



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale



con il patrocinio del
Ministero dell'Ambiente
e della Tutela del Territorio
e del Mare

ARPA AGENZIE REGIONALI
E DELLE PROVINCE
AUTONOME
APPA PER LA PROTEZIONE
DELL'AMBIENTE



Qualità dell'ambiente urbano

VII Rapporto ISPRA

Edizione 2010

Focus su LA QUALITÀ DELL'ARIA





ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

con il patrocinio del
**Ministero dell'Ambiente
e della Tutela del Territorio e del Mare**

ARPA

AGENZIE REGIONALI
E DELLE PROVINCE
AUTONOME

APPA

PER LA PROTEZIONE
DELL'AMBIENTE



Qualità dell'Ambiente Urbano

VII Rapporto Annuale

Edizione 2010

Focus su

LA QUALITÀ DELL'ARIA

Informazioni legali

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

La Legge 133/2008 di conversione, con modificazioni, del Decreto Legge 25 giugno 2008, n. 112, pubblicata sulla Gazzetta Ufficiale n. 195 del 21 agosto 2008, ha istituito l'ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. L'ISPRA svolge le funzioni che erano proprie dell'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici (ex APAT), dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (ex INFS) e dell'Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare (ex ICRAM).

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

© Stato dell'ambiente, 22/2011

ISBN 978-88-448-0491-6

Coordinamento tecnico-scientifico

ISPRA – Domenico Gaudio
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
telefono: 06 50072536; fax: 06 50072657
domenico.gaudio@isprambiente.it

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Editing e redazione

ISPRA – Cristina Sarti

Elaborazione grafica

ISPRA – Franco Iozzoli

Foto di copertina

ISPRA – Paolo Orlandi

Coordinamento tipografico

ISPRA - Daria Mazzella

Amministrazione

ISPRA - Olimpia Girolamo

Distribuzione

ISPRA - Michelina Porcarelli

Impaginazione e stampa

Tipolitografia CSR

Finito di stampare nel mese di maggio 2011

PRESENTAZIONE

Con il VII Rapporto sulla Qualità dell'Ambiente Urbano si chiude, per me nella nuova veste di Presidente ISPRA, un primo ciclo di presentazione di importanti prodotti di reporting in campo ambientale. Con tali prodotti si intende fornire un quadro oggettivo ed evolutivo della situazione ambientale nel nostro Paese, sempre più adeguato alle esigenze di quanti necessitano di solide basi conoscitive per poter meglio programmare le politiche di settore e, più in generale, di quanti vogliono essere informati sul reale livello di qualità dell'ambiente in cui vivono.

La produzione di differenziate tipologie di rapporti risponde all'esigenza di analizzare le situazioni di contesto generale (annuario) e settoriali tematiche (rifiuti) o territoriali.

Questo volume affronta per l'appunto la contestualizzazione dell'ambiente nelle aree urbane che, per motivi che sembra superfluo esplicitare, rappresentano una delle principali cause di pressione sull'ambiente naturale e al tempo stesso il principale obiettivo delle politiche di tutela e risanamento.

Dall'anno della sua prima edizione (2004), i contenuti del Rapporto si sono sviluppati in relazione al numero di città poste sotto osservazione e alla qualità delle informazioni ambientali utilizzate, soprattutto grazie al confronto e al dialogo con Enti e istituzioni locali e centrali. Il coinvolgimento delle ARPA/APPA - fonti preziose di dati ambientali e attenti osservatori delle realtà territoriali - è andato sempre più rafforzandosi negli anni, tanto che questo Rapporto è un prodotto dell'intero Sistema delle Agenzie Ambientali ISPRA/ARPA/APPA.

Altrettanto determinante è stata come sempre la collaborazione di ANCI, con cui ISPRA ha firmato nel 2006 un Protocollo d'Intesa. I Comuni sono tra gli utenti chiave di questo Rapporto e il loro coinvolgimento è fondamentale nella costruzione di un percorso consapevole e condiviso verso la sostenibilità locale. Ma la realizzazione di questo Rapporto si è avvalsa anche del prezioso contributo di ISTAT, importante riferimento nazionale, e di altri soggetti istituzionali; quali il Corpo Forestale dello Stato, le Regioni, gli Istituti regionali, le Province e i Comuni. Mi preme qui ricordare anche il prezioso apporto di rappresentanti del mondo accademico e di professionisti, in un'ottica di confronto e scambio tecnico-scientifico fondamentale per un Istituto come ISPRA. Credo che un tale processo di partecipazione e coinvolgimento sia interno (ISPRA – Sistema agenziale) che esterno (altri Enti locali, Università, etc.) possa ritenersi un importante valore aggiunto del Rapporto “Qualità dell'ambiente urbano”.

In questo percorso di condivisione, faticoso ma proficuo, si è sempre più valorizzata l'esigenza di coniugare l'azione conoscitiva sull'ambiente urbano e la corretta informazione ai diversi fruitori finali, con la necessità di offrire uno strumento di supporto alle decisioni di politiche locali orientate alla sostenibilità urbana e alla pianificazione ambientale locale: non dimentichiamo che la *Strategia d'azione ambientale per lo sviluppo sostenibile in Italia*, elaborata nel 2002 dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, individua tra le grandi aree tematiche la *qualità dell'ambiente e della vita negli ambienti urbani*.

Sono questi gli orientamenti strategici che io credo debbano guidare il futuro dell'ISPRA, definendone con forza il ruolo all'interno della politica ambientale del nostro Paese.

L'edizione 2010 del Rapporto “Qualità dell'ambiente urbano” presenta, rispetto alle precedenti, alcune importanti novità. *In primis*, un campione più numeroso di città, passate nell'ultimo anno da 34 a 48: un arricchimento nella disponibilità dell'informazione ambientale nel nostro Paese con una copertura uniforme sul territorio nazionale. Altra rilevante novità, sperimentata con successo nella Sintesi della precedente edizione del Rapporto, è una nuova veste grafica con una struttura di presentazione dei contenuti che, senza penalizzare il rigore scientifico dell'informazione, combina facilità di lettura e fruibilità delle informazioni. Rilevo inoltre con soddisfazione la presenza di

nuovi temi e indicatori che vanno ad arricchire il già ampio *set* analizzato nelle Edizioni precedenti: viene introdotto il tema del cambiamento meteorologico nell'ambiente urbano e vengono presentati per la prima volta dati specifici sul verde urbano, le aree agricole e gli alberi monumentali. Tale arricchimento di dati restituisce alla collettività (amministratori, tecnici, cittadini) un corpus di informazioni via via più completo, contribuendo a migliorare la conoscenza dell'ambiente urbano e suggerendo direzioni utili alla sostenibilità locale.

Il prodotto che qui presento risponde a pieno alla duplice missione dell'Istituto che rappresento: da una parte svolgere un ruolo chiave nel monitoraggio e controllo dell'ambiente e del territorio nel nostro Paese, dall'altra presentarsi come soggetto attivo nel campo della ricerca ambientale.

Prodotti come questo sono l'espressione tangibile di come ISPRA deve essere: garante di una *governance* dell'informazione ambientale solida, integrata, trasparente e condivisa.

Bernardo De Bernardinis
Presidente ISPRA

PREMESSA

Poter disporre annualmente di dati e indicatori sulla qualità dell'ambiente urbano aiuta chi amministra il territorio a comprendere se si è "in linea" con la sfida di una crescita sostenibile dei centri urbani ed il rapporto dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, giunto oramai alla settima edizione, si conferma uno strumento completo ed efficace per una valutazione oggettiva della sostenibilità e della qualità del vivere nelle nostre città.

Le città, infatti, pur occupando solo il 2% della superficie del pianeta, sono responsabili di circa l'80% delle emissioni di CO₂, poiché, come dimostrano i dati 2009 della Population Division del Department of Economic and Social Affairs delle Nazioni Unite, oltre la metà della popolazione umana vive in aree urbane: 3,4 miliardi di individui che potranno arrivare a 6,3 miliardi nel 2050. Le città e gli agglomerati urbani rappresentano quindi il nostro futuro, il driver dello sviluppo economico, ma questa crescita è spesso associata ad un eccessivo sfruttamento delle risorse e dell'ambiente, a degrado e congestione.

Migliorare la qualità dell'ambiente urbano deve essere il primo obiettivo per tutti gli amministratori, a tutti i livelli, in modo da poter assicurare un futuro migliore alle prossime generazioni. In Italia la dinamica demografica è evidentemente analoga a quella mondiale: su una superficie pari al 3,3% del totale nazionale, risiede il 23,4% della popolazione. La concentrazione urbana influisce su diversi fattori, a cominciare dal corretto uso del territorio: il Rapporto indica che il consumo di suolo nelle principali città italiane è un fenomeno preoccupante, che può compromettere territori di pregio, soprattutto ai margini delle aree urbane. Anche la gestione dei rifiuti è innegabilmente più complessa nelle aree maggiormente popolate, che riportano dati di produzione assai più elevati rispetto alle zone marginali.

Una città dovrebbe poter bilanciare in maniera sostenibile i bisogni sociali, economici e ambientali, ponendo al centro delle attività di pianificazione i bisogni dei cittadini e progettando lo sviluppo futuro tenendo ben presente che le risorse naturali non sono inesauribili.

Numerose amministrazioni si stanno impegnando per avviare pratiche coerenti ed ispirare la loro azione di governo al principio di sostenibilità ed i dati presentati nel Rapporto lo dimostrano ampiamente. In Italia i Comuni che hanno installato almeno un impianto per le energie rinnovabili sul loro territorio sono circa 6000: si va da Monrupino in provincia di Trieste a Minervino nelle Murgie, passando per Pinerolo fino a Florinas in Sardegna. Oltre 700 Comuni hanno già adottato linee guida e regolamenti per risparmiare energia, diminuire le emissioni inquinanti, recuperare acqua piovana e riciclare materiali da costruzione. Così è anche per i rifiuti. In base ai dati dei Comuni Ricicloni risulta che 1.280 Comuni superano il 45% di raccolta differenziata evitando l'emissione in atmosfera di 2,8 milioni di tonnellate di CO₂, pari al 6% dell'obiettivo del protocollo di Kyoto per l'Italia. La qualità dell'aria nelle nostre città rappresenta ancora una problematica di difficile soluzione, che richiede rinnovato impegno nell'adozione di misure di mobilità sostenibile.

Quest'anno il Rapporto ISPRA dedica un approfondimento alle proiezioni dei modelli climatici per il 21° secolo, che ci aiutano a comprendere gli impatti dei cambiamenti climatici e a sviluppare adeguate strategie di adattamento. Sappiamo che le azioni locali e la razionalizzazione della gestione energetica del patrimonio pubblico possono contribuire a ridurre le emissioni di gas serra per una quota pari al 15-20% dell'obiettivo nazionale.

Diverse centinaia di Città hanno già sottoscritto il Patto dei Sindaci, impegnandosi ad andare oltre l'obiettivo del "20-20-20" fissato dall'Unione europea con l'approvazione, nel 2009, del pacchetto energia e clima.

Nonostante le recenti crisi economico-finanziarie ed i vincoli di bilancio stiano rendendo difficoltosa l'approvazione dei Piani per il Clima e l'operatività degli stessi, è doveroso tributare un

sincero riconoscimento a quanti, sull'intero territorio nazionale, operano a favore di uno sviluppo sostenibile delle nostre città.

Filippo Bernocchi
Vicepresidente ANCI

CONTRIBUTI E RINGRAZIAMENTI

Il Rapporto sulla Qualità dell'Ambiente Urbano, con l'edizione 2010, giunge al suo settimo numero. Tra le novità, mi preme sottolineare l'ulteriore rafforzamento della collaborazione dell'intero Sistema delle Agenzie Ambientali alla sua realizzazione di cui è segno evidente la firma il 5 ottobre 2009 del Protocollo d'Intesa ISPRA/ARPA/APPA che completa, rafforzandolo, il quadro istituzionale per le attività del Sistema delle Agenzie sull'ambiente urbano. Ma prima di entrare nel dettaglio dei contributi e ringraziamenti, desidero ringraziare Enti Locali e Regioni che, se pur esterni al Sistema delle Agenzie Ambientali, hanno dato il loro prezioso contributo. Mi rivolgo in particolare all'Associazione Nazionale Comuni Italiani (ANCI) che, anche in virtù del protocollo d'intesa con ISPRA siglato nel luglio 2006, è un partner di eccellenza che ha rappresentato in questi anni un interlocutore privilegiato trasferendoci le esigenze informative dei Comuni e diffondendo tra i Comuni il Rapporto. Mi rivolgo a tutti gli amministratori comunali, provinciali e regionali, a cui il Rapporto si propone fin dalla sua prima edizione quale strumento di supporto per la pianificazione, la programmazione e la gestione dell'ambiente nelle aree urbane, per la costante e fattiva collaborazione che si è concretizzata tra l'altro con proficui scambi di dati, informazioni e commenti utili alla valorizzazione del Rapporto.

All'edizione 2010 del Rapporto è associato il Focus che quest'anno tratta i temi relativi alla qualità dell'aria.

La realizzazione del Rapporto e del Focus è il frutto di una squadra di esperti, cui partecipa la quasi totalità delle Unità tecniche dell'Istituto e l'intero Sistema delle Agenzie Ambientali, come più dettagliatamente di seguito riportato.

Dipartimenti e Servizi Interdipartimentali ISPRA

Alle attività del Rapporto e del Focus, coordinate dal Dipartimento Stato dell'Ambiente e Metrologia Ambientale attraverso il Servizio Valutazioni ambientali, collaborano:

Dipartimento Attività Bibliotecarie, Documentali e per l'Informazione

Dipartimento Tutela delle Acque Interne e Marine

Dipartimento Nucleare, Rischio Tecnologico e Industriale

Dipartimento Difesa del Suolo

Dipartimento Difesa della Natura

Servizio Interdipartimentale per le Certificazioni Ambientali

Gruppo di lavoro ISPRA sulle aree urbane

Coordinatore: Silvia BRINI, Responsabile Settore Valutazione ambiente urbano, Servizio Valutazioni ambientali

Roberto BRIDDA, Roberto CASELLI, Anna CHIESURA, Arianna LEPORE, Giovanna MARTELLATO, Marzia MIRABILE, Federica MORICCI, Daniela SANTONICO, Carla SERAFINI, Luisiana ZEGA – Servizio Valutazioni ambientali

Giorgio CATTANI, Ernesto TAURINO – Servizio Monitoraggio e prevenzione degli impatti sull'atmosfera

Patrizia FRANCHINI, Ilaria LEONI, Patrizia LUCCI, Stefanina VITI – Servizio Reporting ambientale e strumenti di sostenibilità

Michele MUNAFÒ – Servizio Sinanet

Tavolo di lavoro per la realizzazione del VII Rapporto e del Focus

Per la realizzazione della settima edizione del Rapporto sulla Qualità dell'ambiente urbano e del Focus è proseguita l'attività del tavolo di lavoro con le ARPA/APPA di cui fanno parte ISPRA, tutte le ARPA/APPA, l'ANCI e il Comune di Bolzano.

