorie, vie gastro-intestinali), per un periodo di tempo associabile alla comparsa degli effetti studiati.

È quindi importante sottolineare la differenza esistente tra il concetto di concentrazione ambientale, esposizione e dose. La concentrazione ambientale definisce la presenza di un contaminante all'interno di uno o più comparti ambientali, l'esposizione si riferisce invece alla concentrazione presente nel punto di contatto con l'organismo umano e quindi capace di penetrarvi. Spesso, per esempio, le concentrazioni degli inquinanti misurate in atmosfera vengono assunte come *proxy* (surrogato) delle concentrazioni di esposizione presenti in vicinanza dell'ingresso del sistema respiratorio umano, presupponendo che l'atmosfera sia uniformemente rimescolata e l'organismo umano ne sia circondato. Il termine dose si riferisce invece alla quantità di contaminante che viene assorbita e depositata all'interno dell'organismo umano a seguito dell'esposizione. La dose potenziale è calcolata come il prodotto tra l'esposizione e l'entità del contatto (ad es. m³ di aria respirata, kg di cibo ingerito), assumendo il completo assorbimento del contaminante. La dose interna si riferisce invece alla quantità di contaminante effettivamente assorbita dai tessuti corporei, mentre la dose biologicamente attiva rappresenta la quantità di contaminante assorbita che raggiunge le cellule o l'organo bersaglio possibili sedi di effetti avversi (NRC, 1991). La Figura 1 rappresenta in modo schematico le relazioni tra concentrazioni ambientali, esposizione, dose ed effetti.

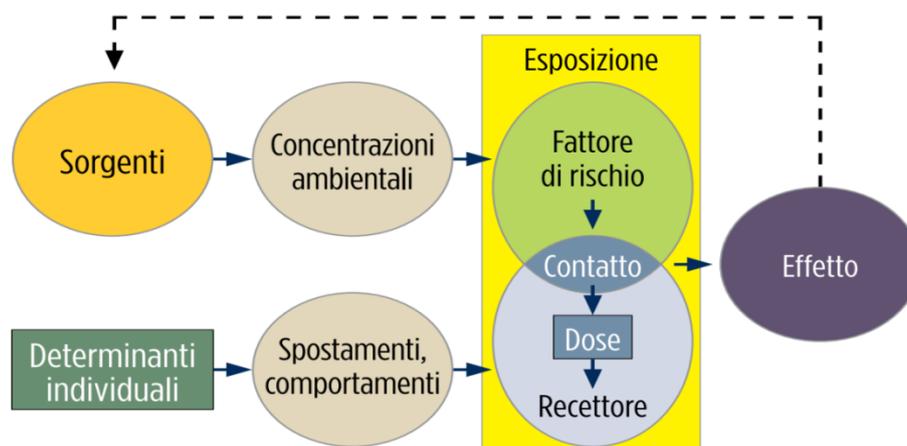


Figura 1 – Rappresentazione schematica del continuum ambiente-salute (Modificato da: NRC, 2012)

A causa delle sue proprietà fisiche, l'atmosfera è un ambiente in continua e in rapida evoluzione: lo studio dell'inquinamento atmosferico e dei suoi effetti sulla salute umana e sugli ecosistemi pone sfide importanti per la determinazione di dati di esposizione che siano rappresentativi della variabilità spaziale e temporale. Il monitoraggio e la modellistica matematica sono due strumenti strettamente interconnessi e in grado di aiutare la ricerca epidemiologica nella produzione di stime più accurate di esposizione e di entità degli effetti.

Metodologie per la valutazione dell'esposizione umana

I metodi per la valutazione dell'esposizione umana ad inquinamento ambientale possono essere classificati sulla base di diversi criteri (Baker D. and, Nieuwenhuijsen M.J., 2008; Nieuwenhuijsen M.J. *et al.*, 2006; NRC, 1991; Zou B. *et al.*, 2009; Özkaynak H. *et al.*, 2013). Una prima classificazione generalmente accettata raggruppa le metodologie in dirette e indirette.

Tra i metodi diretti per la valutazione dell'esposizione si segnalano (Figura 2):

- **Monitoraggio personale:** i livelli di contaminazione ambientale (es. concentrazioni atmosferiche) sono misurati con campionatori portatili (attivi o passivi) indossati dai soggetti in studio. Il limite di questa metodologia risiede spesso nella scarsa numerosità dei dati acquisibili, che determina una bassa rappresentatività statistica, e nella sensibilità, accuratezza e calibrazione degli strumenti portatili.
- **Biomarcatori di esposizione:** il contaminante di interesse, o un suo metabolita, viene misurato all'interno di una matrice biologica (es. urine, sangue, tessuti). Il biomonitoraggio fornisce una misura diretta della dose di contaminante (biomarcatori di esposizione) o di cambiamenti biologici precoci (biomarcatori di effetto). Molti biomarcatori riflettono solo esposizioni recenti, mentre altri hanno proprietà di accumulo nell'organismo e sono in grado di fornire informazioni sulle esposizioni croniche.

Tra i metodi indiretti si segnalano:

- **Monitoraggio ambientale:** i livelli di contaminazione vengono misurati nei comparti ambientali (es. atmosfera, suolo) con cui il soggetto viene a contatto. Tipici esempi sono l'uso delle centraline di monitoraggio della qualità dell'aria, l'uso di campionatori passivi posizionati presso le residenze dei soggetti, l'uso di campionatori all'interno degli edifici. Come già anticipato, in questo caso le concentrazioni ambientali sono assunte come *proxy* delle concentrazioni di esposizione. La maggior parte degli studi di coorte sugli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla salute condotti negli anni '90 ha confrontato i tassi di mortalità tra città diverse, con l'esposizione rappresentata dalla concentrazione media misurata in un sito di riferimento all'interno di ogni città (Pope C.A. *et al.*, 1995). Questo metodo utilizza dati di esposizione mediati nello spazio e nel tempo e attribuisce la stessa esposizione a grandi popolazioni (ad esempio, un'intera città): in molti ambienti urbani, tuttavia, la variabilità dell'esposizione entro città può essere grande come quella tra città diverse (Jerrett M. *et al.*, 2005; Wilson J.G. *et al.*, 2005).
- **Modellistica ambientale:** in questa classe ricade una vasta gamma di metodologie basate sull'utilizzo di modelli fisico-matematici per la stima dell'esposizione. Molte metodologie in questa classe si basano sull'utilizzo di Sistemi Informativi Territoriali (GIS), ad esempio per aumentare la risoluzione spaziale dei dati di esposizione, combinando dati di monitoraggio con modelli statistici per ricostruire la variabilità spaziale delle concentrazioni ambientali.
- **Questionari e diari:** i soggetti vengono intervistati direttamente per raccogliere informazioni sulla loro esposizione. Le domande in genere implicano la distribuzione della esposizione rilevata in categorie (es. bassa, media, alta) e possono anche rilevare informazioni sulle attività svolte dai soggetti e i loro stili di vita, le mansioni lavorative, le esposizioni del passato. La validità di questo approccio dipende dall'affidabilità delle risposte fornite dai soggetti e può risentire di alcune forme di distorsione quali l'influenza dell'intervistatore (*interviewer bias*) o la maggiore facilità a ricordare le esposizioni passate per chi è affetto da patologie rispetto ai soggetti sani (*recall bias*).

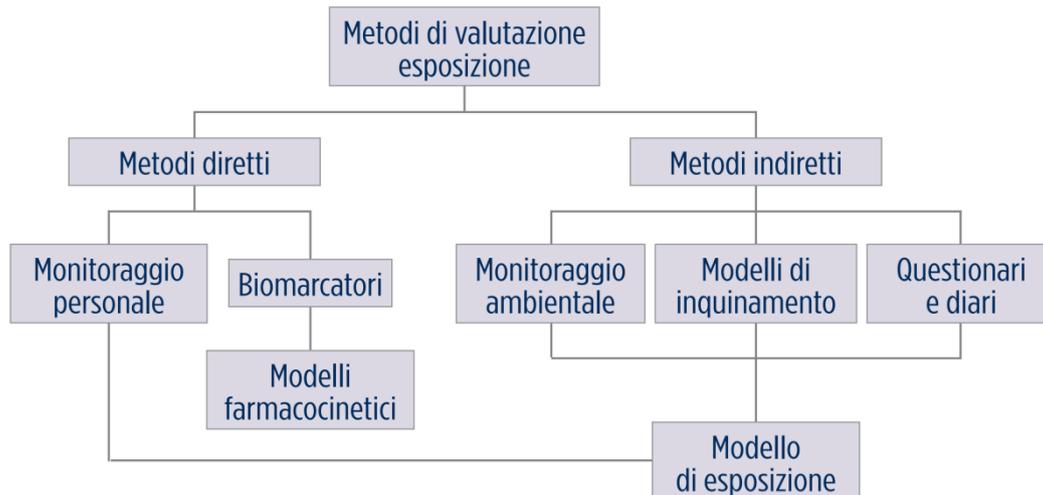


Figura 2 – Inquadramento generale dei metodi per la valutazione dell'esposizione. Più metodi possono essere integrati tra loro. (Modificato da: NRC, 1991)

La Tabella 1 riporta una panoramica dei principali metodi utilizzati per la valutazione dell'esposizione umana nella letteratura relativa agli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico. L'utilizzo di metodi indiretti, e in particolare di modelli predittivi, riveste un ruolo fondamentale in questo campo.

I modelli per la valutazione dell'esposizione possono essere di due tipologie:

- **Modelli deterministici:** in questa tipologia di modelli le relazioni matematiche tra le variabili sono basate sulla conoscenza dei meccanismi fisici, chimici e biologici che governano i processi. Esempio di questi modelli sono i modelli di dispersione atmosferica degli inquinanti, che risolvono equazioni matematiche e algoritmi basati sulla fluidodinamica atmosferica. Questi modelli richiedono dati sulla sorgente emissiva (es. flusso di massa, caratteristiche geometriche, temperatura), sul territorio (es. orografia, rugosità superficiale) e sulla meteorologica (es. velocità e direzione del vento, stabilità atmosferica) e sono in grado di ricostruire l'evoluzione temporale delle concentrazioni degli inquinanti nel dominio spaziale considerato. Altro esempio di modelli deterministici sono i modelli che ricostruiscono il trasferimento degli inquinanti nell'ambiente (*fate models*) simulando la distribuzione delle molecole tra diverse matrici ambientali (es. scambi aria-vegetazione, suolo-acqua, ecc.). In genere questi modelli assumono che le diverse fasi siano perfettamente rimescolate e che tra di esse si instauri una condizione di equilibrio, consentendo quindi di riprodurre i fenomeni di trasporto attraverso semplici equazioni (es. fattori di bioconcentrazione e bioaccumulo).
- **Modelli stocastici (o statistici):** in questa tipologia di modelli le relazioni matematiche tra le variabili sono basate su relazioni di tipo statistico costruite sui dati osservati, e non richiedono la conoscenza dei meccanismi chimico-fisici che le determinano. Un esempio è rappresentato dai modelli di interpolazione spaziale dei dati che consentono di ricostruire superfici continue di inquinamento a partire da dati campionari sparsi. Tra questi, il *kriging* è generalmente considerato il metodo più robusto, poiché assegna un peso a ciascun dato misurato non sulla base di una relazione matematica decisa a priori (es. l'inverso della distanza) ma sulla base di una funzione che dipende dall'autocorrelazione spaziale dei dati stessi. Un'altra tecnica modellistica molto utilizzata è il *regression mapping* (meglio nota come *land use regression modelling* - LUR) che consente di ricostruire la relazione statistica tra le concentrazioni osservate e una serie di predittori di tipo geografico (ad es. traffico, uso del suolo, densità abitativa) e di utilizzarla per stimare le concentrazioni in punti dello spazio in cui non sono disponibili dati misurati (Hoek G. *et al.*, 2008). Come ultimo esempio si ricorda l'uso di dati satellitari (*remote sensing*), che consente di ottenere mappe di esposizione attraverso l'interpretazione delle immagini satellitari sulla base della relazione statistica con i dati raccolti al livello del suolo dalle reti di misura della qualità dell'aria.

Un ruolo rilevante nella modellizzazione delle esposizioni ambientali è giocato dai cosiddetti Sistemi Informativi Territoriali (*Geographical Information Systems* - GIS) (Briggs D., 2006; Nuckols J.R. *et al.*, 2004), ambienti software che consentono l'elaborazione dei dati ambientali sulla base della posizione geografica e delle relazioni spaziali. La Figura 3 rappresenta un esempio di integrazione tra

diverse tipologie di dati che si caratterizzano per la loro intrinseca natura spaziale (ad es. inquinamento atmosferico, localizzazione delle sorgenti, distribuzione della popolazione, dati socio-economici e sanitari, ecc). Attraverso l'automazione delle analisi spaziali, il diffondersi dell'utilizzo dei GIS ha consentito l'estensione degli studi epidemiologici a popolazioni e aree di studio sempre più vaste e quindi statisticamente rappresentative (Briggs D., 2006).

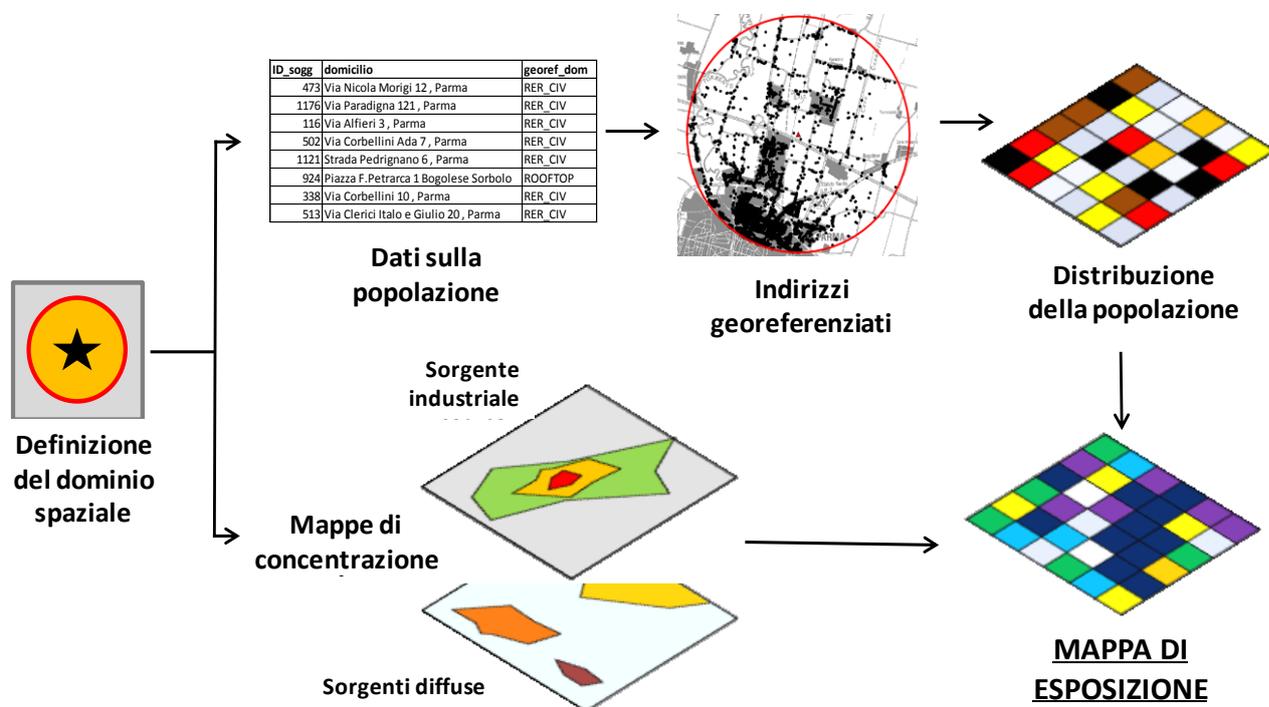


Figura 3 – Rappresentazione schematica dell'integrazione di diverse sorgenti di dati in un ambiente GIS

In conclusione, va sottolineato come l'esposizione "vera" sia praticamente impossibile da misurare. Le variabili di esposizione tipicamente utilizzate negli studi che indagano le relazioni tra ambiente e salute sono generalmente delle approssimazioni (*proxy*) dell'esposizione reale a cui è sottoposta la popolazione in studio. Non esiste di fatto un standard univoco per la valutazione dell'esposizione, che sia valido in ogni situazione (Forastiere F. and Galassi C., 2005). Il tipo di valutazione dell'esposizione necessario dipende fortemente dal disegno dello studio che si intende adottare, dalla numerosità della popolazione indagata, dall'estensione geografica dell'area in studio, dal tipo di effetto sanitario e dalla durata dell'esposizione di interesse (es. esposizione a breve termine o cronica) e non ultimo, per rilevanza, dalla disponibilità di dati. In disegni di studio di tipo ecologico (ad es. studi delle serie temporali, *time-series*), in cui la valutazione dell'esposizione mira a catturare la variazione temporale dell'esposizione giorno per giorno, l'uso di pochi siti fissi di monitoraggio per città o area in studio può essere adeguato, purché le concentrazioni di inquinamento derivate nei diversi siti di monitoraggio siano ben correlate tra loro. In questo caso tecniche statistiche possono essere utilizzate per migliorare la risoluzione temporale dei dati di monitoraggio disponibili. Negli studi di coorte, in cui l'esposizione dovrebbe essere stimata a livello individuale, sono rilevanti sia i contrasti spaziali nell'esposizione che quelli temporali e l'uso di pochi siti fissi di monitoraggio deve essere considerato insufficiente, soprattutto per gli inquinanti che possiedono una marcata eterogeneità spazio-temporale (ad es. CO, NOx, EC).

È quindi fondamentale conoscere i punti di forza e i limiti di ciascun metodo di valutazione dell'esposizione e utilizzare, quando possibile, approcci diversi che integrino metodi diretti e indiretti, dati misurati e modelli.

Tabella 1 – Panoramica dei metodi per la valutazione dell'esposizione ad inquinamento atmosferico

Metodo	Tipo di dati	Punti di forza	Criticità
Monitoraggio personale	Misuratori portatili a che seguono il recettore	Riflette l'esposizione personale e la variabilità dei comportamenti individuali Valuta l'esposizione complessiva del soggetto Utile per studi di validazione dei metodi indiretti	Richiede molto tempo e risorse Applicabile solo a popolazioni ristrette Richiede il consenso dei soggetti Non distingue le sorgenti Richiede attenta calibrazione degli strumenti
Biomarcatori da esposizione	Contatto diretto con i soggetti, prelievo e analisi di campioni biologici	Riflette l'assorbimento e la dose interna Utile per studi di validazione dei metodi indiretti	Pochi biomarker validati Riflette esposizioni recenti Costoso Richiede il consenso individuale Difficile risalire alle sorgenti
Monitoraggio ambientale strumentale	Dati misurati da strumenti sparsi sul territorio	Dati facilmente ottenibili Serie storiche disponibili	Scarsa rappresentatività spaziale Non adatti a ricostruire la variabilità delle esposizioni entro la popolazione Solo dati sulle concentrazioni nell'ambiente
Modellistica ambientale Distanza dalla sorgente	Dati spaziali sulla localizzazione di sorgenti e recettori (GIS)	Facile da calcolare Applicabile a popolazioni vaste Riflette l'esposizione a tutti gli inquinanti emessi dalla sorgente	Nessuna informazione sulle concentrazioni Assume isotropia dell'esposizione Assume riduzione lineare dell'esposizione con la distanza
Questionari	Contatto con i soggetti, compilazione di format predefiniti.	Facili da ottenere Possibile ricostruzione di esposizioni passate Informazioni su molteplici determinanti di salute	Mancanza di obiettività <i>Recall bias</i> <i>Interviewer bias</i>
Modelli deterministici (emissioni)	Localizzazione, emissioni, caratteristiche fisiche delle sorgenti, dati meteorologici, modelli di calcolo	Considera gli effetti della meteorologia sull'inquinamento Riproduce la variabilità spaziale e temporale dell'esposizione Fornisce superfici continue di concentrazione	Va valutata l'adeguatezza del modello al contest territoriali e meteorologico Richiede molti dati e tempi di elaborazione abbastanza lunghi
Modelli deterministici (trasferimento ambientale - <i>fate models</i>)	Caratteristiche delle sorgenti, dati meteorologici, proprietà chimico-fisiche delle sostanze, modelli matematici di trasferimento	Simula il trasferimento di inquinanti tra più comparti ambientali Stima la dose assunta dal soggetto	Richiede molto tempo e risorse di calcolo Molte parametrizzazioni e approssimazioni
Modelli stocastici (Interpolazione spaziale dei dati es. <i>kriging</i>)	Localizzazione e concentrazioni misurate in diversi siti (GIS)	Affinamento dei modelli di prossimità Relativamente facile da calcolare Fornisce superfici continue di concentrazione	Richiede una fitta rete di monitoraggio Scarse performance in situazioni di distribuzione spaziale complessa delle sorgenti (es. Ambienti urbani)
Modelli stocastici (regressione spaziale es. <i>land use regression models</i>)	Localizzazione e concentrazioni misurate in diversi siti (GIS) Predittori geografici (es. Uso del suolo, distanza da rete stradale)	Fornisce superfici continue di concentrazione In contesti emissivi complessi (es. Urbano) consente di definire con maggiore accuratezza la variabilità spaziale dell'inquinamento	Richiede molti dati sulle caratteristiche del territorio Richiede modelli sito-specifici Tempi lunghi di elaborazione

ESPOSIZIONE A SORGENTI INDUSTRIALI DI INQUINAMENTO

Una recente pubblicazione (Cordioli M. *et al.*, 2013) ha effettuato una revisione della letteratura epidemiologica relativa agli effetti sulla salute degli impianti di incenerimento dei rifiuti.

Lo studio ha analizzato 42 lavori pubblicati tra il 1984 e il 2013, proponendo uno schema per classificare la qualità della valutazione dell'esposizione basato su tre criteri:

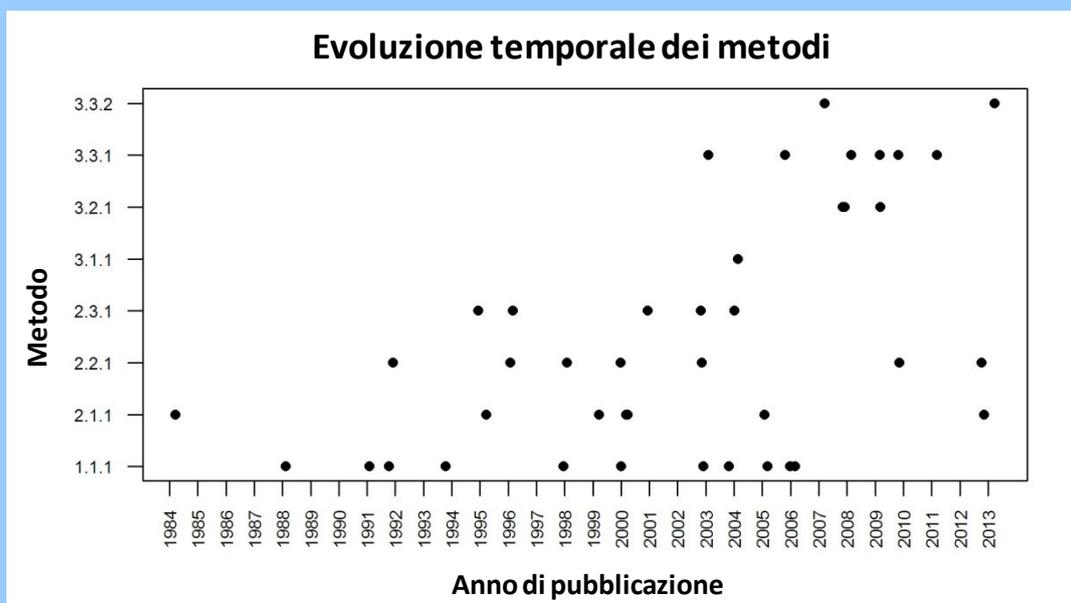
- 1) L'approccio utilizzato per valutare l'intensità dell'esposizione
- 2) Il livello di dettaglio nel ricostruire la variabilità spaziale dell'esposizione
- 3) Valutazione dell'esposizione in funzione della variabile temporale

La tabella seguente riassume il sistema numerico di classificazione proposto

Criterio 1: Intensità dell'esposizione	
Categoria	Descrizione
1	Qualitativa (ad es. Presenza/Assenza della sorgente)
2	Distanza dalla sorgente
3	Modelli di dispersione atmosferica degli inquinanti
Criterio 2: Distribuzione della popolazione	
Categoria	Descrizione
1	Comune/codice postale
2	Sezione censimento
3	Georeferenziazione degli indirizzi
Criterio 3: Variabilità temporale	
Categoria	Descrizione
1	Esposizione costante (ad es. all'arruolamento)
2	Esposizione variabile (ad es. storia residenziale)

Rispetto al primo criterio, il 45% degli studi analizzati ha utilizzato la distanza, il 28% modelli di dispersione atmosferica e il rimanente 26% metodi qualitativi. Rispetto al secondo criterio, il 45% degli studi ha considerato il comune come unità geografica minima, il 31% gli indirizzi esatti e il 24% le sezioni di censimento. Infine, tutti gli studi pubblicati tranne due hanno considerato l'esposizione come costante nel tempo.

Il grafico seguente rappresenta l'evoluzione temporale dei metodi utilizzati nei diversi studi. Si nota una tendenza ad un uso sempre più frequente di metodi avanzati, anche se sono ancora pubblicati studi di scarsa qualità dal punto di vista della valutazione dell'esposizione.



BIBLIOGRAFIA

- Baker D., Nieuwenhuijsen M.J., 2008. *Environmental Epidemiology. Study methods and application*. Oxford University Press, Oxford.
- Briggs D., 2006. The role of GIS: coping with space (and time) in air pollution exposure assessment. *J. Toxicol. Environ. Health. A* 68, 1243–61. doi:10.1080/15287390590936094.
- Cordioli M., Ranzi A., De Leo G.A., Lauriola P., 2013. A Review of Exposure Assessment Methods in Epidemiological Studies on Incinerators. *Journal of Environmental and Public Health* 2013, Vol.2013, Article ID 129470, 12 pp, DOI: 10.1155/2013/129470.
- Forastiere F., Galassi C., 2005. Self report and GIS based modelling as indicators of air pollution exposure: is there a gold standard? *Occup. Environ. Med.* 62, 508–509. doi:10.1136/oem.2005.019901.
- Hoek G., Beelen R., Hoogh K., De Vienneau D., Gulliver J., Fischer P., Briggs D., de Hoogh K., 2008. A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. *Atmos. Environ.* 42, 7561–7578. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.05.057.
- Jerrett M., Arain A., Kanaroglou P., Beckerman B., 2005. A review and evaluation of interurban air pollution exposure models. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* 15, 185–204. doi:10.1038/sj.jea.7500388.
- Nieuwenhuijsen M., Paustenbach D., Duarte-davidson R., 2006. New developments in exposure assessment: the impact on the practice of health risk assessment and epidemiological studies. *Environ. Int.* 32, 996–1009. doi:10.1016/j.envint.2006.06.015.
- NRC, 1991. *Human Exposure Assessment for Airborne Pollutants: Advances and Opportunities*. The National Academies Press, Washington DC.
- NRC, 2012. *Exposure Science in the 21st Century. A vision and a strategy*. The National Academies Press, Washington DC.
- Nuckols J.R., Ward M.H., Jarup L., 2004. Using Geographic Information Systems for Exposure Assessment in Environmental Epidemiology Studies. *Environ. Health Perspect.* 112, 1007–1015. doi:10.1289/ehp.6738.
- Özkaynak H., Baxter L.K., Dionisio K.L., Burke J., 2013. Air pollution exposure prediction approaches used in air pollution epidemiology studies. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* 23, 566–72. doi:10.1038/jes.2013.15.
- Pope C.A., Thun M.J., Namboodiri M.M., Dockery D.W., Evans J.S., Speizer F.E., Heath C.W., 1995. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. Adults. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 151, 669–674. doi:10.1164/ajrccm/151.3_Pt_1.669.
- WHO, World Health Organization, 2013. *Review of Evidence on Health Aspects of Air Pollution REVIHAAP Project*. Copenhagen.
- Wilson J.G., Kingham S., Pearce J., Sturman A.P., 2005. A review of intraurban variations in particulate air pollution: Implications for epidemiological research. *Atmos. Environ.* 39, 6444–6462. doi:10.1016/j.atmosenv.2005.07.030.
- Zartarian V., Ott W., Duan N., 1997. A quantitative definition of exposure and related concepts. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* 7.
- Zou B., Wilson J.G., Zhan F.B., Zeng Y., Benjamin F., 2009. Air pollution exposure assessment methods utilized in epidemiological studies. *J. Environ. Monit.* 11, 475–490. doi:10.1039/b813889c.

IMPATTI A BREVE TERMINE DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO IN ITALIA: ANDAMENTO TEMPORALE, DALLE STIME DI IMPATTO MISA A EPIAIR

**Ennio Cadum¹, Giovanna Berti¹, Annibale Biggeri², Michela Baccini², Pier Alberto Bertazzi³,
Roberta Calzolari⁴, Francesco Forastiere⁵, Massimo Stafoggia⁵, Moreno Demaria¹, Mauro
Mariottini⁶, Andrea Ranzi⁷, Maria Serinelli⁸, Stefano Zauli Sajani⁷**

¹ARPA Piemonte, Dipartimento Epidemiologia e Salute ambientale ; ²Università di Firenze, Dipartimento di Statistica; ³Università di Milano, Dipartimento di Scienze Cliniche e di Comunità; ⁴ARPA Sicilia; ⁵Dipartimento di Epidemiologia Regione Lazio, ASL Roma 1; ⁶ARPA Marche, Osservatorio Epidemiologico Ambientale della regione Marche; ⁷ARPAE Emilia-Romagna, Centro Tematico Regionale Ambiente e Salute; ⁸ARPA Puglia

Introduzione. Breve storia sugli effetti acuti dell'inquinamento atmosferico

Le prime chiare evidenze sul legame tra inquinamento atmosferico ed eventi sanitari acuti sono stati riscontrate in occasione di eventi eccezionali, a partire dagli anni '30 del secolo scorso, fino alla catastrofe che avvenne a Londra nel 1952.

Per effetto acuto o effetto a breve termine si intende in questo capitolo l'effetto su alcuni esiti di salute (prevalentemente mortalità o morbosità) che si registra in una popolazione nei giorni successivi ad un aumento della concentrazione di inquinanti in atmosfera.

Il primo episodio storicamente ben documentato (Kaj Roholm, 1937) avvenne in Belgio, nel 1930. Dal 3 al 5 dicembre 1930 venti deboli (1-3 km/h) spiravano dalla città di Liegi verso la Valle della Meuse (profonda 100-150 metri), con una popolazione stimata di 6.000 persone, trasportando nella Valle l'inquinamento della città principale. 60 persone morirono tra il 4 e il 5 dicembre (pari ad un incremento di 10 volte la media). L'età media delle vittime era di 62 anni (range 20-89); le autopsie condotte mostrarono infiammazione parenchimale polmonare, con emorragie e particelle di carbone libere dal diametro di 0.5-1.3 mm.

Disturbi respiratori furono riportati da tutta la popolazione, con irritazione laringea, tosse e dolore retrosternale. I decessi riguardarono per lo più persone in età avanzata, asmatica, debilitata per altre patologie e cardiopatiche.

La commissione di inchiesta concluse che l'agente responsabile erano stati "i solfuri sia in forma di anidride solforosa sia di acido solforico derivanti da fumi industriali". Modelli di dispersione successivi stimarono che nell'incidente del 1930 vennero prodotte 60 tonnellate/die di SO₂ con concentrazioni risultanti di 10 mg/m³ (pari a 10.000 µg/m³)

Il rapporto governativo del 1931 concludeva avvisando che "se un disastro simile a quello occorso nella Valle della Meuse, con un incremento della mortalità di 10,5 volte, avesse mai a verificarsi a Londra, determinerebbe un eccesso di mortalità di 3.179 decessi"

Questo primo episodio racchiudeva in sé molte delle evidenze che sarebbero emerse successivamente in dettaglio nel secolo successivo: effetti respiratori, cardiovascolari, riscontro di polveri nel tessuto polmonare, popolazione suscettibile composta da persone per lo più anziane, debilitate per patologie preesistenti respiratorie e cardiovascolari, ritardo negli effetti di 24-48 ore dall'esposizione acuta.

Il secondo episodio avvenne negli USA, a Donora (Pennsylvania) nell'ottobre del 1948, con caratteristiche molto simili. Donora all'epoca era una cittadina industriale posta nella Monongahela River Valley, una valle con versanti molto ripidi, con 14.000 abitanti, e ospitava una acciaieria, fonte principale degli inquinanti nella Valle. Il 26 ottobre si verificarono condizioni particolari di inversione termica stabile (caratterizzate da aria fredda intrappolata dall'aria calda soprastante), con comparsa di nebbia che perdurò circa 5 giorni.

Le cronache riportano come lo smog ricoprì Donora il mattino di martedì 26 ottobre. Il tempo era nuvoloso con calma assoluta di vento, con accumulo di smog per tutto il giorno e per il successivo. Il giovedì aveva ricoperto tutti gli edifici e ogni cosa con una coltre appiccicosa di smog. Quel pomeriggio era a stento possibile vedere oltre la strada ed, eccetto che per le ciminiere, l'acciaieria era invisibile. L'aria iniziò ad assumere un odore caratteristico, che si percepiva anche nella gola. Era il sapore caratteristico del biossido di zolfo. Tutti coloro che erano all'aperto lo segnalavano, ma nessuno si preoccupò particolarmente. L'odore del biossido di zolfo era da sempre un normale odore di ogni

giornata di smog a Donora. Quella volta sembrava solo più penetrante del solito. Nei 5 giorni tuttavia si registrarono importanti conseguenze sanitarie. 6.000 persone si ammalarono, 20 persone morirono. La Sanità Pubblica USA identificò l'incidente come il primo caso di inquinamento atmosferico pericoloso per la salute pubblica nel proprio Paese. Le cause furono individuate all'epoca negli ossidi di zolfo, nelle polveri, nell'acido solforico, ma anche nei fluoruri e alcuni ipotizzarono che fosse questo il problema tossico principale.

Il terzo e più famoso evento accadde a Londra nel dicembre del 1952, e assunse proporzioni catastrofiche.

Il 3 dicembre 1952 due fronti atmosferici contrapposti nella Valle del Tamigi produssero con una combinazione straordinaria una brusca caduta nella circolazione delle masse d'aria. L'osservatorio meteorologico di Londra (Greenwich) alle 6 del pomeriggio del 4 dicembre registrò una caduta della velocità del vento da 6 a 0 nodi. La velocità rimase sotto i 2 nodi fino alla sera dell'8 dicembre. L'aria stagnante si combinò con il fenomeno dell'inversione termica e la concentrazione delle polveri (*Black Smoke*, BS) salì rapidamente da valori medi di 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a valori prossimi a 2.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dal 5 fino all'8 dicembre (con punte di 5.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in alcune stazioni di rilevamento), per poi ridiscendere verso 600 il 9 e il 10 dicembre.

Il 5 dicembre (con una latenza di 24 ore sull'incremento di BS registrato) le strutture sanitarie furono interessate da un aumento straordinario di ricoveri e decessi per malattie cardiovascolari e respiratorie. Il numero medio di decessi giornalieri passò da 100 a oltre 500 durante i 6 giorni critici, colpendo soprattutto la fascia anziana della popolazione. I primi conteggi valutarono che tra il 5 e il 13 dicembre morirono circa 4.000 persone in più rispetto al previsto. Con il vento le concentrazioni ridiscesero a 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e la mortalità ritornò ai valori precedenti il 5 dicembre.

Le cronache riportano come lo smog arrivò ovunque. A teatro la *Traviata* venne interrotta dopo il primo atto perché nella sala non si vedeva nulla, la gente camminava appoggiata ai muri non solo in strada ma perfino negli ospedali. In alcuni quartieri la nebbia era talmente fitta che le autorità consigliarono ai genitori di non uscire di casa insieme ai figli, c'era il rischio di perderli.

Le conclusioni del rapporto ufficiale sull'evento di Londra confermarono circa 4.000 decessi in più rispetto all'atteso. Si pensò che fosse stata soprattutto precipitata la morte di persone in condizioni di salute già molto gravi. L'interpretazione fu accettata, nonostante non si fosse notata nessuna diminuzione di compenso.

In realtà rianalisi successive condotte con tecniche più sofisticate e con l'utilizzo dei calcolatori elettronici e modelli statistici all'epoca non disponibili, mostrarono che gli effetti perdurarono almeno fino al febbraio 1953, con un eccesso complessivo totale di circa 12.000 morti (Bell M.L. and Davis D. L., 2001).

A seguito dell'incidente di Londra il governo inglese nel 1956 promulgò, per primo in Europa, il *Clean Air Act* fissando soglie massime ammissibili di concentrazione, seguito nel 1970 dagli Stati Uniti d'America e via via successivamente da tutti gli altri Paesi.

Si credette all'epoca, e fino agli anni '70, e questa era la posizione ufficiale sull'argomento, che gli effetti si manifestassero solo oltre una certa soglia di concentrazione (identificata nei valori massimi ammissibili dell'epoca: 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e che sotto la soglia massima gli effetti fossero trascurabili.

Successivamente tuttavia altri ricercatori (Mazumdar, Ostro, Schwartz) rianalizzarono i dati londinesi e le annate successive con tecniche statistiche più avanzate e computer non disponibili in precedenza, giungendo alla conclusione che non solo l'inquinamento urbano a Londra aveva interessato la mortalità anche a basse dosi, ma che sotto i livelli bassi (circa 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per le polveri) degli ultimi anni considerati, i coefficienti di regressione stimati, e quindi i rischi di decesso per incrementi dati di concentrazione, assumevano valori più alti che alle alte dosi, e che non vi era soglia sotto la quale non si verificassero effetti.

Seguì il periodo degli anni '80, caratterizzato dagli studi su singole città sull'effetto degli inquinanti condotti soprattutto negli Stati Uniti e in alcune città europee (Atene) con risultati coerenti tra loro.

In Italia questa fase avvenne con circa 10 anni di ritardo, con prime analisi che riguardarono poche città (Roma, Torino, Milano).

A questa fase degli studi su singole città, che ha caratterizzato gli anni '80, seguirono gli studi combinati su più città contemporaneamente (studi metanalitici), che hanno caratterizzato invece gli anni '90 e il primo decennio del nuovo secolo.

Negli anni '90 le principali analisi combinate sistematiche furono condotte in USA (NNMAPS) e in Europa (studio multicentrico APHEA, Katsouyanni K., 2001); al progetto APHEA parteciparono le tre città italiane di Torino, Milano e Roma. Altri studi metanalitici nazionali furono condotti parallelamente in altri paesi europei (Spagna, Francia).

In Italia il primo studio metanalitico sugli effetti a breve termine fu lo studio MISA (in origine l'acronimo stava per Metanalisi Italiana Studi sull'Atmosfera), in due riprese (MISA1 e MISA2), con risultati pubblicati negli anni 2001-2004 (Biggeri A. *et al.*, 2001; Biggeri A. *et al.*, 2004) e relativo complessivamente agli anni 1990-2002, seguito dallo studio SISTI (relativo agli anni 1997-2004) e dallo studio EPIAIR, anch'esso in due riprese (EPIAIR1 ed EPIAIR2), relative rispettivamente agli anni 2001-2005 e 2006-2010. A questi vanno aggiunti, tra gli studi metanalitici a dimensione sub-nazionale, il progetto ESSIA in Lombardia (Effetti sulla Salute degli Inquinanti Aerodispersi in regione Lombardia).

Gli effetti a breve termine (effetti acuti)

Gli studi degli effetti acuti sono basati sull'analisi di serie temporali, che, lo si vuole qui ricordare, mettono in relazione tra loro le variazioni giornaliere degli indicatori di inquinamento atmosferico utilizzati (concentrazioni di inquinanti) e le variazioni giornaliere degli indicatori di esito sanitario (numero di ricoveri o di decessi), depurando la relazione dalla presenza di trend temporali nei dati, dall'effetto della temperatura, dei periodi influenzali e di altre covariate che potrebbero "confondere" l'associazione studiata. Inoltre, poiché le variazioni della mortalità giornaliera vengono valutate all'interno della stessa popolazione (i residenti di una città), i risultati non possono essere influenzati da fattori come le abitudini di vita, la prevalenza di esposizioni professionali e così via poiché questi fattori e, a maggior ragione, i loro eventuali effetti, si modificano non certo da un giorno all'altro, ma su una scala temporale ben più lunga. Tipicamente le stime di effetto sono fornite come incremento percentuale del numero giornaliero di decessi o di ricovero associato ad un incremento di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ della concentrazione di inquinante rilevata in atmosfera (per il CO l'incremento considerato è di 1 mg/m^3).

Lo studio MISA

Lo studio MISA (Meta-analisi italiana degli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico) ha valutato gli effetti dell'esposizione all'inquinamento atmosferico in 15 città italiane (9.1 milioni di abitanti). I risultati hanno mostrato un incremento di mortalità per tutte le cause e per cause cardio-respiratorie dovuto all'esposizione a PM10

Lo studio MISA1 fu il primo studio multicentrico italiano, interessò 8 città, riguardò il periodo 1990-1998, considerò 5 inquinanti e stimò le prime funzioni di rischio metanalitiche degli effetti a breve termine in Italia per Mortalità e Ricoveri Ospedalieri. I risultati furono pubblicati in una monografia, come supplemento della rivista *Epidemiologia e Prevenzione*, nel 2001 (MISA1, 2001), con un articolo successivo nel 2002 che correggeva alcune stime riscontrate nella prima analisi (Biggeri A. *et al.*, 2002).



Figura 1 - Le città dello studio MISA1 (1990-1998)

Lo studio MISA2, condotto due anni più tardi, riguardò 15 città, 7 in più, una popolazione di circa 9 milioni di persone (tutte le grandi città italiane >250.000 ab. tranne Bari e Messina) e analizzò il periodo 1998-2002. In Italia Meridionale per la prima volta coinvolse Palermo, Catania, Napoli e Taranto. Vennero analizzati 362.254 decessi e 794.528 ricoveri non programmati.

Fu la più estesa e rappresentativa indagine meta-analitica condotta fino ad allora, di migliore qualità, con uso dei dati ARPA o comunali delle stazioni di rilevazione nelle diverse città italiane. Per quasi tutte le città analizzate si disponeva per la prima volta di misure dirette del PM10. Vennero condotte analisi suppletive dei ritardi distribuiti e della stima dell'eccesso cumulativo di effetto fino al 15° giorno successivo a quello cui si riferiva la misura di inquinamento ambientale.

Vennero effettuate anche le analisi *bi-pollutant* che permettono di discriminare in modo più accurato il ruolo delle concentrazioni di PM10 dagli altri inquinanti.

Infine, per il PM10, CO e NO₂ vennero calcolate le stime dell'impatto a breve termine sulla mortalità per tutte le cause naturali.

Nella tabella 1 sono riportati i dati delle concentrazioni rilevate nello studio nelle città partecipanti.

Tabella 1 - Progetto MISA2. Concentrazioni rilevate nello studio nelle città partecipanti

CITTÀ	Periodo in studio	CO µg/m ³		NO ₂ µg/m ³		SO ₂ µg/m ³		PM10 µg/m ³		O ₃ µg/m ³	
		max media mobile 8h		media 24 h		media 24 h		media 24 h		max media mobile 8h	
		50°	95°	50°	95°	50°	95°	50°	95°	50°	95°
Bologna	1998-2002	1.3	3.7	59.6	91.7	4.3	14.7	49.0	126.0	84.4	175.9
Catania	2000-2002	1.3	2.7	50.1	71.4	3.9	8.6	23.3	46.9	30.2	53.5
Firenze	1999-2001	0.9	2.3	43.2	72.7	3.8	8.3	42.0	85.7	68.3	130.2
Genova	1996-2002	2.0	3.4	50.2	83.8	13.7	26.5	53.7	88.5	94.5	169.2
Mestre	1999-2001	1.3	4.5	36.0	72.0	7.0	33.0	38.0	113.0	103.0	173.0
Milano	1999-2002	2.7	6.1	57.3	108.6	7.6	34.7	43.2	135.1	61.9	173.5
Napoli	1997-2000	3.0	5.5	98.8	194.0	10.6	27.0	-	-	65.7	118.1
Palermo	1997-2002	2.3	4.7	54.2	81.2	7.9	25.3	36.7	67.8	66.5	108.6
Pisa	1998-2002	1.7	4.1	39.5	64.9	-	-	33.5	70.9	70.3	124.2
Ravenna	1997-2002	1.0	3.1	44.5	81.1	4.6	14.7	40.1	108.2	90.8	147.3
Roma	1998-2001	3.1	6.6	69.3	94.2	4.3	10.7	46.1	82.4	82.8	156.8
Taranto	1999-2002	1.9	3.5	39.7	71.3	8.0	23.3	45.1	76.9	66.3	85.7
Torino	1996-2002	2.0	5.4	57.1	103.0	8.8	34.8	57.0	145.0	71.3	156.7
Trieste	1997-2002	1.9	4.7	28.2	66.9	9.1	36.6	-	-	-	-
Verona	1999-2002	1.5	3.9	51.7	85.1	3.7	8.7	-	-	70.0	155.0

Come si può vedere dai livelli medi misurati in quel periodo, cioè alla fine degli anni '90, le città che rispettavano il limite medio annuo fissato per il PM10 dall'Unione europea (40 µg/m³) erano pochissime.

La tabella 2 riporta i dati degli esiti sanitari studiati

Tabella 2 – Progetto MISA2. Esiti sanitari rilevati nello studio nelle città partecipanti

Città	Popolazione (x 1.000)	Periodo	MORTALITÀ			RICOVERI		
			Naturali ICD-9: <800	Cardiovasc. ICD-9: 390-459	Respiratorie ICD-9: 460-519	Cardiache ICD-9: 390-429	Respiratorie ICD-9: 460-519	Cerebrovas. ICD-9: 430-438
Bologna	371	1998-2002	11.5	4.7	0.9	15.3	8.4	2.6
Catania	313	2000-2002	7.3	3.2	0.4	8.0	4.8	1.9
Firenze	356	1999-2001	10.9	4.5	0.8	12.5	6.5	2.2
Genova	610	1996-2002	21.3	7.9	1.3	22.2	11.2	2.8
Mestre-	196	1999-2001	4.6	1.9	0.2	5.2	2.3	0.7
Milano	1256	1999-2002	29.1	11.3	1.2	34.6	24.4	5.6
Napoli	1004	1997-2000	23.9	10.9	1.5	36.8	24.2	3.6
Palermo	687	1997-2002	14.3	5.5	1.0	15.9	14.8	1.6
Pisa	90	1998-2002	2.2	1.2	0.2	3.3	1.6	0.6
Ravenna	135	1997-2002	3.7	1.6	0.3	5.2	2.5	0.8
Roma	2546	1998-2001	58.3	24.1	3.3	87.0	47.3	9.1
Taranto	202	1999-2002	4.3	1.0	0.3	9.3	4.8	0.7
Torino	865	1996-2002	20.5	8.5	1.4	16.7	12.5	3.5
Trieste	211	1997-2002	8.2	3.6	0.7	9.4	5.0	2.2
Verona	253	1999-2002	5.6	2.3	0.3	7.3	4.3	1.1

Nota: Popolazione al Censimento 2001

Nella tabella 2 è riportato il numero medio giornaliero di decessi e ricoveri per le singole patologie nelle città partecipanti nel periodo in studio secondo la classificazione internazionale delle patologie (ICD: *International Classification of Diseases*)

Il numero è in funzione sia dell'età media della popolazione, sia dell'incidenza locale delle patologie, sia, ovviamente, dei fattori studiati (livello di inquinamento, epidemie, etc)

Vennero considerate una serie di modificatori di effetto:

- L'età (0-64; 65-74; 75+; 85+; 0-24 mesi)
- Il genere
- La stagione

e come confondenti del PM10 (modelli *bi-pollutant*) vennero considerati

- L'ozono
- Il biossido di azoto

Per NO₂, CO e PM10 la meta-analisi evidenziò una associazione statisticamente significativa con la mortalità per cause naturali e i ricoveri per cause cardio-respiratorie.

Associazioni significative vennero trovate anche con la mortalità per cause cardiovascolari.

Nei modelli a ritardi distribuiti, che studiano gli effetti successivi oltre una settimana si evidenziò come i rischi fossero maggiori a distanza di 1-2 giorni dal picco di inquinamento per la mortalità, e che mostravano un caratteristico andamento entro le due settimane successive.

L'effetto era reale, e andava ben al di là di una semplice anticipazione del decesso.

In tabella 3 sono riportate le stime di effetto emerse dallo studio.

Tabella 3 - Progetto MISA2. 1996-2002. Stime globali e intervalli di credibilità relativi all'effetto dell'inquinante sulla mortalità (lag 01) e sui ricoveri (lag 03). I valori sono espressi in termini di variazioni percentuali (vp) associate a un incremento dell'inquinante pari a 10 µg/m³ (1 mg per il CO)

Mortalità per cause						
Inquinanti	Naturali		Respiratorie		Cardiovascolari	
	vp	I.C. 95%	vp	I.C. 95%	vp	I.C. 95%
SO ₂	0.60	-0.39; 1.59	1.55	-2.22; 5.38	1.11	-0.64; 3.12
NO ₂	0.59	0.26; 0.94	0.38	-0.63; 1.74	0.40	-0.46; 1.05
CO	1.19	0.61; 1.72	0.66	-1.46; 2.88	0.93	-0.10; 1.77
PM10	0.31	-0.19; 0.74	0.54	-0.91; 1.74	0.54	0.02; 1.02
O ₃	0.27	-0.26; 0.70	0.01	-1.67; 1.30	0.22	-0.33; 0.70
Ricoveri per cause						
Inquinanti	Respiratorie		Cardiache		Cerebrovascolari	
	vp	I.C. 95%	vp	I.C. 95%	vp	I.C. 95%
SO ₂	-0.25	-1.73; 1.56	-0.64	-3.18; 1.77	2.54	-1.49; 6.85
NO ₂	0.77	0.08; 1.50	0.57	0.25; 0.91	0.77	-0.18; 2.10
CO	1.25	0.19; 2.25	1.44	0.75; 2.14	0.93	-2.00; 4.45
PM10	0.60	0.22; 1.05	0.29	-0.04; 0.59	-0.57	-1.24; 0.12
O ₃	0.61	-0.39; 1.58	-0.41	-0.73; -0.03	0.20	-0.64; 1.08

I.C = Intervallo di Confidenza

I rischi complessivi derivano dal pool dei risultati delle singole città, ed erano coerenti con le stime che erano state pubblicate in altri Paesi negli stessi anni.

Le stime di impatto degli effetti a breve termine

Per quanto riguarda le stime di impatto in termini di casi attribuibili, non limitate a singole città, le esperienze in Italia sono state varie.

Nel giugno del 2000 l'ufficio Ambiente e Salute di Roma dell'OMS presentò alla stampa una prima stima di impatto degli effetti dell'inquinamento misurato nel 1998 in 8 grandi città italiane (Torino, Genova, Milano, Bologna, Firenze, Roma, Napoli, Palermo) con una parte sugli effetti a breve termine riguardanti i ricoveri ospedalieri per patologie respiratorie e cardiovascolari, poi pubblicata nel 2002 (WHO, 2002)

In Piemonte venne condotto con metodologia simile nel 2003 una stima di impatto sulle 8 città capoluogo di Provincia (Arpa Piemonte, 2003).

Nel 2004 vennero pubblicate le stime di impatto a breve termine nell'ambito dello studio MISA2 su 15 città italiane (Biggeri A. *et al.*, 2004)

Nel 2006 sempre l'ufficio Ambiente e Salute di Roma dell'OMS pubblicò una stima di impatto aggiornata su 13 città, sempre comprendente una parte sugli effetti a breve termine riguardanti i ricoveri ospedalieri per patologie respiratorie e cardiovascolari (WHO, 2006)

Nel 2011 vennero pubblicate le stime di impatto sulle città della Regione Lombardia nell'ambito di uno studio regionale (Baccini M. *et al.*, 2011).

Lo Studio SISTI

Lo studio SISTI (Studio italiano sulla suscettibilità alla temperatura e all'inquinamento atmosferico) venne condotto negli adulti di 9 città italiane, sfruttando un database costruito in un progetto di Arpa Piemonte per lo studio degli effetti dei pollini aeroallergenici, in cui erano stati raccolti dati anche di inquinamento, meteorologici, ed esiti sanitari, per il periodo 1997-2004, database successivamente condiviso con altri colleghi italiani.

Le città considerate erano Bologna, Firenze, Mestre-Venezia, Milano, Palermo, Pisa, Roma, Taranto, Torino.

I rischi emersi da questo pool di città erano più alti di quelli dello studio MISA: aumento della mortalità naturale totale del 0,60% (95% I.C. 0.31;0.89) per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM10 a lag 0-1 (Forastiere F. *et al.*, 2008).

Lo studio calcolò i rischi degli effetti a breve termine con un approccio innovativo (case-crossover) e, oltre a riportare l'associazione tra PM10 e mortalità, suggerì lo scompenso cardiaco come possibile meccanismo del danno indotto dal PM10 (Forastiere F. *et al.*, 2008). Chiari inoltre che gli effetti erano maggiori nella stagione calda rispetto a quella invernale (Stafoggia M. *et al.*, 2009).

Lo studio della Regione Lombardia

Nel 2011 vennero pubblicati i primi risultati di uno studio condotto in Lombardia con quantificazione dell'effetto e dell'impatto a breve termine delle concentrazioni degli inquinanti misurati nel periodo 2003-2006 (Baccini M. *et al.*, 2011). Nel progetto sono state incluse 16 città con più di 50.000 abitanti, una città rappresentativa dell'area alpina e l'intera provincia agricola di Lodi. L'effetto dell'esposizione a PM10 a livello regionale, stimato tramite tecniche metanalitiche Bayesiane ed espresso come variazione percentuale di mortalità per cause naturali per incrementi di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dell'inquinante, è risultato sostanzialmente sovrapponibile a quello ottenuto da MISA2 (0.30, I.Cr 90% -0.21;0.70). Le stime d'effetto sono state poi applicate al calcolo d'impatto annuale a breve termine, stimando complessivamente 302 decessi attribuibili a livelli di PM10 superiori a 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, corrispondenti all'1.4% di tutti i decessi per cause naturali.

Qualche anno più tardi, le stime d'impatto sono state rielaborate tenendo conto del ruolo del *commuting* interurbano (o 'mobilità') nel determinare l'esposizione della popolazione residente, il che ha portato a un'accentuazione numericamente rilevabile dell'impatto (Baccini M. *et al.*, 2015). Nello stesso studio, è stato anche stimato che una riduzione del 20% dei livelli di PM10 nelle aree lombarde con concentrazioni superiori ai 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ comporterebbe un decremento dei decessi attribuibili all'inquinante pari al 36%.

L'indagine è poi proseguita includendo cause specifiche di mortalità e ricoveri ospedalieri, oltre che lo studio degli effetti dell'esposizione a NO₂ (Carugno M. *et al.*, 2016). La mortalità per cause naturali è risultata associata anche a questo secondo inquinante, con un effetto stimato pari a 0.70% (I.Cr 90% 0.20;1.18) per incrementi di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di NO₂. I decessi per cause cardiovascolari hanno mostrato la variazione percentuale più elevata in associazione con NO₂ (1.12%, I.Cr 90% 0.30;1.95), mentre la variazione per la mortalità da cause respiratorie è apparsa più elevata in associazione con PM10 (1.64%, I.Cr 90% 0.56;2.72). L'effetto di entrambi gli inquinanti è risultato più evidente nella stagione estiva. È emersa anche una relazione tra inquinamento atmosferico e ricoveri ospedalieri, con variazioni percentuali massime pari a 0.77% (I.Cr 90% 0.31;1.32) per PM10 e ricoveri da patologie respiratorie, e a 1.70% (I.Cr 90% 0.60;2.66) per NO₂ e ricoveri da patologie cerebrovascolari. La forza dell'associazione tra PM10 e ricoveri da patologie respiratorie ha mostrato una tendenza ad aumentare con l'età. Per entrambi gli inquinanti, gli effetti sui ricoveri da patologie cerebrovascolari sono risultati più evidenti nei soggetti con meno di 75 anni.

È stato pubblicato anche un caso-studio sull'impatto dell'esposizione a PM10 e PM2.5 nella città di Milano, a seguito del notevole clamore mediatico suscitato dai livelli di questi inquinanti registrati nella capitale lombarda nell'inverno 2015 (Carugno M. *et al.*, 2017). L'impatto è stato calcolato come decessi attribuibili a livelli di PM10 e PM2.5 superiori ai valori limite d'esposizione stabiliti

dall'Unione Europea (UE) per la media giornaliera degli inquinanti ($50\mu\text{g}/\text{m}^3$ per PM10 e $25\mu\text{g}/\text{m}^3$ per PM2.5 da non superarsi per più di 35 giorni in un anno). Su base mensile, i decessi attribuibili all'aver superato i limiti giornalieri UE per più di 35 giorni sono risultati pari a 18.4 (PM10) e 33.2 (PM2.5) tra gennaio e marzo, e 20.0 e 31.9 tra ottobre e dicembre, rispettivamente. Nell'anno in studio, la media annuale di PM10 è risultata praticamente sovrapponibile al limite UE di $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ e, pertanto, l'impatto stimato è risultato nullo per definizione. Questo studio ha messo in evidenza che i risultati delle valutazioni d'impatto andrebbero interpretati alla luce dell'asimmetria che caratterizza la distribuzione dei valori giornalieri di PM, oltre a suggerire che il numero di giorni con valori d'inquinanti superiori ai limiti giornalieri potrebbe essere più rilevante delle concentrazioni medie annuali nel determinare il numero di eventi sanitari avversi attribuibili agli inquinanti stessi. Da ultimo, è in completamento un'analisi dell'andamento temporale dei valori di PM10 in Lombardia negli ultimi dieci anni e dei decessi ad esso attribuibili. Nonostante si possa documentare una graduale riduzione nei livelli d'inquinante su tutto il territorio regionale e un conseguente declino nel numero di decessi attribuibili, l'impatto continua ad essere rilevante e numericamente quantificabile.

Lo studio EPIAIR

Lo studio EPIAIR, finanziato dal CCM in due riprese, nel 2007 (EPIAIR-1) e 2010 (EPIAIR-2) è stato l'ultimo grande studio meta-analitico condotto sull'intero territorio nazionale.

EPIAIR1, che riguardò 10 città italiane (Milano, Mestre, Torino, Bologna, Firenze, Pisa, Roma, Taranto, Cagliari, Palermo), studiò la correlazione a breve termine delle concentrazioni giornaliere di PM10, NO₂ e O₃ con la mortalità di 276.605 decessi e 701.902 ricoveri di soggetti con età ≥ 35 anni (con dati ambientali/sanitari del periodo 2001-2005), evidenziò un aumento di mortalità per tutte le cause pari al 0.69% (I.C 95% 0.40;0.98), per cause respiratorie pari al 2.29% (I.C 95% 1.03;3.58%) per ogni incremento di $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM10, nell'arco di un periodo di esposizione da 0 a 3 giorni; l'aumento della mortalità respiratoria risultò più alto in estate (7.57%, I.C 95% 2.25;13.17%) (Stafoggia M. *et al.*, 2009, Cadum *et al.*, 2009)

Per quanto riguarda l'ozono, lo studio EPIAIR1 ha riportato stime di entità simile al particolato, con un incremento di rischio della mortalità naturale pari a 0.70% (I.C 95% 0.20;1.21)

EPIAIR1 ha evidenziato anche associazioni indipendenti tra incremento di mortalità ed esposizioni a NO₂. Nelle 10 città italiane studiate, per ogni incremento di $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ di NO₂, nell'arco di un periodo di esposizione fino a 5 giorni, è stato calcolato un aumento di mortalità per tutte le cause naturali pari a 2.09% (I.C 95% 0.96;3.24), per cause respiratorie pari a 2.87% (I.C 95% 0.09;5.72) e per cause cardiache pari a 2.63% (I.C 95% 1.53;3.75%) (Chiusolo M. *et al.*, 2011).

Lo studio EPIAIR2 considerò gli anni 2006-2010 e per la prima volta stimò in Italia anche gli effetti del PM2.5 (EPIAIR2, 2013, Alessandrini E.R. *et al.*, 2013). Le città coinvolte finali furono 25, come riportato in Figura 2.

I centri coinvolti



Figura 2 - Le città dello studio EPIAIR-2 (2006-2010)

I risultati principali dello studio EPIAIR-2 sono riportati nelle Tabelle 8-9

Tabella 8 - Studio EPIAIR-2 (2006-2010). Mortalità 35+ e 4 inquinanti, 25 città. Incrementi percentuali di rischio (RR %) e intervalli di confidenza al 95% per variazioni di 10 unità dell'inquinante

Inquinante	lag	RR %	I.C 95%
PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0-1	0,47	0,12;0,83
	2-5	0,25	-0,05;0,55
	0-5	0,44	0,06;0,83
PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0-1	0,55	0,10;1,00
	2-5	0,53	-0,07;1,13
	0-5	0,78	0,12;1,46
NO ₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0-1	0,44	-0,05;0,94
	2-5	0,77	0,37;1,17
	0-5	1,08	0,60;1,56
O ₃ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) aprile-settembre	0-1	0,24	-0,16;0,63
	2-5	0,43	-0,08;0,95
	0-5	0,53	-0,04;1,10

RR = Rischio Relativo
I.C = Intervallo di Confidenza

Lo studio EPIAIR ha mostrato per la prima volta gli effetti del PM2.5 nel nostro Paese, indicando chiaramente che la frazione più piccola era gravata da effetti maggiori rispetto alla frazione più grossolana (Tabella 9)

Tabella 9 - Studio EPIAIR 2. Mortalità naturale 35+. Confronto PM10-PM2.5, tutte le città

Inquinante	lag	RR %	I.C. 95%
PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (23 città)	0-5	0,47	0,08;0,87
PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (13 città)	0-5	0,78	0,12;1,46

Gli effetti registrati nel secondo quinquennio degli anni 2000 nello studio EPIAIR hanno mostrato inoltre una riduzione dei rischi netta e costante, anche considerando le stesse città, le stesse centraline e lo stesso modello di analisi statistica. In particolare, per la prima volta, l'effetto dell'ozono si è ridotto fino a perdere ogni significatività statistica.

La riduzione dell'effetto si è registrata prevalentemente nella stagione estiva (quella interessata anche dalla riduzione del rischio per l'ozono).

Tabella 10 – Studio EPIAIR 1 e 2 a confronto. Mortalità per cause naturali. 8 città, 3 inquinanti. 2001-2010. Incrementi percentuali di rischio (%) e intervalli di confidenza al 95% per variazioni di $10 \text{ mg}/\text{m}^3$ dell'inquinante. Città comparabili (8 città selezionate perché presenti in entrambi i periodi e con centraline di monitoraggio invariate)

EPIAIR 1 2001 - 2005	Mortalità naturale 35+			EPIAIR 1 2006 - 2005	Mortalità naturale 35+		
Inquinanti	lag	%	I.C. 95%	Inquinanti	lag	%	I.C. 95%
PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0-1	0,70	0,39;1,01	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0-1	0,44	0,13;0,75
	0-5	0,83	0,04;1,63		0-5	0,48	0,07;0,88
NO ₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0-5	2,08	0,84;3,34	NO ₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0-5	1,25	0,67;1,84
O ₃ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (apr.-sett.)	0-5	1,29	0,65;1,93	O ₃ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (apr.-sett.)	0-5	0,34	-0,28;0,96

Le stime di impatto. Metodi

Non tutti gli studi metanalitici italiani hanno prodotto anche stime di impatto sugli effetti a breve termine.

Tra questi si segnalano lo studio MISA, lo studio EPIAIR2 e il progetto ESSIA. In questi studi le stime di impatto sono state condotte con metodi simili di base ma allo stesso tempo differenziati in ragione dell'evoluzione storica della metodologia.

Le valutazioni di impatto possono essere condotte con vari metodi, più o meno sofisticati, e con l'aiuto di software specifici o con procedura manuale

Il box seguente riporta la procedura più semplice da utilizzare con metodo manuale.

Metodo per la valutazione di impatto: procedura da utilizzare con metodo manuale

E, ovvero il numero dei casi attribuibili a una concentrazione di inquinanti atmosferici oltre un determinato livello di riferimento, è dato dalla seguente equazione:

$$E = A * B_0 * (C / 10) * P$$

Dove:

A è la proporzione dell'effetto sanitario attribuibile all'inquinamento dell'aria, che può essere

$$A = \frac{(RR - 1)}{RR}$$

calcolata come segue:

RR è il rischio di mortalità per incremento dell'inquinante (in genere di 10 µg/m³)

B₀ è il tasso di mortalità (morbosità) che si osserverebbe al livello di concentrazione di riferimento dell'inquinante e può essere calcolato nel modo seguente:

$$B_0 = \frac{B}{[1 + (RR - 1) * (C / 10)]}$$

dove

B è il tasso di mortalità (morbosità) osservato, alla concentrazione osservata dell'inquinante, ottenuto dalle statistiche sanitarie disponibili;

C è la variazione di concentrazione (cioè la differenza tra la concentrazione osservata e quella di riferimento), ottenuta dalle reti di monitoraggio di ogni città;

P è la popolazione esposta, ottenuta dai dati di censimento o dalle anagrafi comunali

Va qui ribadito chiaramente che gli effetti a breve termine sono solo una piccola parte degli effetti a lungo termine (che sono circa 10 volte maggiori).

Si tratta cioè di una piccola parte dell'effetto complessivo, quello che si verifica nei giorni successivi ad aumenti delle concentrazioni degli inquinanti, e non è in grado di catturare l'effetto di esposizioni prolungate di anni (vedi Fig. 3)

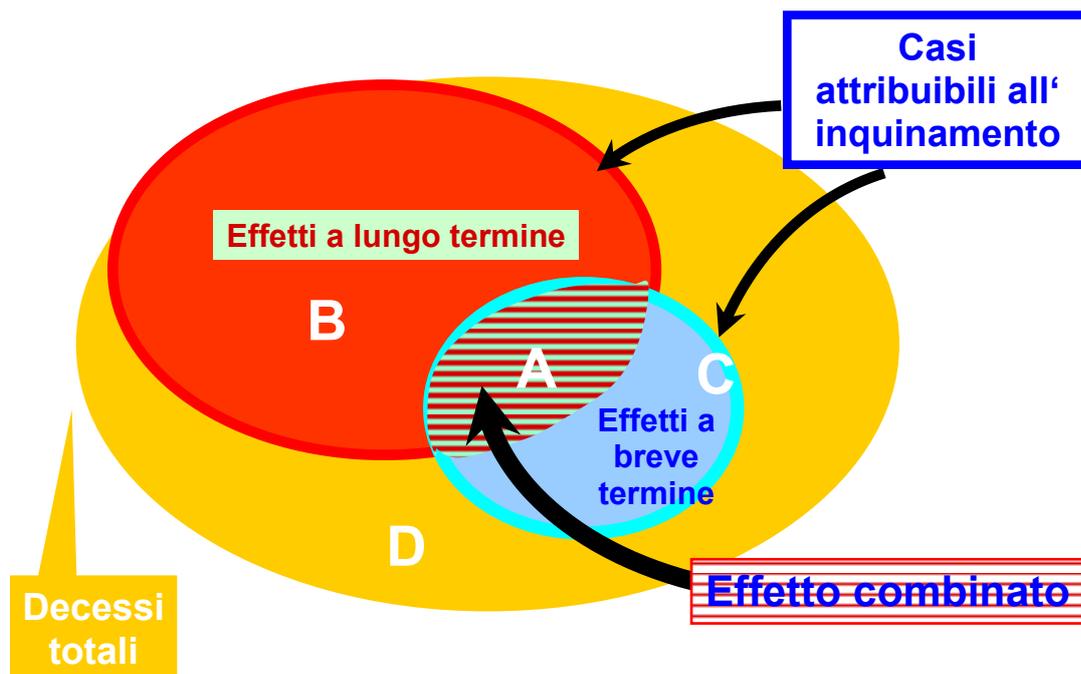


Figura 3 - Effetti a breve e lungo termine dell'inquinamento atmosferico (Künzli N. et al., 2001)

Le stime di impatto degli effetti a breve termine di MISA2

La rilevanza in termini di Sanità Pubblica dei rischi connessi all'inquinamento atmosferico venne quantificata in MISA2 tramite stime dei casi attribuibili (stime di impatto).

Questa valutazione era ancora agli inizi per il nostro paese e studi relativi ad esiti sanitari diversi dalla mortalità e relativi all'impatto economico dell'inquinamento erano ancora in una fase pionieristica.

La frazione attribuibile venne valutata dapprima considerando come soglia di assenza di effetto il valore massimo tra i minimi osservati nel periodo in studio 1996-2002 (PM10: 11.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ registrato a Palermo).

La somma dei decessi attribuibili risultò essere di 884 morti annui su 67.206 decessi medi annui sulle 11 città MISA con dati su PM10 e mortalità, pari all'1.32 %, usando la stima meta-analitica, e di 1.154 decessi annui pari all'1.72%, usando la stima a posteriori città-specifica con metodi bayesiani.

Usando i valori limite delle direttive europee, 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (dal 2010) annuale, 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (dal 2005) annuale, 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (dal 2005), giornaliero, in modo restrittivo, si ottennero 721 (1.07%), 353 (0.52%), 225 (0.34%) decessi attribuibili, usando la stima meta-analitica. Leggermente superiori usando le stime città-specifiche: 920 (1.37%), 388 (0.58%), 218 (0.32%).

Nessuna città presentava valori medi annui nei limiti di 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, solo tre rientravano nei limiti di 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e quattro (Bologna, Genova, Milano e Torino) eccedevano la soglia di 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabella 4 – Progetto MISA 1996-2002. Impatto complessivo del PM10. Numero di decessi attribuibili a breve termine

Città	PM10			
	n. (%)	I.Cr 80%	n. (%)	I.Cr 80%
	Stima meta-analitica		Stima città-specifica	
Bologna	64 (1.51)	4,119	28 (0.66)	0,109
Catania	17 (0.64)	1,31	3 (0.11)	0,31
Firenze	46 (1.14)	2,86	38 (0.94)	0,112
Genova	105 (1.35)	6,197	33 (0.42)	0,189
Mestre-Venezia	22 (1.31)	1,41	3 (0.18)	0,43
Milano	167 (1.57)	12,313	193 (1.82)	77,306
Napoli	-	-	-	-
Palermo	49 (0.94)	3,92	168 (3.22)	81,260
Pisa	8 (1.00)	0,14	8 (1.00)	0,23
Ravenna	18 (1.33)	1,34	11 (0.81)	0,41
Roma	249 (1.17)	13,471	667 (3.13)	432,898
Taranto	-	-	-	-
Torino	139 (1.86)	7,259	2 (0.03)	0,152
Trieste	-	-	-	-
Verona	-	-	-	-
Stima meta-analitica	884 (1.32)	50,1657		
Stima città-specifica a posteriori			1154 (1.72)	95,2164

Tabella 5 – Progetto MISA 1996-2002. Impatto complessivo di NO₂ e CO. Numero di decessi attribuibili a breve termine

Città	NO ₂		CO	
	n. (%)	I.Cr 80%	n. (%)	I.Cr 80%
Bologna	95 (2.24)	63,128	45 (1.06)	32,58
Catania	45 (1.69)	30,60	23 (0.86)	16,30
Firenze	55 (1.36)	37,75	21 (0.52)	15,27
Genova	136 (1.75)	91,183	120 (1.54)	85,155
Mestre-Venezia	19 (1.13)	12,25	25 (1.49)	18,32
Milano	249 (2.34)	166,335	306 (2.88)	219,392
Napoli	457 (5.23)	305,616	256 (2.93)	181,330
Palermo	99 (1.90)	65,134	121 (2.32)	86,156
Pisa	9 (1.12)	6,13	14 (1.74)	10,18
Ravenna	22 (1.63)	14,29	12 (0.89))	8,15
Roma	583 (2.74)	388,787	695 (3.26)	494,894
Taranto	19 (1.18)	13,26	27 (1.68)	19,35
Torino	171 (2.28)	114,230	163 (2.18)	116,210
Trieste	14 (0.68)	9,20	40 (1.96)	28,51
Verona	39 (1.91)	26,52	29 (1.42)	21,38
Stima meta-analitica	2012 (2.46)	1339,2713	1897 (2.32)	1348,2441
Stima città-specifica a posteriori	2223 (2.72)	1180,3341	1957 (2.40)	1277,2613

In sintesi, traducendo in termini di impatto le stime di rischio MISA, considerando la relazione di natura causale, alla luce della esposizione sperimentata dalla popolazione esaminata e in relazione al profilo di mortalità registrato nei centri in studio, si poté affermare che nel complesso si rilevò una percentuale di decessi per tutte le cause (escludendo le accidentali) attribuibili all'inquinamento atmosferico di circa il 2.5% per ciascuno degli inquinanti gassosi (NO₂ e CO) e di circa l'1.5% per il PM10. Gli intervalli di credibilità erano compresi tra l'1.4% e il 4.1% per gli inquinanti gassosi, mentre più imprecisa fu la valutazione dell'impatto per il PM10, date le differenze delle stime di effetto tra le città in studio e compresa tra lo 0.1% e il 3.3%. I valori furono in linea con quanto riportato da altri studi condotti in sede europea ed italiana (Tabella 6)

Tabella 6 - Risultati studi multicentrici MISA APHEA NMMAPS. Incremento percentuale di mortalità (IC 95%) per incremento della concentrazione del PM10 (10 µg)

	MISA2 (Italia)	APHEA-2 (Europa)	NMMAPS (USA)
	11 città	21 città	100 città
Incr. % RR	0.31	0.41	0.19
PM10 mediano	46.2	40	27.1
Temp. mediana	15.5	13-15	14.5
Lag	0-1	0-1	1
Periodo in studio	1996-02	1990-97	1987-00

Lag=giorni di ritardo su cui è calcolato il rischio

Tabella 7 - PM10. Confronto tra i casi attribuibili a breve termine tra Italia ed Europa

	MISA (Italia) 15 città	APHEIS (Europa) 23 città
Decessi attribuibili	884	2580
Abitanti (milioni)	9	36
Tasso per centomila abitanti	9.6	7.2

La stima di impatto a breve termine di EPIAIR2

Nello studio EPIAIR2 è stata calcolata una stima di impatto per 23 città in studio (Baccini M. *et al.*, 2013). Nell'insieme delle 23 città valutate, il numero di decessi attribuibili agli effetti a breve termine delle concentrazioni di PM10 superiori a 20 µg/m³ e di PM2.5 superiori a 10 µg/m³ nel periodo 2006-2009 è risultato rispettivamente pari allo 0,9% (assumendo indipendenza tra città l'intervallo di credibilità I.Cr all'80% è: 0,4;1,4%) e allo 0,8% (I.Cr 80%: 0,2;1,3%) della mortalità naturale. L'impatto delle concentrazioni di polveri PM10 e PM2.5 è risultato concentrato nelle città della pianura padana, la piana fiorentina, e le grandi realtà metropolitane di Roma, Napoli e Palermo: per il PM10 in percentuale sui decessi 1,0% (I.Cr 80%: 0,4;1,5%) contro 0,4% (I.Cr 80%: 0,2;0,7%) nelle altre città analizzate. Se i livelli di concentrazione delle polveri fossero stati inferiori del 20%, complessivamente l'impatto si sarebbe ridotto del 42% per il PM10 e del 51% per il PM2.5. L'impatto più importante si è registrato nelle città della Pianura Padana, nella piana fiorentina e nelle grandi realtà metropolitane di Roma, Napoli e Palermo.

Tabella 11 - Studio EpiAir-2 2006-2009. Decessi attribuibili (AD) all'effetto a breve termine del PM10 sulla mortalità per cause naturali, con relativi intervalli di credibilità all'80% (I.Cr). PM10: concentrazione annuale media di PM10 nel periodo in studio in µg/m³. Scenari controfattuali di 20 µg/m³ (linee guida OMS) e 40 µg/m³ (direttiva dell'Unione Europea)

Città	PM10	Limite 20 µg/m ³			Limite 40 µg/m ³		
		AD per anno (80% I.Cr)			AD per anno (80% I.Cr)		
Ancona	32.3	5.6	2.3	9.0			
Bologna	39.4	36.4	14.1	57.5			
Brindisi	23.1	1.1	0.5	1.7			
Cagliari	27.6	5.1	2.2	8.0			
Ferrara	38.5	16.2	8.1	25.3			
Firenze	37.2	33.0	15.1	51.2			
Genova	29.6	34.3	13.6	54.5			
Milano	48.0	134.0	60.7	204.8	38.6	17.4	59.1
Modena	42.3	16.0	4.5	26.6	1.7	0.5	2.8
Napoli	35.8	71.0	35.1	109.4			
Padova	48.4	26.9	8.9	44.0	8.0	2.6	13.1
Palermo	35.7	46.9	23.4	71.5			
Parma	36.0	12.1	4.0	19.8			
Piacenza	39.0	10.6	5.2	16.6			
Pisa	33.1	5.4	2.2	8.7			
Reggio Emilia	32.3	13.1	6.2	20.2			
Rimini	35.7	9.5	4.3	14.7			
Roma	36.1	202.9	113.8	305.4			
Taranto	28.0	7.0	3.4	11.0			
Torino	51.9	118.6	66.4	171.7	44.6	24.9	64.6
Treviso	39.7	8.8	4.3	13.5			
Trieste	23.4	4.8	2.3	7.5			
Venezia-Mestre	46.5	19.7	5.8	32.5	4.9	1.4	8.1

AD= Decessi attribuibili

Tabella 12 – Studio EpiAir-2 2006-2009. Decessi attribuibili (AD) all'effetto a breve termine del PM2.5 sulla mortalità per cause naturali, con relativi intervalli di credibilità all'80% (I.Cr). PM2.5: concentrazione annuale media di PM2.5 nel periodo in studio in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Scenari contro fattuali di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (linee guida OMS), 18 e $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (direttiva dell'Unione Europea).

Città	PM2.5	Limite $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$			Limite $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$			Limite $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$		
		AD per anno (80% I.Cr)			AD per anno (80% I.Cr)			AD per anno (80% I.Cr)		
Ancona	20.2	5.0	1.3	8.6	1.1	0.3	1.9			
Bologna	26.9	36.0	10.6	60.2	19.0	5.6	31.8	4.1	1.2	6.9
Ferrara	26.5	15.9	5.9	26.0	8.2	3.0	13.5	1.5	0.5	2.4
Milano	34.8	129.3	39.3	212.3	87.7	26.6	144.2	51.2	15.5	84.2
Modena	21.5	10.0	2.3	17.6	3.1	0.7	5.4			
Napoli	15.0	20.3	3.4	36.1						
Padova	34.8	29.4	10.0	48.3	20.0	6.8	32.9	11.7	4.0	19.2
PARMA	21.2	9.3	1.6	16.5	2.7	0.5	4.8			
Reggio Emilia	21.5	9.8	3.6	16.0	3.0	1.1	4.9			
Rimini	19.8	6.7	2.1	11.2	1.2	0.4	2.0			
Roma	20.2	128.5	52.5	205.4	28.0	11.4	44.9			
Torino	35.9	122.8	60.6	187.8	85.1	41.9	130.2	51.9	25.5	79.4
Venezia-Mestre	37.7	23.2	5.1	40.7	16.6	3.7	29.1	10.7	2.4	18.8

CONCLUSIONI

Questa sintesi delle esperienze italiane degli ultimi 20 anni rende conto delle competenze e delle conoscenze acquisite dai ricercatori italiani in questo campo.

Pochi Paesi in Europa possono vantare tanti studi e risultati a livello nazionale come l'Italia. Non sono disponibili nuove stime negli ultimi 5 anni, ma l'epoca delle meta-analisi città specifiche pare avviata al tramonto.

La disponibilità di dati satellitari e di valori di concentrazione giornalieri per tutto il Paese apre la strada ad un futuro in cui anche gli effetti a breve termine potrebbero essere calcolati per l'intero Paese, anche al di fuori delle città, e si potrà verificare anche l'effetto in aree non urbane.

Nell'interpretazione delle stime presentate è necessario tener conto del fatto che l'inquinamento atmosferico è costituito da una miscela complessa di sostanze, spesso correlate e interagenti tra loro. In analisi è possibile studiare l'effetto delle sole componenti misurate ma è ipotizzabile che il vero responsabile, pur correlato con le sostanze in esame, non sia nessuna di esse o magari sia costituito da un mix, a sua volta variabile con la temperatura. Per questi motivi non è possibile scindere gli effetti, distinguendo eventi attribuibili ad un inquinante piuttosto che ad un altro. Né è corretto sommare i decessi attesi per inquinanti diversi. Il giudizio deve essere condotto guardando l'insieme dei rischi rilevati e nel confronto con le stime prodotte da altri studi. Sia i rischi che le stime di impatto sono accompagnate da intervalli di credibilità. Nella quantificazione del numero di casi essi riflettono grandi incertezze nella stima. È importante notare che queste metodologie si utilizzano a fini di Sanità Pubblica, per una quantificazione dell'ordine di grandezza dei casi attesi dovuti all'esposizione in studio, piuttosto che per una precisa stima numerica. Inoltre, seppur con ampi margini di incertezza e all'interno di scenari prudenti, tutti i progetti condotti confermano che l'inquinamento atmosferico comporta effetti rilevanti per la salute delle popolazioni.

Gli effetti più importanti rilevati nella stagione estiva confermano quanto già noto in letteratura: si tratta della stagione in cui l'esposizione della popolazione è maggiore in quanto le persone trascorrono molto tempo all'aria aperta, dove le interazioni con la temperatura diventano importanti e dove nei grandi centri urbani si verificano selezioni delle popolazioni più sensibili, con una maggiore permanenza dei soggetti in condizioni di salute compromessa.

L'eterogeneità rilevata in vari studi meta-analitici presentati è in linea con quanto riportato in letteratura e potrebbe essere posta in relazione alle sorgenti di particolato, alle condizioni meteo climatiche favorevoli o meno fenomeni di accumulo e persistenza, ad interazioni differenti con la temperatura. Ancora, l'assunzione di linearità della relazione, alla base di queste analisi, è parzialmente contraddetta da alcuni risultati degli studi citati che riportano effetti minori per i centri dove il particolato ha valori maggiori, probabilmente città nelle quali è difficile ricreare il contrasto necessario per poter valutare la presenza di un rischio, avendo questo un comportamento costante nel tempo per tutto il periodo di persistenza delle polveri in atmosfera, fenomeno ben noto nelle stagioni invernali.

BIBLIOGRAFIA

- Alessandrini E.R., Faustini A., Chiusolo M., Stafoggia M., Gandini M., Demaria M., Antonelli A., Arena P., Biggeri A., Canova C., Casale G., Cernigliaro A., Garrone E., Gherardi B., Gianicolo E.A., Giannini S., Iuzzolino C., Lauriola P., Mariottini M., Pasetto P., Randi G., Ranzi A., Santoro M., Selle V., Serinelli M., Stivanello E., Tominz R., Vigotti M.A., Zauli-Sajani S., Forastiere F., Cadum E., 2013. Gruppo collaborativo EpiAir2. Air pollution and mortality in twenty-five Italian cities: results of the EpiAir2 Project. *Epidemiol Prev.* Jul-Oct;37(4-5):220-9. Italian. PubMed PMID: 24293487.
- Arpa Piemonte, 2003. Rapporto Stato Ambiente.
- Baccini M., Biggeri A., Grillo P., Consonni D., Bertazzi P.A., 2011. Health impact assessment of fine particle pollution at the regional level. *Am J Epidemiol.* 174(12): 1396-405.
- Baccini M., Biggeri A. 2013. Gruppo collaborativo EpiAir2. Short-term impact of air pollution among Italian cities covered by the EpiAir2 project. *Epidemiol Prev.* Jul-Oct;37(4-5):252-62. Italian. PubMed PMID: 24293490.
- Baccini M., Biggeri A., 2013. Gruppo collaborativo EpiAir2. Short-term impact of air pollution among Italian cities covered by the EpiAir2 project. *Epidemiol Prev.* Jul-Oct;37(4-5):252-62. Italian. PubMed PMID: 24293490.
- Baccini M., Grisotto L., Catelan D., Consonni D., Bertazzi P.A., Biggeri A., 2015. Commuting-adjusted short-term health impact assessment of airborne fine particles with uncertainty quantification via Monte Carlo simulation. *Environ Health Perspect.* 123(1): 27-33.
- Baccini, M., *et al.*, 2011. Health impact assessment of fine particle pollution at the regional level. *Am.J.Epidemiol.* 174,1396–1405.
- Bell M.L. and Davis D.L., 2001. Reassessment of the lethal London fog of 1952: novel indicators of acute and chronic consequences of acute exposure to air pollution. *Environ Health Perspect Jun;* 109 (Suppl 3): 389–394.
- Biggeri A., Baccini M., Bellini P., Terracini B., 2005. Meta-analysis of the Italian studies of short-term effects of air pollution (MISA), 1990-1999. *Int J Occup Environ Health;* 11(1): 107-122.
- Biggeri A., Bellini P., Terracini B., 2004. MISA, Metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico 1996-2002. *Epid Prev;* 28 (Suppl): 1-100.
- Biggeri A., Bellini P., Terracini B., 2001. MISA, Metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico. *Epid Prev;* 25 (Suppl 1): 1-72.
- Cadum E., Berti G., Biggeri A., Bisanti L., Faustini A., Forastiere F., 2009. Gruppo collaborativo EpiAir. The results of EpiAir and the national and international literature. *Epidemiol Prev.* Nov-Dec;33(6 Suppl 1):113-9; 123-43. Italian. PubMed PMID: 20418591.
- Cadum E., Forastiere F., 2013. EpiAir Project: introduction and reading guide to the articles. *Epidemiol Prev.* Jul-Oct;37(4-5):206-8. Italian. PubMed PMID: 24293485.
- Carugno M., Lagazio C., Baccini M., Consonni D., Bertazzi P.A., Biggeri A., 2017. Fine airborne particles: when alarming levels are the standard. *Public Health.* 143: 8-13.
- Carugno M., Consonni D., Randi G., Catelan D., Grisotto L., Bertazzi P.A., Biggeri A., Baccini M., 2016. Air pollution exposure, cause-specific deaths and hospitalizations in a highly polluted Italian region. *Environ Res.* 147: 415-24.
- Chiusolo M., Cadum E., Stafoggia M., Galassi C., Berti G., Faustini A., Bisanti L., Vigotti M.A., Dessi M.P., Cernigliaro A., Mallone S., Pacelli B., Minerba S., Simonato L., Forastiere F., 2011. EpiAir Collaborative Group. Short-Term Effects of Nitrogen Dioxide on Mortality and Susceptibility Factors in 10 Italian Cities: The EpiAir Study. *Environ Health Perspect.* Sep;119(9):1233-8. doi: 10.1289/ehp.1002904. PubMed PMID: 21586369; PubMed Central PMCID: PMC3230391.
- EPIAIR Inquinamento atmosferico e salute. A cura di Berti G., Galassi C., Faustini A., Forastiere F., 2009. *Epidemiol Prev* 33 (6), novembre-dicembre suppl. 1.
- EPIAIR2 Inquinamento atmosferico e salute, 2013. *Epidemiol Prev;* 37 (4-5) luglio-ottobre pagg. 206-251.
- Forastiere F., Stafoggia M., Berti G., Bisanti L., Cernigliaro A., Chiusolo M., Mallone S., Miglio R., Pandolfi P., Rognoni M., Serinelli M., Tessari R., Vigotti M., Perucci C.A., 2008. SISTI Group. Particulate matter and daily mortality: a case-crossover analysis of individual effect modifiers. *Epidemiology;* 19(4): 571-80.
- Kaj Roholm, 1937. The Fog Disaster in the Meuse Valley 1930: A Fluorine Intoxication? *The Journal of Industrial Hygiene and Toxicology.* Volume 19, Pages 126-137.
- Katsouyanni K., Touloumi G., Samoli E., Gryparis .A, Le Tertre A., Monopoli Y., Rossi G., Zmirou D., Ballester F., Boumghar A., Anderson H.R., Wojtyniak B., Paldy A., Braunstein R.,

Pekkanen J., Schindler C., Schwartz J., 2001. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology*; 12(5): 521-531.

Künzli N., Medina S., Kaiser R., Quénel P., Horak Jr. F., and Studnicka M., 2001. Assessment of Deaths Attributable to Air Pollution: Should We Use Risk Estimates based on Time Series or on Cohort Studies? *American Journal of Epidemiology*. Vol. 153, No. 11.

Martuzzi M., Mitis F., Iavarone I., Serinelli M., 2006. Health impact of PM10 and ozone in 13 Italian cities. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark; ISBN 92 890 2293 0 - WHOLIS number E88700 <http://www.euro.who.int/healthimpact>.

Scarinci C., Alessandrini E.R., Chiusolo M., Galassi C., Baldini M., Serinelli M., Pandolfi P., Bruni A., Biggeri A., De Togni A., Carreras G., Casella C., Canova C., Randi G., Ranzi A., Morassuto C., Cernigliaro A., Giannini S., Lauriola P., Minichilli F., Gherardi B., Zauli-Sajani S., Stafoggia M., Casale P., Gianicolo E.A., Piovesan C., Tominz R., Porcaro L., Cadum E., 2013. Gruppo collaborativo EpiAir2. Air pollution and urgent hospital admissions in 25 Italian cities: results from the EpiAir2 project. *Epidemiol Prev*. Jul-Oct;37(4-5):230-41. Italian. PubMed PMID 24293488.

Stafoggia M., Faustini A., Rognoni M., Tessari R., Cadum E., Pacelli B., Pandolfi P., Miglio R., Mallone S., Vigotti M.A., Serinelli M., Accetta G., Dessì M.P., Cernigliaro A., Galassi C., Berti G., Forastiere F., 2009. Gruppo collaborativo EpiAir. Air pollution and mortality in ten Italian cities. Results of the EpiAir Project. *Epidemiol Prev*; 33:65-76.

WHO, 2002. Health Impact Assessment of Air Pollution in the Eight Major Italian Cities; EURO/02/5040650. http://www.euro.who.int/transport/hia/20021107_4.

WHO, 2006 a cura di Martuzzi M., Mitis F., Iavarone I., Serinelli M. Health impact of PM10 and ozone in 13 Italian cities. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark, 2006; ISBN 92 890 2293 0 - WHOLIS number E88700 <http://www.euro.who.int/healthimpact>.

IMPATTI A LUNGO TERMINE DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO IN ITALIA: RISULTATI DELLE COORTI ITALIANE E CONFRONTO CON LE STIME DI RISCHIO INTERNAZIONALI

Ennio Cadum¹, Morena Stroschia², Martina Gandini², Giulia Cesaroni³, Francesco Forastiere³, Massimo Stafoggia³, Moreno Demaria¹, Giovanna Berti¹, Andrea Ranzi⁴

¹ ARPA Piemonte, Dipartimento Epidemiologia e Salute ambientale; ² Università di Torino e ASL TO3 Piemonte Servizio Sovrazonale di Epidemiologia; ³ Dipartimento di Epidemiologia Regione Lazio, ASL Roma 1, Dipartimento di Epidemiologia; ⁴ ARPAE Emilia-Romagna, Centro Tematico Regionale Ambiente e Salute

Introduzione. Gli effetti cronici dell'inquinamento atmosferico

A partire dagli anni '50 era stata segnalata l'esistenza di un gradiente città-campagna nella mortalità per tumore polmonare, come aveva illustrato la rassegna di Pershagen e Simonato (1990). Sebbene l'esistenza di questo differenziale fosse stata segnalata in tutto il mondo industrializzato, vi fu per anni un'ampia controversia sul significato da dare a questa osservazione. Diversi autori hanno sostenuto il ruolo causale dell'inquinamento atmosferico, come mostra la Tabella 1. Nel complesso, tuttavia, ha avuto in passato un largo credito la tendenza a non attribuire un effettivo significato causale al gradiente urbano-rurale. La ragione di ciò è da ricercarsi nello scetticismo (non sempre giustificato in realtà) nei confronti degli studi di correlazione geografica, in quanto intrinsecamente inadatti a tenere conto a livello individuale di fattori come le abitudini voluttuarie, la professione, l'alimentazione, all'interno delle quali si annoverano i più noti ed importati agenti causali per il tumore del polmone, quali il fumo di sigaretta, o esposizioni a specifici cancerogeni tipici di processi industriali.

Tabella 1 - Stime del rischio di cancro del polmone attribuibile all'inquinamento atmosferico (Speizer F.E., 1986)

Autori	Rischio attribuibile
Stocks e Campbell, 1955	Inquinamento urbano provoca circa 100 decessi in più ogni 100.000
National Research Council, 1972	5% di tutti i tumori polmonari
Carnow e Meier, 1973	5% di aumento di tumori polmonari per 1 ng/m ³ di benzo(a)pirene
Higgins, 1976	Forse 1/10 dell'effetto del fumo di sigaretta
Pike <i>et al.</i> , 1975	0.4 decessi × 10 ⁻⁵ /ng/ m ³ di benzo(a)pirene nei non fumatori (1.4 nei fumatori)
Doll e Peto, 1981	1 – 2 % di tutti i casi
Speizer, 1982	0 – 2% di tutti i casi

Il dibattito tornò di attualità quando vennero presi in considerazione gli indizi di cancerogenicità delle emissioni diesel (tipicamente presenti in ambito urbano più che in quello rurale), e si sviluppò ulteriormente dopo che la IARC classificò come probabile cancerogeno umano i fumi di scarico dei motori diesel (IARC, 1989). In quegli anni del resto venne pubblicato il primo studio di coorte sugli effetti a lungo termine dell'inquinamento atmosferico (Dockery D.W. *et al.*, 1993), che rilanciò con forza la questione del rapporto tra inquinamento e tumore polmonare.

Lo studio di coorte costituisce infatti l'approccio di indagine più appropriato per valutare gli effetti a lungo termine dell'inquinamento atmosferico. Tali studi consistono nel selezionare campioni di grandi dimensioni di soggetti residenti in differenti contesti geografici, nell'attribuire ad ogni soggetto una esposizione ambientale, nel registrare a livello individuale alcuni fattori di rischio quali il fumo e l'esposizione lavorativa, e nel seguire nel tempo questi soggetti misurando la mortalità o la morbosità in rapporto con l'esposizione ambientale. Tuttavia i costi, i tempi e l'impegno richiesti da questo tipo di studi ne comportano anche la loro rarità. In effetti nel mondo gli studi di coorte che hanno stimato

gli effetti a lungo termine sulla salute legati all'esposizione all'inquinamento atmosferico sono relativamente pochi; i primi, noti come Six Cities (Dockery D.W. *et al.*, 1993) e American Cancer Society (ACS) (Pope C.A. *et al.*, 2002), sono stati condotti negli Stati Uniti valutando come indicatore di esposizione i livelli di PM2.5.