Partecipanti ISPRA:

Roberto CARACCILO – Direttore Dipartimento Stato dell'ambiente e metrologia ambientale

Mario CIRILLO – Responsabile Servizio Valutazioni ambientali

Membri del Gruppo di lavoro ISPRA sulle aree urbane

Partecipanti ARPA/APPA:

Silvia ANGIOLUCCI – ARPA Toscana, Duilio BUCCI – ARPA Marche, Giuseppe CAMPILONGO – ARPA Lombardia, Massimo CAPPALÀ – ARPA Sardegna, Marco CAPPIO BORLINO – ARPA Valle D'Aosta, Anna Paola CHIRILLI – ARPA Puglia, Cristina CONVERSO – ARPA Piemonte, Fulvio DARIS – ARPA Friuli Venezia Giulia, Alessandro DI GIOSA – ARPA Lazio, Ersilia DI MURO – ARPA Basilicata, Massimo FAURE RAGANI – ARPA Valle D'Aosta, Elga FILIPPI – ARPA Liguria, Claudio MACCONE – ARPA Emilia Romagna, Raffaella MELZANI – ARPA Lombardia, Francesca MENEGHINI – ARPA Veneto, Pina NAPPI – ARPA Piemonte, Valentina PALLANTE – ARPA Toscana, Paola Sonia PETILLO – ARPA Campania, Vanes POLUZZI – ARPA Emilia Romagna, Giovanni ROMAGNOLI – ARPA Molise, Stefano ROSSI – ARPA Toscana, Vincenzo RUVOLO – ARPA Sicilia, Velia SARTORETTI – ARPA Umbria, Sabine SCHWARZ – APPA Bolzano, Giuseppe SGORBATI – ARPA Lombardia, Arianna TRENTINI – ARPA Emilia Romagna, Gabriella TREVISI – ARPA Puglia, Giovanna ZIROLDO – ARPA Veneto, Gianluca SEGATTO – Comune Bolzano, Laura ALBANI – ANCI

Rete dei Referenti “Rapporto sulla qualità dell'ambiente urbano”

Nell'ambito delle attività del Comitato Tecnico Permanente di cui si è dotato il Consiglio Federale delle Agenzie ambientali è stata costituita una rete di referenti composta da:

Silvia BRINI – ISPRA, Gaetano CAPILLI - ARPA Sicilia, Marco CAPPIO BORLINO – ARPA Valle D'Aosta, Monica CESTARO – ARPA Veneto, Anna Paola CHIRILLI – ARPA Puglia, Fulvio DARIS – ARPA Friuli Venezia Giulia, Alessandro DI GIOSA – ARPA Lazio, Ersilia DI MURO – ARPA Basilicata, Elga Filippi – ARPA Liguria, Raffaella MELZANI – ARPA Lombardia, Stefano ORILISI – ARPA Marche, Paola Sonia PETILLO – ARPA Campania, Vanes POLUZZI – ARPA Emilia Romagna, Pina NAPPI – ARPA Piemonte, Cecilia RICCI – ARPA Umbria, Giovanni ROMAGNOLI – ARPA Molise, Fabio ROMANO – ARPA Calabria, Stefano ROSSI – ARPA Toscana, Sabine SCHWARZ – APPA Bolzano, Carlo ZAMPONI – ARTA Abruzzo.

Autori

Le informazioni inerenti alle varie tematiche trattate nel Focus del VII Rapporto sono state fornite dai seguenti autori:

Elisabetta ANGELINO – ARPA Lombardia, Elisa BINI – ARPA Toscana, Giovanni BONAFE' – ARPA Emilia Romagna, Patrizia BONANNI – ISPRA, Carlo CACACE - Istituto Superiore per la Conservazione ed il Restauro, Anna Maria CARICCHIA – ISPRA, Stefano CASERINI – ARPA Lombardia, Giorgio CATTANI – ISPRA, Marco CHINI – ARPA Toscana, Chiara COLLAVERI – ARPA Toscana, Stefano CROCETTI – ISPRA, Mariacarmela CUSANO – ISPRA, Dennis DALLE MURA – ARPA Toscana, Fulvio DARIS – ARPA Friuli Venezia Giulia, Elena DELLA DONNA – ARPA Friuli Venezia Giulia, Francesca DELLI QUADRI – ARPA Friuli Venezia Giulia, Eriberto DE' MUNARI – ARPA Emilia Romagna, Antonella DE SANTIS – ISPRA, Marco DESERTI – ARPA Emilia Romagna, Fiammetta DINI – ARPA Toscana, Silvia FERRARI – ARPA Emilia

Romagna, Raffaella GADDI – ISPRA, Domenico GAUDIOSO – ISPRA, Annamaria GIOVAGNOLI - Istituto Superiore per la Conservazione ed il Restauro, Roberto GIUA - ARPA Puglia, Angelo GIUDICI – ARPA Lombardia, Guido LANZANI – ARPA Lombardia, Francesco LOLLOBRIGIDA – ARPA Piemonte, Simona MACCAFERRI – ISPRA, Alessandro MARONGIU – ARPA Lombardia, Enrico MINGUZZI – ARPA Emilia Romagna, Angela MORABITO - ARPA Puglia, Marco MORETTI – ARPA Lombardia, Alessandra NOCIONI - ARPA Puglia, Antonella PANNOCCHIA – ARPA Piemonte, Vanes POLUZZI – ARPA Emilia Romagna, Riccardo RICCERI – ARPA Toscana, Isabella RICCIARDELLI – ARPA Emilia Romagna, Milena SACCO – ARPA Piemonte, Gianluca SEGATTO – Comune di Bolzano, Fulvio STEL – ARPA Friuli Venezia Giulia, Michele STORTINI – ARPA Emilia Romagna, Fabiano TUROLDO – ARPA Friuli Venezia Giulia, Carlo ZAMPONI – ARTA Abruzzo.

Ringraziamenti

Rinnovo il vivo ringraziamento a quanti hanno reso possibile con il loro contributo la realizzazione dell'edizione 2010 del Rapporto sulla Qualità dell'Ambiente Urbano e del Focus: i Dipartimenti dell'ISPRA, gli amministratori delle 48 città e i loro collaboratori per la disponibilità dimostrata, ISTAT (Istituto nazionale di statistica), ACI (Automobil Club d'Italia).

Ma questa attività non avrebbe potuto svilupparsi senza il contributo delle Agenzie regionali e delle province autonome. Sono queste che, operando a stretto contatto con le realtà locali, effettuano i controlli e i monitoraggi ambientali sul territorio, raccolgono i dati relativi alle aree di loro competenza e acquisiscono una conoscenza capillare anche delle caratteristiche dell'ambiente e del territorio delle aree urbane.

Vorrei, infine, invitare tutti i lettori a far pervenire osservazioni ed eventuali suggerimenti di modifica, perché, anche con il loro contributo, si possano apportare miglioramenti nella continua opera di sviluppo del Rapporto sulla Qualità dell'Ambiente Urbano.

Roberto Caracciolo

Direttore Dipartimento Stato dell'Ambiente e Metrologia Ambientale

INDICE

| | |
|--|-----------|
| INTRODUZIONE a cura di Domenico Gaudioso – ISPRA | 12 |
| PARTE I - PROBLEMATICHE EMERGENTI DAL PROCESSO DI RECEPIMENTO DELLA DIRETTIVA 2008/50/CE | 13 |
| IL DECRETO LEGISLATIVO 155/2010: ELEMENTI INNOVATIVI ANNA MARIA CARICCHIA ISPRA – Dipartimento Stato dell’Ambiente e Metrologia Ambientale | 14 |
| VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELL’ARIA E MATERIALE PARTICOLATO: LE NOVITÀ INTRODOTTE DAL D.LGS 155/2010 GIORGIO CATTANI, ANNA MARIA CARICCHIA, ALESSANDRO DI MENNO DI BUCCHIANICO, ALESSANDRA GAETA, GIUSEPPE GANDOLFO ISPRA – Dipartimento Stato dell’Ambiente e Metrologia Ambientale | 18 |
| IL DECRETO LEGISLATIVO 155/2010 E GLI IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI ALESSANDRO DI MENNO DI BUCCHIANICO, ANNA MARIA CARICCHIA, GIORGIO CATTANI, ALESSANDRA GAETA, GIUSEPPE GANDOLFO ISPRA – Dipartimento Stato dell’Ambiente e Metrologia Ambientale | 24 |
| IL SAHARAN DUST E L’APPLICAZIONE DELL’ART. 15 DEL D.LGS. 155/2010 ANNA MARIA CARICCHIA, GIORGIO CATTANI, STEFANO CROCETTI, ALESSANDRO DI MENNO DI BUCCHIANICO, ALESSANDRA GAETA, GIUSEPPE GANDOLFO ISPRA – Dipartimento Stato dell’Ambiente e Metrologia Ambientale | 35 |
| PARTE II - STRUMENTI PER LA VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELL’ARIA | 39 |
| VALUTAZIONE INTEGRATA MULTISCALE DELLA QUALITÀ DELL’ARIA: DALLA PIANURA PADANA ALLE AREE URBANE. IL PROGETTO NINFA-E DI ARPA EMILIA-ROMAGNA MARCO DESERTI, ERIBERTO DE’ MUNARI, GIOVANNI BONAFÈ, MICHELE STORTINI, ENRICO MINGUZZI ARPA Emilia-Romagna SIMONA MACCAFERRI JRC Ispra | 40 |
| PARTE III- ELEMENTI DI NOVITÀ PER IL MONITORAGGIO DELLA QUALITÀ DELL’ARIA | 44 |
| ELEMENTI DI NOVITÀ E FATTORI DI CRITICITÀ SUL MONITORAGGIO DELLA QUALITÀ DELL’ARIA IN ACCORDO CON LE DISPOSIZIONI DEL NUOVO D.LGS. 155/2010. L’ESPERIENZA DELLA TOSCANA MARCO CHINI, ELISA BINI, CHIARA COLLAVERI, DENNIS DALLE MURA, FIAMMETTA DINI, DENNIS DALLE MURA, RICCARDO RICCERI ARPA Toscana - Centro Regionale per la Tutela della Qualità dell’Aria | 45 |

| | |
|---|------------|
| AEROSOL SIZE DISTRIBUTION: ASPETTI TEORICI E PRIMI RISULTATI DI MONITORAGGI EFFETTUATI DA ARPA EMILIA-ROMAGNA | 54 |
| VANES POLUZZI, ISABELLA RICCIARDELLI, SILVIA FERRARI ARPA Emilia-Romagna | |
| STUDIO DELLA CONCENTRAZIONE NUMERICA DI PARTICELLE ULTRAFINI NELL'AREA METROPOLITANA TORINESE | 86 |
| MILENA SACCO, FRANCESCO LOLLOBRIGIDA, ANTONELLA PANNOCCHIA ARPA Piemonte | |
| LA NUOVA RETE REGIONALE DI MONITORAGGIO DELLA QUALITÀ DELL'ARIA | 97 |
| LUCIANA DI CROCE, ARMANDO LOMBARDI, CARLO ZAMPONI, ROBERTO LUIS DI CESARE ARTA Abruzzo | |
| PARTE IV - ALCUNE ESPERIENZE DI RISANAMENTO DELLA QUALITÀ DELL'ARIA | 105 |
| L'INQUINAMENTO ATMOSFERICO NELLE AREE URBANE DA TRAFFICO VEICOLARE | 106 |
| STEFANO CASERINI, ALESSANDRO MARONGIU, MARCO MORETTI, ELISABETTA ANGELINO, ANGELO GIUDICI, GUIDO LANZANI ARPA Lombardia | |
| STUDIO SULLE EMISSIONI DI NOX ED INTERVENTI DI CONTENIMENTO NEL COMUNE DI BOLZANO | 116 |
| GIANLUCA SEGATTO Comune di Bolzano | |
| IL CONTRIBUTO ALL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO DERIVANTE DALLA COMBUSTIONE DEL LEGNO ED ALTRE TIPOLOGIE DI BIOMASSA | 121 |
| ELENA DELLA DONNA, FRANCESCA DELLI QUADRI, FULVIO STEL, FABIANO TUROLDI, FULVIO DARIS ARPA Friuli Venezia Giulia | |
| INQUINAMENTO LOCALE DA POLVERI SOTTILI: IL CASO STUDIO TORCHIAROLO | 135 |
| ROBERTO GIUA, ANGELA MORABITO, ALESSANDRA NOCIONI ARPA Puglia | |
| PARTE V - METODOLOGIE PER LA VALUTAZIONE DEGLI IMPATTI | 146 |
| INQUINAMENTO ATMOSFERICO E DETERIORAMENTO DEI BENI CULTURALI ARCHITETTONICI A ROMA | 147 |
| RAFFAELA GADDI, PATRIZIA BONANNI, MARIACARMELA CUSANO, ANTONELLA DE SANTIS ISPRA – Dipartimento Stato dell'Ambiente e Metrologia Ambientale CARLO CACACE, ANNAMARIA GIOVAGNOLI ISCR - Istituto Superiore per la Conservazione ed il Restauro | |

INTRODUZIONE

a cura di D. Gaudioso - ISPRA

Il 30 settembre 2010 è entrato in vigore il D.Lgs. 13 agosto 2010, n. 155 di attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa.

Il decreto modifica la normativa preesistente, istituendo un quadro normativo unitario in materia di valutazione e gestione della qualità dell'aria, aggiornato in relazione all'evoluzione delle conoscenze in campo scientifico e sanitario e alle esperienze maturate.

Uno dei principali obiettivi che si intende perseguire con l'attuazione del D.Lgs. 155/2010 e che vede coinvolti, oltre a Regioni/Province autonome e Ministero dell'Ambiente, del Territorio e del Mare, le agenzie regionali per la protezione ambientale, ISPRA ed ENEA è quello di raggiungere un maggior livello di efficienza, omogeneità e confrontabilità nella valutazione e gestione della qualità dell'aria sul territorio nazionale, che storicamente si compone di realtà locali spesso troppo diversificate tra loro.

Ai fini di una completa attuazione del D.Lgs. 155/2010, è urgente che il nostro Paese riesca a colmare i gap conoscitivi connessi alla realizzazione dei tanti obiettivi di risanamento ambientale previsti nella direttiva 2008/50/CE. Tra questi:

- la valutazione dell'inquinamento da PM_{2,5} estesa all'intero territorio nazionale;
- la speciazione chimica del particolato atmosferico per meglio comprendere l'origine e la tossicità dell'inquinante;
- la valutazione dei livelli dei precursori dell'ozono per combattere l'inquinamento da ozono;
- la valutazione dei livelli degli idrocarburi policiclici aromatici;
- la valutazione di contributi provenienti da fonti naturali, con l'obiettivo di sottrarli dal calcolo dei superamenti dei valori limite e livelli critici;
- lo sviluppo di tecniche modellistiche che, insieme alle misurazioni analitiche delle concentrazioni di inquinanti in aria, possono consentire di caratterizzare tutto il territorio rispetto alla qualità dell'aria ed anche di programmare efficaci misure di risanamento;
- la realizzazione di un sistema unico di comunicazione delle informazioni dal livello locale a quello nazionale ed europeo basato sull'utilizzo delle più moderne tecnologie informatiche.

In considerazione della rilevanza e dell'urgenza delle scadenze legate all'attuazione del D. Lgs. 155/2010, il Focus di approfondimento che accompagna il VII Rapporto ISPRA sulla Qualità dell'Ambiente Urbano si concentra in questa edizione proprio sulle problematiche della qualità dell'aria, con particolare riferimento alle iniziative avviate in quest'ambito dal sistema delle agenzie ambientali.

I contributi raccolti delineano con chiarezza il ruolo che il sistema agenziale sta già svolgendo per:

- l'approfondimento di tematiche cruciali per la caratterizzazione dei fenomeni di inquinamento atmosferico sul territorio nazionale (meccanismi di formazione del particolato secondario, origine degli inquinanti primari e secondari, speciazione chimica del particolato atmosferico e valutazione dei contributi naturali);
- l'avvio dei principali adempimenti di competenza regionale relativi alla valutazione e alla gestione della qualità dell'aria (zonizzazione del territorio, adeguamento delle reti di monitoraggio);
- l'individuazione delle opzioni di risanamento da applicare a livello locale in situazioni specifiche, come quella dell'inquinamento atmosferico dalla combustione della biomassa.

PARTE I

***PROBLEMATICHE EMERGENTI DAL PROCESSO DI
RECEPIMENTO DELLA DIRETTIVA 2008/50/CE***

IL DECRETO LEGISLATIVO 155/2010: ELEMENTI INNOVATIVI

Anna Maria Caricchia - ISPRA

Il decreto legislativo 155 del 13 agosto 2010¹ recepisce la direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa e sostituisce le disposizioni di attuazione della direttiva 2004/107/CE concernente arsenico, cadmio, nichel, mercurio e idrocarburi policiclici aromatici (IPA) nell'aria ambiente.

La direttiva 2008/50/CE e il D.Lgs. 155/2010 istituiscono un quadro normativo unitario in materia di valutazione e gestione della qualità dell'aria. Con questi atti vengono abrogate numerose norme che in precedenza in modo frammentario disciplinavano la materia: i principali atti normativi abrogati e sostituiti sono la direttiva cosiddetta "madre" 1996/62, la direttiva 1999/30 (biossido di zolfo, biossido di azoto, particolato, piombo) la direttiva 2000/69 (benzene e monossido di carbonio), la direttiva 2000/3 su ozono troposferico, la decisione 97/101 che instaurava uno scambio reciproco di informazioni e dati provenienti dalle reti e dalle stazioni di monitoraggio tra Stati Membri e, a livello nazionale, il D.Lgs. 351/1999, il D.M. 60/2002, il D.M. 261/2002, il D.Lgs 183/2004, il D.Lgs 152/2007. La normativa nazionale, a differenza di quella comunitaria che con la direttiva 2008/50 non ha abrogato e sostituito la direttiva 2004/107, ritenendo ancora insufficiente l'esperienza su IPA e metalli, con l'abrogazione e la sostituzione del D.Lgs.152/2007 di attuazione della direttiva 2004/107 ha incluso nel D.Lgs. 155/2010 anche le norme riguardanti IPA, As, Cd, Ni, e Hg.

Il D.Lgs. 155/2010 conferma tutti gli obiettivi della precedente normativa. Conferma tutti gli inquinanti, introducendo importanti novità per il PM_{2,5}, per il quale sono stabiliti un valore limite, un valore obiettivo e un obbligo di concentrazione all'esposizione.

Un elemento che caratterizza in maniera significativa il D.Lgs. 155/2010 è rappresentato dall'introduzione di importanti norme, criteri e strumenti finalizzati ad una migliore conoscenza dell'inquinamento atmosferico e ad assicurare elevata qualità, uniformità e conformità di applicazione su tutto il territorio nazionale.

A tale scopo l'art. 20 istituisce un coordinamento tra Ministero dell'ambiente, regioni e autorità competenti in materia di aria ambiente; il coordinamento, a cui partecipa il Ministero della salute, ISPRA, ENEA, CNR, ISS, ANCI, UPI ed altri, opera attraverso riunioni periodiche, gruppi di lavoro, la creazione di una rete di referenti e l'elaborazione di linee di indirizzo e linee guida.

Il D.Lgs. 155/2010 conferma le regioni e le provincie autonome come autorità competenti in materia di valutazione e gestione della qualità dell'aria; esso prevede inoltre che le regioni e le provincie autonome possano delegare uno o più compiti (la partecipazione al coordinamento è uno di questi) in materia di valutazione e gestione della qualità dell'aria alle rispettive agenzie regionali e provinciali per la protezione ambientale (ARPA e APPA).

Nell'ambito del coordinamento, proprio per garantire uniformità e conformità di applicazione in particolare nella fase di zonizzazione e di valutazione della qualità dell'aria, le regioni e provincie autonome, devono presentare un progetto di zonizzazione e successivamente un progetto di valutazione della qualità dell'aria che vengono sottoposti ad una fase di verifica preventiva da parte del Ministero dell'ambiente che, in questo lavoro è supportato da ISPRA ed ENEA.

Il processo di verifica dei progetti di zonizzazione, attualmente in corso, sta portando un profondo aggiornamento nel rispetto di principi di uniformità e conformità in Italia ed Europa.

¹ G.U. n.216, 15 settembre 2010 - Suppl. Ordinario n.217

Tutto questo è favorito anche da importanti novità nei criteri di zonizzazione del territorio (art.1, art. 3, appendice I). La zonizzazione, già presente nella normativa precedente, consiste nel suddividere il territorio in agglomerati e zone ai fini della valutazione e della gestione. Nella definizione di agglomerato del D.Lgs. 155/2010 (art.2) rispetto alla precedente riportata nel D.Lgs. 351/99, è stato aggiunto, oltre all'indicazione di un valore di densità di abitanti per km², la necessaria presenza della conurbazione; per il D.Lgs. 155/2010 l'agglomerato è infatti una zona costituita da un'area urbana o da un insieme di aree urbane che distano tra loro non più di qualche km oppure da un'area urbana principale e dall'insieme delle aree urbane minori che dipendono da quella principale sul piano demografico, dei servizi e dei flussi di persone e merci con popolazione superiore ai 250.000 abitanti o, se la popolazione è pari o inferiore, con una densità di 3.000 abitanti per km².

Per eseguire la zonizzazione di un territorio, secondo quanto riportato nel D.M. 261/2002 che indicava i criteri tecnici da seguire nella valutazione e gestione della qualità dell'aria, era necessario prendere in considerazione tutti parametri rilevanti per la qualità dell'aria (medie annuali, superamenti, etc...); in base alla situazione della qualità aria si identificavano le zone con caratteristiche simili di qualità aria, in termini di superamenti, di tipi di sorgenti e caratteristiche meteo-climatiche e orografiche. Con la normativa attuale, dopo l'individuazione degli agglomerati sulla base della popolazione, della densità abitativa e dell'assetto urbanistico, le altre zone devono essere individuate sulla base del carico emissivo, delle caratteristiche orografiche, delle caratteristiche meteo-climatiche e del grado di urbanizzazione del territorio. Nell'approccio alla zonizzazione si assiste ad un vero e proprio ribaltamento: prima il punto di partenza per la zonizzazione era lo stato della qualità dell'aria, la situazione di inquinamento e la sua intensità, ora il punto di partenza è la conoscenza delle cause che generano l'inquinamento e non la situazione di inquinamento che ne è la conseguenza.

Come la zonizzazione deve essere basata sempre più su una profonda conoscenza del territorio e delle cause dei livelli degli inquinanti in atmosfera, anche la valutazione (art.1, art.5, all. III, appendici II e III), che si fonda sulla zonizzazione, deve essere capace di descrivere tutto il territorio dal punto di vista della qualità dell'aria. La valutazione deve consentire di individuare, all'interno di una zona o agglomerato, le aree di superamento che sono quelle parti di territorio in cui i livelli di inquinanti superano i parametri normativi e dove dovranno essere realizzate le misure di risanamento; deve inoltre consentire la distribuzione dei dati puntuali anche ai fini della valutazione dell'esposizione della popolazione

L'uso esclusivo dei dati di monitoraggio, che sono "puntuali" essendo legati alla collocazione della stazione sul territorio, non permette di caratterizzare tutto il territorio. Questo è possibile attraverso l'integrazione e la combinazione tra le diverse tecniche di valutazione individuate dal decreto e il cui utilizzo regioni e province autonome devono indicare nel progetto di valutazione per il territorio di propria competenza. Gli strumenti conoscitivi ai fini della valutazione della qualità dell'aria sono: le misurazioni in siti fissi, che sono caratterizzate da obiettivi di qualità molto rigorosi; le misure indicative che, caratterizzate da obiettivi di qualità meno stringenti rispetto alle misure in siti fissi, consentono di avere indicazioni sulla qualità dell'aria in punti del territorio diversi dai siti della rete di riferimento; le tecniche di modellizzazione, che caratterizzate da un approccio deterministico per cui le concentrazioni sono funzione di emissioni e condizioni meteorologiche, rappresentano il principale strumento per la descrizione della qualità dell'aria nello spazio e nel tempo; infine la stima obiettiva, che caratterizzata da approcci empirici, generalmente meno complessi dei metodi deterministici, consente di ottenere campi di concentrazione degli inquinanti, nel rispetto dei criteri individuati dal decreto. L'uso integrato delle tecniche di valutazione indicate, consente di passare dall'ottica "puntuale" dei dati di monitoraggio, attraverso l'uso e l'interpretazione degli stessi, ad un'ottica "spaziale" necessaria per la descrizione del territorio. L'integrazione e la combinazione delle diverse tecniche di valutazione, sulla base della classificazione delle zone e agglomerati rispetto alle soglie di valutazione (all.II), è regolata dal D.Lgs. 155/2010 sul principio che quanto più la situazione di inquinamento atmosferico è severa, tanto maggiore deve essere il ricorso alle misure da siti fissi; via via che la severità della situazione decresce, è consentito un sempre

maggior ricorso alle tecniche di valutazione diverse dalle misurazioni in siti fissi, fino ad un loro uso esclusivo. Ovviamente anche nelle aree pesantemente inquinate dove il ricorso alle misurazioni in siti fissi è obbligatorio, le tecniche di spazializzazione potranno e dovranno comunque essere utilizzate per interpretare i dati di monitoraggio e descrivere l'intera area.

Tra le tecniche di valutazione della qualità dell'aria sicuramente le misure nelle stazioni di monitoraggio occupano un "posto d'onore" per l'elevata attendibilità dei dati e perché nel corso degli anni passati, hanno permesso di conoscere il fenomeno dell'inquinamento atmosferico, la formazione di una consapevolezza ambientale individuale e pubblica e lo sviluppo di politiche a tutela della salute dell'uomo e dell'ambiente nel complesso.

Anche per stazioni e reti di monitoraggio sono introdotti particolari elementi a garanzia della uniformità e qualità del funzionamento della rete e quindi delle informazioni che da essa provengono. La rete innanzitutto deve essere progettata su principi di efficienza, efficacia e economicità e l'inutile eccesso di stazioni è da evitare. E' noto che le reti regionali presenti sul nostro territorio si trascinano problemi storici che necessitano di soluzioni. Gli aggiornamenti delle reti, già avviati in alcuni casi negli anni più recenti, ora nell'ambito dell'applicazione del D.Lgs. 155/2010 dovranno urgentemente essere eseguiti e completati. Oltre alla fase di verifica a cui saranno sottoposti i progetti di valutazione, di cui le reti di monitoraggio fanno parte, ad ulteriore garanzia di uniformità e conformità al decreto, è stata istituita presso il Ministero dell'ambiente una Task Force con il compito di trovare soluzioni univoche e condivise ai problemi che emergeranno nella realizzazione delle nuove reti.

Per le stazioni e le reti gestite da soggetti privati o pubblici diversi da regioni e province autonome è previsto un controllo pubblico da parte delle autorità competenti che devono svolgere una continua supervisione sulle modalità di gestione, di raccolta, trattamento e validazione dei dati. Anche l'installazione o l'adeguamento di una stazione di monitoraggio nell'ambito delle decisioni di valutazione ambientale (VIA) e delle autorizzazioni integrate ambientali (AIA) sia statali che regionali sarà possibile solo se la regione o la provincia autonoma valuta che tale stazione è necessaria per la rete di misura o per il programma di valutazione quindi alla valutazione dell'area. In caso positivo la stazione dovrà essere conforme alle disposizioni del decreto e sottoposta al controllo pubblico da parte di regioni e province autonome.