I primi studi di coorte e la rassegna di Pope e Dockery del 2006

Lo studio delle sei città (Dockery D.W. *et al.*, 1993) fu, come si è detto, il primo studio di coorte pubblicato sugli effetti dell'inquinamento atmosferico. Condotta negli Stati Uniti, si basa su una coorte di oltre 8.000 adulti tenuta in osservazione per un periodo compreso tra 14 e 16 anni, con persone provenienti da sei differenti città, ognuna delle quali dotata di rete di rilevamento dell'inquinamento atmosferico. Nell'analisi dei dati di questo studio fu possibile tenere conto dell'abitudine al fumo e di altre variabili individuali, come il livello di istruzione (indicatore di stato sociale). Confrontando le situazioni di maggior e minor inquinamento emersero rischi relativi per la mortalità generale di 1.27, 1.26 e 1.26 per un incremento di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di, rispettivamente, PM2.5, PM10 e le particelle di solfati. Il rischio relativo era di 1.37 per i tumori polmonari, nel confronto tra città più e meno inquinate, e suggeriva un incremento del 14% – 20% della mortalità per ogni incremento di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM2.5 o di PM10. Si trattava di un valore alto, rispetto all'atteso. Venne ipotizzato che si trattasse di una sovrastima. Si pensava infatti che i differenziali di inquinamento fossero stati più ampi in passato, quando si erano verificate le esposizioni importanti nel determinare i successivi tumori polmonari. Non c'era prova, tuttavia, di un simile errore di misura dell'esposizione.

Il secondo studio (ACS) è considerato il punto di partenza per diverse stime di impatto perché dotato di grande potenza statistica e sottoposto a successive revisioni e rianalisi (COMEAP, 2009; Fann N., 2011) e ha fornito per anni una stima fondamentale, dato che erano stati considerati diversi confondenti individuali. Il Rischio Relativo (RR) di morte per ogni incremento di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nell'esposizione al PM2.5 era pari a 1.06 (con Intervallo di Confidenza, I.C al 95%, di 1.02;1.11) per tutte le cause, 1.09 (I.C 95% 1.03-1.16) per le cause cardiopolmonari e 1.14 (1.04;1.23) per il cancro del polmone mentre non risultava significativa l'associazione tra esposizione a particolato e mortalità per tutte le altre cause (Pope C.A. *et al.*, 2002).

In Figura 1 sono riportate le curve dose-risposta ottenute dai primi studi americani per varie patologie (nella figura è compreso anche il *Children Lung Growth Study*, qui non commentato).

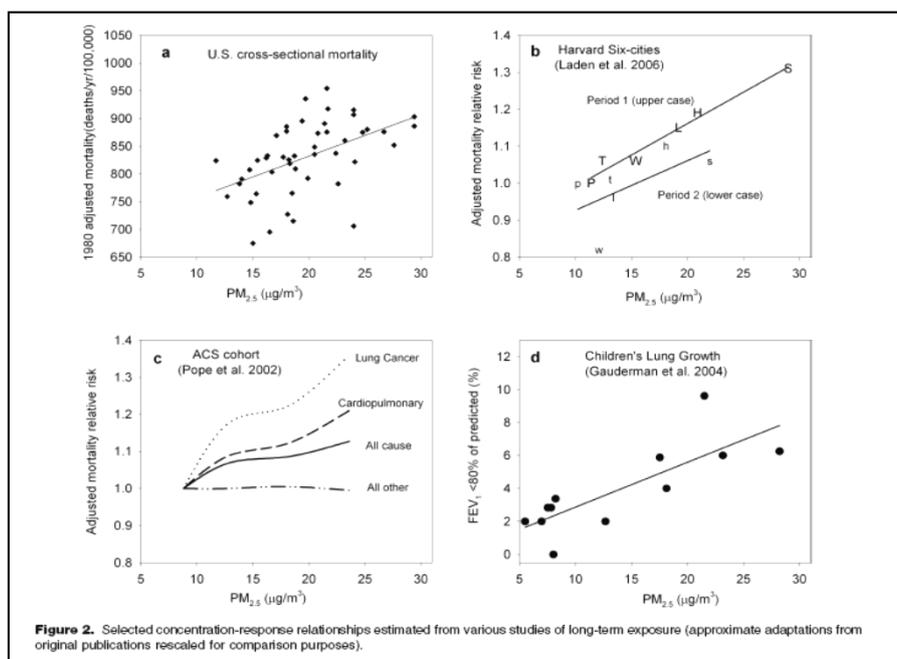


Figura 1 - Curve dose risposta di alcuni studi americani selezionati (HRAPIE Project)

A queste 'pietre miliari' negli studi degli effetti a lungo termine si aggiunsero i risultati concordanti di altri studi condotti sempre oltreoceano: il lavoro su una coorte canadese (Finkelstein M.M. *et al.*,

2003), dove però l'esposizione era misurata in termini di TSP (*Total Suspended Particulate*) e SO₂ e riguardava i residenti in una sola città, e altri studi di coorte che, prendendo in considerazione solo alcuni sottogruppi con caratteristiche particolari, hanno prodotto risultati meno generalizzabili all'intera popolazione. Tra questi si ricordano lo studio su una coorte di avventisti californiani (caratterizzati dall'assenza o minor frequenza nella distribuzione di alcuni fattori di rischio come fumo e alcool) (Abbey D.E. *et al.*, 1999), uno sulle sole donne in post-menopausa della coorte WHI (*Women's Health Initiative*) (Miller K.A. *et al.*, 2007) e infine dei lavori che considerano gli effetti dell'inquinamento su una coorte di bambini affetti da fibrosi cistica (Goss C.H. *et al.*, 2004) e che focalizzano sulle due fasce di età sospettate di essere più vulnerabili: gli anziani (Lipfert F.W. *et al.*, 2000; Enstrom J.E., 2005) e i bambini di età inferiore a 1 anno (Woodruff T.J. *et al.*, 1997; Woodruff T.J. *et al.*, 2006).

In quegli anni i risultati degli studi di coorte americani e canadesi sono stati confortati da quelli di lavori condotti in Europa dove i livelli e la composizione degli inquinanti atmosferici a cui è esposta la popolazione sono diversi: tra gli studi di coorte europei la *review* di Pope e Dockery del 2006 poteva annoverare solo uno studio olandese (NLCS, *Netherlands Cohort Study on Diet and Cancer*) che considerava come indicatori di esposizione la distanza da una strada principale, NO₂ e BS (*Black Smoke*) (Hoek G. *et al.*, 2002) ed uno francese (PAARC, *Pollution Atmosphérique et Affections Respiratoires Chroniques*) che considerava come indicatori di esposizione TSP, BS, SO₂ e NO_x, (Filleul L. *et al.*, 2005), entrambi multicentrici.

Rispetto agli studi città-specifici quelli multicentrici hanno il vantaggio di valutare contemporaneamente i dati provenienti da aree con diverse fonti emissive e combinazioni di inquinanti atmosferici, con diverso clima, nonché di controllare l'effetto legato a eventuali confondenti o *co-pollutants* area-specifici. (Martuzzi M. *et al.*, 2006).

Un riassunto delle caratteristiche e dei risultati dei principali studi citati finora si possono trovare nelle Tabelle in appendice.

Come si può notare, gli indicatori di esposizione considerati fino ad ora sono diversi tra uno studio e l'altro e in effetti quando si parla di inquinamento atmosferico si ha a che fare con miscele di sostanze diverse per proprietà chimico-fisiche (che ne condizionano la persistenza nell'ambiente) e tossicologiche riconducibili a quattro categorie (Kampa M. *et al.*, 2008):

1. Gas: SO₂, NO₂ e NO_x, CO, Ozono (O₃) e VOC (*Volatile Organic Compounds*)
2. *Persistent Organic Pollutants* (POP): diossine, PCB, furani
3. Metalli (piombo, cadmio, mercurio, cromo etc.)
4. Particolato (TSP), costituito a sua volta dal PM₁₀ (particelle di diametro < 10 µm), ovvero la frazione di penetrazione toracica capace di superare in buona misura le alte vie aeree, da particelle grossolane (*coarse*, di diametro 2,5 µm-10 µm), e dal PM_{2.5}(particelle di diametro < 2,5 µm) che costituiscono, insieme alle particelle fini (PM₁, di diametro < 1 µm) e ultrafini (PM_{0.1}, di diametro < 100 nm o 0,1 µm), la frazione respirabile, capace cioè di depositarsi nelle vie aeree non ciliate e superare la barriera alveolo-capillare (Marconi A., 2003; Pope C.A. *et al.*, 2006)

La maggior parte degli studi ha utilizzato come indicatori di esposizione alcune frazioni del particolato (o quello totale) o SO₂ e NO₂ e questa è stata attribuita sulla base delle medie annuali (o pluriennali) rilevate dalla centralina di monitoraggio più vicina all'indirizzo di residenza o sulla base di modelli che in genere presentano una risoluzione spaziale più precisa: un'attribuzione su piccola scala permette di rilevare meglio le differenze tra il livello di inquinanti in un'area di piccole dimensioni rispetto a un'altra vicina e consente di ottenere una stima dell'effetto più precisa (Jerrett M. *et al.*, 2005; COMEAP, 2009). In altri studi, invece, sono state utilizzate misure surrogate (*proxy*) dell'esposizione a inquinamento atmosferico, come la distanza da arterie ad alto scorrimento, oppure una stima (come nello studio US veterans) della media annuale di veicoli transitanti per contea: in questo caso la stima di effetto è in genere maggiore ma bisogna tenere conto del confondimento introdotto dalla esposizione a rumore i cui effetti sulla mortalità cardiovascolare sono ampiamente documentati (The University of Texas 2011).

La selezione degli inquinanti utilizzati come indicatori di esposizione in ciascuno studio è legata alla disponibilità di una rete sufficientemente capillare di centraline di monitoraggio, ma in realtà più che

ai singoli componenti gli effetti dell'inquinamento sono riconducibili alla miscela di sostanze che può essere diversa tra un Paese e l'altro o addirittura tra città diverse a seconda della loro struttura economica, del tipo di veicoli circolanti e dei consumi energetici (Perez L. *et al.*, 2010).

Il maggior contributo alla produzione di CO, ad esempio, negli U.S.A. si deve per il 60% circa al trasporto su strada mentre in Europa questo settore contribuisce solo per il 34%; il contributo relativo alle emissioni di PM2.5, invece, è sovrapponibile tra U.S.A. ed Europa, eccezion fatta per il traffico non stradale che in Europa incide per il 3% sulle emissioni totali di questa frazione di particolato ma negli U.S.A. contribuisce per il 30% (10 volte tanto) interessando maggiormente le città costiere e aeroportuali (EEA, 2010).

Per tutti questi motivi è importante valutare l'effetto degli inquinanti atmosferici in contesti diversi, preferibilmente mediante studi multicentrici che, rispetto agli studi città-specifici, offrono l'opportunità di combinare dati provenienti da aree con diverse fonti emissive e combinazioni di inquinanti atmosferici, con diverso clima, nonché di controllare l'effetto legato a eventuali confondenti o *co-pollutants* area-specifici. (Martuzzi M., *et al.*, 2006)

Anche il periodo in cui i vari studi sono stati effettuati ha influenzato la scelta dell'indicatore di esposizione: negli studi che fanno riferimento a coorti reclutate negli anni Settanta gli inquinanti considerati sono prevalentemente SO₂ e NO₂. In studi più recenti, a causa di un cambiamento nella tipologia di emissioni antropogeniche, si è mostrata una crescente attenzione verso il particolato atmosferico, in particolare verso la frazione più fine, il PM2.5.

Inoltre negli ultimi 20 anni si sta assistendo a un decremento nelle emissioni molto più marcato per SO_x e NO_x rispetto a quanto avvenga per il particolato; l'ozono (O₃), al contrario, ha un *trend* stabile o in aumento poiché la sua produzione è legata alle condizioni meteorologiche e alle alte temperature, a loro volta influenzate da gas serra quali lo stesso ozono e la CO₂ che presenta anch'essa un *trend* in aumento, (OECD, 2008; EEA, 2010).

Sebbene alcuni lavori suggeriscano che la riduzione nei livelli di particolato osservata negli ultimi anni possa accompagnarsi a una diminuzione del rischio di effetti sanitari a breve (Dominici F. *et al.*, 2007) e lungo termine (Laden 2006), altri studi sottolineano come un miglioramento recente della qualità dell'aria potrebbe contribuire solo in minima parte a modificare gli effetti a lungo termine (Künzli N., 2005). Del resto un semplice *trend* in diminuzione di alcuni inquinanti non è di per sé confortante dato che per il materiale aerodisperso la curva concentrazione-risposta è lineare e non esistono dei valori soglia al di sotto dei quali si possa essere certi di non osservare effetti sanitari. Al contrario, le crescenti evidenze tossicologiche suggeriscono che anche l'esposizione a basse concentrazioni di particolato può avere effetti rilevanti sia sul sistema cardiovascolare che respiratorio e, poiché il PM2.5 correla più strettamente con la mortalità rispetto alle altre frazioni di particolato e ad altri inquinanti, esso è considerato l'indicatore più affidabile nella stima quantitativa del rischio legato all'inquinamento atmosferico (Martuzzi M. *et al.*, 2006; Pope A.C. *et al.*, 2006; COMEAP, 2009).

In realtà le riduzioni nelle concentrazioni di inquinanti atmosferici non dovrebbero far scemare l'attenzione su questo tema dal momento che la popolazione interessata da questo tipo di esposizione è molto numerosa anche in funzione del fatto che il particolato, come l'ozono, può essere trasportato a notevole distanza dalle sorgenti di emissione e costituisce infatti uno dei principali inquinanti transfrontalieri (EEA, 2010).

Nel 2008 si stimava che 127 milioni di americani vivessero in aree in cui i livelli di inquinanti atmosferici superavano lo *standard* nazionale (EEA, 2010) con un impatto stimato (per i livelli di esposizione del 2005) di 130.000 morti attribuibili al PM2.5 (che crescono a 1,1 milioni di anni di vita persi tra gli ultra sessantacinquenni) e 4.700 morti attribuibili all'ozono (che corrispondono a 36.000 anni di vita persi tra gli ultra sessantacinquenni, Fann N. *et al.*, 2011) In Europa le misure di impatto calcolate sui livelli osservati nel 2009 stimavano 500.000 morti premature dovute all'esposizione al PM2.5 corrispondenti a 5 milioni di anni di vita persi (YOLL) (EEA, 2010).

In Italia il 9% della mortalità per tutte le cause non violente nel periodo 2002-2004 in età > 30 anni era attribuibile a valori di PM10 > 20 µg/m³ e lo 0,8% era attribuibile a livelli di ozono > 70 µg/m³: queste

cifre possono apparire trascurabili ma in realtà rappresentano la punta di un *iceberg* costituito in larga misura da malattie e disturbi che non necessariamente si manifestano con mortalità e ricoveri ma che, secondo la stessa stima, renderebbero ragione della perdita di più di 2 milioni di giorni lavorativi (Martuzzi M. *et al.*, 2006).

Il notevole impatto sulla salute dell'inquinamento atmosferico, nonostante il modesto miglioramento della qualità dell'aria osservato negli ultimi anni, potrebbe essere spiegato, oltre che dal gran numero di individui esposti, anche alla grande prevalenza, nei Paesi industrializzati, di malattie croniche (che rendono conto del 77% del carico totale di malattia in termini di DALY, *Disability Adjusted Life Years*). In effetti sembrerebbe che individui con patologie preesistenti (cardiache, respiratorie, diabete), soggetti svantaggiati dal punto di vista socioeconomico oltre che anziani e bambini presentino una maggiore vulnerabilità nei confronti di livelli anche moderati di inquinanti ambientali (Martuzzi M. *et al.*, 2006; Pope A.C. *et al.*, 2006; COMEAP, 2009), senza contare che esistono segnalazioni in letteratura circa i possibili effetti a lungo termine (prevalentemente cardiopolmonari, Jerrett 2009) dell'esposizione a ozono che, come abbiamo visto, ha un andamento temporale in controtendenza rispetto alle altre sostanze e, soprattutto nelle regioni meridionali dell'Europa, raggiunge livelli preoccupanti (EEA, 2010).

Gli studi e le evidenze dopo il 2006 e i documenti dell'OMS REVIHAAP e HRAPIE (2013)

Rispetto al 2006, le conoscenze sugli effetti a lungo termine dell'inquinamento atmosferico si sono accresciute grazie in un primo tempo a nuovi studi di coorte condotti soprattutto in Europa (Nafstad P. *et al.*, 2004; Vineis P. *et al.*, 2006; Næss Ø *et al.*, 2007; Beelen R. *et al.*, 2008; Raaschou-Nielsen O. *et al.*, 2011) e in Asia (Yorifuji T. *et al.*, 2010; Cao J. *et al.*, 2011; Katanoda K. *et al.*, 2011) che hanno permesso di valutare la forza dell'associazione tra inquinanti atmosferici ed effetti a lungo termine in contesti e popolazioni diverse.

Successivamente i risultati del grande progetto ESCAPE (*European Study of Cohorts for Air Pollution Effects*) hanno approfondito le conoscenze su moltissimi possibili effetti, su coorti di nuovi nati, sulle malattie respiratorie, sulle malattie cardiovascolari, sulla mortalità e l'incidenza tumorale, con decine di pubblicazioni scientifiche tra il 2013 e i giorni nostri, tuttora in corso. Coorti di adulti e neonati a Torino, Varese e Roma hanno contribuito ad ESCAPE per l'Italia.

Tabella 2 - Progetto ESCAPE. Principali pubblicazioni (www.escapeproject.eu/publications.php)

Effetti sui nuovi nati e in gravidanza	
Meta-analysis of air pollution exposure association with allergic sensitization in European birth cohorts	JACI 2014;133:767-776
Air Pollution Exposure and Lung Function in Children – The ESCAPE Project	Environ Health Perspect 2013;121:1357-1364
Air Pollution and Respiratory Infections during Early Childhood: An Analysis of 10 European Birth Cohorts within the ESCAPE Project	Environ Health Perspect 2014;122:107-113
Ambient Air Pollution and Low Birth Weight: A European Cohort Study (ESCAPE)	Lancet Resp Med 2013;1:695 - 704
Air pollution exposure during pregnancy and childhood cognitive and psychomotor development: six European birth cohort studies	Epidemiology 2014;25:636-47
Elemental composition of particulate matter and the association with lung function in 5 European birth cohorts - results of the ESCAPE & TRANSPHORM projects	Epidemiology 2014;25:648-655
Associations between particulate matter elements and early-life pneumonia in seven birth cohorts: results from the ESCAPE and TRANSPHORM projects	E-pub Int J Hyg Environ Health doi: 10.1016/j.ijheh.2014.05.004

Effetti sulle malattie respiratorie	
Association of ambient air pollution with the prevalence and incidence of COPD	Epub ERJ 2014; doi: 10.1183/09031936.00132213
Long-term exposure to air pollution and lung function in adult: the ESCAPE project	Accepted ERJ
Air Pollution and chronic bronchitis – an ESCAPE meta-analysis across five cohorts	Epub Thorax 2014 Aug 11. pii: thoraxjnl-2013-204352. doi: 10.1136/thoraxjnl-2013-204352
Traffic-related air pollution and the incidence of adult asthma – A meta analysis of six European cohort studies	Accepted EHP
Effetti sulle malattie cardiovascolari	
Arterial Blood Pressure and Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution: An Analysis in the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE)	Epub Environ Health Perspect 2014; DOI:10.1289/ehp.1307725
Long term exposure to ambient air pollution and incidence of acute coronary events: prospective cohort study and meta-analysis in 11 European cohorts from the ESCAPE Project	BMJ 2014;348:f7412
Long-term exposure to ambient air pollution and incidence of cerebrovascular events – Results from eleven European cohorts within the ESCAPE Project	Environ Health Perspect 2014; DOI:10.1289/ehp.1307301
Air pollution and atherosclerosis – a cross-sectional analysis of four European cohort studies	Environ Health Perspect. 2015 Jun;123(6):597-605. doi: 10.1289/ehp.1307711. Epub 2015 Jan 27.
Effetti sulla mortalità e l'incidenza tumorale	
Effects of long-term exposure to air pollution on natural cause mortality: An analysis of 22 European cohorts	Lancet 2014;383:785-795
Long-term exposure to air pollution and cardiovascular mortality: an analysis of 22 European cohorts within the ESCAPE project	Epidemiology 2014;25:368-378
Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE)	Lancet Oncol 2013;14:813-822
Air pollution and non-malignant respiratory mortality in 16 cohorts within the ESCAPE project	AJRCCM 2014;189:684-696
Long-term exposure to particle components and natural cause mortality: an analysis of 19 European cohorts within the multi-center ESCAPE and TRANSPHORM projects	Environ Int 2014;66:97-106

Nel 2013 l'Unione Europea affidò all'Organizzazione Mondiale della Sanità il compito di revisionare le conoscenze esistenti sugli effetti dell'inquinamento atmosferico. I due progetti dell'OMS REVIHAAP (*Review of evidence on health aspects of air pollution*) (WHO, 2013a) e HRAPIE (WHO, 2013b) rappresentano la più recente revisione internazionale disponibile sugli effetti sia a breve sia a lungo termine. La Tabella 3 mostra le stime di rischio riassunte dalla revisione.

Tabella 3 - Progetto HRAPIE. Principali funzioni dose-risposta per gli effetti a lungo termine

Pollutant metric	Health outcome	RR (95% CI) per 10 µg/m ³	Range of concentration	Source of background health data	Source of CRF / Comments
PM2.5, annual mean	Mortality, all-cause (natural), age 30+ years	1.062 (1.040–1.083)	All	European mortality database (MDB) (WHO, 2013c), rates for deaths from all natural causes (International Classification of Diseases, tenth revision (ICD-10) chapters I–XVIII, codes A–R) in each of the 53 countries of the WHO European Region, latest available data	Meta-analysis of 13 cohort studies with results: Hoek et al. (2013)
PM2.5, annual mean	Mortality, cerebrovascular disease (includes stroke), ischaemic heart disease, chronic obstructive pulmonary disease (COPD) and trachea, bronchus and lung cancer, age 30+ years	Global Burden of Disease (GBD) 2010 study (IHME, 2013), supra-linear exponential decay saturation model (age-specific), linearized by the PM2.5 expected in 2020 under the current legislation scenario	All	European detailed mortality database (WHO, 2013d), ICD-10 codes cerebrovascular: I60–I63, I65–I67, I69.0–I69.3; ischaemic heart disease: I20–I25; COPD: J40–J44, J47; trachea, bronchus and lung cancer: C33–C34, D02.1–D02.2, D38.1	CRFs used in the GBD 2010 study An alternative to all-cause mortality Both age-specific and all-age estimates to be calculated to assess the potential effect of age stratification
PM10, annual mean	Postneonatal (age 1–12 months) infant mortality, all-cause	1.04 (1.02, 1.07)	All	European Health for All database (WHO, 2013e) and United Nations projections	Woodruff, Grillo and Schoendorf (1997), based on 4 million infants in the United States More recent analysis (Woodruff, Darrow and Parker, 2008) based on 3.5 million infants in the United States gives RR = 1.18 (1.06, 1.31) for respiratory postneonatal infant mortality; the older analysis is recommended as a source of RR due to unavailability of cause-specific postneonatal mortality data

In Italia negli ultimi anni sono state costituite 3 coorti per lo studio degli effetti a lungo termine:

Studio Longitudinale Romano

Studio Longitudinale Torinese

Studio Longitudinale Italiano

Mentre i risultati del primo studio sono stati già pubblicati (Cesaroni G. *et al.*, 2012, Cesaroni G. *et al.*, 2013), i risultati preliminari degli altri due sono stati recentemente presentati al convegno internazionale di Epidemiologia Ambientale (ISEE) a Roma a settembre 2016 e sono in corso di pubblicazione (Gandini M. *et al.*, 2016; Demaria M. *et al.*, 2016; Scarinzi C. *et al.*, 2016).

Infine altre 3 coorti sono state costituite nell'ambito dello studio ESCAPE, a Roma, Varese e Torino, le cui analisi sono state effettuate in ambito meta-analitico con gli altri studi europei.

A queste va infine aggiunta una coorte di bambini a Roma sui quali sono recentemente (2016) emersi rischi di ritardo cognitivo in relazione all'esposizione a concentrazioni elevate di inquinanti urbani.

Le metanalisi degli studi di coorte condotti in tutto il mondo sugli effetti a lungo termine dell'inquinamento atmosferico permette di stimare che il rischio di morte per tutte le cause aumenti tra il 6% e il 7% per ogni incremento di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nei livelli di PM_{2.5}, considerato l'indicatore più specifico degli effetti a lungo termine.

Dunque rispetto alla revisione di Pope and Dockery del 2006 si può dire che oggi le conoscenze circa la relazione tra particolato e mortalità per tutte le cause, cause cardiopolmonari e cancro del polmone sono rafforzate da studi che fugano ogni dubbio circa l'associazione con questi esiti, tanto che nel 2013 l'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) ha classificato il particolato fine come cancerogeno certo per il tumore del polmone

Tuttavia, sebbene revisioni internazionali indichino nel PM_{2.5} l'indicatore di esposizione più affidabile nella valutazione degli esiti a lungo termine dell'inquinamento atmosferico (COMEAP, 2009), molti studi evidenziano come anche la componente gassosa (in particolare gli NO_x/NO₂) abbia un ruolo non trascurabile sugli effetti respiratori a lungo termine oltre che sui già documentati effetti acuti (Graham L.M., 2004; Kampa M. *et al.*, 2008; Simkhovich B.Z. *et al.*, 2008).

La letteratura internazionale sulla vulnerabilità di anziani, bambini, soggetti con malattie croniche ed asma nei confronti degli effetti a breve termine dell'inquinamento è molto ricca, ma persistono dubbi circa la suscettibilità di queste categorie nei confronti di effetti a lungo termine. Vi sono infatti pochi studi longitudinali: i risultati degli studi pubblicati (vedi Tabelle in appendice) permettono di identificare nei bambini in età perinatale e scolare e nei soggetti già affetti da malattie croniche (IMA, stroke e BPCO) i soggetti più vulnerabili anche agli effetti a lungo termine dell'inquinamento, mentre gli anziani sono più vulnerabili agli effetti a breve termine vista la minore capacità di compenso funzionale nei confronti di cambiamenti repentini delle condizioni ambientali (Sandström T. *et al.*, 2003). Nel lungo termine la suscettibilità sembra essere determinata da una maggior frequenza, in età avanzata, delle suddette malattie croniche e dal peggioramento della qualità di vita e delle funzioni cognitive che si accompagna all'esposizione agli alti livelli di inquinanti.

I bambini di età inferiore a 1 anno esposti a livelli maggiori di inquinanti sono più a rischio di morte per cause respiratorie. Esiste probabilmente una maggiore suscettibilità alle infezioni in soggetti in cui il sistema immunitario è in via di sviluppo, ma è ragionevole pensare che incidano anche aspetti legati alla maturazione, in utero, dell'apparato respiratorio. Questo è evidenziato da studi che riportano una maggiore frequenza di malformazioni, basso peso alla nascita e ritardo di crescita intrauterina tra i nati da donne esposte a maggiori livelli di inquinanti (Sram R.J. *et al.*, 2005; Heinrich J. *et al.*, 2007; Hansen C.A. *et al.*, 2009; Matera M.M. *et al.*, 2010).

Anche in età scolare i bambini risultano comunque più suscettibili, oltre che per aspetti legati alla maturazione del sistema immunitario, anche per una minore capacità di filtrare gli agenti nocivi mediante difese aspecifiche (respirazione attraverso la bocca anziché tramite il naso) e per una maggiore esposizione rispetto agli adulti (tempo trascorso all'aria aperta). Questa maggiore vulnerabilità è misurabile non in termini di mortalità ma di prevalenza di asma o esacerbazione di sintomi respiratori. (Dixon J, 2002; Committe pediatric, 2004; McConnell R. *et al.*, 2006; Heinrich J. *et al.*, 2007).

Tra i soggetti affetti da malattie cardio-cerebrovascolari e BPCO, invece, la suscettibilità sembra essere legata alle proprietà tossicologiche degli inquinanti e in particolare alla capacità delle particelle più piccole (PM_{2.5}) di entrare nel torrente circolatorio e indurre una risposta infiammatoria che dunque non sarebbe limitata solo alle vie aeree ma concorrerebbe allo sviluppo di placche aterosclerotiche, ad una maggiore trombofilia, ad alterazioni della risposta autonoma (Balduzzi M., 2003; Pope C.A. *et al.*, 2006; Simkhovich B.Z. *et al.*, 2008; Franchini M. *et al.*, 2010).

Risulta più complicato spiegare la maggiore suscettibilità agli effetti a lungo termine degli inquinanti tra le donne e i non fumatori. Tra le donne si può ipotizzare una maggiore suscettibilità genetica (Pope C.A. *et al.*, 2006) o una minore capacità di neutralizzare gli agenti tossici, anche se in alcuni contesti giocano un ruolo l'inquinamento *indoor*, l'esposizione al radon e fattori nutrizionali (Chang C.C., 2009), mentre per i non fumatori in realtà la maggiore suscettibilità si deduce da uno studio su una coorte di avventisti americani che potrebbero presentare una stima di effetto (mortalità per cancro del

polmone) maggiore rispetto ad altre coorti anche perché l'esposizione all'aria aperta potrebbe essere maggiore (secondo le prescrizioni religiose di una vita il più possibile a contatto con la natura) (Abbey D.E. *et al.*, 1999) e su rilievi clinici soggettivi di un altro studio che potrebbero essere giustificati da una sottovalutazione di alcuni sintomi considerati normali da parte dei fumatori rispetto ai non fumatori (Zemp E. *et al.*, 1999).

Infine lo stato socioeconomico è stato chiamato in causa da diversi studi come fattore di modificazione o confondimento (prevalentemente in studi sugli effetti a breve termine) ma in realtà non esistono conclusioni generalizzabili sul *pattern* di esposizione o suscettibilità agli inquinanti per i soggetti economicamente svantaggiati: studi condotti in contesti diversi hanno evidenziato che l'esposizione maggiore talvolta si ha sia in quartieri più ricchi sia in quartieri più svantaggiati (Deguen S. *et al.*, 2010).

In conclusione si può dire che gli effetti a lungo termine dell'inquinamento evidenziano un incremento significativo della mortalità per tutte le cause, cause cardiopolmonari e cancro del polmone non trascurabile soprattutto se si pensa che i RR sono calcolati per ogni incremento di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nei livelli di inquinanti quando già è difficile rispettare, almeno in Italia, gli attuali valori limite annuali, di $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (sia per il PM10 che per l'NO₂).

Tabella 1 - Caratteristiche degli studi di coorte sugli effetti a lungo termine dell'inquinamento atmosferico inclusi nella revisione di Pope e Dockery del 2006. - *Features of Cohort studies about air pollution long-term health effects included in 2006 Pope and Dockery review.*

TAB. 1.1 STUDI GIÀ INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – AMERICANI. AMERICAN STUDIES

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
<i>Dockery et al, 1993</i> <i>Six-Cities</i>	U.S.A. Multicentrico, 6 città: Portage (Wis), Topeka (Kans), Waterown (Mass), Harriman (Tenn), Steubenville (Ohio) e St. Louis Popolazione generale	8 111 soggetti bianchi di età 25-74 aa reclutati tra il 1974-77 Al baseline: • Età media 50 aa • BMI medio 25,8 kg/m ² • Fumatori: 33-40% • ex-fumatori: 21-25% • alta istruzione: 12-45%	14-16 anni (1974-1991)	media cittadina di periodo dei livelli si inquinanti misurati con centraline al centro di ogni città Tra città più e meno inquinata range di: PM10: 18,2-46,5 µg/m ³ (misurazione tra il 1979-85) PM2.5: 11,0-29,6 µg/m³ (misurazione tra il 1979-85) Solfato particelle: 4,8-12,8 µg/m ³ (misurazione tra il 1977-85) SO ₂ : 1,6-24 ppb (misurazione tra il 1979-84) (4-63 µg/m ³) NO ₂ : 6,1-21,9 ppb (misurazione tra il 1977-85) O ₃ : 19,7-28 ppb (misurazione tra il 1977-85)	<ul style="list-style-type: none"> • età • sesso • BMI • fumo (presente e pregresso) • istruzione 	RR tra città più inquinata e meno inquinata per: PM10 PM2.5 Solfato particelle RR tra città complessivamente più inquinata (Steubenville) e meno inquinata (Portage) nei livelli di PM2.5	1.27 (1.08-1.48) 1.26 (1.08-1.47) 1.26 (1.08-1.47) 1.26 (1.08-1.47) 2.00 (1.51-2.65)^a 1.39 (1.10-1.75)^b	- - - 1.37 (1.11-1.68) 2.30 (1.56-3.41)^a 1.52 (1.10-2.10)^b	- - - 1.37 (0.81-2.31) 8.00 (2.97-21.6)^a 2.54 (0.90-7.18)^b
<i>Laden et al, 2006</i> <i>Six-Cities</i>	U.S.A. Multicentrico, 6 città: Portage (Wis), Topeka (Kans), Waterown (Mass), Harriman (Tenn), Steubenville (Ohio) e St. Louis Popolazione generale	8 096 soggetti bianchi di età 25-74 aa reclutati tra il 1974-77 Al baseline: • Età media 50 aa • BMI medio 25,8 kg/m ² • Fumatori: 33-40% • ex-fumatori: 21-25% • alta istruzione: 12-45%	24 anni (1974-1998)	media cittadina di PM2.5 per tutto il periodo (1974-1998) e poi per periodi separati (1980-85 e 1990-1998) PM2.5 media cittadina misurata nel 1979-87 e stimata nel periodo 1985-1998: coeff. di correlazione tra PM2.5 misurato e stimato nel periodo di sovrapposizione (1985-87) è 0,93 Tra città più e meno inquinata range di PM2.5 Nel 1974-1989: 11.4-29 µg/m³ Nel 1990-1998: 10.2-22 µg/m³	<ul style="list-style-type: none"> • età • sesso • BMI • fumo (presente e pregresso) • istruzione 	RR per ogni aumento di 10 µg/m³ di PM2.5 (media di tutto il periodo 1974-98)	1.16 (1.07-1.26)	1.28 (1.13-1.44)^c 1.08 (0.79-1.49) ^d	1.27 (0.96-1.69)

^a in fumatori - ^b in ex- fumatori - ^c mortalità solo per cause cardiovascolari - ^d mortalità solo per cause respiratorie

TAB. 1.2 STUDI GIÀ INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – AMERICANI. AMERICAN STUDIES

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	Cancro polmone
Pope et al, 2002 ACS-CPS-II American Cancer Society	U.S.A. Multicentrico, 51 aree metropolitane Popolazione generale	292 223 persone (per cui disponibili dati su PM2.5) e 552 138 (per cui disponibili dati sui solfati) con età al reclutamento (1982) di età > 30 aa Al baseline: <ul style="list-style-type: none"> • età media 57 ± 11 aa • BMI medio 25 ± 4 kg/m² • Donne: 57% donne • Bianchi: 94% bianchi • Alta istruzione: 31% • Fumatori: 22% • Ex fumatori: 30% 	16 aa (1982-1998)	assegnazione a livello di area metropolitana di una concentrazione media di periodo di ogni inquinante misurata con centraline Per i PM2.5 si è fatta una media tra le concentrazioni rilevate nel 1979-83 (circa 21 µg/m³) e 1999-2000 (14 µg/m³) Media di PM2.5 tra i due periodi: 17,7 ± 3,7 µg/m³ PM10 media nel 1982-88: 28.8 ± 5.9 µg/m ³ TSP 68 ± 16 (nel 1980-81), 73.7 ± 14.3 (nel 1979-83) e 56.7 ± 13 (1982-98) µg/m ³ SO2 9.7 ± 4.9 ppb nel 1980, 6.7 ± 3 ppb nel 1982-98 NO ₂ 27.9 ± 9.2 ppb nel 1980 e 21.4 ± 7 ppb nel 1982-98 CO 1.7 ± 0.7 ppm nel 1980 e 1.1 ± 0.4 ppm nel 1982-98 O ₃ 47.9 ± 11 ppb nel 1980, 45.5 ± 7.3 ppb nel 1982-98 e 59.7 ± 12.8 ppb nel 1982-98	<ul style="list-style-type: none"> • Età • Sesso • Razza • stato civile • BMI • alcool • fumo (presente e pregresso) • fumo passivo • dieta • Istruzione • esposizione occupazionale 	RR per ogni aumento di 10 µg/m³ di PM2.5 (media dei due periodi)	1.06 (1.02-1.11) 2.58^a	1.09 (1.03-1.16) 2.89^a	1.14 (1.04-1.23) 14.80^a
Jerrett et al, 2005 ACS-CPS-II American Cancer Society	U.S.A. Città-specifico: limitato a Los Angeles Popolazione generale	22 905 soggetti della coorte ACS solo in Los Angeles	18 anni (1982-2000)	assegnazione esposizione su piccola scala a livello di zip code (35 000 persone, 22,5 km ²) per interpolazione a partire da 23 centraline per il PM2.5 e 42 centraline per O ₃ misurazioni eseguite nel 2000 PM2.5 range 9-27 µg/m ³	controllo per 44 covariate individuali: stili di vita, fumo, dieta, istruzione, occupazione	RR per ogni aumento di 10 µg/m³ di PM2.5	1.17 (1.05-1.30)	1.12 (0.97-1.30)	1.44 (0.98-2.11)

^a in fumatori di più di 22 di sigarette/die per 33.5 anni che hanno iniziato prima dei 18 aa ($p < 0.001$)

TAB. 1.3 STUDI GIÀ INCLUSI NELLA *REVIEW* DI POPE E DOCKERY – AMERICANI. *AMERICAN STUDIES*

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
Finkelstein et al, 2004 Ontario	Canada, Città-specifico: Hamilton-Burlington Reclutamento in ospedale tra persone con patologie respiratorie	5 228 persone di età > 40 aa con patologie respiratorie reclutate durante l'esecuzione di test di funzione polmonare tra il 1985-1992 <ul style="list-style-type: none"> età media 57. 5-65.4 aa Diabete nel 13.8-19.2% cardiopatia ischemica nel 25.5-41.9% % BMI medio: 27.3-29.3 ± 6.2 kg/m² Reddito medio 46 mila \$ 	8 aa (1992-1999)	Stima a livello di zip code da modello a partire da 52 centraline per TSP (1992-94) e 28 centraline per SO ₂ (1993-95) 2 Categorie: esposizione alta e bassa in base a sopra/sotto il livello mediano TSP mediano: 41 µg/m ³ (IQR: 13) SO ₂ medio: 4,6 ppb (IQR: 1,3) Reddito stratificato in basso e alto a seconda della mediana di 46 mila \$ (media delle aree a basso reddito: 34 mila \$, media delle aree ad alto reddito: 64 mila \$)	<ul style="list-style-type: none"> Età Sesso BMI diagnosi di malattie polmonari croniche funzione polmonare (FVC, FEV1) diabete malattie cardiache croniche stratificazione per reddito ed esposizione a livello di zip code <ul style="list-style-type: none"> non informazioni sul fumo 	RR di mortalità in aree a maggiore esposizione a TSP vs aree con minore esposizione a parità di basso reddito a parità di alto reddito RR di mortalità in aree a maggiore esposizione a SO ₂ vs aree con minore esposizione a parità di basso reddito a parità di alto reddito	1.14 (1.07-1.20) 1.04 (1.01-1.06) 1.18 (1.11-1.26) 1.03 (0.83-1.28)	- - - -	- - -
Abbey et al, 1999 AHSMOG Adventist Health Study of Smog	U.S.A. Multicentrico, 3 aree della California Comunità avventista (non fumatori)	6 338 avventisti californiani del settimo giorno, non fumatori, non ispanici arruolati nel 1977 (età 27-95 aa) <ul style="list-style-type: none"> età media 59 aa BMI medio 25 kg/m² ex fumatori: 14% femmine e 36% maschi hanno vissuto con fumatori: 48% femmine e 34% maschi esposizione occupazionale per più di 10 aa: 0.4% femmine e 10% maschi consumo di alcolici: 6% femmine e 10% maschi attività fisica intensa: 35% femmine e 44% maschi mal croniche: 33% maschi e 30% femmine 	15 anni (1977-1992)	Stima della media di periodo (1966-1992), per SO ₄ 1977-1992, a partire da indici mensili di inquinanti derivati da 348 centraline interpolati con centroide del zip code (purchè entro 50 km dalla centralina) secondo la storia residenziale o occupazionale individuale, poi cumulate e pesate nel tempo PM10 prima del 1987 stimato a partire dal TSP PM10 media 51.24 ± 16.63 µg/m ³ SO ₄ media 7,2 µg/m ³ ± 2.55 SO ₂ media 5.6 ppb ± 2.8 (7-22) µg/m ³ O ₃ media 26.1 ppb ± 7.6 NO ₂ media 36.8 ppb ± 12.99	<ul style="list-style-type: none"> età sesto BMI fumo pregresso e passivo istruzione esposizione occupazionale 	RR calcolato considerando tra esposti e non esposti una differenza di un range interquartile di: PM10 (IQR 24.08 µg/m ³) SO ₄ (IQR 2.97 µg/m ³) SO ₂ (IQR 3.72 ppb) O ₃ (IQR 12.03 ppb) NO ₂ (IQR 19.78 ppb)	1.11 (0.98-1.26) ^a 0.94 (0.84-1.04) ^b 1.05 (0.95-1.16) ^a 0.94 (0.86-1.02) ^b 1.05 (0.94-1.18) ^a 1.00 (0.91-1.10) ^b 1.09 (0.95-1.25) ^a 0.95 (0.85-1.06) ^b 1.03 (0.91-1.17) ^a 0.99 (0.89-1.11) ^b	1.10 (0.94-1.30) ^a 0.92 (0.80-1.05) ^b 1.05 (0.28-3.94) ^a 0.97 (0.87-1.08) ^b 1.01 (0.87-1.18) ^a 1.02 (0.90-1.15) ^b 1.08 (0.91-1.29) ^a 0.97 (0.84-1.12) ^b 1.01 (0.86-1.19) ^a 1.03 (0.90-1.18) ^b	3.36 (1.57-7.19) ^a 1.33 (0.60-2.96) ^b - - 1.99 (1.24-3.20) ^a 3.01 (1.88-4.84) ^b 2.10 (0.99-4.44) ^a 0.77 (0.37-1.61) ^b 1.82 (0.93-3.57) ^a 2.81 (1.15-6.89) ^b

^a maschi - ^b femmine

TAB. 1. 4 STUDI GIÀ INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – EUROPEL. EUROPEAN STUDIES

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)			
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone	
<i>Filleul et al, 2005</i> PAARC <i>Pollution Atmosphérique et Affections Respiratoires Chroniques</i>	Francia, multicentrico 24 aree da 7 città francesi (Bordeaux, Lille, Lyon, Marseille, Mantes la Jolie, Rouen, Toulouse) ma analisi su 18 aree escludendo le 6 aree in cui misurazioni da centraline erano traffico dipendenti Popolazione generale	14 284 adulti di età 25-59 aa arruolati nel 1974 e residenti da almeno 3 anni in ogni area • età media: 42.2 aa • fumatori: 38.4% • fumo passivo: 22.1% • ex fumatori: 11.2% • non fumatori: 28.3% • BMI normopeso 58.6% • sovrappeso o obesi 26.5% • esposizione occupazionale 23.5% • educazione elementare: 34.5% • secondaria: 48.7% • universitaria 16.8%	17 aa (1974-2001)	esposizione misurata in 24 aree con una centralina al centro di ciascuna area (0.5-2.3 km) in 7 città negli anni 1974-76 (tranne i solfati, misurati per periodi più brevi: 12-36 mesi). Si è stabilita una media di periodo (1974-76) Analisi limitata a 18 aree (escluse 6 aree in cui centraline traffico-dipendenti dove il rapporto NO/NO2 < 3 ppb) i soggetti reclutati vivevano entro 2.3 km dalla centralina SO ₂ : range 17-85 µg/m ³ TSP range 45-243 µg/m ³ BS: stimato a partire da TSP, range 18-152 µg/m ³ correlazione BS/TSP=0.87 NO ₂ range 12-61 µg/m ³	• Età • Sesso • BMI • Fumo • Istruzione • Esposizione occupazionale	RR di mortalità per ogni aumento di 10 µg/m ³ di	1.05 (1.02-1.08)	1.06 (1.01-1.12)	1.00 (0.92-1.10)	
						TSP				
						BS				
						NO ₂				
						NO				
						SO ₂				
RR di mortalità per fumatori (≥ 20 g/die) vs non fumatori in 24 aree	2.65 (2.34-2.99)	2.51 (1.94-3.26)	26.59 (12.12-58.35)							
<i>Hoek et al, 2002</i> NLCS <i>National Cohort Study on Diet and Cancer</i>	Olanda Multicentrico, 204 comuni Case-cohort Popolazione generale	120 852 soggetti di età 55-69 aa al momento dell'arruolamento (1986) Per l'analisi si sono usati i dati della subcoorte di 4492 soggetti per cui fossero complete le informazioni su stile di vita e indirizzo • Uomini: 46% • età media: 61 aa • fumatori: 27% • ex fumatori: 35% • istruzione < secondaria: 31% • BMI medio: 24.8 (23.1-26.8) kg/m ² • consumo medio di alcool: 4.1 g/die	8 aa (1986-1994)	Stima della concentrazione media regionale e urbana nel periodo 1987-90: interpolazione tra i dati di NO ₂ e BS disponibili da centraline e indirizzo ricostruito con sistemi georeferenziati. Esposizione assegnata a livello di postal code area (circa 10 000 persone) secondo l'indirizzo del 1986 Inoltre indicatore della distanza da strada principale (entro 100 o 50 m: esposti) BS media: 15.5 µg/m ³ , range: 9.6-35.8; range 5°-95° percentile: 10.6-19.9 NO ₂ media: 36.6 µg/m ³ ; range: 14.7-67.2; range 5°-95° percentile: 20.3-50.7	• età • sesso • BMI • fumo attivo e passivo • istruzione • occupazione • livello socioeconomico (ecologico) inoltre dieta e alcool (in realtà poi non inclusi nel modello perchè non modificavano l'associazione)	RR calcolato per cambiamenti nelle concentrazioni di inquinanti dal 5° al 95° percentile (arrotondando BS a 10 e NO ₂ a 30 µg/m ³):	BS	1.32 (0.98-1.78)	1.71 (1.10-2.67)	-
							BS con indicatore di prossimità alla strada principale			
							NO ₂			
							NO ₂ con indicatore di prossimità alla strada principale			
							BS			
							BS con indicatore di prossimità alla strada principale			
NO ₂										
NO ₂ con indicatore di prossimità alla strada principale	1.41 (0.94-2.11)	1.94 (1.08-3.48)	-							

TAB. 1. 5 STUDI SULLA VULNERABILITÀ DI ALCUNI SOTTOGRUPPI GIÀ INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – ANZIANI. STUDIES ABOUT ELDERLY

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
Miller et al, 2007 <i>WHI</i> <i>Women Health Initiative</i>	U.S.A. Multicentrico, 36 aree metropolitane statunitensi Solo donne in post-menopausa	58 610 donne in postmenopausa senza comorbidità (mal. cardiovascolari, stroke, demenza, mal. mentali e alcolismo) di età 50-79 aa al reclutamento (1994-98) <ul style="list-style-type: none"> età media 63 aa bianche: 83% fumatrici: 6% mai fumato: 50% BMI circa 27 kg/m² Istruzione < secondaria circa 5% Reddito medio < 20000 \$: circa 15% 	mediano: 6 aa Dal 1994-1998 al 2003	Assegnazione della media annuale (nel 2000) di inquinanti registrata da 573 centraline (in media 20 centraline in ogni città) sulla base della centralina più vicina alla residenza di ogni soggetto sulla base di un centroide con scala a livello di ZIP code Incluse solo le donne che vivevano entro 48 km da una centralina PM2.5 media 13.5 ± 3.7 µg/m³ (range 3.4-28.3)	<ul style="list-style-type: none"> Età razza BMI Fumo Istruzione Reddito PAO sistolica diabete, ipertensione o ipercolesterolemia. 	RR per ogni aumento di 10 µg/m³ di PM2.5	-	1.76 (1.25-2.47)^a 1.24 (1.09-1.41)^b	-
Enstrom et al, 2005 <i>CA CPS I</i> <i>California Cancer Prevention Study</i>	U.S.A. Multicentrico: California (25 aree) Anziani	49 975 anziani arruolati nel 1959 e ancora vivi nel 1972 informazioni sullo stile di vita raccolte nel 1959, 1972 e 1999. Al baseline: <ul style="list-style-type: none"> età media: 65 aa bianchi 99% alta istruzione: 72% (maschi) e 77% donne residenti in aree urbane: 98% attività fisica moderata-intensa: 72% (maschi) e 80% (donne) fumatori: circa 23% mal cardiov. o cancro: 10% 	Circa 30 aa 1973-2002	centraline , residenza assegnata a partire dalla patente nel 1972 PM2.5 misurato nel periodo 1979-83 (Inhalable Particulate Monitoring Network) PM2.5 medio 23.4 µg/m³ (range 10.6-42.9 µg/m³)	<ul style="list-style-type: none"> Età Sesso Razza stato civile BMI Fumo attiv. Fisica dieta Istruzione esposiz. Occupazionale 	RR per ogni aumento di 10 µg/m³ di PM2.5	1.04 (1.01-1.07)^c 1.00 (0.98-1.02) ^d 1.01 (0.99-1.03) ^e 1.07 (1.02-1.1)^f 1.06 (1.01-1.11)^g	-	-
Lipfert et al, 2006 <i>EPRI - Washington University Veterans Cohort Mortality Study VA (Veterans Administration)</i>	U.S.A. Multicentrico: 32 ospedali per veterani di guerra seguiti dai Veterans Administration hospitals solo uomini anziani e ipertesi	28 729 uomini della coorte originaria (1976) sopravvissuti nel 1997 caratteristiche al baseline: <ul style="list-style-type: none"> età media 51.2 ± 13 aa BMI medio 26.3 ± 4.5 Fumatori 81% Afroamericani 35% PAO media 148/96 mmHg stato socioeconomico omogeneo (basso) 	4 aa 1997-2001	esposizione assegnata al centro medico (non necessariamente coincidente con la residenza) PM2.5 misurati con metodo gravimetrico nel 1999-2000 (media 14.6 ± 3.1 µg/m³) traffico (media annuale di veicoli-km transitanti per zona: 1.92 (± 1.65)* 10⁶ VKTA (veicoli/km² anno))	A livello individuale: <ul style="list-style-type: none"> Età Razza altezza fumo BMI A livello di zip code: <ul style="list-style-type: none"> Reddito istruzione A livello di stato: <ul style="list-style-type: none"> clima 	RR per ogni aumento di 24.19 VKTA 10 µg/m³ PM2.5	1.035 (0.99-1.08) 1.026 (0.92-1.15)	- -	- -

^a l'outcome è rappresentato dalla sola mortalità per cause cardiovascolari - ^b l'outcome in questo caso non è rappresentato dalla sola mortalità ma da *eventi cardiovascolari* (compresi i ricoveri o gli interventi di rivascolarizzazione): IMA, stroke, rivascolarizzazione coronarica, morte per patologia cardiaca certa o possibile e patologia cerebrovascolare - ^c entrambi i sessi nella prima decade (1973-1982) - ^d entrambi i sessi nel secondo periodo (1983-2002) - ^e entrambi i sessi in tutto il periodo (1972-2002) - ^f mortalità in soggetti con istruzione < 12 aa - ^g mortalità in soggetti ex fumatori

TAB. 1.6 STUDI SULLA VULNERABILITÀ DI ALCUNI SOTTOGRUPPI GIÀ INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – BAMBINI. STUDIES ABOUT CHILDREN

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
<i>Woodruff et al, 1997</i>	U.S.A. Multicentrico, 86 aree metropolitane statunitensi con più di 100 000 abitanti escludendo Stati in cui i certificati di morte non fornissero informazioni complete sulla residenza e i fattori di rischio materni Bambini < 1 aa	4 milioni di bambini di età < 1 aa nati nel 1989-91 <ul style="list-style-type: none">Bianchi: 73%Istruzione materna < 12 aa: 21.2%Madri non sposate: 30%Fumo materno: circa 17%	Mortalità postneonatale (dal 28° giorno di vita al termine del 1° anno) In nati nel 1989-91	media PM10 misurati da centraline a livello di area metropolitana (MSA) nei primi 2 mesi di vita del bambino range totale PM10 11.9-68.8, (media 31.4 ± 7.8) µg/m ³ suddiviso in terzi (alta/media/bassa esposizione) secondo i cut-off di 28 e 40 µg/m ³	<ul style="list-style-type: none"> • peso alla nascita (basso/normale se < o > 2500 g) • razza madre • stato civile genitori • fumo durante gravidanza • istruzione madre • temperatura media ambientale nei primi 2 mesi di vita • mese di nascita 	OR di mortalità postneonatale calcolato per i neonati per gli esposti al terzile di esposizione più alto vs il terzile più basso di PM10 OR di mortalità postneonatale calcolato per ogni aumento di 10 µg/m ³ di PM10	1.10 (1.04-1.16)	1.40 (1.05-1.85) ^a 1.18 (0.86-1.61) ^b 1.26 (1.14-1.39) ^c	-
							1.04 (1.02-1.07)	1.20 (1.06-1.36) ^a 1.05 (0.91-1.22) ^b 1.12 (1.07-1.17) ^c	-
<i>Woodruff et al, 2006</i>	U.S.A. Multicentrico, solo in California Bambini < 1 aa Caso-controllo	Bambini di età < 1 anno appaiamento di 788 casi e 3 089 controlli per periodo di nascita e categoria di peso <ul style="list-style-type: none">Bianchi: 38%Età media madre 28 aaIstruzione materna < 12 aa: 31%Madri non sposate: 31%	Mortalità postneonatale (dal 28° giorno di vita al termine del 1° anno) In nati nel 1999-2000	PM2.5 misurato da centraline (residenza madre entro 5 miglia) tra il 1999 e il 2001: media di PM2.5 nel periodo tra la nascita e la morte (stesso periodo usato per i controlli) PM2.5: IQR 11.1-23.9 µg/m ³ 73 centraline in 39 aree	<ul style="list-style-type: none"> • appaiamento per periodo di nascita e categoria di peso • età materna • stato civile genitori • parità • razza • istruzione madre non aggiustamento per l'abitudine materna al fumo	OR di mortalità postneonatale calcolato ogni aumento di 10 µg/m ³ di PM2.5	1.07 (0.93-1.24)	2.13 (1.12-4.05) ^d 0.82 (0.55-1.23) ^e	-
<i>Goss et al, 2004</i> CFF NPR Cystic Fibrosis Foundation National Patient Registry	U.S.A. Multicentrico Soggetti in età pediatrica con fibrosi cistica	11 484 soggetti con fibrosi cistica di età > 6 aa reclutati nel 1999-2000 <ul style="list-style-type: none">età media 18.4 aabianchi 96%insufficienza pancreatica: 93%assicuraz. Privata: 59%assicuraz. Governativa: 40%	Più di 2 esacerbazioni/anno nel 2000 (definita sulla base di FEV1, coltura escreato, enzimi pancreatici)	esposizione assegnata a livello di zip code (entro 30 miglia dalla centralina): medie annuali nel 2000 PM10 media 24.8 ± 7.8 µg/m ³ PM2.5 media 13.7 ± 4.2 µg/m ³ SO ₂ media 4.91 ppb ± 2.6 O ₃ media 51.0 ppb ± 7.3 NO ₂ media 17.1 ppb ± 7.7 CO media 0.692 ppm ± 0.295	<ul style="list-style-type: none"> • età • sesso • peso • razza • colonizzazione vie aeree da P.aeruginosa e B cepacia • funzione pancreatica • reddito (assicurazione) • stagione (solo per l'O₃) 	OR di avere più di 2 esacerbazioni/anno nel 2000 per ogni aumento di 10 µg/m ³ del PM10 10 µg/m ³ del PM2.5 10 ppb del O ₃ 10 ppb del NO ₂ 10 ppb del SO ₂ 1 ppm del CO	-	1.08 (1.02-1.15)	-
							-	1.21 (1.07-1.33)	-
							-	1.10 (1.03-1.17)	-
							-	0.98 (0.91-1.07)	-
							-	0.83 (0.71-1.01)	-
							-	1.02 (0.85-1.22)	-
							-		-

^a OR di mortalità postneonatale per cause respiratorie tra bambini di peso normale alla nascita

^b OR di mortalità postneonatale per cause respiratorie tra bambini di basso peso alla nascita

^c OR di mortalità postneonatale per SIDS tra bambini di peso normale alla nascita

^d mortalità per cause respiratorie

^e mortalità per SIDS

Tabella 2. Caratteristiche degli studi di coorte sugli effetti a lungo termine dell'inquinamento atmosferico non inclusi nella revisione di Pope e Dockery del 2006. *Features of Cohort studies about air pollution long-term health effects not included in 2006 Pope and Dockery review*

TAB. 2.1 STUDI DI COORTE NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – EUROPEI. EUROPEAN STUDIES

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
<i>Nafstad et al, 2004</i>	Norvegia città-specifico (Oslo) solo uomini	16 209 uomini residenti ad Oslo nel 1972-73 • età 40-49 aa all'arruolamento	24 aa (1974-98)	esposizione attribuita a livello individuale a partire da medie annuali (in parte stimate per SO ₂) nel periodo 1974-98 per: NO _x (media annuale 11.5 µg/m ³ nel 1974 e 21.7 nel 1995 senza particolari trend) SO ₂ (media annuale 16 µg/m ³ nel 1974 e 2.4 nel 1995 con trend in decremento di 7 volte) anche misura dell'intensità di traffico	<ul style="list-style-type: none"> età fumo attività fisica istruzione occupazione e gruppo di rischio per mal. cardiovascolari 	RR per ogni ↑ di 10 µg/m³ di: NO _x SO ₂	1.08 (1.06-1.11) 0.98 (0.96-1.01)	1.16 (1.06-1.26)^a 1.08 (1.03-1.12)^b 1.04 (0.94-1.15) ^c 1.03 (0.93-1.14) ^a 0.95 (0.91-0.99) ^b 1.02 (0.93-1.12) ^c	1.11 (1.03-1.19) 1.00 (0.93-1.08)
<i>Næss et al, 2007</i>	Norvegia, città-specifico (Oslo) uomini e donne > 50 aa	tutti gli abitanti di Oslo con età 51-90 aa nel 1992 (143 842 soggetti)	6 aa (1992-98)	media nel periodo 1992-95 per ognuna delle 470 aree di Oslo stimata con modello di dispersione (AirQUIS) a partire da media oraria misurata con centraline per PM2.5 media 15 µg/m ³ (range 6.56-22.34, quartili sulla base dei cut-off 11.45, 14.25 e 18.43) PM10 media 19 µg/m ³ (range 6.57-30.13, quartili sulla base dei cut-off 13.33, 19.18 e 23.74) NO ₂ media 39 µg/m ³ (range 1.94-73.16, quartili sulla base dei cut-off 27.32, 42.06 e 49.07)	<ul style="list-style-type: none"> età: stratificazioni in 2 categorie (51-70 e 71-90 aa) sexo istruzione classe occupazionale 	RR per il quartile di esposiz. più alto vs il più basso di: PM2.5 in uomini di età 51-70 aa PM2.5 in uomini di età 71-90 aa PM2.5 in donne di età 51-70 aa PM2.5 in donne di età 71-90 aa PM10 in uomini di età 51-70 aa PM10 in uomini di età 71-90 aa PM10 in donne di età 51-70 aa PM10 in donne di età 71-90 aa NO ₂ in uomini di età 51-70 aa NO ₂ in uomini di età 71-90 aa NO ₂ in donne di età 51-70 aa NO ₂ in donne di età 71-90 aa	1.44 (1.32-1.58) 1.18 (1.10-1.26) 1.41 (1.27-1.57) 1.11 (1.05-1.17) - - - - - - - -	1.10 (1.05-1.16)^d 1.27 (1.11-1.47)^e 1.05 (1.01-1.08)^d 1.10 (1.00-1.21)^e 1.14 (1.06-1.21)^d 1.09 (0.94-1.25) ^c 1.03 (1.00-1.05)^d 1.05 (0.96-1.16) ^e 1.09 (1.04-1.15)^d 1.29 (1.12-1.48)^e 1.04 (1.01-1.08)^d 1.08 (0.98-1.18) ^c 1.11 (1.04-1.19)^d 1.06 (0.92-1.22) ^e 1.01 (0.99-1.04) ^d 1.08 (0.98-1.19) ^c 1.08 (1.04-1.13)^d 1.21 (1.05-1.39)^e 1.02 (0.99-1.05) ^d 1.04 (0.95-1.14) ^c 1.07 (1.00-1.14)^d 1.06 (0.92-1.21) ^e 1.01 (0.99-1.04) ^d 1.07 (0.97-1.17) ^c	1.07 (0.97-1.18) ^f 1.07 (0.97-1.18) ^f 1.27 (1.13-1.43)^f 1.07 (0.97-1.18) ^f 1.16 (1.02-1.32)^f 1.07 (0.97-1.18) ^f 1.08 (0.98-1.20) ^f 1.27 (1.13-1.43)^f 1.07 (0.97-1.18) ^f 1.09 (0.98-1.20) ^f 1.23 (1.10-1.38)^f 1.12 (0.98-1.27) ^f

^a RR di mortalità per cause respiratorie - ^b RR di mortalità per cardiopatia ischemica - ^c RR di mortalità per malattie cerebrovascolari - ^d RR di mortalità per cause cardiovascolari per ogni aumento di un quartile nell'esposizione - ^e RR di mortalità per BPCO per ogni aumento di un quartile nell'esposizione - ^f RR di mortalità per k polmone per ogni aumento di un quartile nell'esposizione

TAB. 2.2 STUDI DI COORTE NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – EUROPEI. EUROPEAN STUDIES

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
<p><i>Beelen et al, 2008</i></p> <p><i>NLCS</i></p> <p><i>National Cohort Study on Diet and Cancer</i></p>	<p>Olanda</p> <p>Multicentrico, 204 comuni</p> <p>Popolazione generale</p>	<p>Analisi sui 117 528 soggetti (97% della coorte originaria di 120 852 sogg. arruolati nel 1986) per cui si è potuto ricostruire l'indirizzo di residenza:</p> <ul style="list-style-type: none"> • età 55-69 aa al baseline <p>Tra i sopravvissuti alla fine del follow-up:</p> <ul style="list-style-type: none"> • età media: 61 aa • uomini: 45% • fumatori o ex fumatori di sigarette: 57.5% • persone che vivono in aree a basso reddito: 41% 	<p>9 aa</p> <p>(1987-1996)</p>	<p>Dati di concentrazione regionale e urbana misurati nel 1986 e stimati nel periodo 1976-1985 e 1987-96</p> <p>PM2.5 stimati a partire dai PM10 misurati nel 1992-96 sulla base di un coefficiente valido per l'Olanda</p> <p>Assegnazione dell'esposizione a livello di postal code area (circa 10 000 persone)</p> <p>Inoltre indicatore di intensità del traffico veicolare (n di veicoli in 24h) ottenuto con sistema GIS</p> <p>NO₂: differenza tra 95° e 5° percentile 30 µg/m³ range: 14.6-66.7, media 36.9 µg/m³</p> <p>BS: differenza tra 95° e 5° percentile 10 µg/m³ range: 8.7-35.8, media 16.5 µg/m³</p> <p>SO₂: differenza tra 95° e 5° percentile 20 µg/m³ range: 4.2-33.8, media 13.7 µg/m³</p> <p>PM2.5: differenza tra 95° e 5° percentile 10 µg/m³ range: 23-36.8, media 28.3 µg/m³</p> <p>intensità di traffico: differenza tra 95° e 5° percentile 10000 motorvehicles/24h (mvh/24h) media 2284 mvh/24h sulla strada più vicina (1-104 275 mvh/24h)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Età • Sesso • fumo attuale e pregresso • livello socioeconomico (ecologico) 	<p>RR per ogni ↑ di un intervallo tra 5° e 95° percentile arrotondando a:</p>			
						10 µg/m ³ di BS	1.05 (1.00-1.11)	1.04 (0.95-1.13) ^a	1.03 (0.88-1.20)
						10 µg/m ³ di PM2.5	1.06 (0.97-1.16)	1.04 (0.90-1.21) ^a	1.06 (0.82-1.38)
						30 µg/m ³ di NO ₂	1.08 (1.00-1.16)	1.07 (0.94-1.21) ^a	0.91 (0.72-1.15)
						20 µg/m ³ di SO ₂	0.97 (0.90-1.05)	0.94 (0.82-1.06) ^a	1.00 (0.79-1.26)
						10 000 mvh/24 h nell'intensità di traffico della strada più vicina	1.03 (1.00-1.08)	1.05 (0.99-1.12) ^a	1.07 (0.96-1.19)

^a mortalità per cause cardiovascolari - ^b mortalità per cause respiratorie

TAB. 2.3 STUDI DI COORTE NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – EUROPEI. EUROPEAN STUDIES

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
<p><i>Raaschou-Nielsen et al, 2011</i></p> <p>DDCH</p> <p><i>Danish Diet and Cancer Health cohort study</i></p>	<p>Danimarca</p> <p>Multicentrico su 2 città: Copenhagen e Aarhus</p>	<p>57 053 soggetti di età 50-64 aa</p> <p>analisi su 52 970 soggetti della coorte (57 053 persone reclutate nel 1993-1997) dei quali sono ricostruibili storia residenziale, esposizione e stili di vita</p> <ul style="list-style-type: none"> età media: 56 aa alta istruzione (>8 aa): 67% esposizione occupazionale: 28% non fumatori: 63.6% fumatori: 36.4% 	<p>medio 9.6 aa</p> <p>(1993-2006)</p>	<p>concentrazione media di NO₂ e NO_x stimata da modello (AirGIS) in un periodo di 12 anni (1995-2006) a livello di indirizzo con risoluzione di 1x1 km²:</p> <p>per l' NO_x la stima è del 6% inferiore rispetto ai valori misurati (r=0.88)</p> <p>per NO₂ è del 12% inferiore inferiore rispetto ai valori misurati (r=0.67)</p> <p>intensità di traffico (espressa in termini di km percorsi da veicoli entro i 200 m dalla residenza in 24 h)</p>	<ul style="list-style-type: none"> Età Sesso fumo attivo e passivo consumo di frutta istruzione FdR occupazionali per k polmone 	<p>RR per ogni ↑ di:</p> <p>100 µg/m³ di NO_x</p> <p>Intensità di traffico entro 200 m espressa come 10000 km-veicolo/24 h</p>	-	-	1.09 (0.79-1.51)
							-	-	1.03 (0.90-1.19)
<p><i>Vineis et al, 2006</i></p> <p><i>GenAir: studio caso-controllo che comprende solo non fumatori ed ex-fumatori innestato sulla COORTE EPIC (European Prospective Investigation into Cancer and Nutrition)</i></p>	<p>Europa</p> <p>multicentrico in 10 nazioni europee (Svezia, Danimarca, Olanda, UK, Francia, Germania, Spagna, Italia, Grecia e Norvegia)</p> <p>nested case-control</p> <p>solo fumatori o ex fumatori stabilmente da almeno 10 aa</p>	<p>271 casi di cancro del polmone e 737 controlli (3 controlli per ogni caso)</p> <p>Coorte EPIC: 500 000 volontari sani 35-74 aa reclutati nel 1993-1998</p> <ul style="list-style-type: none"> età media 60 aa bassa istruzione 33% non fumatori 54% ex fumatori 46% 	<p>mediano 7 aa</p>	<p>media misurata nel periodo 1990-99 da centraline (assegnazione dell'esposizione in base alla centralina più vicina) per</p> <p>NO₂ range 12-64.7 µg/m³</p> <p>O₃ range 25.8-66.6 µg/m³</p> <p>PM10 range 19.9-73.4 µg/m³</p> <p>SO₂ range 1.1 - 30.6 µg/m³</p> <p>prossimità a strada intensamente trafficata o meno (definita sulla base di un cut-off di 10 -20 000 veicoli/14 h) da mappe</p>	<p>matching (3 controlli per ogni caso) sulla base di:</p> <ul style="list-style-type: none"> età (± 5 aa) sesso fumo nazione tempo trascorso tra reclutamento e diagnosi <p>L'analisi della distanza da strada trafficata e degli inquinanti atmosferici effettuata secondo dei cut-off definiti (vedi note) è stata controllata anche per:</p> <ul style="list-style-type: none"> BMI Istruzione consumo di frutta e verdura consumo di carne alcool attività fisica 	<p>OR per ogni ↑ di 10 µg/m³ di:</p> <p>PM10</p> <p>NO₂</p> <p>SO₂</p> <p>OR per chi risiede in</p> <p>prossimità di strada intensamente trafficata vs non trafficata</p>	-	-	0.91 (0.70-1.18) 1.05 (0.65-1.69) ^a
							-	-	1.14 (0.78-1.67) 1.56 (1.13-2.16)^b
							-	-	1.08 (0.89-1.30) 1.15 (0.92-1.43) ^c
							-	-	1.46 (0.89-2.40)

^a OR calcolato confrontando gli esposti a PM10 ≥ 27 vs < 27 µg/m³ - ^bOR calcolato confrontando gli esposti a NO₂ ≥ 30 vs < 30 µg/m³ - ^cOR calcolato confrontando gli esposti a SO₂ ≥ 11 vs < 11 µg/m³

TAB. 2.3 STUDI DI COORTE NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – EUROPEI. EUROPEAN STUDIES

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
<p><i>Yap et al, 2012</i></p> <p><i>Renfrew/Paisley</i></p> <p><i>Collaborative</i></p>	<p>Scozia</p> <p>Multicentrico</p>	<p>analisi su 2 Coorti distinte:</p> <p>1. Renfrew/Paisley: 15 331 sogg. di 45-64 aa</p> <ul style="list-style-type: none"> • età media: 54.3 • basso SES: 33% • non fumatori: 33% • BMI medio: 25.8 • alto indice di deprivazione: 58% <p>2. Collaborative cohort. 6 680 lavoratori di 35-64 aa, prevalentemente uomini (85%)</p> <ul style="list-style-type: none"> • età media: 48.1 aa • basso SES: 41% • non fumatori: 20% • BMI medio: 25.1 • alto indice di deprivazione: 41% 	<p>26-28 aa</p> <p>Renfrew/Paisley:</p> <p>reclutamento tra il 1972-76</p> <p>Collaborative: reclutamento tra il 1970-73</p> <p>Follow up fino al 1998</p>	<p>BS nel periodo 1970-79 stimato da modello (MultiBS: Multilevel spatio-temporal modelling) che combina dati misurati da centraline con LAQP (Local Air Quality Predictors): altitudine, densità di abitazioni, distanza dalla strada principale e dal confine urbano più vicino) + spatial smoothing, effetti stagionali e variazioni mensili</p> <p>stime di BS:</p> <p>nella Renfrew/Paisley 6.4-28.7 µg/m³</p> <p>Collaborative: 4.6-55.3 µg/m³</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Età • Sesso • stato civile • fumo • BMI • livelli di colesterolo • PAO sistolica • classe sociale • indice di deprivazione 	<p>RR per ogni ↑ di 10 µg/m³ di BS</p> <p>Renfrew/Paisley</p> <p>Collaborative</p>	<p>1.08 (1.02-1.15)</p> <p>1.01 (0.95-1.06)</p>	<p>1.10 (1.00, 1.22)^a</p> <p>1.30 (1.04, 1.63)^b</p> <p>1.02 (0.93,1.10)^a</p> <p>0.96 (0.78,1.18)^b</p>	<p>0.99 (0.81-1.21)</p> <p>1.15 (0.98,1.34)</p>
<p><i>Cesaroni et al. 2013</i></p>	<p>Roma</p>	<p>1 265 058 abitanti città di Roma con più di 30 anni</p> <p>Nota: nello studio vi è anche una stima della curva dose-risposta</p>	<p>8.3 aa</p> <p>Ottobre 2001-Dicembre 2010</p>	<p>NO2 da modelli LUR media annuale 2007</p> <p>PM2.5 da modelli di dispersione, media annuale 2005 Griglia 1x1 km</p> <p>esposizione media NO2: 43.6 µg/m³, range 13.0-75.2 µg/m³</p> <p>esposizione media PM2.5: 23.0 µg/m³, range 7.2-32.1 µg/m³</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Età • Sesso • stato civile • luogo di nascita • istruzione • occupazione • SES come indicatore proxy di fumo 	<p>RR per ogni ↑ di 10 µg/m³ di inquinante</p> <p>NO2</p> <p>PM2.5</p>	<p>1.03 (1.02, 1.03)</p> <p>1.04 (1.03, 1.05)</p>	<p>1.03 (1.02, 1.04)^a</p> <p>1.03 (1.00, 1.06)^b</p> <p>1.06 (1.04,1.08)^a</p> <p>1.03 (0.97,1.08)^b</p>	<p>1.04 (1.02,1.07)</p> <p>1.05 (1.01,1.10)</p>
<p><i>Raaschou-Nielsen 2013</i></p> <p><i>ESCAPE</i></p> <p>(European Study of Cohorts for Air Pollution Effects)</p>	<p>Roma, Torino, Varese Atene, Stoccolma, Oslo, Austria, Copenaghen, Olanda, Spagna, Oxford</p>	<p>17 corti linked con registri tumori</p> <p>312 944 partecipanti</p> <p>Età media tra 43-73 aa</p>	<p>12.8 aa (anni 90-2011)</p>	<p>Campagne tra 2008-2011</p> <p>Modello che considera densità abitativa e traffico</p> <p>Media PM10: 13.5 (Oslo)-48.1 (Torino)</p> <p>PM2.5: 6.6 (Svezia)-31 (Torino)</p> <p>NO2: 5.2 (Svezia)-59.8 (Torino)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Età • Sesso • Tempo di calendario • Fumo att e pass • Occupazione • Stato occupazionale • Stato civile • Istruzione • Area-level SES • Consumo di frutta 	<p>HR (incidenza)</p> <p>PM10</p> <p>PM2.5 (incr di 5 µg/m³)</p> <p>NO2</p>	<p>-</p> <p>-</p> <p>-</p>	<p>-</p> <p>-</p> <p>-</p>	<p>1.22 (1.03, 1.45)</p> <p>1.18 (0.96, 1.46)</p> <p>0.99 (0.93, 1.06)</p>

^a solo cause cardiovascolari - ^b solo cause respiratorie

TAB. 2.3 STUDI DI COORTE NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – NORD-AMERICA. AMERICAN STUDIES

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
<i>Crouse et al, 2012</i> <i>Canadian census mortality follow-up study</i>	Canada Multicentrico su tutto il territorio nazionale sia aree urbane che rurali	Subset della coorte censuaria 1991-2001 rappresentativa del 15% della popolazione canadese Analisi su 2 145 400 soggetti di età ≥ 25 aa non immigrati <ul style="list-style-type: none"> età 25-34 aa: 30% età 35-44 aa: 26% età 45-54 aa: 16% età 55-69 aa: 17% età ≥ 70 aa: 9% sposati: 73% almeno il diploma: 65% occupati: 66% reddito medio-alto: 57% aree urbane: 58% no informazioni su BMI, fumo, alcool etc.	10 aa (1991-2001)	concentrazione media di PM2.5 stimata da satellite nel periodo 2001-2006 su una griglia con risoluzione 10Km x10Km: (correlazione tra stime da satellite e misure da centraline del PM2.5 è soddisfacente: in USA e Canada r=0.77) esclusi i territori del nord disabitati (no PM2.5) PM2.5(media 8.7µg/m³) min 1.9 max 19.2 µg/m³ range interquartile 6.2 µg/m³	Covariate individuali: <ul style="list-style-type: none"> Età Sesso etnia (origine nativi o no) disabilità (si/no) stato civile istruzione occupazione SES residenza in area rurale/urbana + covariate ecologiche (a livello censuale): <ul style="list-style-type: none"> istruzione reddito disoccupazione 	HR per ogni ↑ di: 10 µg/m³ di PM2.5	1.15 (1.13-1.16)	1.16 (1.13, 1.19)^a	-
<i>Chen et al, 2005</i> <i>Coorte AHSMOG</i>	U.S.A. Multicentrico, 3 aree della California Comunità avventista (non fumatori)	caratteristiche coorte AHSMOG sub coorte aeroportuale: 3 769 soggetti (2 422 donne, 1 347 uomini) residenti vicino a uno dei 9 aeroporti californiani per cui erano disponibili stime di esposizione a PM2.5 durante il follow up. 530 di questi esclusi per malattie croniche al baseline (CAD, diabete, stroke) Analisi su 3 239 soggetti	22 anni (1977-1998)	Stima delle medie di periodo (1973-1998), da 348 centraline interpolati con centroide del zip code (purchè entro 50 km dalla centralina) PM2.5 stimato con modello di visibilità aerea, temperatura e umidità. PM10: media 52.6 µg/m ³ ± 16.9 PM10-2,5: differenza tra PM10 e PM2.5 media 25.4 µg/m ³ ± 8.5 PM2.5: media 29.0 µg/m ³ ± 9.8 SO ₂ media: 4.5 ppb ± 2.7 O ₃ media 26.2 ppb ± 7.3 NO ₂ media 34.9 ppb ± 9.7	<ul style="list-style-type: none"> età Sesso BMI fumo pregresso istruzione consumo di carne periodo di calendario (modello tempo-dipendente) 	RR calcolato per per ogni ↑ di: 10 µg/m³ di PM2.5 10 µg/m³ di PM10 10 ppb di O₃ 10 ppb di NO₂ 1 ppb di SO		0.90 (0.76,1.05) ^b 1.42 (1.06,1.90)^c 1.49 (1.17,1.89)^d 0.94 (0.82,1.08) ^b 1.22 (1.01,1.47)^c 1.30 (1.08,1.57)^d 0.89 (0.60,1.30) ^b 0.97 (0.68,1.38) ^c 1.07 (0.73,1.59) ^d 1.16 (0.89,1.51) ^b 1.17 (0.98,1.40) ^c 1.20 (1.01,1.44)^d 1.02 (0.94,1.11) ^b 0.94 (0.81,1.08) ^c 0.94 (0.80,1.11) ^d	

^a solo cause cardiovascolari - ^b solo cause cardiovascolari, uomini - ^c solo cause cardiovascolari, donne - ^d solo cause cardiovascolari ,donne in post-menopausa

TAB. 2.3 STUDI DI COORTE NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – NORD-AMERICA. AMERICAN STUDIES

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
Puett, 2011 <i>Health Professional Follow up Study</i>	U.S.A. Multicentrico su 13 aree metropolitane nord-est e centro-ovest Stati Uniti	17 545 uomini di alto SES (professioni sanitarie) residenti in aree metropolitane reclutamento nel 1986 <ul style="list-style-type: none"> età media 57.4 aa ± 9.8 BMI medio 25.8 ± 3.4 mai fumatori: 45% ex-fumatori: 45% fumatori: 10% diabete: 4.3% ipertensione: 26% ipercolesterolemia: 24% familiarità per IMA: 14% dieta a basso rischio: 43% attività fisica moderata-intensa (>9 MET): 65% basso consumo di alcool: 48% 	14 aa (1986-2003)	PM10 stimati da modello nei 12 mesi precedenti l'outcome. Media annuale: PM10 : 27.9 µg/m ³ ± 5.8 (IQR: 7 µg/m ³) PM10-2,5 : 10.1 µg/m ³ ± 3.3 (IQR: 4 µg/m ³) PM2.5 : 17.8 µg/m ³ ± 3.4 (IQR: 4 µg/m ³)	<ul style="list-style-type: none"> Età Anno Stagione Stato della residenza Fumo BMI Attività fisica familiarità per CAD ipercolesterolemia diabete ipertensione dieta consumo di alcool 	RR per ogni ↑ di un IQR di: PM10 PM2.5	0.94 (0.89, 1.00)	1.01 (0.90, 1.14) ^a 0.98 (0.80, 1.21) ^b	-
Jerrett, 2009	Canada città di Toronto	2 414 (Pazienti di una clinica per malattie respiratorie) <ul style="list-style-type: none"> età mediana 60 aa BMI mediano 27.3 mai fumatori: 53% ex-fumatori: 36% fumatori: 11% diabete: 17% IHD: 48% COPD: 30% Reddito mediano 39.000 \$ 	1992-1999	NO2 stimato da modello con due campagne da due settimane, una nel 2002 e una nel 2004 (come poi fatto in ESCAPE) 25°, 50°, 75° centile PM2.5: 8,64; 8,71; 8,83 µg/m ³ NO ₂ : 20,8; 22,9; 24,8 ppb	<ul style="list-style-type: none"> Età Sesso BMI Funzione polmonare (FVC % predicted) Fumo DI (riassunto di reddito, tasso di disoccupazione, proporzione di residenti che non completano il ciclo scolastico) Cluster per area censuale 	RR per ogni ↑ di 1 IQR (4ppb) di: NO ₂	1.17 (1.00, 1.36)	1.45 (1.10, 1.92) ^c 1.06 (0.67, 1.49) ^d	

^a solo cause cardiovascolari (eventi coronarici)

^b solo stroke ischemico

^c: circolatorie

^d: respiratorie

TAB. 2.3 STUDI DI COORTE NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – NORD-AMERICA. AMERICAN STUDIES

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancre polmone
Ostro et al., 2010 California Teachers Study	California Teachers Study multicentrico	133 479 Donne che lavorano o hanno lavorato nelle scuole reclutate nel 1995 Di queste selezionate 7888 nel buffer 8 km e 44 847 nel buffer 30 km Percentuale bassa di fumatrici (<5%) Età mediana 54 aa (da 22 a 104 anni) Coorte entro 8 km: • Età media 54.3 aa ± 13.4 • Analisi ristrette a > 30 aa • Bianche (87%) e nate in USA (94%) • BMI medio 25.2 • mai fumatrici 68.5% • ex-fumatrici: 26.1% • fumatrici: 5.4% • familiarità per cardiopatia: 33.8% • premenopausa: 36.2%	2002-2007	Esposizione da giugno 2002 a Luglio 2007 sulla base della centralina più vicina all'abitazione. (Un sottocampione selezionato su un buffer di 8 km, un altro su un buffer di 30 km). Fanno caratterizzazione del particolato PM2.5: 17.0 (7.6-34.7) µg/m ³ per coorte nel buffer di 8 km PM2.5: 17.5 (6.8-38.7) µg/m ³ per coorte nel buffer di 30 km	<ul style="list-style-type: none"> età Stato civile fumo, pacchetti/anno di sigarette, fumo passivo in casa BMI alcol dieta (media giornaliera consumo di grassi, fibre e calorie) menopausa sì/no uso di terapie ormonali familiarità di infarto al miocardio uso di farmaci per il controllo della pressione o aspirina Covariate ecologiche: <ul style="list-style-type: none"> reddito SES istruzione razza tasso di disoccupazione 	RR per ogni ↑ di 1 IQR di: PM2.5 (6.1 µg/m ³) buffer 8 km PM2.5 (6.1 µg/m ³) buffer 30 km	1.49 (1.28, 1.74) 1.45 (1.36, 1.55)	1.58 (1.29, 1.93) 1.39 (0.91, 2.11) ^a 2.10 (1.49, 2.97) ^b 1.55 (1.43, 1.69) 1.43 (1.21, 1.69) ^a 1.91 (1.65, 2.21) ^b	
Hart 2011 Trucking companies cohort	Trucking companies cohort USA Multicentrico	53 814 uomini che lavorano in compagnie di camion nel 1985 • Età media 42.1 aa ± 9.9 • Caucasici: 83.1% • Scaricatori: 24.8% • Conducenti lunghe distanze: 25.9% Disponibile anche sottoanalisi che esclude questi ultimi (solo esposizione a inquinamento residenza): HR maggiori	1985-2000	Modello che stima PM10, SO2, NO2 all'indirizzo di residenza usando media 1985-2000 Per il PM2.5 si è assegnato il valore annuale (2000) della centralina più vicina alla residenza PM10 media 25.8 (SD 6) µg/m ³ SO2 4.8 (SD 2.9) ppb (12.6, 7.6 µg/m ³) NO2 14.1 (SD 7.1) ppb PM2.5 14.1 (SD 4.0) µg/m ³	<ul style="list-style-type: none"> età razza regione di residenza healthy worker effect years of work in the job group 	HR per ogni ↑ di 1 IQR di: PM10 (6.1µg/m ³) PM2.5 (4 µg/m ³) NO2 (8 ppb) SO2 (4 ppb)	1.043 (1.011, 1.077) 1.039 (1.01, 1.069) 1.082 (1.045, 1.121) 1.069 (1.023, 1.116)	1.029 (0.974, 1.087) ^c 1.025 (0.091, 1.155) ^a 1.021 (0.971, 1.073) ^c 1.07 (0.965, 1.187) ^a 1.069 (1.006, 1.136) ^c 1.059 (0.926, 1.211) ^a 1.066 (0.99, 1.148) ^c 1.077 (0.911, 1.274) ^a	0.999 (0.921, 1.082) 1.021 (0.95, 1.097) 1.055 (0.966, 1.153) 1.09 (0.982, 1.209)

^a solo cause respiratorie - ^b solo IHD - ^c solo cardiovascolari

TAB. 2.3 STUDI DI COORTE NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – NORD-AMERICA. AMERICAN STUDIES

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancre polmone
Lipsett, 2011	California Teachers Study	<p>73 489 Donne per il PM2.5 101 784 per tutti gli altri inquinanti (restrizione della coorte originaria a):</p> <ul style="list-style-type: none"> • Età > 30 aa • Dati su almeno 12 mesi di esposizione <p>• Bianche (87%) BMI medio 25.2</p> <ul style="list-style-type: none"> • mai fumatrici 67% • ex-fumatrici: 28% • fumatrici: 5% • non alcool: 33% 	<p>Giugno 1997- fine 2005</p> <p>Mediano: 8.3 aa per PM10 e gas</p> <p>5.6 aa per PM2.5</p>	<p>Esposizione da giugno 1996 a fine 2005 per tutti gli inquinanti tranne PM2.5. Per quest'ultimo da marzo 2000 a fine 2005.</p> <p>Assegnazione sulla base della centralina più vicina. Buffer di 20 km per PM2.5, di 10 km per PM10, 3 km per gli altri inquinanti</p> <p>PM2.5: 15.64 (3.11-28.35) µg/m³ PM10: 29.21 (9.19-82.64) µg/m³ NO₂: 33.59 (5.24-67.19) ppb NO_x: 95.60 (7.31-221.4) ppb</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Età • razza • BMI • Fumo att e pass • Stato civile • Alcohol • Dieta • Attività fisica • Stato menopausale • Ormonoterapia • Familiarità di infarto al miocardio o stroke • Uso di farmaci per ipertensione • Uso di aspirina • SES ecologico 	<p>RR per ogni ↑ di 10 µg/m³ di:</p> <p>PM2.5</p>	1.01 (0.95, 1.09)	1.07 (0.95, 1.19) ^a 1.21 (0.97, 1.52) ^b	0.95 (0.70, 1.28)
						<p>PM10</p>	1.0 (0.97, 1.04)	1.03 (0.98, 1.08) ^a 1.08 (0.98, 1.19) ^b	0.93 (0.81, 1.07)
						<p>RR per ogni ↑ di IQR di: NOx (49.31 ppb)</p>	1.04 (0.95, 1.15)	1.13 (0.98, 1.31) ^a 0.86 (0.64, 1.17) ^b	0.92 (0.60, 1.40)
						<p>NO2 (10.29 ppb)</p>	0.97 (0.91, 1.04)	0.98 (0.88, 1.09) ^a 0.93 (0.75, 1.15) ^b	1.00 (0.75, 1.33)
						<p>SO2 (0.43 ppb)</p>	1.11 (1.00, 1.23)	1.07 (0.91, 1.25) ^a -	-
						<p>Ozono (11.02 ppb)</p>	0.97 (0.94, 1.00)	1.00 (0.95, 1.05) ^a 1.07 (0.97, 1.19) ^b	0.96 (0.84, 1.09)
Gan, 2011	Metropolitan Vancouver	<p>452 735 inclusi nell'analisi Nota: vengono prese in considerazione anche le ospedalizzazioni Esclusi missing data (3% soggetti) 8% persi al fu</p> <ul style="list-style-type: none"> • Età 45-85 aa • Residenti da almeno 5 aa nella regione • No pregressa CHD <p>• Età media 58.7 aa ± 10.4 • Comorbidità: circa 10% • Alto SES: 43%</p>	<p>1999-2002</p> <p>4 aa</p>	<p>1994-1998</p> <p>Modelli LUR (risoluzione 10 m?)</p> <p>PM2.5: 4.08 (0-10.24) µg/m³ NO₂: 32.1 (15.3-57.7) µg/m³</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Età • Sesso • SES Comorbidità: <ul style="list-style-type: none"> • Diabete • COPD • Hypertensive heart disease 	<p>RR per ogni ↑ di IQR µg/m³ di:</p> <p>PM2.5 (IQR 1.58 µg/m³)</p>	-	1.01 (0.98, 1.05) ^c	-
						<p>NO2 (IQR 8.4 µg/m³)</p>	-	1.04 (1.01, 1.08)^c	-

^acardiovascolari - ^brespiratorie - ^csolo CHD

TAB. 2.3 STUDI DI COORTE NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – NORD-AMERICA. AMERICAN STUDIES

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	canco polmone
Lepeule, 2012	Harvard Six cities	<p>8096 persone di 25-74 aa</p> <ul style="list-style-type: none"> • Età media 49.6 aa ± 13.4 • BMI medio 25.8 ± 4.5 • Fumatori 35.8% • ex-fumatori: 23.9% • diabetici: 6.9% • ipertesi: 11.6% • COPD: 11.6% • Alta istruzione: > 50% 	1974-2009	<p>Una centralina per città (1979-1986-88)</p> <p>PM2.5 stimato dal PM10 fino al 1998, poi misurato direttamente nel 1999-2009</p> <p>Media PM2.5 nel periodo 1974-2009: 15.9 (da 11.4 di Portage a 23.6 di Steubenville)</p> <p>Grafico che evidenzia calo del PM2.5 nel tempo</p>	<p>Stratificazione per:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Età • Sesso • Tempo nello studio <p>Aggiustamento per:</p> <ul style="list-style-type: none"> • BMI • Fumo • Istruzione 	<p>RR per ogni ↑ di 10 µg/m3 di:</p> <p>PM2.5</p>	1.14 (1.07, 1.22)	1.26 (1.14, 1.40)^a 1.17 (0.85, 1.62)^b	1.37 (1.07, 1.75)
Turner, 2011	<p>CPS-II (Cancer Prevention Study II): 51 aree metropolitane</p> <p>ACS usa la coorte CPS-II</p>	<p>CPS-II: 1,2 milioni di persone amici/parenti di 77 000 volontari reclutati nel 1982 in 50 stati USA (età > 30 aa, con almeno un parente >45 aa)</p> <p>Nel 2008 637 033 ancora vivi, 0.2% persi al fu</p> <p>177 752 sopravvissuti al 1982 non fumatori</p> <p>Al baseline:</p> <ul style="list-style-type: none"> • età media 57 ± 11 aa • BMI normale: 52% • Donne: 71.4% • Bianchi: 94% bianchi • Alta istruzione: 32% • Asma: 4.6% • COPD: 3% • Radon medio: 53.8 Bq/m³ 	1982-2008	<p>PM2.5 assegnato a livello di area metropolitana (MSA) e misurato su 3 periodi:</p> <p>PM2.5 media di 4 aa (1979-83) per 131 864 persone Media 21.1 (± 4.7) µg/m3</p> <p>PM2.5 media 1999-2000 per 177 752 persone Media 14 (± 3) µg/m3</p> <p>PM2.5 media dei 2 periodi precedenti: 120 917 persone Media: 17.6 (± 3.7) µg/m3</p> <p>Radon: county level media 55.5 (± 39) Bq/m3</p>	<p>Stratificazione per:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Età • Sesso • razza <p>Aggiustamento per:</p> <ul style="list-style-type: none"> • BMI e BMI2 • Stato civile • Fumo passivo • Istruzione • Dieta • Esposiz. Occupazionale • radon 	<p>RR per ogni ↑ di 10 µg/m3 di:</p> <p>PM2.5 (media 2 periodi)</p> <p>PM2.5 (1979-83)</p> <p>PM2.5 (1999-2000)</p>	-	-	<p>1.19 (0.97, 1.47)</p> <p>1.15 (0.99, 1.35)</p> <p>1.27 (1.03, 1.56)</p>