Un aspetto molto importante in materia di qualità dell'aria è quello della comunicazione e dell'informazione al pubblico. L'accesso e la diffusione al pubblico dell'informazione, così come previsto dall'art. 18, è di competenza locale delle regioni e province autonome, che in allineamento al D.Lgs. 195/2005², devono fornire informazioni aggiornate e precise, in forma chiara e comprensibile senza oneri aggiuntivi per il pubblico utilizzando radio, televisione, stampa, pubblicazioni, pannelli informativi e altri strumenti di adeguata potenzialità e facilità di accesso. L'art. 14 prevede inoltre, in caso di superamento delle soglie di informazione e di allarme (biossido di zolfo, di azoto, ozono) ulteriori obblighi di comunicazione al pubblico e al ministero dell'ambiente, del territorio e del mare. Novità importanti riguardano la comunicazione delle informazioni dagli Stati Membri alla Commissione europea che è finalizzata alla conoscenza dell'inquinamento, dei suoi effetti, delle politiche di risanamento messe in atto e alla verifica della conformità alle norme. Entro l'anno in corso, è prevista la pubblicazione di una decisione da parte della commissione europea (*Implementing Provisions on Reporting – IPR*) che stabilirà le "regole" del sistema di comunicazione di dati e informazioni tra SM e Commissione Europea. Il sistema dovrà essere operativo a partire dal 1° gennaio 2014 (art. 27, 2008/50/CE).

Il nostro sistema di comunicazione è costituito da tre livelli: il livello locale dove vengono prodotti i dati e le informazioni rappresentato da regioni e province autonome; il livello nazionale rappresentato dal Ministero dell'ambiente e da ISPRA, che su questo tema ha sempre avuto un ruolo importante; il livello europeo rappresentato dalla Commissione europea e dall'Agenzia europea per l'ambiente.

² Attuazione della direttiva 2003/4/CE sull'accesso del pubblico all'informazione ambientale

I principali flussi informativi per la qualità dell'aria sono: il flusso EoI (*Exchange of Information*, decisione 97/101) che consiste di dati orari e giornalieri di concentrazione degli inquinanti atmosferici prodotti dalle stazioni di monitoraggio distribuite su tutto il territorio; il flusso relativo all'ozono estivo (D.Lgs. 183/2004), che prevede comunicazioni mensili da aprile ad ottobre; le informazioni per la valutazione della qualità dell'aria (Decisione 2004/461/CE) che consiste di informazioni aggregate acquisite attraverso le stazioni di monitoraggio ed anche attraverso l'uso delle altre tecniche di valutazione; le informazioni relative ai piani di risanamento della qualità dell'aria (Decisione 2004/224/CE). I diversi flussi informativi, che viaggiano con modalità diverse (via informatica attraverso procedure dedicate, su supporto informatico via posta ordinaria, tramite invio di un semplice file Excel) non si “parlano” tra loro con conseguenti grandi problemi di consistenza tra le informazioni e di allineamento tra i database locali, nazionale ed europeo.

Il D.Lgs. 155/2010 e normativa correlata prevedono la realizzazione di un sistema unico di comunicazione di dati e informazioni che sarà basato sull'uso esclusivo di tecnologie informatiche e sarà in allineamento alla direttiva INSPIRE³. Il sistema dovrà garantire 1) l'interrelazione di tutte le componenti informative 2) la verifica della qualità, completezza, consistenza e aggiornamento 3) la condivisione e interoperabilità delle informazioni tra i vari livelli (europeo, nazionale, locale) 4) tempestività di informazione (*Near Real Time*).

³ Direttiva 2007/2/CE, che istituisce un'infrastruttura per l'informazione territoriale nella Comunità europea.
D.Lgs. 27 gennaio 2010, n. 32 (GU n. 56 del 9-3-2010 - Suppl. Ordinario n. 47) di attuazione della direttiva 2007/2/CE

VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA E MATERIALE PARTICOLATO: LE NOVITÀ INTRODOTTE DAL D.LGS 155/2010

Giorgio Cattani, Anna Maria Caricchia, Alessandro Di Menno di Bucchianico, Alessandra Gaeta, Giuseppe Gandolfo - ISPRA

Il D.Lgs. 155/2010 ha introdotto l'obbligo di valutare la qualità dell'aria anche con riferimento alla frazione fine o respirabile del materiale particolato (PM_{2,5}).

Si tratta dell'insieme delle particelle aerodisperse aventi diametro aerodinamico inferiore o uguale a 2,5 µm. Date le ridotte dimensioni esse, una volta inalate, penetrano in profondità nel sistema respiratorio umano e, superando la barriera tracheo-bronchiale, raggiungono la zona alveolare.

La concentrazione di massa del PM_{2,5} è dominata dalle particelle nel "modo di accumulazione" ovvero dalle particelle nell'intervallo dimensionale da circa 0,1 µm a circa 1 µm. Il particolato "secondario", formato in atmosfera a partire da gas precursori o per fenomeni di aggregazione di particelle più piccole, o per condensazione di gas su particelle che fungono da coagulo, può rappresentare una quota rilevante della concentrazione di massa osservata.

Nel periodo intercorso tra la prima direttiva figlia (1999/30/CE) e la nuova direttiva sulla qualità dell'aria (2008/50/CE), di cui il D.Lgs. 155/2010 è il recepimento, significative, coerenti e condivise evidenze epidemiologiche e tossicologiche secondo cui è possibile associare all'esposizione al particolato fine diversi importanti effetti sulla salute e sulla mortalità della popolazione generale e di individui suscettibili, sono emerse in numerosi studi (WHO, 2006). La nuova edizione del Position Paper sul materiale particolato, curato per conto della commissione europea dal Clean Air For Europe Working group (CAFE, 2005) raccomandava l'uso del PM_{2,5} come principale metrica per valutare l'esposizione della popolazione ed è stata la base scientifica su cui si è sviluppata la nuova legislazione. Negli ultimi anni i risultati di diversi studi finanziati in parte dalla Commissione Europea e aventi come focus gli ambienti urbani, hanno contribuito ad aumentare le conoscenze sull'esposizione della popolazione (EXPOLIS), sulla variabilità spaziale e sull'esposizione indoor (RUIOH), sugli effetti dell'esposizione a particolato originato dal traffico veicolare sui bambini asmatici e sulle persone allergiche (TRAPCA, AIRALLERG), sulla composizione chimica e i meccanismi tossicologici (HEPMEAP, RAIAP, PAMCHAR), sugli effetti cardiovascolari (ULTRA, HEAPPS), prendendo in considerazione sia le metriche classiche (PM₁₀ e PM_{2,5}) che nuove metriche basate sulla concentrazione in numero delle particelle (dominata dalle particelle ultrafini, con diametro aerodinamico inferiore a 0,1 µm) e sulla distribuzione dimensionale¹ (European Commission, 2011).

La Direttiva 1999/30/CE e il decreto di recepimento Italiano (DM60/2002), già prevedevano che sul territorio fossero implementate stazioni di monitoraggio in grado di determinare la concentrazione di massa del PM_{2,5}, al fine di estendere le conoscenze circa i livelli e l'esposizione umana a questa frazione del particolato. Con il nuovo ordinamento occorrerà valutare i livelli di PM_{2,5} nelle diverse zone in cui è suddiviso il territorio e verificare il rispetto di un valore limite, che è stato fissato a 25

¹ Le particelle che costituiscono un campione di materiale particolato possono essere di dimensioni assai diverse; il parametro che normalmente si utilizza per stimare le dimensioni è il diametro aerodinamico che approssima le dimensioni di una particella reale, normalmente non sferica, tenendo conto della sua densità (è il diametro equivalente di una particella sferica avente la stessa velocità terminale sotto l'azione della forza di gravità della particella in oggetto e densità unitaria, in aria calma e nelle stesse condizioni di temperatura, pressione e umidità relativa). Tipicamente le particelle si distribuiscono in un intervallo molto ampio di valori di diametro aerodinamico: da pochi nanometri a decine di micrometri. Le informazioni sulla concentrazione in massa o in numero delle particelle all'interno di specifici intervalli di diametro aerodinamico è molto importante e utile al fine di individuare le sorgenti prevalenti, il contributo specifico di ciascuna, la modalità con cui tale contributo varia nel tempo e nello spazio e i fattori che possono determinare tale variabilità.

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ e che dovrà essere raggiunto entro il 1 gennaio 2015. All'entrata in vigore del decreto è ammesso un margine di tolleranza di $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ che anno dopo anno sarà proporzionalmente ridotto a zero.

In una seconda fase è previsto il raggiungimento (entro il 1 gennaio 2020) e il rispetto di un valore limite più stringente ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$), previa verifica nel 2013, da parte della Commissione Europea dell'opportunità di mantenere o rivedere tali limiti, alla luce dell'evolversi delle conoscenze scientifiche e dell'esperienza fatta dai singoli stati membri.

Occorre tener presente che i limiti previsti sembrano rappresentare un compromesso tra quanto emerso riguardo agli effetti sulla salute (non sembra possibile individuare una soglia al di sotto della quale questi non siano evidenziabili) e i progressi effettivamente realizzabili nella riduzione delle emissioni del particolato e dei composti gassosi precursori, seguendo il principio secondo cui gli interventi finalizzati a contribuire al miglioramento della qualità dell'aria, tale da rispettare i limiti stabiliti dalla normativa, devono essere proporzionati rispetto ad altri diritti tutelati, quali ad esempio la libera circolazione di beni e persone. Quest'approccio è stato aspramente criticato dalla comunità scientifica europea (Brunekreef et al, 2005, Annesi-Maesano et al, 2007) senza tuttavia determinare sostanziali modifiche. L'OMS propone valori guida per l'esposizione della popolazione a $\text{PM}_{2,5}$, sia su base annuale ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) che su base giornaliera (99° percentile delle medie giornaliere di un anno pari a $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, che corrisponde a un massimo di tre superamenti del valore di $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ all'anno, (WHO,2006)). Il valore limite annuale per il $\text{PM}_{2,5}$ entrato in vigore con il D.Lgs. 155/2010 e con la Direttiva 2008/50/CE è meno severo (anche al termine della fase 2, nel 2020, è previsto un valore doppio di quello suggerito dall'OMS), mentre non è previsto un valore limite su base giornaliera.

Vale la pena osservare che il $\text{PM}_{2,5}$ e il PM_{10} non sono due indicatori di esposizione indipendenti, dal momento che il secondo (la concentrazione di massa di tutte le particelle aerodisperse con diametro aerodinamico inferiore o uguale a $10 \mu\text{m}$) "contiene" per definizione il primo. Peraltro numerosi studi, in mancanza di informazioni dirette sui livelli di $\text{PM}_{2,5}$, si sono basati in passato sulla stima di questi partendo dall'assunto che il $\text{PM}_{2,5}$ costituisca mediamente una quota pari a circa il 70% del PM_{10} ovvero che il rapporto $\text{PM}_{2,5}/\text{PM}_{10}$ è pari circa a 0,7 (e.g. Martuzzi et al, 2006). L'osservazione continua dei livelli giornalieri delle due frazioni permette tuttavia di evidenziare una notevole variabilità sia intergiornaliera che stagionale di questo rapporto, oltre che suggerire delle possibili differenze geografiche.

Considerato il fatto che le due frazioni monitorate non sono variabili indipendenti, il margine di tolleranza previsto per il $\text{PM}_{2,5}$ appare non coerente con gli obblighi già vigenti per il PM_{10} : infatti si può osservare che un livello medio annuale di $\text{PM}_{2,5}$ inferiore a $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ma superiore a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (situazione di fatto tollerata fino al 2020) è, nella maggior parte dei casi in cui è disponibile la misura contemporanea delle due frazioni, associato al superamento del limite giornaliero del PM_{10} (sono ammessi non più di 35 superamenti annui di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e spesso anche al superamento del valore limite annuale.

Un'importante novità è rappresentata dall'introduzione di un "indicatore di esposizione media" avente la duplice funzione di stimare lo stato attuale dell'esposizione media della popolazione di ciascuno stato membro e al contempo rappresentare la base per monitorare i progressi degli stessi nella riduzione nel tempo dei livelli, in modo progressivo e coerente nel paese.

A tal fine dovrà essere individuato un set di stazioni di fondo urbano tra quelle collocate negli agglomerati e nelle aree urbane con più 100.000 abitanti, assumendo che l'esposizione della popolazione sia ben rappresentata dalle concentrazioni rilevate in questo tipo di stazioni, in numero sufficiente e distribuite omogeneamente sul territorio in modo da rappresentare adeguatamente l'esposizione media della popolazione (o almeno di una larga parte di essa). L'IEM per il 2010 è calcolato dalla media delle medie annuali rilevate nel set di stazioni individuato nel triennio 2009 - 2011. Sulla base di tale livello "nazionale" sono previsti obiettivi di riduzione percentuali da realizzare entro il 2020 (tabella 1), fermo restando che in ogni caso, entro il 2015 l'IEM dovrà

essere inferiore a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e che l'obiettivo minimo per il 2020 è quello di raggiungere $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, qualora l'IEM al 2010 fosse stato uguale o superiore a $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabella 1: Indicatore di esposizione media e obiettivo di riduzione dell'esposizione ex allegato XIV D.Lgs. 155/2010.

| IEM 2010 (base medie annuali 2009 – 2011) | Obiettivo di riduzione entro il 2020 |
|---|---|
| $[\text{PM}_{2.5}] \leq 8,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ | 0% |
| $8,5 < [\text{PM}_{2.5}] < 13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ | 10% |
| $13 \leq [\text{PM}_{2.5}] < 18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ | 15% |
| $18 \leq [\text{PM}_{2.5}] < 22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ | 20% |
| $[\text{PM}_{2.5}] \geq 22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ | Raggiungere $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ |

L'implementazione delle norme che regolano la valutazione della qualità dell'aria in riferimento al $\text{PM}_{2.5}$ si inserisce nel quadro più generale di innovazione che è stato introdotto con il nuovo decreto, che riguarda in particolare la revisione della suddivisione del territorio in zone ai fini della valutazione della qualità dell'aria e la definizione di una rete nazionale di monitoraggio (art 5, D.Lgs. 155/2010).

Le regioni dovranno in tempi brevi rivedere la zonizzazione rispettando criteri diversi rispetto a quelli che hanno determinato l'attuale suddivisione del territorio e procedere alla stesura di un "programma di valutazione", dove dovranno essere individuate le stazioni di monitoraggio utilizzate ai fini della valutazione della qualità dell'aria che entreranno a far parte della rete nazionale specificando tutte le caratteristiche riguardo l'ubicazione su macro e micro scala, la relativa classificazione, e gli inquinanti ivi misurati. In particolare dovrà essere garantito in riferimento alla misura di particolato, biossido di azoto, benzene e monossido di carbonio, un corretto equilibrio tra stazioni di fondo urbano e stazioni di traffico, e l'insieme delle stazioni di un tipo non potrà essere più del doppio dell'altro, nel caso di zone dove è superata la soglia di valutazione² superiore (allegato V, D.Lgs. 155/2010). Il numero e la collocazione delle stazioni dipende essenzialmente dalle caratteristiche di ciascuna zona; elementi chiave sono la popolazione residente nella zona, i livelli di inquinamento registrati negli ultimi cinque anni e la relativa classificazione rispetto alle soglie di valutazione, l'integrazione o combinazione della misura in siti fissi con altre tecniche (misure indicative, stime obiettive o modelli matematici). La situazione rispetto a questi adempimenti appare piuttosto eterogenea; alcune regioni sono all'avanguardia nell'uso di strumenti modellistici e in alcuni casi presentano una dotazione di siti di monitoraggio potenzialmente sovrabbondante ma sufficientemente equilibrata tra stazioni di fondo urbano e stazioni di traffico; altre invece, oltre ad affidare la valutazione ancora essenzialmente a misure in siti fissi, presentano un forte squilibrio tra stazioni di traffico e stazioni di fondo urbano, a favore delle prime. Infine è possibile che in diversi casi la collocazione su microscala delle stazioni non sia perfettamente coerente con i criteri riportati nel decreto, cosa che renderebbe difficile la possibilità che la stazione sia presa in considerazione nella rete di misura nazionale. Infine, sebbene a partire dal 2005 il monitoraggio del $\text{PM}_{2.5}$ abbia progressivamente iniziato a diffondersi in Italia, fino a tutto il 2009 l'informazione sul monitoraggio del $\text{PM}_{2.5}$ nelle regioni del sud e delle isole, nelle forme di comunicazione previste dalle norme nazionali e dalle decisioni europee (Decisione 97/101/CE; DM 60/2002), è quasi del tutto mancante, in particolare per quanto riguarda le stazioni di fondo urbano. Tale ritardo, se non colmato, non potrà che avere implicazioni negative nell'implementazione del nuovo dettato legislativo. La normativa prevede inoltre che anche i punti di misura del PM_{10} e del $\text{PM}_{2.5}$ siano omogeneamente distribuiti in ciascuna zona: i punti di misura del PM_{10} non devono

² Le zone sono classificate in base ai livelli che sono stati registrati negli ultimi cinque anni: per ciascun inquinante sono individuati degli intervalli di concentrazione rispetto ai valori limite detti "soglie di valutazione": una zona quindi può essere classificata al di sopra della soglia di valutazione superiore, tra la soglia di valutazione superiore e la soglia di valutazione inferiore, al di sotto della soglia di valutazione inferiore. Si configurano così tre situazioni, di decrescente gravità, cui corrispondono diverse esigenze in termini di valutazione e gestione della qualità dell'aria.

essere più del doppio di quelli del PM_{2,5} e i punti di misura del PM₁₀ dove sono stati registrati superamenti dei limiti negli ultimi tre anni non possono essere dismessi a meno che non sia verificato il mancato rispetto dei criteri di ubicazione o nel caso in cui la delocalizzazione sia giustificata da circostanze particolari legate al mutamento del contesto urbanistico o infrastrutturale. Dunque è facile prevedere un rapido incremento dei punti di misura del PM_{2,5} accompagnato in alcuni casi con la necessità di implementare nuove stazioni di monitoraggio di fondo urbano in particolare al sud. Tale previsione si inserisce in un contesto di razionalizzazione della rete, che, dovendo tener conto anche di aspetti economici, andrebbe logicamente nella direzione opposta. Il rispetto di criteri di efficienza (la realizzazione della valutazione della qualità dell'aria finalizzata agli obiettivi del decreto, allocando il minimo di risorse) dovrà necessariamente armonizzarsi con il criterio di efficacia (la realizzazione dell'obiettivo prefissato indipendentemente dalle risorse allocate): l'implementazione del numero minimo di punti di misura è evidentemente una condizione necessaria ma non sufficiente.

Il monitoraggio contemporaneo di PM₁₀ e PM_{2,5} permette di avere informazioni indirette sulla frazione grossolana o *coarse*, la cui concentrazione di massa può essere stimata dalla differenza delle due misure³. La frazione *fine* si differenzia in modo sostanziale dalla frazione *coarse* sia per la capacità di penetrare nell'apparato respiratorio umano⁴ sia per le sorgenti e la composizione prevalente, sia per i diversi fattori che ne determinano la variabilità temporale. Le informazioni desunte dal monitoraggio in zone geografiche e climatiche diverse potranno essere molto utili nel miglioramento delle conoscenze circa gli effetti sulla salute nonché chiarire gli aspetti relativi alla scelta di misure efficaci per ridurre l'esposizione della popolazione (Brunekreef e Forsberg, 2005). In questo senso è importante anche l'implementazione, prevista dal decreto, di stazioni di monitoraggio sul territorio nazionale dove il monitoraggio del PM₁₀ e del PM_{2,5} sarà integrato dalla caratterizzazione chimica del particolato.

Tali stazioni, individuate tra quelle della rete o tra quelle gestite da enti di ricerca o previste nell'ambito della rete EMEP⁵, dovranno essere distribuite in modo omogeneo al fine di rappresentare diverse situazioni tipiche sul territorio nazionale sia dal punto di vista orografico che da quello climatico. È prevista l'implementazione di almeno sette stazioni di monitoraggio in aree urbane e di almeno tre stazioni di monitoraggio in siti di fondo rurale (rappresentative del fondo regionale, collocate a meno di 1000 metri di altezza e a distanza di alcune decine di chilometri da importanti arterie stradali, aree urbane, impianti industriali e grandi infrastrutture). Queste stazioni potranno coincidere con quelle già previste dal D.Lgs. 152/2007⁶ e non ancora implementate. La scelta definitiva dei siti sarà ratificata con successivi decreti del Ministero dell'Ambiente.

Saranno così istituiti dei "supersiti" dove alla determinazione della concentrazione di massa del PM₁₀ e del PM_{2,5} si aggiungerà (nella configurazione minima) la determinazione della concentrazione di 7 idrocarburi policiclici aromatici (IPA), di cadmio, arsenico e nichel e la

³ È la frazione di particelle caratterizzate da diametro aerodinamico compreso tra 2,5 µm e 10 µm. La concentrazione media giornaliera può essere stimata dalle concentrazioni medie giornaliere di PM₁₀ e PM_{2,5} misurate contemporaneamente in uno stesso sito di misura. Alcuni strumenti sono in grado di misurare effettivamente tale frazione, riducendo l'incertezza associata alla stima. I metodi di riferimento per PM₁₀ e PM_{2,5} non contemplano però tale possibilità.

⁴ La frazione "coarse" a differenza della frazione fine ha una limitata capacità di penetrazione nel sistema respiratorio umano e generalmente le particelle di queste dimensioni si depositano nelle vie aeree superiori e non superano la barriera tracheo-bronchiale.

⁵ Lo Stato Italiano ha aderito con la Legge n.289 del 27.04.1982 – Ratifica ed esecuzione della convenzione sull'inquinamento atmosferico attraverso le frontiere a lunga distanza - al progetto internazionale (Environmental Monitoring European Program – E.M.E.P.) per la valutazione dell'inquinamento transfrontaliero oggetto della Convenzione ECE-ONU del 13.11.1979.

⁶ Il D.Lgs 152/2007 prevedeva l'implementazioni di punti di misura speciali sul territorio per la valutazione dei livelli di sette idrocarburi policiclici aromatici, Nichel, Cadmio e Arsenico nel PM₁₀ e nelle deposizioni, di mercurio nelle sole deposizioni e di mercurio gassoso totale, in aggiunta a quelli previsti per il monitoraggio ordinario di benzo(a)pirene, nichel, cadmio e arsenico come tenore totale sul PM₁₀ che andavano implementati a valle di una apposita valutazione preliminare della qualità dell'aria.

determinazione di una serie di componenti del particolato (nitrati, solfati, ammonio, cloruro, potassio, calcio, sodio e magnesio, carbonio organico, carbonio elementare). Nei siti di fondo rurale, oltre a quanto previsto per le stazioni nelle aree urbane, verrà anche determinata la concentrazione del mercurio gassoso totale e i tassi di deposizione degli IPA e di cadmio, arsenico, nichel e mercurio.

Le ragioni che a livello europeo, hanno determinato tali scelte, sono molteplici e fondamentalmente diverse per IPA, cadmio, nichel, arsenico e mercurio da una parte e gli altri componenti del particolato dall'altra.

IPA, cadmio, arsenico e nichel infatti sono componenti del PM ad alta rilevanza tossicologica, per i quali è accertato un rischio per la salute e un potenziale rischio cancerogeno sia per inalazione che per ingestione (WHO 2000). La percentuale complessiva di tali componenti è, nelle aree urbane, generalmente inferiore all'1% in peso sulla massa del PM₁₀. Il mercurio invece è disperso in atmosfera in larga prevalenza in forma gassosa, prevalentemente come mercurio elementare, e in misura minore metil e dimetil mercurio, cloruro di mercurio, idrossido di mercurio e mercurio divalente libero (l'insieme di tutte queste forme è chiamato mercurio gassoso totale). Le ragioni principali del monitoraggio di queste sostanze sono:

- valutare gli effetti delle misure implementate di riduzione delle emissioni sui livelli di concentrazione in aria e migliorare la comprensione dei processi che contribuiscono ai livelli attualmente rilevabili;
- stimare i rapporti caratteristici dei diversi IPA e monitorarne la costanza nel tempo per migliorare le conoscenze circa il contributo delle diverse fonti antropiche nelle aree urbane;
- valutare il carico medio di diffusione del mercurio gassoso totale nella troposfera e monitorare i progressi indotti dalla messa al bando dei prodotti che lo contenevano e dei processi che lo utilizzavano;
- valutare i tassi di deposizione media di IPA, Cd, As, Ni, Hg per stimare il possibile contributo della dispersione in atmosfera di queste sostanze al carico complessivo su altri comparti ambientali (acqua, suolo) tenuto conto della possibile biomagnificazione attraverso la catena alimentare.

Nitrati, solfati, ammonio, cloruro, potassio, calcio, sodio e magnesio, carbonio organico, carbonio elementare, possono essere considerati i componenti principali del particolato; se si aggiungono a questi i composti contenenti alluminio, ferro, silicio, zinco e rame è possibile coprire la quasi totalità della concentrazione di massa del particolato. Alcuni di essi (solfati, nitrati, ammonio, parte del carbonio organico) si formano prevalentemente in atmosfera a partire da inquinanti precursori (ossidi di zolfo, ossidi di azoto, ammoniaca, composti organici volatili), le cui emissioni sono oggetto di misure di riduzione e di cui si vuole valutare l'effetto sulla concentrazione del particolato, stante la difficoltà di individuare una relazione di proporzionalità tra la riduzione delle emissioni dei precursori e le concentrazioni di particolato (Blanchard e Hidy, 2005). Il carbonio elementare, è prevalentemente associato a emissioni dirette durante tutti i processi di combustione; è particolarmente importante il contributo dei mezzi a combustione interna (alimentati a gasolio in particolare). Cloruri, calcio, magnesio, sodio sono indicativi del contributo di sorgenti naturali quali lo spray marino e il particolato trasportato a lunghe distanze proveniente dalle regioni aride.

L'integrazione del monitoraggio del particolato con la sua caratterizzazione permetterà dunque di ottenere in modo omogeneo sul territorio informazioni sulle principali sorgenti antropiche e naturali che in ciascuna zona contribuiscono a determinare i livelli osservati e sulla rilevanza di fenomeni di trasporto a media e lunga distanza; l'analisi delle tendenze sul medio-lungo periodo di tali informazioni consentirà in futuro di migliorare la valutazione dell'efficacia delle misure intraprese e potenzialmente potrà contribuire a individuare interventi correttivi, in linea con quanto già avviene da alcuni anni in diversi paesi europei (e.g. AQEG, 2005; Anttila, 2010).

Bibliografia

1. Anttila P, Tuovinen JP. Trends of primary and secondary pollutant concentrations in Finland in 1994-2007. *Atmospheric Environment* 2010;44:30-41.
2. Air Quality Expert Group. *Particulate matter in the United Kingdom. Chapter 7. what are the main trends in particulate matter in the United Kingdom?* London, DEFRA, 2005. <http://www.defra.gov.uk/environment/quality/air/airquality/publications/particulate-matter/index.htm>
3. Annesi-Maesano I, Forastiere F, Kuenzli N, Brunekreef B on behalf of the environmental health committee of the European Respiratory Society. *Eur Respir J* 2007;29:428-431.
4. Blanchard CL; Hidy GM. Effects of SO₂ and NO_x Emission Reductions on PM_{2.5} Mass Concentrations on the southeastern United States. *Journal of the Air & Waste Management Association*. Mar 2005; 55, 3 265-272.
5. Brunekreef B, Anderson HR, Annesi-Maesano I et al. Osservazioni sulla bozza della nuova direttiva europea per il particolato atmosferico. *Epidemiologia e Prevenzione*. 29(5-6) settembre – dicembre 2005.
6. Brunekreef B and Forsberg B. Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *Eur Respir J* 2005; 26: 309–318.
7. CAFE Working Group on Particulate Matter. *Second Position Paper on Particulate Matter. Final draft. April 2004.* http://europa.eu.int/comm/environment/air/cape/pdf/working_groups/2nd_position_paper_pm.pdf;
8. Decreto 2 aprile 2002, n. 60. Recepimento della direttiva 1999/30/CE del Consiglio del 22 aprile 1999 concernente i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il biossido di zolfo, il biossido di azoto, gli ossidi di azoto, le particelle e il piombo e della direttiva 2000/69/CE relativa ai valori limite di qualità dell'aria ambiente per il benzene ed il monossido di carbonio. *Gazzetta Ufficiale - Serie Generale n. 87, del 13 aprile 2002.*
9. European Commission, Research & innovation – environment. Environment and Health projects http://ec.europa.eu/research/environment/index_en.cfm?pg=projects&area=health&ftab=fp5#fp5subarea1
10. Martuzzi M, Mitis F, Iavarone I, Serinelli M. Health impact of PM10 and ozone in 13 italian cities. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe Regional Publications, 2006.
11. Unione Europea (UE). 97/101/CE: Decisione del Consiglio del 27 gennaio 1997 che instaura uno scambio reciproco di informazioni e di dati provenienti dalle reti e dalle singole stazioni di misurazione dell'inquinamento atmosferico negli Stati membri. *Gazzetta ufficiale n. L 035, 05 febbraio 1997.*
12. Unione Europea (UE). Direttiva 1999/30/CE del Consiglio del 22 aprile 1999 concernente i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il biossido di zolfo, il biossido di azoto, gli ossidi di azoto, le particelle e il piombo. *Gazzetta Ufficiale CE L 163, 29 giugno 1999.*
13. Unione Europea (UE). 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. *Gazzetta Ufficiale CE L 152, 11 giugno 2008.*
14. World Health Organisation. *Air quality guidelines for Europe*. Second Edition. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe Regional Publications, European Series, n. 91; 2000.
15. World Health Organisation. *Air Quality Guidelines. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide.Global Update 2005*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe Regional Publications, 2006.