^a cardiovascolari

^b COPD

TAB. 2.3 STUDI DI COORTE NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – NORD-AMERICA. AMERICAN STUDIES

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
<p><i>Eftim, 2008</i></p> <p><i>Medicare cohorts:</i></p> <p><i>Med-ACS</i></p> <p><i>Med-SCS</i></p>	USA	<p>2 coorti di >=65 aa reclutati nel 2000-2002 che non avessero cambiato residenza nel 1999-2002</p> <p>Ricostruite le 110 aree di residenza di ACS e le 6 di Six cities:</p> <p>MED-ACS: 7 333 040</p> <p>MED-SCS: 341 099</p>	2000-2002	<p>PM2.5 misurato da centraline nel 2000-2002 (media di area=county level) per almeno 10 mesi/anno (almeno 4 gg/mese)</p> <p>Med-ACS:</p> <p>PM2.5: 13.6 (6-25.1) µg/m³</p> <p>Med-SCS:</p> <p>PM2.5: 14.1 (9.6-19.1) µg/m³</p>	<p>Poisson regression model con random effects</p> <p>Stratificazione in 65-74, 75-84 e >=85</p> <p>Individuali:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Età • sesso (per Med-SCS) <p>Per Med-ACS anche Ecologiche:</p> <ul style="list-style-type: none"> • SES (% di persone di alta istruzione, % di disoccupazione, % individui sotto soglia di povertà, reddito mediano) • SMR per COPD e k polmone a livello di area nel 1992-2002 (proxy di fumo) usato solo per Med-ACS 	<p>RR per ogni ↑ di 10 µg/m³ di:</p> <p>PM2.5 nella SCS</p> <p>1.208 (1.148, 1.271)</p> <p>PM2.5 nella ACS</p> <p>1.109 (1.09, 1.128)* 1.104 (1.082, 1.126)**</p>			
<p><i>Gan et al., 2013</i></p>	<p>Residenti area metropolitana Vancouver, Canada</p> <p>Out come considerato: COPD</p>	<p>467994 soggetti non già affetti da COPD</p> <ul style="list-style-type: none"> • età 45-85 aa • 47% uomini 	4 anni (1999-2002)	<p>Media PM2.5: 4,1± 1,64 µg/m³</p> <p>Media NO₂: 32,2± 8,1 µg/m³</p> <p>Stimati nei 5 anni precedenti il follow-up</p> <p>Modelli LUR</p> <p>E' stato stimato anche il black carbon e il woodsmoke</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Età • Sesso • Posizione socio-economica (SES) • Asma • Diabete • CHD • HHD 	<p>HR mortalità per ogni ↑ di 1 IQR 1.58 µg/m³ di PM2.5</p> <p>HR mortalità per ogni ↑ di 1 IQR 8.4 µg/m³ di NO₂</p> <p>HR ricoveri per ogni ↑ di 1 IQR 1.58 µg/m³ di PM2.5</p> <p>HR ricoveri per ogni ↑ di 1 IQR 8.4 µg/m³ di NO₂</p>		<p>1.02 (0.94-1.10)b</p> <p>1.04 (0.96-1.13)b</p> <p>1.02 (0.98-1.06)b</p> <p>1.00 (0.96-1.05)b</p>	
<p><i>Chen et al., 2013</i></p>	<p>Ontario Tax Cohort</p> <p>Multicentrico (3 città: Toronto, Hamilton, Windsor)</p>	<p>205 440 residenti in 3 centri urbani (Toronto, Hamilton, Windsor)</p> <ul style="list-style-type: none"> • età media 53 aa (sd 12). Range 35-85 aa • 50% uomini 	1982-2004	<p>Modelli LUR integrati da 2 settimane di campagne di monitoraggio</p> <p>Modello per NO₂ nel 2002</p> <p>NO₂ medio nelle 3 città: 12.1-21.7 ppb</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Età • Sesso • Stato civile • Reddito • 4 area-level variables (percentuale di immigrati, livello di istruzione, tasso di disoccupazione, reddito familiare) 	<p>HR mortalità per ogni ↑ di 5 ppb di NO₂</p>		<p>1.08 (1.05-1.11) Cardiovascolari</p> <p>1.09 (1.04-1.14) IHD</p>	

*solo età, sesso, istruzione, disoccupazione, povertà e reddito - **solo età, sesso e COPD o Lung cancer B solo COPD

TAB. 2.4 STUDI DI COORTE NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – ASIATICI. *ASIAN STUDIES*

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
<i>Yorifuji et al, 2010</i> <i>Shizuoka elderly cohort</i>	Giappone Multicentrico 74 comuni	Analisi su 13 444 soggetti della coorte di 22 200 persone di età > 65 aa reclutate nel 1999 <ul style="list-style-type: none"> età media: 74 aa (±5) BMI medio 22 ±3 kg/m² fumatori attuali 16% ex fumatori 12% non fumatori 68% ipertesi 31% diabetici 7% reddito giudicato sufficientemente adeguato nel 55% dei casi 	7 aa (1999-2006)	esposizione a NO ₂ nel 2000-2006 da modello per soggetti che vivevano entro 25 km da centralina (a partire da 67 centraline con media annuale: 35.75 ± 11.28 µg/m ³ , range 14.66-68.24 µg/m ³) modello per la stima di NO₂ R² = 0.54 esposizione categorizzata in quartili (<20.3; 20.3-26.5; 26.5-32.1; >32.1) e poi per ogni ↑ di 10 µg/m ³ di NO ₂ esposizione media stimata a NO₂: 25 ± 12 µg/m³	<ul style="list-style-type: none"> età (65-74; 75-84 aa) sex BMI Fumo Ipertensione Diabete stato socio economico individuale riferito 	RR per ogni ↑ di 10 µg/m³ di NO₂	1.02 (0.96-1.08)	1.16 (1.06-1.26)	0.95 (0.78-1.17)
<i>Katanoda, 2011</i> <i>Three-prefecture Cohort Study Group</i>	Giappone Multicentrico 6 aree in 3 prefetture giapponesi	63 520 soggetti di età > 40 aa residenti nella stessa area da almeno 10 aa e reclutati tra il 1983 e 1985 <ul style="list-style-type: none"> età media 57 aa fumatori attuali: 29-36% ex fumatori: 9-17% usa bracieri o camini: 1.5-44.8% esposizione occupazionale: 24.7-40.5% storia di patol. Resp.: 6.1-10.4% assicurazione sanitaria nazionale: 42.1-67.8% 	medio 9.7 aa (1983-1995)	Assegnazione a livello di area (distanza tra centro di ciascuna area e centralina variabile tra 0.4 e 15.7 km) PM2.5 stimato a partire da SPM (PM7) , usando le misurazioni del primo decennio (1974-83) range della media di SPM: 24 – 59.9 µg/m ³ (1974-1983) 21.9 – 45 µg/m ³ (1984-1993) range della media di PM2.5: 16.8- 41.9 µg/m³ (1974-1983) 15.3-31.5 µg/m ³ (1984-1993) range della media di SO ₂ : 2.4 - 19 ppb (1974-1983) 6-29 µg/m ³ 2.3 – 10.6 ppb(1984-1993) range della media di NO ₂ : 1.2 -33.7 ppb (1974-1983) 2.6 – 33 ppb(1984-1993)	<ul style="list-style-type: none"> Età Sesso fumo pregresso fumo passivo esposizione occupazionale uso di riscaldamento domestico (bracieri o camini) consumo quotidiano di frutta e verdura e assicurazione medica (nel modello che valuta l'associazione con k polmone) 	RR per ogni ↑ di: 10 µg/m³ di SPM 10 µg/m³ di PM2.5 10 ppb di SO₂ 10 ppb di NO₂	- - - -	1.11 (1.03-1.20)^a 1.12 (1.03-1.21)^b 0.92 (0.78-1.08) ^c 1.16 (1.04-1.30)^a 1.17 (1.04-1.32)^b 0.89 (0.70-1.12) ^c 1.43 (1.33-1.54)^a 1.45 (1.34-1.57)^b 1.32 (0.88-1.98) ^c 1.16 (1.12-1.21)^a 1.16 (1.12-1.21)^b 1.03 (0.93-1.15) ^c	1.16 (1.06-1.25) 1.23 (1.14-1.34)^d 1.08 (0.83-1.39) ^e 1.11 (1.01-1.22)^f 1.23 (1.09-1.38) 1.35 (1.20-1.52)^d 1.11 (0.77-1.60) ^e 1.16 (1.02-1.33)^f 1.19 (0.97-1.45) 1.36 (1.06-1.75)^d 1.25 (0.75-2.10) ^e 1.09 (0.92-1.29) ^f 1.15 (1.06-1.24) 1.23 (1.12-1.35)^d 1.13 (0.88-1.44) ^e 1.11 (1.02-1.20)^f

^a mortalità per cause respiratorie - ^b mortalità per polmoniti - ^c mortalità per BPCO - ^d in maschi fumatori - ^e in maschi ex-fumatori - ^f in femmine non fumatrici -

TAB. 2.5 STUDI DI COORTE NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – ASIATICI. *ASIAN STUDIES*

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
<p><i>Ueda 2012,</i></p> <p>NIPPON DATA80</p> <p><i>(2 survey su rischio CV)</i></p>	<p>Giappone</p> <p>Multicentrico</p> <p>300 aree estratte da 855 distretti di salute pubblica</p>	<p>Survey su 13 771 persone > 30 aa senza già CHD o stroke per stima rischio CV nel 1980</p> <p>Analisi su 7250 soggetti</p> <ul style="list-style-type: none"> • età media 48.9 aa • BMI medio 22.7 ±3.2 kg/m² • Fumatori: 33.6% • Bevitori quotidiani 22% • Glicemia media 129 mg/dl • PAOS media 134.7 • PAOD media 81.1 	<p>1980-2004</p>	<p>Inclusi solo soggetti entro 10 km da centralina</p> <p>PM10 (in Giappone 50% è PM7)</p> <p>medie annuali da centraline più vicine al distretto sanitario in cui si effettuava la survey</p> <p>esclusi distretti in cui missing per 40% dell'anno e distanza da centralina > 10 km</p> <p>totale 232 distretti sanitari</p> <p>livelli di PM10 divisi in quintili secondo i cut off: 27.3, 33.0, 36.6, 43.2</p> <p>media di periodo 1985-2004</p>	<ul style="list-style-type: none"> • sesso • età • BMI, • PAO • colesterolo tot • glicemia • fumo • alcool • dimensione dei comuni (indice di rurale/urbano) 	<p>HR per ogni aumento di 10 µg/m³ di PM (10)</p>	<p>0.98 (0.92, 1.04)</p>	<p>0.90 (0.81, 1.00)^a</p> <p>0.86 (0.74, 1.01)^c</p>	
<p><i>Cao et al, 2011</i></p> <p>CNHS</p> <p><i>China National Hypertension Survey</i></p>	<p>Cina</p> <p>Multicentrico</p> <p>31 città in 16 province cinesi (solo aree urbane)</p>	<p>70 947 soggetti di età > 40 aa reclutati nel 1991</p> <ul style="list-style-type: none"> • età media 55.8 aa • BMI medio 23.6 ±3.7 kg/m² • Attività fisica moderata-intensa: 46.8% • Fumatori: 34.2% • Ex fumatori: 2.7% • non fumatori: 63.1% • consumo di alcool: 19.3% • bassa istruzione: 62% • ipertensione: 18.8% 	<p>20 aa</p> <p>(1991-2000)</p>	<p>Assegnazione a livello di area metropolitana a partire da media annuale misurata da centraline entro 15 km dal centro di assegnazione del ZIP code per i primi tre anni del periodo 1991-2000</p> <p>TSP media 289 µg/m³ (range 113-499)</p> <p>SO₂ media 73 µg/m³ (range 11-174)</p> <p>No_x media 50 µg/m³ (range 19-122)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • età • sesso • BMI • Fumo • Alcool • attività fisica • occupazione • istruzione • ipertensione 	<p>eccesso di mortalità per ogni aumento di 10 µg/m³ di:</p> <p>TSP</p> <p>SO₂</p> <p>NO_x</p>	<p>1.003 (0.999, 1.006)</p> <p>1.018 (1.013, 1.023)</p> <p>1.015(1.004, 1.025)</p>	<p>1.009 (1.003%, 1.015)^a</p> <p>1.0030 (0.994, 1.013)^b</p> <p>1.032 (1.023, 1.040)^a</p> <p>1.032 (1.018, 1.047)^b</p> <p>1.023 (1.006, 1.041)^a</p> <p>1.026 (0.998, 1.056)^b</p>	<p>1.011 (0.999, 1.023)</p> <p>1.042(1.023, 1.062)</p> <p>1.027(0.991, 1.065)</p>

^a mortalità per cause cardiovascolari - ^b mortalità per cause respiratorie - ^c mortalità per stroke -

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
Zhang 2011 <i>Shenyang</i>	Cina Città di Shenyang altamente industrializzata e trafficata (10 milioni di persone)	residenti da almeno 10 anni reclutati nel 2009 (retrospettiva): nati prima del 1 gennaio 1973 e residenti entro 1 km dalla centralina 12 584 arruolati, 9941 completano il questionario (79%) • età media 58 aa (35-103) • BMI medio 22.36 ±3.49 kg/m ² • Fumatori o ex fumatori: 40.63% • Istruzione almeno bassa: 71.48%	1998-2009	5 centraline in 5 distretti (residenti da almeno 10 aa entro 1 km dalla centralina) PM10 range 78-274, media periodo (1998-2009): 153 (SD 41) µg/m ³ NO ₂ range 18-78, media periodo (1998-2009): 46 (SD 13) µg/m ³ SO ₂ range 26-106, media periodo (1998-2009): 63 (SD 15) µg/m ³ Periodo dello studio 1998-2009	<ul style="list-style-type: none"> • età • sesso • BMI • Fumo • attività fisica • esposizione occupazionale • istruzione • reddito personale • famiglia (?) stato civile 	HR per ogni aumento di 10 µg/m ³ di PM 10 NO2 SO2	1.53 (1.50, 1.56) 2.45 (2.34, 2.58) 0.95 (0.92, 0.99)	1.55 (1.51, 1.60) ^a 1.49 (1.45, 1.53) ^c 2.46 (2.31, 2.63) ^a 2.44 (2.27, 2.62) ^c 0.96 (0.92, 1.01) ^a 0.95 (0.90, 1.00) ^c	- - -
Dong 2012 <i>Stessa coorte Shenyang?</i>	Cina Città di Shenyang altamente industrializzata e trafficata (10 milioni di persone)	residenti da almeno 10 anni reclutati nel 2009 (retrospettiva): nati prima del 1 gennaio 1973 e residenti entro 1 km dalla centralina 12 584 arruolati, 9941 completano il questionario (79%) • età media 58 aa (35-103) • BMI medio 22.36 ±3.49 kg/m ² • Fumatori o ex fumatori: 40.63% • Istruzione almeno bassa: 71.48%	1998-2009	5 centraline in 5 distretti (residenti da almeno 10 aa entro 1 km dalla centralina) PM10 range 78-274, media periodo (1998-2009): 153 (SD 41) µg/m ³ NO ₂ range 18-78, media periodo (1998-2009): 46 (SD 13) µg/m ³ SO ₂ range 26-106, media periodo (1998-2009): 63 (SD 15) µg/m ³	<ul style="list-style-type: none"> • età • sesso • BMI • Fumo • attività fisica • esposizione occupazionale • istruzione • reddito personale • famiglia (?) stato civile 	HR per ogni aumento di 10 µg/m ³ di PM 10 NO2		1.67 (1.60, 1.74) ^b 2.97 (2.69, 3.27)	- -

^a mortalità per cause cardiovascolari

^b mortalità per cause respiratorie

^c mortalità per cause cerebrovascolari

TAB. 2.6 STUDI DI COORTE NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – OCEANIA. OCEANIC STUDIES

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
<p><i>Hales et al, 2012</i></p> <p>New Zealand Census-Mortality Study</p>	<p>Nuova Zelanda</p> <p>Multicentrico su tutto il territorio nazionale solo aree urbane</p>	<p>Da tutti i residenti in Nuova Zelanda nel 1996 (3 732 000)</p> <p>Restrizione a soggetti di età 30-74 aa</p> <p>Analisi ristrette a popolazione urbana (30 000 abitanti):</p> <p>1 065 645 persone</p>	<p>3 aa</p> <p>(1996-1999)</p>	<p>Stima dell'esposizione di PM10 da modello per piccole aree applicabile solo alla città di Christchurch (300 000 abitanti), estrapolando i dati di esposizione alle unità censuali urbane in tutta la Nuova Zelanda.</p> <p>Correlazione tra stime da modello e misurazioni da centraline su medie multiannuali (1995-2001) in centri urbani è alta ($r^2=0.87$)</p> <p>Alle aree rurali si è assegnato un livello di PM10 di $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$.</p> <p>media di PM10 di per aree censuali in tutta la Nuova Zelanda: $8.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SD 8.4)</p> <p>cut-off tra quintili: 0.0, 0.5, 12.5, 15.4 (i primi 2 quintili sono stati aggregati)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Età • Sesso • Etnia • SES • Deprivazione • Istruzione • Fumo • temperatura media 	<p>OR per ogni $\uparrow 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM10</p>	<p>1.07 (1.03-1.10)</p>	<p>1.06 (1.01-1.11)^a</p> <p>1.13 (1.05-1.21)^b</p>	<p>1.15 (1.04, 1.26)</p>

^a OR solo per malattie cardiovascolari

^b OR solo per malattie respiratorie

^c OR calcolato confrontando gli esposti a $\text{SO}_2 \geq 11$ vs $< 11 \mu\text{g}/\text{m}^3$

TAB. 2.7 STUDI SU SOTTOGRUPPI VULNERABILI NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY –PREESISTENZA DI ATOPIA E ABITUDINE AL FUMO. STUDIES DEALING WITH ATOPIC PEOPLE AND SMOKING HABITS

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti e degli esiti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
<i>Mc Connell et al, 2006</i>	USA multicentrico 13 comunità California del Sud Caso-controllo	5 341 bb età 5-7 aa reclutati nel 2003 • istruzione genitori < 12 aa: 22% • reddito < 7500 \$: 7% • asma nei genitori: 23% • fumo passivo: 18%	Case-control	distanza da una strada principale (Geocoded) in 4 livelli secondo i cut-off: 75-150 e 300 m il riferimento è chi vive a distanza > 300 m dalla strada principale questionario in cui si chiede alle madri se il bambino soffrì di: Esito (asma riferito dai genitori) classificato come: LIFETIME ASTHMA (diagnosticato dal medico) CURRENT WHEEZE (qualunque sibilo negli ultimi 12 mesi) PREVALENT ASTHMA (uso di farmaci nell'ultimo anno)	<ul style="list-style-type: none"> • Età • Sesso • Razza • Lingua • comunità studiata • stratificazione per storia di asma nei genitori e storia di allergie nei bambini 	OR di asma (LIFETIME ASTHMA) per chi vive a < 75 m dalla strada principale	-	1.29 (1.01-1.66) ^a	-
						senza stratificare per storia di allergie nei bb o anamnesi genitori per asma	-	1.85 (1.11-3.09) ^a	-
						Se genitori non asmatici	-	2.27 (1.04-4.94) ^a	-
						Se non storia di allergie nel bambino	-	1.03 (0.47-2.24) ^a	--
						Se genitori asmatici	--	1.31 (0.76-2.25) ^a	--
<i>Zemp et al, 1999</i> <i>SAPALDIA</i> <i>Swiss Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults</i>	Svizzera Multicentrico 8 aree Aarau, Basel, Davos, Geneva, Lugano, Montana, Payerne e Wald Cross-sectional	9651 soggetti di età 18-60 aa residenti nella stessa area da almeno 3 aa reclutati nel 1991 • età < 40 aa: 46.6% • fumatori: 33.5% (26.8-39.6%) • sibili nei 12 mesi precedenti in assenza di malattie da raffreddamento: 7.7% • catarro per almeno 3 mesi/anno: 7.8% • rinite allergica: 18%	Cross-sectional	attribuzione di livelli di inquinanti (media annuale per area nel 1991, nel 1993 per i PM10): condizioni di salute rilevate da questionario TSP 37.3 ± 11.2 µg/m3 (range tra aree 14.6-53.2) PM10 21.2 ± 7.4 µg/m3 (range tra aree 10.1-33.4) SO2 11.7 ± 7.1 µg/m3 (range tra aree 2.5-25.5) NO2 35.6 ± 16 µg/m3 (range tra aree 9.2-57.7) O3 43.1 ± 9.5 µg/m3 (range tra aree 31.5-55.2)	stratificazione per fumo (non fumatori/ex/attuali fumatori) e aggiustamento per: • età • sesso • BMI • asma nei genitori • atopia nei genitori • bassa istruzione • cittadinanza straniera	OR associato a ↑ di 10 µg/m ³ di PM10	-	1.35 (1.11-1.65) ^b	-
						catarro cronico in:	-	0.95 (0.73-1.23) ^b	-
						non fumatori	-	1.04 (0.89-1.23) ^b	-
						in ex fumatori	-	1.33(1.14-1.55) ^b	-
						in fumatori	-	1.28 (1.06-1.56) ^b	-
						sensazione di mancanza di fiato in:	-	1.30 (1.09-1.56) ^b	-
						non fumatori	-	1.32 (1.18-1.46) ^b	-
						in ex fumatori	-	1.32 (1.13-1.53) ^b	-
						in fumatori	-	1.22 (1.10-1.37) ^b	-
						dispnea da sforzo in:	-	0.78 (0.61-1.01) ^b	-
						non fumatori	-	0.85 (0.61-1.17) ^b	-
in ex fumatori	-	1.19 (0.83-1.70) ^b	-						
in fumatori	-		-						

^a l'outcome in questo caso è la prevalenza di asma- ^b l'outcome in questo caso è il sintomo respiratorio soggettivo riportato sulla riga corrispondente della colonna 7

TAB. 2.8 STUDI SU SOTTOGRUPPI VULNERABILI NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY –PREESISTENZA DI MALATTIE RESPIRATORIE E CARDIO/CEREBROVASCOLARI. STUDIES ABOUT PEOPLE AFFECTED BY CHRONIC (RESPIRATORY, CARDIO AND CEREBROVASCULAR) DISEASES

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti e degli esiti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopolmonari	cancro polmone
Zanobetti et al, 2008	coorte di pz con BPCO multicentrico USA (34 città)	1 039 287 soggetti di età > 65 aa ricoverati per BPCO tra il 1985 e 1999 • età media 76.4 (66.2-89.6) aa • bianchi: 82.8 % • scompenso cardiaco: 19.7% • diabete: 12.8% • ipertensione: 27.6%	medio 4.5 aa	media di PM10: 29.4 µg/m³ (range tra aree: circa 16-85) misurato da centraline attribuzione individuale di una esposizione calcolata dalla media nell'anno di morte e dei 3 anni precedenti	<ul style="list-style-type: none"> • Età • Sesso • Razza • N° di giorni di ricovero in unità coronarica o terapia intensiva • preesistenza di IMA, FA, diabete, scompenso cardiaco, ipertensione • periodo e stagione di ricovero 	HR mortalità in coorte di soggetti già ricoverati per BPCO per ogni ↑ di 10 µg/m³ di PM10	1.22 (1.17-1.27)	-	-
Zanobetti et al, 2007	coorte di pz con IMA multicentrico USA (21 città)	196 131 soggetti di età > 65 aa ricoverati per IMA tra il 1985 e 1999 • età media 76.1 (66.5-89.1) aa • bianchi: 84.4 % • BPCO: 14.5% • diabete: 22.8% • ipertensione: 36.8%	medio 5.1 aa per la mortalità 3.7 aa per lo scompenso 3.6 aa per il reinfart	media di PM10: 28.8 µg/m³ (misurato da centraline) attribuzione individuale di una esposizione calcolata dalla media nell'anno di morte e dei 3 anni precedenti	<ul style="list-style-type: none"> • Età • Sesso • Razza • Tipo di IMA • N° di giorni di ricovero in unità coronarica o terapia intensiva • preesistenza di BPCO, FA, diabete, scompenso cardiaco, ipertensione • periodo e stagione di ricovero 	HR mortalità in coorte di soggetti già ricoverati per BPCO per ogni ↑ di 10 µg/m³ di PM10	1.34 (1.17-1.52)	1.41 (1.19-1.66)^a 1.43 (1.12-1.82)^b	-
Maheswaran et al, 2010	coorte di pz con STROKE area Sud di Londra	3323 nuovi casi di stroke verificatisi tra il 1995 e il 2005 • età media 70 ± 14 aa • lavoratori manuali: 57% • bianchi: 70-78% • fumatori: 35% • elevato consumo di alcool: 15% • ipertesi: 60% • diabetici: 18% • GCS < 9: 17% • indice di deprivazione medio: 0.25	sopravvivenza a mediana 3.7 aa follow up dopo 3 mesi dall'evento e annualmente	stima da modello (risoluzione 20x20m) dei livelli di NO₂ e PM10 nel 2002 : correlazione con misurazioni da centraline r=0.91 per NO ₂ e r=0.90 per PM10 NO₂ medio: 41 ± 3.3 µg/m³ (range 32.2-103.2) PM10 medio: 25 ± 1.3 µg/m³ (range 22.7-52)	stratificazione per sottotipo e gravità di stroke e classe sociale. aggiustamento per: età • sesso • razza • fumo • alcool • vivere soli • Barthel Index • Comorbidità • ricovero in ospedale • incontinenza urinaria/disfagia • indice di deprivazione (ecologico)	HR per ogni ↑ di 10 µg/m³ di: NO₂ PM10	1.28 (1.11-1.48)	-	-
Von Klot 2009 Worcester Heart Attack Study	USA - Worcester, MA	PAZIENTI CON IMA Dimessi da 11 ospedali dell'area metropolitana di Worcester	1995-2005	Elemental Carbon					

^a l'esito è il ricovero per scompenso cardiaco - ^b l'esito è il ricovero per un reinfarto

TAB. 2.9 STUDI SU SOTTOGRUPPI VULNERABILI NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – BAMBINI IN ETÀ PERINATALE. STUDIES ABOUT INFANTS

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti e degli esiti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
Hansen et al, 2009	Australia Città di Brisbane Caso-controllo (matching 1:5) analisi effettuata per tutte le donne e poi solo per quelle che vivevano entro 6 o 12 km da centralina (perchè misurazione più accurata)	150 308 neonati (non gemellari) tra il 1998 e 2004 • età media materna 29 aa ± 5.6 • parità mediana 1 • sposate o conviventi: 87.2%	Case-control	assegnazione del livello medio misurato dalla centralina più vicina alla madre nel periodo 3-8 settimane di gestazione (42 gg) PM10 medio 18 (range 4.4-151.7) µg/m³ NO₂ medio 8.2 (range 1.4-22.7) ppb O₃ medio 25.8 (4.3-54.4) ppb SO₂ medio 1.5 (range 0-7.1) ppb CO medio 1.1 (0.02-7) ppm	case-control matching (1:5) in base a: • età materna • stato civile • provenienza • parità • mese di ultima mestruazione • Stato socioeconomico (ecologico) • distanza da centralina • (non fumo)	OR calcolato per un aumento di inquinanti pari a un IQR per ogni ↑ di 0.6 ppb di SO₂ per ogni ↑ di 4 µg/m³ di PM10 per ogni ↑ di 5 ppb di O₃	-	10.7 (1.50-179.8)^a 1.83 (1.16-2.98)^b 2.96 (1.34-7.52)^c	-
Ritz et al, 2006	USA, Sud California multicentrico (389 aree situate entro 16 km da una centralina) regressione logistica Caso-controllo (matching 1:10)	Bambini di età < 1 anno nati nel 1989-2000 nella valutazione tra livelli di esposizione medi nei 2 mesi precedenti la morte e la mortalità per tutte le cause si sono incrociati circa 4800 casi e 48000 controlli nella valutazione tra livelli di esposizione nei 2 mesi precedenti e la mortalità per SIDS si sono incrociati circa 1400 casi e 14000 controlli	Case-control	attribuzione esposizione media (a livello di zip code) sulla base della residenza della madre su un periodo di 6 mesi (solo per chi è morto nel secondo semestre di vita) e di 1, 2 mesi o 2 settimane precedenti alla morte (a seconda dell'età di morte) secondo i livelli misurati dalla centralina più vicina (in media entro 7-10 km) livelli medi nel periodo 1989-2000 calcolati nei 2 mesi prima della morte: CO: 1.63 ppm (range 0.45-3.23) NO: 3.83 pphm (range 2.11-5.73) O ₃ 2.21 pphm (range 1.02-3.63) PM10 46.3 µg/m³ (range 31.3-69.5)	matching in base a stadio di sviluppo ma non per stagione di nascita o morte controllo per: • età materna • sesso del neonato • razza • istruzione materna • parità • livello di cure prenatali • stagione di morte • area di nascita	OR di morte per esposizione calcolata sui 2 mesi prima della morte per ↑ di: 1 pphm di NO ₂ 10 µg/m ³ di PM10 1 pphm di O ₃ 1 ppm di CO OR di morte per esposizione calcolata sui 6 mesi prima della morte per esposti a livelli di PM10 ≥ 52.6 µg/m³ vs esposti a livelli < 37.6 µg/m³ percentile nel modello multipollutant	1.08 (1.04-1.11) 1.04 (1.01-1.06) 0.93 (0.89-0.97) 1.11 (1.06-1.16) -	1.15 (1.08-1.23)^d 1.03 (0.99-1.08) ^d 0.89 (0.82-0.96) ^d 1.19 (1.10-1.28)^d 2.42 (1.15-5.10)^e	-

^a L'outcome in questo caso è la malformazione dell'aorta (analisi ristretta ai nati da madri che vivono entro 6 km da centralina) - ^b L'outcome in questo caso è la malformazione dell'aorta (analisi ristretta ai nati da madri che vivono entro 12 km da centralina) - ^c L'outcome in questo caso è la malformazione dell'arteria polmonare (analisi ristretta ai nati da madri che vivono entro 6 km da centralina) - ^d mortalità per SIDS - ^e mortalità per cause respiratorie

TAB. 2.10 STUDI SU SOTTOGRUPPI VULNERABILI NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – BAMBINI IN ETÀ PERINATALE. STUDIES ABOUT INFANTS

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti e degli esiti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
<i>Gao et al, 2013</i>	Cina (Hong Kong)	3 168 bambini in età scolare (media 9 aa)	Cross-sectional Marzo-giugno 2004	Medie annuali 1996-2003 Raggruppamento in 3 distretti: basso (LPD), medio (MPD), alto (HPD) inquinamento: PM10 medio in LPD 48.9, MPD 55, HPD 57.6 µg/m³ range 20-94 µg/m³ NO₂ range 25-97 µg/m³ O₃ range 6-109 µg/m³ SO₂ range 8-82 µg/m³	<ul style="list-style-type: none"> età altezza professione paterna sibili SO₂ il giorno precedente BMI 	Riduzione funzione respiratoria (FEV1) soprattutto in maschi	-	-	-
<i>Geer et al, 2012</i>	USA, Texas multicentrico	Bambini di età < 1 anno nati nel 1998-2004 1 548 904 nascite	Analisi per trimestre (short term?)	attribuzione esposizione media sulla base della residenza della madre al momento del parto livelli medi: CO: 451 ±91 ppb (IQR 98) NO ₂ : 15.0 ±1.9 ppb (IQR 2.4) SO ₂ : 2.3 ±0.8 ppb (IQR 1.6) O ₃ 25.4 ±4.9 ppb (IQR 5.9) PM10 27.4 ±4.1 µg/m³ (IQR 2.7) PM10 12.6 ±1.0 µg/m³ (IQR 1)	controllo per: <ul style="list-style-type: none"> età materna sexo del neonato razza madre istruzione materna fumo materno alcool materno livello di cure prenatali stato civile ordine di nascita anno di nascita temperatura 	Differenze significative di peso (g) per un aumento di 1 IQR nei livelli di O₃ : 2.72 g (1.11-4.33) SO₂ 4.99 g (1.87-8.11)			

^a L'outcome in questo caso è la malformazione dell'aorta (analisi ristretta ai nati da madri che vivono entro 6 km da centralina)

^b L'outcome in questo caso è la malformazione dell'aorta (analisi ristretta ai nati da madri che vivono entro 12 km da centralina)

^c L'outcome in questo caso è la malformazione dell'arteria polmonare (analisi ristretta ai nati da madri che vivono entro 6 km da centralina)

^d mortalità per SIDS

^e mortalità per cause respiratorie

TAB. 2.11 STUDI SU SOTTOGRUPPI VULNERABILI NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – ANZIANI. STUDIES ABOUT ELDERLY.

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti e degli esiti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
Zeng et al, 2010 <i>Coorte CLHLS (Chinese Longitudinal Healthy Longevity Survey)</i>	Coorte anziani	15 973 persone (9017 oldest-old: ≥ 85 aa e 6956 younger-old: 65-84 aa) • età media: 86.3 aa • disabilità ADL: 30.8% • deficit cognitivo: 40.9% • fumo: 22.8% • alcool: 24.5% • es. fisico regolare: 34% • buone condizioni economiche familiari: 17.3% • sposati/conviventi: 31% • forze occupazionali nell'area ≥ 70%: 80% • GDP pro-capite medio di area ≥ 2000\$: 87.4% • analfabetismo nell'area < 5%: 15% • area montuosa ≥ 70%: 52.6%	3 aa	API: Air Pollution Index nel 1995 (per valutare effetti tardivi dell'inquinamento nel 2002-2005) che va da 1 (area poco inquinata) a 7 (area molto inquinata) media di indice di inquinamento (API da 1 a 7): 3.52	Aggiustamento per fattori individuali: • età • sesso • etnia • supporto familiare • istruzione • professione e reddito dichiarato adeguato • fumo • alcool ed es. fisico e per fattori ecologici (reddito medio di area, % di persone di età 15-64 aa, tasso di analfabetismo, temperatura, piogge, montuosità)	OR per chi vive in aree più inquinate (API=7 vs API=1)	1.02 (0.97-1.07) ^a	-	-
	Cina		(2002-2005)				1.08 (1.01-1.16) ^b	-	-
	Multicentrico						1.25 (1.18-1.34) ^c	-	-
	866 aree e città da 22 province cinesi						1.09 (1.01-1.18) ^d	-	-
Zeger 2008 <i>MCAPS (Medicare Cohort Air Pollution Study)</i>	Coorte anziani	13.2 milioni di persone ≥ 65 aa residenti in aree urbane: covariate ecologiche a livello di ZIP code: • diplomati: 49% • laureati: 29% • poveri: 11% • disoccupati: 5% • reddito mediano: 40,4 mila \$ • COPD SMR (indicatore indiretto di fumatori): 99.6	Ecologico	PM2.5 media su 6 anni (2000-2005) misurato da 1006 centraline PM2.5: 13.2 (11.1-14.9) µg/m ³	Aggiustamento per • età (stratificazione in 3 fasce) e covariate ecologiche: • SES (% di diplomati, % di laureati, % di poveri, % di disoccupati, reddito mediano), • fumo (COPD SMR) (indicatore indiretto di fumo stratificazione per area geografica	RR per ogni ↑ di 10 µg/m³ di: PM2.5	-	-	
	U.S.A.		(2000-2005)						1.07 (1.05-1.09) ^e 1.13 (1.09-1.17) ^f 0.99 (0.97-1.01) ^g
	Multicentrico	4 568 ZIP codes							

^a OR di mortalità per tutte le cause

^b OR di deficit di salute complessiva misurata secondo il Cumulative Deficit Index (DI): cut off di 0.45 (10.3% degli intervistati aveva un punteggio inferiore)

^c OR di disabilità ADL: viene considerato disabile chi ha bisogno di aiuto in una delle 6 attività indagate dall'ADL (lavarsi, vestirsi, muoversi, andare in bagno, mangiare, continenza)

^d OR di deficit cognitivo secondo il MiniMental State Examination (MMSE) se punteggio < 18/30

^e aree orientali - ^f aree centrali - ^g aree occidentali

TAB. 2.12 STUDI SU SOTTOGRUPPI VULNERABILI NON INCLUSI NELLA REVIEW DI POPE E DOCKERY – DONNE. STUDIES ABOUT WOMEN.

Studio	Paese e caratteristiche dello studio	Dimensioni e caratteristiche della coorte	Follow-up	Misurazione e livello di inquinanti e degli esiti	Confondenti considerati nell'analisi	Misura di associazione	Mortalità per cause RR (IC 95%)		
							Tutte	Cardiopulmonari	cancro polmone
<p>Gehring et al, 2006</p> <p><i>Follow up di cross-sectional studies su donne di 50-59 aa</i></p>	<p>Coorte donne</p> <p>Germania</p> <p>Multicentrico</p> <p>10 aree e 7 città dell'area industriale della North Rhine-Westphalia</p>	<p>4 752 donne di 50-59 aa</p> <ul style="list-style-type: none"> Stato socioeconomico basso: 29.6%, medio: 47.2%, alto: 23.1% fumo: fumatrici 16% esposizione occupazionale 15% BMI normopeso 32%, sovrappeso 42%, obese 26% Asma o BPCO 20% Ipertensione 30% 	<p>Mediano 12.9 aa</p> <p>(dal 1985 al 2002-2003)</p>	<p>Da centrale PM10 medio calcolato su 1 anno (o 5 anni) al baseline a partire da TSP (0,71xTSP): 43.7 (range 34.8-52.5) µg/m³. IQR=7 µg/m³</p> <p>NO₂ medio 39 (range 20-60) µg/m³. IQR=16 µg/m³</p> <p>Distanza da strada principale ≥ o ≤ 50 m</p>	<p>Aggiustamento per fattori individuali:</p> <ul style="list-style-type: none"> istruzione fumo 	<p>RR per un IQR</p> <p>Di PM10</p> <p>Di NO₂</p> <p>Per chi vive a meno di 50 m vs più di 50 m da strada principale</p>	<p>1.08 (0.94-1.25)</p> <p>1.17 (1.02-1.34)</p> <p>1.29 (0.93-1.78)</p>	<p>1.34 (1.06-1.71)</p> <p>1.57 (1.23-2.00)</p> <p>1.70 (1.02-2.81)</p>	<p>0.92 (0.76-1.10)</p> <p>0.99 (0.83-1.18)</p> <p>1.21 (0.77-1.87)</p>
<p>Heinrich et al, 2013</p> <p><i>Follow up di cross-sectional studies su donne di 50-59 aa</i></p>	<p>Coorte donne</p> <p>Germania</p> <p>Multicentrico</p> <p>10 aree e 7 città dell'area industriale della North Rhine-Westphalia</p>	<p>4 752 donne di 50-59 aa</p> <p>Geocodificati 4615 indirizzi 84% stessa residenza per almeno 5 aa 74.5% stessa residenza 17.5% entro la comunità 7.8% fuori dalla comunità</p> <p>Nelle sopravvivenuti:</p> <ul style="list-style-type: none"> Stato socioeconomico basso: 29.6%, medio: 47.%, alto: 24% fumo: fumatrici 16.0% esposizione occupazionale 15% BMI normopeso 32.6%, sovrappeso 42%, obese 25.2% Asma o BPCO 20% Ipertensione 29.5% 	<p>Max 18.2 aa</p> <p>(dal 1985 al 2008)</p>	<p>Da centrale (65.2% della coorte viveva entro 5 km dalla centralina) PM10 medio calcolato sull'anno del reclutamento al baseline (dal 1985 al 1994) a partire da TSP (0,71xTSP): 43.7 (range 34.8-52.5) µg/m³. IQR=7 µg/m³</p> <p>NO₂ medio 39 (range 20-60) µg/m³. IQR=16 µg/m³</p> <p>Distanza da strada principale ≥ o ≤ 50 m</p>	<p>Aggiustamento per fattori individuali:</p> <ul style="list-style-type: none"> istruzione fumo 	<p>RR per un IQR</p> <p>Di PM10</p> <p>Di NO₂</p> <p>Per chi vive a meno di 50 m vs più di 50 m da strada principale</p>	<p>1.15 (1.04, 1.27)</p> <p>1.18 (1.07-1.30)</p> <p>1.42 (1.12, 1.79)</p>	<p>1.39 (1.17, 1.64) 0.96 (0.60, 1.53)^d</p> <p>1.55 (1.30, 1.84) 1.13 (0.71, 1.80)^d</p> <p>1.95 (1.37, 2.77) 3.54 (1.49, 8.40)^d</p>	<p>1.84 (1.23, 2.74)</p> <p>1.46 (0.92, 2.32)</p> <p>0.62 (0.15, 2.60)</p>
<p>Puett, 2008</p> <p><i>Nurses' Health Study</i></p>	<p>U.S.A.</p> <p>Multicentrico su 13 aree metropolitane nord-est Stati Uniti</p>	<p>66 250 donne infermiere di 30-55 aa reclutamento nel 1976</p> <ul style="list-style-type: none"> età media: 62 aa BMI ≥25: 57% fumatrici: 13%, mai fumatrici: 44% diabete: 7% ipertensione: 40% reddito medio familiare: 67000 \$ 	<p>10 aa</p> <p>(1992-2002)</p>	<p>PM10 stimato da modello additivo generalizzato nei 3-12-24-36 o 48 mesi precedenti l'outcome.</p> <p>esposizione media a PM10 sui 12 mesi precedenti l'evento: 21.6 µg/m³ ± 4.3</p> <p>Il RR aumenta se si usa una media su 24 o 48 mesi</p>	<ul style="list-style-type: none"> Età Anno Stato della residenza Stagione Fumo anamnesi positiva per CAD ipercolesterolemia diabete ipertensione reddito familiare mediano valore mediano della casa 	<p>RR per ogni ↑ di:</p> <p>10 µg/m³ di PM10</p>	<p>1.07 (0.97, 1.18)</p>	<p>1.30 (1.00, 1.71)^a</p> <p>1.08 (0.76, 1.52)^b</p> <p>1.99 (1.23, 3.22)^c</p>	

^a solo cause cardiovascolari - ^b solo cause cardiovascolari in donne con BMI < 30° solo cause cardiovascolari in donne con BMI ≥ 30 - ^d solo respiratorie

BIBLIOGRAFIA

Abbey D.E., Nishino N., McDonnell W.F., Burchette R.J., Knusten S.F., Beeson W.L., *et al.*, 1999. Long-Term Inhalable Particles and Other Air Pollutants Related to Mortality in Nonsmokers. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*;159:373-82.

Balduzzi M., 2003. PM10 Biological effects on human health. *Annali dell'Istituto Superiore di Sanità*;39(3):411-417.

Beelen R., Hoek G., van den Brandt P.A., Goldbohm R.A., Fischer P., Schouten L.J., *et al.*, 2008. Long-term effects of Traffic-Related Air Pollution on Mortality in a Dutch Cohort (NLCS-AIR Study). *Environmental Health Perspectives*;116(2):196-202.

Beelen R., Hoek G., Houthuijs D., van den Brandt P.A., Goldbohm R.A., Fischer P., *et al.*, 2009. The joint association of air pollution and noise from road traffic with cardiovascular mortality in a cohort study. *Occupational and Environmental Medicine*;66(243-250).

Bluhm G., Eriksson C., 2011. Cardiovascular effects of environmental noise: Research in Sweden. *Noise & Health*;13(52):212-6.

Boldo E., Medina S., LeTertre A., Hurley F., Mücke H.G., Ballester F., *et al.*, 2006. Health impact assessment of long-term exposure to PM2.5 in 23 European cities. *European Journal of Epidemiology*;21:449-58.

Cao J., Yang C., Li J., Chen R., Chen B., Gu D., Kan H., 2011. Association between long-term exposure to outdoor air pollution and mortality in China: a cohort study. *Journal of Hazardous Materials*;186:1594-1600.

Cesaroni G., Porta D., Badaloni C., Stafoggia M., Eeftens M., Meliefste K., Forastiere F., 2012. Nitrogen dioxide levels estimated from land use regression models several years apart and association with mortality in a large cohort study. *Environmental Health*, 11:48

Cesaroni G., Badaloni C., Gariazzo C., Stafoggia M., Sozzi R., Davoli M., Forastiere F., 2013. Long-Term Exposure to Urban Air Pollution and Mortality in a Cohort of More than A Million Adults in Rome. *Environmental Health Perspective*; Jan 8.

Chang C.C., Tsai S.S., Chiu H.F., Wu T.N., Yang C.Y., 2009. Traffic Air Pollution and Lung Cancer in Females in Taiwan: Petrol Station Density as an Indicator of Disease Development. *Journal of Toxicology and Environmental Health*;72(Part A):651-657.

Chen H. and Goldberg M.S., 2009. The effects of outdoor air pollution on chronic illness. *McGill Journal of Medicine*;12(1):58-64.

COMEAP, Committee on ME of P, 2009. Long-Term Exposure to air pollution: effect on mortality. A report by the Committee on the Medical Effects of Air Pollutants. United Kingdom Health Protection Agency.

Committee on Environmental Health, 2004. Ambient Air Pollution: Health Hazards to Children. *Pediatrics*;114(1699-1707).

Deguen S., Zmirou-Navier D., 2010. Social inequalities resulting from health risks related to ambient air quality - A European review. *European Journal of Public Health*;20(1):27-35.

Demaria M., Lorusso B., Pispico R., Galassi C., Zengarini N., Scarinzi C., Gandini M., Costa G. and Cadum E., 2016. Long term effects of air pollution in Turin, Northern Italy. A population-based cohort study. In: Abstracts of the Epidemiology (ISEE). Abstract [P2-129]. Research Triangle Park, NC:Environmental Health Perspectives; <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.isee2016>.

Dixon J., 2002. Kids Need Clean Air: Air Pollution and Children's Health. *Family and Community Health*;24(4):9-26.

Dockery D.W., Pope C.A. III, Xu X., Spengler J.D., Ware J.H., Fay M.E., *et al.*, 1993. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *New England Journal of Medicine*;329:1753-9.

Dockery D.W., Pope C.A., Xiping X., Spengler J.D., Ware J.H., Fay M.E., Ferris B.G. jr, Speizer F.E., 1993. An association between air pollution and mortality in six US cities. *N Eng J Med*; 329: 1753 – 1759.

Dominici F., Peng R.D., Zeger S.L., White R.H., Samet J.M., 2007. Particulate Air Pollution and Mortality in United States: did Risks Change from 1987 to 2000? *American Journal of Epidemiology*;166(8):880-8.

Enstrom J.E., 2005. Fine Particulate Air Pollution and Total Mortality Among Elderly Californians, 1973-2002. *Inhalation Toxicology*;17:803-16.

EEA European Environment Agency, 2010. State and Outlook 2010 air pollution. <http://www.eea.europa.eu/soer/europe/air-pollution>. Ultimo accesso: 01/06/2011.

-
- Fann N., Lamson A.D., Anenberg S.C., Wesson K., Risley D., Hubbell B.J., 2011. Estimating the National Public Health Burden Associated with Exposure to Ambient PM(2.5) and Ozone. *Risk Analysis* 2012. *Risk Anal.* 2012 Jan;32(1):81-95. doi: 10.1111/j.1539-6924.2011.01630.x. Epub May 31.
- Filleul L., Rondeau V., Vandertorren S., Le Moual N., Cantagrel A., Annesi-Maesano I., *et al.*, 2005. Twenty five year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey. *Occupational and Environmental Medicine*;62:453-60.
- Finkelstein M.M., Jerrett M., DeLuca P., Finkelstein N., Verma D.K., Chapman K., *et al.*, 2003. Relation between income, air pollution and mortality: a cohort study. *Canadian Medical Association Journal*;169(5):397-402.
- Franchini M., Mannucci P.M., 2010. Thrombogenicity and cardiovascular effects of ambient air pollution. *Blood* ; doi: 10.1182/blood-2011-04-343111.
- Gandini M., Scarinzi C., Berti G., Demaria M., Rowinski M., Carnà P., Spadea T., Ghigo S., Bande S., Ciancarella L., Costa G., Righini G. and Cadum E., 2016. Long term effects of air pollution on hospital admissions. Results from the Italian cohort in the LIFE MED HISS project. In: Abstracts of the 2016 Epidemiology (ISEE). Abstract P1-035. Research Triangle Park, NC:Environmental Health Perspectives; <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.isee2016>.
- Goss C.H., Newsom S.A., Schildcrout J.S., Sheppard L., Kaufman J.D., 2004. Effect of Ambient Air Pollution on Pulmonary Exacerbations and Lung Function in Cystic Fibrosis. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*;169:816-21.
- Graham L.M., 2004. All I need is the air that I breath: outdoor air quality and asthma. *Paediatric Respiratory Reviews*;5(A):S59-S64.
- Hansen C.A., Barnett A.G., Jalaludin B.B., 2009. Morgan GG. Ambient Air Pollution and Birth Defects in Brisbane, Australia. *PLoS one*;4(4): 5408.
- Heinrich J., Slama R., 2007. Fine particles, a major threat to children. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*;210:617-622.
- Hoek G., Brunekreef B., Goldbohm S., Fischer P., van den Brandt P.A., 2002. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet*;360(1203-09).
- Huynh M., Woodruff T.J., Parker J.D., Schoendorf C., 2006. Relationships between air pollution and preterm birth in California. *Paediatric and Perinatal Epidemiology*; 20:454-461.
- Jerrett M., Burnett R.T., Ma R., Pope C.A. III, Krewski D., Newbold K.B., *et al.*, 2005. Spatial Analysis of Air Pollution and Mortality in Los Angeles. *Epidemiology*;16(6):727-36.
- Jerrett M., Burnett R.T., Pope C.A. III, Kazuhiko I., Thurston G., Krewski D., *et al.* 2009. Long-Term Ozone Exposure and Mortality. *New England Journal of Medicine*;360(11):1085-95.
- Kampa M., Castanas E., 2008. Human Health effects of air pollution. *Environmental Pollution*; 151:362-7.
- Katanoda K., Soube T., Satoh H., Tajima K., Suzuki T., Nakatsuka H., Takezaki T., Nakayama T., Nitta H., Tanabe K., Tominaga S., 2011. Three-prefecture Cohort Study Group. An Association Between Long-Term Exposure to Ambient Air Pollution and Mortality From Lung Cancer and Respiratory Diseases in Japan. *Journal of Epidemiology*;21(2):132-143.
- Krewski D., Burnett R., Jerrett, M., Pope C.A. III, Rainham D., *et al.*, 2005. Mortality and long-term exposure to ambient air pollution: ongoing analyses based on the american cancer society cohort. *Journal of Toxicology and Environmental Health*;68:1093-109.
- Künzli N., 2005. Unifying susceptibility, exposure and time: discussion of unifying analytic approaches and future directions. *Journal of Toxicology and Environmental Health*;68:1263-71.
- IARC, 1989. Monographs on the evaluation of carcinogenic risk to humans. Diesel and gasoline engine exhausts and some nitroarenes. Volume 46. IARC, Lyon.
- Laden F., Schwartz J., Speizer F.E., Dockery D.W., 2006. Reduction in Fine Particulate Air Pollution and Mortality. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*;173(667-672).
- Lipfert F.W., Perry H.M.J., Miller J.P., Baty J.D., Wyzga R.E., Carmody S.E., 2000. The Washington University-EPRI Veterans'cohort mortality study: Preliminary Results. *Inhalation Toxicology*;12(suppl.4):41-73.
- Lipfert F.W., Wyzga R.E. *et al.*, 2006. Traffic density as a surrogate measure of environmental exposure in studies of air pollution health effects: long-term mortality in a cohort of US veterans. *Atmospheric Environment*;40(154-69).
- Maheswaran R., Pearson T., Smeeton N.C., Beevers S.D., Campbell M.J., Wolfe C.D., 2010. Impact of Outdoor Air Pollution on Survival After Stroke. *Population-Based Cohort Study. Stroke*;41:869-877.
-

- Marconi A., 2003. Airborne particulate matter: definitions, health effects, measurement and summary of environmental studies in Rome. *Annali dell'Istituto Superiore di Sanita*;39(3):329-42.
- Martuzzi M., Mitis F., Iavarone I., Serinelli M., 2006. Health impact of PM10 and ozone in 13 Italian cities. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark; ISBN 92 890 2293 0 - WHOLIS number E88700 <http://www.euro.who.int/healthimpact>.
- Maschke C., 2011. Cardiovascular effects of environmental noise: Research in Germany. *Noise & Health*;13(52):205-11.
- Matera M.M., Caldini E.G., Dolhnikoff M., Saldiva P.H.N., 2010. Air pollution and effects on reproductive system functions globally with particular emphasis on the Brazilian population. *Journal of Toxicology and Environmental Health*;13(Part B):1-15.
- McConnell R., Berhane K., Yao L., Jerrett M., Lurmann F., Gilliland F., *et al.*, 2006. Traffic, susceptibility and Childhood asthma. *Environmental Health Perspectives*;114(5):766-72.
- Miller K.A., Siscovick D.S., Sheppard L., Shepherd K., Sullivan J.H., Anderson G.L., *et al.*, 2007. Long-Term Exposure to Air Pollution and Incidence of Cardiovascular Events in Women. *New England Journal of Medicine*;356(5):447-58.
- Næss Ø., Nafstad P., Aamodt G., Claussen B., Rosland P., 2007. Relation between Concentration of Air Pollution and Cause-Specific Mortality: Four Year Exposures to Nitrogen Dioxide and Particulate Matter Pollutants in 470 Neighborhoods in Oslo, Norway. *American Journal of Epidemiology*;165:435-43.
- Nafstad P., Lund Håheim L., Wisløff T., Gram F., Oftedal B., Holme I., *et al.*, 2004. Urban Air Pollution and Mortality in a Cohort of Norwegian Men. *Environmental Health Perspectives*;112(5):610-5.
- Nationalt Center for Miljø og Energi (DMU), 2011. Aarhus universitet. http://www2.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/Expost/database/docs/PPM_conversion.pdf ultimo accesso: 19/08/2011.
- OECD, 2011. OECD environmental data compendium 2006/2007. <http://www.oecd.org/dataoecd/60/12/38105210.pdf>. Ultimo accesso: 01/06/2011.
- OECD, 2011. OECD key environmental indicators. 2008; <http://www.oecd.org/dataoecd/20/40/37551205.pdf>. Ultimo accesso: 01/06/2011.
- Organizzazione MdellaS, Comitato regionale per l'Europa, cinquantaseiesima sessione, 2006. Gaining Health. The European Strategy for the Prevention and Control of Noncommunicable Diseases.; http://www.epicentro.iss.it/temi/croniche/pdf/Strategia_europea_italiano.pdf. Ultimo accesso: 07/06/2011.
- Perez L., Rapp R., Künzli N., 2010. The year of the lung: outdoor air pollution and lung health. *Swiss Med Wkly*;140(w13129): E1-E7.
- Pershagen G., Simonato L., 1990. Epidemiological evidence on air pollution and cancer. In: Tomatis L. (ed.) *Air pollution and human cancer*. Springer-Verlag, Berlin, Pagg. 65 – 74.
- Pope A.C. III, 2000. Epidemiology of Fine Particulate Air Pollution and Human Health: Biological Mechanisms and Who's at Risk? *Environmental Health Perspectives*;108(4):713-723.
- Pope C.A. III, Burnett R.T., Thun M.J., Calle E.E., Krewski D., Ito K., *et al.*, 2002. Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *JAMA*;287(1132-1141).
- Pope C.A. III, Dockery D.W., 2006. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manage Assoc*; 56:709-42.
- Raaschou-Nielsen O., Andersen Z., Hvidberg M., Solvang Jensen S., Ketzel M., Sørensen M., *et al.*, 2011. Lung cancer incidence and long-term exposure to air pollution from traffic. *Environmental Health Perspectives*;under submission.
- Ritz B., Wilhelm M., Zhao Y., 2006. Air Pollution and Infant Death in Southern California, 1989-2000. *Pediatrics*; 118:493-502.
- Sandström T., Frew A.J., Svartengren M., Viegi G., 2003. The need for a focus on air pollution research in the elderly. *European Respiratory Journal*; 21(40):92s-95s.
- Scarinci C., Gandini M., Demaria M., Berti G., Carnà P., Spadea T., Bande S., Piersanti A., Ciancarella L., Costa G. and Cadum E., 2016. Long term effects of air pollution on mortality. Results from the Italian cohort in the LIFE MED HISS project. In: Abstracts of the 2016 I Epidemiology (ISEE). Abstract P2-316. Research Triangle Park, NC: *Environmental Health Perspectives*; <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.isee>.
- Schindler C., Keidel D., Gerbase M., Zemp E., Bettschart R., Brändli O., *et al.*, 2009. Improvement in PM10 Exposure and Reduced Rates of Respiratory Symptoms in a Cohort of Swiss Adults (SAPALDIA). *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*;179:579-87.

Simkovich B.Z., Kleinman M.T., Kloner R.A., 2008. Air pollution and cardiovascular injury. *Epidemiology, Toxicology and Mechanisms. Journal of the American College of Cardiology*;52:719-726.

Speizer F.E., 1986. Overview of the risk of respiratory cancer from airborne contaminants. *Environmental Health Perspectives*; 70: 9 – 15.

Šram R.J., Binková B., Dejmek J., Bobak M., 2005. Ambient Air Pollution and Pregnancy Outcomes: a Review of the Literature. *Environmental Health Perspectives*;113(4):375-382.

Stayner L., Dankovic D., Smith R., Steenland K., 1998. Predicted lung cancer risk among miners exposed to diesel exhaust particles. *Am J Ind Med*; 34: 207 – 219.

Steenland K., Daddens J., Stayner L., 1998. Diesel exhaust and lung cancer in the trucking industry: exposure-response analyses and risk assessment. *Am J Ind Med*; 34: 220 – 228.

Tango T., 1994. Effect of Air pollution on lung cancer: a Poisson regression model based on vital statistics. *Environmental Health Perspectives*;102(suppl 8):41-5.

The University of Texas School of Public Health. Institute for Health Policy. Environmental Noise and Non-Aural Health Effects, 2011. A Research Summary. Research into Action; http://www.sph.uth.tmc.edu/uploadedFiles/Redesign_Website/Research/Research_Centers/Institute_for_Health_Policy/Noise%20Pollution%20Research%20Summary.pdf .

Taurino E., Caputo A., De Lauretis R., 2008. Le emissioni in atmosfera. ISPRA - Dipartimento Stato dell'ambiente e metrologia ambientale; http://www.areurbane.apat.it/site/contentfiles/00037800/37805_Rapporto%20annuale%202009-%20Emissioni%20e%20Qualit%C3%A0%20aria.pdf (ultimo accesso 26/08/2011).

U.S. EPA, 2010. Our Nation's Air. Status and Trends through 2008. February; <http://www.epa.gov/airtrends/2010/>. Ultimo accesso: 01/06/2011.

Vineis P., Hoek G., Kryzanowski M., Vigna-Taglianti F., Veglia F., Airoidi L. *et al.*, 2006. Air pollution and risk of lung cancer in a prospective study in Europe. *International Journal of Cancer*;119:169-174.

Vineis P., Hoek G., Kryzanowski M., Vigna-Taglianti F., Veglia F., Airoidi L. *et al.*, 2007. Lung cancers attributable to environmental tobacco smoke and air pollution in non-smokers in different European countries: a prospective study. *Environmental Health*; 6:7.

WHO, 2013a. Review of evidence on health aspects on air pollution – REVIHAAP project: technical report. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe www.euro.who.int/data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report.pdf , accessed 5 december 2016 .

WHO, 2013b. Health risks of air pollution in Europe - HRAPIE project New emerging risks to health from air pollution – results from the survey of experts By: Susann Henschel and Gabrielle Chan. WHO Regional Office for Europe.

<http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2013/health-risks-of-air-pollution-in-europe-hrapie-project.-new-emerging-risks-to-health-from-air-pollution-results-from-the-survey-of-experts> , accessed 5 December 2016.

Woodruff T.J., Grillo J, Schoendorf K., 1997. The Relationship between Selected Causes of Postneonatal Infant Mortality and Particulate Air Pollution in the United States. *Environmental Health Perspectives*;105(6):608-12.

Woodruff T.J., Parker J.D., Schoendorf K.C., 2006. Fine Particulate Matter (PM2.5) Air Pollution and Selected Causes of Postneonatal Infant Mortality in California. *Environmental Health Perspectives*;114(5):786-90.

Yorifuji T., Kashima S., Tsuda T., Takao S., Suzuki E., Doi H., *et al.*, 2010. Long-term exposure to traffic-related air pollution and mortality in Shizuoka, Japan. *Occupational and Environmental Medicine*;67:111-7.

Zanobetti A., Schwartz J., 2007. Particulate Air Pollution, Progression and survival after Myocardial Infarction. *Environmental Health Perspectives*;115(5):769-775.

Zanobetti A., Bind M.A.C., Schwartz J., 2008. Particulate air pollution and survival in a COPD cohort. *Environmental Health*;7(48).

Zemp E., Elsaesser S., Schindler C., Künzli N., Perruchoud A.P., Domenighetti G. *et al.*, 1999. Long-Term Ambient Air Pollution and Respiratory Symptoms in Adults (SAPALDIA Study). *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*;159:1257-1266.

Zeng Y., Gu D., Purser J., Hoening H., Christakis N., 2010. Associations of Environmental Factors with Elderly Health and Mortality in China. *American Journal of Public Health*;100(2):298-305.

EFFETTI DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO NELLE AREE URBANE DAL PROGETTO SUPERSITO

Andrea Ranzi¹, Serena Broccoli², Simone Giannini¹, Marta Ottone¹, Federica Parmagnani¹, Vanes Poluzzi³, Paola Angelini⁴

¹ARPAE Emilia-Romagna, Centro Tematico Regionale Ambiente e Salute; ²ASL e IRCCS Reggio Emilia, Servizio Interaziendale di Epidemiologia; ³ARPAE Emilia-Romagna, Centro Tematico Regionale Aree Urbane; ⁴Regione Emilia-Romagna, Servizio Prevenzione collettiva e Sanità Pubblica

Il progetto Supersito, realizzato da Regione Emilia-Romagna e Arpae, ha l'obiettivo di migliorare le conoscenze relative agli aspetti ambientali e sanitari del particolato fine (PM_{2.5} e PM₁) e ultrafine (inferiore al PM_{0.1}) presente in atmosfera. È articolato su sette linee progettuali che coprono gli aspetti indagini ambientali, tossicologici ed epidemiologici. All'interno del progetto sono stati collezionati per 3 anni consecutivi i dati sulla massa e le componenti del particolato in 5 punti diversi della regione.

La linea progettuale delle analisi epidemiologiche ha lavorato sulla base dei dati ambientali, coinvolgendo per gli aspetti e le informazioni di esiti di salute tutto il sistema sanitario regionale.

Le indagini epidemiologiche hanno riguardato sia studi sugli effetti a breve termine che a lungo termine del particolato e delle sue componenti. In particolare gli effetti sulla salute del PM_{2.5} sono stati valutati in relazione a tre diversi aspetti: la distribuzione dimensionale delle particelle, specifiche componenti chimiche e specifiche sorgenti emissive.

Sono stati utilizzati i 3 anni di dati (2012-2014) sul particolato e le sue componenti raccolti in 4 siti (2 urbani, 1 urbano-costiero, 1 rurale). L'analisi sulle sorgenti ha utilizzato un modello di *source apportionment*, che ha identificato 6 diverse sorgenti (nitrati e solfati secondari, industria, traffico, combustione di oli pesanti e di biomasse), utilizzati come indicatori di esposizione sorgente-specifica. La popolazione in studio ha superato i 2 milioni di residenti in 71 comuni della regione, con una percentuale preponderante di soggetti residenti in area urbana (67%), contro un 20% di residenti sulla zona costiera e il rimanente 13% in area rurale. Le frazioni dimensionali e la speciazione chimica del PM_{2.5} (composti carboniosi, ioni e metalli), sono stati associati a mortalità naturale, cardiovascolare e respiratoria e a ricoveri urgenti per cause cardiovascolari e respiratorie. Una ulteriore analisi ha valutato il ruolo delle sorgenti del particolato, calcolate a partire dall'analisi di *source apportionment* sulla medesima serie storica. Sono stati stimati gli incrementi percentuali di rischio per variazioni nei range interquartili a differenti lag (da 0 a 6, 0-1, 2-5, 0-5), attraverso modelli di Poisson, controllando per stagionalità, giorni festivi, periodi di influenza, decremento estivo della popolazione e temperatura.

Per quanto riguarda le analisi sugli effetti a lungo termine, è stata costruita una coorte su 51 comuni della regione, con la ricostruzione della storia residenziale dei residenti a partire dal 2001. Le analisi di coorte sono state effettuate utilizzando il modello di Cox, hanno considerato l'esposizione alla massa del particolato fine, alla frazione carboniosa e alle singole sorgenti, così come identificate dall'approccio di *source apportionment*. Gli esiti di salute considerati sono stati la mortalità naturale, respiratoria e cardiovascolare. Un'analisi ulteriore limitata al periodo di raccolta e analisi dei dati sulle sorgenti (2012-2014) è stata effettuata sugli esiti della riproduzione (nascite pretermine, basso peso alla nascita e *small for gestational age*). Le analisi di coorte sono state effettuate sull'intera popolazione e stratificando per singola area, per valutare gli effetti sulla salute su popolazioni solitamente meno indagate in letteratura, come le popolazioni residenti in area rurale.

I primi risultati delle analisi sugli effetti a breve termine hanno mostrato, per i diversi indicatori di esposizione ambientale, le maggiori associazioni con i ricoveri ospedalieri per cause respiratorie. La frazione carboniosa, potassio e calcio sembrano avere un ruolo rilevante nelle associazioni con i vari esiti di salute, così come traffico e combustione di biomasse.

I risultati preliminari di questo progetto sono stati recentemente presentati a 2 convegni: la 28^o Conferenza Annuale dell'International Society of Environmental Epidemiology (ISEE), che si è tenuta a Roma nel settembre 2016 (www.isee2016roma.org), e il 40^o Convegno annuale dell'Associazione Italiana di Epidemiologia, svoltosi a Torino dal 9 all'11 Ottobre 2016 (<http://www.epidemiologia.it/40-congresso-aie-2016-le-evidenze-in-epidemiologia-una-storia-lunga-40-anni/>).

Il progetto è in fase di completamento e i risultati finali verranno presentati nella primavera del 2017.

L'AMBIENTE INDOOR: ELEMENTO DI CRITICITÀ E RISORSA PER LA RIDUZIONE DEGLI EFFETTI SANITARI DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO

Cattaneo Andrea¹, Spinazzè Andrea¹, Zauli Sajani Stefano², Marchesi Stefano², Rovelli Sabrina¹, Lauriola Paolo², Cavallo Domenico Maria¹

¹ Università dell'Insubria, Dipartimento di Scienze e Alta Tecnologia; ² ARPAE Emilia-Romagna, Centro Tematico Regionale Ambiente e Salute

Introduzione

Con l'espressione ambiente indoor ci si riferisce agli ambienti chiusi di vita e di lavoro non industriali, e in particolare quelli adibiti a dimora, lavoro, trasporto e svago. Alcune indagini condotte a livello europeo hanno evidenziato che la popolazione dei centri urbani trascorre in media il 95-97% del tempo in ambienti indoor, il 2-4% nei mezzi di trasporto e solo l'1% nell'ambiente esterno (Fuselli S. *et al.*, 2013a). Studi analoghi sono stati condotti in Italia sulla popolazione residente in alcune aree urbane per acquisire informazioni sugli stili di vita; i risultati di questi studi hanno mostrato come la popolazione italiana trascorra all'interno di ambienti indoor una percentuale media dell'89% del tempo con valori che oscillano tra l'84% e il 93%. In questa percentuale sono altresì compresi i lavoratori che operano nel settore terziario (uffici, commercio, banche, ospedali, scuole ecc.), e che rappresentano più del 67% della popolazione lavorativa italiana (e il 70% del totale dei lavoratori occupati in Europa) (Bastone A. *et al.*; 2006; Fuselli S. *et al.*, 2013b). Considerando la grande quantità di tempo che la popolazione trascorre in questo tipo di ambienti, l'inquinamento degli ambienti indoor derivante dalla presenza, spesso concomitante, di agenti fisici (radiazioni ionizzanti e non ionizzanti), chimici (composti organici e inorganici, sotto forma di gas, vapori o materiale particolato) e biologici (microrganismi, muffe e acari) rappresenta dunque una questione ad oggi molto rilevante.

Per quanto riguarda gli agenti chimici in particolare, nel corso degli ultimi decenni, la qualità dell'aria indoor è andata incontro ad un progressivo cambiamento sia dal punto di vista qualitativo che quantitativo, con un aumento di alcune sostanze inquinanti e dei relativi livelli in aria. A tal proposito, diversi studi hanno evidenziato la presenza negli ambienti indoor di numerosi agenti inquinanti (come ad esempio biossido d'azoto, biossido di zolfo, composti organici volatili, idrocarburi policiclici aromatici e particolato atmosferico aerodisperso) che, anche per esposizioni croniche a basse concentrazioni, possono determinare effetti sulla salute non ancora completamente noti (Sarigiannis D.A. *et al.*, 2011). È da notare poi che alcuni studi hanno messo in evidenza che, in presenza di fonti interne e bassi livelli di ricircolo dell'aria, le concentrazioni di inquinanti rilevabili negli ambienti indoor, possono essere di molto superiori rispetto a quelli rilevati all'esterno (Salthammer T. *et al.*, 2010). In definitiva, gli inquinanti chimici indoor, agendo singolarmente o in combinazione con altri fattori, possono determinare una diminuzione del comfort ambientale e, in alcuni casi, rischi per la salute umana. L'esposizione agli inquinanti presenti nell'aria indoor può essere infatti responsabile dell'insorgenza di specifiche patologie o dell'aggravamento di patologie già esistenti, con particolare riferimento alle fasce di popolazione più vulnerabili, in relazione anche alla suscettibilità individuale (Franchi M *et al.*, 2006). Oltre a queste patologie ben definite possono manifestarsi sintomatologie "caratterizzate da effetti neurosensoriali che determinano condizioni di malessere, diminuzione del comfort degli occupanti e percezione negativa della qualità dell'aria" (sindrome dell'edificio malato o *Sick Building Syndrome*) (Bastone A. *et al.*, 2006).

L'interesse per la qualità dell'aria indoor in Europa è in crescita per le misure in atto di contenimento dei consumi energetici e per i rischi correlabili agli inquinanti secondari di reazione (Wolkoff P. *et al.*, 2013). In questo contesto, e considerando l'enorme interesse in termini di impatti sulla salute umana, durante gli ultimi anni sono stati promossi diversi progetti di ricerca europei finalizzati allo studio dell'esposizione a inquinanti in ambienti indoor e alla gestione di tali ambienti. Tuttavia, l'incidenza e le cause di sintomi e di patologie potenzialmente correlabili all'inquinamento dell'aria indoor, in particolare agli inquinanti secondari di reazione, non sono ancora completamente note, così come le più efficaci misure per la loro prevenzione. Considerata l'ampiezza della tematica, e la grande numerosità degli agenti di rischio chimici legati agli ambienti indoor, il presente contributo intende presentare una breve discussione di alcuni agenti chimici che tipicamente possono essere presenti negli ambienti indoor, fornendo indicazioni utili allo studio dell'esposizione della popolazione generale negli ambienti indoor, quale contributo all'esposizione giornaliera ad agenti chimici potenzialmente pericolosi per la salute.

Particolato atmosferico aerodisperso (PM) e particolato ultrafine (UFP)

Il particolato atmosferico aerodisperso (PM) è uno degli inquinanti ritenuti più critici per quanto riguarda gli effetti sulla salute: sono infatti numerosi gli studi che associano l'esposizione ad aumenti di mortalità; come noto, gli effetti acuti sono principalmente a carico del sistema respiratorio e cardiovascolare (Anderson J.O. *et al.*, 2012), mentre effetti legati a esposizioni a lungo termine sono stati confermati anche da recenti studi (WHO, 2014). A questo proposito, numerosi riscontri evidenziano l'importanza di una valutazione del contributo degli ambienti indoor all'esposizione media giornaliera, in quanto: (i) la presenza di biomarker specifici per alcuni effetti è maggiormente correlata all'esposizione personale a PM rispetto alla concentrazione di fondo (background) urbana (Sorensen M. *et al.*, 2003); (ii) la concentrazione di PM negli ambienti indoor è generalmente considerata una buona approssimazione dell'esposizione personale, soprattutto considerando che la popolazione spende la maggior parte del proprio tempo in ambienti indoor (Schweizer C. *et al.*, 2007); (iii) la composizione chimica del PM a genesi indoor può variare molto rispetto al PM outdoor della stessa area. Tali differenze possono influenzare in maniera importante il potenziale impatto sulla salute. Bisogna notare che il particolato indoor può anche essere costituito da particelle generate outdoor, in funzione del grado di ventilazione e permeabilità all'ambiente indoor, che quindi influenza in maniera significativa le concentrazioni indoor di PM (e degli altri inquinanti), così come la distribuzione dimensionale del particolato stesso (Rojas-Bracho L. *et al.*, 2000). È noto che l'efficienza di infiltrazione/penetrazione del PM presente all'esterno degli edifici (generato per la maggior parte da processi di combustione e reazioni chimiche in atmosfera, oltre che da sorgenti naturali come i suoli e gli spray marini) dipende dalle dimensioni delle particelle (Chen C. *et al.*, 2011) e da caratteristiche strutturali e impiantistiche dell'edificio stesso. Ad esempio, in un recente studio è stato evidenziato che serramenti di buona qualità sono protettivi nei confronti dell'infiltrazione di particolato quasi-ultrafine (Urso P. *et al.*, 2015). Poiché il fattore di infiltrazione è tendenzialmente compreso tra 0,2 e 0,8 (Chen C. *et al.*, 2011), in assenza di specifiche sorgenti indoor gli ambienti confinati garantiscono una riduzione dell'esposizione rispetto ai rispettivi livelli outdoor, specie nei confronti della quota ultrafine e di quella grossolana del PM. In particolare, un recentissimo studio nella città di Bologna ha investigato il contributo dato dalla sola infiltrazione di PM generato outdoor in ambienti indoor non occupati da persone e quindi privi di sorgenti, in un locale affacciato a una strada trafficata e in uno dello stesso edificio prospiciente al giardino interno. Sono stati stimati dei rapporti medi indoor/outdoor di 0,39 per la quota ultrafine del PM e di 0,66 per il PM_{2.5} sul lato della strada e di 0,55 e 0,60 sul retro dell'edificio. Ne risulta che l'involucro abitativo offre una protezione maggiore per le particelle ultrafini rispetto a quelle fini, specialmente in condizioni di elevata concentrazione (Zauli Sajani S. *et al.*, 2016). Un altro recente studio si è occupato di studiare i potenziali determinanti del PM in ambienti indoor ad uso residenziale (Urso P. *et al.*, 2015): lo studio riconosce come determinante principale delle concentrazioni indoor di PM il traffico veicolare nella prossimità degli ambienti monitorati. Questa evidenza suggerisce che tale penetrazione di particolato negli ambienti indoor dovrebbe costituire un elemento da tenere in considerazione ai fini della valutazione dell'esposizione, al fine di prevenire potenziali effetti negativi sulla salute così come nella pianificazione urbanistica, sebbene altri studi dimostrino come possano esistere differenze significative nell'esposizione a inquinanti per le persone che vivono nello stesso edificio nei pressi di strade trafficate (Zauli Sajani S. *et al.*, 2016).

Non va nondimeno sottovalutata la possibile presenza di specifiche sorgenti indoor che contribuiscono all'aumento delle concentrazioni di particolato indoor negli ambienti residenziali (Urso P. *et al.*, 2015), con particolare riferimento al fumo di tabacco (ETS: environmental tobacco smoke), in particolar modo per la frazione PM_{0.5} o all'utilizzo di fornelli e sistemi di riscaldamento a gas, uso di legna da ardere, di caminetti per legna da ardere (PM_{0.5-1}) o attività di pulizia. La combustione della legna, nello specifico è un'importante sorgente di idrocarburi policiclici aromatici adsorbiti sul PM, con contributi non solo diretti (presenza di stufe o camini nelle abitazioni), ma anche derivanti dall'infiltrazione dell'aria contaminata dall'esterno (Cattaneo A. *et al.*, 2016). Altre sorgenti sono rappresentate dal risollevarimento di polveri sedimentate dai pavimenti che è stato confermato come un rilevante fattore associato all'aumento delle concentrazioni di particolato grossolano (PM_{2.5-10}) in ambienti indoor ad elevata densità di occupanti (Rovelli S. *et al.*, 2014, così come l'utilizzo di stampanti o fotocopiatrici (Black M.S. *et al.*, 1996) o la presenza di garage attigui all'edificio che rappresenta un fattore che contribuisce all'aumento del particolato indoor (nella frazione PM_{0.5-10}) (Urso P. *et al.*, 2015). Al contrario, una riduzione delle concentrazioni di PM è stata osservata in associazione ad alcuni fattori specifici, quali l'uso della cappa aspirante durante la cottura dei cibi (PM_{0.5-1}) e la chiusura di porte e finestre (PM_{02.5}) (Urso P. *et al.*, 2015). Un recente studio mostra

come ambienti generalmente privi di importanti sorgenti di particolato fine e ultrafine, come le aule scolastiche, comportino un abbattimento delle concentrazioni di PM_{2.5} rilevate all'esterno degli edifici stessi, con rapporti indoor/outdoor mediamente variabili tra 0.7 e 0.9 (Rovelli S. *et al.*, 2014). La frazione grossolana del particolato (PM_{2.5-10}) risultava di prevalente origine indoor: questo fattore contribuisce a avvalorare l'importanza di mantenere una buona ventilazione negli ambienti domestici nel momento in cui sia necessario ridurre le concentrazioni di particolato (ad esempio nel caso in cui sia previsto il risollevarlo di polvere da superfici orizzontali, come durante le operazioni di pulizia) (Urso P. *et al.*, 2015).

Recentemente numerosi studi sono stati condotti al fine di caratterizzare l'esposizione della popolazione anche alla frazione ultrafine del particolato (UFP: particelle con dimensione < 100 nm) e identificare le principali sorgenti di UFP anche negli ambienti indoor. Tale frazione del particolato rappresenta infatti un potenziale rischio per la salute (Oberdoster G. *et al.*, 2005). Per quanto riguarda l'esposizione a UFP, è possibile affermare che le sorgenti sono generalmente riconducibili a processi di formazione primaria da combustione (es. traffico veicolare, combustione di gas), oltre che a processi di formazione secondaria (es. reazioni fotochimiche, condensazione) (Seinfeld J.H. *et al.*, 2006). Si tratta dunque di inquinanti sostanzialmente ubiquitari negli ambienti urbani e negli ambienti outdoor. Per quanto riguarda l'esposizione cumulativa della popolazione generale (data dal prodotto delle concentrazioni rilevate per il tempo di esposizione), recenti evidenze hanno mostrato che i livelli di esposizione mediamente più elevati sono stati osservati proprio per gli ambienti indoor, con livelli superiori anche di un ordine di grandezza rispetto ai outdoor urbani, che quindi hanno un contributo limitato all'esposizione totale (Spinazzè A. *et al.*, 2014). Gli ambienti "di transito" (caratterizzati dalla stretta relazione con il traffico veicolare) contribuiscono invece in maniera significativa all'esposizione giornaliera totale, specialmente considerando il limitato periodo di tempo che viene speso in questo tipo di ambienti. È bene notare che lo stesso studio evidenzia come alcuni fattori demografici e sociodemografici (es. età, genere, professione), così come fattori ambientali e stagionali, siano da considerare come importanti determinanti dell'esposizione a UFP in ambiente indoor e in ambiente urbano (Spinazzè A. *et al.*, 2014).

Composti organici volatili e aldeidi

Recentemente, alcuni studi hanno documentato i possibili effetti sulla salute derivanti dall'esposizione indoor a composti organici volatili (COV) (Wolkoff P., 2013). Tra i COV tipicamente più studiati in ambienti indoor è possibile elencare benzene, toluene, etilbenzene e xileni (BTEX), oltre a n-esano, 2-butossietanolo, 2-etilesanolo, stirene e alcuni terpeni (principalmente α -pinene, d-limonene) e aldeidi (principalmente formaldeide, ma anche acetaldeide, acroleina, propanale, benzaldeide, glutaraldeide e esanale). Tutti questi COV sono noti per il loro possibile impatto sulla salute umana (WHO, 2010; Wolkoff P., 2013), o in quanto tipicamente emessi da sorgenti indoor (Cacho C. *et al.*, 2013). Un'accurata identificazione delle sorgenti e dei determinanti dell'esposizione a COV nei microambienti indoor è necessaria per lo sviluppo di strategie di prevenzione nella progettazione, nel funzionamento e nella manutenzione degli edifici (De Oliveira Fernandes E. *et al.*, 2015). Sebbene ogni ambiente indoor rappresenti uno scenario particolare e indipendente, è possibile individuare degli aspetti in comune, considerando i risultati dei più recenti studi a proposito dell'identificazione delle sorgenti degli inquinanti indoor. A questo proposito, i livelli indoor di benzene, toluene, xileni ed etilbenzene (BTEX) sono generalmente riconducibili al contributo dell'inquinamento outdoor, specie in ambienti urbani (Hänninen O.O. *et al.*, 2004). A tal proposito, i dati di letteratura indicano che in linea generale gli ambienti indoor non esercitano una rilevante funzione protettiva in termini di riduzione dell'esposizione degli occupanti rispetto alle concentrazioni di BTEX che normalmente si rilevano all'esterno degli edifici, con rapporti indoor/outdoor piuttosto variabili (da 0,2 a >5) (Di Gennaro G. *et al.*, 2014) ma che si attestano generalmente attorno all'unità (Geiss O. *et al.*, 2011).

In alcuni casi, e per alcune sostanze del gruppo dei BTEX, (in particolare toluene e xileni) vi possono essere anche sorgenti negli stessi ambienti indoor, legati ad esempio alla riemissione dai materiali da costruzione e arredo come tappeti, gesso e collanti (Missia D.A. *et al.*, 2010). Allo stesso modo i materiali derivati dalle lavorazioni del legno e usati per costruzione e arredi sono stati identificati come le maggiori sorgenti di aldeidi in ambienti indoor (Geiss O. *et al.*, 2011). Materiali plastici, vernici e pitture sono state identificate come sorgenti di 2-butossiesanolo e butanolo (Geiss O. *et al.*, 2011). L'uso di prodotti di pulizia è stato associato all'incremento di livelli di terpeni (es. d-limonene, α -pinene) in diversi studi (Geiss O. *et al.*, 2011; Wolkoff P., 2013). Per quanto riguarda la possibile formazione di inquinanti secondari, alcuni studi suggeriscono che le reazioni di ossidazione tra ozono e terpeni possano generare formaldeide (Geiss O. *et al.*, 2011) e una serie di altre sostanze, sia

aeriformi che particellari, con un certo potenziale tossicologico (Wolkoff P., 2013; Nørgaard A.W. *et al.*, 2014)

Come detto, dunque i COV presenti negli ambienti indoor possono derivare da una molteplicità di sorgenti, come materiali da costruzione, arredi, vernici e intonaci, colle, cere, materiali di rivestimento (Missia D.A. *et al.*, 2010). La presenza stessa di persone all'interno degli ambienti indoor può essere sorgente di emissione di composti organici, così come le attività svolte presso gli ambienti indoor ad uso ufficio (es: l'utilizzo di stampanti e fotocopiatrici) possono contribuire ad aumentare le concentrazioni di diversi COV. Al fine di gestire questo aspetto, un approccio preventivo deve prevedere due strategie integrate: controllo delle sorgenti e adeguata ventilazione. Il controllo delle sorgenti deve essere considerato prioritario a tutti i livelli, dalla scelta dell'area su cui costruire l'edificio, attraverso la progettazione dell'edificio e scelta dei materiali, fino all'uso, la gestione e la manutenzione dello stesso. In questo ambito sono da segnalare le attività svolte nel contesto dei progetti e EU_LCI e EPHECT. Nell'ambito di EU_LCI è stato effettuato un censimento di circa 100 sostanze chimiche prioritarie usate nei materiali di costruzione e, quindi, ne sono stati definiti i relativi livelli massimi consentiti in termini di emissione, affinché il materiale non sia da classificare come pericoloso in relazione alla potenziale esposizione in ambienti indoor (EU-LCI Working group). Nel progetto EPHECT sono stati invece valutati i principali prodotti di consumo e le relative sostanze chimiche prioritarie che hanno un impatto sulla esposizione in ambienti indoor (Trantallidi M. *et al.*, 2015)

Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)

L'insorgenza di alcuni effetti sulla salute conseguenti all'esposizione in ambienti indoor può essere associata alla composizione chimica del PM, che può contenere alcune sostanze pericolose, quali ad esempio gli IPA, generati da processi di combustione incompleta di sostanze organiche. Gli IPA sono composti semi-volatili che possono essere originati ad esempio dalla combustione di legna e combustibili fossili. Alcuni IPA sono stati riconosciuti come cancerogeni per l'uomo (IARC, 2010) e come inquinanti indoor prioritari (WHO, 2010). Quando presenti in atmosfera, gli IPA con basso peso molecolare tendono a concentrarsi in fase gassosa, mentre gli IPA con elevato peso molecolare tendono ad essere adsorbiti sul particolato. Gli IPA tipicamente presenti in fase gassosa sono considerati meno cancerogeni e la loro tossicità equivalente - calcolata rispetto al benzo(a)pirene - è sostanzialmente trascurabile rispetto a quella degli IPA in fase particolato (Gregoris E. *et al.*, 2014).

Per quanto riguarda gli ambienti indoor, tra le sorgenti, l'infiltrazione di IPA originati outdoor sembra essere la sorgente prevalente. L'aria outdoor, è infatti direttamente contaminata da alcune tipiche sorgenti di IPA quali le emissioni provenienti da traffico veicolare (Perrone M.G. *et al.*, 2014), riscaldamento domestico (Marchand N. *et al.*, 2004), incenerimento di rifiuti (Harrison R.M. *et al.*, 1996), attività industriali, produzione di asfalti, combustione di biomasse e di legname, combustione di oli pesanti (Masiol M. *et al.*, 2012). Tra le tipiche sorgenti indoor, una delle fonti prevalenti è sicuramente il fumo di tabacco (Castro D. *et al.*, 2011), seguita da: sistemi di riscaldamento domestici, specialmente stufe e caminetti (Ozgen S. *et al.*, 2014), cottura di alimenti (Zhu L.Z. and Wang J., 2003), combustione di gas naturale (Mitra S. and Ray B., 1995) e sorgenti più sporadiche come l'uso di candele (Derudi M. *et al.*, 2012, 2014), incensi e repellenti per insetti (Ohura T. *et al.*, 2005). Altri fattori associati con l'aumento dei livelli IPA indoor sono l'altezza del piano abitativo (Jung K.H. *et al.*, 2011) e l'età della costruzione (Li A. *et al.*, 2005; Ohura T. *et al.*, 2005). Uno studio condotto nella pianura padana ha recentemente confermato che l'infiltrazione in ambienti indoor di IPA di origine outdoor rappresenta la maggiore sorgente di IPA per gli ambienti indoor nel periodo invernale, con un contributo rilevante associato alla combustione di biomassa, mentre il traffico veicolare è stato identificato come importante sorgente di IPA negli ambienti domestici durante l'intero arco dell'anno. Come anticipato, il fumo di sigaretta ha avuto un impatto importante nel definire i livelli di IPA negli ambienti residenziali, in particolare rispetto al contributo di altre possibili sorgenti come la combustione di gas naturale e la cottura di alimenti, che invece hanno fornito un contributo trascurabile (Cattaneo A. *et al.*, 2016).

Altri inquinanti gassosi: CO, NO₂, O₃

Altri inquinanti gassosi rivestono un ruolo importante nella definizione della qualità dell'aria in ambienti indoor. Tra questi i principali contaminanti chimici comprendono alcuni gas di combustione, tra cui biossido di azoto (NO₂), biossido di zolfo (SO₂), monossido di carbonio (CO) e ozono (O₃). Tra gli ossidi d'azoto il biossido è il composto più rilevante in termini di impatto sulla salute umana. È

stato osservato che l'esposizione a piccole concentrazioni di NO₂ (1-2,5 ppm) diminuisce la funzione respiratoria dei bambini e probabilmente anche degli adulti. Ricerche sperimentali nell'animale e alcuni dati epidemiologici sembrano indicare un effetto interattivo di questo gas con altri inquinanti, con produzione di effetti immunodepressivi e di modificazioni della funzionalità del polmone. Nelle aree urbane le fonti antropogeniche di questi composti (traffico motorizzato, impianti di riscaldamento, industrie e sistemi di combustione in generale) sono particolarmente concentrate e pertanto si ritrovano concentrazioni annuali medie dell'ordine di 20-90 µg/m³ di NO₂, con valori massimi episodici che possono raggiungere livelli prossimi al mg/m³. In linea di massima, nell'aria degli ambienti indoor europei e nordamericani si riscontrano concentrazioni di NO₂ leggermente inferiori rispetto ai corrispettivi livelli outdoor, specie in assenza di sorgenti di combustione (Cattaneo A. *et al.*, 2011).

Il CO presente nell'aria degli ambienti confinati proviene principalmente dal fumo passivo e da fonti di combustione non dotate di idonea aspirazione (cucine e caldaie a gas). Il CO può anche provenire dall'esterno quando il locale si affaccia su strade ad intenso traffico veicolare, o in si trovi in prossimità una officina meccanica o di garage. Data l'efficacia degli interventi di riduzione del CO negli ambienti urbani degli ultimi decenni, come l'introduzione delle marmitte catalitiche, che hanno portato a una riduzione delle concentrazioni ambientali di almeno un ordine di grandezza nelle aree urbane, i rischi per la salute relativi a questo agente chimico permangono in alcuni casi sporadici di ambienti indoor in cui ad esempio non vengano rispettate le più elementari norme di manutenzione degli impianti di riscaldamento e produzione di acqua calda sanitaria. In tali situazioni, elevati livelli di esposizione a CO possono sussistere, con un conseguente ampio spettro di possibili effetti acuti sulla salute umana, modulati in funzione dell'entità dell'esposizione stessa. Il riconoscimento di tali effetti, strettamente correlati alla quantità di carbossiemoglobina nel sangue, è piuttosto difficile per la specificità dei sintomi e per la lunga latenza della risposta.

L'O₃, naturalmente presente a bassi livelli nella bassa atmosfera, è principalmente prodotto da reazioni fotochimiche in cui sono coinvolti alcuni inquinanti primari come NO_x e COV; a sua volta partecipa attivamente ad una serie di possibili reazioni chimiche in atmosfera, agendo per esempio come agente ossidante di composti organici. Negli ambienti indoor, l'O₃ è tendenzialmente presente in basse concentrazioni, con rapporti indoor/outdoor piuttosto contenuti (generalmente tra 0,2 e 0,7) (Stranger M. *et al* 2007;), anche in considerazione dell'elevata reattività con i COV, specie in ambienti indoor in cui alcuni di questi (ad esempio i terpeni) possono essere particolarmente concentrati. Formaldeide e particelle ultrafini sono solo alcuni dei possibili prodotti di reazioni di ozonolisi che coinvolgono i terpeni presenti nei prodotti per la detersione, come il d-limonene e l'alpha-pinene (Nørgaard A.W. *et al.*, 2014).

Indicazioni utili sulla qualità dell'ambiente indoor

Le misure di prevenzione volte a limitare l'inquinamento indoor (in particolare, fumo passivo e inquinanti derivati dalla combustione) possono determinare importanti benefici per la salute. Lo scopo della prevenzione è minimizzare i rischi per la salute presenti negli ambienti indoor e contenere le sostanze inquinanti a livelli di concentrazioni non pericolose e quindi consentire alla maggioranza degli occupanti di trovarsi nelle condizioni di soddisfazione (ASHRAE, 1989). Migliorare l'aria degli ambienti indoor è un problema complesso, correlato ad una molteplicità di fattori. Come detto, infatti, negli ambienti indoor sono presenti diversi inquinanti che possono interagire tra loro e provenire da sorgenti diverse. Allo stesso modo, l'entità delle emissioni è influenzata dalle attività degli occupanti e dalle condizioni degli edifici, oltre che dal microclima (Fuselli S. *et al.*, 2013b).

Per questo motivo, una corretta gestione della qualità dell'aria indoor, deve prevedere (i) il rispetto di standard e valori guida di qualità dell'aria, (ii) la messa in opera di interventi integrati di gestione del rischio e (iii) la diffusione di iniziative di sanità pubblica, quali campagne di comunicazione e di educazione sanitaria. Per quanto riguarda il primo punto, una proposta di valori limite indoor è stata elaborata dal progetto europeo INDEX (2006); inoltre, l'Organizzazione Mondiale della Sanità ha pubblicato delle linee guida che definiscono i limiti per alcuni inquinanti indoor per i quali le conoscenze scientifiche relative agli effetti dannosi sull'uomo sono state giudicate accettabili (WHO, 2010). A questo proposito i principali inquinanti indoor sono stati studiati in differenti tipologie di edifici (uffici, abitazioni, scuole) e classificati in ordine di priorità soprattutto nell'ambito di progetti di ricerca europei quali EXPOLIS, EnVIE, AIRMEX, BUMA. EPHECT, OfficAir. I risultati di tali progetti rappresentano ad oggi il quadro aggiornato a livello internazionale per la caratterizzazione delle concentrazioni degli inquinanti indoor, delle potenziali sorgenti degli inquinanti stessi, utili

quindi a orientare le strategie per la gestione degli edifici ad uso pubblico e privato, finalizzate alla riduzione dell'esposizione in ambiente indoor.

Per quanto riguarda la gestione dell'inquinamento in ambienti indoor, i risultati di due progetti Europei (EnVIE project, 2009 e INDEX project, 2006), sono stati ripresi dal Ministero della Salute per la realizzazione di una strategia europea per la prevenzione dell'inquinamento indoor. La strategia richiede un approccio interdisciplinare e intersettoriale per la definizione di politiche generali e politiche settoriali, da sviluppare sia a livello nazionale che europeo. Informazioni più dettagliate sono state definite nell'ambito di progetti orientati a garantire un miglioramento della qualità dell'aria indoor e una contestuale riduzione dei consumi energetici, soprattutto per edifici pubblici (Bluyssen P.M. 2004, 2009; Bluyssen P.M. *et al.*, 2015). Tali indicazioni riguardano alcuni aspetti gestionali (ad esempio: il rispetto del divieto di fumare in ambienti indoor, la scelta di materiali e arredi che non emettono inquinanti, la captazione alla sorgente di emissioni puntuali note - es. stampanti, sorgenti di combustione) e aspetti più tecnici, legati ad esempio alla progettazione e alla gestione degli impianti di ventilazione (indicazioni sulla pulizia di condotti e filtri, l'invito a evitare l'uso del ricircolo di aria secondaria, indicazioni per la scelta di adeguati sistemi di filtrazione e manutenzione dei filtri, ecc.). A questo proposito altri elementi per la gestione degli ambienti indoor possono essere derivate anche da recenti studi, che forniscono indicazioni ad esempio per la scelta di articoli (es. candele profumate) e dispositivi (es. caminetti a bioetanolo) caratterizzati da livelli minori di emissione (Cattaneo A. *et al.*, 2014; Derudi M. *et al.*, 2012, 2014; Nozza E. *et al.*, 2016). Tali misure possono essere anche tradotte in buone pratiche per la gestione degli ambienti indoor domestici; di seguito vengono elencate alcune delle principali buone pratiche di gestione da adottare:

- interventi a livello di sorgenti (rimozione, sostituzione o modifiche): fanno parte di questa categoria tutte le misure di rimozione di sorgenti non necessarie (come il fumo passivo), la sostituzione di attrezzature e prodotti con altri a bassa emissione (come il cambio dei prodotti di pulizia con prodotti a bassa emissione di COV o il cambio delle vecchie stampanti e fotocopiatrici con nuovi dispositivi a bassa emissione), la modifica di impianti e attrezzature preesistenti (come la trasformazione dei caminetti aperti in termocamini ad alto rendimento o l'installazione di appositi filtri negli impianti aerulici);
- diluizione degli inquinanti mediante aumento della ventilazione: questo tipo di interventi, come l'installazione di nuovi impianti di ventilazione e condizionamento o la modifica di quelli preesistenti, dovrebbe essere messa in atto tenendo in considerazione anzitutto i livelli di contaminazione dell'ambiente outdoor, senza sottovalutare le problematiche relative all'efficienza energetica degli edifici. Di particolare importanza sono gli interventi mirati alla gestione del rischio radon negli edifici, per l'aumentato rischio cancerogeno che l'esposizione a questo radionuclide può comportare (aumento della ventilazione non solo nei locali ma anche a livello di vespai aerati ove presenti, sigillatura delle vie di accesso, installazione di un pozzetto radon sotto o vicino all'edificio collegato ad un impianto di estrazione);
- soluzioni di tipo manutentivo/amministrativo/gestionale. Rientrano in questa categoria tutti gli interventi volti a una corretta manutenzione e gestione dell'edificio, con le sue strutture e impianti come caldaie e boiler per il riscaldamento domestico e la produzione di acqua calda sanitaria, nonché la manutenzione degli impianti di condizionamento e ventilazione e delle cappe aspiranti per l'estrazione dei fumi di cottura;
- utilizzo di prodotti edilizi, arredi e prodotti di consumo a bassa emissione. In questo caso si tratta di valutare, per esempio all'atto della costruzione e/o ristrutturazione dell'edificio, l'utilizzo di prodotti a bassa emissione di COV e aldeidi, eventualmente provvisti di certificazioni e/o sistemi di etichettatura e marcatura su base obbligatoria e volontaria. Parimenti, mobili ed elementi di arredo sono dotati di certificazioni di prodotto ed etichettatura, alcune delle quali (ad esempio quelle relative alla formaldeide da prodotti in legno composito) normate da leggi e norme tecniche internazionali. Anche sui prodotti di consumo, come quelli prodotti per l'igiene personale e la detersione e disinfezione degli ambienti, proliferano certificati ed etichette.