IL DECRETO 155/2010 E GLI IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI

Alessandro Di Menno di Bucchianico, Anna Maria Caricchia, Giorgio Cattani, Alessandra Gaeta, Giuseppe Gandolfo - ISPRA

To live outside the law you must be honest
Bob Dylan

La pubblicazione del recente D. Lgs. 155/2010 ha suscitato da più parti proteste e richieste di revisione, anche con toni molto duri. Il decreto è sostanzialmente l'accoglimento nella legislazione italiana di una direttiva europea sul materiale particolato e i principali inquinanti gassosi. Benché non dichiarato nel titolo, che recita *Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa*, la norma contiene al suo interno anche gli articoli di un'altra direttiva europea, la 107 del 2004, riguardante gli idrocarburi policiclici aromatici e i metalli pesanti.

Quest'ultima direttiva era stata già recepita dall'Italia nel 2007¹ ed è in questo doppio passaggio legislativo che va cercata la causa delle polemiche mosse da alcuni gruppi politici, dell'associazionismo e della comunità scientifica e che tentiamo di sintetizzare attraverso un estratto dell'*appello della comunità scientifica contro il D. Lgs. 155/2010*, lanciato dalla Società Italiana di Aerosol²:

“Il recente decreto legislativo 155/2010 ha abrogato una importante norma a tutela della salute. Ci riferiamo al divieto di superamento, a partire dal 1° gennaio 1999, dell'obiettivo di qualità di 1 ng/m³ di benzo(a)pirene. Tale valore era stato fissato dal decreto ministeriale del 25/11/1994 e poi ribadito dal decreto legislativo 152/2007 per le aree urbane con più di 150.000 abitanti. Questo ha consentito all'Italia di disporre già dagli anni Novanta di un quadro normativo tra i più avanzati ed apprezzati a livello europeo che ha permesso lo sviluppo sul territorio di studi scientifici, sistemi e metodologie di monitoraggio per il controllo di detto obiettivo. Così è stato possibile in diverse città – ad esempio Genova e Taranto – effettuare efficacemente la misurazione del benzo(a)pirene, dando alle autorità competenti il supporto conoscitivo per agire a norma di legge. La disponibilità di metodiche di riferimento indicate nel testo normativo ha consentito di ottenere misure riferibili ed un utile confronto tra le diverse realtà territoriali in relazione anche alle tipologie di sorgenti.

La nuova normativa rappresenta invece un oggettivo arretramento rispetto a quanto finora sviluppato in virtù dell'obiettivo di qualità di 1 ng/m³ a partire dal 1° gennaio 1999. Essa infatti fa slittare al 31 dicembre 2012 l'entrata in vigore del valore obiettivo relativo al benzo(a)pirene anche per le aree urbane con più di 150.000 abitanti.

Non vi è una sola ragione plausibile per ridimensionare una norma a protezione della salute, in considerazione dei preoccupanti studi presenti nella letteratura scientifica sulla pericolosità del benzo(a)pirene. [...] Invitiamo pertanto i parlamentari a ripristinare la precedente normativa fissata dal decreto legislativo 152/2007.”

Il nocciolo della questione è quindi il limite del benzo(a)pirene, un tema non nuovo in Italia in quanto la disciplina dell'inquinamento da idrocarburi policiclici aromatici (IPA) nel nostro paese risale a un decreto³ del 1994 che regolava le concentrazioni in aria di questa sostanza, la più nota di quella classe di composti, la cui importanza è dovuta a un accertato potere cancerogeno.

Il decreto del 1994 poneva per esso un obiettivo di qualità, ossia un valore medio annuale da raggiungere e rispettare a partire da una determinata data in 23 centri urbani con più di 150.000 abitanti (2,5 ng/m³ dal 1° gennaio del 1996, sceso a 1 ng/m³ dal 1° gennaio del 1999). Le città in

¹ Decreto Legislativo 3 Agosto 2007, n. 152, *Attuazione della direttiva 2004/107/CE concernente l'arsenico, il cadmio, il mercurio, il nichel e gli idrocarburi policiclici aromatici nell'aria ambiente.*

² La Società Italiana di Aerosol (IAS) è un'associazione formata da professori universitari, ricercatori, professionisti e studenti che promuove la ricerca sull'aerosol atmosferico considerandone tutti gli aspetti scientifici.

³ Decreto Ministeriale del 25/11/1994, *Aggiornamento delle norme tecniche in materia di limiti di concentrazione e di livelli di attenzione e di allarme per gli inquinamenti atmosferici nelle aree urbane.*

questione erano Torino, Genova, Brescia, Milano, Padova, Venezia, Verona, Trieste, Bologna, Parma, Firenze, Livorno, Roma, Napoli, Bari, Foggia, Taranto, Reggio Calabria, Catania, Messina, Palermo, Siracusa e Cagliari; un sottoinsieme di quelle considerate nel rapporto *Qualità dell'ambiente urbano*.

Questo limite, che anticipava di 10 anni analogo *target value* europeo, era stato confermato nel Decreto di recepimento della Direttiva figlia su IPA e metalli (D.Lgs. 152 del 3 agosto 2007) affiancato da un nuovo valore obiettivo, di pari concentrazione, valido per tutto il territorio nazionale ma in vigore dal 1° gennaio 2013. Il D.Lgs. 152 introduceva un'altra importante novità: la richiesta di misurare in almeno sette stazioni, scelte nell'ambito delle reti di misura regionali, insieme al benzo(a)pirene altri 6 importanti IPA (benzo(a)antracene, benzo(b)fluorantene, benzo(j)fluorantene, benzo(k)fluorantene, indeno(1,2,3-cd)pirene e dibenzo(a,h)antracene) per poter valutare la costanza dei rapporti nel tempo e nello spazio tra il benzo(a)pirene stesso (considerato il *marker* dell'intera classe) e gli altri idrocarburi policiclici aromatici di rilevanza tossicologica.

Il già citato D.Lgs. 155 ha invece abrogato il vecchio standard per le aree urbane, mantenendo il nuovo, con copertura territoriale maggiore ma al momento non vigente.

Nell'analizzare l'evoluzione della legislazione italiana ed europea sugli IPA è importante soffermarsi un momento sull'evoluzione delle definizioni, oltreché dei limiti:

il Decreto Ministeriale del 15/4/1994 indica per la prima volta gli inquinanti di interesse prioritario idrocarburi policiclici aromatici cancerogeni (insieme ad altri importanti inquinanti tra cui il PM₁₀). È però nell'aggiornamento delle norme tecniche in materia di limiti di concentrazione e di livelli di attenzione e di allarme per gli inquinamenti atmosferici nelle aree urbane (Decreto Ministeriale del 25/11/1994) che viene introdotto in Italia (primo paese in Europa) un obiettivo di qualità per uno specifico IPA: il benzo(a)pirene.

Questo obiettivo era individuato in un valore medio annuale di riferimento da *raggiungere e rispettare* a partire da una determinata data, un valore più alto in una prima fase e pari a 1 ng/m³ a partire dal 1999 (v. tabella 1).

Tabella 1: Allegato IV del DM 25/11/1994

| obiettivi di qualità per gli IPA con riferimento al | Benzo(a)pirene |
|---|-----------------------|
| Dal 1/1/1996. al 31/12/1998 | 2,5 ng/m ³ |
| Dal 1/1/1999 | 1 ng/m ³ |

Tredici anni dopo, attraverso il Decreto Legislativo n. 152 del 3 agosto 2007 l'Italia recepisce la direttiva comunitaria su IPA e metalli (la 2004/107/CE) e con essa introduce, a tre anni di distanza dalla decisione europea, un cosiddetto *valore obiettivo*, ossia una concentrazione in aria stabilita al fine di evitare, prevenire o ridurre effetti nocivi per la salute umana e per l'ambiente, *il cui raggiungimento*, entro un dato termine, *deve essere perseguito mediante tutte le misure a tale fine necessarie che non comportano costi sproporzionati*.

Questo limite è fissato a partire dal 2013 ed è pari, in concentrazione e periodo di mediazione al precedente obiettivo di qualità già in vigore (v. tabella 2).

Tabella 2: Allegato I del D. Lgs. 152/2007

| Valore obiettivo per il | Benzo(a)pirene |
|-------------------------|-----------------------|
| Dal 1/1/2013 | 1,0 ng/m ³ |

Il decreto specifica però chiaramente che per i livelli del benzo(a)pirene nelle aree urbane elencate nel decreto del Ministro dell'ambiente in data 25 novembre 1994, il vecchio obiettivo di qualità resta in vigore.

Si può notare, tuttavia, come tra le due definizioni di indicatori quasi omonimi, e quantitativamente omologhi, ci sia una certa differenza: un'evoluzione che porta da un valore da raggiungere e rispettare a un altro da perseguire mediante, non meglio precisate, misure che non comportino costi sproporzionati.

Arrivando all'oggi, il Decreto Legislativo n. 155 del 13 agosto 2010, nel recepire la direttiva comunitaria 2008/50/CE riprende la già accolta Direttiva su IPA e metalli (ripetiamo per chiarezza che si trattava della 2004/107/CE) e ripropone il già accolto valore obiettivo per il benzo(a)pirene abrogando il recentissimo decreto 152. *Muor giovane chi è caro agli dei*, scriveva Menandro, e non è questo il luogo per indagare le ragioni di questa scelta, ma non può sfuggire che in questo nuovo accoglimento la definizione di valore obiettivo muta leggermente e qui diviene il livello fissato al fine di evitare, prevenire o ridurre effetti nocivi per la salute umana o per l'ambiente nel suo complesso, *da conseguire, ove possibile*, entro una data prestabilita. Livelli e data non mutano (v. tabella 3), tuttavia notiamo come ora l'obiettivo va raggiunto quando è possibile (raggiungerlo, immaginiamo).

Tabella 3: Allegato XIII del D. Lgs. 155/2010

| | |
|-------------------------|-----------------------|
| Valore obiettivo per il | Benzo(a)Pirene |
| Dal 1/1/2013 | 1,0 ng/m ³ |

Ma la cosa più importante, quella che è poi stata la pietra dello scandalo si legge nell'articolo 21, relativo alle abrogazioni: tra queste troviamo il decreto del Ministro dell'ambiente 25 novembre 1994, recante l'aggiornamento delle norme tecniche in materia di limite di concentrazione e di livelli di attenzione e di allarme per gli inquinanti atmosferici nelle aree urbane. O meglio, è più importante ciò che non si legge perché questa nuova abrogazione (tale decreto si intendeva cancellato già con il precedente D. Lgs. 152) è stavolta completa, non prevede cioè il mantenimento in vigore fino all'entrata in vigore del nuovo limite del vecchio obiettivo di qualità per le 23 città con più di 150.000 abitanti.

Tale discontinuità normativa rende complessa la valutazione di questo inquinante perché viene a mancare un criterio univoco di riferimento, tuttavia c'è da dire che ben più grave è il fatto che fino al 2009 (quando l'obiettivo di qualità era in vigore) tra le città indicate dal D.M. 25/11/1994, non erano disponibili dati di b(a)p per Genova, Firenze, Livorno e tutte le aree urbane del Sud, con la positiva eccezione di Taranto, per la quale erano stati resi disponibili i dati di tre stazioni per la prima volta proprio quell'anno⁴.

I livelli disponibili nell'ultima edizione del rapporto sulla *Qualità dell'ambiente urbano* mostrano una situazione di generale rispetto del vecchio obiettivo di qualità nelle città italiane. Fanno eccezione le aree urbane di Milano-Monza, di Padova e quelle di Venezia e Taranto, queste ultime ubicate ai margini di importanti poli industriali.

A queste elencate vanno aggiunte alcune città del centro Nord non in obbligo di rispettare l'obiettivo di concentrazione media annua per il benzo(a)pirene, ma non per questo dispensate dal monitoraggio di questo importante inquinante come indicava già il decreto del 2007. In alcune di queste, secondo i Questionari regionali per la valutazione qualità dell'aria, sono stati registrati valori superiori all'obiettivo di qualità (v. avanti nel paragrafo *Livelli di benzo(a)pirene in atmosfera in Italia e in Europa*).

Questi, in breve, i fatti. Nei prossimi paragrafi tenteremo di chiarire perché queste sostanze, seppur presenti in concentrazioni bassissime nell'aria che respiriamo, meritano una così grande attenzione.

⁴ Vedi in VII Rapporto ISPRA *Qualità dell'ambiente urbano*, edizione 2010.

Cosa sono gli idrocarburi policiclici aromatici

Gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) sono una classe di composti organici con due o più anelli aromatici condensati (ossia con una coppia di atomi di carbonio in comune) che presentano scarsa solubilità in acqua e alta lipofilia. La maggior parte degli IPA si trova in atmosfera adsorbita sul particolato dove può fotodecomporsi sotto l'azione della radiazione solare ultravioletta. In atmosfere inquinate gli IPA possono reagire con l'ozono, gli ossidi di azoto e di zolfo producendo nitro-IPA o acidi solfonici.