Occorre tuttavia riconoscere che, ad oggi, il quadro è piuttosto complesso, di difficile comprensione per il consumatore, e soprattutto non standardizzato a livello internazionale, specie per i contaminanti più rilevanti come i COV. In linea generale, comunque, su questi aspetti vi sono comunque risultati di studi scientifici internazionali (come i progetti europei EPHECT, BUMA, enVIE, HOPE, MATHIS, che possono essere utili a identificare gli inquinanti prioritari e le classi di prodotti con le più alte emissioni.

Cionondimeno, anche il rispetto di semplici norme comportamentali da parte degli occupanti, come l'utilizzo di una cappa aspirante per l'estrazione dei fumi durante la cottura dei cibi, evitare di fumare negli ambienti indoor, non utilizzare prodotti come insetticidi, barbecues, lampade a gas e stelline pirotecniche da utilizzare solo all'aperto, la verifica e sostituzione dei filtri dei dispositivi aspirapolvere, utilizzare stufe e caminetti secondo le buone pratiche indicate dalle case produttrici, l'utilizzo di disinfettanti sulle pareti ricoperte da muffe, può essere molto utile per evitare o ridurre l'esposizione negli ambienti indoor. Più in generale, alcune semplici indicazioni e linee guida per una corretta gestione di diverse tipologie ambienti indoor sono reperibili anche presso numerose risorse online, sviluppate ad esempio a cura dell'Environmental Protection Agency statunitense, dell'Organizzazione Mondiale della Sanità o dall'Unione Europea.

Per quanto riguarda infine la diffusione di campagne di comunicazione e di educazione sanitaria, sono numerose le iniziative avviate negli ultimi anni, soprattutto relativamente alla gestione di edifici pubblici, come scuole e uffici. Ad esempio, a livello italiano ad esempio il progetto Air Pack, terza e ultima fase del progetto SEARCH promosso da ISPRA, ha previsto lo sviluppo di un toolkit online contenente materiali didattici progettati per gli insegnanti, per preparare e lezioni sulla qualità dell'aria interna nelle scuole e sulle azioni da intraprendere per migliorare l'ambiente dell'aula.

Conclusioni

In assenza di specifiche sorgenti indoor, gli ambienti confinati di tipo non industriale garantiscono in genere una riduzione dell'esposizione rispetto ai corrispondenti livelli outdoor, in particolare per quegli inquinanti associati alle sorgenti tipiche gli ambienti urbani (particolato, BTEX, IPA, NO₂, O₃). Tuttavia occorre ricordare che questo non accade per alcuni altri contaminanti come il radon e i contaminanti microbiologici, che invece possono concentrarsi negli ambienti indoor, specie quelli caratterizzati da bassa ventilazione. Essendo gli ambienti di vita indoor a loro volta caratterizzati dalla possibile presenza di sorgenti specifiche, riconducibili generalmente alla ri-emissione da materiali da costruzione o arredi, all'utilizzo di strumentazione d'ufficio (come stampanti e fotocopiatrici) e di sostanze chimiche (come prodotti per la pulizia) e alle attività svolte dagli occupanti stessi (come la cottura di cibi e la combustione di legna ad uso domestico). Per questo motivo, un'accurata valutazione dell'esposizione necessita quindi di un approfondimento sia delle caratteristiche dell'inquinamento atmosferico classicamente inteso ("outdoor") che di quello presente in ambienti indoor. A questo proposito la valutazione delle possibili sorgenti di emissione e fattori strutturali, comportamentali e impiantistici, associati a un'aumentata esposizione degli occupanti, diviene fondamentale quando si debbano individuare le più efficaci misure di gestione dei rischi per le popolazioni che trascorrono lunghi periodi di tempo negli ambienti indoor.

BIBLIOGRAFIA

- American Society of Heating, 1989. Refrigerating and Air-Conditioning Engineers. Ventilation for acceptable indoor air quality. Atlanta: ASHRAE. (ASHRAE Standard 62-1989).
- Anderson J.O. et al., 2012. Clearing the air: a review of the effects of particulate matter air pollution on human health. *J Med Toxicol* 8(2):166-175.
- Bastone A. et al., 2006. Rapporti ISTISAN 06/36. Istituto Superiore di Sanità.
- Black M.S. et al. 1996. Measuring indoor emissions of laser printers. *IAQ96 - Paths to Better Building Environments*: 78-83.
- Bluyssen P.M., 2004. A Clean and Energy-Efficient Heating, Ventilating and Air-Conditioning System: Recommendations and Advice, February 2004, TNO, The Netherlands.
- Bluyssen P.M., 2009. *The Indoor Environment Handbook: How to Make Buildings Healthy and Comfortable*, London, UK, Routledge, Taylor & Francis Group.
- Bluyssen P.M. et al., 2015. Self-reported health and comfort in 'modern' office buildings: first results from the European OFFICAIR study. *Indoor Air*. doi:10.1111/ina.12196.
- Cacho C. et al., 2013. Air pollutants in office environments and emissions from electronic equipment: a review. *Fresen. Environ. Bull.* 22(9):2488-2497.
- Castro D., et al., 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons in gas and particulate phases of indoor environments influenced by tobacco smoke: levels, phase distributions, and health risks. *Atmos Environ* 45: 1799-1808.
- Cattaneo A. et al., 2011. Airborne particulate matter and gaseous air pollutants in residential structures in Lodi province, Italy. *Indoor Air*, 21(6):489-500.
- Cattaneo A. et al., 2014. Assessment of modeled indoor air concentrations of particulate matter, gaseous pollutants, and volatile organic compounds emitted from candles. *Hum Ecol Risk Assess* 20(4):962-979.
- Cattaneo A. et al., 2016. Particulate-bound polycyclic aromatic hydrocarbon sources and determinants in residential homes. *Environ Pollut* 218:16-25.
- Chen C, Zhao B., 2011. Review of relationship between indoor and outdoor particles: I/O ratio, infiltration factor and penetration factor. *Atmospheric Environment*. 45:275–288.
- De Oliveira Fernandes E. et al., 2015. Monitoring and auditing of indoor air quality in European buildings: status and perspectives. Conference Paper from the 2015 Healthy Buildings Europe held in Eindhoven, The Netherlands, 18-20 May.
- Derudi M. et al., 2014. Emission of air pollutants from burning candles with different composition in indoor environments. *Environ Sci Pollut Res* 21:4320-4330.
- Derudi M. et al., 2012. Emissions of air pollutants from scented candles burning in a test chamber. *Atmos Environ* 55:257-262.
- De Gennaro, G., Dambruoso, P.R., Loiotile, A.D. et al., 2014. Indoor air quality in schools. *Environmental Chemistry Letters* (2014) 12:467-482.
- Franchi M. et al., 2006. Working towards healthy air in dwellings in Europe. *J Allergy Clin Immunol* 61(7):864-868.
- Fuselli S., Musmeci L., Pilozzi A., Santarsiero A., Settimo G. per il Gruppo di Studio Nazionale sull'Inquinamento Indoor (Ed.), 2013a. Workshop. Problematiche relative all'inquinamento indoor: attuale situazione in Italia. Istituto Superiore di Sanità. Roma, 25giugno 2012. Atti. Roma: Istituto Superiore di Sanità (Rapporti ISTISAN 13/39).
- Fuselli S., et al., 2013b. Strategie di monitoraggio dei composti organici volatili (COV) in ambiente indoor. Roma: Istituto Superiore di Sanità, 2013. (Rapporti ISTISAN 13/4).
- Geiss O. et al., 2011. The AIRMEX study-VOC measurements in public buildings and school/kindergartens in eleven European cities: statistical analysis of the data. *Atmos Environ* 45:3676-3684.
- Gregoris E. et al., 2014. Gas-particle distributions, sources and health effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and polychlorinated naphthalenes (PCNs) in Venice aerosols. *Sci Total Environ* 476-477: 393-405.
- Hänninen O.O. et al., 2004. The EXPOLIS Study: Implications for exposure research and environmental policy in Europe. *J Expo Anal Env Epid* 14:440-456.
- Harrison R.M. et al., 1996. Source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons collected from an urban location in Birmingham, U.K. *Environ Sci Technol* 30:825-832.
- IARC, 2010. *Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures*. IARC Press, Lyon, France.

Jung, K.H. et al., 2011. Effects of floor level and building type on residential levels of outdoor and indoor polycyclic aromatic hydrocarbons, black carbon, and particulate matter in New York city. *Atmosphere* 2, 96-109.

Li A., et al. 2005. Polycyclic aromatic hydrocarbons in residential air of ten Chicago area homes: concentrations and influencing factors. *Atmos Environ* 39 :3491-3501.

Marchand N. et al., 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the atmospheres of two French alpine valleys: sources and temporal patterns. *Atmos Chem Phys* 4: 1167-1181.

Masiol M. et al., 2012. Carcinogenic and mutagenic risk associated to airborne particle-phase polycyclic aromatic hydrocarbons: a source apportionment. *Atmos Environ* 60: 375-382.

Missia, D.A. et al., 2010. Indoor exposure from building materials: A field study. *Atmos Environ* 44: 4388-4395.

Mitra S., Ray B., 1995. Patterns and sources of polycyclic aromatic-hydrocarbons and their derivatives in indoor air. *Atmos Environ* 29:3345-3356.

Nørgaard A.W. et al., 2014. Ozone-initiated terpene reaction products in five European offices: Replacement of a floor cleaning agent. *Environ Sci Tech*, 48(22): 13331-13339.

Nozza E. et al., 2016. The role of bioethanol flueless fireplaces on indoor air quality: Focus on odour emissions. *Build Environ* 98: 98-106.

Oberdoster G. et al., 2005. Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environ Health Perspect* 113,823-839.

Ohura T. et al., 2005. Prediction of personal exposure to PM_{2.5} and carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons by their concentrations in residential microenvironments. *Environ Sci Technol* 39:5592-5599.

Ozgen S. et al., 2014. Emission factors from small scale appliances burning wood and pellets. *Atmos Environ* 94: 144-153.

Perrone M.G. et al., 2014. Exhaust emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons, nalkanes and phenols from vehicles coming within different European classes. *Atmos Environ* 82, 391-400.

Rojas-Bracho L. et al., 2000. Relationships among personal, indoor, and outdoor fine and coarse particle concentrations for individuals with COPD. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 10(3):294-306.

Rovelli S. et al., 2014. Airborne particulate matter in school classrooms of northern Italy. *Int J Environ Res Public Health* 11(2): 1398-1421.

Salthammer T. et al., 2010. Formaldehyde in the indoor environment. *Chemical Reviews* 110:2536-2572.

Sarigiannis D.A. et al., 2011. Exposure to major volatile organic compounds and carbonyls in European indoor environments and associated health risk.; *Environ Int* 37(4):743-765.

Schweizer C. et al., 2007. Indoor time-microenvironment-activity patterns in seven regions of Europe. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 17(2):170-181.

Seinfeld J.H. et al., 2006. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, 2nd Edition, Wiley, Hoboken, New Jersey.

Sorensen M. et al, 2003. Personal exposure to PM_{2.5} and biomarkers of DNA damage. *Cancer Epidemiol Biomark Prev* 12(3):191-196.

Spinazzè A., 2014. Modeling population exposure to ultrafine particles in a major Italian urban area. *Int J Environ Res Public Health*, 11(10), 10641-10662.

Stranger M. et al., 2007. Comparative overview of indoor air quality in Antwerp, Belgium. *Environ Int* 33(6):789-797.

Trantallidi M. et al., 2015. EPHECT III: Health risk assessment of exposure to household consumer products. *Sci Total Environ* doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.05.138.

Urso P. et al., 2015. Identification of particulate matter determinants in residential homes. *Build Environ* 86: 61-69.

Wolkoff P., 2013. Indoor air pollutants in office environments: Assessment of comfort, health, and performance. *Int J Hyg Environ Health* 216: 371-394.

Nørgaard A.W. et al., 2014. Ozone-initiated VOC and particle emissions from a cleaning agent and an air freshener: Risk assessment of acute airway effects. *Environ Int* 68:209-218.

World Health Organization (WHO) - Regional Office for Europe. 2010; Guidelines for indoor air quality: selected pollutants; WHO, Copenhagen.

World Health Organization (WHO), 2014. Burden of Disease from Household Air Pollution for 2012. World Health Organization, Geneva.

Zauli Sajani S. et al., 2016. Is particulate air pollution at the front door a good proxy of residential exposure? *Environ Pollut* 213:347-358.

Zhu L.Z., Wang J., 2003. Sources and patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons pollution in kitchen air, China. *Chemosphere* 50:611-618.

IMPATTI COMBINATI TRA VARIABILI METEO-CLIMATICHE E INQUINAMENTO SULLA SALUTE

Massimo Stafoggia¹, Manuela De Sario¹, Stefano Zauli Sajani², Francesca de' Donato¹

¹Dipartimento di Epidemiologia Regione Lazio, ASL Roma 1; ²ARPAE Emilia-Romagna, Centro Tematico Regionale Ambiente e Salute

Introduzione

Gli effetti sanitari delle temperature estreme e dell'inquinamento dell'aria in aree urbane e densamente popolate dell'Italia sono ampiamente documentati (Baccini M. *et al.*, 2008; Pope C.A. *et al.*, 2006). Recentemente, il 5° Rapporto del Panel Internazionale sui Cambiamenti Climatici (IPCC) ha identificato il Mediterraneo come uno degli "hot spots" più vulnerabili ai cambiamenti climatici per il 21° secolo (Solomon S. *et al.*, 2007). Analogamente, l'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) ha classificato il particolato aerodisperso (PM) come carcinogenico per l'uomo (IARC, 2013).

Numerosi studi epidemiologici hanno documentato la relazione tra le temperature estreme e diversi esiti sanitari. Molti studi multicentrici hanno evidenziato una relazione ad "U" tra mortalità e temperatura dell'aria, con effetti lineari e di lunga latenza (fino a 14 giorni) delle basse temperature invernali, ed effetti immediati (fino a 3 giorni) ed esponenziali delle alte temperature estive (Curriero F. *et al.*, 2002; Gasparrini A. *et al.*, 2015). Tali andamenti sono stati riscontrati in diversi ambiti geografici, sebbene l'entità dell'effetto dipenda fortemente dalle condizioni climatiche locali e dalle caratteristiche socio-demografiche della popolazione (Leone M. *et al.*, 2013).

Analogamente, studi epidemiologici hanno riportato associazioni significative tra le concentrazioni giornaliere di inquinanti atmosferici e la mortalità e morbosità per cause naturali e cardiorespiratorie (Alessandrini E.R. *et al.*, 2013; Biggeri A. *et al.*, 2005; Katsouyanni K. *et al.*, 2001; Samet J. *et al.*, 2000; Stafoggia M. *et al.*, 2009). I principali inquinanti associati ad effetti sulla salute sono il biossido di azoto (NO₂), il biossido di zolfo (SO₂), il monossido di carbonio (CO), l'ozono (O₃), e il particolato sospeso (PM < 10 micron, PM₁₀). In particolare, le ultime evidenze mostrano come le frazioni più fini del particolato (PM_{2.5} e polveri ultrafini) esercitino gli effetti più nocivi sulla salute. La gran parte degli studi si è focalizzata sulle aree urbane e ha evidenziato rischi di mortalità, ospedalizzazione e accessi al pronto soccorso per patologie cardio-respiratorie crescenti per livelli crescenti di concentrazioni giornaliere dei diversi inquinanti (Pope C.A. and Dockery D.W., 2006).

Negli ultimi anni diversi studi si sono concentrati sul tema dell'interazione tra inquinamento e temperatura (Analitis A. *et al.*, 2014; Stafoggia M. *et al.*, 2008), soprattutto perché le condizioni meteorologiche sono i principali "drivers" dell'accumulo, della dispersione e della reazione fotochimica degli inquinanti aerodispersi. La maggior parte degli studi concorda sul fatto che le due esposizioni esercitano un effetto sinergico sulla mortalità, con incrementi di rischio dovuti alle due esposizioni congiunte maggiori rispetto alle somme degli effetti singoli. Tuttavia, la forma e i meccanismi di tale interazione rimangono ancora poco chiari.

Un tema di grande attualità nella discussione corrente sugli effetti combinati di temperatura e inquinamento dell'aria è quello relativo all'impatto sanitario di fenomeni quali le avvezioni sahariane e gli incendi boschivi (Faustini A. *et al.*, 2015; Stafoggia M. *et al.*, 2016). Questi eventi si verificano in concomitanza di spostamenti di masse d'aria provenienti dal nord Africa e sono caratterizzate da condizioni meteorologiche con elevate temperature, alta pressione e venti caldi di scirocco (Pey J. *et al.*, 2013). Tali condizioni causano elevate concentrazioni di particolato atmosferico, con conseguenze avverse sulla salute. Inoltre, tali fenomeni sono destinati ad aumentare in futuro in frequenza e intensità a causa dei cambiamenti climatici (Solomon S. *et al.*, 2007).

In questo capitolo verranno presentate le ultime evidenze sugli effetti avversi di inquinamento, temperature estreme, polveri desertiche e incendi boschivi nelle città italiane, con attenzione specifica ai sottogruppi di popolazione maggiormente vulnerabili.

Le evidenze sulle città italiane

Temperature, ondate di calore e inquinamento atmosferico

L'ipotesi di un possibile effetto sinergico tra inquinamento e temperatura è stata suggerita da studi di serie temporale sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico, che hanno evidenziato un diverso effetto degli inquinanti nella stagione invernale ed estiva (Gryparis A. *et al.*, 2004; Hajat S. *et*

al., 1999; Samoli E. *et al.*, 2011). Tali studi hanno ipotizzato che la composizione dell'inquinamento o la sua tossicità potessero variare in base alle condizioni meteorologiche (temperatura, irradiazione solare, umidità, nuvolosità, etc.). Il progetto APHEA2 (Gryparis A. *et al.*, 2004), che includeva Roma, Milano e Torino, ha evidenziato che gli effetti dell'ozono sulla mortalità per cause respiratorie sono limitati alla stagione estiva, mentre altri inquinanti (SO₂ e "black smoke") hanno un effetto maggiore in estate che in inverno.

A partire dagli anni '90 diversi studi di serie temporale (Samet J.M. *et al.*, 1998) e di episodio (Katsouyanni K. *et al.*, 1993; Sartor F. *et al.*, 1997) hanno raffinato l'ipotesi iniziale valutando l'effetto combinato (interazione) tra specifici inquinanti e la temperatura. Gli studi disponibili sono molto eterogenei, sia per quanto riguarda l'esposizione principale (temperatura, ondata di calore, inquinanti), l'estensione geografica (singola città, livello nazionale), le classi di età e gli esiti considerati. Gli studi su scala nazionale o quelli internazionali multicentrici costituiscono le fonti più robuste di evidenza sulla modificazione dell'effetto degli inquinanti se la stessa popolazione è esposta a livelli di temperatura diversi (o viceversa).

Nella tabella 1 sono sintetizzati i risultati di studi multicentrici che hanno incluso città italiane, per fornire un quadro delle evidenze sull'interazione inquinamento atmosferico/temperatura disponibili in Italia. È importante notare che, per semplicità di esposizione, le stime riportate si riferiscono alle stime congiunte su tutte le città, sebbene nella maggior parte dei casi si sia riscontrata una significativa eterogeneità tra le diverse città, data la variabilità del clima e delle fonti di inquinanti. Inoltre, nelle diverse popolazioni ci sono diverse abitudini di vita, "pattern" di attività e capacità di adattamento fisiologico.

Negli studi APHEA-2 e SISTI l'effetto combinato degli inquinanti e delle temperature/ondate di calore è stato valutato tramite il confronto delle stime dell'effetto degli inquinanti quando le temperature sono $\leq 25^\circ$ percentile rispetto alle stime ottenute per temperature $\geq 75^\circ$ percentile della distribuzione (Katsouyanni K. *et al.*, 2001; Stafoggia M. *et al.*, 2008). Entrambi gli studi supportano l'ipotesi di un effetto del PM10 maggiore nelle città più calde. Tale risultato è stato attribuito ad una minore misclassificazione delle misure di PM10 in aria ambiente dalle stazioni di monitoraggio (Katsouyanni K. *et al.*, 2001) dovuta al fatto che nei giorni caldi le misurazioni delle centraline rispecchiano meglio l'esposizione individuale, in quanto le persone passano più tempo all'aperto o tengono aperte le finestre "ventilation hypothesis" (Stafoggia M. *et al.*, 2008). Negli studi Europei PHEWE e PHASE è stato analizzato l'effetto combinato degli inquinanti (PM10 e ozono) e delle temperature per stagione (Analitis A. *et al.*, 2014; Katsouyanni K. *et al.*, 2009). In entrambi gli studi, gli effetti di interazione sono deboli o nulli durante la stagione invernale. Se invece si considerano le alte temperature estive, le evidenze più consistenti indicano un effetto dalle temperature elevate potenziato in presenza di alti livelli di PM10 (Analitis A. *et al.*, 2014; Katsouyanni K. *et al.*, 2009). Nello studio EUROHEAT, in cui erano incluse 9 città europee, tra cui Roma e Milano, si osserva un maggior effetto della mortalità durante le ondate di calore con concentrazioni elevate di PM10 (valori $\geq 75^\circ$ percentile). Ad esempio, nella classe di età 75-84 anni si osserva un incremento del 36% della mortalità durante ondate di calore con alti valori di PM10 (Analitis A. *et al.*, 2014). Questa interazione potrebbe essere spiegata dall'attivazione delle risposte termoregolatorie tra cui l'aumento della frequenza respiratoria e dei volumi polmonari che aumentano l'ingresso delle particelle attraverso l'apparato respiratorio (Gordon, C.J., 2003; Leon L.R., 2008).

Gli studi considerati indicano inoltre un potenziamento dell'effetto delle alte temperature in presenza di livelli elevati di ozono (EUROHEAT, PHASE). Questo effetto dell'ozono è presente anche per le ondate di calore, sia di breve che di lunga durata, come suggerito dal progetto EUROHEAT. Analitis A. *et al.*, (2014) hanno stimato un incremento della mortalità del 54% tra gli anziani (75-84 anni) in giorni di ondate di calore con livelli elevati di ozono rispetto a giorni con basse concentrazioni di ozono. L'interazione ozono-ondate di calore sembra maggiore sul rischio di mortalità per cause naturali e cardiovascolari, mentre sulla mortalità respiratoria si manifesta soltanto nelle fasce più anziane della popolazione (85+anni).

Polveri sahariane e incendi boschivi

Una delle conseguenze principali dei cambiamenti climatici è l'intensificarsi di eventi meteorologici estremi, quali gli incendi boschivi e il trasporto di sabbie da aree desertiche come il Sahara o la penisola arabica. Questi fenomeni possono causare un incremento di concentrazioni di particolato atmosferico e una alterazione della loro composizione chimica, con effetti avversi sulla salute.

Il recente progetto PHASE suggerisce una possibile interazione tra incendio e PM10 sulle cause naturali e cardiovascolari nella popolazione <75 anni. Un potenziamento dell'effetto dell'incendio si osserva anche durante le ondate di calore (Analitis A. *et al.*, 2012). Una interazione di questo tipo può avere giocato un ruolo chiave nel determinare il pesante carico di decessi prematuri durante l'incendio

e l'ondata di calore dell'estate 2010 in Russia (Grumm R.H., 2010). Infatti, in presenza di elevate temperature, irradiazione solare e vapore acqueo, può cambiare la composizione delle particelle emesse dall'incendio, nonché il loro trasporto a lunga distanza (Viswanathan S. *et al.*, 2006). Risultati simili sono stati trovati nel progetto europeo MED-PARTICLES, uno studio multicentrico che ha coinvolto 14 città del sud Europa, tra cui 8 italiane, e ha stimato incrementi di mortalità cardiovascolare durante gli episodi di incendi boschivi, ed effetti del PM10 molto più elevati durante questi episodi rispetto ai giorni privi di incendio (Faustini A. *et al.*, 2015). Lo studio ha anche stimato incrementi di temperatura (+1-2°C), PM10 (+6-8 µg/m³) e ozono (+2-8 µg/m³) nei giorni di incendio, con potenziali conseguenze avverse sulla salute della popolazione esposta a causa dell'interazione tra tali fattori.

Lo stesso progetto MED-PARTICLES ha documentato l'occorrenza di eventi di avvezione desertica in 17 aree del sud Europa, con frequenze annue che variano dal 17-18% dei giorni nel nord Italia e nella Spagna centrale, al 37% dei giorni in Sicilia. Questi eventi determinano incrementi sostanziali nelle concentrazioni medie annue di PM10, fino a picchi di 7-8µg/m³ in Grecia e a Cipro (Pey J. *et al.*, 2013). Le concentrazioni giornaliere di PM10 di origine desertica o antropogenica sono state messe in relazione ai decessi e alle ospedalizzazioni per cause naturali o cardiorespiratorie in 11 città (Stafoggia M. *et al.*, 2016). Lo studio ha stimato eccessi di mortalità simili e significativi associati ad entrambe le esposizioni (PM10 desertico e antropogenico), con evidenze di rischi cardiovascolari maggiori associati alle polveri desertiche, e rischi respiratori maggiori associati alle polveri di origine antropogenica (Stafoggia M. *et al.*, 2016). I risultati del progetto MED-PARTICLES relativi agli effetti del PM10 durante gli episodi di incendi boschivi o di avvezioni sahariane sono riassunti in Figura 1.

Sottogruppi di popolazione suscettibile

Le relazioni tra inquinamento dell'aria e variabili meteorologiche sono complicate dalla presenza di specifici sottogruppi che subiscono il maggiore impatto in termini di sintomatologia, occorrenza di malattie, e decessi prematuri a causa di una serie di caratteristiche personali e dell'ambiente di vita che li rendono più vulnerabili. Secondo il Panel Intergovernativo sui Cambiamenti Climatici (IPCC) la vulnerabilità di una popolazione è una funzione del livello di esposizione (caratteristiche, intensità e frequenza dell'evento estremo), del livello di suscettibilità e della capacità adattativa della popolazione stessa (Rudge J. *et al.*, 2005). Sono noti diversi sottogruppi di soggetti vulnerabili: alte temperature e ondate di calore hanno il maggiore impatto su persone con scarse risorse economiche e comportamentali a causa di età, genere, contesto socio-economico, co-morbosità, utilizzo di farmaci e condizioni ambientali (ad es. mancanza di climatizzazione nell'abitazione), ma è stato evidenziato che il "pattern" dei fattori di vulnerabilità è popolazione e tempo-specifico.

Riguardo l'esposizione a basse temperature, le condizioni abitative e di lavoro sono un importante fattore di vulnerabilità soprattutto negli anziani (Wilkinson P. *et al.*, 2004), mentre per le condizioni socioeconomiche le evidenze sono più contrastanti (Donaldson *et al.*, 2003).

I fattori di suscettibilità ad altri eventi estremi come gli incendi boschivi e le tempeste sahariane sono poco noti. Le persone con asma e broncopneumopatia cronico-ostruttiva (BPCO), le donne e i bambini sembrano più vulnerabili agli incendi (Dennekamp M. *et al.*, 2011; Naeher L.P. *et al.*, 2007) mentre i bambini, gli anziani, le persone con basso reddito e le persone con patologie cardiorespiratorie possono essere più suscettibili alle tempeste di sabbia (Karanasiou K. *et al.*, 2012).

Infine, per quanto riguarda l'inquinamento atmosferico, è importante notare che le caratteristiche di suscettibilità individuale sono inquinante-specifiche. Ad esempio, i soggetti vulnerabili agli effetti del particolato comprendono gli anziani, le persone di basso livello socio-economico e i pazienti con BPCO e patologie cardiovascolari (Forastiere F. *et al.*, 2008; Zeka A. *et al.*, 2006). Per l'ozono le evidenze sui possibili fattori di vulnerabilità sono contrastanti (Medina-Ramon M. *et al.*, 2008; Ren C. *et al.*, 2010).

Conclusioni

Episodi di elevato inquinamento atmosferico e di temperature estreme costituiscono un rischio per la salute umana. Tali eventi saranno sempre più frequenti e intensi in futuro a causa dei cambiamenti climatici in atto. Pertanto sono necessarie azioni di monitoraggio e di allerta di questi eventi, al fine di informare la popolazione e introdurre adeguate misure di prevenzione mirate ai sottogruppi di popolazione che, per caratteristiche sociodemografiche e condizioni croniche, sono a maggior rischio. Dovranno inoltre essere promosse misure di mitigazione volte a ridurre le emissioni di gas serra e le concentrazioni di inquinanti atmosferici, con il duplice obiettivo di ridurre l'esposizione della popolazione e di minimizzare l'impatto dei cambiamenti climatici.

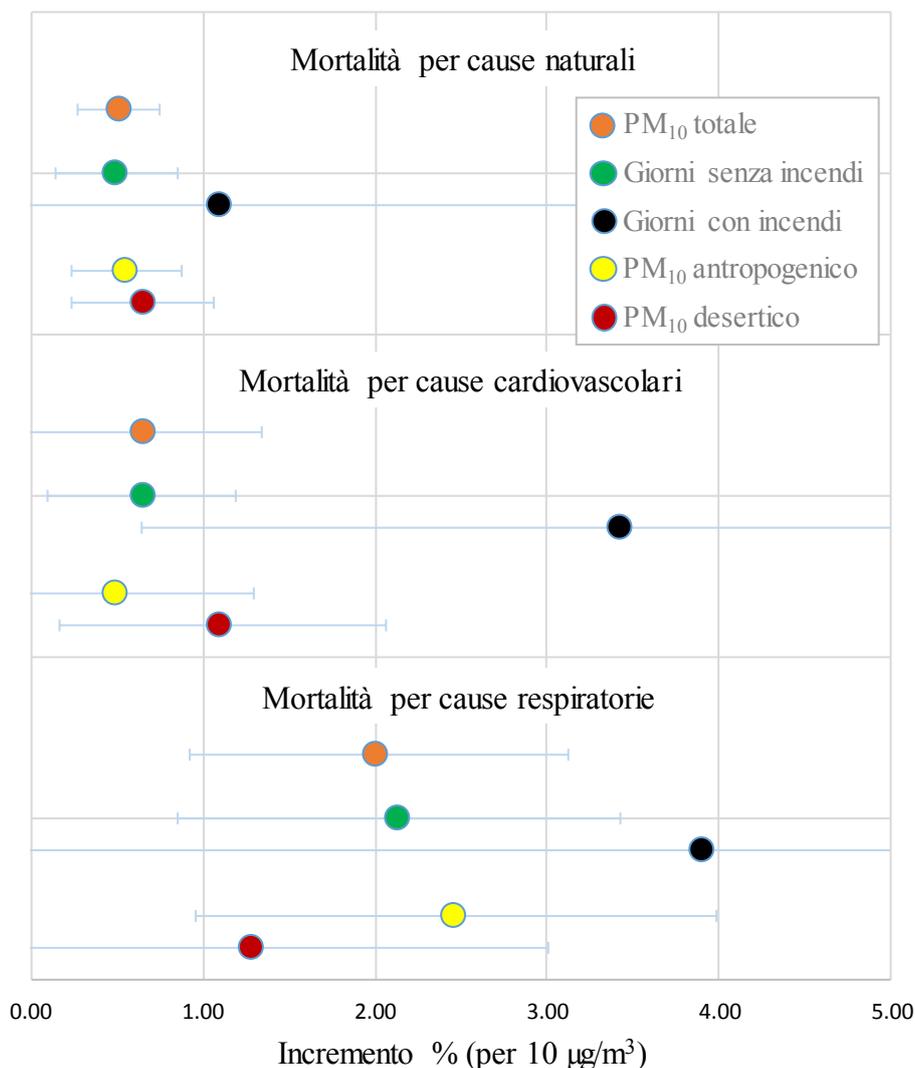


Figura 1 – Associazione tra le concentrazioni giornaliere di PM10 (totale, nei giorni con/senza incendi, antropogenico/desertico) e la mortalità per cause naturali, cardiovascolari e respiratorie: stime espresse come incrementi percentuali di rischio, e barre di confidenza al 95%, per variazioni di 10 µg/m³ di PM10

Tabella 1 - Analisi dell'interazione tra caldo, freddo e inquinanti atmosferici sugli effetti sulla salute: studi epidemiologici in città italiane dal 1990 ad oggi

Studio (autore)	Popolazione e area dello studio (città italiane) periodo	Metodo per valutare l'interazione tra inquinanti e temperature	Esposizione a inquinamento e temperatura (stagione)	Risultati
APHEA-2 Katsouyanni K. <i>et al.</i> , 2001	Tutte le età, 65+ anni 29 città europee (Milano, Torino, Roma) 1990-1996	Confronto stime di effetto per valori bassi (25° percentile) e alti (75° percentile) di temperatura	PM10, "black smoke", temperatura media (tutto l'anno)	PM10 e "Black smoke": Interazione positiva con le alte temperature (75° percentile) e i bassi tassi di umidità relativa (25° percentile) per cause naturali.
SISTI Stafoggia M. <i>et al.</i> , 2008	35+ anni, Italia (Milano, Mestre, Torino, Bologna, Firenze, Pisa, Roma, Taranto e Palermo) 1997-2004	1) Significatività dei coefficienti di interazione lineare 2) Confronto stime di effetto per valori bassi (25° percentile), intermedi (50-75° percentile) e alti (75° percentile) di temperatura 3) Analisi delle relazioni tridimensionali tramite curve semi-parametriche	PM10 (lag 0-1), temperatura apparente (tutto l'anno)	PM10: effetto maggiore in estate che in inverno. Interazione positiva con le alte temperature (75° percentile) sulla mortalità per cause naturali, cardiovascolari e respiratorie. Interazione positiva con le temperature intermedie (50-75 percentile) sulla mortalità per cause cardiovascolari.
PHEWE Rapporto finale (non pubblicato)	Tutte le età, 15 città europee (Milano, Torino e Roma) 1990-2004	1) Significatività coefficienti di interazione lineare 2) Confronto stime di effetto per valori bassi (25° percentile) e alti (75° percentile) di inquinanti	black smoke, Ozono, SO ₂ , CO, NO ₂ temperatura apparente massima (tutto l'anno)	Basse temperature invernali: interazione negativa con NO ₂ , CO per cause naturali e con PM10 per cause respiratorie. Interazione positiva con SO ₂ per cause cerebrovascolari. Alte temperature estive: interazione positiva con CO e ozono per cause naturali. Interazione negativa con black smoke per cause cardiovascolari.
EuroHEAT Analitis A. <i>et al.</i> , 2014	0-64, 65-74, 75-85,85+ anni, 9 città europee (Milano e Roma) 1990-2004	1) Significatività coefficienti di interazione lineare 2) confronto stime di effetto per valori bassi (25° percentile) e alti (75° percentile) di inquinanti	Ozono, PM10, giorni di ondata di calore* (estate)	Ondate di calore: interazione positiva con ozono sulla mortalità per cause naturali. Interazione positiva con PM10 su mortalità per cause naturali e cardiovascolari e, solo nelle città Nord-Continentali, anche per cause respiratorie. Interazione positiva con ozono su mortalità per cause naturali e cardiovascolari nella classe di età 75-84 anni in tutte le città. Interazione positiva con PM10 nelle classi di età 75-84 e 85+ anni su mortalità per cause naturali e cardiovascolari.

Studio (autore)	Popolazione e area dello studio (città italiane) periodo	Metodo per valutare l'interazione tra inquinanti e temperature	Esposizione a inquinamento e temperatura (stagione)	Risultati
				Interazione positiva con ozono e PM10 sia nel caso di ondate di calore brevi che di ondate di calore lunghe.
CIRCE Rapporto finale (non pubblicato)	Tutte le età, 0-64, 65+ anni, 10 città mediterranee (Roma, Bari e Palermo) 1990-2004	1) Significatività coefficienti di interazione lineare 2) confronto stime di effetto per valori bassi (25° percentile) e alti (75° percentile) di inquinanti	Ozono, PM10, temperatura apparente massima (estate)	Alte temperature estive: interazione positiva con ozono (65+ anni) e PM10 (tutte le età, 65+ anni) sulla mortalità per cause naturali.
PHASE Analitis A. <i>et al.</i> , 2013	Tutte le età, 15-64, 65-74, 75+ anni, 8 città europee (Roma) 2004-2010	1) Significatività coefficienti di interazione lineare	Ozono, PM10, temperatura apparente massima, ondate di calore (tutto l'anno)	Basse temperature stagione fredda: nessuna interazione con ozono e PM10. Alte temperature stagione calda: interazione positiva con PM10 per cause naturali (15-64 anni) e cardiovascolari (>75 e tutte le età). Ondate di calore: nessuna interazione con ozono e PM10.

* giorni di ondata di calore: ≥ 2 giorni con temperatura apparente massima $> 90^{\circ}$ percentile del mese oppure temperatura minima $> 90^{\circ}$ percentile del mese e temperatura apparente massima $>$ mediana del mese.

BIBLIOGRAFIA

- Alessandrini E.R., et al., 2013. [Air pollution and mortality in twenty-five Italian cities: results of the EpiAir2 Project]. *Epidemiol Prev* 37(4-5):220-9. Italian.
- Analitis A., Georgiadis I., Katsouyanni K., 2012. Forest fires are associated with elevated mortality in a dense urban setting. *Occup Environ Med* 69(3):158-62.
- Analitis A., et al., 2014. Effects of heat waves on mortality: effect modification and confounding by air pollutants. *Epidemiology* 25(1):15-22.
- Baccini M., et al., 2008. Effects of apparent temperature on summer mortality in 15 European cities: results of the PHEWE project. *Epidemiology* 19:1-9.
- Biggeri A., Baccini M., Bellini P., Terracini B., 2005. Meta-analysis of the Italian studies of short-term effects of air pollution (MISA), 1990-1999. *Int J Occup Environ Health* 11(1):107-22.
- Curriero F., et al., 2002. Temperature and mortality in 11 cities of the eastern United States. *Am J Epidemiol* 155:80-87.
- Dennekamp M., Abramson M.J., 2011. The effects of bushfire smoke on respiratory health. *Respirology* 16: 198-209.
- Donaldson G.C., Keatinge W.R., 2003. Cold related mortality in England and Wales; influence of social class in working and retired age groups. *J Epidemiol Community Health* 57: 790-791.
- Faustini A. et al., 2015. Short-term effects of particulate matter on mortality during forest fires in Southern Europe: results of the MED-PARTICLES Project. *Occup Environ Med* 72(5):323-9.
- Forastiere F., et al., 2008. Particulate matter and daily mortality: a case-crossover analysis of individual effect modifiers. *Epidemiology* 19: 571-580.
- Gasparrini A., et al., 2015. Mortality risk attributable to high and low ambient temperature: a multicountry observational study. *Lancet* 386(9991):369-75.
- Gordon C.J., 2003. Role of environmental stress in the physiological response to chemical toxicants. *Environ Res* 92:1-7.
- Grumm R.H., 2010. The central European and Russian heat event of July-August 2010. *BAMS* 92: 1285-1296.
- Gryparis A., et al., 2004. Acute effects of ozone on mortality from the “air pollution and health: a European approach” project. *Am J Respir Crit Care Med* 170(10):1080-7.
- Hajat S., Haines A., Goubet S.A., Atkinson R.W., Anderson H.R., 1999. Association of air pollution with daily GP consultations for asthma and other lower respiratory conditions in London. *Thorax* 54: 597-605.
- IARC, 2013. Scientific Publication No. 161: Air Pollution and Cancer.
- Katsouyanni K., et al., 1993. Evidence for interaction between air pollution and high temperature in the causation of excess mortality. *Arch Environ Health* 48:235-242.
- Katsouyanni K., et al., 2001. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology* 12:521-531.
- Katsouyanni K., et al., 2009. Air pollution and health: a European and North American approach (APHENA). *Res Rep Health Eff Inst* 5-90.
- Leon L.R., 2003. Thermoregulatory responses to environmental toxicants: the interaction of thermal stress and toxicant exposure. *Toxicol Appl Pharmacol* 233:146-161.
- Leone M., et al., 2013. A time series study on the effects of heat on mortality and evaluation of heterogeneity into European and Eastern-Southern Mediterranean cities: results of EU CIRCE project. *Environ Health* 12:55.
- Medina-Ramon M., Schwartz J., 2008. Who is more vulnerable to die from ozone air pollution? *Epidemiology* 19:672-679.
- Naeher L.P., et al., 2007. Woodsmoke health effects: a review. *Inhal Toxicol* 19: 67-106.
- Pey J., et al., 2013. African dust outbreaks over the Mediterranean Basin during 2001-2011: PM10 concentrations, phenomenology and trends, and its relation with synoptic and mesoscale meteorology. *Atmos Chem Phys* 13:1395-410.
- Pope C.A. III, Dockery D.W., 2006. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manag Assoc* 56:709-742.
- Ren C., Melly S., Schwartz J., 2010. Modifiers of short-term effects of ozone on mortality in eastern Massachusetts—a case-crossover analysis at individual level. *Environ Health* 9: 3.
- Rudge J., Gilchrist R., 2005. Excess winter morbidity among older people at risk of cold homes: a population-based study in a London borough. *J Public Health* 27: 353-358.

Samet J., Zeger S., Kelsall J., Xu J., Kalkstein L., 1998. Does weather confound or modify the association of particulate air pollution with mortality? An analysis of the Philadelphia data, 1973-1980. *Environ Res* 77(1):9-19.

Samet J.M., Dominici F., Currier I., Coursac I., Zeger S.L., 2000. Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities, 1987-1994. *N Engl J Med* 343:1742-1749.

Samoli E., Nastos P.T., Paliatou A.G., Katsouyanni K., Priftis K.N., 2011. Acute effects of air pollution on pediatric asthma exacerbation: evidence of association and effect modification. *Environ Res* 111: 418-24.

Sartor F., et al., 1997. Mortality in the elderly and ambient ozone concentration during the hot summer, 1994, in Belgium. *Environ Res* 72: 109-117.

Solomon S. et al. (eds.) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Cambridge University Press], Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Stafoggia M., Schwartz J., Forastiere F., Perucci C.A., SISTI Group, 2008. Does temperature modify the association between air pollution and mortality? A multicity case-crossover analysis in Italy. *Am J Epidemiol* 167: 1476-85.

Stafoggia M., et al., 2009. [Air pollution and mortality in ten Italian cities. Results of the EpiAir Project]. *Epidemiol Prev* 33(6 Suppl 1):65-76. Italian.

Stafoggia et al., 2016. Desert Dust Outbreaks in Southern Europe: Contribution to Daily PM₁₀ Concentrations and Short-Term Associations with Mortality and Hospital Admissions. *Environ Health Perspect.* 2016 Apr;124(4):413-9.

Viswanathan S., et al., 2006. An analysis of effects of San Diego wildfire on ambient air quality. *J Air Waste Manag Assoc* 56: 56-67.

Wilkinson P., et al., 2004. Vulnerability to winter mortality in elderly people in Britain: population based study. *BMJ* 329: 647.

Zeka A., Zanobetti A., Schwartz J., 2006. Individual-level modifiers of the effects of particulate matter on daily mortality. *Am J Epidemiol* 163: 849-859.

LE INTOSSICAZIONI DA MONOSSIDO DI CARBONIO COME EVENTO EVITABILE MEDIANTE UNA MIGLIORE PIANIFICAZIONE DELLO SVILUPPO ABITATIVO URBANO

Marta Ottone¹, Susanna Conti², Giovanni Leonardi³, Stefano Zauli Sajani¹

¹ARPEA Emilia-Romagna, Centro Tematico Regionale Ambiente e Salute; ²Istituto superiore di sanità, Ufficio di statistica, CNESPS; ³London School of Hygiene and Tropical Medicine, Department of Social and Environmental Health Research

Introduzione

Il monossido di carbonio (CO) è un gas prodotto da reazioni di combustione incomplete di composti a base di carbonio. I motivi per cui è considerato così importante sono le sue caratteristiche chimico-fisiche per le quali risulta inodore, incolore e altamente tossico. Esso infatti mostra un'elevata affinità con l'emoglobina e porta alla formazione e all'innalzamento dei livelli di carbossiemoglobina (COHb), che rilascia più difficilmente ossigeno (O₂) tessuti. Il CO risulta una delle principali cause di avvelenamento non intenzionale, in particolare effetti di tipo acuto, cronico o ritardato, si manifestano a seconda del tipo di esposizione. Un'esposizione a bassi livelli (sopra i 50 ppm per più di 4-5 ore consecutive) può provocare sintomi simil-influenzali, tra cui, mal di testa, mancanza di respiro, vertigini, offuscamento della vista, confusione mentale. Alti livelli di esposizione (sopra 150–200ppm), possono causare effetti gravi, come, svenimento, collasso, insufficienza respiratoria, disturbi cardiovascolari e neurologici e danni neuropsicologici. (Raub J.A., 2000). Tuttavia, rimane una fetta di sintomi aspecifici che portano a una sottodiagnosi degli eventi (Centers for Disease Control and Prevention, 2005; Wright J., 2002). Ogni anno gli avvelenamenti da CO determinano un carico significativo di malattie, ricoveri ospedalieri e possono causare anche la morte nei soggetti esposti.

La maggior parte delle intossicazioni avvengono all'interno delle mura domestiche (Centers for Disease Control and Prevention, 2008). I livelli di COHb dipendono da un insieme di fattori, come la durata dell'esposizione, il livello di ventilazione alveolare e l'attività metabolica. Tra le possibili fonti di emissione si individuano:

- apparecchi di combustione a gas o a combustibili solidi, quali caminetti/stufe o altri sistemi di riscaldamento e sistemi di cottura, in cattivo stato di manutenzione o con scarsa ventilazione;
- attrezzature funzionanti a benzina, quali generatori e stufe;
- penetrazioni di CO da outdoor;
- manutenzione di elettrodomestici e canne fumarie.

La prevenzione degli avvelenamenti può essere fatta a livello domestico installando un allarme a batteria, osservando una periodica e corretta manutenzione degli impianti di riscaldamento e degli apparecchi di cottura e migliorando il sistema di ventilazione (Centers for Disease Control and Prevention, 2004).

In alcuni stati esistono dei sistemi di sorveglianza sul territorio (USA, Francia, Canada). L'esperienza italiana è limitata a pochi enti che si sono occupati della questione per periodi discontinui. Durante il periodo delle olimpiadi Torino 2006 i centri antiveleni (CAV) di alcune delle maggiori città italiane hanno condotto un'esperienza pilota monitorando gli eventi potenzialmente riconducibili al rilascio volontario o accidentale di agenti pericolosi, tra cui anche il fenomeno delle intossicazioni da CO (Settimi L., 2008). I CAV sono strutture che operano all'interno del Servizio Sanitario per una corretta diagnosi e terapia delle intossicazioni. L'esperienza condotta negli USA a partire dai primi anni '80 ha evidenziato come la casistica selettivamente riferita a questi Centri risulta particolarmente interessante per attività di sorveglianza, prevenzione e informazione (Watson A.W., 2005; Lai M.W., 2006). I dati di questi Centri appaiono adeguati ai fini di una caratterizzazione delle esposizioni pericolose, e in particolare anche per la sorveglianza al monossido di carbonio; inoltre, la raccolta di informazione di questo tipo è utile per approfondire meglio gli ambiti e le modalità di esposizione e capire quali gruppi di popolazione siano più suscettibili.

Il contributo dato dai CAV si dimostra un mezzo efficace per portare al miglioramento progressivo le conoscenze sugli effetti del monossido di carbonio, in un paese dove ancora non sussiste un vero e proprio sistema di sorveglianza nazionale specifico.

La *World Health Organization* (WHO), nell'ambito dell'*International Program on Chemical Safety* (IPCS), ha indicato una serie di procedure per lo sviluppo nazionale e internazionale di sistemi informativi per garantire la sistematica acquisizione, revisione, analisi e divulgazione dei dati rilevati dai vari centri antiveneni usando procedure standard concordate (FAO/WHO, 2009). In considerazione di questi aspetti, l'Istituto Superiore di Sanità (ISS), iniziando una collaborazione con i CAV di Milano e di Napoli, ha promosso e coordinato un sistema informativo nazionale, denominato SIN-SEPI, che ha reso disponibile per la prima volta in Italia una base di dati dedicata alle esposizioni pericolose e alle intossicazioni, in grado di fornire un supporto operativo per attività di sorveglianza, vigilanza e allerta di rilevanza nazionale e regionale.

L'ISS tramite questo Sistema ha definito un piano di lavoro, iniziato nel 2006 e in costante ampliamento e approfondimento, per la revisione e l'analisi descrittiva dei casi di intossicazioni rilevati, al fine di una presentazione dei risultati pubblicati su appositi rapporti annuali. Il rapporto è generale, l'approccio al tema è ampliato ai casi di intossicazione da diversi agenti; tra le varie esposizioni analizzate vi è la categoria dei "fumi, gas e vapori" che comprende anche il monossido di carbonio. La situazione italiana risulta in linea con quella di altre nazioni: la maggior parte delle esposizioni a CO avviene in ambito domestico ed è assolutamente prevenibile (Settimi L., 2016; Centers for Disease Control and Prevention, 2008).

L'esperienza raccolta ha prodotto un'evidenza circa la crucialità dei dati di sorveglianza nella caratterizzazione della popolazione a rischio e nella diffusione dei messaggi di prevenzione. Un sistema di sorveglianza che dedichi maggiore attenzione alle intossicazioni da CO è utile se si vogliono ottenere stime accurate dei carichi di intossicazione e i relativi costi sanitari.

Di seguito viene descritto il quadro attuale delle informazioni disponibili a livello nazionale e, partendo da una revisione sistematica della letteratura esistente si riportano, a puro scopo di conoscenza, le stime pubblicate di recente a livello internazionale e derivanti dai sistemi di monitoraggio già attivi.

Metodi analitici

Fonti dati nazionali

Il rapporto annuale ISTISAN 16|22 ha identificato 313 casi di esposizione a monossido di carbonio che hanno compreso 259 pazienti intossicati (83%) nel 2012. Di 14 incidenti causati da inquinamento ambientale, l'agente più frequentemente rilevato è stato proprio il monossido di carbonio, con 5 incidenti, avvenuti in regioni settentrionali, che hanno comportato l'intossicazione di 39 individui (Settimi L., 2016). Tra questi, 15 sono risultati esposti durante un unico incidente causato dal cattivo funzionamento di una stufa. I sintomi clinici riportati dalle vittime andavano dalla cefalea alla nausea, al dolore toracico. Confrontando i risultati dell'anno precedente, nel 2011 sono stati rilevati ben 187 casi di avvelenamento, uno dei quali con esito mortale. Gli incidenti causati da inalazione di fumi/gas/vapori hanno compreso due episodi di esposizione a monossido di carbonio verificatisi entrambi in Lombardia, che hanno coinvolto 5 e 10 residenti, rispettivamente, e un episodio causato da fumi di incendio, con 5 vigili del fuoco coinvolti. Dal 2011 è stata rilevata una riduzione pari a circa il 30% della numerosità dei casi di intossicazione da monossido di carbonio rispetto all'anno precedente (Settimi L., 2015). Per completezza si riporta la frequenza dei casi di avvelenamento da CO anche per le precedenti annualità: nel 2010 n. 264 e due decessi, nel 2009 n. 294 e un decesso, nel 2008 n. 334 e un decesso, nel 2007 n. 238, nel 2006 n. 346 (Figura 1). Nel corso di questo periodo, quasi tutti gli incidenti causati da monossido di carbonio risultano di tipo accidentale e frequentemente sono legati al cattivo funzionamento degli impianti di riscaldamento o cottura. Le osservazioni effettuate forniscono evidenza a favore di due tipi di intervento: supporto a campagne informative per la dismissione di apparecchiature non a norma e maggiori controlli di sistemi e impianti a rischio. A questo proposito, un sistema di sorveglianza specifico per proporre interventi mirati sarebbe consigliabile soprattutto in ambienti abitativi più disagiati.

Case definition

Ad oggi, in Italia ancora non vi è una definizione di caso clinico standard per le intossicazioni da CO, a causa dell'ampia gamma di sintomi che si presentano e della differenza qualitativa nelle fonti (dati di esposizione dei CAV e degli ospedali con la classificazione ICD-*International Classification of Diseases*). Dalla letteratura esistente si individuano due metodi principali usati per distinguere i casi di intossicazione: il primo si basa sui livelli di carbossiemoglobina rilevati nel sangue, l'altro sulla

classificazione ICD. L'individuazione dei casi basata sul primo metodo necessita ovviamente della possibilità di effettuare esami sui soggetti e questo non è sempre possibile; usare la classificazione ICD è senza dubbio il metodo più rigoroso, anche se è comunque necessario un criterio di scelta standardizzato che attualmente non è uniforme tra nazioni diverse.

Nel 1998 il Centro dei controlli malattie e prevenzione americano promosse un gruppo di sorveglianza che sviluppò il "Council of State and Territorial Epidemiologists" (CSTE); questo ente creò una codifica coerente a livello nazionale per monitorare il fenomeno degli avvelenamenti e delle intossicazioni da esposizione a CO. La definizione ICD 9-10 si basa sui codici utilizzati nella diagnosi clinica, dimissione ospedaliera, certificati di morte, ma anche sui segni clinici e i sintomi oltre che sui risultati di laboratorio per COHb, e per la storia dell'esposizione. È stato aggiornato nel 2007 per essere più inclusivo ed è ampiamente usato per la sorveglianza negli Stati Uniti (Centers for Disease Control and Prevention, 2007; Iqbal S., 2012). Secondo questa definizione, i casi di avvelenamento di CO acuti possono essere classificati in tre tipi: confermato, probabile, e sospetto (Tabella 1).

In Italia, le pubblicazioni prodotte da ISS e CAV non utilizzano questa categorizzazione; si è quindi constatato l'utilità di iniziare da una revisione della letteratura, che potrà essere sfruttata in una futura proposta di costruzione di una rete sul monossido di carbonio. Sono stati inclusi gli articoli più recenti di tutti i tipi di disegni di ricerca clinica (dai case series osservazionali agli studi di coorte longitudinali), ad eccezione dei case report e tutti i tipi di outcome, a condizione che fosse specificato la classificazione ICD 9 o 10 per le esposizioni. Sono state escluse le esposizioni intenzionali. Come motore di ricerca è stato utilizzato PubMed, avvalendosi della seguente stringa di ricerca:

"Carbon Monoxide Poisoning[Msh] OR carbon monoxide poisoning death OR nonfire-related CO poisoning OR fire-related CO poisoning OR carbon monoxide death rate"

Risultati della revisione

In Tabella 2 sono riportati gli articoli risultati pertinenti, undici in tutto. Sono stati selezionati tre articoli che si avvalgono di database americani, due inglesi e altri sei che si basano sull'utilizzo del database sanitario nazionale di Taiwan. Nel gruppo di articoli si riscontra una grande variabilità nello studio delle outcome: i primi cinque manoscritti incentrano la loro ricerca studiando unicamente il trend e la frequenza e riportano le stime della mortalità e ricoveri collegati a esposizioni a CO non causate da incendi; il database di Taiwan risulta invece quello più completo poiché permette l'analisi di outcome diversi, che spaziano dallo sviluppo di trombosi venosa profonda ed embolia polmonare, all'insorgenza di demenza, alla morte.

In tutti e undici i manoscritti si evidenzia una certa omogeneità di fondo nella caratterizzazione dell'esposizione: T58 nel ICD-10 ('toxic effect of carbon monoxide') e codice CM 986 per ICD-9 ('toxic effect of carbon monoxide').

Le sei ricerche che hanno impiegato il database sanitario nazionale di Taiwan sono concordi nella classificazione di esposizione: gli studi di coorte comprendono tutte le nuove diagnosi di intossicazione da CO, CM 986 per ICD-9, tra i pazienti ospedalizzati. Fa eccezione lo studio di Wong C.S. (2016), che restringe la popolazione in studio considerando una specifica causa 'ICD-9 E868.8' che fa riferimento agli avvelenamenti da CO accidentali dovuti a sorgenti aspecifiche. I risultati trovati in questo caso, raggiungono la significatività statistica riportando un hazard ratio (HR) pari a 2.75 e un intervallo di confidenza al 95% (IC) di 2.26-3.35, dopo aver aggiustato per alcune comorbidità e considerando tutti e 5 gli anni di follow-up. Dalla successiva analisi di sensibilità, che restringe gli anni di follow-up, rispettivamente al primo anno e ai primi due anni, si conferma un HR statisticamente significativo. I risultati di queste indagini, effettuate sulla banca dati taiwanese sono concordi nel rilevare un aumento del rischio di demenza, aritmia, malattia periferica arteriosa, trombosi venosa profonda e mortalità naturale nei soggetti esposti a CO. Non vi è una forte evidenza nel riscontrare che l'esposizione a CO favorisca l'insorgenza di embolia polmonare: dallo studio di Chung W.S. (2015) risulta un HR aggiustato di 1.66, ma con un intervallo di confidenza al 95% non significativo. Allo stesso modo, non si osserva un livello di confidenza statisticamente significativo nemmeno per le disfunzioni dell'arteria coronaria, né per i casi di insufficienza cardiaca congestizia, dove lo studio di Lee F.Y. (2015) riportava un HR di 1.14, 95% CI (0.93-1.40) e 1.07, 95% CI (0.77-1.46), rispettivamente, dopo aver aggiustato per età, sesso e comorbidità.

La natura degli altri manoscritti è di tipo diverso, in quando l'obiettivo è fornire un quadro dell'andamento del sistema di sorveglianza nazionale delle intossicazioni da CO e descrivere i risultati

di questo processo. Tutti questi studi si concentrano sul sistema di classificazione per una corretta valutazione dell'esposizione e il lavoro della loro ricerca è focalizzato in questa direzione.

Iqbal (2012) propone un'analisi approfondita del sistema di sorveglianza americano ed esamina le fonti informative del paese e come lavorano: il "National Vital Statistics System" contiene i dati di mortalità, il "Nationwide Inpatient Sample" riguarda le ospedalizzazioni, "Hyperbaric oxygen treatment data" contiene i dati dei centri di ossigenoterapia iperbarica, il "Nationwide Emergency Department Sample" è il database degli accessi al pronto soccorso, il "National Poison Data System" fornisce le informazioni riguardanti l'esposizione a CO (ad esempio i dati dei centri antiveleno), il "National Health Interview Survey" e l' "American Housing Survey" contengono le informazioni relative ai comportamenti sanitari, come la presenza di allarmi che rilevano la presenza di CO all'interno delle case. Per ciascuno di questi componenti del sistema di sorveglianza sono riportate le stime annuali di casi confermati di avvelenamenti non intenzionali e non riconducibili ad incendi (Tabella 2). L'articolo di Iqbal tenta di dare un quadro uniforme e organico di dati normalmente disponibili in forma sporadica e frammentaria, ed effettivamente risulta una delle integrazioni più complete degli archivi di dati provenienti da fonti multiple disponibili in letteratura.

Gli articoli di Graber J.M. (2007) e Ghosh R.E. (2015) riportano esperienze di sorveglianza in scala minore. Il primo descrive i risultati di un pilot di sorveglianza pubblica nello stato del Maine, usando i dati di 3 ospedali. Gli autori hanno utilizzato la definizione di caso 'confermato' e 'probabile' dalla codifica del CSTE del 1998 e hanno stimato la frequenza degli avvelenamenti e il relativo flusso di ospedalizzazioni e accessi al pronto soccorso dal 1999 al 2003. Come termine di confronto per queste stime sono stati analizzati i casi derivanti da un disastro ambientale (tempesta di neve) avvenuto nel mese di gennaio del 1998. Comparando il numero atteso di casi mensili, si è riscontrato un eccesso di casi osservati, sia nei ricoveri che negli accessi al pronto soccorso; una percentuale significativamente più elevata di casi disastro-collegati per le esposizioni dovute al riscaldamento domestico e una più bassa percentuale di casi disastro-collegati per le esposizioni accidentali a gas di veicoli a motore.

L'articolo di Ghosh R.E. (2015) riporta l'esperienza nel Regno Unito, conteggiando i pazienti ricoverati tra il 2001 e il 2010, prendendo come codifica di esposizione il codice ICD-10 T58 più qualsiasi menzione a cause esterne codificati con X47 (avvelenamenti accidentali da esposizioni a altri gas e vapori). Per quantificare i carichi di malattia dovuti alle esposizioni accidentali a CO nel paese, i confronti sono stati effettuati con le categorie ICD-10 X46 e Y17, corrispondenti rispettivamente agli avvelenamenti intenzionali e quelli con intento non noto. Questa ricerca, più che identificare il carico di malattie dovute alle intossicazioni, risulta interessante per l'evidenza nelle differenze delle stime di variabili quali l'età, lo status socio-economico e le aree geografiche che riporta nel campione di popolazione studiata. Nonostante l'articolo sia di grande interesse, in quanto risulta essere il primo studio nazionale per quantificare e descrivere i casi di ricoveri per CO, esso rimane soggetto ai bias tipici dell'uso di dati ospedalieri, incluse le differenze nell'accuratezza della diagnosi, la registrazione e la codifica dei dati. La maggior parte dei casi non ha avuto un codice di causa esterno, il 9% dei casi rimane con l'indeterminatezza della causa di avvelenamento che può condurre a una sottostima dei ricoveri. Inoltre, sempre a causa dei sintomi aspecifici del CO, i ricoveri ospedalieri sono probabilmente sottostimati.

Gli studi di Sircar K. (2015) e di Fisher D.S. (2014) incentrano il lavoro sull'analisi della mortalità causata da avvelenamento da CO e sulla caratterizzazione della popolazione considerata maggiormente a rischio. La ricerca di Sircar stima 34.215 casi di decesso nel periodo dal 1999 al 2012 tra i residenti nei 50 stati degli USA. I tassi di mortalità aggiustati per età risultano più alti negli uomini e nei soggetti di età superiore agli 85 anni. Le regioni occidentali presentano tassi di mortalità più elevati, rispetto agli stati del Nord-Est. Infine lo studio di Fisher stima 28.944 morti annuali causati da CO in Inghilterra e Galles tra il 1979 e il 2012 (82% maschi) e osserva un trend crescente nel primo periodo e decrescente dal 1987 al 2012. Rispetto all'età e al sesso i gruppi maggiormente a rischio risultano i maschi rispetto alle femmine nelle fasce di età 10-19 e 20-64 anni, numerosità simili tra i due sessi si riscontrano invece nei giovani e negli anziani.

Discussione e conclusioni

Dagli ultimi rapporti ISTISAN è aumentata l'attenzione verso il monossido di carbonio tra l'insieme degli agenti tossici esaminati. Per quanto riguarda la pianificazione d'indagini di approfondimento a supporto di interventi preventivi, il SIN-SEPI continua a segnalare come di prioritaria importanza lo studio dell'esposizioni a CO.

I limiti riscontrati nelle fonti informative nazionali riguardano la non globale copertura della popolazione, in particolare manca l'informazione sui soggetti non residenti, e la non specificazione della casistica osservata. I risultati presentati nei report istituzionali per l'anno 2011 riguardavano i casi esaminati unicamente dal CAV di Milano, mentre l'acquisizione dei dati nel Centro di Napoli non è risultata possibile. Un'altra importante carenza riguarda la mancata conoscenza di informazioni socio-demografiche degli individui, a cominciare dall'età e del limite di conoscenza rispetto alla copertura dei dati che riguarda solo i residenti. L'esclusione di tutti quei soggetti esposti a rischio e non residenti è un forte limite nella copertura del sistema. Nel complesso, a livello nazionale la conoscenza riguardo questo tema risulta ancora parziale, ma con ampie possibilità di approfonditi, anche da parte di altri enti.

Uno degli obiettivi prioritari della sorveglianza è comprendere lo stato della salute pubblica di un certo outcome. L'identificazione e la caratterizzazione dei gruppi più a rischio, dei siti di esposizione, delle variazioni geografiche e stagionali forniscono informazioni importanti sulle opportunità per instaurare sistemi di prevenzioni efficaci e funzionali.

Dopo la valutazione sistematica e i confronti dei sistemi di sorveglianza attivi nelle diverse nazioni, si è evidenziata l'importanza dei dati provenienti da fonti multiple per completare la comprensione del fenomeno degli avvelenamenti da CO. I limiti e l'affidabilità delle fonti dati secondarie sottolineano la necessità di uno sforzo continuo per espandere la capacità di sorveglianza attuale e migliorare il livello di conoscenze su questo tema. Un'analisi completa dei costi per stabilire i benefici di una maggiore sorveglianza potrebbe essere appropriata.

Un ulteriore fattore favorevole allo sviluppo di un buon sistema passa anche dalla buona capacità di instaurare relazioni collaborative e dinamiche tra i vari enti e le agenzie, ciò risulta molto importante sia a livello nazionale che internazionale, poiché rende più facile il processo decisionale in salute pubblica, apporta un'integrazione delle conoscenze scientifiche con quelle degli stakeholder, riduce i conflitti tra stakeholder promuovendo relazioni a lungo termine e identifica strategie possibili e nuove soluzioni al problema. L'instaurazione di sistemi dinamici nazionali faciliterebbe i cambiamenti nella legislazione riguardante i sistemi di sorveglianza di CO nei luoghi pubblici e nelle case private, appianando la strada per espandere il network a livello internazionale. In conclusione per creare un sistema di sorveglianza efficace, esso deve essere inserito all'interno di un processo di conoscenza e prevenzione collegato alla pianificazione urbanistica e civile del territorio; al fine di collegarsi ad interventi di pianificazione e controllo per una efficiente collaborazione con i Comuni e le Asl nell'ambito di una strategia collettiva.

La prevenzione ha un ruolo importante nell'evitare le esposizioni pericolose da CO che avvengono nelle case e in generale negli ambienti indoor; essa può essere fatta con frequenti ispezioni e effettuando una manutenzione ordinaria dei caminetti, delle stufe e degli altri elettrodomestici a combustione. È comunque essenziale la conoscenza del singolo sull'utilizzo sicuro delle apparecchiature a combustione presenti in casa, e sull'importanza del sistema di ventilazione (sia meccanico che naturale). Altre azioni di prevenzione che hanno grande potenzialità sono l'installazione di sistemi di allarme per CO nelle case, non utilizzare apparecchi di combustione privi di sistemi di ventilazione in ambiente indoor (es. apparecchi di cottura come le griglie), prestare attenzione alle automobili accese in ambienti chiusi come i garage. Queste sono tutte pratiche di buona-norma che possono migliorare la sicurezza in ambienti indoor, ma è importante anche la consapevolezza del singolo individuo sulla pericolosità di questo gas: egli dovrebbe conoscere le tipologie di sorgenti di emissione e i possibili sintomi e disturbi CO-correlati.

Tabella 1 - Classificazione dei casi di avvelenamento di CO acuti data da Council of State and Territorial Epidemiologists

DEFINIZIONE DI CASO DI AVVELENAMENTO ACUTO DEL CSTE		
Case type	Data source	Description
Confirmed	Clinical	Clinicians/medical examiners/coroners: a. Signs and symptoms consistent with acute CO poisoning and elevated COHb levels by blood specimen or CO-pulse oximetry; or b. Signs and symptoms consistent with acute CO poisoning and evidence of CO exposure from environmental monitoring; or c. Blood COHb levels $\geq 12\%$
	Administrative	ICD-9 codes: a. Any record with nature of injury code N-986 (toxic effects of CO) listed; or b. Records with external injury codes (e-codes) indicating CO exposure: E868.3, E868.8, E868.9, E952.1, or E982.1 ICD-10 codes: a. Any record with T58 (toxic effect of CO) listed
	Poison center	a. Cases in which "exposure" is listed as type of call; CO is listed as substance; minor, moderate, or major clinical effects were reported; and elevated COHb levels were indicated; or b. Cases in which "exposure" is listed as type of call; CO is listed as substance; minor, moderate, or major clinical effects were reported; and environmental CO exposure was included in case notes
Probable	Clinical	Clinicians/medical examiners/coroners: a. Signs and symptoms consistent with acute CO poisoning and history of environmental CO exposure; or b. Signs and symptoms consistent with acute CO poisoning and history of smoke inhalation secondary to conflagration; or c. COHb levels $\geq 9\%$ and $< 12\%$
	Administrative	ICD-9 codes: a. Records with e-codes indicating motor vehicle exhaust gas exposure: E868.2, E952.0, or E982.0
	Poison center	a. Cases in which "exposure" is listed as type of call; CO is listed as substance; and minor, moderate, or major clinical effects were reported
	Hyperbaric oxygen treatment facility	a. Regardless of COHb levels and presence or absence of signs and symptoms, patients who received HBOT for acute CO poisoning and had a history of CO exposure
Suspected	Clinical	Clinicians/medical examiners/coroners: a. Signs and symptoms consistent with acute CO poisoning and history of present illness consistent with CO exposure
	Administrative	ICD-9 codes, in the absence of N986: a. Records with e-codes mentioning CO exposure: E818.0-9, E825.0-9, E844.0-9, E867, E868.0, E868.1, E890.2, or E891.2; or b. Records with e-codes where CO exposure is plausible: E838.0-9, E869.9, E951.0, E951.1, E951.8, E952.9, E962.2, E962.9, E968.0, E981.0, E981.1, E981.8, or E988.1 ICD-10 codes: a. In the absence of T58, records where X47, X67, and Y17 are listed
	Workers' Compensation	Report of person with CO poisoning documented

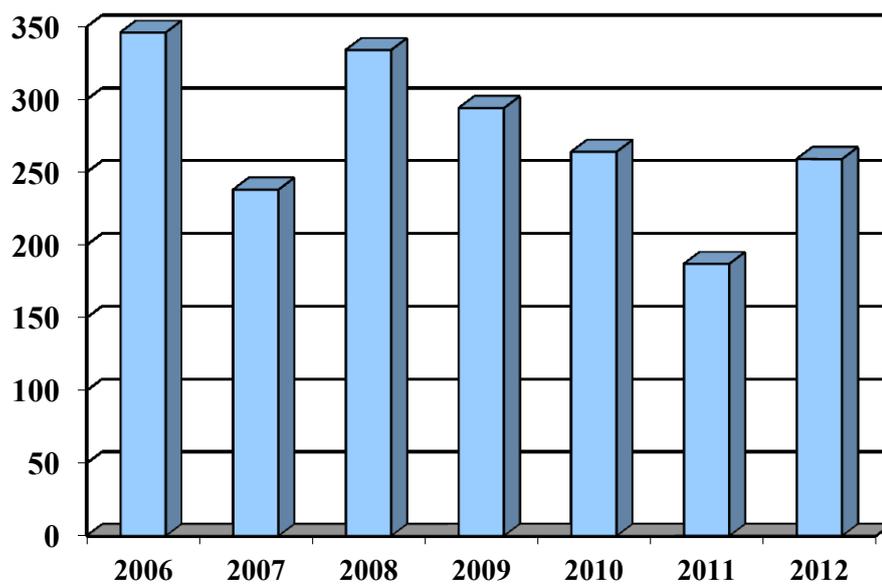


Figura 1 - *Numerosità dei casi di intossicazione da CO in Italia, periodo 2006-2012*

Tabella 2 - Risultati della revisione della letteratura

CARATTERISTICHE DEGLI STUDI PRECEDENTI SULL'ASSOCIAZIONE TRA INTOSSICAZIONI DA CO E RISCHIO DI MORTALITÀ E RICOVERI							
Studio	Fonte dati/popolazione	Esposizione	Categoria di riferimento	Analisi	Outcome	Risultati principali	Note
Fisher D.S., 2014	Office for National Statistics England & Wales (UK). Deaths from 1979 to 2012	ICD-9: E867.0, E868 (E868.0, E868.1 and E868.3) and (E868.8 and E868.9) + all with secondary cause 986. ICD-10: X47 and T58 was the secondary cause	-	events, trend	deaths from unintentional non-fire-related CO poisoning	<u>mortality:</u> N= 28944	
Iqbal S., 2012	USA National Vital Statistics System & Healthcare Cost and Utilization Project Nationwide Inpatient Sample (USA). Deaths during 1999-2004 & hospitalization 2007	Confirmed cases->ICD-9: nature of injury code N-986 or E-codes E868.3, E868.8, E868.9, E952.1, or E982.1. ICD-10: T58	-	annual estimates and trend hospitalization rates for confirmed cases	non-fire related CO poisoning deaths, hospitalizations and emergency visits	<u>mortality:</u> N= 439 <u>hospitalization:</u> N= 2302 <u>outpatient:</u> N= 21304	overview of general surveillance system in USA. Council of State and Territorial Epidemiologists (CSTE) 1998 case definition for a confirmed, probable, suspected case
Graber J.M., 2007	3 hospital Datasets (inpatient, emergency department and outpatient) (Maine). Cases from 1999 to 2003	Confirmed & probable cases-> E-codes related to CO poisoning: E868.2, E868.3, E868.8, E868.9, E868.0, E868.1, E818	-	frequency, annual average rates by sex and age, trend	non-fire related and unintentional CO hospitalizations and hospital visits	<u>outpatient:</u> N= 435 <u>inpatient:</u> N= 27 <u>emergency department:</u> N= 318	CSTE 1998 case definition for a confirmed, probable case. Record with 1 or more E-codes indicating the injury was fire-related (E890.0–E899.9, inclusive) or intentional (E950.0–E959.9, inclusive; E962, inclusive; E952, inclusive), those coded for late effects (E929.0–E929.9, inclusive) were excluded

Tabella 2 - Risultati della revisione della letteratura

CARATTERISTICHE DEGLI STUDI PRECEDENTI SULL'ASSOCIAZIONE TRA INTOSSICAZIONI DA CO E RISCHIO DI MORTALITÀ E RICOVERI							
Studio	Fonte dati/popolazione	Esposizione	Categoria di riferimento	Analisi	Outcome	Risultati principali	Note
Ghosh R., 2015	Hospital Episode Statistics Inpatient Data (UK). Inpatient between 2001 and 2010	ICD-10: T58 + any mention of external cause code X47, accidental poisoning by gases or vapors, excluding ICD-10 codes potentially related to fires (X00-X09, T20-T32 and Y26)	intentional X67, unknown Y17	frequency, rates for period by sex	fire and non-fire related CO hospital admission	<u>including fire-related:</u> intentional N= 2174 accidental N= 2500 <u>excluding fire-related:</u> intentional N= 2171 accidental N= 2463	
Sircar K., 2015	Mortality data from the National Center for Health Statistic's National Vital Statistics System (USA). Deaths from 1999 to 2012	ICD-10: T58 & X47 Exclude: X00-X09, X76, X97, Y26, and Y17	toxic effects of alcohol (ICD-10: T51) and smoke inhalation excluding tobacco smoke (ICD-10:T598)	frequency, crude and age-adjusted rate by area	non-fire related and unintentional CO mortality	<u>mortality:</u> (T58) N=34,215 (T51) N= 77082 (T598) N= 34037	definitions: Unintentional vehicular T58& at least one from V01 to V99; Unintentional fire T58 & at least one from X00-X09; Suicide T58 & least one from X60 to X84
Lee F.Y., 2015	National Health Insurance Research Database (Taiwan). Diagnosis of poisoning and hospitalization during 2000 to 2011	8381 CO poisoned (ICD-9-CMcode986) with no medical history of arrhythmia (ICD-9-CM codes 427), coronary artery disease (ICD-9-CM codes 410-414), congestive heart failure (ICD-9-CM code 428)	33524 non-CO-poisoned	proportional hazard regression model, crude and adj for age, sex, and comorbidities	incidence of cardiovascular event: arrhythmia, coronary artery disease, congestive heart failure	<u>arrhythmia:</u> HRadj=1.83, 95%CI(1.43-2.33) <u>CAD:</u> HRadj=1.14, %CI(0.93-1.40) <u>CHF:</u> HRadj=1.07, 95%CI(0.77-1.46)	comparison cohort comprised randomly selected non-CO-poisoned patients. The study cohort comprised all patients aged >= 20 years. Also analysis stratified by the severity of CO poisoning
Chen Y.G., 2015	Taiwan's National Health Insurance database (Taiwan). Diagnosis of poisoning from 1998 to 2010	9046 patients CO poisoning (ICD-9 code 986)	36183 non-CO-poisoned	incidence, proportional hazard regression model, crude and adj	peripheral artery disease	<u>PAD:</u> HRadj= 1.85, 95%CI (1.12-3.06)	patients with a history of PAD (ICD-9-CM codes 440.2, 440.3, 440.8, 440.9, 443, 444.22, 444.8, 447.8, and 447.9) before the index date were excluded. The study cohort comprised all patients aged >= 20 years

Tabella 2 - Risultati della revisione della letteratura

CARATTERISTICHE DEGLI STUDI PRECEDENTI SULL'ASSOCIAZIONE TRA INTOSSICAZIONI DA CO E RISCHIO DI MORTALITÀ E RICOVERI							
Studio	Fonte dati/popolazione	Esposizione	Categoria di riferimento	Analisi	Outcome	Risultati principali	Note
Lai C.Y., 2016	Taiwan's National Health Insurance database (Taiwan). Diagnosis of poisoning from 2000 to 2011	9041 adults CO poisoning (ICD-9 code 986)	36160 non-CO poisoning	incidence, proportional hazard regression model, crude and adj for age, sex, and comorbidity	dementia	<u>dementia</u> : HRadj= 1.50, 95%CI (1.11-2.04)	Patients with a history of dementia (ICD-9-CM 290, 294.1, and 331.0–331.2) were excluded
Wong C.S., 2016	Taiwan's National Health Insurance database (Taiwan). Diagnosis of poisoning from 2005 to 2010	14590 CO poisoning (ICD-9-CM 986, E868.8)	58360 controls	incidence, proportional hazard regression model, crude and adj for comorbidity	dementia	<u>dementia</u> : HRadj= 2.75, 95%CI (2.26-3.35) events in first year HRadj= 1.90, 95%CI (1.51-2.41) events in first 2 year HRadj= 1.73, 95%CI (1.32-2.26)	the exclusion criterion was dementia diagnosis (ICD-9-CM 290.0–290.4, 294.1, 331.0–331.2) before the CO exposure. The comparison cohort comprised the remaining patients in Taiwan's Database, matched control sample are done
Huang C.C., 2014	National Health Insurance Research Database (Taiwan). Outpatient and inpatient from 1999 to 2010	441 CO poisoning (ICD-9 code 986)	8820 non-CO poisoning	incidence, proportional hazard regression model, crude and adj for age, sex, comorbidity, geographic region, monthly income	death	<u>Death</u> : HRadj= 4.10, 95%CI (2.74-6.13)	
Chung W.S., 2015	Taiwan National Health Insurance Research Database (Taiwan). Diagnosis of poisoning from 2000 to 2011	8316 CO poisoning (ICD-9-CM Code 986)	33264 non-CO-poisoned	rate, proportional hazard regression model, crude and adj for age, sex, and comorbidities	deep vein thrombosis and pulmonary embolism	<u>DVT</u> : HRadj= 3.85, 95%CI (2.17-6.83) <u>PE</u> : HRadj= 1.66, 95%CI (0.70-3.92)	Patients diagnosed with DVT (ICD-9-CM Code 453.8) or PE (ICD-9-CM Code 415.1, excluding ICD-9-CM Code 415.11) at the baseline were excluded. The study cohort comprised all patients aged \geq 20 years

BIBLIOGRAFIA

Centers for Disease Control and Prevention (CDC), 2008. Nonfatal, unintentional, non--fire-related carbon monoxide exposures--United States 2004-2006. *MMWR Morb Mortal Wkly Rep.* Aug 22;57(33):896-9. PubMed PMID: 18716581.

Centers for Disease Control and Prevention (CDC), 2007. Carbon monoxide--related deaths--United States 1999-2004. *MMWR Morb Mortal Wkly Rep.* Dec 21;56(50):1309-12. PubMed PMID: 18097342.

Centers for Disease Control and Prevention (CDC), 2005. Unintentional non-fire-related carbon monoxide exposures--United States 2001-2003. *MMWR Morb Mortal Wkly Rep.* Jan 21;54(2):36-9. PubMed PMID: 15660017.

Centers for Disease Control and Prevention (CDC), 2004. Use of carbon monoxide alarms to prevent poisonings during a power outage--North Carolina, 2002 December. *MMWR Morb Mortal Wkly Rep.* Mar 12;53(9):189-92. PubMed PMID: 15017373.

Chen Y.G., Lin T.Y., Dai M.S., Lin C.L., Hung Y., Huang W.S., Kao C.H., 2015. Risk of Peripheral Artery Disease in Patients With Carbon Monoxide Poisoning: A Population-Based Retrospective Cohort Study. *Medicine (Baltimore).* Oct;94(40):e1608. doi: 10.1097/MD.0000000000001608. PubMed PMID: 26448007; PubMed Central PMCID: PMC4616762.

Chung W.S., Lin C.L., Kao C.H., 2015. Carbon monoxide poisoning and risk of deep vein thrombosis and pulmonary embolism: a nationwide retrospective cohort study. *J Epidemiol Community Health.* Jun;69(6):557-62. doi: 10.1136/jech-2014-205047. Epub 2015 Jan 22. PubMed PMID: 25614638.

Fisher D.S., Leonardi G., Flanagan R.J., 2014. Fatal unintentional non-fire-related carbon monoxide poisoning: England and Wales, 1979-2012. *Clin Toxicol (Phila).* Mar;52(3):166-70. doi: 10.3109/15563650.2014.887092. Epub 2014 Feb 18. PubMed PMID: 24533843.

Food and Agriculture Organization of the United Nations, World Health Organization. International Code of Conduct on the distribution and use of pesticides, 2009. Guidelines on developing system for health and environmental incidents resulting from exposure to pesticides. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome: FAO/WHO. Disponibile all'indirizzo internet:

http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/Code/Incidentreporting_09.pdf; ultima consultazione 6/4/2015.

Ghosh R.E., Close R., McCann L.J., Crabbe H., Garwood K., Hansell A.L., Leonardi G., 2015. Analysis of hospital admissions due to accidental non-fire-related carbon monoxide poisoning in England, between 2001 and 2010. *J Public Health (Oxf).* 2016 Mar;38(1):76-83. doi: 10.1093/pubmed/fdv026. Epub Mar 9. PubMed PMID: 25755248; PubMed Central PMCID: PMC4750524.

Graber J.M., Smith A.E., 2007. Results from a state-based surveillance system for carbon monoxide poisoning. *Public Health Rep.* Mar-Apr;122(2):145-54. PubMed PMID: 17357356; PubMed Central PMCID: PMC1820438.

Huang C.C., Chung M.H., Weng S.F., Chien C.C., Lin S.J., Lin H.J., Guo H.R., Su S.B., Hsu C.C., Juan C.W., 2014. Long-term prognosis of patients with carbon monoxide poisoning: a nationwide cohort study. *PLoS One.* 2014 Aug 28;9(8):e105503. doi: 10.1371/journal.pone.0105503. eCollection PubMed PMID: 25167083; PubMed Central PMCID: PMC4148326.

Iqbal S., Clower J.H., King M., Bell J., Yip F.Y., 2012. National carbon monoxide poisoning surveillance framework and recent estimates. *Public Health Rep.* Sep-Oct;127(5):486-96. PubMed PMID: 22942466; PubMed Central PMCID: PMC3407848.

Lai C.Y., Huang Y.W., Tseng C.H., Lin C.L., Sung F.C., Kao C.H., 2016. Patients With Carbon Monoxide Poisoning and Subsequent Dementia: A Population-Based Cohort Study. *Medicine (Baltimore).* Jan;95(1): e2418. doi: 10.1097/MD.0000000000002418. PubMed PMID: 26735545; PubMed Central PMCID: PMC4706265.

Lai M.W., Klein-Schwartz W., Rodgers G.C. *et al.*, 2006. Annual Report of the American Association of Poison Control Centers Toxic Exposure Surveillance System. *Clin Toxicol*; 44:803-932.

Lee F.Y., Chen W.K., Lin C.L., Kao C.H., 2015. Carbon monoxide poisoning and subsequent cardiovascular disease risk: a nationwide population-based cohort study. *Medicine (Baltimore).*

Mar;94(10):e624. doi: 10.1097/MD.0000000000000624. PubMed PMID: 25761191; PubMed Central PMCID: PMC4602477.

Raub J.A., Mathieu-Nolf M., Hampson N.B., Thom S.R., 2000. Carbon monoxide poisoning—a public health perspective. *Toxicology*; 145:1-14.

Settimi L., Davanzo F., Urbani E., Giordano F., Cossa L., 2016. Sistema informativo nazionale per la sorveglianza delle esposizioni pericolose e delle intossicazioni: casi rilevati nel 2012. Settimo rapporto annuale: Istituto Superiore di Sanità. (Rapporti ISTISAN 16/22). Consultabile all'indirizzo internet: <http://www.iss.it/publ/index.php?lang=1&id=2990&tipo=5>.

Settimi L., Davanzo F., Urbani E., Giordano F., Cossa L., 2015. Sistema informativo nazionale per la sorveglianza delle esposizioni pericolose e delle intossicazioni: casi rilevati nel 2011. Sesto rapporto annuale. Roma: Istituto Superiore di Sanità. (Rapporti ISTISAN 15/28). Consultabile all'indirizzo internet: http://www.iss.it/binary/publ/cont/12_13_web.pdf

Settimi L., Davanzo F., Marcello I., Roazzi P., Binetti R., 2008. Implementazione di una nuova sorveglianza delle esposizioni pericolose. *Not Ist Super Sanità*; 21(4):3-9.

Sircar K., Clower J., Shin M.K., Bailey C., King M., Yip F., 2015. Carbon monoxide poisoning deaths in the United States, 1999 to 2012. *Am J Emerg Med*. 2015 Sep;33(9):1140-5. doi: 10.1016/j.ajem.2015.05.002. Epub May 13. PubMed PMID: 26032660; PubMed Central PMCID: PMC4573527.

Watson A.W., Litovitz T.L., Bedson M.G. *et al.*, 2005. The Toxic Exposure Surveillance System (TESS): risk assessment and real-time toxicovigilance across United States poison control centers. *Toxicol Appl Pharmacol*. 207: S604-S610.

Wong C.S., Lin Y.C., Hong L.Y., Chen T.T., Ma H.P., Hsu Y.H., Tsai S.H., Lin Y.F., Wu M.Y., 2016. Increased Long-Term Risk of Dementia in Patients With Carbon Monoxide Poisoning: A Population-Based Study. *Medicine (Baltimore)*. Jan;95(3): e2549. doi: 10.1097/MD.0000000000002549. PubMed PMID: 26817904.

Wright J., 2002. Chronic and occult carbon monoxide poisoning: we don't know what we're missing. *Emerg Med J*; 19:386-90.

EFFETTI CONGIUNTI SULLA SALUTE DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO E DELL' ESPOSIZIONE A POLLINI

Stefano Marchesi¹, Cristiana Ivaldi², Vincenzo De Gironimo³, Alessandro Di Menno di Bucchianico³

¹ARPAE Emilia-Romagna, Centro Tematico Regionale Ambiente e Salute; ²ARPA Piemonte, Dipartimento Epidemiologia e Salute ambientale; ³ISPRA

Abstract

La qualità dell'aria di un determinato luogo è determinata non solo dalla presenza degli inquinanti di origine antropica, ma anche dalla componente del particolato di origine naturale: in generale, si tratta di una frazione abbastanza grossolana di particelle, che sono la causa di importanti effetti avversi sulla salute umana (chiamati con il termine generale di pollinosi), che possono causare un consistente peggioramento della qualità della vita delle persone affette da questo insieme di patologie.

La presenza di notevoli sinergie di effetto tra questi due contributi emerge da una serie di studi pubblicati in letteratura da diversi anni: tenere nella dovuta considerazione anche questi effetti combinati può diventare, in prospettiva, un importante valore aggiunto nel quadro complessivo degli studi epidemiologici focalizzati sull'impatto sulla salute da parte dell'inquinamento nelle città.

Un altro elemento che è importante mettere in evidenza riguarda la presenza di un legame non trascurabile tra gli indicatori che descrivono le caratteristiche della componente aerodispersa di origine biologica e il *climate change*: si tratta, anche da questo punto di vista, di effetti che presentano numerosi punti in comune, per cui va ulteriormente messa in evidenza la necessità di affrontare la problematica in maniera complessiva e integrata per evitare di avere una visione soltanto parziale dell'effetto delle numerose sfaccettature che emergono considerando l'effetto delle varie componenti ambientali negli studi sull'impatto sulla salute.

Introduzione

L'approccio tipico nell'ambito della caratterizzazione della qualità dell'aria finalizzata agli studi inerenti gli effetti sulla salute riguarda quasi esclusivamente la stima dell'esposizione agli inquinanti atmosferici di origine antropica e principalmente: particolato più o meno fine o ultrafine, biossido di azoto, ozono. L'inquinamento atmosferico è considerato un importante fattore di rischio ambientale per la salute umana, con particolare riferimento alle patologie cardio-vascolari e respiratorie.

L'argomento della qualità dell'aria in un senso più ampio non può non tenere conto di una specifica componente del particolato, che è quella di origine biologica, principalmente costituita dai pollini e dalle spore fungine. In generale si tratta di una frazione più grossolana rispetto al particolato normalmente misurato nelle stazioni di monitoraggio, ma è stato dimostrato che può causare importanti effetti avversi sulla salute umana (le cosiddette pollinosi), con particolare riferimento a patologie a carico degli occhi (congiuntiviti), dei diversi tratti dell'apparato respiratorio (riniti, asma) e dell'epidermide (eczema) con un consistente peggioramento della qualità della vita delle persone affette da questi problemi (D'Amato G. *et al.*, 2007a per una panoramica).

Il monitoraggio e lo studio della componente di origine biologica del particolato aerodisperso sono, quindi, un elemento indispensabile per valutare la qualità dell'aria nelle nostre città. Il granulo pollinico vero e proprio rappresenta il vettore degli allergeni, che sono le sostanze che causano le reazioni allergiche nei soggetti predisposti. Il monitoraggio aerobiologico riguarda la valutazione della presenza dei granuli pollinici e la stima della concentrazione pollinica in atmosfera, rappresentando, quindi, un'approssimazione della presenza e della quantità di allergeni, in quanto quest'ultima non viene misurata direttamente e in modo sistematico.

Le stime delle percentuali di prevalenza e/o di incidenza delle pollinosi sono abbastanza variabili da studio a studio; aldilà dei numeri è oramai noto e riconosciuto che si tratta di un problema sanitario di importanza primaria. Un elemento di criticità è rappresentato dal fatto che non esistono limiti di legge, così come limiti stabiliti attraverso studi o ricerche, che mettono in relazione diretta le concentrazioni dei pollini o delle spore aerodispersi con gli effetti sulla salute umana: infatti, i livelli della concentrazione che vengono normalmente utilizzati nei bollettini settimanali sono puramente delle indicazioni quantitative, per cui non si hanno valutazioni assolute relativamente alla qualità dell'aria come, invece, è possibile avere per gli inquinanti atmosferici di origine antropica. Quel che è certo è che in ambito urbano, dove sono presenti contemporaneamente pollini e inquinanti di origine

antropica, si hanno effetti combinati e sinergici di queste due componenti che determinano un effetto che è più rilevante della somma dei singoli effetti.

Lo scopo di questo contributo è quello di fornire alcuni spunti di riflessione e discussione in relazione alla presenza della componente aerobiologica fra le sostanze inquinanti che caratterizzano l'ambiente urbano, sia in funzione del loro impatto diretto sulla salute che dell'interazione che mostrano con le sostanze inquinanti derivanti dalle attività antropiche.

L'esposizione ai pollini

La presenza dei pollini in atmosfera è sintetizzata dalla cosiddetta stagione pollinica, che rappresenta il periodo dell'anno in cui sono presenti in atmosfera i pollini di una determinata famiglia botanica. La stagione pollinica non ha una definizione univoca in letteratura (Jato V. *et al.*, 2006), ma le sue caratteristiche salienti sono rappresentate attraverso una serie di indicatori annuali, alcuni di carattere fenologico (associati alle date importanti per la stagione stessa, cioè l'inizio, la fine, il giorno in cui si raggiunge il picco annuale), e alcuni legati alla produzione (associati alla quantità di polline che viene prodotta nell'arco della stagione pollinica).

La stagione pollinica in Europa assume caratteristiche abbastanza diverse in funzione della latitudine: se si guarda il continente nel suo complesso, la stagione pollinica copre circa la metà dell'anno solare, dalla primavera all'autunno, ma la distribuzione dei taxa presenti in atmosfera e di interesse allergologico viene usualmente distinto in 5 aree principali (artica, centrale, orientale, montuosa e mediterranea). La zona mediterranea, alla quale appartiene l'Italia, è profondamente diversa dal resto dell'Europa a causa di condizioni climatiche molto specifiche, caratterizzate da inverni miti ed estati poco piovose, che determinano una distribuzione delle piante decisamente peculiare e una biodiversità difficilmente riscontrabile nelle regioni più settentrionali.

La metodologia di monitoraggio aerobiologico attualmente in uso è basata sul riconoscimento morfologico delle singole particelle (pollini e spore fungine) che vengono raccolte tramite campionatori standard. La maggioranza di questi campionatori, in Italia, ma non solo, è localizzata all'interno delle città e solo localmente sono disponibili dati relativi ad un monitoraggio in continuo della concentrazione pollinica al di fuori degli ambiti urbani, accanto, eventualmente, a campagne di misura dedicate per studi specifici di distribuzione della concentrazione.

Per avere un'indicazione delle stazioni che operano il monitoraggio aerobiologico in continuo sul territorio italiano si rimanda al Rapporto sulla qualità dell'Ambiente Urbano (ISPRA, 2015), tra cui sono riportate quelle che afferiscono alla rete nazionale POLLnet gestita direttamente da ISPRA, così come le altre, che provengono da altre fonti allo scopo di estendere al massimo il monitoraggio nelle aree urbane.

Questo aspetto del monitoraggio prevalentemente in ambito urbano riveste un'importanza molto grande nell'ambito degli studi sulle pollinosi: da un lato la maggioranza delle persone vive ormai in ambito urbano, dove risulta esposta a molteplici fattori di rischio ambientale di natura diversa, che possono avere anche effetti concomitanti. D'altra parte, recentemente sono stati pubblicati studi (Bosch-Cano F. *et al.*, 2011) che mostrano come l'esposizione ai pollini sia maggiore nelle aree rurali rispetto alle aree urbane, con una differenza molto rilevante sia nella quantità che nella qualità del polline rilevato dentro e fuori l'ambito urbano.

Effetti sanitari associati alla presenza di pollini aerodispersi

I granuli pollinici rappresentano il mezzo di trasporto primario attraverso cui gli allergeni sono dispersi in atmosfera: granuli pollinici integri hanno tipicamente un diametro aerodinamico compreso tra 15 e 40 μm . Queste dimensioni, in generale, non consentono l'ingresso nelle vie aeree più profonde, in altre parole nella regione toracica dell'apparato respiratorio: infatti, la tipica sintomatologia relativa alla febbre da fieno è a carico degli occhi, del naso e delle prime vie aeree in generale. Tuttavia, sintomi a carico dei bronchi, quali tosse, respiro affannoso, asma sono spesso riscontrati nei pazienti allergici ai pollini.

Questa sintomatologia può essere associata a due aspetti distinti: da un lato, non è possibile escludere a priori che un certo numero di granuli pollinici possa, comunque, entrare nelle vie aeree più profonde (in particolare, a seguito di respirazione con la bocca), d'altra parte, sono state portate prove convincenti a supporto del fatto che sono presenti in atmosfera particelle che trasportano allergeni pollinici, di dimensioni molto inferiori a quelle dei granuli pollinici integri.

Alcuni studi hanno messo in evidenza una discrepanza tra il numero dei granuli pollinici e la quantità di allergeni pollinici, mettendo in evidenza presenza di allergeni non soltanto dopo la stagione

pollinica (cosa che può essere messa in relazione con la risospensione di materiale pollinico ormai non più integro), ma anche prima dell'inizio della stagione pollinica stessa. In generale, il numero di granuli pollinici e la quantità di allergeni in atmosfera risulta ben correlata, con una presenza sostanzialmente scarsa di allergeni al di fuori della stagione pollinica.

Per inciso, questo aspetto apre un dibattito sul metodo tradizionale di valutazione della presenza e della quantità dei pollini allergenici in atmosfera, associato alla conta dei granuli pollinici da parte di personale esperto e alla successiva conversione della conta in concentrazione tramite il fattore associato alla percentuale di campione che viene effettivamente letto al microscopio.

Diverse sono le ipotesi sull'origine di queste particelle in grado di trasportare allergeni pollinici, che possono essere ricondotte, oltre che a frammenti di granuli pollinici o altre parti della pianta (ad es., infiorescenze, foglie, etc.), anche al trasferimento di questi allergeni dal granulo pollinico ad altre particelle, sia durante il trasporto del polline in atmosfera che dopo la sua deposizione sul terreno. Questo fenomeno risulta particolarmente rilevante negli ambiti urbani, dove è presente una quantità elevata di particolato come componente dell'inquinamento atmosferico: il trasferimento dell'allergene dal granulo pollinico ad un qualche particolato presente nell'ambiente può spiegare anche la grande variabilità nella dimensione di queste particelle secondarie che agiscono da trasportatori degli allergeni pollinici, che, in questa nuova forma, possono penetrare in profondità nell'apparato respiratorio.

L'impatto dei fenomeni meteorologici e del *climate change*

Le caratteristiche principali della stagione pollinica presentano un legame molto rilevante con la "forzatura" di carattere meteorologico non solo a breve termine, ad esempio considerando le fluttuazioni da un giorno all'altro dell'andamento della concentrazione giornaliera di polline causate da precipitazioni o da condizioni particolarmente ventose. Anche l'effetto dei temporali (D'Amato G. *et al.*, 2007b) è riconosciuto ormai da lungo tempo come un'importante causa di peggioramento dei sintomi asmatici, sia in relazione all'aumento della concentrazione di polline a livello del terreno per effetto dei moti atmosferici associati ai fenomeni temporaleschi, sia alla frantumazione del granulo pollinico in parti di dimensioni inferiori (0.5-2.5 μm) che diventano facilmente respirabili. Il trasporto su lunga distanza dei granuli pollinici può rappresentare a sua volta una causa di sensibilizzazione e di sintomi sulla popolazione allergica in aree anche relativamente lontane dalla sorgente aerobiologica.

Anche gli ormai inequivocabili segnali di cambiamento a lungo termine dell'andamento temporale delle variabili meteorologiche (IPCC, 2014) possono essere associati ad alcuni cambiamenti delle caratteristiche della stagione pollinica per diverse specie botaniche e sembra ipotizzabile un impatto rilevante degli effetti locali del cambiamento climatico sulla risposta delle piante e, in ultima analisi, sulla popolazione allergica. Un altro aspetto che è certamente da sottolineare in questo ambito è che l'ambiente cittadino tende a risentire in maniera peculiare dell'effetto del *climate change*, laddove le stesse caratteristiche dell'ambiente urbano o, comunque, antropizzato, sono intrinsecamente associate a fenomeni quali l'isola di calore urbana e i *flash-flood* che causano gravi danni sia alla popolazione che alle infrastrutture.

Un'analisi di database di concentrazione pollinica a scala continentale (Ziello C. *et al.*, 2012) mostra che è presente un significativo trend di aumento delle concentrazioni di numerose famiglie/specie botaniche, in particolare alcune costituite da piante arboree. Il tentativo di mettere in relazione questi andamenti con i trend associati alla temperatura media locale non sembra mettere in evidenza situazioni particolarmente rilevanti e lo studio conclude che il *climate change* può essere una delle cause dei trend mostrati dalla quantità di polline prodotto, ma più che l'aumento delle temperature, l'aumento della concentrazione di CO₂ in atmosfera per effetto delle attività umane può essere maggiormente influente. Di questo si parlerà anche successivamente.

Questo studio ha coinvolto 97 stazioni di 13 paesi europei e riguarda 23 specie polliniche, comprese quelle con effetto più allergizzante sulla popolazione: il risultato che ne è emerso, lungi dall'essere definitivo, anche se basato su un'analisi a scala europea, va comunque messo in relazione con numerosissimi studi a livello locale, che mostrano un quadro tutt'altro che omogeneo (Spieksma F.T. *et al.*, 1995; Clot B., 2003; Damialis A. *et al.*, 2007; Cristofori A. *et al.*, 2010; Garcia-Mozo H. *et al.*, 2010). Nel complesso, emerge il messaggio che la quantità di polline associata alle famiglie caratterizzate da specie erbacee tenda ad avere un trend in prevalente diminuzione, di segno discorde rispetto alla quantità di polline associata a specie soprattutto arboree, al netto di situazioni locali, forse troppo specifiche per trarre una conclusione definitiva. D'altra parte, è innegabile come emergano anche delle indicazioni che riguardano il calendario di pollinazione, con particolare riferimento alla data di inizio della stagione pollinica stessa e alla data di raggiungimento del picco annuale, che vanno nella direzione di un anticipo di entrambe queste date. In sostanza, quantità di polline con trend di

segno diverso a seconda del taxon e una diversa tempistica per la stagione pollinica, situazione che, nel suo complesso, introduce ulteriori elementi di variabilità per le pollinosi e la popolazione che ne soffre.

La presenza del verde urbano

La realizzazione di spazi verdi (parchi, giardini, etc.) all'interno delle aree urbane è un aspetto di fondamentale importanza nell'ambito delle attività inerenti la pianificazione urbana. La presenza di spazi verdi all'interno delle città porta con sé una serie di evidenti aspetti benefici, che vanno dal favorire l'interazione tra cittadini e ambiente nel contesto urbano al mettere a disposizione degli stessi cittadini di tutte le età ambiti che permettono di effettuare attività con finalità ricreative e ludiche. Quello che i cittadini richiedono necessariamente quando si parla dell'ambito urbano può essere raggruppato in due categorie principali: una forte presenza di "natura", anche in un'ottica di conservazione della stessa, e la disponibilità di spazi che favoriscano l'interazione sociale, la ricreatività e il benessere (Matsouka R.H. and Kaplan R., 2008).

Tuttavia, pur non potendo trascurare gli innegabili effetti benefici degli spazi verdi urbani sulla salute, questi spazi verdi portano con sé anche una serie di effetti negativi. Il principale di questi è da mettere in relazione con le patologie di origine allergica.

La motivazione di questa situazione è dovuta a parecchi fattori, che possono essere associati in linea generale alla tipologia delle piante che vengono usate nell'arredo urbano e l'interazione che i pollini prodotti da queste piante hanno con gli inquinanti atmosferici (Cariñanos P. *et al.*, 2011).

L'interazione tra i pollini e gli inquinanti atmosferici tipici delle nostre città, che può addirittura determinare un incremento della produzione pollinica da parte di alcune piante erbacee (Ziska L.H. *et al.*, 2009), con un conseguente, ulteriore incremento dell'effetto negativo sulla popolazione allergica, verrà considerata più diffusamente nel paragrafo successivo.

Per quanto riguarda il primo aspetto, che è quello che può essere oggetto di un'attenta valutazione al momento della progettazione e pianificazione urbana, un elemento di criticità riguarda la sostanziale uniformità degli spazi verdi, tipicamente caratterizzati da una scarsa biodiversità legata al numero relativamente basso di specie che si sono dimostrate adatte a prosperare nelle tipiche condizioni ambientali delle aree urbane. Tra queste piante, generalmente non si tiene nel dovuto conto la capacità di produzione pollinica e, di conseguenza, dell'effettivo potenziale allergenico di queste piante; inoltre, la prevalente scelta di individui maschi in specie botaniche dioiche, che sono, in ultima analisi, gli effettivi produttori del polline aerodisperso, rappresenta un ulteriore elemento da non sottovalutare. Per quanto riguarda la biodiversità, un nuovo elemento di valutazione riguarda poi l'introduzione di piante esotiche in un nuovo habitat, che potenzialmente può rappresentare la sorgente di nuove allergie. Anche la presenza di specie invasive deve essere tenuta sotto controllo, per evitare che la situazione possa diventare problematica, sempre in funzione degli aspetti di sanità pubblica. Emblematico, da questo punto di vista, è il caso dell'Ambrosia, unica specie botanica inserita nella lista delle specie aliene invasive in Europa (EEA, 2012a), per le quali si sta valutando accuratamente la necessità di introdurre degli indicatori per il monitoraggio della diffusione a livello continentale (EEA 2012b).

Studi in letteratura cercano di mettere l'accento sul potenziale allergenico delle specie botaniche all'interno degli spazi verdi urbani, costruendo indici che tengono conto, ovviamente, del potenziale allergenico, ma anche di altri aspetti, quali le strategie di pollinazione, la durata del periodo di pollinazione, la dimensione degli alberi e il numero di individui presenti nell'area verde (Cariñanos P. *et al.*, 2014). La costruzione di un indice rappresenta un evidente vantaggio in termini della confrontabilità immediata del risultato ottenuto in una certa zona con quello di altre zone, favorendo anche l'attività dei pianificatori urbani, che possono anche valutare l'effetto di eventuali modifiche e cambiamenti della situazione di fatto in un determinato contesto urbano.

Nella sostanza, emerge che la mancanza di pianificazione legata alla presenza degli spazi verdi urbani può diventare un innesco per queste patologie. Certamente, si tratta di un problema di non facile soluzione, visto che gli spazi verdi sono, comunque, associati ad effetti benefici che non possono non essere presi in considerazione, ma è necessario affrontare il problema in un'ottica di pianificazione complessiva.

Emerge chiaramente la necessità di una regolamentazione, in termini di predisposizione di opportune linee guida che riguardino l'ideazione e la pianificazione degli spazi verdi all'interno delle città, in modo che abbiano un basso impatto dal punto di vista allergenico. Inoltre, accanto agli elementi messi in evidenza sopra, un aspetto che non può essere trascurato riguarda l'adozione di efficienti misure di

manutenzione degli spazi verdi insieme al coinvolgimento di esperti del settore (botanici, agronomi) per un'efficace gestione di questi spazi che rivestono un ruolo così importante per la vita dei cittadini.

Le interazioni tra inquinanti e pollini

Un fattore ambientale che distingue chiaramente l'ambito urbano da quello rurale è la presenza in atmosfera di considerevoli quantità di inquinanti prodotti dalle attività umane. Gli inquinanti atmosferici causano certamente effetti sugli esseri umani (diretti o indiretti, a breve o a lungo termine), effetti che sono oggetto di numerosi studi in letteratura. Nella sostanza emerge che gli effetti diretti dell'inquinamento atmosferico vanno nella direzione di un contributo "alla sensibilizzazione dei soggetti predisposti alle patologie respiratorie e al peggioramento dei sintomi in individui già allergici, innescando processi pro-infiammatori che aumentano la permeabilità degli epiteli, facilitando la penetrazione degli allergeni e la loro interazione con i mediatori del sistema immunitario, oppure mediante un effetto adiuvante immunologico sulla sintesi di immunoglobulina E (IgE) nei soggetti atopici" (Aina R. *et al.*, 2009).

Oltre a questo aspetto essenziale, gli inquinanti atmosferici determinano un'importante azione anche sugli allergeni presenti in atmosfera. Studi epidemiologici, non solo in anni recenti, ma anche più lontani nel tempo, hanno messo in evidenza che l'inquinamento atmosferico urbano rappresenta una delle principali ragioni della più elevata percentuale di persone che soffre di pollinosi vivendo in città rispetto a quelle che vivono in ambito rurale (D'Amato G. *et al.*, 2007a).

L'apparente contraddizione tra questo aspetto e la maggiore esposizione ai pollini in ambito rurale, determinata da concentrazioni polliniche generalmente più elevate rispetto all'ambito urbano, deriva quasi certamente dal fatto che quest'ultimo è caratterizzato dalla presenza di una rilevante quantità di inquinanti che, invece, sono praticamente assenti dall'ambito rurale.

Uno studio giapponese (Konishi S. *et al.*, 2014) mostra che l'effetto acuto del polline è incrementato dalla presenza di elevate concentrazioni di particolato atmosferico (con particolare riferimento al particolato fine, PM_{2.5}). Questo studio si concentra sull'effetto modificatore dell'associazione fra concentrazione di polline e consulti giornalieri per patologie allergiche da parte del PM_{2.5} e del particolato sospeso.

Studi in vitro hanno dimostrato che il fumo di sigaretta può rendere l'epitelio più suscettibile agli effetti avversi degli allergeni; inoltre, ozono e biossido di azoto, con o senza biossido di zolfo possono aumentare la risposta allergica di individui suscettibili come coloro che mostrano asma e rinite (Davies R.J. *et al.*, 1998).

Altri studi hanno messo in evidenza che le particelle incombuste prodotte dallo scarico di motori diesel (Diesel Exhaust Particles - DEPs) possono rompere i granuli pollinici a seguito di contatto con gli stessi, portando al rilascio di particelle più piccole che possono essere aerotrasportate e, come tali, essere inalate (Bartra J. *et al.*, 2007).

D'altra parte, uno studio inglese relativo all'effetto dell'esposizione ad aeroallergeni in ambiente outdoor sull'asma (Lewis S.A. *et al.*, 2000) ha messo in evidenza come particolari condizioni atmosferiche (presenza di pioggia e temporali) sono importanti modificatori di effetto nella relazione tra polline prodotto da specie erbacee e problemi acuti dovuti all'asma; le interazioni tra livelli ambientali di aeroallergeni e inquinanti atmosferici (quali ozono, biossido di azoto, particolato) non sembrano, invece, giocare un ruolo essenziale sull'incremento delle ammissioni ospedaliere causate dall'asma.

Uno studio recente, condotto da ricercatori italiani in una grande area metropolitana del nord Italia (Bono R. *et al.*, 2016), ha mostrato una associazione positiva tra concentrazioni di NO₂ e ricoveri in pronto soccorso per malattie delle vie respiratorie nei bambini, con un lag temporale fino a 5 giorni, e un 0.7% (95% CI: 0.1-1.2%) aumento dei ricoveri in pronto soccorso per ogni 10 grani/m³ di aumento di pollini allergenici, con un lag temporale solo di un giorno di ritardo. Questo indica una latenza minore tra lo stimolo e l'effetto, rispetto ad agenti chimici inquinanti.

Un altro studio italiano, realizzato a Roma (Di Menno di Bucchianico A. *et al.*, 2016) ha preso in esame l'effetto combinato, su soggetti sensibili, dell'esposizione simultanea ad alti livelli di concentrazione dei principali inquinanti atmosferici e pollini. Gli effetti sulla salute umana sono stati valutati su un gruppo di 100 pazienti giovani (tra i 4 e i 18 anni) seguiti dal 2010 al 2015 attraverso l'applicazione AllergyMonitorTM, che permette di registrare quotidianamente i sintomi del raffreddore allergico, dell'asma bronchiale e le eventuali terapie adottate, e i dati raccolti nel diario clinico sono stati poi elaborati in diversi Symptom Medication Scores giornalieri. Per la qualità dell'aria sono state considerati i dati di PM₁₀, PM_{2.5}, NO₂ e O₃ registrati nelle 14 stazioni della rete di Roma (gestita da Arpa Lazio), mentre la valutazione delle concentrazioni polliniche e dei dati

meteorologici è stata basata sulle serie temporali di *Cupressaceae/Taxaceae*, *Graminaceae*, *Oleaceae*, *Urticaceae* e pollini totali misurate nei 2 siti di campionamento del Centro di monitoraggio aerobiologico dell'Università degli Studi di Roma Tor Vergata. Lo studio ha evidenziato che le massime concentrazioni in aria di pollini e inquinanti atmosferici si verificano in diverse stagioni dell'anno (con un periodo di maggiore sovrapposizione collocabile, per Roma, tra febbraio e marzo), mentre l'analisi dei trend ha mostrato una diminuzione statisticamente significativa per PM10, PM2.5 e NO₂ e una crescita per la famiglia delle *Urticaceae*. La relazione tra i dati di qualità dell'aria e pollini (serie uniche per parametro completate attraverso la stima dei dati mancanti) e dati meteo con 2 indici selezionati (RTSS e ACS) è stata valutata con un approccio modellistico PLSDA (analisi discriminante dei minimi quadrati parziali) che ha fornito una buona accuratezza nella previsione di sintomi allergici, in modelli paziente-specifici, fino a 4 giorni dall'evento, mostrando un miglioramento della performance predittiva rispetto a modelli basati sulle sole concentrazioni polliniche.

Studi in laboratorio hanno anche messo in evidenza che un aumento di concentrazione di CO₂ ha determinato un incremento della biomassa vegetale e, di conseguenza, della produzione pollinica e del contenuto di allergeni, anche se questa situazione non è stata messa in evidenza al di fuori di questi ambiti controllati (Rogers C.A. *et al.*, 2006). Sulla relazione tra CO₂ e pollini si è parlato anche in precedenza

I risultati che emergono, pur nell'ambito di studi così diversi, rivestono, comunque, una grande importanza allo scopo di permettere una visione organica e integrata di aspetti altrimenti scollegati fra loro, per cui devono essere tenuti in grande considerazione nelle indagini epidemiologiche degli effetti sulla salute dell'inquinamento atmosferico nelle aree urbane.

BIBLIOGRAFIA

- Aina R., Asero R., Bellotto E., Ghiani A., Citterio S., 2011. L'inquinamento ambientale incrementa le allergopatie: fantasia o realtà? *Not Allergol*, 29 (3), 9-16.
- Bartra J., Mullol J., del Cuvillo A., Davila I., Ferrer M., *et al.*, 2007. Air pollution and allergens, *J Investig Allergol Clin Immunol*, 17 (2), 3-8.
- Bono R., Romanazzi V., Bellisario V., Tassinari V., Trucco G., *et al.*, 2016. Air pollution, aeroallergens and admissions to pediatric emergency room for respiratory reasons in Turin, northwestern Italy, *BMC Public Health* (2016) 16:722.
- Bosch-Cano F., Bernard N., Sudre B., Gillet F., Thibaudon M., *et al.*, 2011. Human exposure to allergenic pollens: a comparison between urban and rural areas. *Environmental Research*, 111, 619-625.
- Cariñanos P., Casares-Porcel M., 2011. Urban green zones and related pollen allergy: a review. Some guidelines for designing spaces with low allergy impact. *Landscape and Urban Planning*, 101, 205-214.
- Cariñanos P., Casares-Porcel M., Quesada-Rubio J.M., 2014. Estimating the allergenic potential of urban green spaces: a case-study in Granda, Spain. *Landscape and Urban Planning*, 123, 134-144.
- Clot B., 2003. Trends in airborne pollen: an overview of 21 years of data in Neuchatel (Switzerland), *Aerobiologia*, 19, 227-234.
- Cristofori A., Cristofolini F., Gottardini E., 2010. Twenty years of aerobiological monitoring in Trentino (Italy): assessment and evaluation of airborne pollen variability, *Aerobiologia*, 26, 253-261.
- D'Amato G., Cecchi L., Bonini S., Nunes C., Annesi-Maesano I., 2007a. Allergenic pollen and pollen allergy in Europe. *Allergy*, 62, 976-990.
- D'Amato G., Liccardi G., Frenguelli G., 2007b. Thunderstorm-asthma and pollen allergy. *Allergy*, 62, 11-16.
- Damialis A., Halley J.M., Gioulekas D., Vokou D., 2007. Long-term trends in atmospheric pollen levels in the city of Thessaloniki, Greece, *Atmospheric Environment*, 41, 7011-7021.
- Di Menno di Bucchianico A., Brighetti M.A., Cattani G., Costa C., Cusano M., De Gironimo V., *et al.*, 2016. Studio dell'effetto combinato di alti livelli di inquinamento atmosferico e concentrazioni polliniche nell'aria di Roma attraverso diversi Symptom Medication Scores. Proceedings della conferenza PM2016 (<http://www.pm2016.org/PresentazioniForm>).
- Davies R.J., Rusznak C., Delavia J.L., 1998. Why is allergy increasing? Environmental factors. *Clinical and experimental allergy*, vol 28, supplement 6, pp8-14.
- European Environment Agency, 2012a. The impacts of invasive alien species in Europe. EEA Technical report n°15/2012, pagg. 114.
- European Environment Agency, 2012b. Invasive alien species indicators in Europe. EEA Technical report n°16/2012, pagg. 44.
- Garcia-Mozo H., Galan C., Alcazar P., Diaz de la Guardia C., Nieto-Lugilde D., *et al.*, 2010. Trends in grass pollen season in southern Spain, *Aerobiologia*, 26, 157-169.
- Konishi S., Fook Sheng N.C., Sticklely A., Nishihata S., Shinsugi C., Ueda K., Takami A., Watanabe C., 2014. Particulate matter modifies the association between airborne pollen and daily medical consultation for pollinosis in Tokyo, *Science of the Total Environment*, 499, 125-132.
- IPCC, 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- ISPRA, Stato dell'Ambiente, Qualità dell'ambiente urbano, XI Rapporto, 63/2015, 917 pp.
- Jato V., Rodriguez-Rajo F.J., Alcazar P., *et al.*, 2006. May the definition of pollen season influence aerobiological results? *Aerobiologia*, 22, 13-25.
- Lewis S.A., Corden J.M., Forster G.E., Newlands M., 2000. Combined effects of aerobiological pollutants, chemical pollutants and meteorological conditions on asthma admissions and A & E attendances in Derbyshire UK, 1993-96, *Clinical and Experimental Allergy*, 30, 1724-1732.
- Matsouka R.H., Kaplan R., 2008. People needs in the urban landscape: analysis of landscape and urban planning contributions, *Landscape and Urban Planning*, 84, 7-19.
- Rogers C.A., Wayne P.M., Macklin E.A., Muilenberg M.L., Wagner C.J., *et al.*, 2006. Interaction of the onset of spring and elevated atmospheric CO₂ on ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.) pollen production, *Environmental Health Perspective*, 114, 865-869.
- Spieksma F.T., Emberlin J.C., Hjelmroos M., Jäger S., Leuschner R.M., 1995. Atmospheric birch (*Betula*) pollen in Europe: trends and fluctuations in annual quantities and the starting dates of the seasons, *Grana*, 34, 51-57.
- Ziello C., Sparks T.H., Estrella N., Belmonte J., Bergmann K.C., *et al.*, 2012. Changes to airborne pollen counts across Europe. *PloS ONE* 7(4): e34076. Doi:10.1371/journal.pone.0034076.
- Ziska L.H., Epstein P.R., Schlesinger W.H., 2009. Rising CO₂, climate change and public health: exploring the links to plant biology, *Environ Health Perspect*, 117, 155-158.

L'IMPATTO DELLA GESTIONE DEI RIFIUTI SOLIDI URBANI SULL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO E SULLA SALUTE

Andrea Ranzi¹, Federica Parmagnani¹, Carla Ancona², Maria Elena Rowinski³, Marco Martuzzi⁴

¹ARPAE Emilia-Romagna, Centro Tematico Regionale Ambiente e salute; ²SSR Lazio, Dipartimento di Epidemiologia; ³ARPA Piemonte, Dipartimento Epidemiologia e Salute ambientale; ⁴Organizzazione Mondiale della Sanità, Centro Europeo Ambiente e Salute, Bonn

Una relazione della Commissione europea (2012) sulla gestione dei rifiuti urbani ha evidenziato l'esistenza di profonde differenze nella UE; i 27 Stati membri sono stati classificati in base a 18 criteri tra i quali il totale dei rifiuti riciclati, le tariffe dello smaltimento dei rifiuti, le violazioni della normativa europea. In base a questi criteri, l'Italia è tra gli Stati che presentano deficit di attuazione con carenze che vanno da politiche deboli o inesistenti di prevenzione dei rifiuti, assenza di incentivi alle alternative al conferimento in discarica, alla inadeguatezza delle infrastrutture per il trattamento dei rifiuti. La Commissione prospetta un impiego dei fondi strutturali dell'UE 2014-2020 in progetti di gestione dei rifiuti che soddisfino talune condizioni, fra cui la predisposizione di piani nel rispetto della Direttiva quadro sui rifiuti (2008/98/CE) che propone una gerarchia di priorità nelle scelte delle modalità di smaltimento, privilegiando la prevenzione, il riutilizzo e il riciclaggio rispetto all'incenerimento con recupero di energia, ricorrendo solo in ultima istanza al conferimento in discarica o all'incenerimento senza recupero di energia.

L'Italia, che ha recepito la Direttiva europea nell'ordinamento nazionale nel D.Lgs. n. 205/2010, si sta muovendo, seppur a velocità differenti nelle diverse regioni, verso la direzione corretta della politica di gestione dei rifiuti. Nel 2014 la produzione nazionale di rifiuti solidi urbani (RSU) si è attestata a circa 29,7 milioni di tonnellate (+ 0,3% rispetto al 2013) facendo registrare una inversione di tendenza rispetto al trend 2010-2013 in cui si era osservata una riduzione complessiva della produzione causata verosimilmente dalla crisi economica. La produzione *pro capite* nel 2014 è stata di 488 kg con una divaricazione ampia nelle diverse aree geografiche: 496 kg per abitante per anno al Nord, 547 kg al Centro e 443 kg al Sud. Per quanto riguarda la gestione, il 45,2% dei rifiuti urbani prodotti viene differenziato, con un trend in costante crescita (anche se in ritardo di sei anni rispetto all'obiettivo fissato dalla normativa nazionale per il 2008 - D.Lgs. n. 152/2006 e Legge n. 296/2006) e con la conferma di rilevanti differenze geografiche (56,7% al Nord, 40,8% al Centro e 31,3% al Sud). Sul fronte della gestione dei rifiuti urbani indifferenziati, nelle regioni dove la dotazione impiantistica è molto carente o del tutto inadeguata il ricorso allo smaltimento in discarica è ancora preponderante (come ad esempio in Sicilia, con l'84% del totale dei rifiuti prodotti), mentre questa percentuale scende sensibilmente nelle regioni dotate di idonei impianti (Friuli Venezia Giulia 6%, Lombardia 7%, Veneto 12%) (ISPRA, 2015).

Questo quadro eterogeneo, l'incertezza sugli effetti sanitari, la sindrome NIMBY (*not in my backyard*) e i forti interessi economici legati allo smaltimento, determinano grande attenzione e intenso dibattito tra le popolazioni residenti in prossimità di impianti di trattamento dei rifiuti solidi urbani (RSU). In particolare le conoscenze scientifiche sugli effetti dell'inquinamento provocato da impianti di smaltimento non sono ancora conclusive (Porta D., 2009; Mattiello A., 2013). Gli studi sugli effetti avversi delle esposizioni ad alti livelli di inquinamento provocato da impianti di smaltimento di vecchia generazione hanno messo in luce un potenziale rischio cancerogeno (Elliot P., 1996; Elliot P. 2001) che non si osserva tra i residenti nei pressi di impianti di smaltimento rifiuti di nuova generazione (Palmiotto M., 2014; Reeve N.F., 2013).

In Italia, soprattutto negli anni più recenti, il contributo alla conoscenza epidemiologica sul tema degli effetti della residenza in prossimità di impianti di smaltimento di RSU è stato rilevante. Il progetto Monitor (MONitoraggio degli Inceneritori nel Territorio dell'Emilia-Romagna, www.arpae.it/monitor/), indagine multisito effettuata sui residenti nei pressi degli otto inceneritori attivi in Emilia-Romagna al momento dello studio, non ha rilevato associazioni coerenti fra esposizioni ed esiti tumorali. Il progetto ha evidenziato tuttavia una associazione tra esiti avversi della gravidanza ed esposizione a inceneritori (Candela S., 2013). Gli esiti della gravidanza sono importanti perché influenzeranno lo stato di salute futura del nascituro, con ricadute di equità e giustizia intergenerazionale. Per quanto riguarda la relazione fra esiti respiratori ed esposizione a discariche e inceneritori, il progetto ERAS (Epidemiologia, rifiuti ambiente e salute, www.eraslazio.it) della Regione Lazio ha messo in evidenza un aumento del ricorso alle cure ospedaliere della popolazione

residente per entrambe le tipologie di impianti (Mataloni F., 2016; Golini M.N., 2014). Attualmente l'interesse si sta spostando verso sintomi non specifici, quali disturbi e malesseri dovuti ai cattivi odori (*annoyance*) derivanti dagli impianti di trattamento degli RSU, (Blanes-Vidal V., 2014; Aatamila M., 2011; De Feo G., 2013). Uno dei motivi è sicuramente legato al fatto che l'evoluzione tecnologica degli impianti ha reso l'impatto su ambiente e salute sempre più limitato; l'utilizzo delle *Best Available Technologies* ha, infatti, portato a un deciso miglioramento sia nella quantità di inquinanti sia nell'abbattimento delle parti più tossiche dei gas emessi dagli impianti costruiti dopo il 2000, con una riduzione delle concentrazioni rispetto alla situazione precedente al 1990 e in particolare un conseguente mancato riscontro di effetti cancerogeni sulla popolazione residente.

Come conseguenza, si assiste ad una variazione degli esiti di salute associati alla residenza in prossimità di impianti di smaltimento RSU, con patologie meno gravi che tuttavia coinvolgono un maggior numero di persone, lasciando quindi un impatto totale non trascurabile. La popolazione interessata dagli impianti di trattamento degli RSU è complessivamente dell'ordine del 3-4% della popolazione italiana, e nella maggior parte delle situazioni coinvolge persone con un elevato livello di deprivazione socio-economica.

Alcuni progetti recenti in EU e in Italia si sono occupati della valutazione degli impatti sulla salute delle diverse scelte di gestione di RSU.

Il progetto INTARESE (*INTEgrated Assessment of health Risks of Environmental Stressors in Europe* – www.intarese.org), finanziato nell'ambito del 6° Programma Quadro dell'Unione Europea, ha messo a punto metodi e strumenti per favorire la valutazione integrata degli impatti sanitari legati a tutti i fattori di pressione ambientale. All'interno del progetto, anche il “*Work Package Waste*” ha prodotto strumenti per la valutazione dell'impatto sulla salute di impianti di smaltimento rifiuti, quali discariche e inceneritori, nonché di politiche di gestione di rifiuti a livello regionale e/o nazionale. Gli indicatori utilizzati sono stati diversi, dalla stima dell'incidenza di casi di tumore attribuibili a popolazioni residenti in prossimità di impianti di incenerimento, alle malformazioni congenite, alla mortalità, alla stima degli anni di vita potenziale persi. Gli strumenti metodologici sono stati testati in via preliminare utilizzando casi studio in Italia, Slovacchia e Inghilterra (Forastiere F., 2011).

Il progetto SESPIR (Sorveglianza epidemiologica sullo stato di salute della popolazione residente intorno agli impianti di trattamento rifiuti)²⁴, finanziato dal Ministero della Salute all'interno del programma CCM 2010, ha continuato sulla stessa linea, fornendo metodologie e strumenti operativi per la sorveglianza dell'impatto sulla salute della gestione dei rifiuti solidi urbani. La valutazione è stata condotta nelle regioni Piemonte, Emilia-Romagna, Lazio, Campania e Sicilia.

Le attività del progetto hanno riguardato l'aggiornamento delle conoscenze di letteratura disponibili in materia di effetti sulla salute della gestione dei rifiuti solidi urbani, la definizione degli scenari possibili in base alla programmazione regionale in materia di gestione rifiuti, la valutazione in termini di possibili impatti sulla salute della popolazione residente.

Gli impianti di smaltimento RSU oggetto di analisi sono stati inceneritori, discariche e impianti di trattamento meccanico biologico (TMB) (Parmagnani F., 2014; Ranzi A., 2014). Punto di partenza per la definizione della distribuzione regionale degli impianti e delle politiche di gestione rifiuti è stato il periodo 2008-2009. Sono stati poi definiti due ulteriori scenari su cui effettuare le stime di impatto: uno basato sulle indicazioni dei piani regionali note al momento del progetto, e uno, dai criteri omogenei a tutte le realtà, definito in base a considerazioni di fattibilità, indicazioni della comunità europea, ed esempi virtuosi. I criteri comuni definiti per quest'ultimo scenario virtuoso sono stati:

- Periodo temporale di applicazione: 2020
- Riduzione del 10% dei rifiuti prodotti
- Raccolta differenziata/compostaggio: 70%
- Divieto di conferimento in discarica del rifiuto indifferenziato tal quale

La popolazione esposta è stata definita in base alla distanza della residenza dagli impianti, valutata su base censuaria, scegliendo raggi differenti a seconda dell'impianto in questione (3 km per gli inceneritori, 2 km per le discariche, 500 metri per TMB).

Per le analisi di impatto, a partire dalle conoscenze di letteratura, sono stati scelti gli esiti di salute riportati in Tabella 1.

²⁴ www.ccm-network.it/progetto.jsp?id=node/1225&idP=740

Tabella 1 – *Esiti sanitari indagati all'interno del progetto SESPIR*

Impianto	Misura di esposizione	Esiti sanitari
Inceneritori	Modelli di dispersione	incidenza tumori, nascite pretermine, altri esiti riproduttivi
Discariche	Distanza	anomalie congenite, basso peso alla nascita, sintomi respiratori, fastidio (<i>annoyance</i>) da cattivi odori
TMB	Distanza	sintomi respiratori, fastidio (<i>annoyance</i>) da cattivi odori

Per le analisi di impatto, relative all'incidenza tumori in relazione agli inceneritori, è stata seguita una metodologia messa a punto all'interno del progetto INTARESE, che fornisce la stima dei casi di tumore attribuibili all'esposizione ad inceneritore per un determinato tempo, tenendo conto dell'età della popolazione esposta, del periodo di funzionamento dell'impianto, dell'esposizione cumulata, della latenza dalla prima esposizione e della eventuale dismissione dell'impianto stesso. Rispetto al progetto INTARESE, le simulazioni effettuate all'interno del progetto SESPIR hanno tenuto in considerazione la diversa esposizione all'interno dei 3 km di raggio, a partire dai modelli di dispersione degli inquinanti emessi dagli inceneritori (vedi box per una sintesi dei criteri e delle assunzioni).

CRITERI ADOTTATI NELL'AMBITO DEI PROGETTI INTARESE E SESPIR

Per le analisi di impatto relative all'incidenza tumori, in relazione alla vicinanza ad impianti di incenerimento, è stata seguita una metodologia messa a punto all'interno dei progetti INTARESE e SESPIR.

Lo strumento fornisce la stima del numero di casi di tumore attribuibili all'esposizione ad un inceneritore per un determinato tempo, tenendo conto dell'età della popolazione esposta, del periodo di funzionamento dell'impianto, dell'esposizione cumulata, della latenza dalla prima esposizione e dalla eventuale dismissione dell'impianto stesso.

Il metodo utilizzato stima il numero di casi di tumori attribuibili all'impianto correggendo l'eccesso di rischio di riferimento a partire da una serie di assunzioni e considerazioni, qui di seguito brevemente riportate:

- Si assume come riferimento iniziale il valore di 3.5% (LC 95%: 3-4) (Elliott, 1996), che riflette il rischio addizionale di incidenza di tumore per una popolazione residente entro 3 km dall'inceneritore con una esposizione di 20 anni ai livelli di contaminazione presenti nel periodo 1960-1980.
- I livelli di esposizione variano con il periodo di calendario, e sono valutati tramite coefficienti dell'esposizione nel tempo, che tengono conto di ammodernamenti degli impianti.
- Per ogni classe di età, viene calcolata l'esposizione cumulativa, come somma dei contributi espositivi durante i vari periodi.
- Si assume ci sia una risposta cancerogena che inizi dopo 10 anni dalla prima esposizione e abbia un effetto completo dopo 20 anni. Se l'esposizione è rimossa, il rischio decresce con il tempo dalla cessazione.
- La popolazione non cambia nel tempo per numerosità e distribuzione nelle classi di età.

Viene differenziato il livello di rischio all'interno dei buffer considerati: vengono introdotte 5 classi di esposizione, basate sui quintili della distribuzione dei valori di esposizione della popolazione, calcolati a livello di sezione di censimento, a partire dalle mappe di ricaduta prodotte da modelli di dispersione.

Le simulazioni hanno riguardato l'impatto degli impianti dal 2008 (anno di partenza o *baseline*) al 2040, con le variazioni dettate dal confronto fra la situazione al *baseline* e i due scenari considerati. Le scelte sulla riduzione degli impianti sono ipotetiche, basate su considerazioni sul numero di persone esposte e anni di attività dell'impianto.

Le analisi di impatto per discariche e TMB sono state basate sulla distanza dagli impianti, e riportano i casi attribuibili come prevalenza (*annoyance* e sintomi respiratori) o incidenza cumulativa (malformazioni ed esiti riproduttivi). È stato calcolato l'indicatore DALY (*Disability-Adjusted Life*

Years: anni di vita aggiustati per disabilità²⁵). Tale indicatore consente di confrontare con un unico indicatore condizioni altrimenti non direttamente paragonabili.

La tabella 2 riporta le differenze fra il *baseline* e lo scenario virtuoso, per la somma di tutte le regioni considerate. I casi stimati sono all'anno o sull'intero periodo 2008-2040. Il numero di DALYs è valutato sull'intero periodo 2008-2040.

Tabella 2 – Differenze nelle stime di impatto tra scenario *baseline* e *green*, valutato tramite DALYs – progetto SESPIR (fonte Ranzi, 2014)

Outcome	Misura*	Baseline		Green		Diff. DALYs	Diff %
		n°	DALYs	n°	DALYs		
Inceneritore							
Popolazione esposta	n	241274		158494			-34.3
Tumori(2008-2040)	2	42	232	27	152	80	-34.6
Nati Pretermine	1	21	181	14	115	66	-36.5
Discarica							
Popolazione esposta	n	139910		7408			-94.7
Anomalie congenite (2008-2040)	2	8	101	1	6	60	-92.4
Basso peso (2008-2040)	2	161	1365	9	72	813	-92.0
Sintomi respiratori	3	73	135	4	7	189	-95.0
Annoyance odorigeno	3	856	591	37	26	565	-95.7
TMB							
Popolazione esposta	n	2586		2522			-2.5
Sintomi respiratori	3	29	53	28	52	1	-2.4
Annoyance odorigeno	3	139	96	135	93	3	-2.9
TOTALE							
Popolazione esposta	n	383770		168424			-56.1
DALYs	anni		2754		524	2230	-80.9

* 1=incidenza annuale; 2=incidenza cumulativa; 3=prevalenza

Complessivamente, la popolazione esposta agli impianti considerati passa da 383.770 residenti nello scenario *baseline* a 168.424 nello scenario “green” o virtuoso, con una riduzione significativa degli esposti a discariche (-94.7%).

Per il periodo 2008-2040, i casi attribuibili di tumore passano da 42 per lo scenario *baseline* a 27 casi per lo scenario virtuoso, con diminuzioni percentuali da 3.6% a 93.8% a seconda della regione.

La diminuzione dei casi attribuibili a sintomi respiratori negli esposti a discariche, passa complessivamente da circa 73 casi attesi nel periodo di studio a 4, con una riduzione pari al 95% (con variazioni regionali dal 76% al 98%). Per quanto riguarda le nascite pretermine, i casi annui, passano da 21 a 14.

Da segnalare anche la forte differenza per i sintomi legati all'*annoyance* odorigeno dovuto alla residenza in prossimità di discariche, che vedono diminuzioni da 856 a 37 casi passando dal *baseline* allo scenario “green”.

Significativa la riduzione degli anni di vita con disabilità nel passaggio tra i due scenari (2754 contro 524), anche qui dovuto alla diminuzione della presenza di discariche e in misura minore alla riduzione di casi di tumore dovuti alla presenza di inceneritori, che incide maggiormente sul calcolo del DALY. Considerando il periodo di simulazione (33 anni), si ha un risparmio medio annuo di 54 anni di vita con disabilità.

Alcune patologie di minore rilevanza, come l'*annoyance* odorigeno, presentano una numerosità stimata elevata che va ad incidere significativamente sulla riduzione del DALY complessivo.

Le esperienze riportate rappresentano esempi di strumenti idonei a valutare gli impatti sulla salute di differenti scenari di gestione rifiuti che possono essere prodotti all'interno dei piani regionali. L'indicazione che ne deriva è che, agendo su politiche virtuose di riduzione della produzione e

²⁵ Il DALY combina in una sola misura gli anni di vita persi a causa di una morte precoce rispetto alla speranza di vita (*years of life lost*, YLL) e gli anni di vita vissuti con disabilità (*years lived with disability*, YLD). In questo modo il DALY permette, tra le altre cose, di confrontare l'impatto di condizioni per lo più letali (che quindi generano soprattutto YLL) con quello di condizioni non mortali ma più o meno invalidanti (che quindi generano soprattutto YLD).

aumento significativo della raccolta e gestione differenziata, si ottengono maggiori benefici anche dal punto di vista della riduzione dell'impatto sanitario.

La tematica dell'impatto della gestione dei rifiuti sulla salute umana è uno degli 8 temi che verranno affrontati nella VI Conferenza Interministeriale Ambiente e Salute, che avrà luogo a Ostrava (Repubblica Ceca), nel giugno 2017²⁶. Il tema centrale riguarderà la sostenibilità delle scelte sulla gestione rifiuti, anche dal punto di vista delle implicazioni per la salute umana, con l'obiettivo di tendere ad una economia circolare, dove l'organizzazione delle attività umane è tale che la generazione di scorie indesiderate a seguito di un processo produttivo diventa input per un altro processo, con una conseguente limitazione o azzeramento dei rifiuti finali. Esistono enormi differenze all'interno dei paesi europei riguardo alle modalità di gestione dei rifiuti e alle dotazioni impiantistiche disponibili. Le pratiche illegali su trasporto e gestione dei rifiuti rimangono uno dei principali problemi da eradicare. Obiettivo del lavoro di preparazione alla conferenza sul tema "Waste" è anche quello di usare le evidenze epidemiologiche e gli strumenti di valutazione di impatto sulla salute per fornire una chiave di lettura sanitaria alla gerarchia europea sui rifiuti, e indirizzare le politiche verso pratiche più virtuose nella gestione dei rifiuti.

BIBLIOGRAFIA

Aatamila M. et al., 2011. Odour annoyance and physical symptoms among residents living near waste treatment centres. *Environ Res*; 111(1):164-70.

Blanes-Vidal V., 2014. Air pollution from biodegradable wastes and non-specific health symptoms among residents: Direct or annoyance-mediated associations? *Chemosphere*; 120C:371-7.

Candela S. et al., 2013. Air pollution from incinerators and reproductive outcomes: a multisite study. *Epidemiology*; 24(6):863-70.

Commissione europea, 2012. http://europa.eu/rapid/press-release_IP-12-888_it.htm.

De Feo G. et al., 2013. Public perception of odour and environmental pollution attributed to MSW treatment and disposal facilities: a case study. *Waste Manag*; 33(4):974-87.

Elliott P. et al., 1996. Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in GB. *Br J Cancer*; 73(5):702-10.

Elliott P. et al., 2001. Risk of adverse birth outcomes in populations living near landfill sites. *BMJ*; 323(7309): 363-8.

Forastiere F., Badaloni C., de Hoogh K., von Kraus M.K., Martuzzi M., Mitis F., Palkovicova L., Porta D., Preiss P., Ranzi A., Perucci C.A., Briggs D., 2011. Health impact assessment of waste management facilities in three European countries. *Environ Health. Environ Health. Jun 2*;10:53.

Golini M.N., Ancona C., Badaloni C., Bolignano A., Bucci S., Sozzi R., Davoli M., Forastiere F., 2014. Morbidity in a population living close to urban waste incinerator plants in Lazio Region (Central Italy): a retrospective cohort study using a before-after design. *Epidemiol Prev. Sep-Oct*;38(5):323-34.

Mataloni F., Badaloni C., Golini M.N., Bolignano A., Bucci S., Sozzi R., Forastiere F., Davoli M., Ancona C., 2016. Morbidity and mortality of people who live close to municipal waste landfills: a multisite cohort study. *Int J Epidemiol. Jun*;45(3):806-15.

Mattiello A. et al., 2013. Health effects associated with the disposal of solid waste in landfills and incinerators in populations living in surrounding areas: a systematic review. *Int J Public Health*; 58(5):725-35.

Palmiotto M. et al., 2014. Influence of a municipal solid waste landfill in the surrounding environment: toxicological risk and odor nuisance effects. *Environ Int*; 68:16-24.

Parmagnani F., Ranzi A., Ancona C., Angelini P., Chiusolo M., Cadum E., Lauriola P., Forastiere F., 2014. Methods for health impact assessment of policies for municipal solid waste management: the SESPIR Project. *Epidemiol Prev*;38(5):305-312.

Porta D. et al., 2009. Systematic review of epidemiological studies on health effects associated with management of solid waste. *Environ Health*, 8:60.

Ranzi A., Ancona C., Angelini P., Badaloni C., Cernigliaro A., Chiusolo M., Parmagnani F., Pizzuti R., Scondotto S., Cadum E., Forastiere F., Lauriola P., 2014. Health impact assessment of policies for municipal solid waste management: findings of the SESPIR Project. *Epidemiol Prev*;38(5):313-322; Italian.

Reeve N.F. et al., 2013. Spatial analysis of health effects of large industrial incinerators in England, 1998-2008: a study using matched case-control areas. *BMJ Open*;3(1):e 001847.

BENEFICI SANITARI ED ECONOMICI DELLA RIDUZIONE DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO: DALLE STIME SANITARIE DEL PROGETTO VIAS ALLE STIME ECONOMICHE DELL'OMS

Simone Giannini¹, Ennio Cadum², Carla Ancona³, Elisa Bonazzi⁴, Carla Guerriero⁵

¹ARPAE Emilia-Romagna, Centro Tematico Regionale Ambiente e Salute; ²ARPA Piemonte, Dipartimento Epidemiologia e Salute ambientale ; ³Dipartimento di Epidemiologia Regione Lazio, ASL Roma 1; ⁴ARPAE Emilia-Romagna, Centro Tematico Regionale Energia e Valutazioni complesse; ⁵Università degli studi di Napoli Federico II, Dipartimento di Scienze Economiche e Statistiche

Hanno collaborato:

- Martina Nicole Golini (Dipartimento di Epidemiologia del Lazio), Luisella Ciancarella (ENEA), Moreno Demaria (ARPA Piemonte), Francesco Forastiere (Dipartimento di Epidemiologia del Lazio) per il paragrafo: “Il Progetto VIAS (Valutazione Integrata dell’Impatto dell’Inquinamento atmosferico sull’Ambiente e sulla Salute) - L’impatto del PM2.5 sull’ambiente e sulla salute in Italia”
- Paolo Cagnoli (ARPAE Emilia-Romagna), Cecilia Camporeale (ENEA) per il paragrafo: “Responsabilità dell’inquinamento atmosferico e scenari di impatto che considerino l’interrelazione tra sistema economico e ambientale in Emilia-Romagna”

Abstract

Negli ultimi decenni la relazione causale tra esposizione ad inquinamento dell’aria e salute è stata oggetto di diversi studi. Pertanto l’evidenza scientifica sugli effetti avversi sulla salute dell’uomo di questo determinante ambientale è cresciuta notevolmente, evidenziando un ampio spettro di effetti avversi sia a breve che a lungo termine. Si è così potuto anche provare che elevati livelli di inquinamento, oltre ad una riduzione della speranza di vita, determinavano una riduzione della speranza di vita in buona salute che può corrispondere, in alcuni casi, ad una perdita di produttività economica. Questo si traduce in un costo per la comunità che si va ad aggiungere a quello legato allo sfruttamento delle risorse ambientali e all’eventuale ripristino delle condizioni originarie.

La monetizzazione dell’impatto dell’inquinamento atmosferico sulla salute consente di giustificare il percorso verso l’implementazione di politiche che si avvicinino alla realizzazione degli obiettivi fissati dall’Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS). Tale istituzione ha recentemente aggiornato la stima delle persone che vive nelle aree urbane esposte a livelli di inquinamento superiori ai limiti OMS, riscontrando che più del 80% si trova in questa condizione (OMS, 2016); già questo dato evidenzia l’entità dei benefici che sarebbero legati alla riduzione di tale determinante ambientale. Valutare economicamente i costi di mortalità e/o di morbosità significa traslare monetariamente gli *outcomes* sanitari perché si abbia un corrispettivo in denaro del *burden of disease* e si ottenga in questo modo, nelle analisi d’impatto, una prova monetaria di quanto il danno arrecato alla salute umana stia costando, o, in altri termini, a quanto ammonti il beneficio economico che deriverebbe dall’implementazione del nuovo scenario considerato.

Il decisore politico deve però avere ulteriori evidenze per decidere come ridurre i livelli di inquinamento atmosferico. Per rispondere a questo punto, ci sono state recentemente due novità dal punto di vista legislativo: l’approvazione del “Collegato ambientale”, dove è prevista la redazione annuale di un rapporto in cui valutare gli effetti delle politiche pubbliche sul capitale naturale e sui servizi ecosistemici, e l’elaborazione di un allegato al Documento di economia e finanza dedicato agli indicatori di “Benessere equo e sostenibile”. Con le Valutazioni Ambientali Strategiche (VAS) vengono valutati gli effetti ambientali causati dalle alternative di piano, andando a selezionare gli interventi più rilevanti dal punto di vista ambientale. L’obiettivo è quindi quello di essere a supporto nella definizione di un processo decisionale chiamato sempre più a integrare, nelle tradizionali rendicontazioni economiche, aspetti correlati alle pressioni esercitate sull’ambiente. Per fare questo una possibilità può essere quella di caratterizzare le modalità produttive da un punto di vista integrato economico ambientale.

Introduzione

Le valutazioni di impatto dell'inquinamento atmosferico in Italia sono state diverse, con diversi scopi e utilizzando metodi differenti.

Nel 1998 l'OMS, il Centro Ambiente e salute di Roma, pubblicava un primo studio che valutava l'impatto sanitario del PM10 nelle otto più grandi città italiane (Roma, Milano, Firenze, Bologna, Palermo, Genova, Napoli, Torino). La valutazione si era basata su stime di rischio disponibili, applicate in modo conservativo al fine di non sovrastimare gli esiti attesi. Tra gli effetti a breve termine erano stati inclusi i ricoveri per patologie cardiovascolari e respiratorie, asma e sintomi respiratori acuti. Per effettuare la valutazione di impatto era stata utilizzata la concentrazione media del PM10 nel biennio 1998-99 stimata dal Particolato Totale Sospeso (PTS). Il risultato riportava come il 4,7% (circa 3.500 decessi) della mortalità totale fosse attribuibile all'inquinamento atmosferico per esposizioni croniche a livelli di PM10 superiore a $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Per quanto riguarda gli effetti acuti circa 2.000 ricoveri l'anno per patologie respiratorie (pari al 3%) e 2.700 per patologie cardiovascolari (pari all'1,7%) potevano essere evitati contenendo le concentrazioni a valori inferiori a tali livelli di PM10, così come più di 40.000 attacchi di asma e più di 31.000 casi di bronchite acuta in età pediatrica (Martuzzi M. *et al.*, 2002).

Nel 2005 veniva pubblicato lo studio europeo CAFE (*Clean Air for Europe*) che riportava una riduzione della speranza di vita compresa tra 3 mesi e 36 mesi in tutti i paesi europei, e in cui l'Italia presentava un'area vasta - corrispondente alla pianura padana - in cui la riduzione era massima (36 mesi). Lo studio riportava anche una prima valutazione economica dell'impatto, per diversi scenari di riduzione futura delle concentrazioni.

Nel 2006 usciva un secondo studio dell'OMS, sempre su mandato del Ministero Ambiente, che aggiornava il precedente del 1998, considerando il periodo 2002-2004, includendo 13 città italiane con popolazione superiore ai 200.000 abitanti (Torino, Genova, Milano, Trieste, Padova, Venezia-Mestre, Verona, Bologna, Firenze, Roma, Napoli, Catania, Palermo) e stime di rischio aggiornate sulla base delle ulteriori evidenze scientifiche disponibili (Martuzzi M. *et al.*, 2006). Gli esiti inclusi erano stati la mortalità a breve e a lungo termine, per cause naturali e per cause specifiche, associate all'esposizione al PM. La valutazione confermava l'impatto notevole dell'inquinamento atmosferico sulla salute delle popolazioni residenti nelle città italiane: considerando solo gli effetti a lungo termine, più di 8.000 decessi/anno nelle 13 città erano attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, pari al 9% della mortalità per tutte le cause (per soggetti di età superiore ai 30 anni). Tale quota scendeva al 5,7% per lo scenario di "assenza di effetti" sotto i $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Se si considerano gli effetti a breve termine per quest'ultimo scenario, l'impatto era di circa 1.300 decessi, corrispondente all'1,5% della mortalità totale. Sempre in relazione agli effetti acuti, circa 500 ricoveri l'anno per patologie respiratorie (0,8%) e per patologie cardiovascolari (0,4%) potevano essere evitati contenendo le concentrazioni a valori inferiori a $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM10, così come più di 25.000 casi di bronchite acuta in età pediatrica (Martuzzi M. *et al.*, 2006).

Nell'aprile 2015 l'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) pubblicava il documento "Economic cost of the health impact of air pollution in Europe", in cui stimava i decessi attribuibili al PM_{2.5} per tutti i Paesi Europei, Italia compresa. Nel rapporto OMS la stima per l'Italia è di 34.511 decessi/anno per il 2005 e di 32.447 decessi/anno per il 2010. Il calcolo è stato fatto rispetto ad un valore di riferimento di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valore che si può considerare molto vicino al fondo naturale, che risulta compreso in Italia tra 5 e $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

La rilevanza economica, in termini di costi per il sistema sanitario di cura (farmaci, ricoveri) e sociali (perdita di giornate di lavoro, assenteismo strisciante) è anche stata calcolata nel rapporto OMS citato ("Economic cost of the health impact of air pollution in Europe").

Il 4 giugno 2015 venivano presentati a Roma i risultati del progetto VIIAS, che indicavano come l'inquinamento atmosferico fosse responsabile ogni anno in Italia di circa 30 mila decessi solo per il particolato fine (PM_{2.5}), pari al 7% di tutte le morti (esclusi gli incidenti). Gli effetti risultavano maggiori al Nord, più popolato e inquinato. In termini di riduzione della vita media, VIIAS riportava un accorciamento medio della vita di ciascun italiano di 10 mesi; 14 per chi vive al Nord, 6,6 per gli abitanti del Centro e 5,7 al Sud e isole. Il solo rispetto dei limiti di legge salverebbe 11.000 vite all'anno.

Nella giornata del 30 novembre 2015 veniva diffuso il report 2015 dell'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA), *Air quality in Europe - 2015 report*, che riportava i dati della Valutazione di Impatto condotta nei Paesi Europei per gli effetti a lungo termine (sulla mortalità) dell'inquinamento atmosferico, misurato in termini di PM_{2.5}, NO₂ e O₃ (*European Environmental Agency*, 2015). Il rapporto confermava che l'inquinamento atmosferico permane uno dei maggiori problemi ambientali

in Europa e in Italia, con conseguenze dirette sulla salute e sul benessere dei cittadini. Gli impatti per il nostro Paese calcolati dall'EEA erano rispettivamente pari a: 59.500 morti/anno per il PM_{2,5}, 3.300 morti/anno per l'O₃ e 21.600 morti/anno per l'NO₂. La stima dell'impatto dell'EEA ha seguito una metodologia nuova e differente dalle precedenti stime di impatto. Il valore differente ottenuto (59.500 decessi/anno invece di 34.000) è dovuto al fatto che come riferimento per il PM_{2,5} è stato usato il valore 0 (zero), seguendo la raccomandazione, contenuta in un altro documento OMS, relativo al progetto HRAPIE (*Health risks of air pollution in Europe*), che indicava di calcolare l'impatto sul "full range" delle concentrazioni.

Infine il 13 settembre 2016, a Torino, venivano presentate in pubblico stime di impatto per tutta la popolazione italiana nel 2010, calcolate nuovamente e separatamente dalle precedenti nell'ambito di un progetto LIFE (LIFE MED HISS). I risultati sono nuovamente sovrapponibili alle ultime valutazioni precedentemente effettuate dall'OMS e da VIAAS.

L'esposizione della popolazione misurata in quest'ultimo e più recente progetto, relativa al 2010, è riassunta nella Tabella 1.

Tabella 1 - Esposizione al PM2.5 anno 2010, risultati del progetto LIFE MED HISS

Ambito territoriale	Differenza PM2.5 dal baseline	PM25 stimato	Differenza PM2.5 dal baseline, pesato per popolazione	PM2.5 stimato, pesato per popolazione
Totale	7,2	17,2	10,3	20,3
Nord	9,2	19,1	13,4	23,4
Centro	6,2	16,2	9,4	19,4
Sud Isole	4,1	14,1	6,5	16,4
Urbano	9,8	19,8	11,8	21,8
Rurale	7,0	17,0	8,8	18,8

L'impatto risultante nel progetto MED HISS, in termini di decessi attribuibili, per il 2010, è riportato nella Tabella 2

Tabella 2 - Decessi attribuibili all'esposizione al PM2.5 (anno 2010), risultati del progetto LIFE MED HISS

Ambito territoriale	Stima centrale	Limite inferiore	Limite superiore
Totale	33.533	20.429	41.368
Nord	20.221	12.396	24.849
Centro	6.344	3.840	7.858
Sud Isole	6.968	4.193	8.661
Urbano	18.977	11.602	23.360
Rurale	14.556	8.827	18.008
Uomini	16.149	9.835	19.926
Donne	17.384	10.594	21.442

In termini di mesi di vita persi dalla popolazione italiana, l'impatto calcolato nel progetto MED HISS nel 2010 è riportato nella Tabella 3.

Tabella 3 - Mesi di vita persi dovuti all'esposizione al PM2.5 (anno 2010), risultati del progetto LIFE MED HISS

Ambito territoriale	Mesi di vita persi
Totale	9,2
Nord	11,6
Centro	8,0
Sud Isole	5,3
Urbano	12,6
Rurale	9,0
Uomini	8,5
Donne	10,0
Piemonte	9,6
Torino	24,7

In definitiva 9 mesi di speranza di vita persi in media in Italia, nel 2010, con differenze geografiche rilevanti e impatto nei grandi centri urbani pari al doppio del resto del Paese.

Il Progetto VIAS (Valutazione Integrata dell'Impatto dell'Inquinamento atmosferico sull'Ambiente e sulla Salute) - L'impatto del PM2.5 sull'ambiente e sulla salute in Italia

Il Progetto VIAS, Valutazione Integrata dell'Impatto dell'Inquinamento atmosferico sull'Ambiente e sulla Salute, realizzato nel quadro delle iniziative del Centro Controllo Malattie (CCM) del Ministero della Salute, ha effettuato la valutazione integrata dell'inquinamento atmosferico in Italia valutando l'intera catena di eventi (dalle politiche, alle fonti di esposizione, alle modalità di esposizione, all'impatto) che influiscono sulla salute della popolazione.

Il sistema modellistico sviluppato da ENEA nell'ambito del progetto MINNI (www.minni.org) è stato utilizzato per il territorio nazionale con una risoluzione spaziale orizzontale di 4x4 km. La concentrazione medie al suolo di PM2.5 è stata stimata per il 2005, considerato l'anno di riferimento per le politiche europee, per il 2010, anno che corrisponde alla crisi economica, e per uno scenario al 2020, in cui gli effetti negativi della crisi economica si sono ridotti, sono vigenti le normative europee e nazionali previste ad oggi (da cui la denominazione Current Legislation, CL) e sono state applicate le scelte e i trend energetici e delle attività produttive previsti nel momento dello specifico sviluppo progettuale.

Al 2020 sono stati applicati anche due scenari aggiuntivi. Il primo (target 1) aggiunge, alla situazione prevista in base alla piena applicazione della legislazione vigente CL, il rispetto dei limiti di 25 µg/m³ (Direttiva 2008/50/CE attuata con D.Lgs.155/2010 e ss.mm.ii.). Il secondo (target 2) prevede una ulteriore riduzione del 20% della concentrazione di PM2.5 su tutto il territorio nazionale rispetto a quanto previsto al 2020 CL. I livelli medi di esposizione sono stati valutati per tutta la popolazione italiana, per macro aree geografiche (Nord, Centro, Sud e isole) e per il contesto urbano o rurale per tutti gli anni e gli scenari.

Utilizzando le funzioni concentrazioni-risposta dell'OMS (OMS, 2013) sono stati stimati, per tutti i residenti in Italia di 30 o più anni di età, i danni alla salute attribuibili alle esposizioni di lungo termine a PM2.5. Tali stime sono state effettuate secondo la metodologia ormai consolidata del "Health Impact Assessment" e hanno utilizzato per ciascuna delle 20.144 celle 4x4 km i dati di concentrazione stimati, i dati di popolazione e i tassi di mortalità causa specifici provinciali. Le stime hanno considerato livelli di concentrazione del PM2.5 superiori a 10 µg/m³, assumendo che al di sotto di questo valore non vi siano effetti sanitari, come per altro suggerisce l'OMS. Sono stati calcolati i casi attribuibili per la mortalità dovuta a cause naturali, cardiovascolari, respiratorie, per tumore del polmone e per incidenza di eventi coronarici (infarto e angina instabile). È stato infine stimato il numero di anni o mesi di vita persi a causa dell'inquinamento usando le tavole di sopravvivenza specifiche per ogni area geografica. Nella Tabella 4 sono sintetizzati i principali risultati sull'esposizione della popolazione e sulla mortalità attribuibile a PM2.5. Il sito www.vias.it contiene i dati completi del progetto.

Tabella 4 - Sintesi dei risultati del progetto VIIAS sull'esposizione della popolazione e sulla mortalità attribuibile al PM2.5

	2005	2010	2020 Cle ⁽¹⁾	2020 Cle + Target 1 ⁽²⁾	2020 Cle + Target 2 ⁽³⁾
Esposizione della popolazione ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	20,1	15,8	18,1	16,2	14,5
Decessi attribuibili	34.552	21.524	28.595	23.170	18.511
Mesi di vita persi	9,7	5,5	7,7	5,9	4,2

⁽¹⁾ Scenario previsto per il 2020 secondo la legislazione corrente (Cle)

⁽²⁾ Target 1: rispetto dei limiti previsti dalla CE ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$)

⁽³⁾ Target 2: riduzione del 20% delle concentrazioni stimate

Nel 2005, le concentrazioni medie di PM2.5 sul territorio nazionale sono state pari a $11,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$: 14,6 al Nord, 10,5 al Centro e $8,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ al Sud e Isole. Nei centri urbani si è osservata una concentrazione media pari a $23,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mentre nelle aree rurali di $11,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Anche l'esposizione della popolazione (media nazionale pari a $20,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) è risultata maggiore al Nord ($24,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ed è soprattutto a carico dei residenti nei centri urbani ($27,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Nel 2005, il 29% degli italiani era esposto a livelli superiori a $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (limite previsto dalla Direttiva 2008/50/CE); questa percentuale sale al 42% al Nord Italia e raggiunge il 53,2% tra i residenti nei centri urbani. Lo scenario 2020 (CLE) prevede una riduzione rispetto al 2005, sia delle concentrazioni ($-1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) che della esposizione media di popolazione ($-2,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Il raggiungimento del target 1 nel 2020 CLE farebbe osservare riduzioni dei livelli di inquinamento soprattutto al Nord ($-2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e nelle città ($-4,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) con un vantaggio ancora più evidente se si considera l'esposizione media della popolazione. La realizzazione del target 2 nel 2020 consentirebbe un ulteriore guadagno netto in tutte le aree geografiche, sia in ambiente urbano che non urbano. In particolare se le concentrazioni di PM2.5 diminuissero del 20% i residenti nelle città otterrebbero una riduzione del livello medio di esposizione pari a $6,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nel 2010 si osserva come le concentrazioni ambientali di PM2.5, e la relativa esposizione della popolazione, diminuiscano in maniera quasi equivalente a quanto si osserverebbe se il target 2 venisse raggiunto. Questa diminuzione, geograficamente omogenea, è più grande di quella prevista dallo scenario 2020 CLE che prevede una ripresa economica e un progressivo aumento dell'uso delle biomasse.

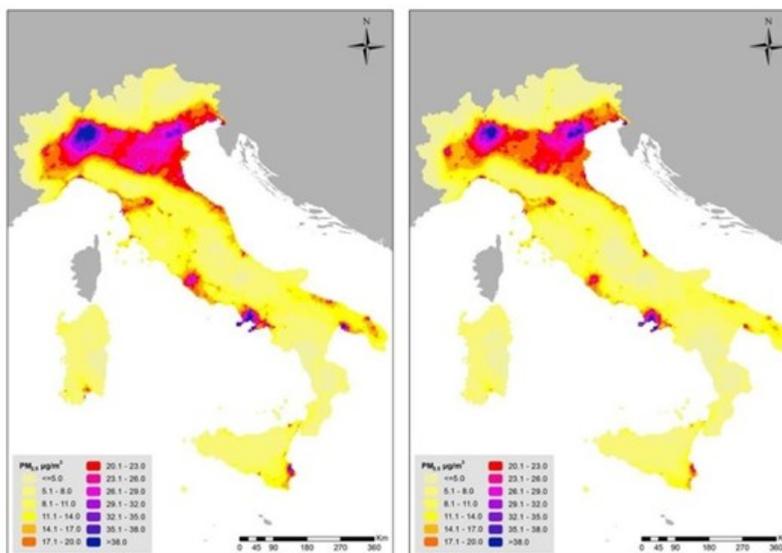


Figura 1 - Concentrazioni di PM2.5 sul territorio Italiano al 2005, a sinistra, e al 2020 (Cle), a destra

Nel 2005, sono risultati attribuibili all'esposizione della popolazione al PM2.5, 34.552 decessi (il 7% della mortalità per cause naturali osservata in Italia), di questi il 65% (pari a 22.485 decessi) sono stati stimati tra i residenti del Nord. Analizzando la mortalità causa-specifica sono stati stimati 19.945 decessi per patologie cardiovascolari, 3.197 decessi per malattie dell'apparato respiratorio e 2.938 per tumore polmonare. Inoltre, sono stimati 12.400 nuovi casi di eventi coronarici (infarto e angina instabile) attribuibili all'esposizione a PM2.5. A causa dell'esposizione a PM2.5 ogni persona residente in Italia perde 9,7 mesi di vita (14 mesi al Nord, 6,6 al Centro e 5,7 al Sud e isole). Nei residenti nei centri urbani questa perdita è pari a 1 anno e 5 mesi. Lo scenario al 2020 porterebbe ad un risparmio di circa 6.000 decessi rispetto al 2005, ma un guadagno sanitario più importante si potrebbe ottenere con l'applicazione totale dei limiti di legge previsti dalla legislazione EU e nazionale sulla qualità dell'aria

(target 1) con un risparmio di ulteriori 5.000 decessi, mentre il raggiungimento del target 2 (riduzione del 20% delle concentrazioni) farebbe risparmiare addirittura altri 10.000 decessi.

I risultati del progetto VIIAS hanno mostrato che l'inquinamento colpisce maggiormente il Nord e in generale le aree urbane congestionate dal traffico e dalla prossimità alle aree industriali. Anche il riscaldamento domestico, soprattutto per l'incremento dell'utilizzo delle biomasse (principalmente legno e pellet) è responsabile del peggioramento della qualità dell'aria e del conseguente impatto sulla salute. Nel 2010 si è osservata una importante diminuzione degli effetti del PM2.5 (21.524 decessi) dovute alla riduzione delle emissioni e alla contrazione dei consumi imputabili alla recessione economica, mentre nel 2020, nonostante i miglioramenti tecnologici e le politiche adottate (CLE), si avrà uno scenario simile rispetto a dieci anni prima (28.595 decessi per PM2.5). I risultati indicano che le variazioni previste per il 2020 (CLE), e che vedono i consumi di biomassa per riscaldamento come elemento di trade-off tra politiche climatiche e di qualità dell'aria, producono un impatto sanitario peggiore di quello che si è già verificato con la diminuzione delle emissioni dovuto alla recessione economica.

VIIAS in Emilia-Romagna

Le metodologie messe a punto dal progetto sono state sperimentate a livello locale, in collegamento con i risultati del progetto LIFE+OPERA (<http://www.operatool.eu/html/ita/index.html>) che ha realizzato un software (RIAT+) per progettare politiche locali efficienti per il risanamento della qualità dell'aria nell'ottica di ridurre l'esposizione della popolazione all'inquinamento atmosferico. La Regione Emilia-Romagna, sulla base di questo applicativo, ha di recente adottato il Piano Aria Integrato Regionale 2020 (PAIR2020) (Regione Emilia-Romagna, 2014), all'interno del quale sono stati prodotti tre scenari di riduzione dell'inquinamento atmosferico: il primo (CLE) analogo allo scenario al 2020 del progetto VIIAS, il secondo (obiettivo di piano) che riprende nella sostanza gli obiettivi del target 1, mentre il terzo (Maximum Feasible Reduction - MFR) ipotizza l'applicazione di tutte le tecnologie attualmente disponibili. È stato messo a punto un pacchetto statistico per la valutazione di impatto sulla salute relativamente agli scenari 2020 del PAIR2020, tenendo conto delle dinamiche di popolazione nel periodo di valutazione e delle incertezze legate alle stime degli scenari di inquinamento. I risultati ottenuti, che si riferiscono ad un documento di pianificazione esistente nella regione Emilia-Romagna, sono in linea con quelli ottenuti a livello nazionale con riduzioni di circa 1-2 mesi di vita persi per la popolazione regionale applicando lo scenario obiettivo di piano, rispetto allo scenario CLE.

Valutazione economica dei benefici monetari derivanti dalla riduzione dell'inquinamento atmosferico in Italia

Nel corso degli ultimi decenni, un numero crescente di studi scientifici ha quantificato i danni sulla salute umana derivanti dall'inquinamento dell'aria. La valutazione economica dei benefici per la salute derivanti dalle politiche volte a migliorare la qualità dell'aria fornisce una fonte importante di evidenza per i decisori politici, i legislatori e i datori di lavoro. Quantificare, dal punto di vista economico, i benefici sanitari derivanti da politiche di controllo dell'inquinamento permette infatti di comparare i costi degli interventi con i potenziali benefici e quindi di valutarne la loro efficacia. Per i legislatori, la valutazione economica permette di definire, utilizzando una fonte aggiuntiva di evidenza, delle norme non solo efficaci ma anche sostenibili dal punto di vista economico. Infine per i datori di lavoro molto spesso l'analisi costo-beneficio è utilizzata per dimostrare che, indipendentemente dai vincoli legislativi, esiste un reale vantaggio economico (ad esempio riduzione dell'assenteismo e aumento della produttività dei lavoratori) nel fornire ambienti di lavoro salubri.

Precedenti valutazioni economiche, volte a quantificare i potenziali benefici per la salute umana derivanti da una riduzione dell'inquinamento atmosferico dovuto al traffico veicolare, hanno dimostrato che vi è un forte incentivo economico nel migliorare la qualità dell'aria sia per i bambini che per gli adulti. Ad esempio nel 2008, Zhang *et al.* hanno valutato gli effetti sulla salute associati all'esposizione da PM10 in 111 città cinesi (Zhang M., 2008). Utilizzando concentrazioni medie annuali di PM10, lo studio ha quantificato che il costo in termini di salute derivanti dall'inquinamento dell'aria nelle principali città cinesi è stato circa di circa US \$ 29,178 milioni. La maggior parte di questi costi è attribuibile ai casi di morte prematura, che da soli rappresentano l'88% del costo totale. Uno studio simile condotto da Kunzli *et al.* nel 1999 ha quantificato i costi sanitari connessi con l'inquinamento atmosferico veicolare in tre paesi europei: Austria, Francia e Svizzera (Kunzli N., 1999). Lo studio ha quantificato che i costi dovuti all'inquinamento dell'aria di tutti e tre i paesi ammontavano a circa 49.400 milioni di euro e che il traffico stradale da solo è stato responsabile per

26.400 milioni di euro. Una valutazione economica dei danni alla salute legati all'inquinamento atmosferico è stato condotto dall'OMS nel 2015 (OMS, 2015). Lo studio ha valutato il costo economico dell'impatto sulla salute pubblica derivante dall'esposizione indoor e outdoor agli inquinanti ambientali. Solo nel 2010, nell'intera regione europea lo studio ha quantificato che vi sono state 663.000 morti premature attribuibili all'inquinamento dell'aria. Questo valore se comparato alle stime del 2005, dove le morti sono state 785.846, rispecchia un trend positivo legato ad una riduzione marcata dell'inquinamento atmosferico registrata in quasi tutti i paesi europei. In Italia, in particolare si è registrato un declino nel numero di morti premature da 34.511 a 32.447. Per stimare il valore economico dei casi di morte prematura attribuibili all'inquinamento atmosferico lo studio OMS ha quindi moltiplicato il numero stimato di morti premature per il valore della vita statistica (VSL). Il VSL non è il costo, a posteriori, assegnato ad una vita umana bensì una stima ex ante della riduzione del rischio di morire. Vi sono in letteratura diversi approcci utilizzati per valutare il VSL. Quello più accreditato e utilizzato anche dall'OECD e dall'OMS è il metodo della Willingness to Pay (WTP) ossia della disponibilità a pagare. Questo approccio, di origine anglossassone, valuta le preferenze individuali e, utilizzando il punto di vista del singolo, stima la sua avversione al rischio sanitario. Dalle stime di WTP è possibile ricavare maggiori informazioni non solo di natura economica, ma anche di natura sociale e comportamentale riferite alle caratteristiche demografiche, socioeconomiche e attitudinali dei soggetti. Come suggerisce il termine, questo approccio è basato su quanto gli individui sono disposti a pagare per un miglioramento della propria salute. Il VSL raccomandato per stime economiche dei danni sanitari legati all'inquinamento nei paesi dell'OECD è di 3 milioni di dollari (range 1,5-4,5 milioni). Utilizzando questo valore e tenendo conto delle differenze di reddito pro capite e di inflazione nei singoli paesi lo studio dell'OMS ha stimato che il costo delle morti premature associate all'inquinamento atmosferico è pari a più di mille miliardi di dollari (per l'esattezza 1,431 trilioni). Tenendo conto anche della morbilità e cioè del costo delle malattie associate all'esposizione indoor e outdoor a inquinamento atmosferico lo studio ha poi valutato che il costo complessivo annuo è di 1,575 trilioni di dollari. Solo in Italia, il costo economico dei danni sanitari dovuti all'inquinamento atmosferico è pari a 133.453 milioni di dollari solo nel 2010.

Responsabilità dell'inquinamento atmosferico e scenari di impatto che considerano l'interrelazione tra sistema economico e ambientale in Emilia-Romagna

Scopo della VAS è la valutazione degli effetti ambientali di piani e programmi. In Emilia-Romagna Arpaè è spesso coinvolta nella redazione dei rapporti ambientali di competenza regionale. Gli indicatori ambientali sono lo strumento principale di VAS per stimare gli effetti ambientali causati dalle alternative di piano. Spesso l'ambito di attenzione è esteso includendo anche fattori economico-sociali della sostenibilità. L'intervento pubblico muove dalla necessità di rimediare ai fallimenti di mercato e indirizzare verso la massimizzazione del benessere collettivo.

Con l'obiettivo di essere a supporto nella definizione di un processo decisionale chiamato a integrare le tradizionali rendicontazioni economiche con aspetti correlati alle pressioni esercitate sull'ambiente, si è elaborato un quadro conoscitivo più completo delle capacità e modalità produttive dei settori economici regionali in un'ottica anche di sostenibilità integrata. Sono state così presentate le *performance* economiche e ambientali dei settori produttivi e dei consumi delle famiglie in Emilia-Romagna giungendo a un'attribuzione diretta di responsabilità d'inquinamento atmosferico nei confronti dei determinanti economici regionali. Si sono inoltre caratterizzate le modalità produttive da un punto di vista integrato economico ambientale, misurando l'efficienza attraverso indici integrati economico-ambientali, in termini cioè di pressione ambientale per unità di valore economico prodotto (indice di disaccoppiamento standardizzato Eurostat e UNEP), utili a fornire un quadro conoscitivo più completo e a verificare se nel tempo si assiste a un percorso di efficientamento del processo produttivo nella direzione del disaccoppiamento delle pressioni ambientali dalla crescita economica. Nell'ultimo Rapporto integrato di sostenibilità di ARPAE Emilia-Romagna (ARPAE Emilia-Romagna, 2014) sono stati presentati i risultati delle analisi che hanno condotto all'attribuzione delle responsabilità inquinanti e che contestualmente hanno informato sul contributo dei settori produttivi all'economia regionale. Si è così esplorato il contesto produttivo (socio-economico-ambientale), seguendo metodologie standardizzate Eurostat e AEA, si sono allocate le principali pressioni dirette per le emissioni in atmosfera tra i settori produttivi e consumi regionali delle famiglie attraverso un sistema di contabilità ambientale integrata, RAMEA, evidenziando le interazioni e i rapporti causali tra determinanti economici e pressioni ambientali (Regional Accounting Matrix including Environmental Accounts: http://www.arpae.it/dettaglio_generale.asp?id=1685&idlivello=508/).

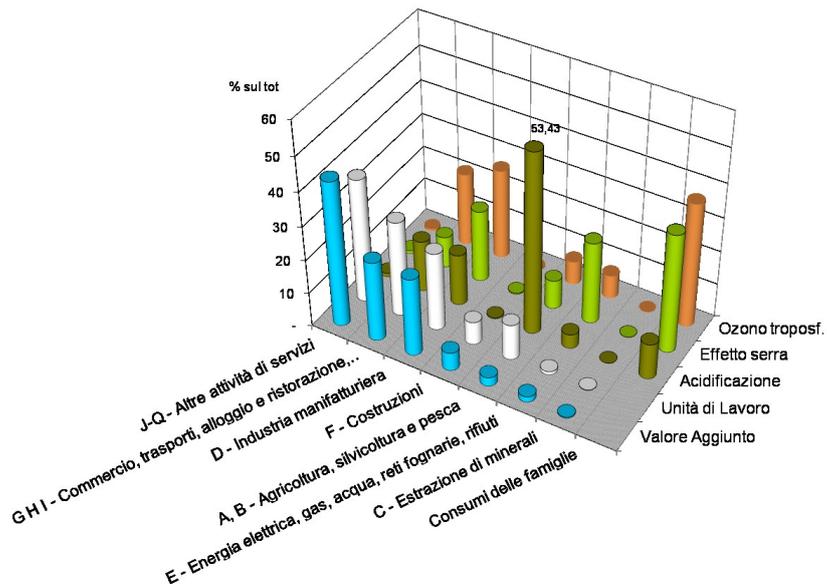


Figura 2 - Rappresentazione grafica di RAMEA 2010 in Emilia-Romagna: responsabilità dei settori produttivi e dei consumi delle famiglie alle performance economiche e ambientali regionali. Dati in percentuale sul totale al 2010, in ordine decrescente rispetto al Valore Aggiunto. Il tema ambientale considerato sono le emissioni di gas serra a livello regionale

EFFETTO SERRA_ER 2010

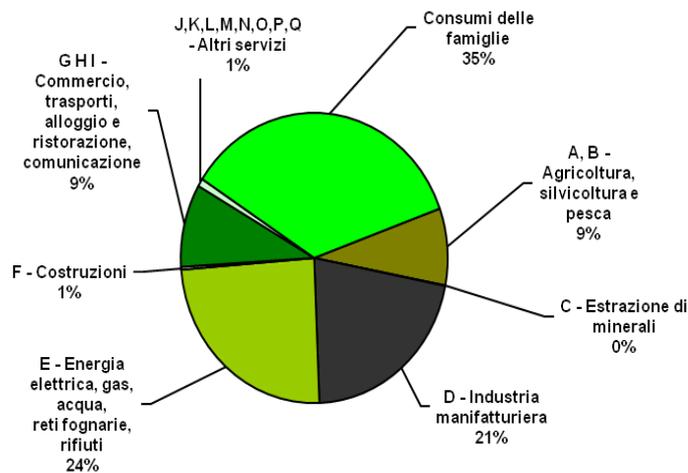


Figura 3 - Esempio di contributo dei settori produttivi e consumi delle famiglie all'effetto serra in Emilia-Romagna nel 2010

Una corretta e completa valutazione delle prestazioni ambientali non può prescindere dalla considerazione dell'efficienza economico-ambientale: si sono quindi calcolati gli indici integrati economico-ambientali che misurano l'efficienza in termini di pressione ambientale (gas serra, acidificazione, ozono troposferico) per unità di valore economico prodotto (euro).

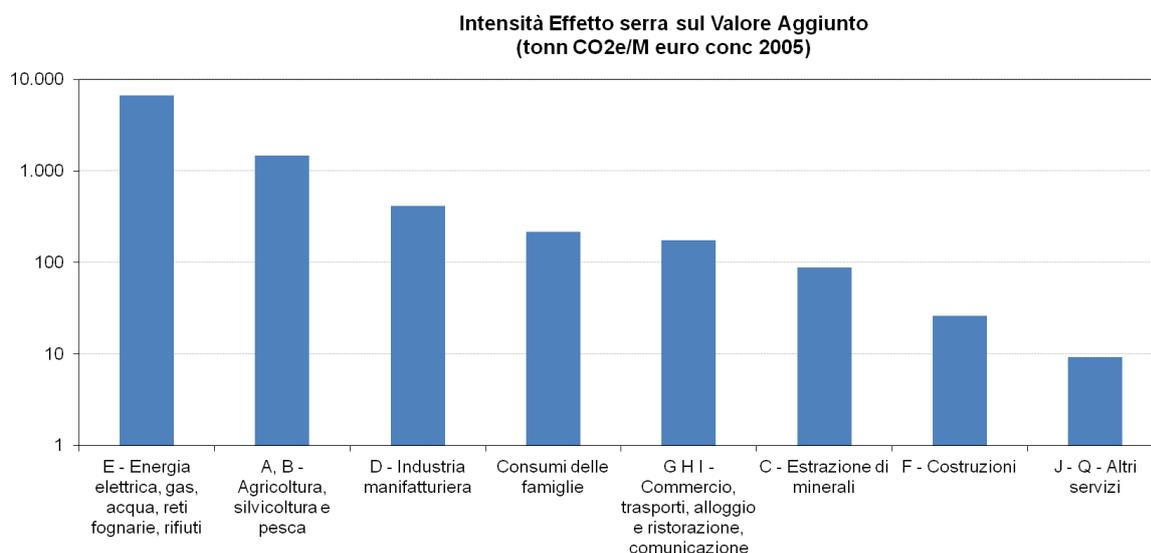


Figura 4 - *Indice di "intensità di emissione di gas serra per unità di valore aggiunto prodotto", 2010*

Nel 2014 con il supporto di ENEA, e grazie a ulteriori elaborazioni che hanno integrato la matrice di contabilità emissiva Ramea con una matrice input-output regionale, si è cercato di valutare gli scenari che il Programma Regionale di Sviluppo Rurale può comportare sul sistema produttivo, economico e ambientale regionale. La valutazione degli impatti ha l'obiettivo di valorizzare e quantificare il contributo dell'Agenzia alla sostenibilità complessiva della società. Rientra pertanto nell'elaborazione di quella che è stata definita "reportistica integrata di sostenibilità" di Arpae, in particolare degli impatti o effetti indiretti dell'Agenzia.

Grazie alla quantificazione degli impatti prodotti dalla spesa è stato possibile ricostruire gli impatti derivati in termini di:

- effetti diretti: si producono direttamente sul settore interessato dalla spesa pubblica;
- effetti indiretti: effetti moltiplicativi che si generano a catena sul sistema economico e che ciascun settore produce sugli altri settori di attività (effetti di tipo leonteviano);
- effetti indotti: si riferiscono all'attivazione in termini di valore aggiunto e occupazione generata dall'impiego di flussi di reddito aggiuntivo (moltiplicatore keynesiano);
- effetti sulle emissioni di gas serra: si riferiscono a tutti gli effetti che l'attivazione economica, diretta, indiretta e indotta genera sulle emissioni di gas effetto serra.

A fronte di un investimento di 1.190 milioni di euro nel PSR, se si considerano tutti gli effetti derivati (diretti, indiretti e indotti) si otterranno nel 2020 un valore aggiunto addizionale di 832 milioni di euro e un incremento di 17.821 unità a livello occupazionale. Infine per le emissioni di gas serra l'analisi mostra un incremento di 228.349 tCO₂eq.

Di seguito le rappresentazioni degli scenari al 2020 con riferimento alle variazioni di valore aggiunto (milioni di €), occupazione settoriale (Migliaia di unità) e emissioni di gas ad effetto serra (MtCO₂eq) derivanti dagli investimenti previsti dal PSR



Figura 5 - Andamento del V.A. regionale, dell'occupazione e delle emissioni di gas serra, con riferimento agli investimenti previsti dal PSR

BIBLIOGRAFIA

ARPAE Emilia-Romagna, 2014. Rapporto integrato di sostenibilità. Dati consultabili al sito internet <http://www.arpae.it/landing.asp?id=20/>

European Environment Agency, 2015. Air quality in Europe - 2015 report. <http://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2015#tab-data-references/>.

Kunzli N., Kaiser R., Medina S., Studnicka M., Oberfeld G., Horak F., 1999. Health costs due to road traffic-related air pollution, air pollution attributable cases. An impact assessment project of Austria, France and Switzerland. Prepared for the WHO Ministerial Conference on Environment and Health, London.

Martuzzi M., Galassi C., Ostro B., Forastiere F., Bertollini R., 2002. Health. Impact Assessment of Air Pollution in the Eight Major Italian Cities. World Health Organization.

Martuzzi M., Mitis F., Iavarone I., Serinelli M., 2006. Health Impact of PM10 and Ozone in 13 Italian Cities. World Health Organization.

OMS, WHO Global Urban Ambient Air Pollution, 2016. http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/cities/en/.

OMS, 2013. Funzioni concentrazione-risposta. Dati consultabili al sito internet http://www.euro.who.int/data/assets/pdf_file/0006/238956/Health-risks-of-air-pollution-in-Europe-HRAPIE-project,-Recommendations-for-concentrationresponse-functions-for-costbenefit-analysis-of-particulate-matter,-ozone-and-nitrogen-dioxide.pdf/.

OMS, 2015. Economic cost of the health impact of air pollution in Europe: Clean air, health and wealth. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe. Regione Emilia-Romagna, 2014. Piano Aria Integrato Regionale 2020. Dati consultabili al sito internet <http://ambiente.regione.emilia-romagna.it/aria-rumore-elettrosmog/temi/pair2020/>.

Zang M., Song Y., Cai X., Zohou J., 2008. Economic assessment of the health effects related to particulate matter pollution in 111 Chinese cities by using economic burden of disease analysis. Journal of Environmental Management 88(4):947-54 Epub.

I dati relativi al progetto RAMEA (Regional Accounting Matrix including Environmental Accounts) sono consultabili all'indirizzo internet http://www.arpae.it/dettaglio_generale.asp?id=1685&idlivello=508/.

I dati relativi al progetto progetto LIFE+ OPERA sono consultabili all'indirizzo internet <http://www.operatool.eu/html/ita/index.html/>.

I dati relativi al progetto MINNI sono consultabili all'indirizzo internet <http://www.minni.org/>.

**3. Azioni e strumenti per la riduzione
dell'impatto dell'inquinamento
dell'aria sulla salute**

CONSIDERAZIONI INTRODUTTIVE

Giorgio Cattani

Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)

Questo capitolo presenta una panoramica delle azioni e degli strumenti messi in campo a livello nazionale e locale al fine di ridurre l'impatto dell'inquinamento atmosferico sulla salute.

È ormai assodato che la riduzione dell'inquinamento atmosferico è una sfida che non può essere affrontata mediante provvedimenti emergenziali e su scala locale.

Occorrono invece misure strutturali, coordinate e concertate, che ambiscano anche a trovare sinergie con quelle individuate per contrastare gli effetti sul clima delle attività antropiche.

Il percorso per arrivare almeno a questa consapevolezza non è stato facile, né può ritenersi completa l'attuazione di misure efficaci per contrastare l'inquinamento atmosferico. Esistono ancora ostacoli, ritardi, incongruenze che rallentano l'implementazione delle misure o indeboliscono l'efficacia di quelle in atto. Questo tema è affrontato nel primo contributo del capitolo dal titolo **“Il protocollo “antismog”: finalità, stato di applicazione e ricadute positive per le aree urbane” (D. Gaudioso).**

A complicare il quadro contribuisce la natura chimico fisica proprio di quegli inquinanti - materiale particolato, ozono e biossido di azoto - per i quali in Italia è tuttora lontano il raggiungimento sia degli obiettivi posti dalla normativa vigente che quelli, più ambiziosi, individuati dall'OMS come traguardo per ridurre in modo significativo gli effetti sanitari associati all'esposizione. Nel secondo contributo **“Perché è difficile la riduzione degli inquinanti secondari” (M. Cirillo)** viene fatta una attenta disamina del problema e delle implicazioni che questo aspetto può avere sulle strategie da individuare nonché sulle priorità da stabilire per non disperdere energie e risorse in azioni poco efficaci.

La riduzione dell'inquinamento atmosferico può essere considerato un obiettivo che va al di là della sfera “salute umana”: certamente ridurre le emissioni degli inquinanti o la congestione del traffico può avere riflessi importanti anche sull'uso efficiente delle risorse e il miglioramento della qualità della vita nelle aree urbane. Tuttavia è importante e forse prioritario poter apprezzare in modo tangibile, il fatto che la riduzione dell'inquinamento atmosferico è accompagnata a una significativa riduzione degli effetti avversi sulla salute. Il tema è affrontato nel terzo contributo, esemplificato attraverso un caso studio nella città di Roma: **“I trend temporali degli inquinanti atmosferici a roma e gli effetti sulla salute” (M. Renzi, M. Stafoggia, A. Faustini, G. Cesaroni, C. Ancona e F. Forastiere).** Lo studio dimostra come alla diminuzione dell'inquinamento atmosferico è associato un decremento significativo degli *outcomes* sanitari: ad esempio i dati relativi all'impatto sanitario del PM2.5 sulla mortalità naturale mostrano una diminuzione del 39% dei decessi attribuibili dal 2006 al 2015.

Come detto le politiche potenzialmente più efficaci appaiono quelle strutturali e di ampio orizzonte temporale e spaziale, almeno regionale, o, meglio interregionale (vedi ad esempio l'Accordo di programma per l'adozione coordinata e congiunta di misure di risanamento della qualità dell'aria nel bacino padano). È importante tuttavia che siano implementate anche politiche locali per il miglioramento della qualità dell'aria, integrate nei piani regionali, indirizzate a specifiche sorgenti (ad esempio industrie, aree portuali) e adeguatamente supportate da strumenti per la valutazione preventiva della loro efficacia, nello specifico contesto, che possano strategicamente indirizzare gli interventi sulle priorità.

I successivi contributi del terzo capitolo descrivono sinteticamente i risultati salienti di alcuni progetti cofinanziati dall'Unione Europea nell'ambito dello strumento LIFE PLUS, che hanno avuto come obiettivo quello di sviluppare azioni dimostrative e strumenti a supporto della pianificazione per la mitigazione dell'inquinamento atmosferico e hanno visto tra i protagonisti diversi rappresentanti del SNPA.

In particolare il contributo dal titolo **“RIAT+: un utile strumento per una gestione efficace della qualità dell'aria” (M. Stortini, M. Deserti)**, descrive lo strumento messo a punto nell'ambito del progetto LIFE+ OPERA (*Operational Procedure for Emission Reduction Assessment*, 2010-2013, www.operatool.eu), chiamato RIAT+ (*Regional Integrated Assessment Tool Plus*) sviluppato ed applicato in Emilia-Romagna per l'individuazione delle misure tecniche ed energetiche più efficaci da inserire nel piano regionale di qualità dell'aria ed in Alsazia (Francia) per sostenere l'attuazione del piano d'azione regionale.