Gli IPA si formano principalmente attraverso processi pirolitici, specialmente durante la combustione incompleta di sostanze organiche usate in processi industriali o in altre attività umane come il riscaldamento, l'autotrazione, la cottura di cibi, il fumo di tabacco, l'uso di legna o materiali derivati da ardere (quest'ultima fonte ha meritato negli ultimi anni una sempre maggiore attenzione visti i livelli di IPA riscontrati in centri urbani medio piccoli in località montane, non afflitti da particolari problemi di traffico o emissioni di grandi impianti).

Questa molteplicità di sorgenti ne fa una classe di composti inquinanti pressoché ubiquitaria, il cui grado di esposizione dell'uomo è legato a parametri come la concentrazione, la ripartizione tra fase gassosa e aerosol e il diametro aerodinamico delle particelle cui si legano.

Gli IPA sono alcune centinaia ma i più importanti per l'inquinamento ambientale sono poche decine secondo le classificazioni delle più importanti agenzie internazionali come l'EPA, che ne indica 16, o l'ATSDR, che ne individua 18, o la IARC (l'organismo internazionale che classifica il grado di evidenza di cancerogenicità di agenti chimici e fisici; IARC, 2011).

I principali congeneri di questa classe sono riportati nella tabella 4, insieme ai 7 composti regolamentati nel decreto legislativo n. 155.

Tabella 4: IPA più importanti per l'inquinamento ambientale

| | Nome | Formula chimica | Gruppo ⁵ IARC ^a | US-EPA ^b | ATSDR ^c | D. Lgs 155 |
|----|------------------------|---------------------------------|---------------------------------------|---------------------|--------------------|------------|
| 1 | naftalene | C ₁₀ H ₈ | 3 | Si | No | No |
| 2 | acenaftilene | C ₁₂ H ₈ | - | Si | Si | No |
| 3 | acenaftene | C ₁₂ H ₁₀ | 3 | Si | Si | No |
| 4 | fluorene | C ₁₃ H ₁₀ | 3 | Si | Si | No |
| 5 | fenantrene | C ₁₄ H ₁₀ | 2B | Si | Si | No |
| 6 | antracene | C ₁₄ H ₁₀ | 3 | Si | Si | No |
| 7 | fluorantene | C ₁₆ H ₁₀ | 3 | Si | Si | No |
| 8 | pirene | C ₁₆ H ₁₀ | 3 | Si | Si | No |
| 9 | benzo(a)antracene | C ₁₈ H ₁₂ | 2B | Si | Si | Si |
| 10 | crisene | C ₁₈ H ₁₂ | 2B | Si | Si | No |
| 11 | benzo(b)fluorantene | C ₂₀ H ₁₂ | 2B | Si | Si | Si |
| 12 | benzo(j)fluorantene | C ₂₀ H ₁₂ | 2B | No | No | Si |
| 13 | benzo(k)fluorantene | C ₂₀ H ₁₂ | 2B | Si | Si | Si |
| 14 | benzo(a)pirene | C ₂₀ H ₁₂ | 2B | Si | Si | Si |
| 15 | benzo(e)pirene | C ₂₀ H ₁₂ | 1 | No | Si | No |
| 16 | dibenzo(a,h)antracene | C ₂₂ H ₁₄ | 2A | Si | Si | Si |
| 17 | benzo(g,h,i)perilene | C ₂₂ H ₁₂ | 3 | Si | Si | No |
| 18 | indeno(1,2,3-cd)pirene | C ₂₂ H ₁₂ | 2B | Si | Si | Si |

⁵ LA IARC definisce i seguenti gruppi di cancerogenicità:

Gruppo 1: cancerogeno accertato per l'uomo;

Gruppo 2A: probabile cancerogeno per l'uomo;

Gruppo 2B: sospetto cancerogeno per l'uomo;

Gruppo 3: non classificato per cancerogenicità sull'uomo;

Gruppo 4: probabilmente non cancerogeno per l'uomo.

| | Nome | Formula chimica | Gruppo ⁵ IARC ^a | US-EPA ^b | ATSDR ^c | D. Lgs 155 |
|----|----------|---------------------------------|--|---------------------|--------------------|---------------|
| 19 | Coronene | C ₂₄ H ₁₂ | 3 | No | Sì | No |

^a: International Agency for Research on Cancer

^b: United States Environmental Protection Agency

^c: Agency for Toxic Substances and Disease Registry

L'osservazione di un'incidenza di malattie tumorali molto superiore alla norma in lavoratori impegnati in processi di raffinazione degli oli combustibili e paraffine e negli impianti di trattamento del carbone portò, ormai quasi un secolo fa, la comunità scientifica a realizzare ricerche per determinare la presenza di sostanze cancerogene in queste matrici. Questi studi portarono nel 1930 al riconoscimento della prima sostanza cancerogena: il dibenzo(a,h)antracene (Kennaway, 1930).

L'interesse per gli idrocarburi policiclici aromatici in relazione alle loro proprietà cancerogene ha quindi origini lontane nel tempo. Un passo fondamentale, negli ultimi quarant'anni, è stato il riconoscimento del benzo(a)pirene nel particolato atmosferico come principale responsabile individuale della cancerogenicità dell'aerosol.

Studi successivi sul particolato aerodisperso hanno mostrato che la tossicità dell'aerosol era maggiore a quella correlabile ai soli IPA (Gordon, 1973). Ciò venne spiegato dalla presenza nella frazione respirabile di altre composti organici oltre agli IPA, composti spesso derivati degli IPA stessi come i nitro-IPA, e capaci di sviluppare attività mutagenica e tumori (Pitts, 1977; Fan, 1996).

Le reazioni che causano la trasformazione degli IPA in sostanze cancerogene sono l'eossidazione e l'ossidrilazione e i prodotti di reazione sono considerati i veri agenti cancerogeni in quanto reattivi verso la citosina e guanina del DNA (IARC, 1987).

Gli IPA metilati si sono dimostrati cancerogeni quando i gruppi alchilici sostituivano gli idrogeni legati agli atomi di carbonio della regione stericamente impedita del b(a)p (detta *bay-region*) e recenti studi hanno mostrato che il dimetilbenzo(a)antracene ed il dibenzo(a,i)pirene sono più cancerogeni del benzo(a)pirene stesso. La sostituzione di uno o più idrogeni con altrettanti gruppi nitro (NO₂) aumenta l'azione mutagenica e cancerogena degli IPA di partenza e talvolta trasforma in cancerogeni o mutageni IPA che originariamente non lo sarebbero.

Livelli di benzo(a)pirene in atmosfera in Italia e in Europa

Il più noto e misurato tra gli IPA è il benzo(a)pirene per la sua accertata tossicità anche se, come si è visto, molti altri policiclici indicati nella tabella 4 sono classificati come potenziali cancerogeni o sono comunque composti da tenere sotto osservazione in quanto per essi non si dispone ancora delle necessarie informazioni per una rigorosa classificazione tossicologica. Oggi però, se si vuole tentare una valutazione della presenza in atmosfera degli IPA e studiarne l'andamento nel tempo, dobbiamo prendere in esame i dati di b(a)p e considerarlo come indicatore dell'andamento dell'intera classe.

Va detto che le concentrazioni in aria di benzo(a)pirene non possono essere ricavate in alcun modo da quelle di materiale particolato del campione che lo contiene, in quanto, per la complessità delle sorgenti e i differenti ordini di grandezza in gioco, non si evidenzia una correlazione significativa fra i livelli di questi due inquinanti (Cecinato, 2003 *b*).

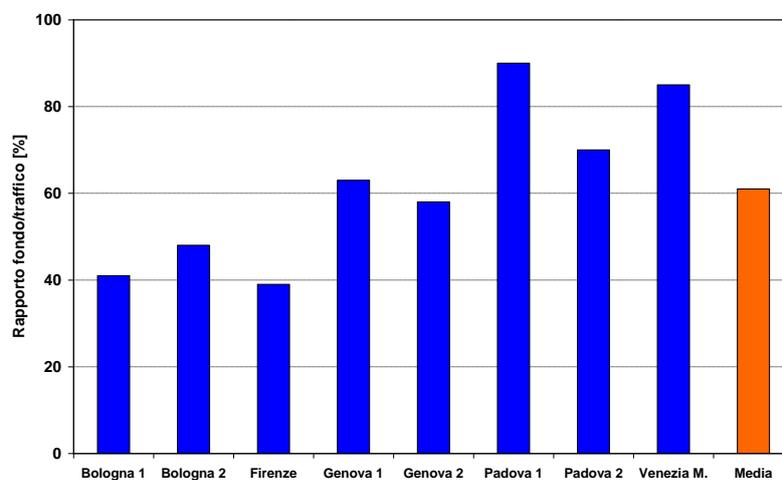
Il fondo naturale del benzo(a)pirene è prossimo allo zero ma nei centri urbani e nelle aree industriali le sue concentrazioni in atmosfera possono essere molto alte.

Negli anni '60, in molte città europee le concentrazioni medie annue di b(a)p erano anche superiori ai 100 ng/m³ (WHO, 1987) ma negli ultimi decenni i livelli in aria di questo inquinante sono scesi sensibilmente. Dalla seconda metà degli anni ottanta, con l'introduzione in Europa delle marmitte catalitiche, una progressiva diminuzione dell'uso del carbone, la diffusione del gas naturale e il progressivo miglioramento delle tecniche di combustione, la riduzione generalizzata nella presenza in atmosfera degli IPA è stata superiore all'ordine di grandezza rispetto ai valori registrati vent'anni prima. Nel 1990, uno studio tedesco (Pfeffer, 1994) ha trovato concentrazioni di b(a)p inferiori a 1

ng/m³ in stazioni non direttamente affette da sorgenti antropiche e concentrazioni da 2 a 6 ng/m³ in stazioni di traffico e industriali. Uno studio danese dello stesso periodo ha registrato a Copenaghen concentrazioni superiori ai 4 ng/m³ in siti di traffico e superiori a 1 ng/m³ in un parco cittadino (Nielsen, 1995).

Per quanto riguarda l'Italia, un lavoro sui dati disponibili dal 1986 al 2004 in 11 città del centro-Nord (Menichini, 2006) ha mostrato come in alcune aree le concentrazioni di b(a)p superassero l'obiettivo di qualità in vigore dal 1999 di 1 ng/m³ (con un valore massimo urbano di 3,5 ng/m³ registrato a Firenze nel 1996 e di 15,7 ng/m³ misurato nel 1999 nell'area industriale di Piombino). Lo studio ha rilevato la presenza di un trend decrescente negli anni nelle stazioni di traffico e industriali, ma con valori ancora superiori all'obiettivo di legge nel 2004 in due città (Trieste e Venezia) e nell'area di Piombino (9,3 ng/m³ nel 2004). Mentre le stazioni di fondo hanno mostrato livelli abbastanza stabili negli anni e, nelle città dov'è stato possibile il confronto, livelli sempre più bassi (dal 10 al 60% in meno) delle rispettive stazioni di traffico (v. figura. 1).

Figura 1: Rapporto tra le concentrazioni medie annue di b(a)p in stazioni di fondo e di traffico urbano (2000-2004)



Nello stesso periodo, valori di b(a)p generalmente sotto l'obiettivo di qualità sono stati registrati in siti di fondo periurbani lontani da grandi aree industriali (Di Menno di Bucchianico, 2005; Cecinato, 2006).

I dati per la valutazione della qualità dell'aria più recenti disponibili per il benzo(a)pirene in Italia sono riferiti al 2009. Tali informazioni sono desunte dai questionari sulla qualità dell'aria ex decisione 2004/461/CE aggiornati con riferimento ai dati richiesti dalla direttiva 2004/107/CE recepita in Italia con D.Lgs 152/2007⁶, trasmessi dalle regioni e province autonome ex DM 60/2002. Informazioni sui livelli di b(a)p e/o sul rispetto del valore obiettivo nelle zone in cui è suddiviso il territorio di ciascuna regione/provincia autonoma sono disponibili per Piemonte, Valle d'Aosta, Lombardia, Provincia autonoma di Trento, Provincia autonoma di Bolzano, Veneto, Friuli Venezia Giulia, Liguria, Emilia Romagna, Toscana, Umbria, Lazio, Puglia e Calabria.

Complessivamente le informazioni riguardano 95 zone. In 12 di queste è stato registrato il superamento del valore obiettivo⁷ (v. tabella 5). In tutti casi eccetto la zona IT0202 in Valle d'Aosta, il superamento è stato rilevato attraverso determinazioni analitiche su campioni prelevati in stazioni di monitoraggio fisse. Nel caso della Valle d'Aosta, la valutazione è stata effettuata con

⁶ Dati riferiti ai questionari caricati sul CDR al 21 ottobre 2010. Sono stati considerati anche i questionari provvisori di Abruzzo e Sicilia, che comunque non contengono informazioni relative al B(a)P

⁷ 1,0 ng/m³, riferito al tenore totale di B(a)P presente nella frazione PM₁₀ del materiale particolato, calcolato come media su un anno civile

l'ausilio di mezzo mobile collocato nel territorio della zona, ma nel questionario è stato solo segnalato il superamento e non il livello di concentrazione determinato.

Tabella 5: Zone in superamento del valore obiettivo per il b(a)p nel 2009

| Regione | Zona | | |
|------------------------|--------|---|-----------------|
| | Codice | Nome | Tipo |
| PIEMONTE | IT0109 | Cuneo 02 | Non agglomerato |
| VALLE D'AOSTA | IT0202 | Zona di miglioramento e tutela | Non agglomerato |
| LOMBARDIA | IT0301 | Agglomerati urbani (A1) | Agglomerato |
| | IT0304 | Zona prealpina e appenninica (C1) | Non agglomerato |
| | IT0305 | zona alpina (C2) | Non agglomerato |
| TRENTO (pr. autonoma) | IT0401 | Zona A | Non agglomerato |
| BOLZANO (pr. autonoma) | IT0412 | pendici e valli laterali | Non agglomerato |
| VENETO | IT0501 | Zona 1 Agglomerato: Agglomerato Venezia-Treviso | Agglomerato |
| | IT0502 | Zona 1 Agglomerato: Agglomerato Padova | Agglomerato |
| | IT0506 | Zona A2 Provincia | Non agglomerato |
| UMBRIA | IT1002 | Conca Ternana | Non agglomerato |
| PUGLIA | IT1603 | C (aree urbano-industriali) | Agglomerato |

Nelle restanti 83 zone, dove i livelli risultano al di sotto del valore obiettivo:

- la soglia di valutazione superiore (pari a $0,6 \text{ ng/m}^3$) risulta superata in 15 zone e tutte le valutazioni sono state fatte mediante l'utilizzo di misure in siti fissi;
- livelli compresi tra la soglia di valutazione inferiore (pari a $0,4 \text{ ng/m}^3$) e la soglia di valutazione superiore sono stati rilevati in 17 (la valutazione è stata effettuata mediante l'uso di modelli in 3 casi, in Piemonte);
- livelli al di sotto della soglia di valutazione inferiore sono stati registrati in 51 zone (la valutazione è stata effettuata mediante l'uso di modelli in 27 casi, in Piemonte ed Emilia Romagna).