Segue poi il contributo **“Le raccomandazioni del Progetto LIFE+ AIRUSE per l'adozione di misure di mitigazione per ridurre le emissioni da traffico e da combustione di biomasse” (F. Lucarelli, X. Querol, F. Amato, R. Harrison, C. Holman, C. Alves, C. Pio, K. Eleftheriadis)**, che

descrive, le raccomandazioni del Progetto LIFE+ AIRUSE (Testing and development of air quality mitigation measures in Southern Europe, LIFE11 ENV/ES/584, ww.airuse.eu) per l'adozione di misure di mitigazione utili a ridurre il risollevarimento della polvere stradale e le emissioni di particolato dalla combustione di biomasse, oltre a fornire elementi che evidenziano le difficoltà incontrate nell'implementazione di alcune misure per la riduzione del contributo del traffico veicolare alle emissioni di inquinanti atmosferici.

Infine il contributo dal titolo **“progetto MED-CAIMANS. l'esposizione della popolazione agli inquinanti atmosferici dovuti alle navi crociera a venezia: confronto tra scenario attuale e scenari futuri di sviluppo e di mitigazione”** (Francesca Liguori, Silvia Pillon, Salvatore Patti), l'esposizione della popolazione, viene dimostrata l'utilità dello strumento di valutazione utilizzato e la validità dell'approccio metodologico (che si fonda su una stima emissiva ed un calcolo di dispersione ad alta risoluzione temporale e spaziale) per la comparazione di diversi scenari emissivi studiati per il porto di Venezia. Gli output sono stati confrontati con quelli ottenuti usando la stessa metodologia a Barcellona, Marsiglia, Genova e Salonicco.

La metodologia di indagine ha dimostrato interessanti potenzialità per la sua estensione ad altre città portuali del Mediterraneo che tipicamente si trovano ad ospitare, proprio a ridosso del proprio centro storico altamente urbanizzato, i terminal passeggeri e crocieristici.

L'ultimo contributo del capitolo 3 dal titolo **“wind days a Taranto: previsioni meteorologiche a supporto del piano di risanamento della qualità dell'aria del quartiere Tamburi di Taranto”** (M. Menegotto, A. Turnone, F. Fedele, A. Guarnieri Calò Carducci), rende conto dell'importanza di integrare conoscenze scientifiche e strumenti di pianificazione, in quei contesti dove l'informazione preventiva sulla complessa relazione tra sorgenti emissive, meteorologia e qualità dell'aria può essere strategicamente messa al servizio della pianificazione e implementazione di misure prescrittive per aziende sottoposte ad AIA.

PERCHÉ È DIFFICILE LA RIDUZIONE DEGLI INQUINANTI SECONDARI

Mario C. Cirillo

Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)

Evoluzione della qualità dell'aria in Italia nell'ultimo mezzo secolo

Le serie storiche di lungo periodo reperite ed elaborate durante le attività della Commissione Nazionale Emergenza Inquinamento Atmosferico (CNEIA, 2006), e analisi successive (ISPRA, 2014), mostrano come in Italia a partire dagli anni '80 e nel corso degli anni '90 del secolo scorso si sono conseguiti buoni risultati per la riduzione delle concentrazioni in aria ambiente di inquinanti quali biossido di zolfo (SO₂), monossido di carbonio (CO), piombo (Pb), benzene (C₆H₆). Questi inquinanti vengono chiamati *inquinanti primari*, perché si ritrovano in aria nella stessa forma in cui sono emessi, e il controllo dei loro livelli di concentrazione in atmosfera è diretto: basta agire sulle fonti di emissione, e le concentrazioni in atmosfera di queste sostanze si riducono della stessa entità. Per gli inquinanti primari c'è infatti *proporzionalità diretta tra emissioni e concentrazioni in aria*.

Nel caso del biossido di zolfo il risultato è stato raggiunto utilizzando combustibili a basso e bassissimo tenore, o addirittura privi di zolfo come il gas naturale.

L'introduzione della benzina senza piombo ha ridotto le emissioni di piombo così come le marmitte catalitiche hanno ridotto le emissioni di monossido di carbonio e di benzene, e di conseguenza si è avuta una riduzione "strutturale" delle concentrazioni in aria per questi inquinanti.

Il discorso è completamente diverso per un'altra categoria di inquinanti dell'aria che comprende l'ozono (O₃), inquinante tuttora critico. In pratica non esistono sorgenti antropiche di emissione di O₃: questo inquinante si forma interamente in atmosfera, più precisamente nella bassa atmosfera²⁷ a seguito di reazioni chimiche che avvengono principalmente tra gli ossidi di azoto e i composti organici volatili alla presenza di luce solare – e di conseguenza si chiamano "reazioni fotochimiche". Per questo motivo l'ozono viene denominato *inquinante secondario*, in quanto si forma interamente in atmosfera a partire da altre sostanze inquinanti dette *precursori* dell'ozono. Per l'ozono sia le analisi della CNEIA che quelle condotte successivamente (ISPRA, 2014) sulle serie storiche delle concentrazioni in aria di questo inquinante non rilevano tendenze significative alla diminuzione, pur in presenza di una significativa riduzione delle emissioni dei suoi precursori: evidentemente la *non linearità* dei processi di formazione di ozono rende non efficaci queste riduzioni.

Il particolato (conosciuto con la sigla PM, dal termine inglese *particulate matter*) è in un certo senso in una situazione intermedia tra gli inquinanti interamente primari e quelli interamente secondari²⁸: la sua presenza in aria è infatti dovuta a una *componente primaria*, che è quella che deriva dal rilascio in atmosfera di PM direttamente dalle fonti di emissione, più una *componente secondaria*, che si forma in atmosfera a seguito di processi chimici e fisici a partire dai precursori del PM: ossidi di azoto, biossido di zolfo, ammoniaca, composti organici volatili. Per il PM, che si rivela essere l'inquinante attualmente più critico in ragione degli alti livelli di concentrazione e dell'entità degli effetti negativi sulla salute, è possibile affermare che le concentrazioni in massa nell'aria si sono ridotte notevolmente a partire dalla fine degli anni '80 e durante gli anni '90 grazie all'abbattimento delle emissioni di PM primario, per poi attestarsi su uno "zoccolo duro" di concentrazioni la cui ulteriore riduzione, laddove si verifica, avviene con lentezza (ISPRA, 2014)²⁹. Ora, questo zoccolo duro è dovuto per la maggior parte alla componente secondaria (cfr. per es. Billo et al., 2009).

A partire dalla seconda metà del decennio 2001-2010 l'utilizzo crescente delle biomasse, incentivate da una normativa volta a favorire l'uso di fonti energetiche rinnovabili che però non ha tenuto in debito conto le indispensabili connessioni tra le politiche per il clima e quelle per la qualità dell'aria, ha portato a un sensibile aumento delle emissioni di PM primario, col risultato di rialzare il peso della componente primaria delle concentrazioni in aria del PM nella stagione fredda.

²⁷ Si parla qui dell'ozono troposferico (cioè della bassa atmosfera) che è a tutti gli effetti un inquinante, e non dell'ozono stratosferico (ovvero della alta atmosfera) che è utilissimo in quanto scherma la terra dai raggi ultravioletti e il cui assottigliamento ha dato luogo al fenomeno noto come "buco dell'ozono".

²⁸ Il discorso vale per entrambe le frazioni del PM attualmente considerate dalla normativa: PM₁₀ e PM_{2,5}. Il PM₁₀ è il particolato di *dimensione caratteristica* (più correttamente *diametro aerodinamico*) inferiore ai 10 µm (micrometri: 1 µm è pari a un milionesimo di metro), così come il PM_{2,5} è di dimensione inferiore ai 2,5 µm. Esistono da tempo valori limite di concentrazione in massa in aria ambiente per il PM₁₀. La Direttiva 2008/50/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 21 maggio 2008, relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa, recepita in Italia con il D.Lgs. 13 agosto 2010 n. 155, introduce soglie di concentrazione anche per il PM_{2,5}.

²⁹ Nell'analisi delle serie storiche 2003-2012 condotta in ISPRA "È stato individuato un trend decrescente statisticamente significativo nel 73,7% dei casi (42 stazioni di monitoraggio su 57; variazione annuale media stimata: -1,3 µg m⁻³y⁻¹ [-2,4 µg m⁻³y⁻¹ ÷ -0,4 µg m⁻³y⁻¹]). Un trend crescente statisticamente significativo è stato individuato nel 5,3% dei casi (3 stazioni di monitoraggio su 57; variazione annuale media stimata: +0,5 µg m⁻³y⁻¹ [+0,3 µg m⁻³y⁻¹ ÷ +0,9 µg m⁻³y⁻¹]). Nel restante 21% dei casi (12 stazioni di monitoraggio su 57) non è stato possibile escludere l'ipotesi nulla (assenza di trend) per il dato livello di confidenza (95%)". (ISPRA, 2014, pag. 13).

Un altro inquinante attualmente critico è il biossido di azoto (NO_2) che si forma quasi interamente in atmosfera per ossidazione del monossido di azoto³⁰. Anche per questo inquinante, che per quanto detto sopra è quasi interamente secondario, sia le analisi della CNEIA (2006) che quelle successive di ISPRA (2014) non rilevano tendenze significative alla diminuzione, a fronte di sensibili riduzioni delle emissioni di ossidi di azoto.

Le difficoltà che attualmente si incontrano nel ridurre le concentrazioni in aria di PM_{10} (e $\text{PM}_{2.5}$), O_3 e NO_2 originano dal fatto che sono inquinanti in cui la *componente secondaria* è esclusiva (ozono) o preponderante (NO_2 e PM). La conseguenza è che le concentrazioni in aria di questi inquinanti non sono legate in maniera semplice (proporzionale) alle fonti di emissione, ma sono mediate da una serie di processi chimici e fisici *non lineari*.

Le ricadute in termini di strategie di controllo delle concentrazioni in aria sono cruciali: se si riducono del 50% le emissioni di un inquinante primario come il monossido di carbonio in una certa zona, nella stessa zona si avrà in poco tempo una riduzione delle concentrazioni in aria di questo inquinante più o meno della stessa entità. Lo stesso discorso non si può fare per ozono, PM , biossido di azoto: la loro presenza in atmosfera dipende, come già detto, da una molteplicità di “ingredienti”: innanzitutto ci devono essere i *precursori*; poi le condizioni chimico-fisiche dell’atmosfera, il suo stato di turbolenza e i venti, la presenza di radiazione solare, e via dicendo, giocano un ruolo cruciale nella formazione degli inquinanti secondari. In conclusione non è assolutamente detto che una riduzione delle emissioni di qualche precursore comporti riduzioni delle concentrazioni di ozono, o PM secondario, o biossido di azoto secondario, della stessa entità.

A questo proposito facciamo un esempio che, pur semplificando molto fenomeni piuttosto complessi, spero possa essere utile a comunicare il nocciolo del problema, ovvero la *non linearità*. Consideriamo il biossido di azoto (NO_2) presente in atmosfera, che è tutto o quasi di origine secondaria e si forma a seguito dell’ossidazione del monossido di azoto (NO); questa ossidazione dell’ NO in NO_2 dipende da due fattori: (a) la presenza di NO ; (b) quella che possiamo chiamare in termini complessivi la “capacità ossidante” dell’atmosfera nei confronti dell’ NO . Se in una certa regione dell’atmosfera si verifica una concentrazione “100” (in unità arbitrarie) di NO , e la capacità ossidante dell’atmosfera è tale da ossidare “20” di questo NO , io avrò una concentrazione “20” di NO_2 ³¹. Se io dimezzo le emissioni di NO , poiché si tratta di un inquinante primario e c’è quindi proporzionalità tra emissioni e concentrazioni di NO in atmosfera, dopo un po’ (ipotizzando che le condizioni meteorologiche rimangano invariate) la concentrazione in aria di NO non sarà più “100”, ma “50”. Ebbene, nonostante la concentrazione di NO in atmosfera si sia dimezzata, alla fine ritroverò comunque sempre una concentrazione pari a “20” di NO_2 , in quanto c’è tanto NO da soddisfare tutta la capacità ossidante dell’atmosfera³²: il *fattore limitante* in questo caso è la capacità ossidante. Se io voglio dimezzare le concentrazioni di NO_2 da “20” a “10” devo ridurre l’ NO a “10”: in questo caso, nonostante una capacità ossidante di “20”, non potrò che avere “10” di NO_2 : tutto l’ NO – che in questo caso diventa il *fattore limitante* – è ossidato a NO_2 . In sintesi, per dimezzare le concentrazioni di NO_2 devo ridurre le emissioni di NO del 90%: questa è la *non linearità*.

Quella sopra è una narrazione estremamente semplificata di quanto accade in realtà, in quanto quella che ho chiamato “capacità ossidante” dell’atmosfera dipende da una quantità di parametri fisici e chimici, e varia nel tempo e nello spazio. Inoltre la formazione degli inquinanti secondari avviene in contemporanea ai processi di trasporto e dispersione in atmosfera dovuti al vento e alla turbolenza, per cui una caratteristica tipica dell’inquinamento da O_3 , NO_2 e PM è che il territorio interessato è molto più esteso rispetto, per esempio, a quello impattato dall’inquinamento da monossido di carbonio emesso dalle marmitte degli autoveicoli.

E comunque, al di là delle semplificazioni e approssimazioni fatte in questa descrizione, questo è il tipo di messaggio che viene restituito dai complessi e sofisticati modelli matematici di simulazione quando vengono utilizzati per avere indicazioni su quanto si devono ridurre le emissioni inquinanti per poter rispettare i valori limite di qualità dell’aria.

Quanto sopra fa capire perché provvedimenti a carattere strettamente locale e limitati nel tempo, quali quelli che comunemente si prendono sul traffico in uno o più quartieri di una città, abbiano un’efficacia limitata³³. Se si vuole combattere efficacemente le alte concentrazioni di PM , O_3 e NO_2 occorre:

³⁰ I processi di combustione che generano ossidi di azoto ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$) emettono generalmente per oltre il 90-95% monossido e per la restante quota biossido di azoto.

³¹ La cosa vale, a rigore, se si ragiona in termini di moli (cioè di numero di molecole), non vale esattamente se si ragiona in termini di massa. È ovvio altresì che alla fine del processo la concentrazione di NO si è ridotta da “100” a “80”.

³² Naturalmente la concentrazione residua di NO in questo caso sarà “30”.

³³ In particolare per quanto riguarda un inquinante complesso come il PM , quello che si rileva tra una zona in cui si riduce il traffico e una zona normalmente trafficata è una riduzione di alcuni microinquinanti componenti del PM caratteristici delle emissioni da traffico, mentre le concentrazioni in massa del PM non variano significativamente (Bolzacchini et al., 2016).

1. individuare i “fattori limitanti”, ossia su quali precursori agire riducendone le emissioni per abbassare con profitto le concentrazioni di O₃ e di PM secondario (oltre naturalmente a continuare a ridurre le emissioni di PM primario); per l’NO₂ è necessario ridurre le emissioni dell’unico precursore, l’NO, ma come abbiamo visto è essenziale capire l’*entità* di queste riduzioni;
2. agire a livello di area vasta, ad esempio l’intero bacino padano; per l’ozono è necessario lavorare *almeno* a livello di intero bacino del Mediterraneo;
3. ridurre le emissioni in maniera *permanente*, il che significa che sono necessari *cambiamenti strutturali*.

Purtroppo, bisogna dirlo, spesso si procede un po’ “alla cieca”, tentando di ridurre le emissioni ma senza sapere su quali, fra gli inquinanti emessi dalle diverse attività (trasporti, usi civili, industria, agricoltura eccetera), sia necessario agire prioritariamente: i risultati, sotto gli occhi di tutti, sono il perdurare di violazioni delle soglie stabilite dalla normativa.

In Italia nel Sistema Nazionale a rete per la Protezione dell’Ambiente (SNPA), e in altri contesti tecnico-scientifici interessati alla problematica, si assiste da anni a una crescita delle attività di messa a punto e/o utilizzo di modelli matematici per l’analisi della dispersione e trasformazione degli inquinanti in atmosfera, che sono strumenti indispensabili per i piani di risanamento della qualità dell’aria e per la valutazione dell’impatto sulla componente atmosfera di progetti sottoposti a procedura di valutazione di impatto ambientale (VIA). A livello nazionale è operativo uno strumento modellistico la cui necessità era stata ampiamente invocata già negli anni ‘90, tra l’altro nella Bozza di Piano nazionale di tutela della qualità dell’aria (ENEA, 1997)³⁴: il sistema MINNI (ENEA, 2013).

Da alcuni anni crescente attenzione si sta prestando alle “particelle ultrafini” o “nanoparticelle”; con questi termini in genere si intende designare le particelle di dimensioni inferiori a 100 nm³⁵.

In termini di massa le particelle ultrafini contribuiscono pochissimo al PM10 e al PM2.5 mentre invece in termini di numero esse sopravanzano di gran lunga le particelle di dimensioni maggiori.

La considerazione delle particelle ultrafini rimette in discussione le modalità di misura del particolato in atmosfera: attualmente la presenza delle particelle in atmosfera si misura routinariamente come concentrazione in massa³⁶, in quanto i valori limite in aria ambiente di PM10 e PM2.5 previsti dalla normativa sono espressi in microgrammi di particolato per metro cubo di aria. Per valutare in maniera appropriata la presenza delle particelle ultrafini è invece necessario *contare* le particelle presenti nell’aria, per cui si parla di numero di particelle per unità di volume, ad es. per centimetro cubo di aria. L’interesse per le particelle ultrafini nasce dal fatto che queste, a causa delle loro ridottissime dimensioni, mostrano proprietà peculiari, radicalmente differenti dalle particelle di maggiori dimensioni, essenzialmente in virtù del *maggior rapporto superficie/volume*. Se da una parte queste straordinarie peculiarità delle particelle ultrafini hanno consentito la nascita di un settore tecnologico tuttora in rapida evoluzione, quello delle cosiddette *nanotecnologie*, dall’altro ciò ha indotto a preoccuparsi anche dei possibili effetti sulla salute delle nanoparticelle in quanto si è visto che alcune possono attraversare diverse barriere protettive degli organismi viventi.

L’influenza dei cambiamenti climatici sulla qualità dell’aria – e viceversa

I cambiamenti climatici implicano modifiche del regime dei venti, della temperatura, delle precipitazioni, della turbolenza e dell’altezza di rimescolamento, e quindi dei processi di dispersione e di trasformazione e formazione degli inquinanti nell’aria.

In Italia, analogamente con quanto avviene a livello globale, gli andamenti sul lungo periodo degli indicatori di temperatura indicano un aumento delle temperature. In particolare, dopo il 2014 anche il 2015 ha segnato nuovi record della temperatura media, sia a scala globale che in Italia. Per quanto riguarda le precipitazioni si evidenzia una riduzione delle quantità annue di pioggia, magari con un concomitante aumento degli eventi di breve durata ma molto intensi. (ISPRA, 2016a)

Uno studio condotto nella zona di Roma (Fiumicino) ha analizzato l’influenza sulle proprietà diffusive dell’atmosfera di un inverno particolarmente mite, quello del 2006-2007, mostrando come a

³⁴ È interessante ricordare come il Piano nazionale di tutela della qualità dell’aria, previsto dall’art. 3, comma 4.b del D.P.R. 203 del 1988 “Attuazione delle Direttive CEE nn. 80/779, 82/884, 84/360 e 85/203 concernenti norme in materia di qualità dell’aria [omissis]”, la cui bozza è stata predisposta da ENEA (1997), non ha mai visto la luce in quanto è stato abrogato con il D.Lgs. 351/99. L’abrogazione del Piano nazionale è stato un errore di dimensioni *colossali*, di cui ancora il Paese paga le conseguenze (per ulteriori dettagli cfr. Cirillo, 2014a).

³⁵ nm = nanometri, 1 nanometro è un milionesimo di metro; alcuni autori distinguono le nanoparticelle nell’ambito delle particelle ultrafini, identificando queste ultime con la frazione dimensionale inferiore a 100 nm e le nanoparticelle con la frazione inferiore a 50 nm.

³⁶ In realtà la determinazione in massa del particolato è una misura molto grossolana per un inquinante così complesso, e peraltro non esente da notevoli complicazioni a paragone degli inquinanti gassosi – cfr. per es. Quincey and Butterfield, 2009.

temperature invernali più alte si accompagnano condizioni in media più avverse alla dispersione degli inquinanti dell'aria (Pasini and Cipolletti, 2007).

Per quanto concerne l'influenza degli inquinanti dell'aria sui cambiamenti climatici in atto, ozono troposferico e particolato (aerosol)³⁷ sono forzanti del clima, in quanto interagendo con la radiazione solare incidente e/o con la radiazione infrarossa emessa dai suoli e dall'oceano influenzano il bilancio radiativo del nostro pianeta.

L'ozono, che è un gas serra, ha un effetto forzante verso il riscaldamento.

Per l'aerosol la faccenda è molto più complicata perché i suoi effetti possono essere sia verso il riscaldamento che verso il raffreddamento; vanno considerate le interazioni dell'aerosol sia con la radiazione che con le nubi, e comunque complessivamente sembra esservi un effetto forzante verso il raffreddamento (IPCC AR5 WG1, 2013).

Emissioni in atmosfera ed energia in Italia

Il principale determinante delle emissioni antropiche sia degli inquinanti dell'aria (ISPRA, 2016b) che dei gas serra (ISPRA, 2016c) è *il consumo di energia*, in particolare quella che proviene da fonti fossili (petrolio, gas naturale, carbone).

Dal 1971 fino al 2005 in Italia si assiste a un progressivo aumento dei consumi energetici: da quasi 125 Mtep (milioni di tonnellate equivalenti di petrolio) di energia primaria nel 1971, a quasi 198 Mtep nel 2005, con un incremento del 58%. Dal 2006 i consumi energetici diminuiscono tutti gli anni – con l'eccezione del 2010 – fino al 2014, che segna un consumo energetico di 166 Mtep, con un decremento del 16% rispetto al picco del 2005. Nel 2015 la tendenza in diminuzione sembra invertirsi, con un consumo pari a 171 Mtep (dato provvisorio). (ENEA, 2009; ENEA, 2012; MISE, 2016).

Nel 1971 era il settore industriale che consumava la quota maggiore di energia: il 37% del totale, seguito dagli usi civili con il 28% e con i trasporti che pesavano solo per il 16%; il restante 19% era ripartito tra agricoltura, usi non energetici e bunkeraggi. Dagli anni '90 i consumi sia negli usi civili che nei trasporti sopravanzano in maniera sempre più consistente i consumi energetici nell'industria. Nel 2014 gli usi civili pesano il 36% (37% nel 2015, dato provvisorio), i trasporti il 32% (stesso valore nel 2015), l'industria il 23% (22% nel 2015).

A fronte di questo andamento dei consumi energetici, è possibile affermare che in Italia a partire dai primi anni '90 si è *consolidato il disaccoppiamento tra consumo di energia ed emissioni inquinanti in atmosfera*: in altri termini, ad un aumento del consumo di energia primaria nel nostro Paese (cosa che accade fino a tutto il 2005), corrisponde una concomitante progressiva diminuzione delle emissioni. Per alcuni inquinanti (piombo, benzene, ossidi di zolfo) la riduzione delle emissioni è molto rilevante superando l'80% nel 2014 rispetto al 1990, per altri (monossido di carbonio, ossidi di azoto, composti organici volatili, PM10) è molto significativa superando il 40%. Inferiore la diminuzione delle emissioni di ammoniaca (superiore al 10%) legate in particolare ad agricoltura e allevamento.

I motivi di questa diminuzione generalizzata delle emissioni inquinanti in atmosfera (pur con un concomitante incremento dei consumi di energia) risiedono in una serie di *cambiamenti strutturali* dei consumi energetici nel nostro paese, oltre che alla progressiva adozione di tecnologie per l'abbattimento delle emissioni inquinanti.

Nel 1971, dell'energia primaria consumata in Italia (125 Mtep) il 75% proveniva dal petrolio, il 9% dal gas naturale, l'8% dal carbone, e un altro 8% era ripartito tra energia idroelettrica e geotermica, e importazione di elettricità dall'estero.

Nel 2005, anno in cui si tocca il picco dei consumi energetici con 198 Mtep di energia primaria, la ripartizione in fonti primarie è profondamente modificata: 43% petrolio, 36% gas naturale, 9% carbone, 5% importazione di elettricità, 7% fonti rinnovabili. La quota percentuale di gas naturale è quadruplicata, quella del petrolio non è lontana dall'essersi dimezzata, compare una quota significativa di rinnovabile.

Nel 2014 – solo 9 anni dopo – il consumo energetico primario è pari a 166 Mtep (-16% rispetto al 2005), e la ripartizione in fonti primarie è ancora modificata: 35% petrolio, 31% gas naturale, 8% carbone, 6% importazione di elettricità e ben 21% fonti rinnovabili, la cui quota triplica rispetto al 2005 (ENEA, 2009; ENEA, 2012; MISE, 2016). Da notare che delle fonti energetiche rinnovabili (tra cui vanno annoverati l'idroelettrico, il geotermico, le biomasse, il solare e l'eolico), l'idroelettrico, il solare e l'eolico sono in linea di principio a zero emissioni in atmosfera (sia di inquinanti dell'aria che di gas serra).

³⁷ Solitamente il termine *aerosol*, che indica la sospensione di particelle solide e liquide finemente disperse nell'atmosfera, si utilizza nell'ambito degli studi sull'atmosfera, mentre il termine *particolato* si usa quando ci si riferisce all'inquinamento dell'aria, in particolare quando si vuole sottolineare il contributo antropico.

Queste dinamiche energetiche da sole spiegano gran parte del rilevante abbattimento delle emissioni antropiche di SO₂, in quanto il gas naturale, come detto, è un combustibile praticamente privo di zolfo. Normative che prescrivono tenori di zolfo progressivamente più bassi nei combustibili e nei carburanti liquidi hanno ulteriormente favorito questa dinamica virtuosa.

Un altro intervento importante sulla qualità dei carburanti è stata l'introduzione nel 2002 della benzina senza piombo, che ha comportato una drastica diminuzione delle emissioni atmosferiche per questo inquinante.

L'adozione delle marmitte catalitiche nel parco veicolare, i miglioramenti dei processi di combustione nelle caldaie domestiche e industriali, i miglioramenti dei processi produttivi insieme all'introduzione di sistemi di abbattimento degli inquinanti atmosferici nel settore industriale e di produzione dell'energia elettrica hanno comportato il decremento delle emissioni di monossido di carbonio, ossidi di azoto, composti organici volatili incluso il benzene, nonché di particolato (primario)³⁸ e microinquinanti suoi costituenti quali metalli pesanti e composti organici persistenti; sul particolato si è già segnalata la vicenda dell'incentivo all'utilizzo di biomasse negli anni recenti che ha comportato come "effetto collaterale negativo" un sensibile aumento delle emissioni di PM primario nella stagione fredda.

L'unico inquinante per il quale i successi non sono così rilevanti è l'ammoniaca, dovuta prevalentemente al settore agricolo e agli allevamenti, la cui emissione non è collegata ai processi di combustione.

In definitiva il maggior uso di una fonte primaria "più pulita" – il gas naturale – unita alla progressiva adozione di combustibili e carburanti di migliore qualità, e di sistemi sempre più efficaci ed efficienti (in termini tecnici ed economici) di combustione e di abbattimento delle emissioni inquinanti, oltre naturalmente alla crescente penetrazione delle fonti energetiche rinnovabili ad emissioni atmosferiche nulle (in particolare solare ed eolico), ha comportato per l'Italia il già menzionato disaccoppiamento tra consumi energetici ed emissioni inquinanti.

Per i gas serra³⁹ il disaccoppiamento dai consumi di energia nel nostro paese c'è, appare meno spettacolare rispetto ad alcuni inquinanti ma sembra mantenersi nel tempo, in particolare anche in situazioni di decrescita dei consumi energetici. Il motivo è che nonostante la maggioranza dell'energia in Italia proviene tuttora da fonti fossili, tuttavia la dipendenza da queste fonti si va progressivamente erodendo a favore delle rinnovabili⁴⁰, senza contare il maggior uso rispetto al passato di gas naturale, che a parità di contenuto energetico emette meno CO₂ rispetto al petrolio e ancor meno rispetto al carbone.

Conclusioni

Negli ultimi 50 anni i consumi energetici, che sono i principali responsabili delle emissioni atmosferiche sia di inquinanti che di gas serra, si sono progressivamente spostati dall'industria verso gli usi civili (che includono il riscaldamento domestico) e i trasporti. La cosa non può non avere delle ricadute in termini di politiche ambientali.

Dal secondo dopoguerra fino a tutti gli anni '70 è l'industria, e in particolare le grandi installazioni chimiche, siderurgiche e per la produzione dell'energia elettrica ad essere responsabile delle maggiori pressioni ambientali. È logico quindi che i grandi impianti e i poli industriali siano stati storicamente il principale "gruppo bersaglio", peraltro molto visibile e nettamente distinto dai soggetti che le pressioni ambientali le subiscono.

Già negli anni '80, e in maniera progressivamente più rilevante nei decenni successivi, sono i *trasporti* e gli *usi civili* che, di fatto, acquisiscono peso crescente in termini di pressioni ambientali soprattutto nelle aree urbane. I "gruppi bersaglio" afferenti a questi settori sono radicalmente differenti dai grandi complessi industriali, trattandosi in ultima analisi dei *cittadini che si trovano ad essere al tempo stesso inquinatori e inquinati*: dunque un gruppo bersaglio estremamente frammentato, eterogeneo e molto più difficile da raggiungere.

Quanto detto sopra induce a pensare che, *senza abbassare la guardia sul settore industriale e su quello agricolo che include gli allevamenti* (quest'ultimo settore è particolarmente critico in particolare per le emissioni di ammoniaca responsabili della formazione di particolato secondario, e

³⁸ Alla riduzione delle emissioni di particolato ha contribuito in maniera rilevante la penetrazione del gas naturale (praticamente privo di zolfo), essendo le emissioni di particolato correlate in qualche misura col tenore di zolfo nei combustibili.

³⁹ Il principale gas a effetto serra di origine antropica è il biossido di carbonio (CO₂) detto pure anidride carbonica, a cui si aggiungono il metano (CH₄), il protossido di azoto (N₂O) e una quantità di altre sostanze che includono gli idrofluorocarburi (HFCs, *hydrofluorocarbons*), i perfluorocarburi (PFCs, *perfluorocarbons*) e l'esfluoruro di zolfo (SF₆).

⁴⁰ Il contributo dei combustibili fossili sui consumi energetici primari in Italia è complessivamente pari al 92% nel 1971, 90% nel 1981, 89% nel 1991, 87% nel 2001, 81% nel 2011, 75% nel 2015.

per le emissioni di metano che è un gas a effetto serra), *i settori su cui intervenire prioritariamente sono trasporti e usi civili, e il contesto su cui operare prioritariamente è quello urbano.*

Resta da chiedersi quale tipo di intervento sia consigliabile nel breve-medio periodo. La risposta è data da molto tempo in maniera chiara e coerente sia a livello internazionale che nazionale; non si citano per brevità i numerosissimi riferimenti che possono essere reperiti con facilità consultando ad esempio i siti dell'ENEA a livello nazionale e dell'International Energy Agency (IEA) a livello internazionale: considerando tecnologie e tecniche immediatamente disponibili la priorità va data a *efficienza e risparmio energetico.*

Detto tutto questo, la risposta alla domanda “Perché è difficile la riduzione degli inquinanti secondari?” si può articolare come segue:

- Il perseguimento degli obiettivi di qualità dell'aria, in particolare con riferimento agli inquinanti secondari, implica riduzioni delle emissioni inquinanti *sostanziali⁴¹, permanenti e su area vasta*: di fatto una rivisitazione radicale dei modelli di sviluppo “tradizionali”.
- Una politica ambientale efficace non può essere un qualcosa che si sovrappone sistematicamente a processi già in atto per vincolarli e imbrigliarli, come spesso si continua a fare, ma deve essere uno *strumento fondante* di questi processi, che fin dal loro nascere li orienta e li governa.
- Un motivo per cui gli obiettivi ambientali proposti o imposti non vengono raggiunti sta nel fatto che, anche se questi vengono condivisi in linea di principio, spesso vengono percepiti come *conflittuali* – o peggio ancora lo sono veramente – con gli interessi particolari (di individui o di imprese). Vanno applicati strumenti che se opportunamente utilizzati consentono, al meglio possibile, di far coincidere o almeno di conciliare gli interessi collettivi e quelli individuali. Inoltre è fondamentale *rendere visibile e percepibile questa coincidenza.*
- Storicamente le misure di politica ambientale perseguite con successo hanno riguardato prevalentemente i “gruppi bersaglio” più accessibili in quanto più “visibili”: tipicamente grandi impianti per la produzione di energia e grandi complessi industriali. Gruppi bersaglio più difficili da raggiungere sono quelli più dispersi e quindi più difficilmente raggiungibili: un caso esemplare è quello dei cosiddetti consumatori (che include ovviamente gli automobilisti); altri gruppi bersaglio dispersi, e quindi accessibili con più difficoltà, sono in Italia tipicamente le piccole e medie imprese. Un'interazione efficace con questi gruppi bersaglio, che si configurano come “gruppi critici” per il successo di qualunque politica ambientale sia di breve che di lungo periodo, passa per un *processo partecipato* il cui esito sia una consapevole, responsabile e condivisa *modifica dei comportamenti.*
- È necessario fare evolvere la conoscenza “affidabile”, in quanto scientificamente e tecnicamente fondata, in conoscenza “socialmente robusta”, cioè compresa e realmente condivisa dalla collettività e dai decisori. Questo renderebbe tra l'altro meno critica la *comunicazione* di informazioni complesse come quelle inerenti ai rischi ambientali, contribuendo così a ridurre il *gap* tra *rischi reali* e *rischi percepiti*. A questo proposito anche il ruolo dei cosiddetti “esperti” e il loro rapporto con i decisori e con la collettività va ripensato. Finora, bisogna dirlo, i processi partecipati – cfr. l'esperienza fatta con le Agende 21 locali – sono, tranne poche lodevoli eccezioni, marginali rispetto alle decisioni importanti in materia di governo dell'ambiente e del territorio: l'impressione è che siano più un atto dovuto per gestire il consenso che un processo che incide realmente.
- Noi umani siamo da sempre abituati a reagire e ad affrontare problemi che (per noi) hanno le caratteristiche congiunte della *prossimità* e della *percezione immediata*. I mutamenti climatici, anche se oramai se ne parla in lungo e in largo, non sembrano avere le menzionate caratteristiche, nonostante le campagne di informazione sicuramente aiutano a formare una maggiore consapevolezza in ampie fasce della popolazione. Lo stesso inquinamento atmosferico che ha la caratteristica della prossimità, spesso non viene percepito come problema reale, e peraltro la percezione immediata ce l'hanno solo alcune fasce più sensibili della popolazione come gli asmatici e i cardiopatici. Come fare allora a rendere condivisi, accettati e addirittura volontariamente perseguiti comportamenti orientati al conseguimento di obiettivi di tutela dell'ambiente? Sicuramente l'informazione partecipata aiuta. In aggiunta è opportuno *legare gli obiettivi generali di tutela dell'ambiente alla soluzione di problemi prossimi e immediatamente percepiti dalla maggioranza.* Un esempio: la riduzione delle emissioni inquinanti e di gas serra dal settore trasporti può essere collegato alla soluzione del problema – prossimo e immediatamente percepito – del traffico e della congestione nelle nostre città.

⁴¹ Cfr. l'esempio che abbiamo fatto a proposito dell'NO₂, per dimezzarne le concentrazioni è necessario ridurre le emissioni di NO del 90%.

-
- Il punto è che le nostre categorie mentali sono ancora quelle di un mondo popolato da 200 o 400 milioni di individui, un mondo “vuoto”, mentre noi siamo in un mondo con 7 miliardi e mezzo di persone, un mondo “pieno” (Cirillo, 2014b). È necessario maturare questa consapevolezza e organizzarsi di conseguenza.
 - Quanto sopra vale *anche* (e forse *soprattutto*) per le strutture di governo e amministrative, che con la tradizionale ripartizione di compiti e funzioni in gran parte di stampo ottocentesco (ad esempio tra i diversi dicasteri o assessorati), sono costituzionalmente inadatte a gestire le complesse dinamiche che attualmente si dispiegano nell'ambiente e sul territorio. È questa una sfida che oramai da qualche decennio ci si trova ad affrontare sia a livello locale che a livello nazionale, europeo e globale, ed è naturale che ci siano resistenze, esitazioni, battute di arresto. E tuttavia la sfida va raccolta e non ci sono alternative alla gestione attiva e consapevole di questo complesso transitorio. In proposito un esempio paradigmatico in Italia è costituito dalla vicenda delle agenzie ambientali, istituite nel 1994 con la legge n. 61, che con la legge n. 132 del 2016 evolvono nel Sistema Nazionale a rete per la Protezione dell'Ambiente, un sistema che necessita di strutture di governo e operative, ma soprattutto di una visione, profondamente diverse da quelle tradizionali.
 - In definitiva, c'è veramente tanto da fare.

BIBLIOGRAFIA

Billo, M., D. Grechi, R. Udisti, 2009. *PASF – 2, Particolato Atmosferico a Sesto F.no, PM10 e PM2.5, Luglio 2005 – Marzo 2007*. Relazione Finale Marzo 2009, Università degli Studi di Firenze, Dipartimento di Chimica.

Bolzacchini, E., L. Ferrero, M.G. Perrone, C. Rizzi, G. Sangiorgi, 2016. *Effetto della Zona a Traffico Limitato di Milano (Area C) sulla composizione chimica del PM*. Presentato a PM2016 - Roma, 17- 20 maggio 2016.

Cirillo, M.C., 2014a. *Breve storia dell'inquinamento atmosferico in Italia*. Gazzetta Ambiente anno XX n.4/2014, pp. 93-102.

Cirillo, M.C., 2014b. *Science and environmental stewardship*. Global Bioethics, 2014, Vol. 25, No. 2, pp. 114 – 124.

CNEIA, 2006. Ministero dell'Ambiente, *Atti della CNEIA (Commissione Nazionale Emergenza Inquinamento Atmosferico)*.

ENEA, 1997. *Bozza di Piano nazionale di tutela della qualità dell'aria*, 27 giugno 1997.

ENEA, 2009. *Rapporto Energia e Ambiente 2008*.

ENEA, 2012. *Rapporto Energia e Ambiente 2009-2010*.

ENEA, 2013. *Progetto MINNI. Sistema modellistico per le politiche di qualità dell'aria a supporto di governo e regioni*. Progetto finanziato dal Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare 2008-2012, Responsabile del Progetto: G. Zanini.

IPCC AR5 WG1, 2013. *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the IPCC.

ISPRA, 2014. *Analisi dei trend dei principali inquinanti atmosferici in Italia 2003-2012*. Autori: Cattani, G., A. Bernetti, A. M. Caricchia, R. De Lauretis, S. De Marco, A. Di Menno di Bucchianico, A. Gaeta, G. Gandolfo, E. Taurino. ISPRA, Rapporti 203/2014.

ISPRA, 2016a. *Gli indicatori del clima in Italia – Anno XI*. Autori: Desiato F., G. Fioravanti, P. Frascchetti, W. Perconti, E. Piervitali, V. Pavan. ISPRA, Stato dell'Ambiente 65/2016.

ISPRA, 2016b. *Italian Emission Inventory 1990 – 2014*. Autori: Taurino, E., A. Bernetti, R. De Lauretis, E. Di Cristofaro, F. Lena, A. Gagna, B. Gonella, M. Pantaleoni, E. Peschi, D. Romano, M. Vitullo. ISPRA, Rapporti 240/2016.

ISPRA, 2016c. *Italian Greenhouse Gas Inventory 1990 – 2014*. Autori: Romano, D., C. Arcarese, A. Bernetti, A. Caputo, M. Contaldi, R. De Lauretis, E. Di Cristofaro, A. Gagna, B. Gonella, E. Taurino, M. Vitullo. Con contributi di: G. Fioravanti, F. Lena, V. Leonardi, R. Liburdi. ISPRA, Rapporti 239/2016.

MISE, 2016. *La situazione energetica nazionale nel 2015*, Ministero dello Sviluppo Economico.

Pasini A. and F. Cipolletti, 2007. *Evidence of changes in diffusive properties over Italy during the period Novembre 2006-April 2007: a case study*. Il Nuovo Cimento, Note Brevi, Vol. 30 C, N.4, doi: 10.1393/ucc/i2007-10247-5.

Quincey, P., and D. Butterfield, 2009. *Ambient air particulate matter PM10 and PM2.5: developments in European measurement methods and legislation*. Biomarkers, 2009; 14(S1): 34–38.

IL PROTOCOLLO “ANTISMOG”: FINALITÀ, STATO DI APPLICAZIONE E RICADUTE POSITIVE PER LE AREE URBANE

Domenico Gaudioso

Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)

Nei paesi occidentali la lotta all'inquinamento atmosferico conta ormai oltre sessant'anni di studi e ricerche, con significativi passi avanti nella comprensione della natura dei fenomeni e delle cause dell'inquinamento, del trasporto atmosferico e delle trasformazioni degli inquinanti, mentre è ancora richiesta particolare attenzione per affrontare tematiche come i meccanismi biologici con cui le sostanze inquinanti provocano effetti sulla salute, le tecnologie per la riduzione delle emissioni dal settore dei trasporti e la messa a punto e l'attuazione di adeguate strategie di risanamento.

Nel nostro Paese è tardata a manifestarsi una chiara consapevolezza della gravità del problema e una decisa volontà di intervento. Ad esempio, solo di recente, grazie alle attività del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente ISPRA/ARPA/APPA, si riesce a disporre di serie storiche significative sia per le emissioni che per le concentrazioni in aria ambiente dei principali inquinanti atmosferici, che sono state utilizzate per approfondite analisi delle tendenze temporali.

Come è evidenziato dalla Figura 1, in Italia le emissioni di biossido di zolfo (SO₂) e di benzene (C₆H₆) sono diminuite di circa il 90% nel periodo 1990 – 2014; quelle di monossido di carbonio (CO) di circa il 70%. La riduzione delle emissioni degli ossidi di azoto (intesi come somma di monossido di azoto NO e di biossido di azoto NO₂) e quella dei composti organici volatili non metanici (COVNM) è stata intorno al 60%; quella del materiale particolato (PM10) primario (ossia proveniente direttamente dalle sorgenti di emissione) è stata superiore al 30%, mentre quella dell'ammoniaca (NH₃) è risultata meno rilevante, attestandosi a circa il 16%.

A fronte del calo delle emissioni, quello delle concentrazioni è molto meno marcato. Un'analisi delle concentrazioni in aria degli inquinanti primari (CO, benzene) condotta dall'ISPRA a partire dai dati delle stazioni di monitoraggio del periodo 2003-2012, evidenzia una sensibile riduzione (Cattani *et al.*, 2014). I risultati dell'analisi statistica dei trend delle concentrazioni sono coerenti con le stime di riduzione delle emissioni, ed è possibile individuare una relazione di tipo lineare tra emissioni e concentrazioni in aria. Per quanto riguarda gli inquinanti in tutto o in parte di natura secondaria, come il particolato e gli ossidi di azoto, le situazioni in cui le concentrazioni diminuiscono, in linea con le emissioni primarie, sono largamente prevalenti, ma non mancano le eccezioni, in particolare per l'NO₂, legate a cause di natura locale, e inoltre più in generale, a causa della complessità dei fenomeni coinvolti, che comprendono anche trasformazioni tra diverse specie chimiche, la relazione tra emissioni di PM10 primario, NO_x e SO₂ e le concentrazioni di PM10, NO₂ e NO_x, SO₂ è intrinsecamente non-lineare, indipendentemente dalle specificità delle situazioni locali (Harrison *et al.*, 2008).

A fronte dello sforzo conoscitivo finalmente in atto, molto più deboli appaiono ancora le risposte sul piano dei provvedimenti, dove si paga la tradizionale mancanza di integrazione della politica ambientale nelle politiche di settore, e tra i diversi livelli amministrativi: Stato, Regioni, Province, Comuni, eccetera. In tutto questo, la crisi economica, infine, ha ostacolato l'attuazione dei provvedimenti già deliberati, e il loro aggiornamento.

In questa situazione, spesso le misure adottate ai diversi livelli amministrativi sono state spesso decise sulla base dell'emergenza, nonostante la risoluzione dei problemi legati alla qualità dell'aria richieda una programmazione pluriennale e cambiamenti strutturali. Molto spesso, inoltre, le decisioni adottate non hanno tenuto conto di tutti gli effetti ambientali risultanti, rischiando così di provocare effetti indesiderati anziché sfruttare le possibili sinergie relative ai diversi obiettivi ambientali.

Il perseguimento di obiettivi integrati di lotta ai cambiamenti climatici e all'inquinamento atmosferico richiede infatti un approccio realmente integrato, senza il quale si rischia di ridurre le emissioni di alcune sostanze a scapito di altre che invece andranno a crescere. È il caso delle problematiche legate alla combustione di biomassa (legna) in ambito residenziale e dei servizi. Negli ultimi anni i consumi di legna per riscaldamento sono notevolmente aumentati, anche in considerazione delle politiche di riduzione dei gas serra in quanto la combustione delle biomasse legnose non comporta emissioni aggiuntive di CO₂ in atmosfera poiché la legna è un combustibile biogenico, ossia generato per

fotosintesi a partire dal carbonio già presente in atmosfera. D'altra parte, però, in ragione della crescita dei consumi, la combustione di legna si è rivelata negli ultimi anni una delle fonti principali di materiale particolato (Lanzani, 2014), con un incremento stimato, per le emissioni di PM10 per l'intero settore residenziale a prescindere dai combustibili, del 180% tra il 2004 e il 2013. In questo caso, occorre pianificare azioni in maniera integrata in modo da mettere a punto delle strategie di intervento *win - win* che consentano vantaggi sia nell'ottica dei cambiamenti climatici che dell'inquinamento atmosferico. Una delle soluzioni è sicuramente di tipo tecnologico, in quanto è dimostrato che le emissioni dei moderni sistemi di combustione (per esempio le stufe automatiche a pellets) sono molto inferiori rispetto a quelle dei caminetti tradizionali.

Analogamente, il forte input verso l'acquisto di autoveicoli a gasolio rispetto a quelli a benzina che ha caratterizzato gli ultimi 15 anni, motivato dalla maggiore efficienza dei motori diesel, che ha determinato una riduzione delle emissioni di anidride carbonica, ha di fatto rallentato i progressi verso una riduzione delle emissioni di NOx, che è opportuno invece tenere sotto controllo in quanto gli NOx, insieme all'SO₂ e all'NH₃ (ammoniaca), sono importanti precursori del PM10 secondario che si forma in atmosfera a partire da essi (oltre che dell'O₃ troposferico).

Il quadro normativo in materia di inquinamento atmosferico è comunque in via di razionalizzazione anche in Italia, attraverso il recepimento delle direttive comunitarie in materia di tutela dell'aria ambiente. Con la Direttiva 1996/62/EC è iniziato in Europa un percorso comune nella complessa attività di valutazione e gestione della qualità dell'aria. Attraverso l'emanazione di successive direttive, è stato definito il quadro degli adempimenti richiesti agli stati membri. Attualmente in Italia è in vigore il D.Lgs. 155/2010 che recepisce in unico testo le direttive 2008/50/CE e 2004/107/CE. Sono stati fissati valori limite e obiettivi di riduzione e la previsione di piani di azione e di risanamento da attuare nelle zone dove tali limiti non sono rispettati.

Per quanto riguarda il coordinamento tra i diversi livelli amministrativi nel risanamento della qualità dell'aria, un passaggio fondamentale è stato rappresentato dall'Accordo di programma per l'adozione coordinata e congiunta di misure di risanamento della qualità dell'aria nel bacino padano, sottoscritto il 19 dicembre 2013 dai Ministeri dell'Ambiente e della tutela del territorio e del mare, dello Sviluppo economico, delle Infrastrutture e dei trasporti, delle Politiche agricole, alimentari e forestali, della Salute e Regione Emilia-Romagna, Regione Lombardia, Regione Veneto, Regione Piemonte, Regione autonoma Friuli Venezia Giulia, Regione autonoma Valle d'Aosta, Provincia autonoma di Trento e Provincia autonoma di Bolzano, per fare fronte alle criticità della lotta contro l'inquinamento atmosferico nell'area del bacino padano. Con la firma dell'Accordo le parti riconoscono la specificità meteorologica e orografica del bacino padano e si impegnano ad adottare attività aggiuntive di contrasto all'inquinamento atmosferico, anche al fine di presentare una posizione unitaria e di comune impegno nei confronti della Commissione europea.

Nella stessa direzione va il "Protocollo d'intesa" firmato il 30 dicembre scorso da Ministero dell'ambiente, Regioni e ANCI per far fronte all'innalzamento dei livelli di polveri sottili nelle città italiane.

Il Protocollo contiene gli orientamenti a lungo termine che Governo, Regioni e Comuni hanno individuato congiuntamente per migliorare la qualità dell'aria, e contribuire nello stesso tempo al conseguimento degli obiettivi di prevenzione dei cambiamenti climatici fissati dalla 21^a Conferenza delle Parti della Convenzione-quadro sui cambiamenti climatici svoltasi a Parigi dal 30 novembre all'11 dicembre 2015. Le misure previste vanno dall'aumento del verde pubblico alla creazione di una rete di ricarica rapida per auto elettriche, passando per nuovi limiti di velocità, rottamazione dei veicoli più inquinanti, misure di sostegno al trasporto pubblico (soprattutto quello ecologico) e riduzione degli inquinanti dei sistemi di riscaldamento.

Per supportare l'attuazione delle prime misure di sostegno il Ministero stanzierà un fondo da 12 milioni di euro subito disponibile e dedicato alle iniziative dei Comuni sul trasporto pubblico locale e la mobilità condivisa. Ammontano inoltre a 405 milioni di euro le risorse programmate e disponibili per la strategia di medio periodo contro lo smog nelle grandi città; in particolare, 35 milioni saranno stanziati (sulla base di quanto previsto dal collegato ambientale) per la mobilità sostenibile casa-scuola, casa-lavoro, *car* e *bike sharing*, pedonale, 50 milioni per la realizzazione di reti di ricarica elettrica (attraverso il Fondo Kyoto), 250 milioni per l'efficienza energetica in scuole, strutture sportive e condomini (attraverso il Fondo Kyoto), 70 milioni per riqualificazione degli edifici della pubblica amministrazione centrale. Il protocollo promette anche l'impegno del Ministero dell'ambiente a identificare, in concerto con gli altri Ministeri, un fondo per il rinnovo del parco

veicoli più inquinante con mezzi che utilizzino tecnologie e combustibili a basso impatto ambientale, presentando il protocollo delle misure antismog decise con le Regioni e i Comuni.

Il testo definisce inoltre alcune misure emergenziali da applicare in caso di sfioramento per più di 7 giorni consecutivi dei limiti di PM10, quali:

- l'abbassamento dei limiti di velocità di 20 km/h in aree urbane estese al territorio comunale e alle eventuali arterie autostradali;
- l'attivazione di sistemi di incentivazione per l'utilizzo dei trasporti pubblici e della mobilità condivisa;
- la riduzione delle temperature massime di 2 °C nel riscaldamento degli edifici pubblici e privati;
- la limitazione dell'utilizzo della biomassa per uso civile laddove siano presenti sistemi alternativi di riscaldamento.

Nonostante l'esiguità dei fondi disponibili per questa complessa operazione di risanamento ambientale dei centri urbani, il decreto conferma l'orientamento a superare un approccio basato sull'adozione di misure isolate e spesso contraddittorie, per inquadrare invece gli interventi strutturali e quelli di gestione delle emergenze secondo un quadro coerente di priorità condivise da tutti i livelli dell'amministrazione. Ne è un'ulteriore conferma il ruolo riservato al Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, chiamato a:

- 1) fornire supporto tecnico scientifico al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare nella definizione di una linea guida per la redazione dei piani di qualità dell'aria;
- 2) assicurare la produzione di un Bollettino periodico di dati *up-to-date* sulla qualità dell'aria sulla base di bollettini regionali prodotti dal sistema agenziale e dei dati ed informazioni di sintesi complessiva a disposizione delle Autorità Ambientali quanto delle popolazioni.

Queste due attività garantiranno al Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente un ruolo importantissimo al fine di garantire la disponibilità dei dati di qualità dell'aria in tempo reale a tutte le amministrazioni e ai cittadini, e di definire criteri di programmazione delle azioni di risanamento coordinati sul territorio e coerenti con gli obiettivi di risanamento, a livello nazionale e internazionale.

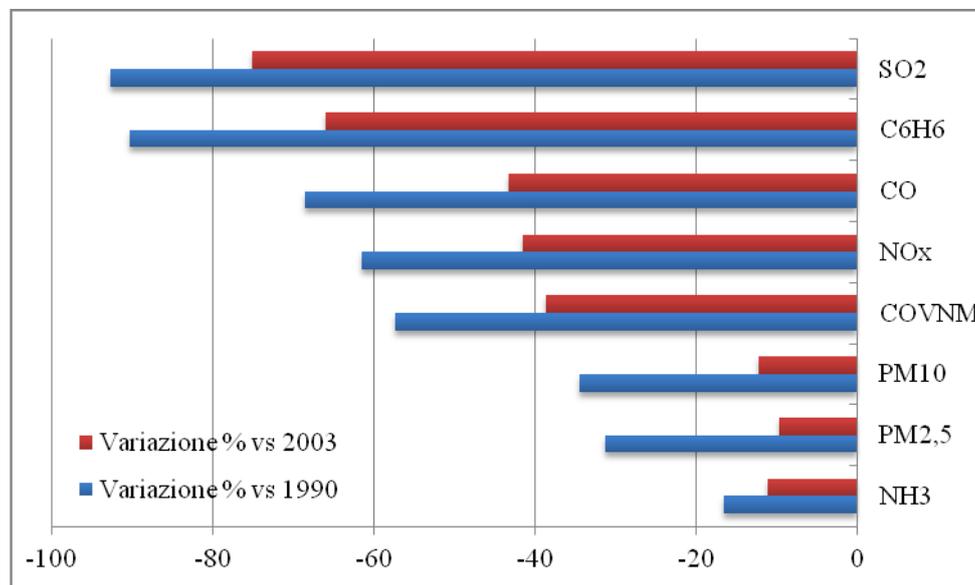


Figura 1 - Variazione percentuale (2012 vs 1990; 2012 vs 2003) delle emissioni di alcuni inquinanti in Italia

BIBLIOGRAFIA

Cattani G., Bernetti A., Caricchia A.M., De Lauretis R., De Marco S., Di Menno di Bucchianico A., Gaeta A., Gandolfo G., Taurino E., 2014. Analisi dei trend dei principali inquinanti atmosferici in Italia 2003-2012, ISPRA, Rapporti 203/2014 ISBN 978-88-448-0666-8.

Harrison R.M., Stedman J., Derwent D., 2008. Atmospheric Science Perspectives Special Series - New Directions: Why are PM10 concentrations in Europe not falling?, Atmospheric Environment 42 (2008) 603–606.

Lanzani G., 2014. La combustione domestica delle biomasse legnose e qualità dell'aria, presentazione al Convegno: "Aria, quale qualità? Sistema conoscitivo, problemi, sfide" del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, Bologna, 21-24 marzo 2014, disponibile all'indirizzo web <http://docplayer.it/8941705-La-combustione-domestica-delle-biomasse-legnose-e-qualita-dell-aria.html>

I TREND TEMPORALI DEGLI INQUINANTI ATMOSFERICI A ROMA E GLI EFFETTI SULLA SALUTE

Matteo Renzi, Massimo Stafoggia, Annunziata Faustini, Giulia Cesaroni, Carla Ancona e Francesco Forastiere

Dipartimento di Epidemiologia Regione Lazio, ASL Roma 1

Introduzione

L'inquinamento atmosferico rappresenta un fattore di rischio per la salute umana (WHO 2016). Sono numerosi gli studi epidemiologici che hanno messo in evidenza un'associazione positiva tra l'esposizione ai diversi inquinanti dispersi nell'atmosfera ed effetti avversi sulla salute come la mortalità o il ricorso alle cure ospedaliere (Faustini et al. 2013; Kloog et al. 2013; Zanobetti et al. 2003). L'esposizione all'inquinamento può esercitare i suoi effetti sulla salute sia per esposizioni acute, di breve durata, che per esposizioni croniche, di lunga durata. Ad esposizioni di breve durata è risultata associata l'insorgenza di patologie acute quali l'infarto del miocardio o l'ictus a distanza di pochi giorni (Belleudi et al. 2010; Samoli et al. 2016; Stafoggia et al. 2013) o addirittura il decesso nel caso di persone particolarmente suscettibili (Alessandrini et al. 2016). L'esposizione più prolungata può invece causare l'instaurarsi di processi biologici che possono evolvere nella insorgenza di patologie cardiorespiratorie e tumorali (Beelen et al. 2014; Cesaroni et al. 2014; Stafoggia et al. 2014).

Le realtà urbane presentano delle criticità in termini di concentrazioni di inquinanti atmosferici e quindi di popolazione esposta a livelli potenzialmente dannosi per la salute. I processi di progressiva urbanizzazione, l'aumento dei veicoli circolanti, della produzione industriale e dell'uso di biomasse per il riscaldamento causano infatti un incremento delle concentrazioni degli inquinanti in atmosfera. Negli ultimi dieci anni si è tuttavia osservato un decremento dell'inquinamento atmosferico nelle principali realtà urbane dei paesi industrializzati (Breitner et al. 2009; Cusack et al. 2012). Questo calo è in parte frutto dell'applicazione di normative che, tenendo conto dei risultati degli studi epidemiologici, condotti sia a livello internazionale che nazionale, mirano alla riduzione delle concentrazioni degli inquinanti, ed in parte è ascrivibile ai miglioramenti tecnologici che hanno determinato un ricambio del parco veicolare e una riduzione delle emissioni di inquinanti. Anche la crisi economica e produttiva degli ultimi anni ha avuto e continua ad avere un forte impatto sulla riduzione del traffico veicolare e delle attività produttive con una conseguente riduzione delle emissioni. Infine, anche a livello regionale e locale, alcune misure hanno contribuito a mitigare le emissioni di inquinanti con conseguente diminuzione delle loro concentrazioni in atmosfera.

Il Dipartimento di Epidemiologia del SSR del Lazio ha recentemente coordinato il Progetto VIIAS, Valutazione Integrata dell'Impatto dell'Inquinamento atmosferico sull'Ambiente, progetto realizzato nel quadro delle iniziative del Centro Controllo Malattie (CCM) del Ministero della Salute. E' stata effettuata la valutazione integrata dell'impatto dell'inquinamento atmosferico in Italia valutando l'intera catena di eventi (dalle politiche, alle fonti di esposizione, alle modalità di esposizione, all'impatto) che influiscono sulla salute della popolazione. Questa metodologia implica un esercizio di simulazione per la stima dell'esposizione, attraverso l'uso dei modelli di dispersione degli inquinanti, la revisione sistematica della letteratura per scegliere adeguate funzioni esposizione-risposta, una conoscenza di base dei tassi di malattia di background e la valutazione critica del livello di incertezza della valutazione stessa. Il metodo implica la capacità di definire chiaramente gli scenari e le singole misure, di censire le fonti di emissione di inquinanti, e di caratterizzare la popolazione potenzialmente coinvolta (www.viias.it).

Il caso studio

Questo caso studio ha considerato i trend temporali dell'inquinamento ed i relativi effetti sulla salute dei residenti a Roma nel periodo 2006-2015. Roma è la più grande realtà urbana in Italia con una popolazione che dai 2.545.860 residenti censiti nel 2001 è arrivata ai 2.864.731 a fine 2015.

A Roma l'aumento delle concentrazioni di inquinanti, in particolare il materiale particolato (PM) è legato principalmente alle emissioni dei veicoli (autovetture, motoveicoli, mezzi pesanti) circolanti e, durante i mesi invernali, agli impianti di riscaldamento, mentre più contenuto è il contributo delle emissioni industriali. Il PM è una miscela di particelle solide che contengono materiale carbonaceo, residuo delle combustioni, altre sostanze organiche (come gli idrocarburi policiclici), metalli, ioni inorganici e sostanze gassose intrappolate nelle particelle come NO₂, SO₂ e CO. Il particolato viene classificato in base al diametro in PM10 e PM2.5, con diametro pari a 10 e 2,5 micron, e queste rappresentano la frazione inalabile (PM10) e fine (PM2.5). Più il diametro del PM è piccolo, più grande è la capacità di penetrare nel tratto respiratorio con conseguente instaurarsi di processi infiammatori in grado di innescare meccanismi patologici a carico del sistema respiratorio e cardiovascolare (Brook 2008; Brook et al. 2010).

Numerosi studi epidemiologici hanno interessato la città di Roma per quanto riguarda gli effetti acuti e gli effetti cronici dell'inquinamento. In particolare, per gli effetti a breve termine Roma è stata inclusa in due studi nazionali: EpiAir (Chiusolo et al. 2011; Faustini et al. 2011) e EpiAir2 (Alessandrini et al. 2013; Baccini et al. 2013; Alessandrini et al. 2016), i risultati di questi studi hanno evidenziato come l'esposizione a PM10 e NO₂ causi un eccesso di rischio di mortalità (per cause naturali) dell'1.5% e 2%, rispettivamente, per incrementi di questi inquinanti pari a 10 µg/m³. Gli effetti cronici nella città di Roma sono stati analizzati nell'ambito dello Studio Longitudinale Romano (RoLS) (Cesaroni et al. 2010), una grande coorte di popolazione costruita grazie al *record linkage* tra i dati dell'anagrafe comunale e quelli del censimento del 2001. In particolare, ad ogni cittadino residente è stato possibile attribuire le caratteristiche socio-demografiche, l'esposizione agli inquinanti all'indirizzo di residenza e le informazioni sanitarie, derivate dai Sistemi Informativi della Regione Lazio, nel tempo trascorso dall'inizio dello studio (2001) fino al 2010. Anche le esposizioni croniche a PM2.5 ed NO₂ sono risultate associate ad un aumento di mortalità per cause naturali del 4% e 3%, rispettivamente, per incrementi di 10 µg/m³ (Cesaroni et al. 2013).

Nello studio attuale, abbiamo voluto valutare l'andamento delle concentrazioni degli inquinanti a Roma nel periodo in studio e come, a variazioni dell'esposizione cronica ad inquinamento atmosferico, corrisponda un diverso impatto sulla quota di mortalità per cause naturali attribuibile all'inquinamento. Lo studio si distingue in due fasi:

- 1) Valutare i trend annuali delle concentrazioni medie dei livelli di inquinamento atmosferico a Roma da PM10 ed NO₂ nel periodo 1998-2015 e da PM2.5 nel periodo 2006-2015;
- 2) Stimare l'impatto sanitario dei trend osservati sul numero di decessi per cause naturali ascrivibili all'esposizione a PM2.5 a Roma, nel periodo 2006-2015;

Metodi

Dati Ambientali

I dati ambientali sono stati ottenuti dall'Agenzia regionale di protezione ambientale (ARPA) del Lazio e sono disponibili sul sito dell'ARPA (<http://www.arpalazio.gov.it/ambiente/aria>). La concentrazione dei vari inquinanti è stata calcolata come valore medio annuo ottenuto dalle medie giornaliere raccolte da diverse centraline urbane ubicate sul territorio di Roma. Le concentrazioni giornaliere sono state calcolate sulla base dei dati di un set di centraline di monitoraggio per le quali si disponeva di dati completi per l'intero periodo in studio (il dato risultava valido solo in presenza di almeno il 75% di dati completi) e rappresentative della esposizione della popolazione. Sulla base di tali criteri sono state selezionate le centraline di Villa Ada, Magna Grecia e Arenula per il PM10 ed NO₂ e Villa Ada e Arenula per PM2.5.

Dati Sanitari

I dati relativi alla mortalità per cause naturali sono stati raccolti dal Registro Nominativo delle Cause di Morte (ReNCaM) della Regione Lazio. Sono stati selezionati i decessi avvenuti nel periodo 2001-2014 per cause naturali, selezionati sulla base dei codici della Classificazione Internazionale delle Malattie (International Classification of Diseases 9 revisione – ICD9) come 0-799.

Analisi Statistica

Per valutare l'impatto dell'inquinamento atmosferico sulla salute dei residenti Roma sono stati calcolati i decessi attribuibili all'esposizione (PM2.5) nel periodo 2006-2016. Abbiamo considerato i decessi attribuibili al superamento del valore consigliato dalle linee guida dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) (World Health Organization 2006), pari a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I casi attribuibili sono dunque tutti i decessi che non si sarebbero osservati in assenza di superamento del valore indicato. Il calcolo si effettua moltiplicando per ogni anno il numero totale di decessi per la stima di frazione attribuibile a concentrazioni dell'inquinante in eccesso ai $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per il PM2.5, in base alla formula:

$$CA_i = CT_i * FA_i$$

dove:

CA_i rappresenta i decessi attribuibili nell'anno i ;

CT_i i decessi totali nell'anno i ;

FA_i è la frazione attribuibile, calcolata come:

$$FA_i = (RR_i - 1) = [\exp\{\beta * (PM2.5_i - 10)\} - 1]$$

$$RR_i = \exp\{\beta * (PM2.5_i - 10)\}$$

Nella formula, β rappresenta la stima di rischio relativo (RR) (su scala logaritmica) per unità di inquinante ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Quest'ultima è stata ottenuta utilizzando le stime di rischio prodotte nell'ambito del progetto "Valutazione Integrata di Impatto Ambientale e Sanitario dell'inquinamento atmosferico" (VIAS). In questo progetto è stata effettuata una revisione della letteratura da cui, per ogni causa di mortalità attribuibile all'inquinamento, e per ogni sostanza inquinante, è stata selezionata dalla letteratura disponibile la funzione concentrazione-risposta più accreditata. Tale funzione, espressa come Rischio Relativo, correla alla concentrazione dell'inquinante, la risposta in termini di incremento percentuale di mortalità. Ad esempio, il Rischio Relativo attribuibile all'esposizione da PM2.5, pari a 1,07 (95%CI: 1,04-1,09), significa che, a ogni incremento dell'inquinante di 10 microgrammi su metro cubo corrisponde un aumento della mortalità pari al 7%. Tale valore è stato raccomandato dalla Organizzazione Mondiale della Sanità come sintesi quantitativa delle evidenze epidemiologiche disponibili.

Risultati

Durante il periodo in studio (1998-2015), abbiamo osservato un decremento delle concentrazioni medie annue per tutti gli inquinanti considerati (Figura 1). Si è osservata una diminuzione percentuale del 33% per il PM10 e del 25% per l'NO₂ (1998-2015). Il PM2.5 è diminuito del 26% dal 2006 al 2015. Per apprezzare il decremento costante durante gli anni ed evidenziare il trend nel periodo, abbiamo sovrapposto una curva polinomiale di quarto grado ai trend. Nella stessa figura abbiamo inserito delle linee tratteggiate per indicare i valori limite dell'UE (linea nera) e delle linee guida OMS (linea rossa). Si può notare come le concentrazioni medie annue di NO₂, nonostante il decremento, siano sempre al di sopra dei limiti previsti dalla normativa europea (e delle Linee Guida OMS) mentre il PM10 e il PM2.5 mostrano delle concentrazioni medie inizialmente superiori ai limiti della EU, per poi scendere pur rimanendo al di sopra dei $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ consigliati dall'OMS. (Figura 1).

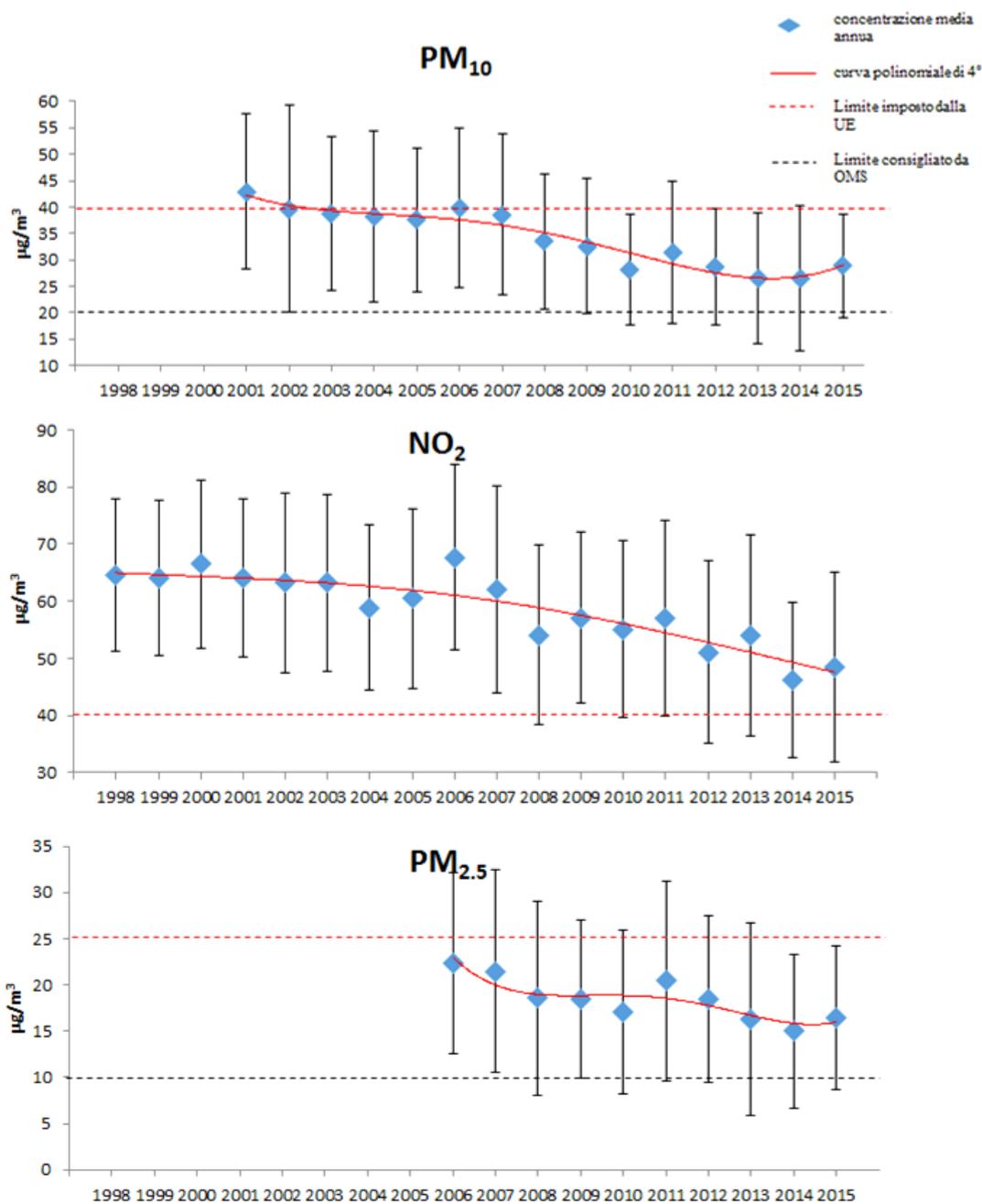


Figura 1 - Concentrazione media annua di PM₁₀, NO₂ e PM_{2.5} a Roma. La linea tratteggiata rossa identifica i limiti imposti dalla normativa EU mentre la linea nera i valori consigliati dall'OMS

Confrontando i trend osservati con le Direttive emanate nello stesso periodo (Tabella 1) possiamo assumere che gli interventi legislativi (soprattutto quelli relativi all'introduzione dei limiti EURO5 e EURO6) possano aver avuto un impatto sulla riduzione osservata. Tuttavia, non siamo in grado di stabilire quali interventi possano aver avuto un peso maggiore e in quale specifico periodo.

Tabella 1 - Normative europee e nazionali emanate durante il periodo in studio 1998-2014

Normativa	Tipo	Descrizione	Data
Direttiva 98/70/CE	Qualità del carburante	Benzina: No Piombo, Zolfo limite massimo 150 mg/kg, Idrocarburi aromatici 42 % v/v, idrocarburi olefinici 18% v/v e benzene 1% v/v entro l'anno 2000 ;Zolfo limite massimo 50 mg/kg e IA 35 % v/v entro l'anno 2005 ; Diesel: Zolfo limite massimo 350 mg/kg e IPA 11 % m/m entro l'anno 2000;Zolfo limite max 50 mg/kg entro 2005	28/12/1998
Direttiva 2000/71/CE	Qualità del carburante	Diesel: eliminata indicazione limite max IPA 11 % m/m per il 2005	04/12/2000
Direttiva 2003/17/CE	Qualità del carburante	Cambiate definizioni di benzina e diesel, nessuna indicazione sui limiti	22/03/2003
Direttiva 2009/30/CE	Qualità del carburante	Benzina: Zolfo limite max 10 mg/kg, IA 35% v/v, benzene 1% v/v ; Diesel: Zolfo limite max 10 mg/kg, IPA 8% m/m	25/06/2009
Direttiva 2006/40/CE	Sistemi di condizionamento dell'aria	Riduzione emissioni gas fluorurati con potenziale di riscaldamento globale inferiore a 150	2006
Direttiva 97/68/CE	Emissioni macchine mobili non stradali (macchine da lavoro)	Potenza netta 37-75 kW: CO 6.5 ;HC 1.3; NOx 9.2 e Particolato 0.85 g/kWh; Potenza netta 75-130 kW: CO 5 ;HC 1.3; NOx 9.2 e Particolato 0.7 g/kWh; Potenza netta 130-560 kW: CO 5 ;HC 1.3; NOx 9.2 e Particolato 0.54 g/kWh	19/03/1998
Direttiva 2001/63/CE	Emiss. Mac mob non strad.		12/09/2001
Direttiva 2002/88/CE	Emiss. Mac mob non strad.	Zolfo limite max 100 mg/kg HC aromatici 40%, olefini 10 e benzene 1% v/v	11/02/2003
Direttiva 2004/26/CE	Emissioni macchine mobili non stradali (macchine da lavoro)	Potenza netta 37-75 kW: CO 5 ;HC + NOx 4.7 e Particolato 0.4 g/kWh; Potenza netta 75-130 kW: CO 5 ;HC + NOx 4.0 e Particolato 0.3 g/kWh; Potenza netta 130-560 kW: CO 3.5 ;HC + NOx 4.0 e Particolato 0.2 g/kWh	20/05/2004
Direttiva 2006/105/CE	Emiss. Mac mob non strad.		01/01/2007
Direttiva 2010/26/UE	Emiss. Mac mob non strad.		01/04/2010
Direttiva 2011/88/UE	Emissioni macchine mobili non stradali (macchine da lavoro)	Limitazione numero di veicoli per categoria:150 Pot 37-75; 100 Pot 75-130; 50 Pot. 130-560	16/11/2011
REGOLAMENTO (CE) N. 715/2007	Omologazione e limiti veicoli a motore EURO 5 e EURO 6	Limiti emissioni Euro 5: CO 1000mg/kg; Totale HC 100 mg/kg; Totale HC non metanici 68 mg/kg; NOx 60 mh/kg; PM 5.0 mg/kg	02/07/2007
Regolamento (CE) n. 692/2008	Limiti EURO 5	Benzina: Zolfo limite massimo 10 mg/kg, Idrocarburi aromatici 35 % v/v, idrocarburi olefinici 13% v/v, benzene 1% v/v, fosforo 1.3 mg/l e etanolo 5.3% v/v; Etanolo/diesel: Zolfo 10 mg/kg, etanolo 85% V/V, alcoli superiori 2% V/V e metanolo 0.5, fosforo 0.3 mg/l,	31/07/2008
Regolamento (CE) n. 566/2011	Limiti EURO 5	Benzina: fosforo 0.3 mg/l	19/06/2011
Regolamento (CE) n. 459/2012	Limiti EURO 6	Limiti emissioni Euro 5: CO 1000mg/kg; Totale HC 100 mg/kg; Totale HC non metanici 68 mg/kg; NOx 60 mh/kg; PM 4.5 mg/kg	04/06/2012
Regolamento (UE) n. 510/2011	Riduzioni CO2 da veicoli commerciali		03/06/2011
Regolamento (UE) n. 253/2014	Riduzioni CO2 da veicoli commerciali		23/03/2014
Direttiva 97/24 cap 5 fase I	Circolazione ciclomotori	Commercializzazione EURO1	17/06/1999
Direttiva 97/24 cap 5 fase II	Circolazione ciclomotori	Commercializzazione EURO2	17/06/2002
Direttiva 2002/51/CE	Circolazione ciclomotori	Commercializzazione EURO3	01/04/2003
Direttiva 2003/77/CE	Circolazione ciclomotori	Commercializzazione EURO4	01/01/2006

I dati relativi all'impatto sanitario del PM2.5 sulla mortalità naturale (Figura 2) mostrano una diminuzione importante del ruolo dell'inquinamento nel periodo considerato. Abbiamo stimato diminuzioni percentuali del 39% (da 1746 decessi attribuibili nell'anno 2006 a 1071 decessi attribuibili nel 2015). Tuttavia, nonostante un decremento costante nel numero dei decessi attribuibili tra il 2006 ed il 2010, nel biennio 2011-2012 si nota un lieve aumento rispetto agli anni immediatamente precedenti, sia dei decessi attribuibili che delle concentrazioni medie annue e, nel biennio 2013-2014 la mortalità attribuibile decresce fino ad un numero pari a 768 decessi. Tuttavia, nel 2015 si assiste nuovamente ad un aumento dei decessi attribuibili (1071) determinato da un rialzo

della concentrazione media annua di PM_{2.5}. Questo fenomeno è ascrivibile ad un episodio di picco di concentrazione registrato nel mese di Dicembre 2015 quando, a causa di una combinazione di aumento del traffico veicolare, tipico del periodo invernale, e fattori climatici (assenza di piogge con relativo aumento della stagnazione nello strato di rimescolamento dell'aria) si è registrata una media di 37 µg/m³. Nel complesso, nei dieci anni dal 2006 al 2015 sono più di 12.000 i decessi prematuri attribuibili all'inquinamento da polveri fini a Roma.

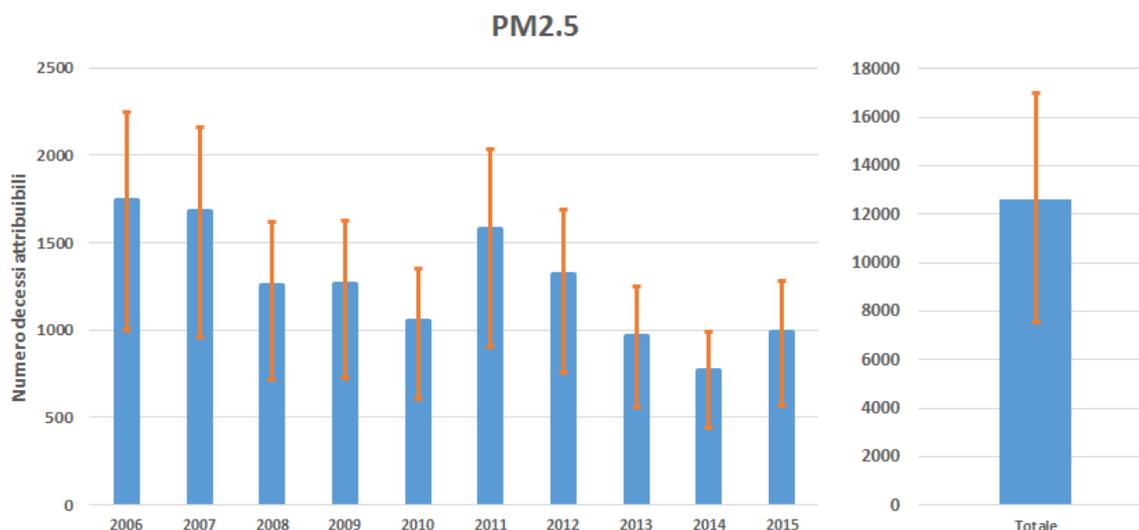


Figura 2 - Numero annuale di decessi attribuibili al PM_{2.5} a Roma nel periodo 2006-2015. Le barre indicano i limiti di confidenza della stima al 95%.

Conclusioni

Le concentrazioni medie annue di PM₁₀, PM_{2.5} ed NO₂ sono notevolmente diminuite dal 1998 al 2015 a Roma; questa diminuzione può essere dovuta all'entrata in vigore di alcune direttive europee che hanno imposto dei limiti di concentrazione di alcuni componenti del carburante, come la Direttiva 98/70/CE e la Direttiva 2000/71/CE, oppure altre quali l'approvazione dei limiti EURO 5 e 6 per le autovetture (Regolamento (CE) n. 692/2008 e Regolamento (CE) n. 459/2012). Alla diminuzione delle concentrazioni è associato un decremento del numero di decessi attribuibili all'esposizione a PM_{2.5}. Tuttavia, l'episodio del dicembre 2015 dimostra chiaramente come, anche in presenza di un notevole miglioramento del quadro ambientale nella città, l'inquinamento atmosferico da traffico veicolare rappresenti ancora oggi a Roma un importante fattore di rischio per la salute della popolazione e che sia importante mettere in campo tutte le misure necessarie al suo contenimento. La valutazione integrata dell'impatto, applicata in fase di programmazione, costituisce un potente ed efficiente strumento per la valutazione dell'impatto delle politiche di risanamento o di riduzione dei livelli di inquinamento atmosferico che le amministrazioni devono mettere in atto a tutela della salute dei residenti.

BIBLIOGRAFIA

- Alessandrini ER, Faustini A, Chiusolo M, Stafoggia M, Gandini M, Antonelli A, et al. 2013. Inquinamento atmosferico e mortalità in venticinque città italiane: risultati del progetto EpiAir2. *Epidemiol. Prev.* 37: 220–229.
- Alessandrini ER, Stafoggia M, Faustini A, Berti G, Canova C, De Togni A, Di Biagio K, Gherardi B, Giannini S, Lauriola P, Pandolfi P, Randi G, Ranzi A, Simonato L, Zauli Sajani S, Cadum E, Forastiere F; on behalf of the EpiAir2 Study Group. Association Between; 2016;
- Short-Term Exposure to PM_{2.5} and PM₁₀ and Mortality in Susceptible Subgroups: A Multisite Case-Crossover Analysis of Individual Effect Modifiers. *American Journal of Epidemiology*,
- Baccini M, Biggeri A, EpiAir G, Nel I, Carlo M. 2013. Impatto a breve termine dell' inquinamento dell'aria nelle città coperte dalla sorveglianza epidemiologica EpiAir2. 37: 252–262.
- Beelen R, Raaschou-Nielsen O, Stafoggia M, Andersen ZJ, Weinmayr G, Hoffmann B, et al. 2014. Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. *Lancet* 383:785–95; doi:10.1016/S0140-6736(13)62158-3.
- Belleudi V, Faustini A, Stafoggia M, Cattani G, Marconi A, Perucci C a, et al. 2010. Impact of fine and ultrafine particles on emergency hospital admissions for cardiac and respiratory diseases. *Epidemiology* 21:414–423; doi:10.1097/EDE.0b013e3181d5c021.
- Breitner S, Stölzel M, Cyrus J, Pitz M, Wölke G, Kreyling W, et al. 2009. Short-term mortality rates during a decade of improved air quality in Erfurt, Germany. *Environ. Health Perspect.* 117:448–454; doi:10.1289/ehp.11711.
- Brook RD. 2008. Cardiovascular effects of air pollution. *Clin. Sci. (Lond).* 115:175–87; doi:10.1042/CS20070444.
- Brook RD, Rajagopalan S, Pope CA, Brook JR, Bhatnagar A, Diez-Roux A V, et al. 2010. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation* 121:2331–2378; doi:10.1161/CIR.0b013e3181d5c021.
- Cesaroni G, Badaloni C, Gariazzo C, Stafoggia M, Sozzi R, Davoli M, et al. 2013. Long-term exposure to urban air pollution and mortality in a cohort of more than a million adults in Rome. *Environ. Health Perspect.* 121:324–31; doi:10.1289/ehp.1205862.
- Cesaroni G, Badaloni C, Romano V, Donato E, Perucci C a, Forastiere F. 2010. Socioeconomic position and health status of people who live near busy roads: the Rome Longitudinal Study (RoLS). *Environ. Health* 9:41; doi:10.1186/1476-069X-9-41.
- Cesaroni G, Forastiere F, Stafoggia M, Andersen ZJ, Badaloni C, Beelen R, et al. 2014. Long term exposure to ambient air pollution and incidence of acute coronary events: prospective cohort study and meta-analysis in 11 European cohorts from the ESCAPE Project. *BMJ* 348:f7412; doi:10.1136/bmj.f7412.
- Chiusolo M, Cadum E, Stafoggia M, Galassi C, Berti G, Faustini A, et al. 2011. Short-term effects of nitrogen dioxide on mortality and susceptibility factors in 10 Italian cities: The EpiAir study. *Environ. Health Perspect.* 119:1233–1238; doi:10.1289/ehp.1002904.
- Cusack M, Alastuey a., Pérez N, Pey J, Querol X. 2012. Trends of particulate matter (PM_{2.5}) and chemical composition at a regional background site in the Western Mediterranean over the last nine years (2002–2010). *Atmos. Chem. Phys.* 12:8341–8357; doi:10.5194/acp-12-8341-2012.
- Faustini a., Stafoggia M, Berti G, Bisanti L, Chiusolo M, Cernigliaro a., et al. 2011. The relationship between ambient particulate matter and respiratory mortality: A multi-city study in Italy. *Eur. Respir. J.* 38:538–547; doi:10.1183/09031936.00093710.
- Faustini A, Stafoggia M, Colais P, Berti G, Bisanti L, Cadum E, et al. 2013. Air pollution and multiple acute respiratory outcomes. *Eur. Respir. J.* 42:304–313; doi:10.1183/09031936.00128712.
- Katsouyanni K, Samet JM, Anderson HR, Atkinson R, Le Tertre A, Medina S, et al. 2009. Air pollution and health: a European and North American approach (APHENA). *Res. Rep. Health. Eff. Inst.* 5–90.
- Kloog I, Ridgway B, Koutrakis P, Coull B a, Schwartz JD. 2013. Long- and Short-Term Exposure to PM_{2.5} and Mortality: Using Novel Exposure Models. *Epidemiology* 24:555–561; doi:10.1097/EDE.0b013e318294beaa.Long-.
- Samoli E, Atkinson RW, Analitis A, Fuller GW, Green DC, Mudway I, et al. 2016. Associations of short-term exposure to traffic-related air pollution with cardiovascular and respiratory hospital admissions in London, UK. *Occup. Environ. Med.* 1–8; doi:10.1136/oemed-2015-103136.
- Stafoggia M, Cesaroni G, Peters A, Andersen ZJ, Badaloni C, Beelen R, et al. 2014. Long-Term Exposure to Ambient Air Pollution and Incidence of Cerebrovascular Events: Results from 11 European Cohorts within the ESCAPE Project Massimo. *Environ. Health Perspect.* 122:919–925;

doi:10.1289/ehp.1307301.

Stafoggia M, Samoli E, Alessandrini E, Cadum E, Ostro B, Berti G, et al. 2013. Short-term associations between fine and coarse particulate matter and hospitalizations in Southern Europe: Results from the MED-PARTICLES project. *Environ. Health Perspect.* 121:1026–1033; doi:10.1289/ehp.1206151.

World Health Organization. 2013. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. 60.

World Health Organization. 2006. WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: global update 2005: summary of risk assessment. Geneva World Heal. Organ.

World Health Organization. 2016. Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease

Zanobetti A, Schwartz J, Samoli E, Gryparis A, Touloumi G, Peacock J, et al. 2003. The temporal pattern of respiratory and heart disease mortality in response to air pollution. *Environ. Health Perspect.* 111:1188–1193; doi:10.1289/ehp.5712.

RIAT+: UN UTILE STRUMENTO PER UNA GESTIONE EFFICACE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA

Michele Stortini, Marco Deserti

CTR qualità dell'aria ARPAE Emilia Romagna

Introduzione

I piani di qualità dell'aria sono lo strumento attraverso cui gli enti locali ed i governi nazionali individuano misure che garantiscano il rispetto degli obiettivi di qualità dell'aria ambiente, al fine di prevenire/ridurre gli effetti nocivi dell'inquinamento atmosferico sulla salute umana e sull'ambiente.

La complessità di tale problema cresce quando si ha a che fare con inquinanti, come particolato, ozono e biossido di azoto, che si formano in atmosfera da complesse reazioni chimiche e processi fisici, coinvolgendo le emissioni dei precursori come COV, NO_x, NH₃, PM primario e SO₂. È necessario quindi che i piani definiscano azioni di riduzione delle emissioni dei precursori valutandone gli effetti attraverso opportune modellazioni, considerando sia le non linearità tra abbattimento delle emissioni e riduzione delle concentrazioni degli inquinanti, sia il costo di implementazione delle misure stesse.

A tale scopo esistono dei modelli di gestione integrata dell'inquinamento dell'aria (IAM - *Integrated Assessment Model*); si tratta di modelli che integrano i dati sulle sorgenti inquinanti (ovvero l'inventario emissivo), il loro contributo alle concentrazioni atmosferiche ed eventualmente gli effetti in termini di esposizione umana/ambientale, con informazioni sulle potenziali misure per la riduzione delle emissioni e i relativi costi d'implementazione.

A scala europea negli ultimi anni sono stati sviluppati diversi IAM per affrontare in maniera strutturata problemi del genere. L'esempio più importante è il *Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies GAINS*, estensione del *Regional Air Pollution Information and Simulation (RAINS)*, sviluppato dall'International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) e in seguito adattato a scala nazionale (RAINS/GAINS-Italy) e a scala locale.

In questo contesto si inserisce il progetto LIFE+ OPERA (*Operational Procedure for Emission Reduction Assessment*, 2010-2013, www.operatool.eu), che si concentra sulla scala locale/regionale con l'obiettivo di definire una metodologia per identificare politiche regionali efficaci per la riduzione dell'inquinamento atmosferico e contestualmente dei gas serra, rispettando le normative vigenti e contestualizzando le soluzioni proposte alla realtà locale.

Al progetto oltre ad ARPAE hanno partecipato l'Università di Brescia, Terraria, l'Università di Strasburgo e CNRs, la Regione Emilia-Romagna, il JRC (Joint Research Centre della Commissione Europea) e l'ASPA (Agenzia Regionale dell'Alsazia,FR). OPERA è stato selezionato nel 2014 come uno dei 22 migliori progetti LIFE (Ambiente) e uno dei 7 migliori progetti LIFE di informazione.

RIAT+ (Regional Integrated Assessment Tool Plus), è lo strumento messo a punto nell'ambito del progetto, sviluppato ed applicato in Emilia-Romagna (IT) per l'individuazione delle misure tecniche ed energetiche più efficaci da inserire nel piano regionale di qualità dell'aria ed in Alsazia (FR) per sostenere l'attuazione del piano d'azione regionale. Dopo la fine del progetto OPERA, RIAT+ (www.riatplus.eu) è stato utilizzato in altre aree europee (Lombardia, Bruxelles, Porto).

Che cosa è RIAT+

Nei processi decisionali per definire le azioni di riduzione delle emissioni è cruciale individuarne quelle più efficienti in termini di rapporto costo-beneficio (inteso come riduzione delle concentrazioni). Una possibile strada è quella di selezionarle sulla base dell'esperienza individuando possibili scenari emissivi e valutando a posteriori il loro impatto sulla qualità dell'aria. Una scelta più promettente e più efficace è l'utilizzo di un modello di valutazione integrata (IAM) in grado di individuare il mix di azioni tecniche e non tecniche (efficienza energetica e modifiche ai comportamenti) ottimali per il miglioramento della qualità dell'aria.

RIAT+ (vedi Figura 1) è uno IAM regionale che utilizza i seguenti dataset locali:

- emissioni
- misure per la riduzione delle emissioni (tecniche e non tecniche)
- funzioni (o modelli) Sorgente-Recettore che collegano le emissioni alle concentrazioni

Attraverso la soluzione di un problema di ottimizzazione RIAT+ è in grado per diversi indicatori di qualità dell'aria (medie annuali di PM10, PM2.5, NO₂, superamenti giornalieri di PM10, AOT40,

massimo media mobile su 8 ore di O₃) di definire il set di misure che minimizzando i costi permette di raggiungere gli obiettivi di qualità dell'aria.

Il sistema permette di scegliere tra due diversi percorsi decisionali: analisi di scenario e ottimizzazione. I principali output di RIAT+ sono la valutazione delle emissioni sul dominio di interesse, una tabella con i tassi di applicazione per ogni tecnologia utilizzata, una serie di mappe dei principali indicatori relativi alla qualità dell'aria (AQIs) e la curva di Pareto che fornisce le migliori soluzioni efficienti implementabili al variare dei costi da sostenere.

All'interno del *tool*, la relazione che lega le emissioni con gli indicatori di qualità dell'aria (AQI) è descritta da modelli Sorgente/Ricettore (S/R). Un modello S/R può essere semplice come una relazione lineare, o complesso come un modello di trasporto degli inquinanti in atmosfera (CTM). Per limitare il tempo di calcolo, RIAT+ utilizza relazioni non lineari identificate per mezzo di reti neurali artificiali (ANN). Nel caso dell'Emilia Romagna sono stati simulati, usando il modello fotochimico NINFA (Network dell'Italia del Nord per previsioni di smog Fotochimico e Aerosol, in uso presso ARPAE, 12 scenari emissivi per addestrare le reti neurali, una per ogni indicatore di qualità dell'aria utilizzato.

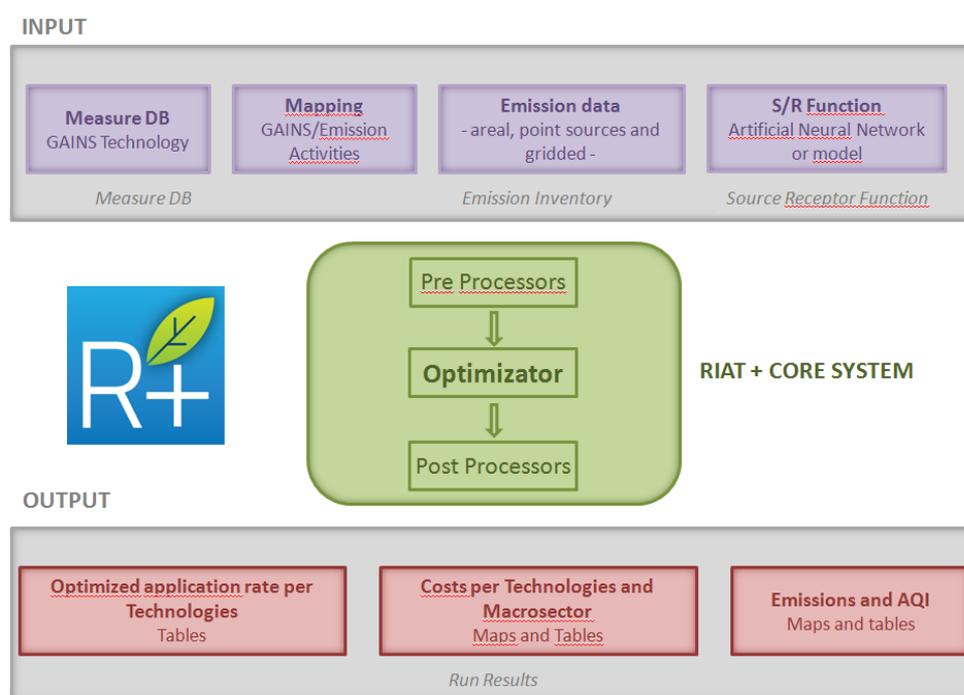


Figura 1. Schema dello strumento RIAT+ (Regional Integrated Assessment Tool Plus) messo a punto nell'ambito del progetto LIFE OPERA

Applicazione di RIAT+ al piano regionale qualità dell'aria dell'Emilia Romagna (PAIR2020)

Il tool RIAT+ è stato utilizzato nell'ambito del piano regionale dell'Emilia Romagna (PAIR2020) per definire lo scenario emissivo ottimale per il raggiungimento degli standard di qualità dell'aria ed individuare i settori principali di intervento. Il tool è stato applicato a scala regionale, è tuttavia possibile valutare scenari emissivi ottimali anche in sottoaree, come le Province o aree definite "sensibili" dalla zonizzazione regionale (Figura).

Il risultato sono le curve di Pareto, una per ogni indicatore individuato (media annuale per PM10 ed NO₂, AOT40 per ozono). Ogni curva (Figura 2) individua cinque scenari, ciascuno dei quali rappresenta una combinazione ottimale delle misure di riduzione e dei relativi costi. I set di azioni ed i costi derivano dal database europeo GAINS-ITALY che contiene per ogni tecnologia l'efficacia di riduzione ed il costo espresso in costo aggiuntivo rispetto all'assenza di tecnologie di abbattimento. Con questo strumento quindi l'analisi costi-benefici viene effettuata in modo coerente tra le varie azioni evitando in questo modo eventuali incoerenze dovute a diverse metodologie di calcolo e producendo una gerarchia delle azioni possibili. L'asse delle ordinate rappresenta la diminuzione rispetto al valore dell'indicatore calcolato come media spaziale sull'intero dominio ed espressa come riduzione percentuale rispetto al valore di riferimento stimato nello scenario tendenziale (CLE-2020) rappresentato dal primo punto della curva. I costi, rappresentati nell'asse delle ascisse, sono espressi in unità relative e sono indicati come costi aggiuntivi rispetto ai costi associati alla realizzazione dello scenario CLE-2020.

Lo scenario obiettivo è stato scelto in modo da ottenere la massima riduzione della concentrazione di PM10, che rappresenta l'inquinante più critico. L'analisi della curva per il PM10 mostra come il massimo beneficio al minimo costo si otterrebbe per il secondo punto della curva: obiettivi più ambiziosi in termini di riduzione della concentrazione di PM10 produrrebbero un incremento sostanziale dei costi, senza determinare un significativo aumento dei benefici ambientali. Questo scenario è stato pertanto scelto dal PAIR2020 come obiettivo di riduzione delle emissioni di inquinanti.

E' interessante stimare anche gli effetti che le misure introdotte produrrebbero sui vari indicatori, rappresentati dalle curve rosse e verdi di figura. Si nota come nel caso dell'ozono le azioni ipotizzate sarebbero ininfluenti, in quanto la dinamica dell'inquinamento da ozono è tipica di una scala sovra regionale, mentre benefici maggiori si avrebbero per il biossido di azoto.

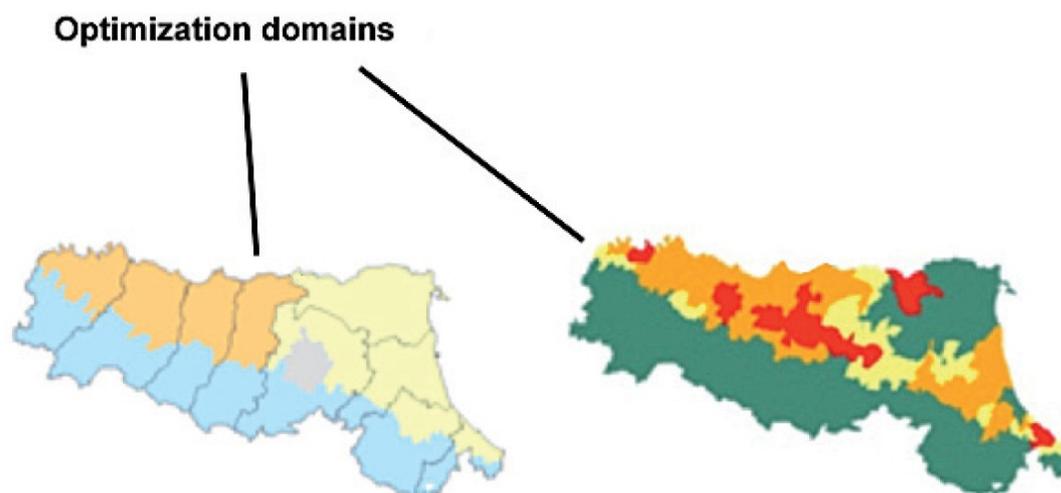


Figura 2 - Domini di ottimizzazione: regione, province, zone sensibili. Figura a destra: tre zone ed agglomerato di Bologna. Figura a sinistra: Zonizzazione del territorio ai fini della realizzazione di impianti a biomassa, rosso aree con superamenti di NO₂ e PM10, arancione superamento PM10, giallo superamento in alcune porzioni di territorio di PM10, verde nessun superamento.

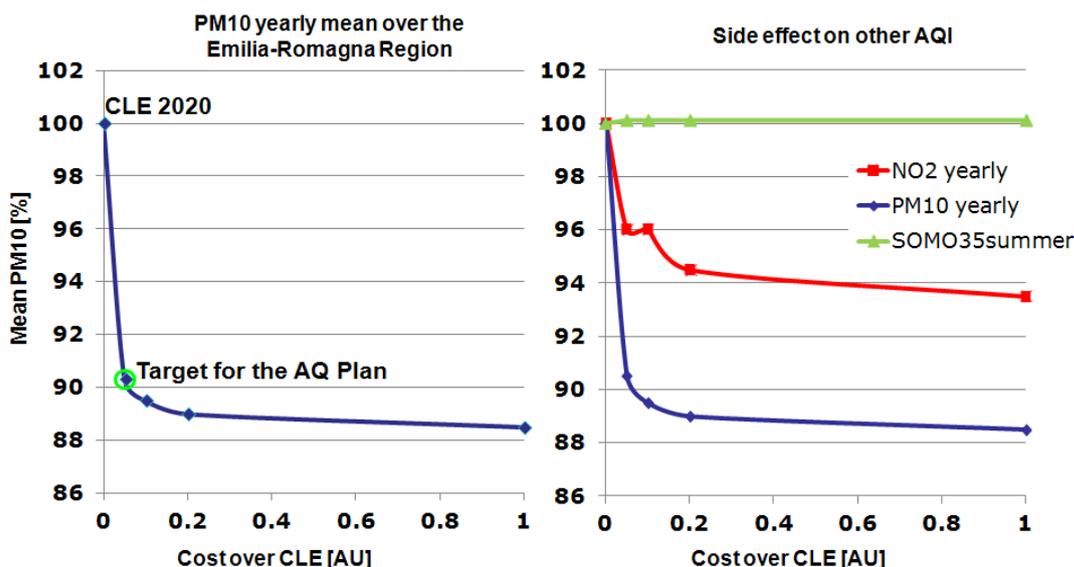


Figura 2. Curva di Pareto per l'ottimizzazione di PM10 (concentrazione media annuale) con indicato lo scenario obiettivo (a sinistra). Gli effetti su ozono (verde) ed ossidi di azoto (rosso) a destra. Il quinto punto della curva di Pareto è relativo allo scenario di massima riduzione possibile (MFR)

La Figura 4 mostra che le riduzioni di NH3 sono ottenute essenzialmente attraverso azioni nel settore agricoltura, mentre per ridurre le emissioni di NOX sarebbe necessario agire sui trasporti stradali ed altre sorgenti mobili. Azioni nel settore del riscaldamento civile agirebbero principalmente sulla componente primaria di PM10.

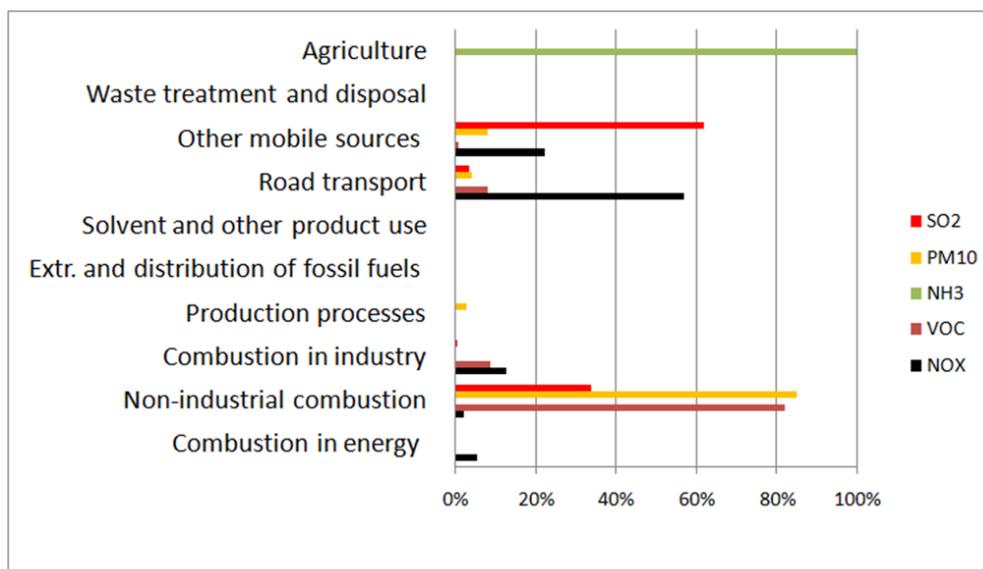


Figura 4. Riduzione delle emissioni per macrosettore e per inquinante relative al punto della curva di Pareto

RIAT+ fornisce anche un elenco dettagliato delle azioni per ottenere tali riduzioni emissive. Un esempio è mostrato in Figura . Le prime quattro colonne descrivono l'azione (macrosettore, settore, attività e tecnologia), mentre la colonna Application Rate rappresenta il tasso di applicazione della tecnologia: verde rappresenta il CLE, grigio il potenziale, il rosa il tasso di applicazione ottenuto dal processo di ottimizzazione di RIAT+. Le altre colonne indicano la riduzione delle emissioni per ogni tecnologia. Informazioni più complete sulla tabella, che può essere anche esportata in formato Excel possono essere trovate nel manuale utente. In Emilia Romagna le azioni prioritarie possono essere così sintetizzate:

- 1) efficienza energetica nel settore residenziale (compresi impianti a biomassa)
- 2) caldaie ad alta efficienza nel settore industriale
- 3) aumento delle piste ciclabili e zone ZTL insieme ad una sostituzione/riduzione dei veicoli diesel più inquinanti

4) pratiche agricole che riducono utilizzo di urea e pratiche zootecniche più efficienti per la gestione dei liquami

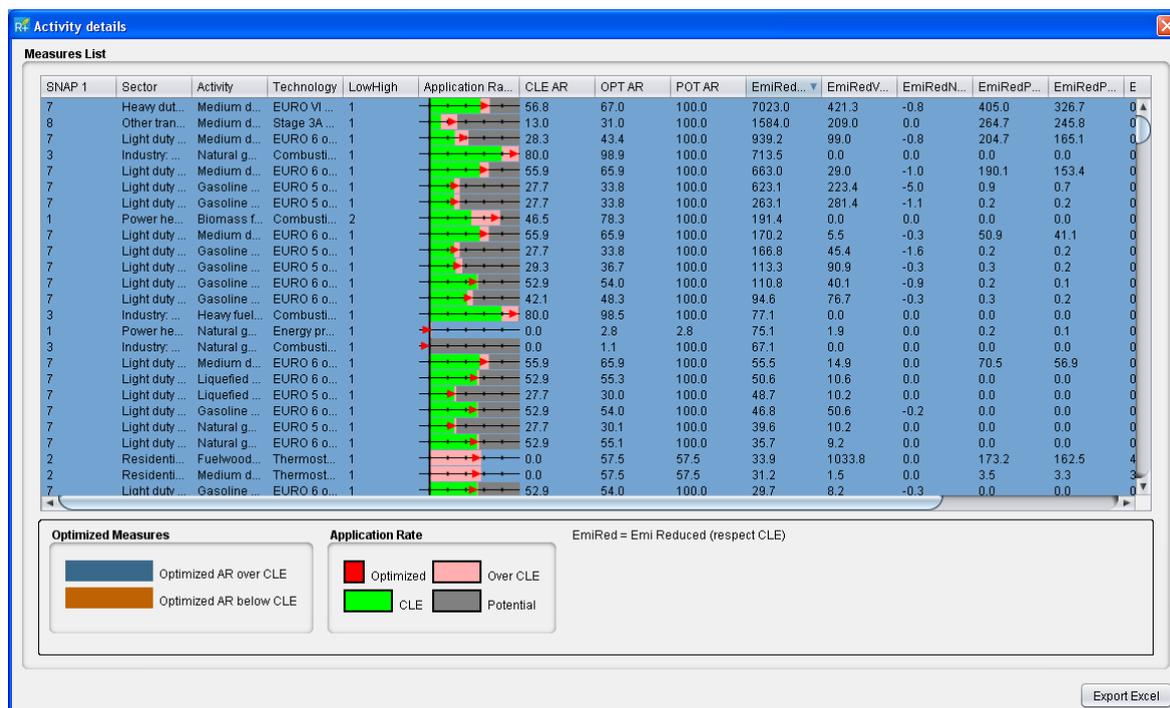


Figura 5. Tabella dettagliata delle tecnologie

Conclusioni

Nel percorso di definizione del piano regionale PAIR2020 l'utilizzo di RIAT+ ha permesso di individuare un insieme preliminare di azioni da applicare in Emilia-Romagna tenendo conto dell'efficacia e dell'efficienza delle azioni stesse e di orientare le linee fondamentali di intervento del piano.

Strumenti di valutazione integrata come RIAT+ si sono quindi rivelati validi ausili per la pianificazione e valutazione di opportune misure di riduzione delle emissioni e concentrazioni della qualità dell'aria a livello regionale

BIBLIOGRAFIA

Carnevale C., Finzi G., Pisoni E., Volta M., Guariso G., Gianfreda R., Maffei G., Thunis P., White L., Triacchini G., 2012, An integrated assessment tool to define effective air quality policies at regional scale, Environmental Modelling and Software, 38, 306-315

Gianfreda R., Maffei G., Roncolato D., Deserti M., De Munari E., Stortini M., Veronesi P., Bianchessi N., Carnevale C., Finzi G., Pisoni E., Volta M., Thunis P., 2012, RIAT+: uno strumento integrato per la definizione delle politiche ottimali di qualità dell'aria a scala regionale, V Convegno Nazionale Agenti Fisici, Novara

Piano Aria Integrato Regionale (PAIR2020) <http://ambiente.regione.emilia-romagna.it/aria-rumore-elettrosmog/temi/pair2020>

Modello NINFA, ARPAE. http://www.arpae.it/dettaglio_documento.asp?id=434&idlivello=64

Riat+2.1 User Guide, <http://www.riatplut.eu>

LE RACCOMANDAZIONI DEL PROGETTO LIFE+ AIRUSE PER L'ADOZIONE DI MISURE DI MITIGAZIONE PER RIDURRE LE EMISSIONI DA TRAFFICO E DA COMBUSTIONE DI BIOMASSE

Franco Lucarelli¹, Xavier Querol², Fulvio Amato², Roy M. Harrison³, Claire Holman³, Celia Alves⁴, Casimiro Pio⁴, Konstantinos Eleftheriadis⁵

¹ INFN-Firenze e Università di Firenze; ² IDAEA-CSIC, Barcelona, Spagna; ³ School of Geography, Earth & Environmental Sci., Università di Birmingham, Gran Bretagna; ⁴ CESAM and University of Aveiro, Portogallo; ⁵ Environmental Radioactivity Laboratory DEMOKRITOS, Athens, Grecia

Introduzione.

I principali scopi del progetto LIFE+ AIRUSE (Testing and development of air quality mitigation measures in Southern Europe, LIFE11 ENV/ES/584, ww.airuse.eu) sono stati: determinare la composizione del PM10 e del PM2.5, identificare le sorgenti del particolato e il loro impatto quantitativo e, a partire dai risultati precedenti, suggerire misure per la mitigazione del problema, ovvero identificare azioni da adottare da parte delle autorità nazionali dei paesi dell'Europa meridionale nonché dei cittadini, per migliorare la qualità dell'aria, raggiungere gli standard ed avvicinarsi quanto più possibile alle linee guida del WHO. Per identificare e proporre tali azioni, è stata sperimentata l'efficacia di alcune misure concrete, mirate alla riduzione dell'impatto delle sorgenti più importanti nelle città del sud Europa. Le specifiche misure di mitigazione del PM sperimentamente testate, e descritte nel dettaglio in seguito, sono state:

- lavaggio stradale e uso di soppressori di polvere, per ridurre l'impatto della polvere stradale, naturale e da trasporto da aree africane.
- l'uso di diversi biocarburanti, di diverse tecnologie di combustione e di tecnologie secondarie, come convertitori catalitici e filtri nei sistemi di combustione della biomassa utilizzata per il riscaldamento residenziale.
- Per le emissioni industriali localmente rilevanti sono state esaminate le migliori tecniche disponibili per le emissioni convogliate e fuggitive.
- Per il traffico stradale sono state analizzate le strategie di mitigazione applicate in altri paesi europei, come ad esempio: LEZ (Low Emission Zone); limitazioni all'aumento delle vetture diesel; introduzione di veicoli ibridi, a gas ed elettrici; e la selezione di modalità di etichettatura dei veicoli eco-efficienti.

Misure per ridurre il risollevarimento della polvere stradale.

Uno dei risultati significativi del progetto AIRUSE è stato evidenziare l'importanza del contributo al PM10 della componente "non-exhaust" del traffico: nei siti di fondo urbano essa è ormai dello stesso ordine di grandezza del contributo diretto dal tubo di scappamento. La sua origine è dovuta a diverse fonti tra cui l'usura di parti del veicolo, come pneumatici e freni, l'usura della superficie stradale e la risospensione delle polveri depositate sulla stessa superficie. Questo particolato, insieme a quello emesso direttamente dal tubo di scappamento, viene in parte depositato sulla superficie stradale e può essere a sua volta risospeso nell'aria attraverso l'azione del vento, delle gomme o dalla turbolenza generata dal passaggio dei veicoli.

La percentuale di PM10 derivato dalla polvere della strada, e quindi disponibile per la mitigazione utilizzando vari metodi, varia tra i diversi siti e paesi. Nei climi più freddi l'uso di pneumatici chiodati produce un carico di polvere sulla superficie più elevato a causa dell'abrasione delle superfici stradali, mentre nei paesi più caldi sono i bassi tassi di precipitazione e le frequenti intrusioni di aerosol Sahariano che portano ad un elevato carico di polvere.

Il modo più semplice per rimuovere la polvere depositata è il semplice lavaggio delle strade o lo spazzolamento (che però ha lo scopo primario di migliorare l'aspetto estetico dell'ambiente urbano rimuovendo detriti, rifiuti e la sporcizia).

I soppressori chimici di polvere sono in uso da lungo tempo in alcuni paesi su strade non asfaltate e nell'industria mineraria per sopprimere la polvere. Dal 1990 sono stati utilizzati anche su strade asfaltate in Norvegia, sia in gallerie che su strade all'aperto. I soppressori sono spruzzati sulla superficie stradale e legano le particelle che entrano in contatto con essi, impedendo loro di essere

risollevate quando agitate dal vento, dall'azione delle gomme o dalla turbolenza generata dal passaggio dei veicoli.

I principali soppressori che sono stati utilizzati sulle strade asfaltate in Europa sono il Cloruro di Magnesio ($MgCl_2$), il cloruro di Calcio ($CaCl_2$), l'acetato di Calcio e Magnesio (CMA) e il formiato di Potassio. Tuttavia ci sono poche pubblicazioni sugli effetti sulle concentrazioni di PM10 dell'applicazione di questi soppressori di polvere su strade asfaltate in ambienti urbani, perché una quantificazione robusta dell'efficacia delle varie misure di mitigazione per ridurre il PM10 derivante dalla polvere stradale è molto difficile; molti fattori influenzano il risultato, tra cui le condizioni meteorologiche, il contenuto di umidità della superficie, il volume, la velocità e il tipo di traffico sulla strada in questione, la rugosità e le condizioni della superficie stradale, la concentrazione, la frequenza di applicazione e l'area di applicazione dei soppressori.

La loro efficacia è stata studiata solo recentemente in un certo numero di città del Nord e dell'Europa centrale, in genere all'interno di un pacchetto di misure per rispettare il valore limite giornaliero europeo di $50 \mu g/m^3$ per il PM10, da non superare più di 35 volte in un anno solare (direttiva 2008/50/CE). È interessante notare che tutti gli studi sono stati condotti in regioni con clima relativamente umido (Svezia, Norvegia, Finlandia, Paesi Bassi, Regno Unito, Germania, Austria e Nord Italia). Nel Nord e Centro Europa, dove ci sono stati alti carichi di polvere, l'applicazione di soppressori di polvere ha dimostrato di essere efficace nel ridurre le concentrazioni medie giornaliere di PM10 e il numero di giorni di superamento del limite di $50 \mu g/m^3$. Sulla base di una revisione critica della letteratura (Amato, 2010) si può concludere che, nel Nord e Centro Europa, i soppressori di polveri sono efficaci soltanto se il carico di polvere stradale è alto e la polvere della strada contribuisce a una percentuale significativa delle medie giornaliere del PM10, come ad esempio nei paesi in cui l'uso di gomme chiodate o agenti sghiaccianti dà luogo ad elevate concentrazioni di PM10, quando la neve si scioglie in primavera. L'uso di soppressori di polvere su strade non asfaltate è più efficace che su strade asfaltate, in termini di potenziale di riduzione delle emissioni di PM10. Per avere migliori risultati i soppressori devono essere applicati su una vasta area. Una quantità di $10 g/m^2$ sembra generalmente essere efficace su strade asfaltate nel Nord e centro Europa; per strade non asfaltate e per siti industriali e cantieri è necessario un tasso di applicazione più alta ($100-200 g/m^2$). Gli effetti dei soppressori di polvere sembrano durare per diversi giorni dopo l'applicazione, ma dipendono dai flussi di traffico, dalle condizioni atmosferiche e dalle caratteristiche del fondo stradale. Prima del marzo 2014 non vi erano studi disponibili per la regione mediterranea. AIRUSE ha intrapreso il primo e unico studio per indagare l'efficacia dei soppressori di polvere (CMA, $MgCl_2$ e nanopolimeri) sulle concentrazioni di PM nella regione del Mediterraneo (Amato, 2014), oltre che dei metodi tradizionali dello spazzolamento e del lavaggio.

Sono stati valutati diversi tipi di ambienti: una tipica strada urbana, una strada industriale asfaltata, una strada industriale sterrata e un parco urbano.

Come in studi precedenti, si è visto che l'effetto delle spazzatrici sul totale delle concentrazioni di PM10 è, nel migliore dei casi, molto piccolo, ma ci sono prove che l'uso di alcune spazzatrici stradali può aumentare le concentrazioni di PM10 locali nei dintorni del veicolo operativo.

I soppressori commerciali della polvere (CMA e $MgCl_2$) non hanno dimostrato di essere efficaci nel ridurre i livelli di PM in siti urbani e industriali nel Sud Europa. Probabilmente questo è dovuto alla elevata radiazione solare che secca il fondo stradale rapidamente, riducendo così l'efficienza del soppressore. I polimeri organici si sono dimostrati efficaci per vari giorni solo su aree sterrate non stradali (quali parchi urbani).

I risultati hanno mostrato effetti positivi per il lavaggio con acqua ma, nella maggior parte dei casi, per periodi di tempo limitati (fino a 8 ore dopo il lavaggio della strada). AIRUSE LIFE+ raccomanda di effettuare il lavaggio delle strade urbane delle città dell'Europa Meridionale con acqua, usando acqua freatica urbana, alcune ore prima delle ore di punta del traffico mattutino durante i periodi di perdurante siccità, quando la risospensione è importante e dopo intensi episodi di trasporto di polvere desertica africana che, depositandosi sul suolo, aumenta la risospensione.

Misure riguardanti la combustione di biomasse

Dallo studio delle sorgenti del particolato nelle 5 città AIRUSE è emerso come la combustione di biomasse dia un contributo significativo (in particolare nei giorni di maggior inquinamento) in tutte le città di AIRUSE, con l'eccezione di Barcellona (dove il riscaldamento è prevalentemente a gas naturale). È ormai appurato come la combustione domestica della biomassa abbia un impatto significativo in termini di emissioni in atmosfera in tutta Europa. Le emissioni di particolato e benzo(a)pirene (BaP, un ben noto composto cancerogeno largamente associato con la combustione di

combustibili solidi) da questa fonte sono tra l'altro aumentate negli ultimi dieci anni a seguito delle politiche di promozione delle energie rinnovabili.

AIRUSE LIFE+ ha studiato i fattori di emissione per il PM₁₀, il PM_{2.5} e i loro componenti, incluso il BaP e i metalli, per un elevato numero di tipici biocombustibili in uso nel Sud Europa e diversi tipi di dispositivi di combustione, incluse le stufe eco-certificate e a pellet.

I biocombustibili studiati hanno incluso diversi tipi di legna, scarti agricoli, pellet certificati "ENplus" (un marchio di qualità per pellet di legna) e non certificati, questi ultimi contenenti nella maggior parte dei casi prodotti di riciclo del legno, rifiuti legnosi e residui dell'industria del legno.

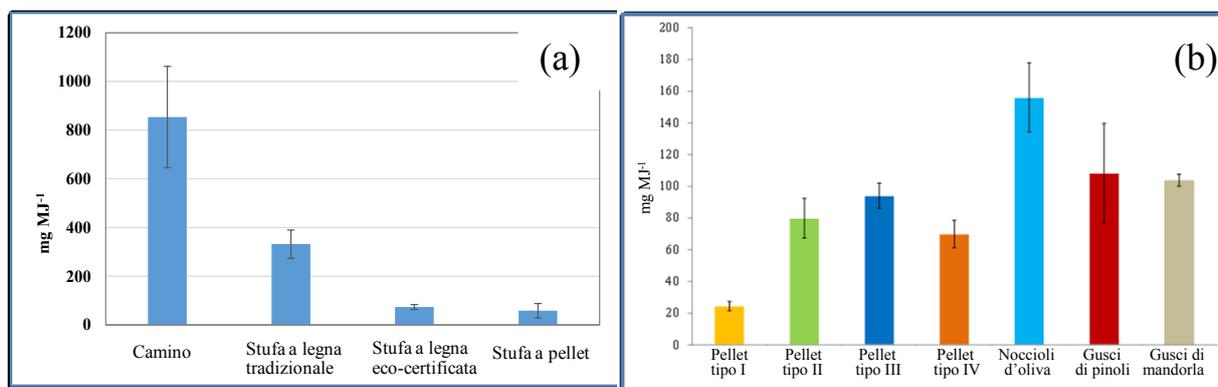


Figura 1 - (a) Fattori di emissione di particolato (mg/MJ⁻¹) per vari sistemi di combustione residenziali testati all'interno del progetto AIRUSE. Le misure sono state fatte in un tunnel di diluizione collegato al camino. (b) Fattori di emissione di particolato per una stufa a pellet (pellet tipo I - fatto di legno, con certificazione EN-Plus; pellet II, III e IV - fatti da scarti dell'industria di produzione del mobile).

I sistemi moderni, in particolare quelli a pellet, sono significativamente più efficienti e producono emissioni inferiori rispetto ai caminetti e alle stufe tradizionali a legna (fig. 1 (a)); il camino emette in media 3 volte di più di una stufa a legna, 12 volte di più di una stufa eco-certificata e 15 volte di una stufa a pellet. La maggior parte della combustione della biomassa sembra aver luogo ancora oggi in impianti principalmente inefficienti ed inquinanti.

La tipologia di biomassa utilizzata incide in modo significativo sui livelli di emissioni. In particolare, quando la combustione avviene in caminetti tradizionali e stufe a legna semplici in generale, la combustione di pino e faggio genera basse emissioni di particolato in tutti i tipi di apparecchi, mentre i livelli più alti sono prodotti dalla combustione di olivo, seguito dalla quercia. Nelle stufe a pellet, come si vede in fig. 1 (b)), si possono avere differenze anche di un fattore 8 in funzione del tipo di combustibile. L'uso di pellet certificati ENplus (standard introdotto in Germania nel 2010 e da allora ampiamente adottato in tutta Europa) con stufe a pellet eco-certificate è stata l'unica condizione che ha permesso di raggiungere gli attuali standard tedeschi di emissione di PM da pellet; la Germania ha in merito la regolamentazione più stringente nella UE (27 mg MJ⁻¹); standard più elevati sono stati adottati in Danimarca e Svizzera (50 mg MJ⁻¹) e in Austria (35 mg MJ⁻¹ per la legna e 25 mg MJ⁻¹ per i pellet). Nella maggior parte dei paesi europei, tuttavia, manca ancora una specifica regolamentazione relativa alle emissioni di particolato da questi impianti domestici. I limiti stabiliti dalla recente direttiva sulle emissioni degli impianti di combustione (direttiva 2015/2193/CE) sono in realtà meno rigorosi di quelli previsti in alcune legislazioni nazionali.

Per quanto riguarda le emissioni di BaP, i moderni sistemi di riscaldamento di piccola scala con "nuove" tecnologie di combustione, quali le stufe con eco-certificazione, potrebbero rilasciare elevate concentrazioni quando si usa legno di conifera. Le stufe a pellet hanno livelli di emissione di BaP significativamente minori.

Non bisogna inoltre trascurare la rilevanza dell'emissione di alcuni metalli pesanti (ad es. zinco, piombo, ferro e arsenico) da parte degli impianti di combustione a biomassa. Queste risultano superiori se associate alle emissioni di particolato da alcuni pellet non certificati rispetto a pellet certificati (fig 3.2). Pellet proveniente da legno riciclato e usato, derivante soprattutto dal settore della produzione di mobili, può contenere conservanti e vernici al piombo, da cui può scaturire il rilascio di sostanze ad alta rilevanza tossicologica, veicolate dal particolato emesso con la combustione.

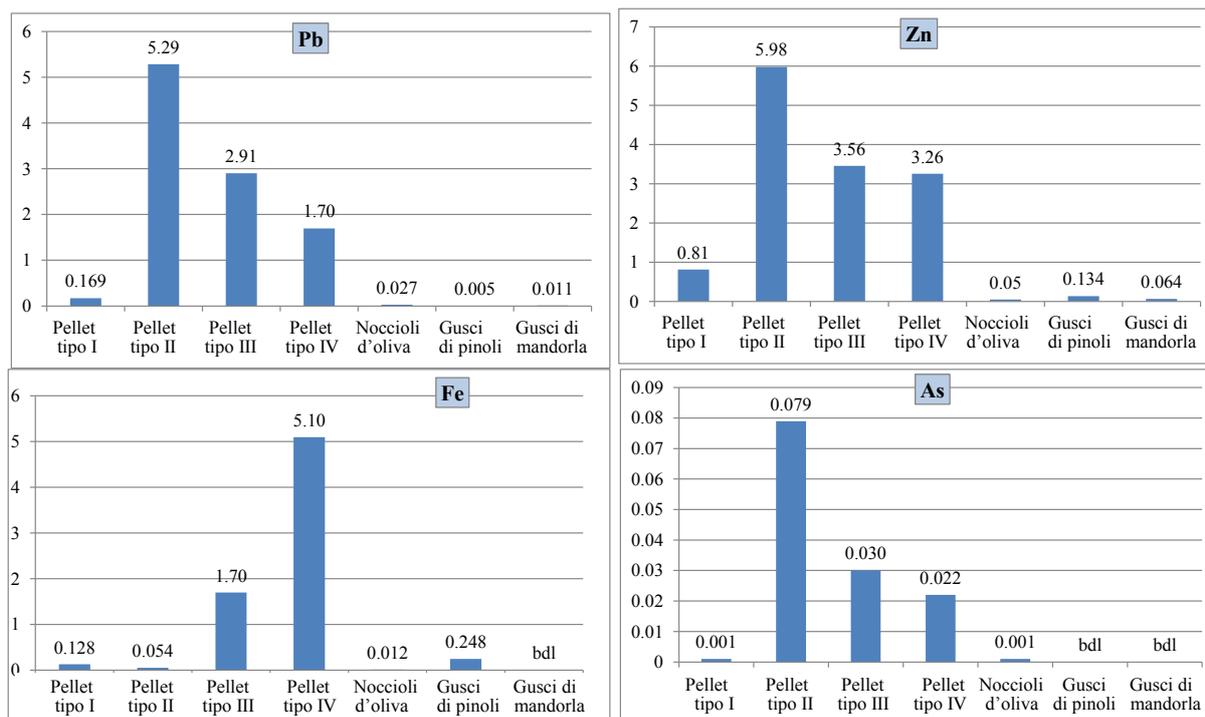


Figura 2. Percentuale in massa rispetto al PM10 di alcuni elementi; bdl – sotto il limite minimo di rivelabilità.

Anche le proprietà fisiche dei combustibili come il contenuto di umidità, la densità, la porosità, la dimensione, la superficie e la composizione chimica possono influenzare le emissioni: le emissioni di particolato, ad esempio, aumentano con il contenuto di umidità.

Infine sono stati testati due dispositivi di controllo dell'inquinamento, un convertitore catalitico e un precipitatore elettrostatico, che sono stati applicati ai gas di scarico di due impianti di combustione domestici comuni: una stufa a legna e una stufa a pellet, utilizzando diversi combustibili. Per la maggior parte dei casi questi test non hanno mostrato alcuna riduzione significativa delle emissioni di PM10. Va inoltre notato che il costo d'installazione di queste tecnologie di controllo dell'inquinamento è compreso tra 1000 e 3000 €. Inoltre, devono essere aggiunti i costi annuali per la pulizia. Il costo per una nuova stufa può essere paragonabile al costo per l'installazione di uno di questi dispositivi e la manutenzione per alcuni anni; inoltre non tutti i sistemi possono essere installati sulla parte superiore del camino su tutti i tipi di case e molte persone, probabilmente non accetterebbero un precipitatore elettrostatico nella canna fumaria proprio sopra la stufa a causa del rumore e per motivi estetici.

Come conseguenza dei test effettuati sono scaturite alcune raccomandazioni. Molte di queste misure sono già state adottate in alcuni paesi scandinavi e alpini con una lunga tradizione di combustione domestica del legno e alcune sono state concordate a livello europeo ma ancora non pienamente attuate in tutti gli stati membri:

- la manutenzione obbligatoria degli impianti⁴² (specialmente negli agglomerati urbani ad alta densità), che, oltre a garantire la sicurezza dell'apparecchio, può assicurare una combustione efficiente e livelli emissivi più contenuti;
- l'uso di marchi di qualità ecologica;
- opportuni incentivi fiscali per il rinnovo dei vecchi impianti;
- la messa al bando di alcuni apparecchi (a partire da quelli tradizionali inefficienti, soprattutto in momenti critici dell'anno per la qualità dell'aria);
- l'applicazione di limiti di emissione per gli impianti di combustione;
- la sensibilizzazione ed educazione dei cittadini verso le più efficienti e sostenibili pratiche di combustione e per un corretto uso degli apparecchi; un esempio italiano è costituito dall'opuscolo informativo prodotto da ARPA Friuli Venezia Giulia (ARPA FVG, 2013).
- l'uso obbligatorio di combustibili certificati. A contribuire alla scarsa qualità del prodotto attualmente è la mancanza di standard su più aspetti (stoccaggio delle materie prime, trasporto, uso di legno di riciclo, uso di leganti). È quindi importante che gli standard obbligatori siano tutti

⁴² In Italia il DPR 74/2013 prevede dal 15/10/2014 che gli impianti a biomassa legnosa rientrano a tutti gli effetti nell'ambito di applicazione della normativa nazionale relativa agli impianti termici. Come tutti gli altri impianti termici devono quindi essere muniti di un "Libretto di impianto" che ne identifichi caratteristiche tecniche (potenza e rendimento) e combustibile utilizzato ed essere sottoposti a periodici controlli di efficienza energetica. Inoltre diverse regioni hanno regolamenti specifici.

finalizzati a garantire che questi combustibili non siano contaminati e siano adatti allo scopo. Sarebbe quindi opportuno che solo combustibili conformi alle specifiche di alta qualità fossero venduti negli stati membri. I componenti del pellet dovrebbero essere verificati in modo indipendente, utilizzando un laboratorio accreditato e lo stesso pellet non dovrebbe essere realizzato con legno di riciclo contaminato. In particolare dovrebbe essere autorizzato l'uso dei soli pellet certificati “ENplus” e introdotto il divieto di utilizzo di legna industriale di riciclo (con elevati carichi di metalli).

Revisione delle misure di mitigazione riguardanti il traffico: loro efficacia e limiti

Gli standard UE per la qualità dell'aria e le linee guida del WHO per gli NO₂ e PM10 rimangono difficili da raggiungere in molte città a causa di molti fattori, in particolare per l'aumento delle automobili diesel.

Nell'ambito di AIRUSE è stata condotta una revisione scientifica dell'efficacia delle misure per la qualità dell'aria riguardanti il traffico applicate negli stati membri del Nord e del Centro dell'UE. Oltre al lavaggio delle strade e agli inibitori di polveri trattati nel §2, si sono considerate misure quali: le zone a traffico limitato (LEZ), la disincentivazione delle auto diesel, l'incentivazione di veicoli elettrici, ibridi o a gas, la certificazione delle automobili come eco-efficienti.

Zone “a bassa emissione” nelle città

Ci sono oltre 200 zone a bassa emissione nelle città europee (LEZ), escluso il numero molto elevato di LEZ in varie città in Italia. La prova della loro efficacia non è chiara a causa degli effetti confondenti della meteorologia, dei cambiamenti nella flotta dei veicoli e nelle politiche a livello nazionale, regionale e comunitario (ad esempio l'introduzione di combustibili senza zolfo per autotrazione).

La revisione critica delle misure adottate nelle città del nord Europa (Holman, 2015) ha dimostrato che l'introduzione di questa specifica misura è stata efficace soprattutto in Germania, grazie al rigore nella sua applicazione: questo suggerisce che l'applicazione delle zone “a bassa emissione” dovrebbe essere molto stringente ed essere applicata ad auto con passeggeri, veicoli commerciali pesanti e leggeri, motocicli e auto vecchie e nuove a benzina o diesel. Ovunque si osserva, comunque, una diminuzione nella concentrazione della componente carboniosa del PM, con un impatto significativo sulla salute pubblica.

Sarebbe utile avere un quadro uniforme a livello nazionale e, ancora meglio, europeo per le LEZ, poiché questo ridurrebbe i costi, i tempi e gli sforzi della loro creazione, rendendo più facile la comunicazione circa i criteri di ingresso e aumentandone l'accettazione da parte di tutti.

Problema delle auto diesel

La percentuale di vetture diesel è cresciuta rapidamente nel corso degli ultimi due decenni e oggi oltre il 50% delle nuove autovetture vendute nell'UE sono alimentate a gasolio. In alcuni paesi questa cifra è superiore al 70%. A causa delle loro basse emissioni di CO₂, dichiarate dai costruttori e rilevate nel ciclo di omologazione, molti Stati membri hanno promosso questi veicoli attraverso incentivi fiscali vantaggiosi. Ci sono prove, tuttavia, che i dati ufficiali sulle emissioni di CO₂ sottostimino le emissioni reali di circa il 25% per le auto diesel e meno per le auto a benzina (ICCT, 2013). Poiché queste cifre sono alla base degli incentivi fiscali, vi è una agevolazione ingiusta a favore delle vetture diesel. Dal 2006 le emissioni di CO₂ delle nuove auto diesel in Germania sono aumentate rispetto a quelle dei veicoli a benzina, a causa, almeno in parte, dell'aumento della potenza del motore: chi ha acquistato un diesel in genere ha anche scelto un motore con potenza maggiore. Le automobili diesel sono anche utilizzate per un numero maggiore di chilometri, in quanto il carburante (sempre a causa delle politiche fiscali) è meno costoso rispetto alla benzina. È stato stimato che il passaggio al gasolio abbia permesso di risparmiare solo l'1% del consumo di carburante tra il 1980 e il 2007 (Ajanovic, 2011). Il vantaggio delle vetture diesel riguardo le emissioni di CO₂ è risultato quindi soltanto marginale, a spese però di un mancato contributo al miglioramento della qualità dell'aria. È ormai noto, infatti, che nel passaggio da Euro 1 a Euro 5 non solo non si sono avuti miglioramenti nelle emissioni reali su strada da parte delle vetture diesel, in particolare per quanto riguarda gli NO_x, le cui emissioni in alcuni casi sono addirittura aumentate, ma si è avuto anche un aumento del rapporto NO₂/NO. Come mostrato per es. in figura 4.1 (Tate, 2016), le emissioni di NO_x su strada sono superiori ai valori massimi previsti dallo standard stesso e questo è vero, a differenza di quanto avviene per i veicoli a benzina, anche per lo standard Euro6 che pure porta a una riduzione delle emissioni di NO_x.

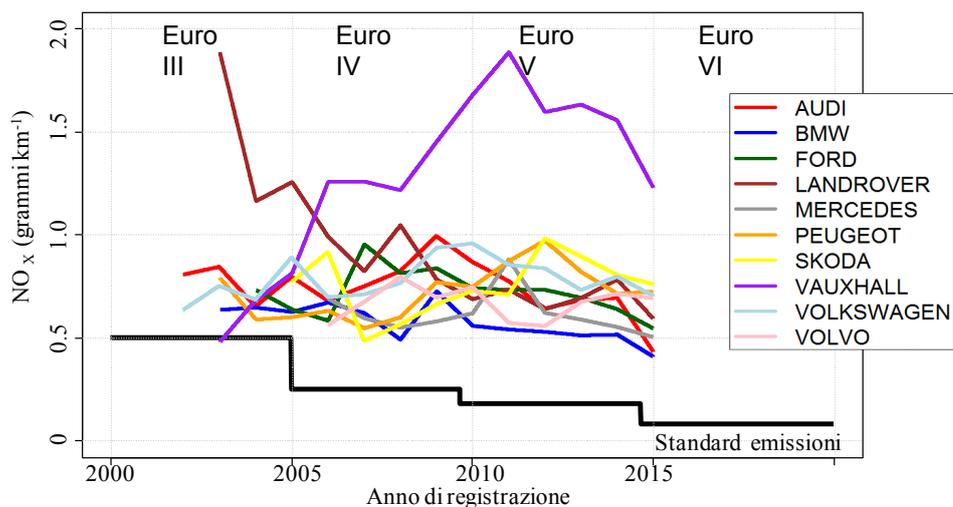


Figura 3 - Emissioni di NO_x (su strada) da parte di vetture diesel di diverse marche al variare dell'anno di immatricolazione (Tate, 2016). Per confronto sono riportate le emissioni previste dagli standard in vigore.

L'unica misura che sembra aver avuto un chiaro impatto negativo sulle vendite di auto diesel è stato il divieto di circolazione per le vetture diesel nelle due città principali della Grecia dal 1991 al 2011. Dal momento in cui il divieto è stato revocato vi è stato un rapido aumento delle vendite di auto diesel. L'anno prima che il divieto fosse revocato solo il 4% delle nuove auto vendute erano diesel alimentate a gasolio; nel 2011 la percentuale era aumentata al 10%, nel 2012 al 40% e nel 2013 a quasi il 60%. Tuttavia, il divieto delle auto diesel può essere politicamente difficile, come illustrato da quanto accaduto a Londra nel 2014. Il sindaco ha proposto di vietare la circolazione di tutte le vetture diesel pre-Euro6 nella zona a emissioni ultra-basse di Londra a partire dal 2020. A seguito delle obiezioni dei media ha rivisto questa politica entro pochi giorni. Analogamente, il Sindaco di Parigi all'inizio di dicembre 2014 aveva annunciato il bando entro il 2020 per le auto diesel. Le case automobilistiche francesi, tuttavia, hanno una forte influenza politica in Francia, e hanno investito molto in tecnologia dei motori diesel, e quindi sembra improbabile che il Sindaco di Parigi possa avere più successo di quello londinese.

Promozione di veicoli meno inquinanti (elettrici, ibridi, gas)

In Europa si hanno pochissimi veicoli elettrici, ibridi e a gas in uso e questa situazione non cambierà fino a che il loro costo non sarà almeno equivalente a quello dei veicoli convenzionali e anche allora ci vorrà del tempo prima che siano accettati dai consumatori. Solo i paesi con un programma di incentivi (Italia per il gas, Norvegia per gli elettrici e Giappone per gli ibridi) hanno una quota di mercato significativa di veicoli non convenzionali (> del 5%). Particolarmente significativo è l'esempio della Norvegia che, adottando una politica fiscale coerente nel lungo periodo, introducendo nuovi incentivi fino a che il mercato non ha risposto, è riuscita a portare la quota di mercato nelle immatricolazioni delle auto elettriche al 6% nel 2013 con un trend di vendita in costante aumento. Oltre alla leva fiscale si è ricorso a misure quali consentire di occupare corsie preferenziali in presenza di traffico congestionato, esonerare dal pagamento del parcheggio e del pedaggio, dare meno limitazioni di parcheggio, ridurre il costo dell'imbarco sui traghetti.

In molti paesi vi sono tuttora alcune criticità che rendono difficile lo sviluppo di tali mezzi, tra cui l'assenza di un'adeguata e sufficiente infrastruttura di carica/rifornimento dei veicoli elettrici e a gas, la mancanza di sistemi di ricarica "roaming" nei luoghi pubblici, la mancanza di modalità di pagamento direttamente nel punto di ricarica.

È, infine, fondamentale la diffusione presso il pubblico delle informazioni sulle implicazioni della scelta del carburante sulla qualità dell'aria, per guidare il pubblico verso una scelta consapevole nell'acquisto della propria auto.

Introduzione di etichette di qualità ecologica

Un adeguato marchio di qualità ecologica per auto e veicoli commerciali leggeri potrebbe essere un utile strumento per influenzare la scelta dei consumatori. Questi ultimi -all'atto di acquisto del veicolo- sembrano considerare poco l'impatto ambientale, rispetto a sicurezza, affidabilità, costo del carburante; il motivo, secondo alcuni studi, sembra essere il fatto che gli automobilisti ritengono le emissioni dei veicoli ben regolamentate. Una ricerca condotta negli Stati Uniti ha dimostrato, tuttavia, che se l'etichetta è accompagnata da una campagna di educazione pubblica, le emissioni possono influenzare la decisione di acquisto dei consumatori, così come è successo in Europa con l'introduzione delle etichette da A a G per gli elettrodomestici. Dovrebbe essere introdotto un marchio Ecolabel per i veicoli, comune per tutta la UE, che tenga conto delle emissioni di NO_x, PM e CO₂, tutte sullo stesso piano, che riguardi sia i veicoli nuovi che usati e a partire dalle emissioni reali, non "su banco". L'introduzione di una certificazione ecologica deve essere, tuttavia, accompagnata da un'adeguata campagna d'informazione sul lungo periodo.

BIBLIOGRAFIA

Ajanovic, 2011. The effects of dieselization of the European passenger car fleet on energy consumption and CO₂ emissions, 34th IAEE International Conference, Stockholm www.hhs.se/IAEE2011/Program/ConcurrentSessions/Documents/1%20online%20proceedings/2149734%20Ajanovic_Paper%20IAEE%202011_15.04.2011.pdf.

Amato F., Querol X., Johansson C., Nagl C., Alastuey A., 2010. A review on the effectiveness of street sweeping, washing and dust suppressants as urban PM control methods. *Science of the Total Environment* 408, 3070–3084.

Amato F, A. Karanasiou, P. Cordoba, A. Alastuey, T. Moreno, F. Lucarelli, S. Nava, G. Calzolari, and X. Querol, 2014. Effects of road dust suppressants on PM levels in a Mediterranean urban area. *Environmental Science and Technology*. 48, 8069-8077.

ARPA FVG, 2013, <http://cmsarpa.regione.fvg.it/cms/tema/aria/Multimedia/Dal-legno-al-fuoco.html>

Direttiva (UE) 2015/2193 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 25 novembre 2015, relativa alla limitazione delle emissioni nell'atmosfera di taluni inquinanti originati da impianti di combustione medi. *Gazzetta ufficiale dell'Unione europea*. 28/11/2015. L 313/1.

Holman, C; Harrison, R., Querol, X., 2015. Review of the efficacy of low emission zones to improve urban air quality in European cities. *Atmospheric Environment*, 111, 161-169

ICCT, 2013, From laboratory to road: a comparison of official and 'real-world' fuel consumption and CO₂ values for cars in Europe and the United States, Washington D.C.

Tate, JE *Real Driving Emissions (RDE): Results from the 2015 remote sensing campaigns (UK)*. In: Routes to Clean Air, Air Quality Conference 2015, 22-23 Oct 2015, Bristol, UK, <http://eprints.whiterose.ac.uk/93928/>

PROGETTO MED-CAIMANS. L'ESPOSIZIONE DELLA POPOLAZIONE AGLI INQUINANTI ATMOSFERICI DOVUTI ALLE NAVI CROCIERA A VENEZIA: CONFRONTO TRA SCENARIO ATTUALE E SCENARI FUTURI DI SVILUPPO E DI MITIGAZIONE

Francesca Liguori, Silvia Pillon, Salvatore Patti

ARPA Veneto

Il metodo CAIMANS adottato per la valutazione delle azioni di mitigazione dell'esposizione della popolazione agli inquinanti atmosferici dovuti al traffico navale passeggeri.

Nelle città del Mediterraneo, le navi passeggeri sono quelle che tipicamente vanno ad ormeggiarsi nel cuore storico delle città e a ridosso delle zone a maggior densità abitativa.

È questa l'attuale situazione di tutte e cinque le città studiate dal Progetto CAIMANS (Cruise and passenger ship Air quality Impact Mitigation ActionNs, <http://www.medmaritimeprojects.eu/section/caimans>) finanziato nell'ambito del Programma MED 2007-2013 e conclusosi a giugno 2015, sotto la leadership di ARPAV ed in collaborazione con un ricco partenariato scientifico (il Dipartimento di Fisica dell'Università di Genova, per Genova, il Centro di Ricerca spagnolo CSIC-IDAEA per Barcellona, l'Agenzia di studi e ricerche per la qualità dell'aria francese AirPACA per Marsiglia e l'Università Aristotele di Salonicco per Salonicco).

L'esposizione della popolazione ai diversi livelli di concentrazione degli inquinanti atmosferici è stata adottata in CAIMANS come metrica per valutare l'efficacia di interventi di mitigazione studiati specificatamente in ciascuna città portuale del progetto.

Il metodo di indagine è stato fondato sui modelli di dispersione che, a partire da una dettagliata descrizione spaziale e temporale delle emissioni, possono essere spinti ad un'alta risoluzione, come i 100 metri raggiunti in CAIMANS. Con questi strumenti si sono cioè modellizzati i pennacchi emessi dalle navi in crociera al largo dal porto, in manovra e in ormeggio, andando a studiare come e dove vadano ad impattare il tessuto urbano delle città cinque portuali.

La base dati di partenza era costituita dai record dei passaggi navali registrati in ciascun porto, col relativo dettaglio riguardante la stazza della nave, i tempi di manovra, la posizione degli ormeggi e ovviamente la data di arrivo e partenza relativi all'anno 2013, studiato come anno più recente e completo all'avvio dello studio (luglio 2014).

Con questo dettaglio d'informazioni sono state ricostruite, ora per ora, le emissioni dei camini delle navi utilizzando, come strumento comune, un codice scritto dall'Osservatorio Aria di ARPAV che traduce la metodologia EMEP/EEA di riferimento a livello europeo per questo settore emissivo (EEA, 2013). La stima ha riguardato sia i macroinquinanti tipicamente studiati (ossidi di azoto e di zolfo, particolato atmosferico, monossido di carbonio e idrocarburi non metanici, monossido di carbonio), sia i microinquinanti (come metalli e microinquinanti organici) trattati dalla metodologia EMEP/EEA, nonché il benzo(a)pirene, secondo due distinte fonti bibliografiche per i fattori di emissione (Agrawal et al., 2010; Cooper and Gustafsson, 2004).

Visti i tempi piuttosto ristretti dettati dal periodo di implementazione del progetto di un solo anno, per il calcolo di dispersione, che richiede un know-how specifico e una preparazione ad hoc del flusso di dati dalla meteorologia alla geografia del territorio, ciascun team locale ha applicato lo strumento modellistico di cui possedeva già consolidata esperienza (in particolare per Venezia, Barcellona e Salonicco è stato utilizzato il modello CALPUFF mentre ADMS è stato utilizzato a Genova e Marsiglia).

L'output del calcolo di dispersione, che è costituito dalle concentrazioni di inquinanti al suolo, è stato discusso in relazione ai limiti di qualità dell'aria in vigore. A seconda dell'inquinante si sono cioè mappate le concentrazioni al suolo di breve periodo (concentrazioni orarie o giornaliere) o di lungo periodo (medie annuali).

La valutazione del rischio di esposizione è stata successivamente ottenuta sovrapponendo le mappe di concentrazione con il tematismo della popolazione ed andando a quantificare quante persone risiedono nelle zone della città che sono interessate da specifici intervalli di concentrazioni di inquinanti atmosferici, discussi come percentuale crescente rispetto ai limiti di qualità dell'aria in vigore.

Un'analoga stima emissiva e di dispersione al suolo è stata ricalcolata per ciascuno degli scenari: dapprima quello tendenziale in un medio futuro (2020 o 2025 a seconda della città) e poi quelli in cui si è introdotta, di volta in volta, una specifica azione di mitigazione delle emissioni, come la trasformazione della flotta navale a gas naturale e l'alimentazione elettrica delle navi in fase di ormeggio.

La differenza tra il numero di persone esposte ai diversi intervalli di concentrazione degli inquinanti atmosferici nei diversi scenari indagati è stata dunque discussa come strumento per valutare l'efficacia degli interventi di mitigazione ipotizzati in ciascuna città portuale del progetto. In Figura 3 è riprodotto lo schema metodologico adottato in CAIMANs appena descritto.

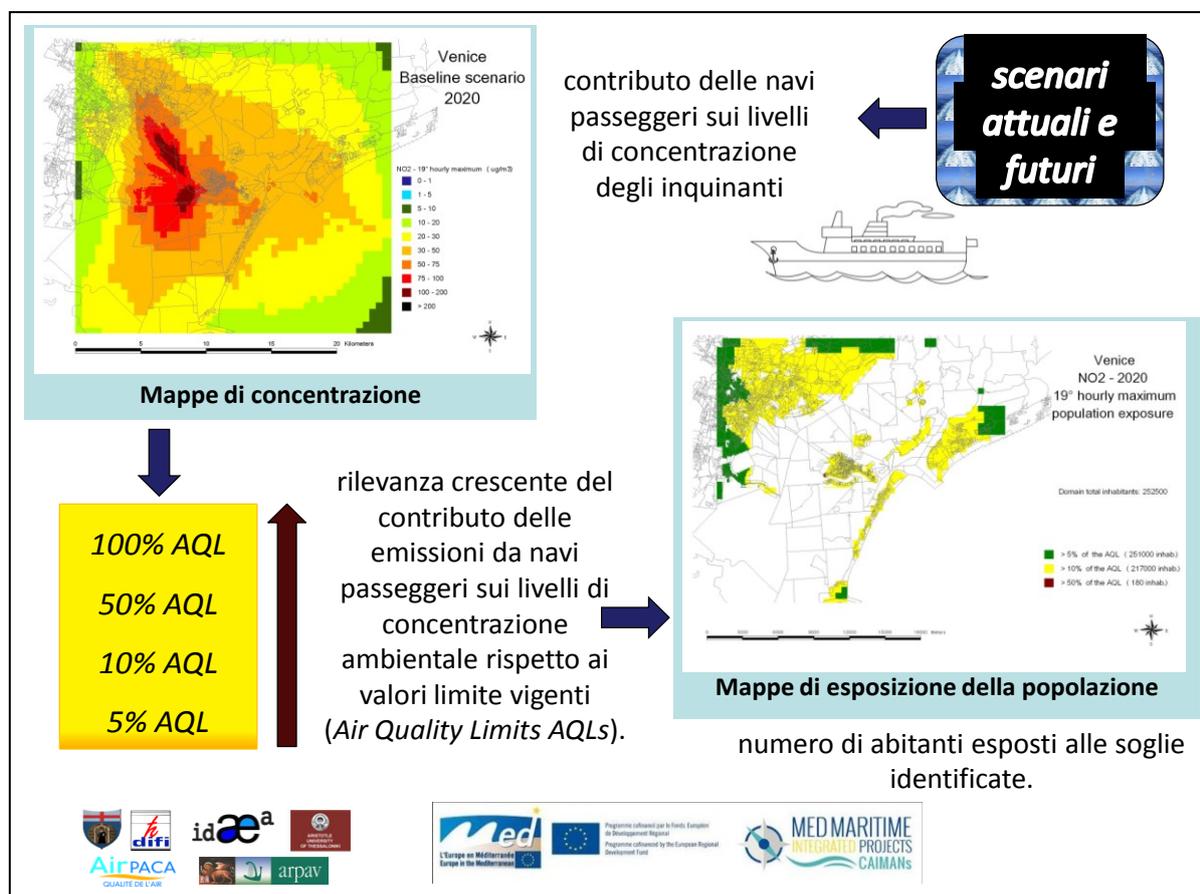


Figura 3. Schema metodologico del Progetto CAIMANs.

Come già accennato, la valutazione si fonda su quegli inquinanti per i quali la normativa europea, con la Direttiva 2008/50/EC, ha stabilito degli standard di qualità dell'aria (<http://ec.europa.eu/environment/air/quality/standards.htm>). Questi standard ed obiettivi si applicano a differenti periodi di tempo (anno, giorno, ore), perché i danni sanitari che si vogliono escludere si verificano in associazione a questi specifici tempi di esposizione.

Il criterio applicato in CAIMANs è stato dunque quello di evidenziare, nelle mappe di ricaduta calcolate con il modello di dispersione, le aree in cui venisse superato il 5%, il 10%, il 50% o il 100% del valore limite o del valore obiettivo definito per ciascun inquinante.

La valutazione è stata svolta sia per i limiti o valori obiettivo definiti per le esposizioni di lungo periodo, andando dunque a stimare le concentrazioni medie annue, sia per le esposizioni di breve periodo (come i numeri massimi consentiti di superamento in un anno di concentrazioni orarie o giornaliere), andando pertanto a calcolare nelle serie storiche delle concentrazioni medie giornaliere od orarie i corrispettivi percentili associati a tali valori soglia.

La soglia minima del 5% degli standard di qualità è stata individuata sulla base dei risultati del precedente Progetto APICE (Progetto finanziato anch'esso nell'ambito del Programma MED 2007-2013, <http://www.apice-project.eu/>) che, nelle medesime città pilota, aveva stimato per le attività marittime portuali (sia navi passeggeri che commerciali) contributi ai livelli di PM_{2.5} tra il 5% e il 25%, secondo la stagionalità e la posizione più o meno vicina al porto ed anche, in parte, rispetto all'approccio modellistico di stima (AA.VV., 2013, Salameh, D., et al, 2015).

Il caso studio delle crociere a Venezia.

Scenari emissivi indagati per la laguna di Venezia

La caratteristica peculiare del porto di Venezia è quella di essere collocato all'interno della laguna, uno degli ecosistemi lagunari più estesi e più importanti d'Europa e dell'intero bacino Mediterraneo: un'area umida – combinazione di fattori naturali e antropici - con un immenso patrimonio biologico, faunistico e floristico e con alcune specie animali e vegetali rare o minacciate d'estinzione, che ne ha valso la quasi intera designazione come Sito di Importanza Comunitaria e Zona di Protezione Speciale nell'ambito della Rete Natura 2000 da parte della Commissione europea. L'unicità ed eccezionalità della laguna anche per gli aspetti archeologici ed architettonici sono inoltre riconosciuti nel suo status di Patrimonio mondiale dell'umanità designato dall'UNESCO.

Nello specifico il porto di Venezia si diversifica in tre distinte aree: i terminal crociere e passeggeri con diversi approdi nella città lagunare, il porto commerciale di Porto Marghera che dal 2014 ospita anche il terminal Ro-Pax43 dei principali traghetti e il porto di San Leonardo a sud, per l'approdo delle petroliere che a tutt'oggi entrano in laguna.

Nell'analisi di CAIMANs, per il porto di Venezia sono stati esaminati quattro scenari: oltre all'alimentazione della flotta passeggeri a gas naturale (cosiddetto scenario LNG) e l'alimentazione elettrica delle navi passeggeri in fase di ormeggio (cosiddetto scenario OPS, On Power Supply), studiati anche nelle altre aree pilota, sono state valutate due ulteriori ipotesi riguardanti due differenti progetti in discussione (all'epoca dello studio) come risposta al pendente divieto di navigazione nel bacino di San Marco e nel canale della Giudecca per le navi crociera con stazza superiore alle quarantamila tonnellate (DM 79/2012).

Il primo dei due scenari locali è il cosiddetto progetto "Canale Contorta-Sant'Angelo" (<http://www.va.minambiente.it/it-IT/Oggetti/Info/1486>), che propone di dragare un canale di circa cinque chilometri a Sud-Ovest di Venezia in collegamento con il canale Malamocco Marghera, consentendo alle navi crociera con stazza maggiore di quarantamila tonnellate di raggiungere la medesima stazione marittima di Venezia attualmente in uso.

Il secondo scenario locale è il progetto "Venis Cruise 2.0" (<http://www.va.minambiente.it/it-IT/Comunicazione/DettaglioNotizia/283>) che propone la realizzazione di un nuovo terminal alla Bocca di Lido di Venezia per le medesime grandi navi crociera, estromettendole dunque completamente dalla navigazione all'interno della laguna.

Si sottolinea come entrambi i progetti locali siano stati esaminati a partire dalle informazioni disponibili all'epoca delle attività del progetto europeo e che i risultati comunque non volessero essere intesi in sostituzione degli studi di impatto ambientale richiesti dalla normativa. La precisazione è tanto più importante per il progetto del terminal al Lido, per il quale, all'epoca si disponeva di informazioni non complete. Nonostante ciò, l'estensione dell'applicazione della metodologia di valutazione di CAIMANs anche ai due citati progetti locali è stato considerato un'interessante approfondimento per la discussione in corso a Venezia.

Per la valutazione dell'efficacia di ciascuno dei quattro scenari, le corrispondenti emissioni sono state inserite in input nella catena modellistica CALMET-CALPUFF usata sia per lo scenario attuale relativo all'anno 2013 che per lo scenario futuro al 2020. Per quest'ultimo scenario, in mancanza di valutazioni robuste per eventuali trend di crescita del traffico crocieristico applicabili al caso Veneziano e alla sua peculiare "sospensione" rispetto alle decisioni relative al futuro, si è mantenuto il numero e la tipologia del traffico crociere 2013 e si è però introdotto il limite dello 0,5% per il contenuto di zolfo dei combustibili navali sancito dalla Direttiva 2005/33/EC a partire dal 2020.

L'effetto di ciascun scenario di mitigazione è stato discusso rispetto allo scenario 2020, analizzando le differenze sia in termini di emissioni che di concentrazioni ed, infine, di popolazione esposta alle diverse classi di concentrazione legate ai vari standard di qualità dell'aria.

In Figura 4 è ritratta la variazione percentuale delle emissioni degli inquinanti atmosferici calcolata per ciascuno scenario studiato rispetto allo scenario di sviluppo al 2020.

⁴³ È il terminal da dove partono e arrivano i traghetti che possono ospitare passeggeri, auto, camion e rimorchi).

Lo “scenario Contorta” (“Contorta_2020” in figura) è l’unico a registrare un aumento delle emissioni in quanto viene considerato un maggior tempo di manovra necessario alle navi crociera per raggiungere il Terminal della Marittima entrando dalla bocca di Malamocco e navigando appunto il Canale Contorta-Sant’Angelo. Al pari dello scenario di confronto al 2020, questo scenario comunque considera l’entrata in vigore del limite dello 0,5% per il contenuto di zolfo dei combustibili marini (Direttiva 2005/33/EC) e un decremento dei fattori di emissioni degli NOx pari al 5,6% rispetto al 2013, ottenuto considerando l’entrata in vigore dello standard Tier II per i motori delle navi post-2011 con un decremento del 20% in emissione (IMO, 2009) che va ad applicarsi al 4% annuale delle navi che ogni anno verrebbero sostituite (EEA, 2013).

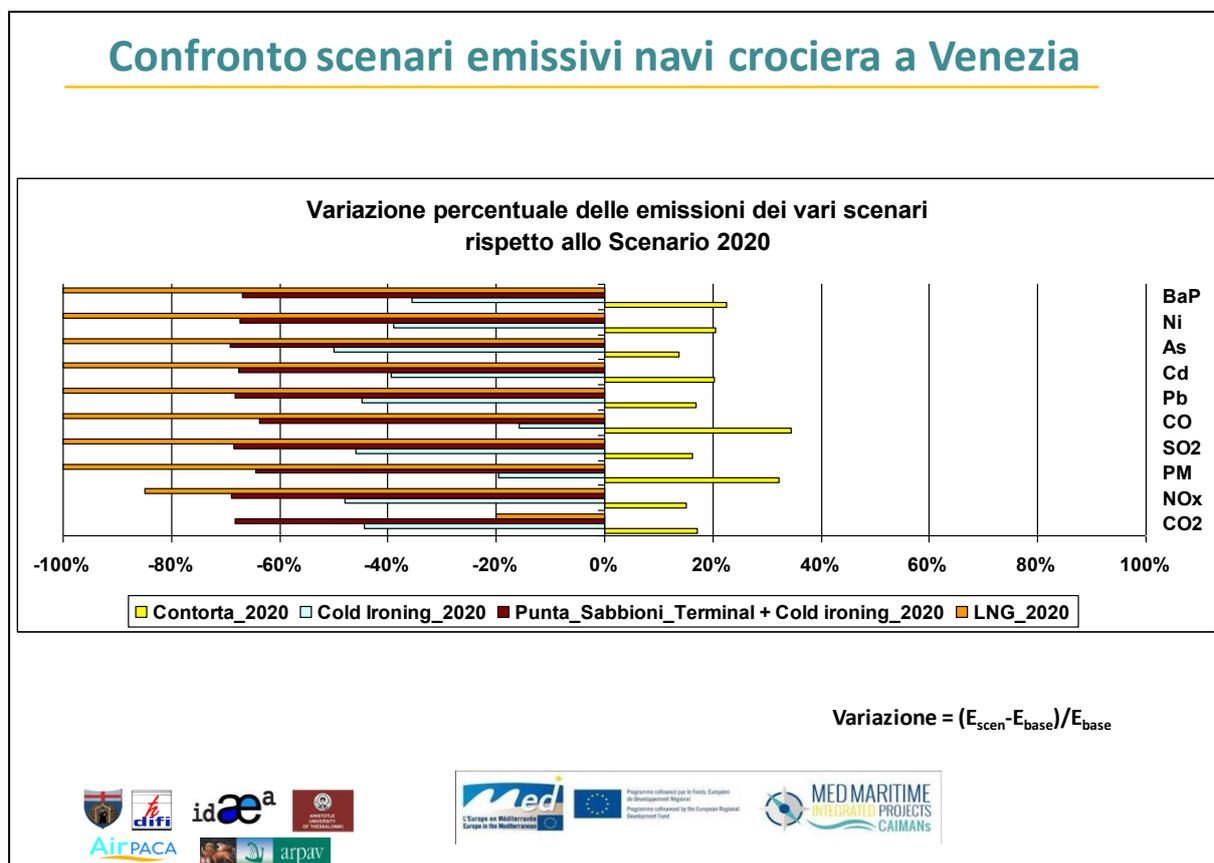


Figura 4. Variazione delle emissioni degli inquinanti atmosferici associate agli scenari emissivi delle navi crociera di Venezia.

Lo “scenario LNG” è quello che registra i maggiori decrementi emissivi, in quanto considera che tutte le navi crociera vengano ad essere alimentate a gas naturale, combustibile che ha i fattori di emissione più bassi (se non nulli, come per i metalli) per tutti gli inquinanti studiati.

Lo scenario dell’alimentazione elettrica delle navi all’ormeggio (scenario “Cold ironing 2020” in figura) si riferisce alla riduzione delle emissioni corrispondente all’installazione di quattro banchine elettrificate di uno specifico progetto valutato per la Marittima di Venezia (APV, 2011 in Gissi e Quaglia, 2013). Le banchine fornirebbero circa 6200 ore di energia elettrica in un anno tali da soddisfare il 90% delle ore di stazionamento delle navi crociera sopra le quarantamila tonnellate e il 73% delle ore di stazionamento di tutte le crociere, comprese quelle di stazza inferiore.

Lo “scenario Punta Sabbioni Terminal + Cold ironing 2020” stima le emissioni considerando un traffico crocieristico stazionario, come per lo scenario 2020, con l’attracco di tutte le navi crociera sopra le quarantamila tonnellate al di fuori della laguna, alla bocca di Lido. Il decremento delle emissioni è associato sia ai minori tempi di manovra sia alle emissioni da stazionamento risparmiate considerando la contestuale proposta di elettrificazione delle banchine, dimensionate per la fornitura di 6200 ore anno, in analogia al progetto già citato (APV, 2011 in Gissi e Quaglia, 2013). Questo scenario, che si focalizza sulle sole crociere, non considera il traffico addizionale delle navi di minor stazza deputate al trasporto passeggeri da e verso Riva Sette Martiri nella Venezia storica, né il traffico delle imbarcazioni dedicate al trasporto di bagagli e forniture da e verso la Stazione Marittima che

manterrebbe nel progetto la funzione di terminal logistico. Tutti questi elementi non sono stati valutati poiché il progetto preliminare, disponibile all'epoca del progetto CAIMANs, non riportava informazioni di sufficiente dettaglio.

Impatto sulla qualità dell'aria e sull'esposizione della popolazione degli scenari emissivi indagati

L'impatto sulla qualità dell'aria di tutte le navi passeggeri (non solo crociera) del porto di Venezia è stato valutato tramite l'applicazione del modello di dispersione CALPUF (Scire et al., 2001, v. 5.8) ad un dominio di analisi di circa 24 x 24 km², con una risoluzione di 500 metri ed un'ulteriore raffinamento della risoluzione ai 100 metri sull'entroterra di Mestre e Porto Marghera e sulla città storica di Venezia e la parte Nord del Lido.

L'input meteorologico è stato elaborato dal modello tridimensionale di tipo diagnostico CALMET (Scire et al., 2000, v. 5.8), alimentato con dati delle stazioni meteo al suolo di ARPAV e le stazioni sinottiche gestite dall'aeronautica militare, oltre ad una stazione locale della rete dell'Ente Zona Industriale di Porto Marghera (EZI, <http://www.entezona.it/>) e la stazione sulla piattaforma in mare aperto del Comune di Venezia gestita dall'ISMAR-CNR. I tre radiosondaggi RAOB più vicini all'area hanno inoltre fornito le necessarie misure in quota.

Le emissioni navali delle tre distinte fasi di ormeggio, manovra e navigazione sono state inserite nel modello come emissioni a camino, inserendo ora per ora i flussi di massa, calcolati con lo specifico codice sviluppato che applica la metodologia EMEP/EEA (EEA, 2013). Grazie alla dettagliata informazione presente nel *database* delle "toccate" delle navi (db anno 2013, fornito dalla Capitaneria di Porto di Venezia), le emissioni sono state aggregate in circa 40 gruppi di ormeggi la cui posizione è stata utilizzata per la localizzazione delle emissioni di questa fase. Le emissioni della fase di manovra sono state elaborate aggregando le emissioni degli ormeggi dei vari terminal (Marittima, Santa Marta/San Basilio, Riva Sette Martiri/San Biagio, Salute, Porto Marghera) e simulando un rilascio ogni 250 metri lungo la rotta di manovra che corrisponde, per le velocità di transito in gioco, ad una posizione ogni 10 minuti. Le emissioni della fase di crociera sono state parametrizzate con un rilascio ogni 500 metri lungo i circa 10 chilometri di rotta presenti all'interno del dominio di studio. Ulteriori dettagli riguardo la parametrizzazione delle emissioni delle navi sono reperibili nel Rapporto specialistico elaborato nell'ambito del Progetto CAIMANs (AAVV, 2015).

Per lo scenario del 2013 i risultati del calcolo di dispersione indicano che gli inquinanti con un impatto più significativo sulla qualità dell'aria sono il biossido di azoto (NO₂) e il biossido di zolfo (SO₂), i soli inquinanti che eccedono il 5% di almeno uno standard di qualità (AQL) per essi definito.

In particolare per l'NO₂ la concentrazione annua massima calcolata a partire dalle emissioni delle navi passeggeri è inferiore a 4 µg/m³ (circa il 9% dello valore limite annuale di 40 µg/m³) e si stima avvenga sulle acque di fronte e dietro il terminal passeggeri della Marittima; l'area che eccede il 5% del valore limite annuale raggiunge anche una porzione molto confinata della città storica, ovvero principalmente il terminal passeggeri stesso. Per quanto riguarda il limite di breve termine per l'NO₂, il modello stima per il 99.8 percentile delle concentrazioni orarie di un anno (che corrisponde al 19° massimo orario di un anno per il quale è definito il valore limite di 200 µg/m³) un valore massimo di 174 µg/m³ (circa l'87% del limite) in prossimità del terminal delle crociere e valori che variano da 50 a 120 µg/m³ (dal 25% al 60% del limite) nella città storica insulare (Figura 5).

Per quanto riguarda il limite per le concentrazioni orarie di SO₂, il massimo valore del 99,7 percentile delle concentrazioni orarie di un anno (che corrisponde al venticinquesimo massimo orario di un anno, per il quale è definito il limite di 350 µg/m³) è stimato pari a circa 22 µg/m³ in area lagunare e a circa 32 µg/m³ al di fuori delle bocche lagunari, dove le navi crociera utilizzano olio combustibile, diversamente da quanto considerato all'interno della laguna in applicazione dell'accordo volontario Venice Blue Flag 2 in vigore nel 2013.

Il contributo delle navi passeggeri alle concentrazioni di PM10 non è particolarmente rilevante: meno dell'1% del limite annuale. Anche il contributo dei microinquinanti è generalmente molto contenuto: meno dello 0,1% del corrispondente valore obiettivo per piombo (Pb), cadmio (Cd), arsenico (As) e benzo(a)pirene (BaP). Il microinquinante con la concentrazione maggiore è il nichel (Ni), per il quale il valore massimo nel dominio corrisponde a circa l'1,5% del valore obiettivo definito per la media annua (e pari a 20 ng/m³).

Gli scenari di mitigazione indagati dimostrano decrementi più o meno significativi delle varie concentrazioni al suolo, rispetto allo scenario 2020 di confronto.

La conversione della flotta passeggeri a gas naturale liquefatto (LNG), studiato come scenario drastico di totale riconversione, è quello che ovviamente dimostra i più importanti decrementi per tutti gli inquinanti.

La differenza percentuale rispetto allo scenario di riferimento 2020 raggiunge il -70% per la statistica con cui si valuta il limite di breve termine per l'NO₂; per il medesimo indice statistico lo scenario dell'elettrificazione della banchina della Marittima registra invece un massimo decremento di -40%.

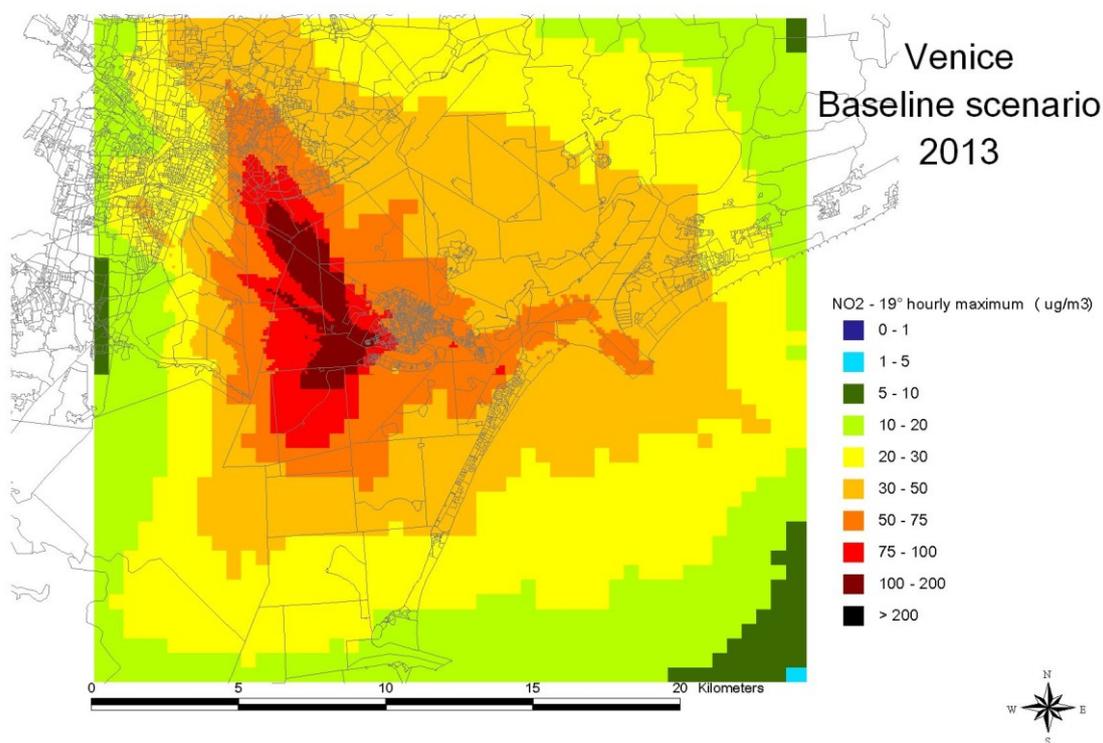


Figura 5. 19° massimo delle concentrazioni orarie di NO₂ dovuto alle navi passeggeri di Venezia nel 2013.

Nella mappa di Figura 6 sono ritratte le aree dove la popolazione, nello scenario futuro al 2020, è previsto venga esposta a valori di concentrazione superiori al 5%, al 10% e al 50% del valore limite di breve periodo definito a tutela della salute della popolazione. Nella didascalia della mappa è anche indicato quanti abitanti siano interessati da tali ricadute dovute alle navi passeggeri del porto di Venezia.

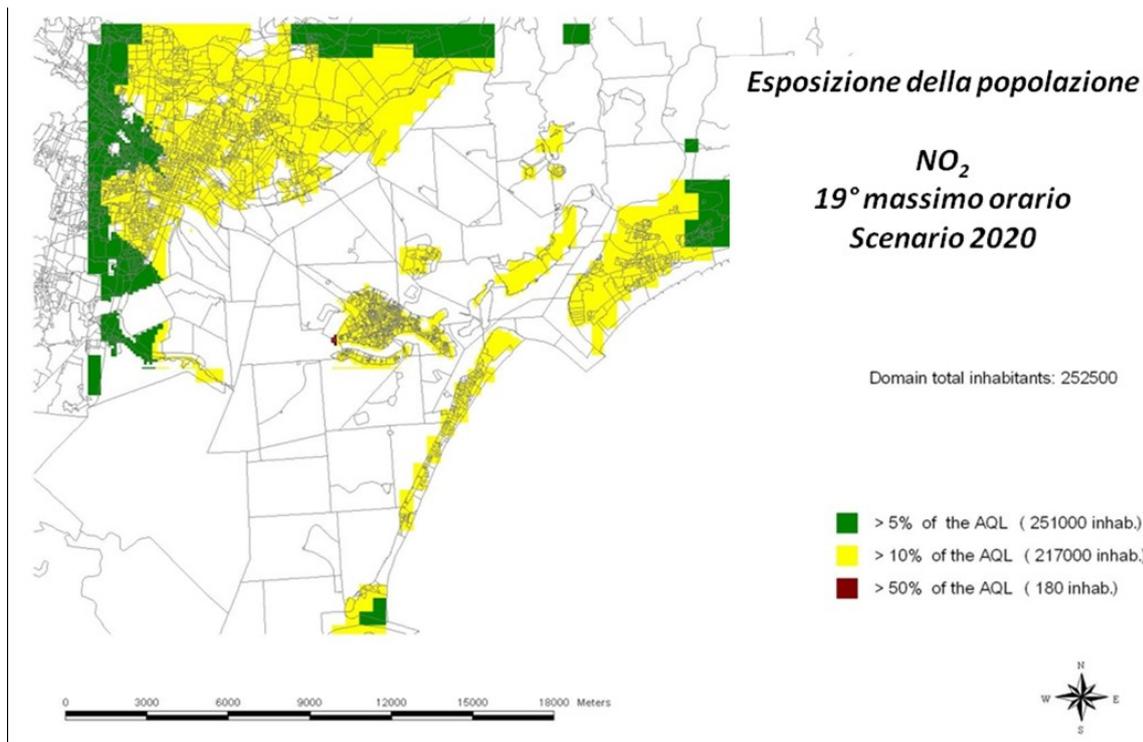


Figura 6. *Mapa di esposizione della popolazione NO₂ short term, scenario futuro 2020*

Similmente a quanto in presentato per lo scenario futuro al 2020, nella mappa di Figura 7 sono mostrate le aree di esposizione delle popolazione relative allo “scenario OPS”, cioè lo scenario in cui le emissioni della fase di ormeggio verrebbero decrementate grazie all’esercizio di quattro banchine elettrificate installate presso la Marittima di Venezia per le grandi navi crociera. Con questo intervento di mitigazione viene a sparire la zona urbana a ridosso del terminal dove per lo scenario 2020 si prevedeva un’esposizione superiore al 50% del valore limite.

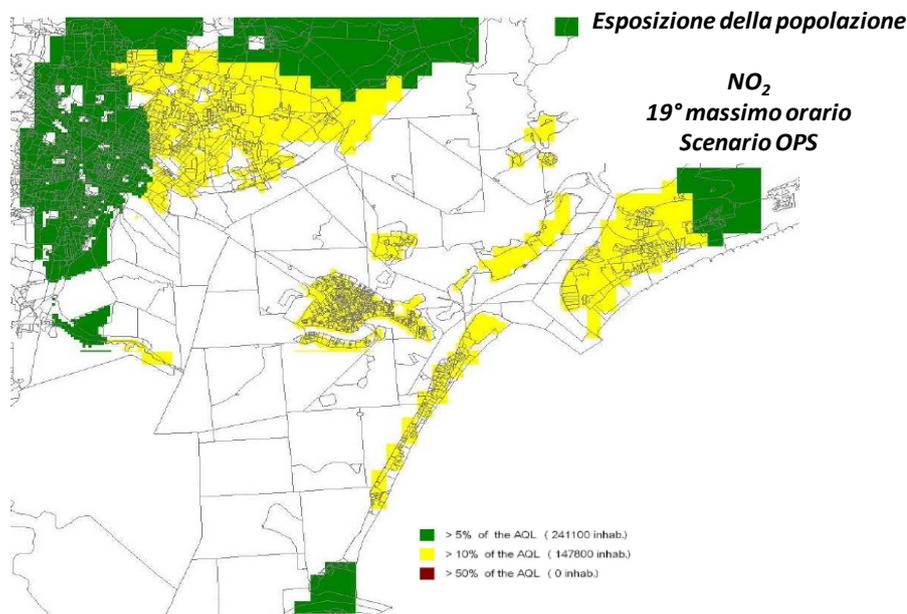


Figura 7 – *Mapa di esposizione della popolazione NO₂ short term, scenario OPS*

In Tabella 2 per ciascuno degli scenari studiati sono indicati il numero di abitanti e la percentuale della popolazione sul totale dei residenti dentro l’area di studio per i quali si prevede un’esposizione superiore alle varie soglie definite rispetto ai rispettivi limiti o standard di qualità dell’aria (AQL).

Tabella 2. Esposizione della popolazione nei vari scenari indagati per le navi passeggeri di Venezia.

Indice statistico per i vari Standard di Qualità dell’Aria (AQL)	Scenario	>5% AQL	>10% AQL	>50% AQL	>5% AQL	>10% AQL	>50% AQL
		N° di abitanti			% di abitanti sul totale del dominio (tot abitanti nel dominio: 252'500)		
19° massimo orario NO ₂	Presente (2013)	251,000	224,000	2,430	99%	89%	1%
Media annua NO ₂		180	0	0	0%	0%	0%
25° massimo orario SO ₂		15	0	0	0%	0%	0%
19° massimo orario NO ₂	Futuro (2020)	251,000	217,000	180	99%	86%	0%
Media annua NO ₂		3	0	0	0%	0%	0%
25° massimo orario SO ₂		1,530	0	0	1%	0%	0%
19° massimo orario NO ₂	Cold Ironing 2020	241,100	147,800	0	95%	59%	0%
Media annua NO ₂		0	0	0	0%	0%	0%
25° massimo orario SO ₂		113	0	0	0%	0%	0%
19° massimo orario NO ₂	Contorta 2020	252,500	221,400	180	100%	88%	0%
Media annua NO ₂		0	0	0	0%	0%	0%
25° massimo orario SO ₂		7	0	0	0%	0%	0%
19° massimo orario NO ₂	Punta Sabbioni	185,300	85,100	0	73%	34%	0%
Media annua NO ₂	Terminal + Corld	0	0	0	0%	0%	0%
25° massimo orario SO ₂	Ironing 2020	0	0	0	0%	0%	0%
19° massimo orario NO ₂	LNG 2020	2,900	0	0	1%	0%	0%
Media annua NO ₂		0	0	0	0%	0%	0%
25° massimo orario SO ₂		0	0	0	0%	0%	0%

L’indicazione del numero assoluto di abitanti esposti alle diverse soglie di concentrazione degli inquinanti atmosferici consente di confrontare in maniera oggettiva i vari scenari studiati. Le percentuali delle popolazioni rispetto al totale della popolazione residente nell’area è invece una metrica che si è dimostrata più idonea al confronto con le altre città coinvolte nel progetto, poiché ha permesso una comparazione anche laddove le popolazioni residenti erano drasticamente diverse (in particolar modo Venezia e Salonicco, di minori dimensioni rispetto a Barcellona, Marsiglia e Genova). I risultati di CAIMANs sia per il caso veneziano che per le altre città “pilota”, qui sinteticamente discussi, sono tutti accessibili nel sito di progetto, a cui si rimanda per ulteriori dettagli.

Conclusioni

L’esposizione della popolazione, valutata attraverso un percorso metodologico che si fonda su una stima emissiva ed un calcolo di dispersione ad alta risoluzione temporale e spaziale, si è dimostrata essere un utile strumento di valutazione per la comparazione di diversi scenari emissivi studiati per il porto di Venezia. L’adozione della medesima metrica negli ulteriori porti “pilota” del Progetto CAIMANs ha consentito di confrontare la situazione veneziana con quella di Barcellona, Marsiglia, Genova e Salonicco.

La metodologia di indagine ha dimostrato interessanti potenzialità per la sua estensione ad altre città portuali del Mediterraneo che tipicamente si trovano ad ospitare, proprio a ridosso del proprio centro storico altamente urbanizzato, i terminal passeggeri e crocieristici.

Ringraziamenti

Lo studio qui presentato è stato cofinanziato dal Fondo Europeo di Sviluppo Regionale (FESR, nell'ambito del Programma MED 2007-2013

Autori del progetto CAIMANs:

Francesca Liguori¹, Silvia Pillon¹, Salvatore Patti¹, Noemí Pérez², Pedro Jiménez-Guerrero², Laure Chevallier³, Damien Piga³, Alexandre Armengoud³, Paolo Prati⁴, Paolo Brotto⁴, Federico Cassola⁴, Anastasia Poupkou⁵, Natalia Liora⁵, Serafim Kontos⁵, Dimitrios Melas⁵

¹Area studio di Venezia, Osservatorio Regionale Aria, ARPAV, Via Lissa 6 Mestre 30174, Venezia, Italia.

²Area studio di Barcellona, Institute of Environmental Assessment and Water Research (IDAEA), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), C/ Jordi Girona 18-26, 08034 Barcellona, Spagna.

³Area studio di Marsiglia, Air PACA, Le Noilly Paradis = 2e ét. – 146 rue Paradis 13006 Marsiglia, Francia.

⁴Area studio di Genova, Dipartimento di Fisica & IFN, Università di Genova, Via Dodecaneso 33, 16146 – Genova, Italia.

⁵Area studio di Salonicco, Department of Physics, Aristotle University of Thessaloniki, 54124, Thessaloniki, Grecia.

BIBLIOGRAFIA

AAVV, 2015. Air Quality Impact and Green House Gases Assessment for cruise and passenger ships. Results of the first step of the CAIMANs Project, Giugno 2015. <http://www.medmaritimeprojects.eu/section/caimans/outputs>

Agrawal, H., Welch, W.A., Henningsen, S., Miller, J.W., Cocker D.R., 2010. Emissions from main propulsion engine on container ship at sea. Journal of Geophysical Research 115, D23205, doi:10.1029/2009JD013346.

AAVV, 2013. Reducing atmospheric pollution in the Mediterranean Port Cities - The results of APICE project. ARPAV febbraio 2012, Padova ISBN 978-88-7504-166-3. http://www.apice-project.eu/img_web/pagine/files/Publication/Final%20Publication.pdf

Cooper, D. and Gustafsson, T., 2004. Methodology for calculating emissions from ships: 1. Update of emission factors. Report series for SMED and SMED&SLU published by the Swedish Meteorological and Hydrological Institute, ISSN: 1652-4179.

EEA, 2013. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. EEA Technical report No 12/2013. ISBN 978-92-9213-403-7. doi:10.2800/92722.

Gissi E. e Guaglia, T., 2013. Qualità dell'aria nella laguna di Venezia, APICE: verso la riduzione dell'inquinamento atmosferico, FrancoAngeli, Milano.

IMO, 2009. Second IMO GHG Study, International Maritime Organization (IMO) London, UK, April 2009; Buhaug, Ø., Corbett, J.J., Endresen, Ø., Eyring, V., Faber, J., Hanayama, S., Lee, D.S., Lee, D., Lindstad, H., Markowska, A.Z., Mjelde, A., Nelissen, D., Nilsen, J., Pålsson, C., Winebrake, J.J., Wu, W., Yoshida, K.

Salameh, D., et al., 2015. PM2.5 chemical composition in five European Mediterranean cities: A 1-year study. Atmospheric Research 155, 102-117.

I risultati completi del Progetto CAIMANs sono consultabili all'indirizzo internet <http://www.medmaritimeprojects.eu/section/caimans>

I risultati completi del Progetto APICE sono consultabili all'indirizzo internet <http://www.apice-project.eu/>

WIND DAYS A TARANTO: PREVISIONI METEOROLOGICHE A SUPPORTO DEL PIANO DI RISANAMENTO DELLA QUALITÀ DELL'ARIA DEL QUARTIERE TAMBURI DI TARANTO

Micaela Menegotto, Annarita Turnone, Francesca Fedele, Anna Guarnieri Calò Carducci
ARPA Puglia

Introduzione

Contesto geografico

Sin dagli anni '90, l'area che comprende la città di Taranto e i comuni limitrofi di Statte, Montemesola, Crispiano e Massafra, è inclusa tra le "aree ad elevato rischio di crisi ambientale" (Legge n. 349/1986 e successive deliberazioni), a causa delle numerose attività industriali altamente impattanti presenti nel suo territorio. L'area rientra anche tra i Siti di Interesse Nazionale (SIN) per le bonifiche da inquinamento ambientale (ex Art. 252, comma 1 del D.Lgs. 152/06 e ss.mm.ii), (ISPRA, Sito istituzionale). In contiguità con la città di Taranto sono infatti presenti uno dei più grandi impianti siderurgici a ciclo integrato d'Europa (ILVA), una raffineria (ENI), un cementificio (CEMENTIR) e un'area portuale destinata al trasporto delle materie prime e dei prodotti finiti. La loro collocazione rispetto alla città di Taranto è riportata in figura 1, nella quale è evidenziato il quartiere Tamburi di Taranto, densamente popolato, che risulta il più esposto alle emissioni industriali data la sua prossimità con gli impianti e con i parchi minerari a cielo aperto del siderurgico.

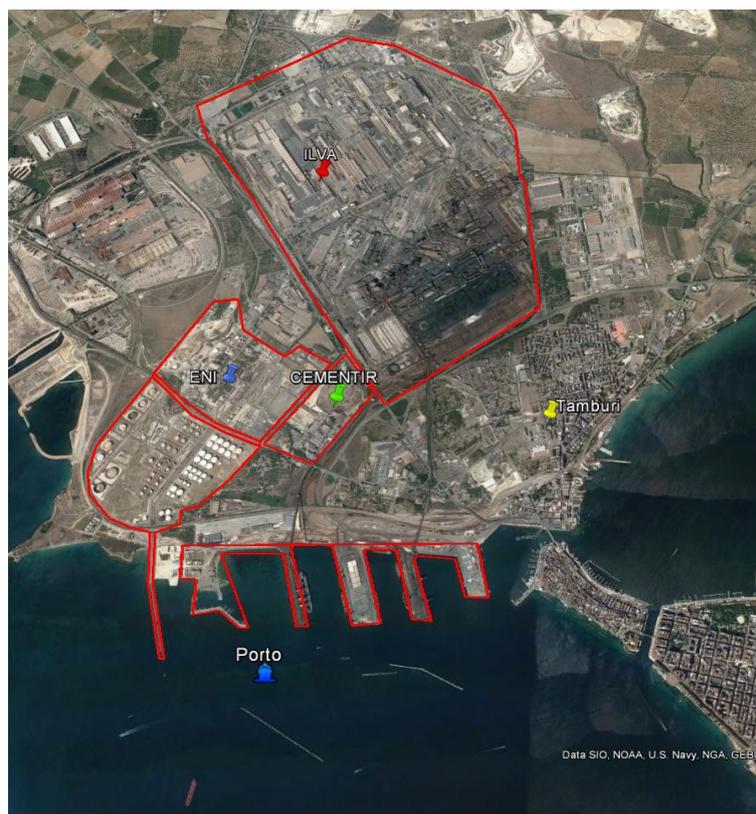


Figura1: - *Principali comparti industriali di Taranto e quartiere Tamburi. Fonte: Google Earth - Elaborazione ARPA Puglia*

Quadro emissivo ed epidemiologico

Tra i principali inquinanti emessi dal polo industriale di Taranto vi sono il PM10, gli Idrocarburi policiclici aromatici (tra cui vi è il benzo(a)pirene), le diossine, il benzene.

Si riporta a titolo esemplificativo in figura 2 il contributo percentuale alle emissioni di PM10 e in figura 3 quello dei 4 principali IPA cancerogeni (EMEP/EEA, 2013) per il comune di Taranto. Si rileva la netta predominanza del contributo industriale che ammonta ad oltre il 66% per il PM10 e oltre il 95 % per gli IPA.

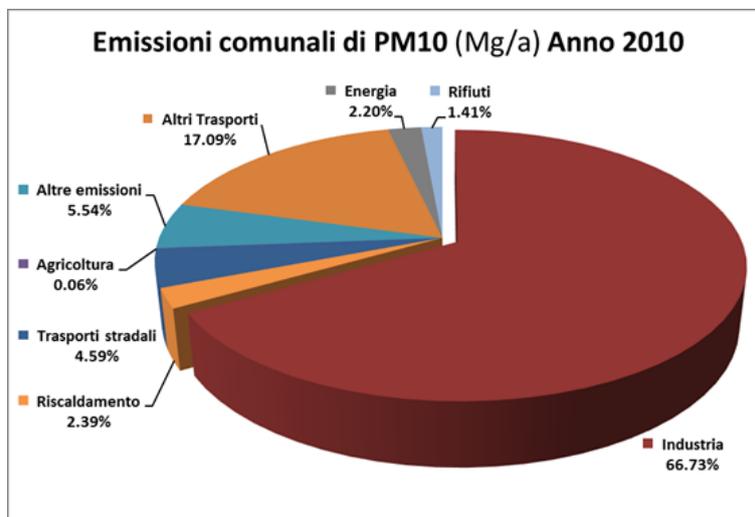


Figura 2 - Contributo percentuale dei vari comparti alle emissioni di PM10 per il comune di Taranto. Fonte: Regione Puglia/ARPA Puglia - Centro Regionale Aria - IN.EM.AR. Puglia (Inventario Regionale Emissioni in Atmosfera) - Inventario 2010 rev. 1

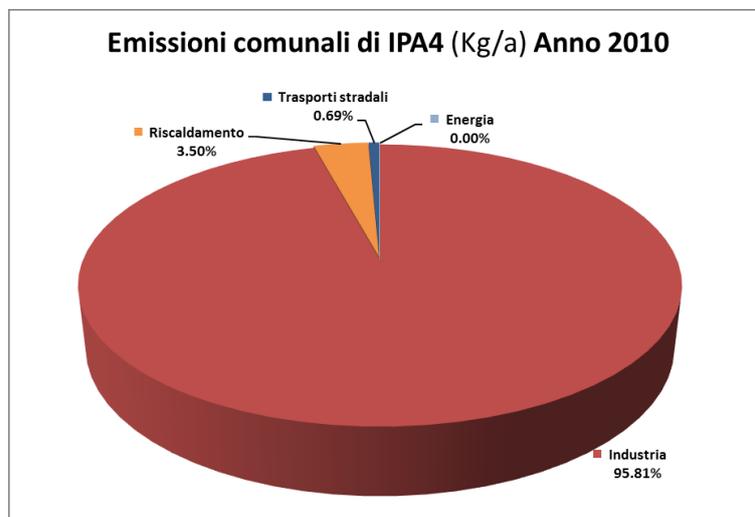


Figura 3 - Contributo percentuale dei vari comparti alle emissioni dei quattro principali IPA cancerogeni (IPA4) per il comune di Taranto. Fonte: Regione Puglia/ARPA Puglia - Centro Regionale Aria - IN.EM.AR. Puglia (Inventario Regionale Emissioni in Atmosfera) - Inventario 2010 rev. 1.

Numerosi studi epidemiologici sono stati rivolti alla città di Taranto, alcuni dei quali hanno stimato gli effetti sanitari a breve e lungo termine dell'inquinamento atmosferico. I risultati riportati in letteratura concordano nell'evidenziare un eccesso di eventi sanitari rispetto ai valori attesi.

L'indagine SENTIERI (Studio Epidemiologico Nazionale sui Territori e degli Insediamenti Esposti a Rischio da Inquinamento) coordinata dall'ISS, che ha visto nel 2012 uno specifico aggiornamento solo per il SIN di Taranto, ha evidenziato eccessi di mortalità per entrambi i generi, segnalando in particolare un eccesso di mortalità anche nell'infanzia (SENTIERI, 2012).

Dati di qualità dell'aria rilevati e studi sito specifici

Secondo i dati rilevati dalla Rete Regionale di Qualità dell'Aria gestita dall'ARPA Puglia (RRQA), negli anni 2009-2011 nel solo quartiere Tamburi è stato superato il valore obiettivo per il benzo(a)pirene e nel 2011 sono stati registrati più di 35 superamenti/anno del valore limite per il PM10 (ARPA Puglia, Rapporti annuali sulla qualità dell'aria).

Analizzando i dati 2011 di PM10 rilevati dalla RRQA unitamente ai dati meteorologici, è emerso che il deterioramento della qualità dell'aria rilevato nel quartiere Tamburi era molto spesso legato all'instaurarsi di determinate condizioni meteorologiche che lo ponevano sottovento alle emissioni industriali. In particolare si sono registrati aumenti delle concentrazioni giornaliere di PM10, spesso con superamento del valore limite, durante le giornate di maestrale (vento su scala sinottica dal quadrante di nord-ovest) nel solo quartiere Tamburi, mentre in altri siti della città meno prossimi alla zona industriale, nelle stesse giornate, si sono registrati valori inferiori alla media sito specifica, coerentemente con l'effetto di diluizione degli inquinanti favorito da venti di una certa intensità.

Ulteriori studi di approfondimento condotti dall'Agenzia anche con strumentazione non convenzionale (campionatori vento selettivi), hanno confermato la estrema direzionalità di provenienza degli inquinanti primari, ponendo l'attenzione in particolar modo sul benzo(a)pirene, cui è stato attribuito un contributo alle concentrazioni al suolo dovuto al polo siderurgico pari al 90% (ARPA Puglia, 2011).

Un successivo studio modellistico di dispersione degli inquinanti primari, con l'obiettivo del "source apportionment" (ovvero attribuire a ciascuna sorgente la quota percentuale sulla concentrazione di inquinanti rilevati al suolo), ha confermato l'origine prettamente industriale dell'inquinamento nel quartiere Tamburi, evidenziando per il PM10 un contributo alle concentrazioni delle emissioni convogliate e fuggitive del siderurgico di circa l'80% (ARPA Puglia, 2012).

WIND DAYS e Piano di risanamento

Per quanto esposto nel precedente paragrafo, circa la fenomenologia dell'inquinamento dell'aria nel quartiere Tamburi, partendo dai dati rilevati nel 2011 e mediante successivo studio modellistico, sono stati selezionati i *WIND DAYS*, ovvero giornate caratterizzate da venti dal quadrante di NO con velocità superiore a 7 m/s per almeno 3 ore consecutive (dati di vento rilevati in una centralina meteorologica di Taranto presa come riferimento denominata San Vito). Nel 2011, oltre il 65% dei superamenti del valore limite giornaliero per il PM10 registrati nella centralina di Tamburi era legato a queste condizioni meteorologiche.

In figura 4, a titolo esplicativo, si riportano i box-plot delle concentrazioni di PM10 rilevate nel periodo 2005-2012 in una centralina di Tamburi e per confronto in una centralina di fondo di Taranto (denominata Talsano), separate tra giorni di *WIND DAYS* e altri giorni.

Come già anticipato nel paragrafo 1.1.3, le due centraline presentano un comportamento inverso rispetto alle concentrazioni di PM10: la centralina di Tamburi registra un aumento della concentrazione di PM10 nei giorni definiti di *WIND DAYS* mentre la centralina di Talsano, in corrispondenza delle stesse condizioni, registra una diminuzione della concentrazione di PM10.

Il comportamento di Talsano è in linea con le attese in quanto a venti più intensi corrispondono basse concentrazioni di PM10 per effetto della diluizione e del trasporto esercitato appunto dal vento.

Viceversa l'area di Tamburi rappresenta una singolarità avendo un comportamento esattamente opposto.

Alla luce dei rilievi summenzionati, l'Assessorato all'Ecologia della Regione Puglia, di concerto con le strutture di ARPA Puglia e della ASL Taranto, ha redatto il "Piano contenente le prime misure di intervento per il risanamento della qualità dell'aria nel quartiere Tamburi (Ta) per gli inquinanti PM10 e benzo(a)pirene ai sensi del d.lgs. 155/2010 art. 9 comma 1 e comma 2", adottato e approvato nell'ottobre 2012 dalla giunta regionale pugliese (Regione Puglia, 2012) (di seguito Piano di risanamento).

Nel Piano di risanamento si dà mandato ad ARPA Puglia di prevedere mediante modellistica previsionale meteorologica l'instaurarsi delle condizioni di "WIND DAYS" con almeno 48 ore di anticipo e di allertare le aziende sottoposte ad AIA (Autorizzazione Integrata Ambientale) ricadenti nell'area di Taranto e Statte. Le aziende a loro volta sono soggette a prescrizioni volte a ridurre le emissioni sia convogliate che diffuse, da applicare nelle giornate oggetto di allerta, come dettagliato nel Piano di risanamento.

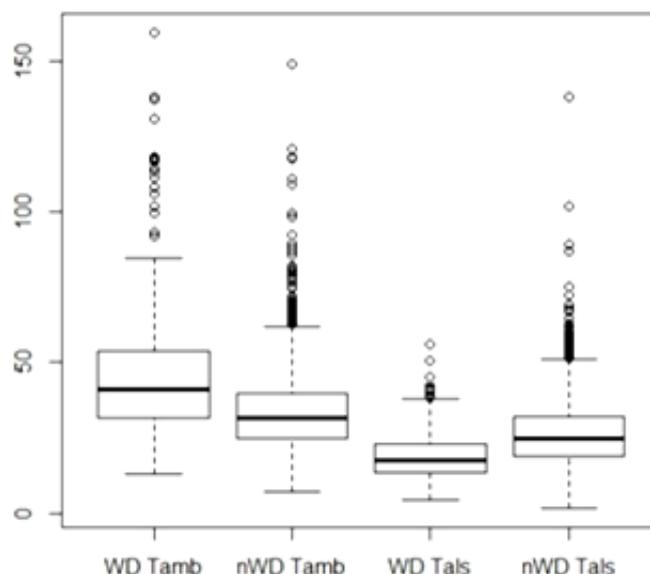


Figura 4 - Box-plot delle concentrazioni di PM10 rilevate presso le centraline di Tamburi e Talsano (2005-2012), durante i WIND DAYS (WD) e negli altri giorni (nWD). Fonte: Elaborazione e dati ARPA Puglia

Previsioni meteorologiche a supporto del piano di risanamento della qualità dell'aria

Come esposto nel paragrafo precedente, sulla base del Piano di Risanamento, viene richiesto ad ARPA Puglia di allertare le aziende con almeno 48 ore di anticipo (per consentire loro di pianificare le connesse attività); pertanto l'Agenzia ha avuto la necessità di costruire un sistema di previsione a +72 ore, che consentisse di rispettare la tempistica di allerta disposta dal piano.

Inizialmente, a partire dal dicembre 2012, non disponendo di un sistema previsionale, l'Agenzia ha esternalizzato le previsioni provvedendo ad una rielaborazione delle previsioni acquistate (Tanzarella, 2013).

Nel corso del 2014 è stato messo a punto un sistema modellistico previsionale interamente gestito con risorse interne, che a partire dal 1 gennaio 2015 viene utilizzato per le previsioni dei WIND DAYS.

Per migliorare le prestazioni del sistema previsionali, si è scelto di utilizzare gli output di due catene modellistiche indipendenti, costruendo un criterio di selezione ottimizzato.

Operativamente vengono utilizzati i seguenti due modelli:

- COSMO-Lami fornito da ARPAE Emilia Romagna nell'ambito di un protocollo di intesa con ARPA Puglia. Questo modello rappresenta il modello di riferimento Italiano per il Sistema di Protezione Civile. (Il Servizio Idro-meteo-clima di ARPAE EMR è Centro di Competenza Nazionale per la modellistica meteorologica nell'ambito della rete dei Centri Funzionali della Protezione Civile, oltre che Centro Funzionale della protezione civile per l'Emilia-Romagna).
- WRF implementato da ARPA Puglia, con parametrizzazioni scelte opportunamente per ottimizzare il modello sul sito di interesse.

Il modello meteorologico COSMO (Cosmo, sito istituzionale) è stato sviluppato nel quadro di una collaborazione internazionale tra i servizi meteorologici nazionali di Italia, Germania, Grecia, Polonia, Romania, Russia e Svizzera.

Per l'Italia fa parte del consorzio internazionale l'USAM (Ufficio generale Spazio Aereo e Meteorologia) e tramite un accordo satellite nazionale il Servizio Idro-meteo-clima di ARPA EMR e ARPA Piemonte.

In ambito nazionale il Servizio Idro-meteo-clima di ARPA EMR gestisce le catene operative Cosmo I7 e Cosmo I2, che forniscono previsioni numeriche sul territorio nazionale rispettivamente a 7 e 2.8 km di risoluzione spaziale.

Essendo COSMO-I7 un modello ad area limitata, necessita di condizioni di partenza ed al contorno che vengono fornite dal modello globale del centro europeo ECMWF (European Center for Medium range Weather Forecasting). Il modello COSMO-I2 invece le riceve da COSMO-I7 (figura 1.5).

Le previsioni basate su queste due catene modellistiche vengono effettuate due volte al giorno, alle ore 00 e alle ore 12 UTC, presso il centro di supercalcolo Cineca. Cosmo I7 copre un intervallo temporale di tre giorni, Cosmo I2 elabora previsioni per due giorni.

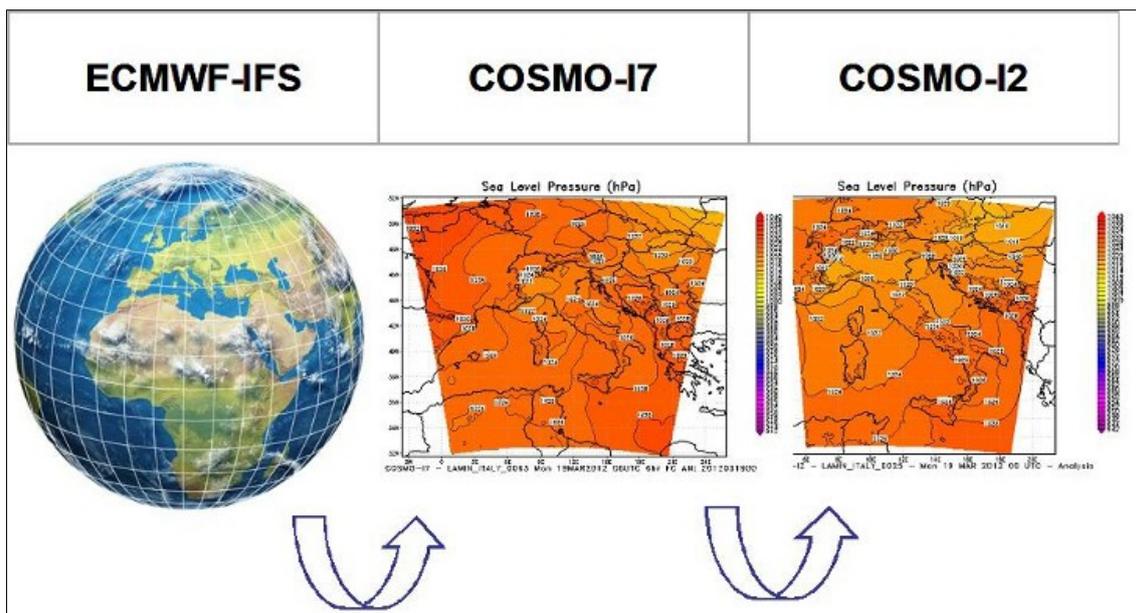


Figura 5 - Schematizzazione della catena operativa modellistica COSMO. Fonte: ARPA Piemonte – Sito istituzionale

Il modello WRF è un sistema di simulazione atmosferica sviluppato da una collaborazione di centri di ricerca, Università e Agenzie governative degli Stati Uniti coordinata dal National Center for Atmospheric Research, NCAR (USA) (WRF, sito istituzionale), destinato sia alle previsioni che alla ricerca in ambito atmosferico. Esso offre una serie di vantaggi rispetto ai modelli meteorologici tradizionali, ed una vasta gamma di applicazioni a diversa scala, dai fenomeni alla microscala (su uno spazio di qualche metro) a quelli alla scala sinottica (su uno spazio di migliaia di chilometri). Tra i vantaggi di particolare interesse nel nostro caso vi è l'elevata flessibilità che consente di modificare le parametrizzazioni fisiche dei fenomeni a piccola scala spazio-temporale, al fine di meglio adattare al sito di interesse.

L'architettura del software permette il parallelismo computazionale, pertanto nell'ambito di un accordo quadro di collaborazione scientifica tra ARPA Puglia e l'Istituto Nazionale di Fisica Nucleare, sezione di Bari, si è proceduto ad installare e testare tutti i codici del modello sulla piattaforma di calcolo parallelo ReCaS (ReCaS, sito istituzionale), evitando di acquistare un costoso sistema server per calcolo parallelo, che peraltro necessita di attività manutentive specialistiche e frequenti.

I dati di input al modello provengono dal modello globale americano Global Forecast System (GFS) prodotto dal National Centers for Environmental Prediction (NCEP); nelle simulazioni effettuate da ARPA Puglia, si sono scelti due domini innestati, uno a 16 km e uno a 4 km di risoluzione (figura 1.6). Come già accennato, il modello WRF ha un ampio range di applicazioni e offre la possibilità di scegliere fra diverse parametrizzazioni fisiche. Il modello WRF implementato da ARPA Puglia discende da una ottimizzazione sito specifica per l'area di Taranto.

Dopo studio bibliografico si è scelto un set di base di parametrizzazioni, successivamente modificate sulla base di test di validazione.

Poiché si era interessati a migliorare la modellizzazione del vento, si è introdotta nella parametrizzazione della superficie, una opzione utile a migliorare l'effetto della topografia (Jimenez, 2012), che ha portato ad una riduzione significativa del bias positivo sul vento, caratteristico di WRF (Fedele, 2015). Sono in corso ulteriori test che riguardano sia la modifica delle parametrizzazioni e della configurazione di default del modello, sia il post-processing dei dati, mediante l'applicazione di tecniche quali il filtro di Kalman e le reti neurali, al fine di ottenere un miglior adattamento dei dati simulati ai dati reali.

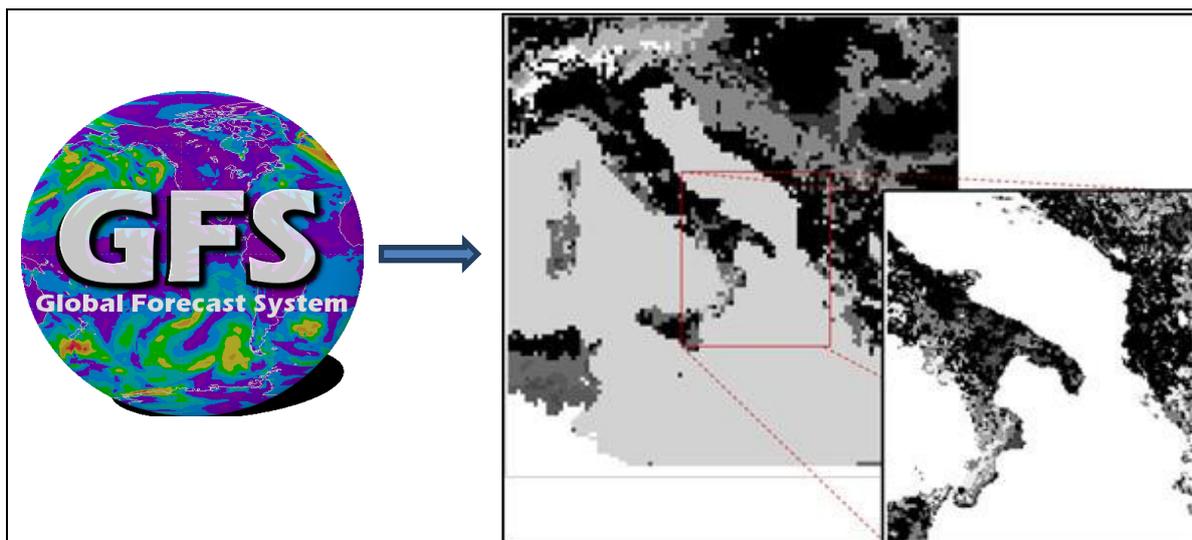


Figura 6 - Schematizzazione della catena operativa modellistica WRF. Fonte: Elaborazione ARPA Puglia

Oltre all'effetto delle parametrizzazioni di WRF sulla velocità del vento, si è studiato l'effetto del *land cover* presente in WRF. Il *land cover* rappresenta le caratteristiche di copertura ed uso del territorio e influenza i risultati della modellazione. Seguendo l'approccio proposto da Pineda (Pineda, 2004), si è proceduto alla sostituzione del database di *land cover* di default (U.S. Geological Survey - USGS) con il database Europeo CORINE (ISPRA, sito istituzionale) recentemente aggiornato e caratterizzato da una migliore risoluzione, ottenendo significativi miglioramenti sia in termini geografici di descrizione del territorio sia in termini di riproduzione dei dati osservati (Fedele, 2015). E' in programma l'implementazione di questa modifica nella catena operativa.

Il criterio di previsione dei WIND DAYS e i risultati del primo anno di attività

Per elaborare il criterio di selezione dei *WIND DAYS*, nel corso del 2014, sono state effettuate analisi e simulazioni degli anni passati (2013-2014).

Per quanto riguarda il modello COSMO, il dataset ha riguardato i dati giornalieri a partire dal 01/01/2013 fino al 20/10/2014. Per le previsioni a 72 ore è stato necessariamente utilizzato l'output del COSMO-I7 a 7 Km di risoluzione, in quanto gli output del COSMO-I2 (a 2,8 Km di risoluzione) coprono un arco previsionale di 48 ore.

Per quanto riguarda il modello WRF, non avendo avuto il tempo computazionale per simulare un intero anno (i run di test si sono conclusi a fine ottobre 2014) è stato scelto di simulare per l'anno 2013 solo una selezione di giornate di *WIND DAYS* osservate e previste (veri positivi), osservate e non previste (falsi negativi) e non osservate ma previste (falsi positivi, tipicamente giornate borderline in cui la velocità del vento ha lambito la soglia dei 7 m/s senza superarla per tre ore consecutive). Pertanto la numerosità del campione è ridotta rispetto alle simulazioni con COSMO.

Per il modello WRF è stato scelto di utilizzare il dominio a bassa risoluzione (16 Km), in quanto il dominio a più alta risoluzione presentava una maggior bias positivo sulla velocità del vento. Bisogna specificare infatti che una risoluzione troppo spinta del modello non migliora necessariamente la determinazione dei parametri legati al vento (specificatamente nel nostro caso di interesse: vento da moderato ad intenso su scala sinottica), molto probabilmente a causa dell'effetto di frenamento topografico e/o orografico, sottostimato a queste risoluzioni.

Sono stati testati numerosi criteri di selezione (12 per COSMO e 8 per WRF), variando la soglia della velocità del vento modellata e il numero di ore consecutive con velocità modellata sopra soglia, fissato il quadrante di provenienza da NO. Infatti un modello può presentare differenze rispetto al dato osservato, ad esempio producendo un errore sistematico sulla velocità del vento (sottostimando o sovrastimando costantemente il valore) o una risposta diversa in termini di permanenza di un fenomeno.

La scelta del miglior criterio, per ciascun modello, è stata effettuata confrontando i *WIND DAYS* previsti a +72 ore con quelli realmente osservati presso la stazione di riferimento San Vito.

Si è poi rafforzato il criterio di previsione aggiungendo la possibilità di revoca dell'allerta, mediante le previsioni più affidabili a +48 ore, testando sempre i vari criteri di scelta.

Per individuare il miglior criterio, si sono costruite le tabelle di contingenza con i seguenti tre indicatori statistici:

- Sensibilità: rappresenta la percentuale dei *WIND DAYS* osservati, che sono previsti correttamente dal criterio. Tale coefficiente esprime la capacità del criterio di identificare i reali *WIND DAYS*.
- Valore predittivo positivo: è la percentuale dei *WIND DAYS* previsti dal criterio che effettivamente sono stati osservati.
- Specificità: rappresenta la percentuale dei non *WIND DAYS*, previsti dal criterio, che non si sono effettivamente verificati. Tale indice rappresenta la capacità del modello di identificare i non *WIND DAYS*.

In tabella 1 si riportano i risultati teorici ottenuti per il miglior criterio per ciascun modello. Sfruttando il miglior valore predittivo positivo del modello COSMO, questo viene utilizzato come riferimento per le allerte e per le revoche, mentre il modello WRF, avendo una migliore sensibilità viene utilizzato per le allerte a +72, quando il modello COSMO non identifica un possibile *WIND DAY*.

Si riportano in tabella 1.2 i risultati del primo anno di applicazione del sistema di allertamento in forma di tabella di contingenza, che evidenziano performance in linea con le attese e migliore rispetto al precedente sistema di allertamento (aumento della sensibilità, passata dal 52% del 2014 al 77% del 2015, senza inficiare il valore predittivo positivo, che risulta anche incrementato di un punto percentuale, dall'82 all'83% (ARPA Puglia, 2015).

Tabella 1 – Sintesi confronto migliori criteri COSMO e WRF

	COSMO	WRF
<i>Sensibilità</i>	68.2%	82.4%
<i>Valore predittivo positivo</i>	85.7%	73.7%
<i>Specificità</i>	99.2%	- (¹)

(¹) Il dato di specificità non è significativo, in quanto sono stati testati solo giorni selezionati.

Tabella 2 – Risultati primo anno di attività con il nuovo sistema di allertamento

Previsti	Osservati		TOTALE
	<i>Wind Days</i>	<i>Non WD</i>	
<i>Wind Days</i>	20 (Veri Positivi)	4 (Falsi Positivi)	24
<i>Non WD</i>	6 (Falsi Negativi)	333 (Veri Negativi)	339
TOTALE	26	337	363*
<i>*dati a partire dal 3 gennaio (previsione a +72 del 1 gennaio 2015)</i>			
Sensibilità			76.9%
Valore predittivo positivo			83.3%
Specificità			98.8%

Conclusioni

A partire dal III trimestre del 2012, si è registrato nel quartiere Tamburi un netto decremento delle concentrazioni di benzo(a)pirene e di PM10, registrando attualmente per il benzo(a)pirene concentrazioni dello stesso livello degli altri siti di monitoraggio della città e delle altre aree urbane della regione (ARPA Puglia, 2014).

Tale decremento può essere messo in connessione ad una serie di fattori concomitanti e di cui risulta complesso quantificarne l'apporto: le variazioni nelle modalità di esercizio e gestione degli impianti del siderurgico (con riferimento anche ai parchi minerari) introdotte a partire dall'intervento della magistratura; l'attivazione del Piano di risanamento da parte della Regione Puglia; il calo di produzione.

In conclusione si vuole evidenziare l'importanza di assicurare una continua sorveglianza ambientale, anche con metodologie non convenzionali, per garantire tempi di risposta rapidi negli interventi di risanamento e di prevenzione.

BIBLIOGRAFIA

ARPA Puglia, Rapporti annuali di Qualità dell'Aria, a cura del Centro Regionale Aria di ARPA Puglia all'indirizzo internet: https://www.arpa.puglia.it/web/guest/rapporti_annuali_qa

ARPA Puglia, 2011. Rapporto tecnico: Monitoraggio "diagnostico" del Benzo(a)Pirene a Taranto in ottemperanza a Protocollo Integrativo di Intesa ARPA-Regione Puglia, consultabile all'indirizzo internet: http://www.arpa.puglia.it/c/document_library/get_file?uuid=afeda3e6-8bea-4031-9ffe-5cc02ffd4057&groupId=13883

ARPA Puglia, 2012. Relazione Tecnica: Stima modellistica della diffusione degli inquinanti primari nell'area di Taranto in due periodi dell'anno 2007 confronto con lo studio ISPESL, ALLEGATO 2 al "Piano contenente le prime misure di intervento per il risanamento della qualità dell'aria nel quartiere Tamburi (Ta) per gli inquinanti PM10 e Benzo(a)Pirene ai sensi del D.lgs.155/2010 art. 9 comma 1 e comma 2", pubblicato nel Bollettino ufficiale della Regione Puglia e consultabile all'indirizzo internet: <http://beta.regione.puglia.it/bollettino-ufficiale>

ARPA Puglia, 2014. Rapporto sui livelli di Benzo(a)Pirene e metalli pesanti nel PM10 in Puglia consultabile all'indirizzo internet: https://www.arpa.puglia.it/web/guest/rapporti_annuali_qa

ARPA Puglia, 2015. Report di riscontro wind day N. 6/2015 VI Bimestre e riepilogo anno 2015, consultabile all'indirizzo internet: http://www.arpa.puglia.it/web/guest/wd_meteo

COSMO: informazioni relative al modello meteorologico COSMO sono reperibili al sito internet: <http://www.cosmo-model.org/content/model/documentation/core/default.htm>

EMEP/EEA, 2013. Air pollutant emission inventory guidebook, 2013. Technical report No 12/2013

Fedele F. et al., 2015. Impact of Planetary Boundary Layer parametrization scheme and land cover classification on surface processes: wind speed and temperature bias spatial distribution analysis over south Italy. European Meteorological Society (EMS) 2015.

ISPRA: informazioni sul progetto CORINE LAND COVER sono consultabili all'indirizzo: <http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/biodiversita/documenti/corine-land-cover-clc>

Jimenez, P., J. Dudhia, 2012. Improving the representation of resolved and unresolved topographic effects on surface wind in the WRF Model. Journal of Applied Meteorology and Climatology, 51, 300-316

Pineda, 2004. Using Noaa avhrr and spot vgt data to estimate surface parameters: application to a mesoscale meteorological model. International Journal of Remote Sensing, 25(1):129-143, 2004

ReCaS: informazioni sul progetto ReCaS sono consultabili sul sito internet: <http://recas.ba.infn.it/recas1/index.php/progetto-pon>

Regione Puglia, 2012. Piano contenente le prime misure di intervento per il risanamento della qualità dell'aria nel quartiere Tamburi (Ta) per gli inquinanti PM10 e Benzo(a)Pirene ai sensi del D.lgs.155/2010 art. 9 comma 1 e comma 2" pubblicato nel Bollettino ufficiale della Regione Puglia e consultabile all'indirizzo internet: <http://beta.regione.puglia.it/bollettino-ufficiale>

SENTIERI, 2012. Studio epidemiologico nazionale dei territori e degli insediamenti esposti a rischio di inquinamento – RISULTATI – Epidemiol Prev 2011; 35 (5-6) Suppl. 4:1-204

Tanzarella A. et al., 2013. A forecasting meteorological modelling system for the identification of the Wind Days. Book of Abstract, 17th International Symposium on Environmental Pollution and its Impact on Life in the Mediterranean Region.

WRF: informazioni relative al modello meteorologico WRF sono reperibili al sito internet: www.wrf-model.org

4. La comunicazione del rischio: cosa e come comunicare

COSIDERAZIONI INTRODUTTIVE

Giorgio Cattani

Istituto superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)

IL D.Lgs 155/2010 prevede all'articolo 18 che le amministrazioni e gli altri enti che esercitano le funzioni previste dal decreto stesso assicurano, per quanto di competenza, l'accesso del pubblico e la diffusione al pubblico delle informazioni sulla qualità dell'aria e sui piani di risanamento attraverso un ventaglio di strumenti a diverso livello di approfondimento (da comunicati sui principali mezzi di informazione, a dati, relazioni e pubblicazioni di settore).

Il contributo **“Comunicare la qualità dell'aria: esperienze in Europa/USA/Cina” (L. Carra)**, presenta una panoramica degli strumenti di comunicazione diffusi nel mondo, con un approfondimento sull'importanza della funzione che hanno i sistemi di allerta della popolazione in situazioni di maggior rischio, e un'analisi critica dell'efficacia delle attuali modalità di comunicazione del rischio nell'aumentare la consapevolezza e il coinvolgimento attivo della popolazione nelle strategie di mitigazione.

La percezione del rischio da parte degli esposti spesso è poco coerente con l'evidenza del rischio stimato dagli esperti. Per questo appare fondamentale individuare strategie di comunicazione sul rischio, che si ispirino a criteri condivisi frutto della ricerca scientifica in questo campo delle scienze sociali; le attività di comunicazione dovrebbero poi essere basate su un sistema dotato di una specifica organizzazione, il cui funzionamento sia garantito da processi e procedure codificate, e che si avvalga di personale adeguatamente formato. Il contributo **“Comunicazione del rischio associato all'esposizione all'inquinamento atmosferico” (F.S. Apruzzese, P. Pandolfi, M. Scaringi, D. Neri)** riporta un'approfondita analisi critica di questo tema di particolare rilevanza, arricchita da esempi e spunti per la riflessione e la discussione.

COMUNICARE LA QUALITÀ DELL'ARIA: ESPERIENZE IN EUROPA/USA/CINA

Luca Carra

Scienzainrete.it

Da molto tempo ormai autorità e associazioni comunicano la qualità dell'aria, insieme ad altre informazioni preventive volte ad aumentare la consapevolezza pubblica sugli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico e sui modi di ridurlo.

Nella scala della percezione del rischio l'inquinamento atmosferico non è certo in cima alle preoccupazioni pubbliche, benché esistano ormai moltissimi studi che ne hanno messo in evidenza il rilevante impatto sulla salute pubblica (WHO, 2016).

Studi di psicologia sociale hanno mostrato come l'invisibilità di questa forma d'inquinamento ne ostacoli una piena presa di coscienza. Secondo un recente Eurobarometro (2013) in Europa 6 persone su dieci non si sentono informate, né preoccupate per la qualità dell'aria. La consapevolezza dei danni da inquinamento atmosferico passa più facilmente da percezioni olfattive e/o visive - come odori, fumi, colorazioni particolari nell'aria - così come attraverso la spontanea attribuzione causale allo smog di particolari sintomi (quali tosse, catarro, raffreddore, crisi asmatiche, occhi arrossati, etc.). La percezione del problema aria ha, infatti, maggiore rilevanza in determinate categorie di malati (Orta C., 2014).

Monitoraggio

Una prima e doverosa forma di informazione pubblica sull'inquinamento dell'aria è rappresentata dal monitoraggio in continuo da parte delle agenzie ambientali. E' not, infatti, che: "Il giudizio del pubblico su un determinato rischio diventa un giudizio sulla qualità delle procedure di monitoraggio e governo del rischio da parte delle agenzie regolatorie e degli altri attori" (Bennet, 2001).

Per rendere più comprensibile alla popolazione il significato dei dati si ricorre a schemi anche grafici. Uno dei più diffusi è l'Air Quality Index (AQI), che generalmente suddivide per *range* di valori i dati di concentrazione nell'aria dei principali inquinanti (come PM10, PM2.5, NO_x, O₃, SO₂, etc.), assegnando a ciascun *range* un livello qualitativo (da buono a severo), codici colore e specifici consigli cautelativi. Il sistema, ormai veicolato in molti luoghi (da città statunitensi a cinesi), è stato messo a punto in Canada, dove si è arricchito con una versione che tiene conto anche dei relativi effetti sanitari attesi correlando i valori di concentrazione con le funzioni di rischio messe a punto dalla letteratura più accreditata, almeno per quanto riguarda gli effetti sanitari a breve termine dell'esposizione agli inquinanti. Si tratta dell'Air Quality Health Index (AQHI), basato essenzialmente sui valori di PM10-PM2.5, SO₂, NO₂ e O₃. Le concentrazioni di questi inquinanti vengono correlate a *endpoint* di salute come l'aumento di mortalità e morbilità cardiorespiratoria.

L'uso di questi indici, diffusi tramite web e app, si sta rivelando molto utile per dare una corretta informazione alla cittadinanza, tanto che anche città cinesi, notoriamente molto inquinate, come Pechino, Shanghai, Guangzhou, li hanno ampiamente adottati dopo una fase di sperimentazione (Chen R., 2013). Nelle metropoli in Cina la qualità dell'aria è diventata un tema di dibattito quotidiano vista la gravità dell'inquinamento (le popolazioni dei territori più inquinati della Cina del Nord hanno un'aspettativa di vita di 5,5 anni inferiore a quelli di altre regioni), ed ha acquisito un rilievo politico. Nel 2014, il premier Li Keqiang ha dichiarato in un discorso pubblico: "La prima cosa che molte persone fanno quando si alzano la mattina è di controllare i valori di PM2.5" (Yiwei Li et al., 2015).

Non esiste dato senza interpretazione. Come detto, AQI e AQHI sono qualitativi nell'associare gli intervalli di concentrazioni a colori, valutazioni di gravità e consigli sanitari.

AQI classification

Air quality index	Air quality level	Air quality index category and represent color	Health Effects	Recommended measures
0~50	Class one	Excellent 	No air pollution.	Normal activity .
51~100	Class two	Good 	Unhealthy for sensitive groups.	Reduce outdoor activities for sensitive groups.
101~150	Class three	mild pollution 	Unhealthy for health people; aggravate condition for sensitive groups.	Reduce outdoor activities for child, older people and people who have heart and respiratory system disease.
151~200	Class four	middle level pollution 	Unhealthy for people's heart and respiratory system, severe condition for sensitive groups.	Reduce outdoor activities for child, older people, people who have heart and respiratory system disease and also health people.
201~300	Class five	serious pollution 	Aggravate symptoms for people who have heart and lung diseases.	Stop outdoor activities for child, older people and people who have heart and respiratory system disease; reduce outdoor activities for health people.
 300	Class six	severe pollution 	Decreased exercise tolerance for health people, some disease appears.	Child, older people and people who have heart and respiratory system disease should <u>stay in doors</u> ; health people should avoid outdoor activities.

Figura 1 . Classificazione e raccomandazioni dell'AQI per la Cina (Van den Alshout S., 2014)

A seconda delle situazioni di inquinamento, ha più senso mostrare i dati con frequenza oraria (disponibili ormai in molte città) o - nei casi di inquinamento permanentemente fuori soglia - medie giornaliere che facciano piuttosto capire con più chiarezza l'entità del problema anche sul lungo periodo. A questi dati sui principali inquinanti si associano - In Europa, negli Stati Uniti come a Pechino e Hong Kong - monitoraggi dell'aria lungo le strade più trafficate, insieme ai valori di contesto come i valori di fondo rurali e urbani, anche in base ai diversi usi del suolo.

Lo sforzo di rendere sempre più interpretabili e utili i dati avviene con grafici, trend e mappe. Anche informazioni *real time* su siti e *app* possono essere importanti strumenti di responsabilità della pubblica amministrazione. In generale ogni forma comprensibile di monitoraggio manda alla popolazione un messaggio di presa in carico del problema da parte della pubblica amministrazione e aiuta ad avere una più corretta percezione del rischio (World Health Organization, 2013). Da segnalare a questo proposito l'esperienza fatta dalle autorità di Rotterdam, dove molte associazioni protestavano per l'assenza di dati di inquinamento lungo alcune strade della città. L'installazione di uno strumento di monitoraggio *real time* di traffico e inquinanti con relativa comunicazione (nell'ambito del progetto internazionale HEAVEN) non ha sopito le proteste ma quanto meno ha restituito credibilità all'istituzione che ha comunicato in modo più tempestivo e trasparente..

Va rilevato peraltro che anche il Sistema nazionale per la protezione dell'ambiente italiano (costituito da ISPRA, ARPA e APPA) esegue un monitoraggio della qualità dell'aria, spesso comunicato via internet al pubblico. In alcuni casi viene pubblicato anche un indice della qualità riassuntivo e più facilmente comprensibile dalla popolazione, pur non essendo previsto ancora dalla normativa italiana. E' prossimo anche l'estensione a tutta Italia di aggiornamenti più frequenti dei dati ("up to date data"), fino a una risoluzione quotidiana, come previsto dall'Unione Europea.

La comunicazione dei dati

In questa forma, tuttavia, la comunicazione è ancora passiva e non specificamente dedicata ad aumentare la consapevolezza del problema e una diversa cultura ambientale. Per questo serve una precisa strategia comunicativa che individui con precisione target, tempi e modi della comunicazione, avendo cura di affermarsi presso il pubblico come strumento utile e credibile. Non si capisce, da questo punto di vista, perché dati ben presentati sull'inquinamento locale non possano diventare un comune strumento di pianificazione delle proprie attività come le previsioni del tempo.

Per far questo serve un cambiamento di paradigma che intenda l'intera collettività come composta da tante fonti individuali di inquinamento. "Il pubblico non è solo vittima dell'inquinamento, è anche un'importante fonte di inquinamento dell'aria" (Van den Alshout S., 2014).

Anche se non ci si può illudere che tutti cambino abitudini di vita (trasporto, riscaldamento, etc.), un aumento della consapevolezza sulla diffusione e gli impatti dell'inquinamento può creare il necessario

supporto a misure altrimenti impopolari, e a cambiamenti nelle modalità di trasporto e di altre abitudini correlate alle emissioni.

Uno strumento importante di comunicazione che ha avuto ottimi risultati nella riduzione delle emissioni è il cosiddetto “*Name and Shame*”: fare i nomi puntando sulla responsabilità dei responsabili delle emissioni. È quanto è avvenuto negli Stati Uniti, quando nel 1986 è entrata in vigore la legge che imponeva ai produttori di dichiarare all’EPA la quantità delle sostanze tossiche che rilasciavano annualmente nell’ambiente. L’obbligo di dichiarazione e la comunicazione di questi dati al pubblico da parte dell’EPA (Toxics Release Inventory, TRI) è stato uno dei motivi per cui, dal 1989 al 1999, le emissioni industriali sono scese del 46%, nonostante una economia ancora in crescita. A giudizio dell’agenzia ambientale statunitense, la TRI “è stata una dei programmi ambientali più efficaci imposti per legge dal Congresso e amministrati da EPA”. Molto utili a questo fine sono anche i confronti fra comuni per quanto riguarda la qualità dell’aria, dalla storica iniziativa di Legambiente ad altre iniziative più istituzionali come i Report dell’Agenzia Europea dell’Ambiente (EEA, 2014) e le numerose elaborazioni giornalistiche che si possono trarre da questi dati a livello di continente. (Meschia V., 2016)

Uno dei siti più interessanti al proposito è *Airquality Now* che consente un parziale confronto fra le città europee.

Un altro modo sempre più apprezzato dal pubblico di comunicare dati di questo genere è l’uso di scenari di riduzione di emissione correlati a risparmi di salute. Per l’Italia, l’esempio più riuscito è stato il progetto VIAS (<http://www.vias.it/>).

Queste informazioni sono tanto più efficaci quanto più credibili, e sotto il profilo comunicativo, quanto più aggiornate (con alta risoluzione temporale), interattive (per esempio, con la possibilità di selezionare le città da confrontare) e dinamiche, oltre che adattabili a ogni supporto, in specie lo *smartphone*. È dimostrato che iniziative di questo genere da parte d’istituzioni pubbliche aumentano la fiducia e la responsabilità da parte della popolazione. È importante, tuttavia, essere aperti e disponibili fino in fondo, presentando tali dati anche in forma che ne consenta il libero riutilizzo da parte del pubblico, a costo di qualche strumentalizzazione.

La buona informazione

La comunicazione dei dati in tempo reale sull’inquinamento assolve anche un’importante funzione pubblica: allertare la popolazione in situazioni di maggior rischio. Ogni messaggio di rischio - per non generare assuefazione e rassegnazione - non deve essere troppo frequente (per il noto fenomeno del *message fatigue*) e deve contenere informazioni non semplicemente descrittive ma costruttive e specifiche, fornendo le necessarie indicazioni sulle misure cautelative e protettive.

Warning e *forecasting* di questo genere devono sempre essere molto specifici, *evidence-based* nelle informazioni e tempestivi, in modo da consentire al pubblico di modificare il proprio comportamento di conseguenza (riduzione o cessazione dell’attività fisica, uso corretta mascherina, regole per il confinamento indoor, etc.). L’informazione deve essere indirizzata anche ai gruppi più vulnerabili, per i quali valgono messaggi di protezione diversi rispetto a quelli rivolti alla popolazione generale.

Infine, i messaggi devono essere realistici. In situazioni di inquinamento estremo protratto in città come Pechino - come osserva van den Elshout (Airinform) - meglio un tipo di comunicazione che faccia capire gli effetti a lungo termine dell’esposizione e la maggiore efficacia nella riduzione delle emissioni di misure permanenti e a lungo termine rispetto alle misure di emergenza (riduzioni temporanee del traffico, etc.).

L’esempio forse più interessante di siti di nowcasting sull’inquinamento dell’aria è AirNow dell’Environmental Protection Agency (EPA) che fornisce dati in tempo reale visualizzati su mappe interrogabili, con molte informazioni di contorno sulla salute, declinati su diverse categorie come i bambini e gli insegnanti. Vi è poi il progetto internazionale che nasce dall’ambasciata statunitense in Cina (Pechino) e che ha sviluppato un sito internet che riporta per tutto il mondo (l’Italia contribuisce per ora solo parzialmente) i valori di concentrazione di inquinanti comunicati dalle locali Agenzie ambientali: <http://aqicn.org/>

L’informazione non basta

Ma quanto queste iniziative sono in grado di cambiare davvero le attitudini delle persone verso l’inquinamento dell’aria? Secondo la letteratura sociologica, poco, per una serie di motivi in parte già ricordati (invisibilità del fenomeno, concorrenza con altri fattori di rischio affetti da un maggior livello di outrage, etc.). Il bias più importante però riguarda la credenza che l’inquinamento dell’aria sia un

fenomeno essenzialmente urbano, ignorando la componente “rurale” del fenomeno, come dimostra la palese sottovalutazione delle emissioni da biomasse.

Anche delle conseguenze sulla salute si hanno nozioni vaghe, e prevalentemente sui sintomi respiratori. Così come del contributo delle diverse fonti all'inquinamento complessivo, dove prevale l'idea di un contributo sopravvalutato dell'industria rispetto a biomasse o altro.

Benché un monitoraggio ben fatto sia un punto di partenza importante, la mera somministrazione dei dati alla popolazione non è sufficiente per una piena consapevolezza sul tema (Oltra C., 2014). Se l'obiettivo di ogni comunicazione sull'inquinamento dell'aria dovrebbe tradursi in una migliore conoscenza del fenomeno, dei modi per ridurlo e dei modi per difendersene individualmente, una buona comunicazione deve saper combinare informazione, consultazione e partecipazione.

Ricerche su esempi di *smog alert* in California del Sud hanno mostrato all'inizio una buona risposta da parte di certe categorie di utenti (le frequentazioni dei parchi e di altri spazi outdoor è scesa durante le *alert* dal 3 all'11%, per poi perdere l'effetto a seguito di *alert* troppo frequenti (Neidell M., 2006).

Conoscere non basta per cambiare, come mostrano molti studi, soprattutto se i soggetti sono sani e poco preoccupati per la loro salute. La praticabilità e concretezza di comportamenti alternativi, in qualità di cittadini e consumatori, è un elemento chiave.

Consultazione, negoziazione, partecipazione

Di fronte ai limiti della semplice informazione ambientale, alcuni autori hanno proposto la via di un processo decisionale di tipo partecipativo, “dove i partecipanti si accordino in anticipo nel seguire regole chiare di verifica o falsificazione delle istanze contrapposte, e nel decidere fra le tante strategie possibili per risolvere le ambiguità e le incertezze” (Renn O., 2008). Renn propone una negoziazione, intesa come ricerca, con metodo, di una soluzione consensuale attraverso il coinvolgimento dei rappresentanti della cittadinanza.

La via della consultazione locale sul problema dell'inquinamento dell'aria ha indubbi vantaggi: da un lato avvicina cittadini e associazioni alle istituzioni e aumenta la richiesta d'informazioni scientifiche sull'inquinamento, dall'altro fa emergere conoscenze locali che spesso illuminano su aspetti che non vengono intercettati dai tradizionali studi scientifici e dai monitoraggi ambientali. Anche determinati aspetti soggettivi legati a disturbi, odori, fenomeni di foschia dell'aria, etc. danno spunti importanti di contesto che possono orientare l'azione della pubblica amministrazione (Lambert et al., 2006).

Un ulteriore passo nell'impegno del pubblico nella gestione dei rischi ambientali implica l'effettivo coinvolgimento dei gruppi interessati nella valutazione, il processo decisionale e valutazione dei rischi. Come mostrato anche nello studio dell'Organizzazione Mondiale della sanità sulla comunicazione del rischio (WHO, 2013), la partecipazione attiva della cittadinanza consente reali progressi nella comprensione della natura e delle conseguenze dell'inquinamento atmosferico, contribuendo anche a un effettivo cambiamento dei comportamenti e a un forte sostegno a politiche più coraggiose.

La letteratura scientifica, in particolare, mostra come il coinvolgimento dei cittadini possa essere indirizzato verso due aree principali:

- La valutazione e l'analisi dei livelli di inquinamento atmosferico locale. I cittadini possono essere coinvolti nel processo di ricerca e caratterizzazione della qualità dell'aria a livello locale. La ricerca è tradizionalmente svolta da esperti di enti pubblici, ma le tendenze attuali suggeriscono un nuovo ruolo per la popolazione locale nella generazione di conoscenza.
- Il processo decisionale. I cittadini possono essere coinvolti anche nelle decisioni e nella implementazione attiva delle nuove politiche anti-smog (Oltra C., 2014).

Sono per ora pochi gli esempi di partecipazione pubblica sui temi dell'inquinamento dell'aria riportati in letteratura, ma quei pochi sono significativi: uno di questi riguarda il coinvolgimento del pubblico nella valutazione dei sistemi di monitoraggio della qualità dell'aria installati in alcuni luoghi nel Regno Unito. Dalle numerose riunioni e interazioni documentate emerge che l'esperienza ha portato a un miglioramento del sistema di monitoraggio e una maggiore fiducia pubblica verso questi sistemi, di solito circondati da una buona dose di diffidenza (Yearley, 2006).

Un altro esperimento di coinvolgimento ha visto l'attivazione della popolazione locale nello studio della prevalenza dei casi d'asma nel circondario, correlato ai livelli di inquinamento, e la nascita di un programma di prevenzione delle malattie respiratorie (Ledogar et al. 1999).

Significativo è anche il coinvolgimento del pubblico nella ricerca scientifica secondo i canoni della **ricerca partecipata** o “citizen science” (Meschia V., 2016), che nel caso dell'inquinamento si traduce nella partecipazione di gruppi di “cittadini-scienziati” nella raccolta di dati ambientali ed

epidemiologici. Situazioni di questo genere si sono manifestate anche in Italia a seguito di mobilitazioni pubbliche in aree critiche del nostro territorio, come la Terra dei Fuochi, Gela e Taranto, talvolta anche con programmi spontanei di bio-monitoraggio. Interessanti sono anche le nuove prospettive di monitoraggio partecipato utilizzando cellulari, telecamere, strumenti GPS, integrando i quali è possibile diventare una vera e propria “sentinella ambientale” su fenomeni locali. Sono in corso progetti di “sensing partecipativo” più o meno strutturato, sul rilevamento diffuso degli inquinanti, delle condizioni micro-climatiche e su alcune variabili soggettive rilevabili facilmente da soggetti previa breve formazione, come la visibilità, (utilizzata ampiamente anche in passato come proxy di qualità dell’aria): alcuni esempi sono il progetto australiano Haze Watch, il californiano Citisense, il francese Montre Verte, o il progetto iSpex, condotto in Olanda ma anche a Milano, grazie alla collaborazione di ricercatori e movimenti come Cittadini per l’Aria.

BIBLIOGRAFIA

- Air Quality Now, <http://airqualitynow.eu/>
- Bennet P. 2001, Risk communication and public health, Oxford University Press.
- Chen R. et al, 2013, Communicating air pollution-related health risks to the public: An application of the Air Quality Health Index in Shanghai, China, *Environmental Health* 51 (2013) 168-173.
- Citisense, <http://cwphs.ucsd.edu/citisense>
- Cittadini per l’Aria, <http://www.cittadiniperlaria.org/>
- EEA, 2014, Air Quality Report 2014, <http://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2014>
- EPA, Air Now, <https://www.airnow.gov/>
- Carra L., in: WHO, 2013, “Health and Environment: communicating the risk”, World Health Organization.
- Carra L. 2014, Comunicare il rischio in condizioni di incertezza e conflitto sociale. *Ambiente Rischio Comunicazione*.
- EPA, Toxic Release Inventory, <https://www.epa.gov/toxics-release-inventory-tri-program/tri-data-and-tools>
- Haze Watch, <http://www.hazewatch.unsw.edu.au/>
- iSpex, <http://ispex.nl/en/>
- Ledogar, R. et al. 1999, Building international public health vision through local community research: the El Puente-CIET partnership, *American Journal of public health*, 89(12), 1795-1797.
- Meschia V. 2016, Enormi differenze fra città sull’inquinamento, *Scienzainrete*, <http://www.scienzainrete.it/contenuto/articolo/valentina-meschia/enormi-differenze-fra-citta-sullinquinamento-dellaria/marzo>
- Meschia V., 2016, La scienza di tutti, *Scienzainrete*, <http://www.scienzainrete.it/contenuto/articolo/valentina-meschia/citizen-science-scienza-di-tutti/marzo-2016>
- Montre Verte, <http://imaginationforpeople.org/fr/project/la-montre-verte/>
- Oltra C., Sala R., 2014, A Review of the Social Research on Public Perception and Engagement Practices in Urban Air Pollution, *Informes Técnicos Ciemat*, n.1317.
- Neidell M., 2006, Public information and avoidance behaviour: Do people respond to smog alerts?, *Centre for Integrating Statistical and Environmental Science Technical Report*, 24.
- Renn O., 2008. Risk Governance. Coping with Uncertainty in a complex World, Earthscan.
- Van den Alshout S., 2014. Air quality communication, with special reference to the AQI, AirINFORM. Project Report D2.3 - Part I Task 2.2 September 2014 EuropeAid Contract DCI-ASIE/2012/299-560
- VIIAS, <http://www.viias.it/>
- WHO, 2016. Ambient Air Pollution: a global assessment of exposure and burden of disease, World Health Organization.
- Yearley S., 2006. Bridging the science-policy divide in urban air-quality management: evaluating ways to make models more robust through public engagement. *Environment and Planning C*, 24(5), 701.
- Yiwei Li et al., 2015, The role of Information Quality and Efficacy Beliefs in Predicting Chinese People’s Information Seeking about Air Pollution Risk, *Proceeding of the ISCRAM 2015 Conference*, Kristiansand, May 24-27.

COMUNICAZIONE DEL RISCHIO ASSOCIATO ALL'ESPOSIZIONE ALL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO

Francesco Saverio Apruzzese¹, Paolo Pandolfi², Meri Scaringi¹, Davide Neri³

¹ ARPAE Emilia-Romagna; ² Azienda Usl di Bologna; ³ Università degli Studi di Bologna

Indicazioni per una buona comunicazione ed esperienze del Sistema Nazionale di Protezione Ambientale

La percezione e la comunicazione del rischio da inquinamento atmosferico

L'inquinamento atmosferico, inteso come insieme delle alterazioni chimiche, fisiche e biologiche dell'aria, è un fenomeno che determina significative conseguenze per l'ambiente, le specie viventi e i manufatti in generale. Cause di origine antropica (combustioni domestiche, industriali, autoveicolari), o naturale (eruzioni vulcaniche, diffusione di polveri desertiche), si affiancano a determinate condizioni climatiche o geografiche che contribuiscono a renderne più gravi le conseguenze. Il filo comune che lega questi ambiti causali o concausali è rappresentato dal comportamento individuale e sociale delle persone che, costantemente, compiono scelte basate su specifici criteri di decisione (Gilli G., 1989). La complessità e numerosità dei fattori che determinano l'inquinamento atmosferico evidenziano la necessità di una loro interpretazione dinamica, in chiave sistemica, che possa rendere evidenti le criticità connesse al ruolo dei comportamenti e ai livelli di percezione del rischio ambientale e sanitario nelle persone. (fig.1)

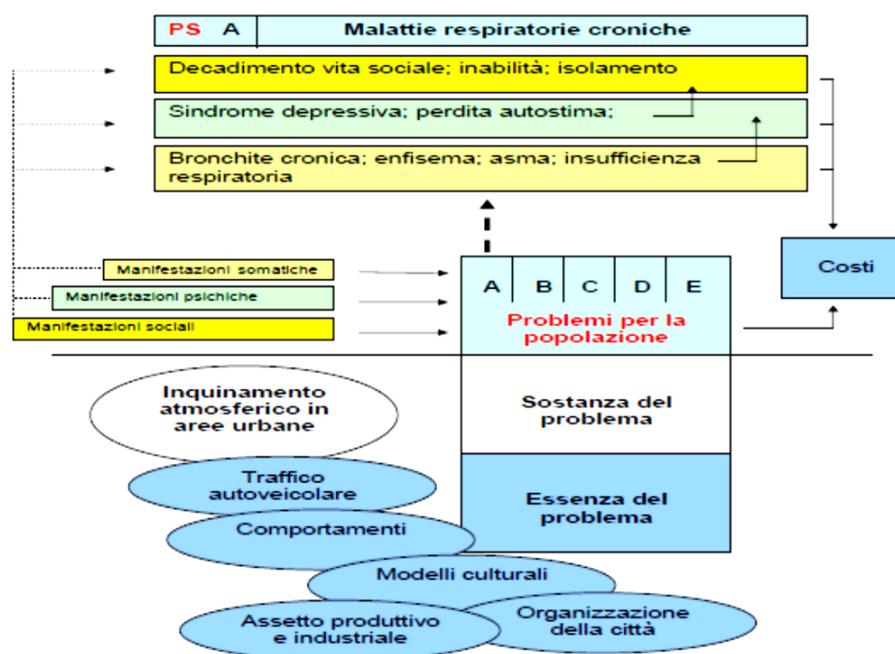


Figura 1- Una possibile griglia di analisi delle cause di un problema di salute

Quando si parla di percezione e comunicazione del rischio è opportuno condividere il significato dei termini utilizzati e il loro modo di articolarli. L'utilizzo dell'espressione "del rischio" quando si discute di comunicazione implica, infatti, un approccio tendenzialmente unidirezionale in cui si ritiene poco necessario prendere in considerazione le opinioni e i modi di pensare dei destinatari del processo comunicativo. Per tale ragione si ritiene invece opportuno utilizzare l'espressione "sul rischio", che propone un approccio più collaborativo, e una maggiore disponibilità all'ascolto fra le parti in causa (Biocca M., 2002). Questa premessa propone una scelta di campo che non è basata soltanto sull'adozione di una particolare convinzione etica, ma è anche una scelta strategica associata a migliori risultati in termini di riduzione della conflittualità, e di maggiore *compliance* rispetto alle indicazioni proposte dagli esperti. La necessità di prestare attenzione all'ascolto in tutti i processi di comunicazione, e non solo in quelli relativi al rischio per la salute, l'ambiente o la proprietà, determinato da scelte individuali, collettive o di tipo istituzionale, è un elemento fondamentale per ottenere buoni risultati. Una buona capacità di ascolto si configura essenzialmente come capacità di comprendere le modalità adottate dai destinatari nel costruire le proprie opinioni, come conoscenza dei

modelli culturali prevalenti nei gruppi target, e come abilità nel farsi riconoscere autorevolezza e credibilità (Regione Emilia-Romagna, 2011). Il possesso di queste competenze, da parte dei soggetti pubblici e privati che intervengono nello scenario della comunicazione sul rischio, deve essere costantemente monitorato e migliorato. Strategie comunicative efficaci, infatti, non possono evitare di essere precedute da attenti studi sui processi sociali di costruzione dell'immagine della realtà nei gruppi target. Questi processi sono agiti in tutti i momenti in cui gli elementi di un gruppo, discutono fra loro generando interazione tra differenti processi mentali, e danno vita in ciascuno di essi ad un'idea differente della realtà. Tale attività, in un gruppo di persone accomunate da una medesima cultura, da un lessico simile, da valori condivisi, e spesso da condizioni sociali ed economiche sovrapponibili, consente ai gruppi di giungere ad una condivisione delle opinioni e all'accettazione di un'idea "sociale" della realtà (Lemma P., 2005). (fig.2)

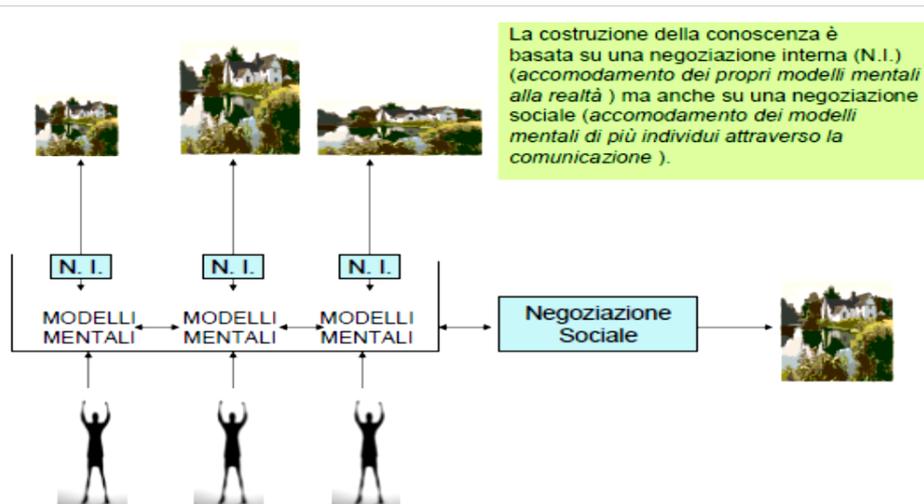


Figura 2- Schema del processo di costruzione sociale della realtà.

In questo processo, che nei gruppi informali in genere è spontaneo, un ruolo importante è svolto dai leader di comunità, rappresentati da soggetti che esercitano un certo potere di attrazione e godono di autorevolezza riconosciuta. Buone strategie di comunicazione sul rischio devono tenere conto di questi processi e del ruolo di questi attori e, in particolare, devono permettere agli esperti di entrare nelle dinamiche del confronto stando all'interno dei gruppi; un modello di riferimento potrebbe ad esempio essere quello proposto per la gestione delle attività "educative", caratterizzate non dal trasmettere informazioni o nozioni, ma dal facilitare nelle persone l'acquisizione di consapevolezza critica nel conoscere e valutare la realtà a partire da esperienze cognitive ed esistenziali.⁴⁴ Una delle situazioni più frequentemente riscontrate nella relazione comunicativa fra individui e/o collettività da un lato, e autorità, non solo sanitarie ed ambientali, ma anche istituzionali, è la contrapposizione che si genera di fronte a determinate scelte di gestione del territorio o delle città (costruzione di infrastrutture varie, di impianti per il trattamento e smaltimento dei rifiuti, di impianti industriali, proposte di regolazione del traffico autoveicolare), o rispetto a determinate prescrizioni sanitarie (vaccinazioni, screening), o, in altri casi, di suggerimenti relativi al cambiare specifici comportamenti o stili di vita a rischio (fumo, abitudini alimentari inadeguate, sedentarietà, richiesta e/o consumo eccessivo, o non corretto, di farmaci). Questi casi possono essere osservati e inquadrati adottando matrici delle controversie (Biocca M., 2002)⁴⁵ che permettono di definire le posizioni delle parti nella fase di primo contatto fra i soggetti esperti, e le persone o i gruppi coinvolti. (fig. 3).

⁴⁴ Regione Emilia Romagna, "Programma triennale di informazione ed educazione alla sostenibilità 2014-2016" <http://www.regione.emilia-romagna.it/infeas/documenti/normativa>

RISCHIO VALUTATO DAGLI ESPERTI	RISCHIO PERCEPITO DALLA POPOLAZIONE	
	BASSO	ALTO
BASSO	Assenza di controversie	Controversie Gli esperti tranquillizzano I leaders di popolazione allarmano la popolazione e la popolazione mostra interesse
ALTO	Controversie Gli esperti allarmano la popolazione La popolazione è indifferente	Accordo sulle priorità Azioni per ridurre il rischio

Figura 3- Schema di matrice delle controversie.

Un progetto di riduzione delle contrapposizioni sarà più efficace se potrà basarsi su conoscenze precise ed accurate relative ai processi di costruzione sociale della realtà dei gruppi o delle persone, e, al contempo, su abilità comunicative degli operatori, e una reale volontà di ricercare una soluzione condivisa, anche a costo di aumentare la durata del processo. Fra le criticità che in questa fase spesso si registrano, vi sono, ad esempio, l'adozione di atteggiamenti giudicanti da parte degli esperti, la sottovalutazione delle ragioni degli "altri", la mancanza di conoscenza dei criteri di giudizio adottati, la non disponibilità all'ascolto (Regione Emilia-Romagna, 2011). Chi si occupa professionalmente di comunicazione del/sul rischio e di valutazione dell'efficacia degli interventi, in genere ha come obiettivo il trascinarsi delle opinioni delle parti in causa verso un'area di stima del rischio, considerata coerente in rapporto all'impegno richiesto dagli esperti alla popolazione e alle possibilità/volontà di cambiamento reali esplicitate dalle persone (fig. 4). Questo obiettivo può essere conseguito se si adottano strategie volte a bilanciare le attività di informazione con quelle di allerta, ma il raggiungimento del risultato atteso è fortemente condizionato dalla capacità di esercitare autorevolezza, dalla reciproca attribuzione di credibilità, e dal riconoscimento degli esperti "come self" da parte della popolazione, dei gruppi sociali formali o informali, e degli individui.

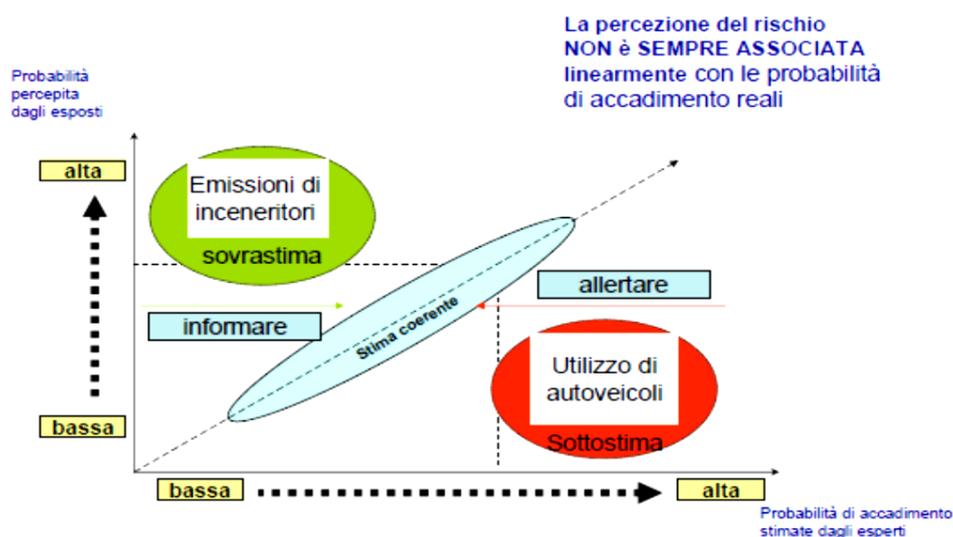


Figura 4- Rapporto fra percezione del rischio da inceneritori negli esposti e stima degli esperti (rielaborato da Slovic, e altri)

La comunicazione nel contrasto ai fattori di rischio ambientali

Le manifestazioni esteriori del danno sanitario sono facilmente riscontrabili dalle persone e spesso interessano componenti dei nuclei familiari, come i bambini o le persone anziane, che ne rappresentano gli elementi verso cui si generano intensi flussi relazionali ed affettivi. Questa considerazione è importante perché evidenzia una specificità fortemente connessa con i meccanismi psicologici che influenzano i livelli e le tipologie di percezione del rischio (Douglas M., 1991). L'efficacia della comunicazione del rischio deriva da molteplici fattori che agiscono insieme. Fra di essi occorre tenere presente la disponibilità di studi sulla percezione del rischio nel target da coinvolgere, attualizzati, e condotti con metodologie condivise e adeguate. Nella figura 5 si propone uno schema logico utilizzabile come guida per pianificare processi continui di studio sulla percezione del rischio. Lo schema evidenzia sia l'importanza della conoscenza previa dei modelli culturali prevalenti che condizionano la natura e le motivazioni che sostengono un determinato livello di percezione del rischio, sia la rilevanza degli aspetti metodologici, relativi all'identificazione dei Focus Group da cui far derivare la struttura delle liste di interrogazione necessarie alla ricerca sul campo. Conoscenze preliminari relative ai dati esistenti in letteratura, ai dati retrospettivi relativi alla comunità oggetto di studio, e all'analisi in campo condotta con gli strumenti e i metodi della ricerca sociale, permettono di avere a disposizione le batterie di informazioni necessarie per strutturare e articolare le attività di informazione, formazione, e comunicazione necessarie per ridurre e gestire efficacemente il conflitto ambientale. Una volta acquisite le giuste conoscenze sulla natura della percezione del rischio delle parti in causa, si deve prestare attenzione alla buona capacità del *process owner* di condurre e gestire nel concreto i momenti comunicativi nei diversi scenari possibili: il piccolo gruppo di cittadini, il rapporto con i singoli abitanti, gli interventi mediati da mezzi di comunicazione, la produzione e diffusione di materiali a stampa, la presenza nei social network e nel web in generale (Regione Emilia-Romagna, 2011). Per buona capacità, nel caso di relazioni comunicative dirette, si deve intendere il possesso di competenze negoziali e di capacità assertive che costituiscono spesso la chiave di volta in contesti localizzati in cui le parti in causa sono dotate di spiccata identità e di buona consapevolezza dei problemi alla base del conflitto (Anchisi R., Gambotto Dessi M., 1992) (fig. 5)

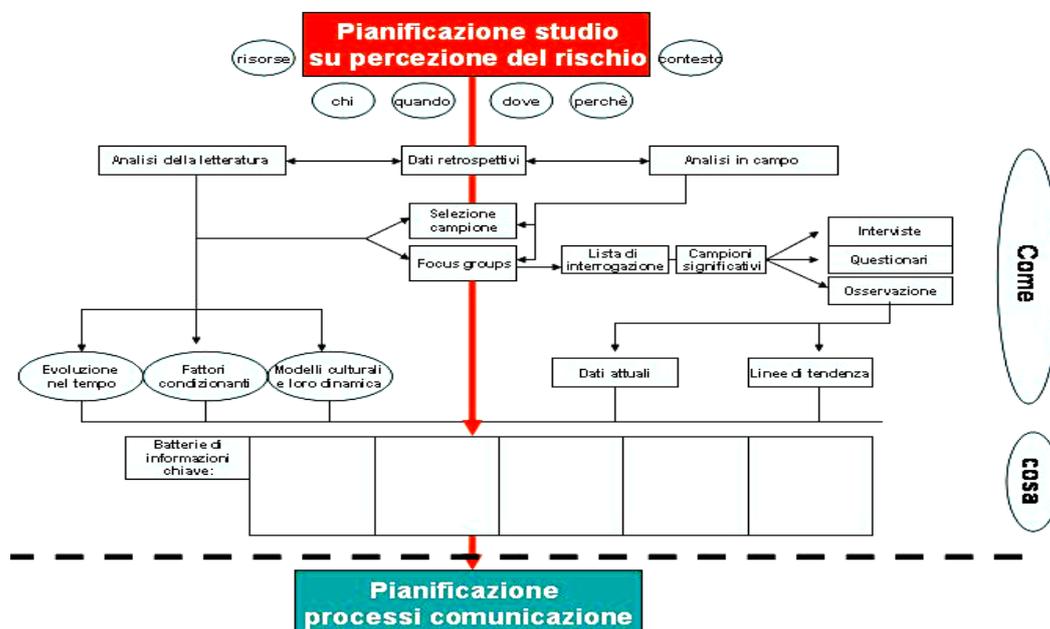


Figura 5- Schema logico della pianificazione di uno studio sulla percezione del rischio

Analisi di casi

In molte realtà italiane, tra le problematiche che hanno richiesto articolati momenti di comunicazione sul rischio, vanno annoverate quelle relative all'impatto sulla salute dei termovalorizzatori, del traffico autoveicolare, o, ad esempio, degli impianti a biomasse. In questo senso esistono esperienze di comunicazione sul rischio protratte nel tempo che hanno richiesto la pianificazione di un impianto comunicativo strutturato.

Un interessante esperienza relativa agli effetti dell'incenerimento dei rifiuti sulla salute è fornita dal progetto Monitor, (Organizzazione di un sistema di sorveglianza ambientale e valutazione

epidemiologica nelle aree circostanti gli impianti di incenerimento in Emilia-Romagna) realizzato in Emilia-Romagna nel 2011 (Regione Emilia-Romagna, 2011). Il progetto, promosso dagli Assessorati, Politiche per la salute, e Ambiente e sviluppo sostenibile, della Regione Emilia-Romagna, in collaborazione con ARPAE Emilia-Romagna, ha avuto fra i suoi macroobiettivi, anche l'approfondimento degli aspetti legati ai fenomeni percettivi del rischio per la salute e l'ambiente nelle popolazioni esposte. Rispetto a quest'ultimo aspetto, l'indagine si è occupata delle diffuse preoccupazioni presenti nell'opinione pubblica, studiando le diverse modalità di comunicazione e di partecipazione attuate per l'assunzione di decisioni condivise e rispettose della salute e dell'ambiente. La scelta dell'incenerimento dei rifiuti, oggi adottata in molte realtà nazionali ed internazionali, è infatti una soluzione controversa: come ogni tecnologia ha lo scopo di migliorare e rendere più sicura la vita dei cittadini, ma spesso accade che le persone ne siano intimorite e spaventate. La ricerca realizzata aveva l'obiettivo di indagare i contenuti delle rappresentazioni sociali elaborate dai cittadini a proposito di un inceneritore di rifiuti e dei rischi derivanti. Uno dei metodi considerati più idonei per raggiungere questa conoscenza è basato su approcci di tipo qualitativo, come ad esempio il ricreare le condizioni entro le quali si costruiscono i sistemi di credenze, ovvero il contesto dello scambio comunicativo nei gruppi. Al riguardo il progetto ha sperimentato la tecnica del focus group, che in letteratura è considerato un efficace strumento per la conoscenza delle rappresentazioni sociali, proprio perché riproduce un contesto di scambio comunicativo fra persone che negoziano e confrontano le proprie credenze sull'oggetto di studio. In sintesi, dall'analisi di quanto prodotto dai focus group, è emerso che quando le persone parlano di inceneritore di rifiuti, finiscono per discutere di fiducia/sfiducia rispetto alle informazioni diffuse e soprattutto rispetto alle fonti da cui esse provengono, e della possibilità da parte dei cittadini di fronteggiare o subire l'evento. L'esame dei testi delle discussioni sviluppate durante i focus ha anche permesso di individuare una serie di categorie di prese di posizione, definibili anche come configurazioni di atteggiamenti. A fianco alle attività di studio e modellizzazione, sono state condotte anche esperienze concrete nel territorio. In provincia di Bologna ad esempio sono stati prodotti degli strumenti informativi destinati alle comunità per garantire trasparenza dei monitoraggi sulle emissioni al camino, sul suolo e sulle acque circostanti, attivando un sito dedicato⁴⁶, curato dall'ente gestore dell'impianto con la supervisione di ARPAE Emilia-Romagna. Allo stesso tempo sono stati organizzati incontri con la popolazione per presentare i risultati di una serie di rapporti sull'impatto dell'inceneritore sullo stato di salute dell'ambiente (impatto dell'inquinamento sul suolo, sulle acque e nell'aria) e della comunità (analisi dati di mortalità, ricoveri ospedalieri, natalità, accessi al pronto soccorso) (Azienda USL di Bologna, 2013). I rapporti sono stati prodotti in più edizioni e sono stati commentati nel corso di una serie d'incontri con la popolazione programmati in accordo con le amministrazioni comunali. Il confronto fra amministratori, esperti e popolazione è quindi avvenuto avendo a disposizione dati ambientali prodotti dai tecnici, opinioni esplicitate dalla comunità, e proposte di decisioni da parte dei politici, in un contesto di reciproca credibilità.

Altro esempio è quello del cogeneratore ubicato nel comune di Imola. Nello specifico è stato definito un percorso d'informazione sulla salute tra i cittadini residenti attorno all'impianto e un loro coinvolgimento diretto nella rimodulazione del progetto, in funzione di quanto emerso nei vari momenti di confronto. A garanzia della trasparenza di quanto realizzato dal gestore è stato costituito, attraverso elezione diretta da parte della popolazione più esposta al cogeneratore, un comitato di rappresentanza (Residential Advisory Board – RAB)⁴⁷ che ha curato poi la realizzazione di momenti di comunicazione sul rischio strutturati e orientati ad una informazione più generale nei confronti della comunità, e ad una informazione più puntuale e tecnica nei confronti dei componenti del comitato stesso. Il RAB, costituito nel 2007, ha deciso di dividersi in 3 gruppi di lavoro: tecnico-ambientale, sanitario, comunicazione, ed è diventato un punto di riferimento per la cittadinanza per quanto riguarda la trasparenza delle informazioni sulla centrale e sul suo impatto sulla città. Il RAB prevede incontri mensili per la valutazione ed il monitoraggio dei dati rilevati dalle centraline e organizza un'assemblea pubblica annuale rivolta all'intera cittadinanza per illustrare il lavoro svolto. Ciò in ragione del fatto che, il garantire la partecipazione diretta della popolazione, è una delle condizioni fondamentali per ridurre i conflitti e creare condizioni di giustizia nella gestione delle fonti di energetiche (Finley-Brook M, Holloman EL, 2016).

La realizzazione sul territorio di numerosi impianti a biomasse è stata l'ennesima occasione di richiesta da parte della comunità di momenti comunicativi. Come accade in generale, anche in questo caso, la necessità comunicativa è nata dal conflitto tra amministrazioni e gestori dell'impianto, e cittadini che temono problemi di salute e paventano danni di natura economica. La diffusione degli

⁴⁶ <http://www.feafullo.it/emissioni termovalorizzatore/>

⁴⁷ <http://www.rabimola.it/>

impianti in tanti luoghi differenti ha determinato un percorso comunicativo disomogeneo che, spesso, non ha tenuto conto delle peculiarità delle singole comunità coinvolte, e che quindi è stato poco orientato alle differenti percezioni di rischio. Ciò è stato di insegnamento per definire meglio, a livello locale, percorsi comunicativi “personalizzati”, più difficili da sviluppare, ma molto più orientati e penetranti nella comunità.

Altra esperienza significativa, è GIOCONDA⁴⁸, un progetto europeo ancora in corso, coordinato dall’Istituto di Fisiologia Clinica del CNR di Pisa, e che ha come partner Arpa Puglia, ARPAE Emilia-Romagna, Comune di Ravenna, Società della Salute del Valdarno Inferiore e Università Suor Orsola Benincasa di Napoli. Il progetto coinvolge ragazzi dagli 11 ai 17 anni di otto scuole medie e superiori di alcune città italiane (Napoli, Taranto, Ravenna, Ferrara e San Miniato) per informarli e raccogliere la loro opinione sull’ambiente e la salute nelle loro città, sfruttando il sistema della consultazione pubblica, essenziale per la promozione di politiche di sostenibilità.

Nelle esperienze finora realizzate gli studenti hanno presentato agli amministratori locali le loro proposte per restare in buona salute e vivere in un ambiente sano, e lo hanno fatto sulla base dei dati del monitoraggio della qualità dell’aria e del rumore, raccolti dagli esperti nella loro zona, e comparandone i risultati con quelli di un questionario sulla percezione del rischio da loro precedentemente compilato. Il progetto ha consentito di far emergere la soggettività dei ragazzi anche con l’obiettivo di permettere un confronto con gli amministratori, basato sul reciproco ascolto.

L’organizzazione delle attività di comunicazione del rischio

La gestione delle attività di comunicazione sul rischio da parte di un’organizzazione per la prevenzione ambientale e/o sanitaria non può essere il prodotto di semplici risposte indotte dalla domanda esterna, ma deve basarsi su un sistema dotato di una specifica organizzazione, il cui funzionamento è garantito da processi e procedure codificate. Attualmente, in molte Agenzie ambientali e Aziende sanitarie locali, la comunicazione sul rischio è affidata alla responsabilità dei vertici aziendali che si avvalgono dei propri servizi deputati alla comunicazione istituzionale o all’informazione relativa alle attività svolte e ai risultati conseguiti. Quando necessario viene richiesto a tali servizi di supportarne l’organizzazione, in corso di eventi particolari quali ad esempio l’insorgere di conflitti ambientali o il disaccordo in merito a misure di prevenzione da adottare, ma in genere non si rilevano situazioni in cui vi è una pianificazione delle attività che prescinde dalle emergenze. Nel panorama delle Agenzie ambientali ad esempio si oscilla fra modelli organizzativi in cui i vari terminali a contatto con la cittadinanza (punti di front office) gestiscono le componenti di base della domanda afferente, demandando al back office l’analisi e la programmazione di eventuali risposte più complesse, ad Agenzie che, nell’ambito della loro reportistica, rilevano ed analizzano anche le situazioni potenzialmente in grado di generare conflitto, in modo da avere sufficienti informazioni per attivare efficaci processi di comunicazione del/sul rischio, su basi programmate (ARPAE Emilia-Romagna, 1998). Esaminando la letteratura scientifica emerge che sono tanti gli articoli e gli studi condotti sulle corrette metodologie comunicative nelle più diverse situazioni, mentre mancano proposte di modelli, ed evidenze in grado di fornire materiale di studio e ricerca per elaborare specifiche ipotesi e proposte organizzative; nella realtà infatti le difficoltà nel processo comunicativo vengono riscontrate non tanto in fase di intervento, ma in fase di organizzazione e gestione delle risorse e di pianificazione delle attività di comunicazione. L’adozione di modelli sperimentati, e di cui si conoscono in modo adeguato gli elementi di forza e di debolezza, consentirebbe di standardizzare i processi organizzativi a livello inter-istituzionale, e potrebbe generare una regolamentata collaborazione fra le diverse parti in gioco. Dall’esame delle realtà presenti nelle aziende sanitarie e nelle agenzie ambientali emergono in linea teorica almeno tre modelli di organizzazione per lo sviluppo e il mantenimento di attività comunicative sul rischio⁴⁹: modelli centralizzati – modelli diffusi – modelli misti. Nei modelli centralizzati l’efficacia è molto alta in rapporto alla gestione dei singoli eventi ma la mancanza di una cultura diffusa della responsabilità di tutti i membri dell’organizzazione nella creazione di autorevolezza dell’ente, può inficiare la qualità complessiva del lavoro. In questo modello si adotta una gerarchia di potere verticale, in cui gli operatori rilevano la necessità comunicativa, e la inoltrano agli esperti, che, a loro volta, progettano la risposta e la gestiscono direttamente rapportandosi ai soggetti interessati. Un’organizzazione verticale non sarà incentrata solo sulla differenza di competenze presente fra chi recepisce o rileva la domanda ed esperti che successivamente intervengono, ma anche sulla progettazione e realizzazione centralizzata degli interventi e delle attività stesse. In questi modelli si tengono in secondo piano la cura delle relazioni e

⁴⁸ <http://gioconda.ifc.cnr.it/>

⁴⁹ Non esiste una ricerca specifica per le Agenzie ambientali, ma nell’ambito del Sistema Nazionale della prevenzione Ambientale tale consapevolezza appare diffusa e consolidata.

la ricerca di feedback positivi con i cittadini, in quanto si punta a costruire strumenti efficaci nel fornire risposte immediate e puntuali, dando poco peso alle occasioni di confronto libero. Nei modelli diffusi invece, a fronte di un'elevata capacità di risposta a domande esterne numerose e frequenti, si possono generare difficoltà nella gestione di situazioni complesse. Si tratta di modelli che prevedono l'organizzazione di una rete di operatori fortemente interconnessi, con un livello di conoscenza e competenza minimo, che formulano direttamente le risposte alle esigenze dei soggetti interessati. Il compito della rete non è solo quello di un'erogazione diretta della risposta secondo le proprie competenze, ma anche dell'ascolto dei bisogni della popolazione. In questi modelli viene enfatizzata l'attenzione delle istituzioni all'ascolto delle parti in causa e viene curato in particolare il feedback con e tra le parti. Il limite dei modelli diffusi deriva dalle caratteristiche complessive dell'organizzazione dell'ente: la loro efficacia infatti deriva dalla reale adozione di modelli organizzativi a rete per l'intera organizzazione, e da una elevata capacità di coordinamento da parte del management aziendale. Una sintesi di questi due modelli è il modello misto, in cui l'organizzazione è in grado di rispondere sempre con la massima capacità ed efficacia, attraverso un sistema di relazioni interne in grado di veicolare la massima potenzialità d'azione nei punti sollecitati. In questo caso sono presenti pochi esperti in aree centrali dell'organizzazione e una rete qualificata di sensori, nelle aree periferiche, connessi tra loro da relazioni codificate e da procedure validate e conosciute, e costantemente aggiornati e formati. I modelli misti, che molto rimandano ai sistemi di tipo "Hub and Spoke"⁵⁰, forniscono risposte secondo le competenze dei punti della rete interessati, ma appena le risposte non sono più sufficienti, consentono un rapido intervento degli esperti (così come definiti nel modello centralizzato). Questo sistema permette una rapida percezione di tutti i bisogni con una gestione in loco di quelli più elementari, e con l'inoltro di quelli più complessi agli esperti, snellendo e velocizzando così il processo di elaborazione delle informazioni, ed evitando il più possibile intoppi organizzativi e gestionali tra i due livelli di intervento. Un'efficace comunicazione richiede oltre che un modello il più possibile flessibile, anche la definizione di relazioni fatte di rapporti tra tecnici ed esperti della comunicazione all'interno dell'organizzazione stessa, e di reti che utilizzano strumenti comunicativi amichevoli, e facilmente disponibili all'esterno dell'organizzazione. In entrambi i casi, le relazioni devono essere facilitate ed improntate alla trasparenza, alla tempestività e alla coerenza dei messaggi e richiedono una definizione a priori dei flussi informativi e comunicativi, sia verso l'esterno che all'interno. In particolare è necessario che tutti i flussi comunicativi siano possibilmente proceduralizzati, attraverso una codifica dei formati e dei contenuti della comunicazione, e aggiornati attraverso periodiche revisioni e attualizzazioni. (fig. 6)

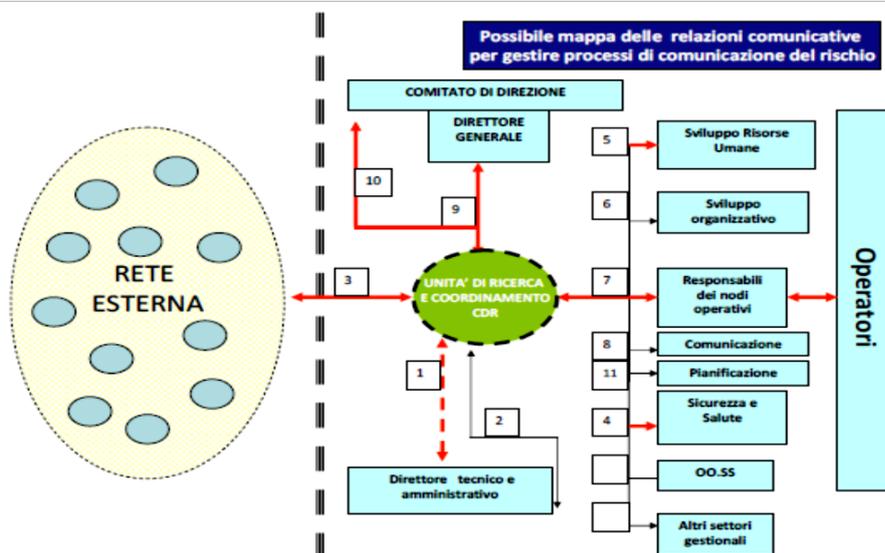


Figura 6 - Un possibile schema di relazioni endo ed esorganizzative

Particolare importanza rivestono, sia il monitoraggio delle dinamiche comunicative interne alla comunità di riferimento, sia la messa a punto di mappe utilizzabili per poter individuare e contattare rapidamente ed efficacemente i gruppi formali e informali, e/o i leader riconosciuti (Armocida G. Rulli G. Soma R. 2002). Al riguardo potrebbe essere utile, individuare un coordinatore all'interno dell'organizzazione, a cui riconoscere il ruolo di leader e assegnare il compito di monitorare le richieste provenienti dalla comunità, e, in parallelo, individuare una filiera di responsabilità in modo da dare a tutti i soggetti individuati nella rete comunicativa un ruolo definito di intervento.

⁵⁰ <http://salute.regione.emilia-romagna.it/assistenza-ospedaliera/le-reti-hub-spoke-1>

La formazione del personale delle agenzie e dei servizi di sanità pubblica

Il possesso di adeguate competenze in tema di comunicazione sul rischio è necessario se si vogliono ottenere buoni risultati, anche perché la realtà in cui si è chiamati ad operare evidenzia spesso livelli molto disomogenei di competenze relazionali e comunicative degli operatori, a causa di carenze curricolari, ma anche di una frequente sottovalutazione di questi argomenti nelle dinamiche interne alle organizzazioni, spesso orientate a investimenti formativi prevalentemente verso ambiti tecnico scientifici. Per pianificare adeguatamente i percorsi formativi relativi a questi ambiti tematici occorre una volontà esplicita del management aziendale/agenziale che, da un lato, deve tradursi nell'inserimento di livelli standard di conoscenze e capacità comunicative di cui assicurare il mantenimento, nella mappa delle competenze di tutti gli operatori (con maggiore enfasi per quelli impegnati sul fronte del rapporto con la cittadinanza), e dall'altro, nella costante analisi dei principali problemi per ricercarne le variabili causali o concausali in grado di generare conflitto ambientale o sanitario, e gestibili con azioni di confronto e discussione partecipata. Nel caso dell'inquinamento atmosferico, ad esempio, ogni piano di attività dovrebbe contenere una valutazione dell'impatto delle variabili comunicative nel rapporto con la popolazione, per poter prevedere e progettare percorsi di miglioramento delle competenze, e poter quindi conseguire una migliore compliance rispetto ai suggerimenti comportamentali proposti (adesione alle campagne di blocco del traffico, accettazione delle proposte di chiusura al traffico di determinate zone delle città, rispetto delle prescrizioni relative all'accensione delle caldaie domestiche). Le aree di bisogno formativo alle quali dare risposte con i piani annuali della formazione aziendale dovrebbero essere definite adottando lo schema classico della progettazione formativa, che in fase iniziale prevede l'identificazione ed analisi dello scarto esistente fra le competenze rilevate e quelle necessarie per poter gestire efficacemente i problemi ambientali e sanitari di pertinenza, e i problemi di natura organizzativa (Quaglino G.P., 2005). Dal momento che gli attori dello scenario della comunicazione sul rischio sono molteplici e agiscono spesso in contesti contigui, è auspicabile che, in fase di rilievo dei bisogni formativi, essi possano essere coinvolti in un processo coordinato e coerente, per poter poi progettare percorsi efficaci e in grado di generare impatti condivisi fra tutte le parti in causa.

BIBLIOGRAFIA

- Gilli G., 1989 "Igiene dell'Ambiente e del Territorio" C.G. Edizioni medico Scientifiche.
- Biocca M., 2002. "La comunicazione sul rischio per la salute", Centro Scientifico Editore.
- Regione Emilia-Romagna, Servizio Comunicazione ed Educazione alla sostenibilità. Quaderni di Monitor. Collana di documentazione. Bologna. 2011. "La percezione del rischio. Metodologia e casi di studio".
- Lemma P., 2005. "Percezione del rischio e modernità", <http://www.dors.it/alleg/0003/abstractlemmagenova04.pdf>
- Douglas M., 1991. "Come percepiamo il pericolo. Antropologia del rischio". Feltrinelli editore.
- Anchisi R. Gambotto Dessì M., 1992. "Non solo comunicare". Edizioni Libreria Cortina.
- Quaglino G.P., 2005. "Fare formazione". Raffaello Cortina Editore.
- Azienda USL di Bologna. 2013. "Relazione sullo stato di salute della popolazione dei comuni di Castenaso e Granarolo dell'Emilia, Bologna".
- Finley-Brook M, Holloman EL, 2016. Empowering Energy Justice – Int. J. Environ. Res. Public Health 2016, 13(9), 926
- ARPAE Emilia-Romagna, 1998. Atti Workshop "I caratteri distintivi e i vantaggi dell'organizzazione a rete"
- Armocida G. Rulli G. Soma R. 2002. "Medicina delle comunità. Controllo e difesa dell'ambiente. Salute delle collettività". Elsevier Masson

ISPRA

ARTA Abruzzo

ARPA Basilicata

ARPA Calabria

ARPA Campania

ARPA Emilia-Romagna

ARPA Friuli Venezia Giulia

ARPA Lazio

ARPA Liguria

ARPA Lombardia

ARPA Marche

ARPA Molise

ARPA Piemonte

ARPA Puglia

ARPA Sardegna

ARPA Sicilia

ARPA Toscana

ARPA Umbria

ARPA Valle d'Aosta

ARPA Veneto

ARPA Bolzano

ARPA Trento