Il monitoraggio del b(a)p risulta effettuato in 82 stazioni di monitoraggio collocate nel territorio delle regioni suddette.

Il superamento del valore obiettivo si è verificato nel 2009 in 12 stazioni (vedi tabella 6).

Le informazioni relative alla tipologia di zona e di stazione e alla collocazione geografica non sono nella maggior parte dei casi sufficienti per ipotizzare le ragioni dei superamenti per cui è necessario un attento approfondimento circa le sorgenti prevalenti localmente e le condizioni meteorologiche dei luoghi.

In aggiunta alle informazioni riportate si può osservare che ancora nel 2009 il monitoraggio è stato effettuato solo in 12 delle 23 città di cui all'allegato III del DM 25/11/1994.

Tabella 6: Valori medi annui di b(a)p superiori all'obiettivo di qualità nel 2009

| Regione | Provincia | Comune | Stazione | Media annuale b(a)p (ng/m^3) | Tipo zona | Tipo stazione |
|------------------------|-----------|--------------------|-----------------------------|---|-----------|---------------|
| PIEMONTE | Cuneo | Saliceto | CN 4201 Saliceto | 1,2 | Rurale | Fondo |
| LOMBARDIA | Milano | Meda | Meda | 1,3 | Urbana | Traffico |
| | Brescia | Darfo Boario Terme | Darfo 2 | 1,8 | Suburbana | Fondo |
| | Sondrio | Sondrio | Sondrio - Via Merizzi | 1,2 | Urbana | Fondo |
| TRENTO (pr. autonoma) | Trento | Trento | Trento VBZ | 1,2 | Urbana | Traffico |
| BOLZANO (pr. autonoma) | Bolzano | Laces | La1 Laces | 2,9 | Suburbana | Fondo |
| VENETO | Venezia | Venezia | VE - Parco Bissuola | 1,1 | Urbana | Fondo |
| | Treviso | Treviso | TV - Via Lancieri di Novara | 1,2 | Urbana | Fondo |
| | Padova | Padova | PD - Mandria | 1,1 | Urbana | Fondo |

| Regione | Provincia | Comune | Stazione | Media annuale b(a)p (ng/m ³) | Tipo zona | Tipo stazione |
|---------|-----------|---------|------------------|--|-----------|---------------|
| | | | PD - Arcella | 1,3 | Urbana | Traffico |
| | Belluno | Belluno | BL - Città | 1,1 | Urbana | Fondo |
| | | Feltre | Feltre | 1,9 | Urbana | Fondo |
| UMBRIA | Terni | Terni | Le grazie | 1,2 | Urbana | Traffico |
| PUGLIA | Taranto | Taranto | TA - Machiavelli | 1,3 | Suburbana | Industriale |

Rapporti caratteristici tra diversi idrocarburi policiclici aromatici

Nella determinazione analitica del benzo(a)pirene possono essere facilmente misurate le concentrazioni di altri policiclici presenti nel campione analizzato. Normalmente ciò viene fatto per un numero limitato di IPA (tra i 10 e i 20) considerati più importanti.

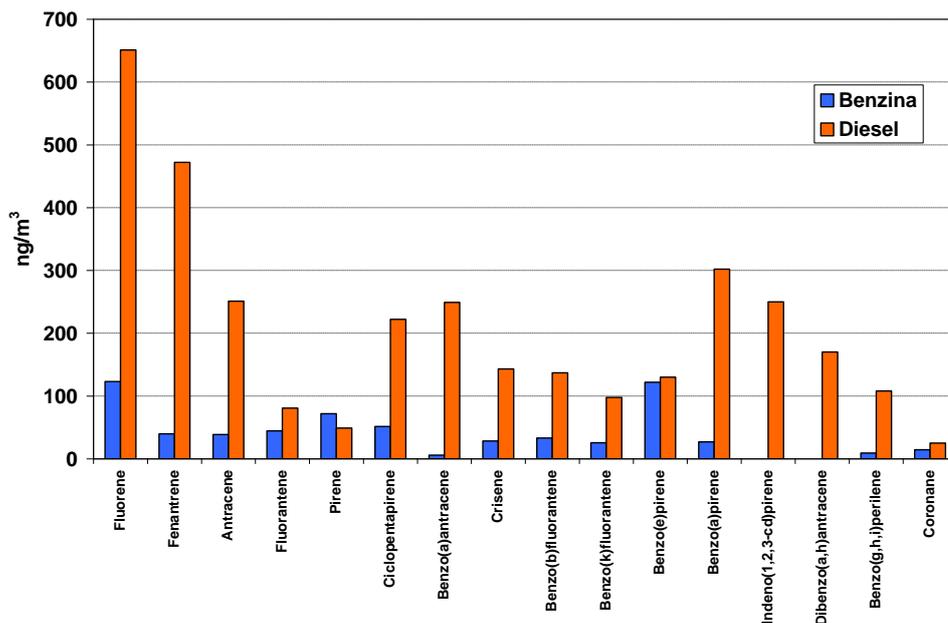
La direttiva Europea 107/2004, recepita due volte dall'Italia indicava 6 congeneri di IPA da monitorare, insieme al b(a)p, in alcune stazioni speciali (ancora oggi da definire). Tenteremo qui di chiarire l'importanza di questa indicazione di legge.

Il rapporto tra le concentrazioni di benzo(a)pirene e alcuni altri policiclici selezionati viene normalmente chiamato *profilo IPA*, in generale questi rapporti appaiono abbastanza uniformi negli ambienti urbani e relativamente indipendenti dai livelli riscontrati. Questo è il principale argomento a sostegno della scelta di usare la concentrazione di b(a)p come indice del potenziale cancerogeno degli IPA totali.

Tuttavia le quantità relative di IPA prodotti da fonti diverse sono molto dissimili tra loro ed è la presenza contemporanea di più sorgenti in una stessa area a creare delle miscele alla fine quasi omogenee. In particolare le sorgenti antropiche di IPA come le automobili, il riscaldamento o i processi industriali sono state molto studiate in questi anni in modo da caratterizzarne al meglio il profilo di emissione.

Le emissioni di IPA legate al traffico dipendono dal mezzo a motore usato. L'emissione da parte dei motori diesel, oltre a essere quantitativamente più ricca rispetto a quella di un veicolo a benzina, è anche caratterizzata dalla maggiore presenza di specie ad alto peso molecolare (v. figura 2; Cecinato, 2003 a). Le autovetture non equipaggiate con convertitore catalitico rilasciano una quantità di IPA circa venticinque volte superiore a veicoli di pari prestazioni, dotati di dispositivi antinquinamento. Così come la quantità assoluta, anche la composizione della frazione degli IPA presente negli esausti è diversa; infatti, gli autoveicoli non catalizzati, oggi sempre meno numerosi ma ancora significativamente presenti nelle aree con reddito medio più basso, emettono preferibilmente omologhi a più alto peso molecolare (più pericolosi per la salute) rispetto agli altri veicoli (Baek, 1991).

Figura 2: Profilo di emissione di motori a benzina e a gasolio



L'obiettivo di correlare le concentrazioni in aria misurate con le sorgenti dell'inquinamento atmosferico ha portato allo studio di modelli di composizione della frazione policiclica aromatica che fossero peculiari della natura del processo o meccanismo emittente e delle condizioni al contorno al momento del rilascio in atmosfera (la temperatura, la natura del combustibile, la presenza di centri attivi agenti da catalizzatori, l'eccesso di ossigeno ecc.). Effettivamente l'abbondanza relativa degli IPA omologhi nell'aerosol si presenta sufficientemente simile, per esasti della stessa origine, perché si possa parlare di *impronta digitale* delle sorgenti (Khalili, 1995).

In particolare, l'attenzione si è focalizzata sugli isomeri di struttura (specie con la stesso peso molecolare). Questi, infatti, possiedono la caratteristica di distribuirsi in maniera analoga tra fase gassosa e aerosol, avendo simili coefficienti di ripartizione, simili tensioni di vapore a temperatura ambiente e simili coefficienti di diffusione. Conseguentemente, una volta che siano rilasciati nell'atmosfera, IPA isomeri subiscono una sorte analoga e i rapporti tra le loro concentrazioni negli esausti della fonte emissiva si conservano quasi inalterati, qualora non intervengano altri fattori (in particolare, l'azione di specie fortemente ossidanti) che consumino in via preferenziale quei composti che risultano meno stabili termodinamicamente. In quest'ultimo caso, proprio questi fattori permettono di introdurre un nuovo parametro, che tiene conto dell'invecchiamento del particolato e che, tuttavia, interviene solo quando il punto di raccolta delle polveri sospese atmosferiche sia distante dalle fonti primarie e l'aria ambiente sia fortemente reattiva per la presenza marcata di radicali liberi e agenti ossidanti. Pur con quest'ultima limitazione (ininfluente in prossimità delle sorgenti primarie, ovvero per specie che in atmosfera possiedono tempi di vita medi paragonabili), i rapporti di concentrazione tra isomeri selezionati consentono d'identificare le sorgenti di IPA atmosferici e di valutarne l'impatto relativo. I valori assunti da questi rapporti risultano, quindi, utili traccianti delle principali fonti d'inquinamento, quantunque il contenuto di IPA in un campione atmosferico non sia solo collegato alle sorgenti locali, sia puntuali che diffuse, ma anche a quelle esistenti nella regione, anche distanti, la cui ricaduta nell'area di prelievo è causata dal trasporto di inquinanti operato dal vento.

La tabella 7 mostra i valori medi dei rapporti di concentrazione osservati per diverse sorgenti (Dickut, 2000). Fatta eccezione per il benzo(a)antracene, le altre coppie sono costituite da isomeri con inerzia chimica (e quindi, tempo di vita media) simile.

Tabella 7: Rapporti isomerici di IPA per sorgente di emissione

| Sorgente | b(a)a/crisene | b(b)f/b(k)f | ip/b(g,h,i)p |
|------------|---------------|-------------|--------------|
| Automobili | 0,5 ± 0,1 | 1,3 ± 0,2 | 0,3 ± 0,1 |
| Carbone | 1,1 ± 0,1 | 3,7 ± 0,2 | 1,1 ± 0,1 |
| Legno | 0,8 ± 0,1 | 0,9 ± 0,2 | 0,3 ± 0,1 |
| Fonderia | 0,6 ± 0,1 | 2,7 ± 0,2 | 1,0 ± 0,2 |

Recenti studi sul contributo del traffico alle concentrazioni in atmosfera degli IPA sono stati realizzati usando il b(e)p come indicatore del contributo proveniente dagli autoveicoli alle concentrazioni di IPA in aria di queste sostanze. Grazie a questo metodo è stato stimato un apporto del traffico pari all'80% in un sito cittadino e al 65% in campagna (Cecinato, 2003 a).

Ancora, usando il rapporto tra la somma di metilfenantreni e il fenantrene è stato stimato che tra il 60 e l'80% delle emissioni totali da traffico di IPA è dovuto ai veicoli con motorizzazione diesel (Cecinato, 2003 a).

Conclusioni

L'Italia è stato il primo paese della Comunità Europea a varare, nell'ormai lontano 1994, una norma di legge che regolasse l'inquinamento in aria degli idrocarburi policiclici aromatici, tuttavia le disposizioni di quel Decreto sono state in questi anni disattese in molte aree urbane.

Per quanto le concentrazioni in aria di benzo(a)pirene siano generalmente diminuite negli ultimi decenni, in molte realtà urbane e industriali queste sono ancora lontane dal raggiungere livelli rassicuranti per la salute umana. Va quindi mantenuto un alto livello di attenzione su questa classe di composti, anche in base all'emergere di nuove sorgenti una volta considerate trascurabili, come l'uso di legna da ardere per uso domestico, che in parte vanificano i miglioramenti nelle emissioni ottenuti in altri settori.

La situazione derivante dal nuovo decreto 155, che ha spostato al 1° gennaio 2013 la data entro cui raggiungere il valore di riferimento per il b(a)p per tutto il territorio nazionale, concede nei fatti un biennio (2011-2012) di interregno fra vecchio e nuovo limite. Se a questo aggiungiamo che le stazioni speciali in cui misurare i rapporti caratteristici tra gli IPA più importanti, previste da una direttiva europea del 2004, al momento dell'andata in stampa di questo articolo (maggio 2011) non sono state ancora ufficializzate per legge, la condizione attuale è sostanzialmente in stallo.

È possibile che non sia necessario il vigore di un limite per assicurare un adeguato monitoraggio del benzo(a)pirene, è possibile che la rete di stazioni speciali venga presto varata per contribuire, con i suoi dati, ad aumentare le conoscenze sull'inquinamento da IPA in Italia in modo da indirizzare le scelte di risanamento delle aree più inquinate. Ma se non dovesse accadere niente di tutto questo, vorrà dire che, a quasi vent'anni da quando, per la prima volta, una legge italiana pose la questione, ancora in Italia non si crede realmente che i livelli di benzo(a)pirene in atmosfera siano meritevoli di attenzione e di intervento.

Bibliografia

1. Baek S.O., Field R.A., Goldstone M.E., Kirk P.W. (1991) Water, Air, and Soil Pollution, 60, 279-300.
2. Cecinato A., Di Menno di Bucchianico A. (2003) *Studio critico dei dati disponibili circa la qualità e la quantità delle emissioni dalle sorgenti più significative*, IIA-CNR, ACEA Luce SPA.
3. Cecinato A., Tomasi Scianò M, Di Menno di Bucchianico A. (2003) *Organic aerosol in the air of Milan, Italy: the results of a one-year measurements*, Journal of Separation Science; 2003, 26, pp.397-401.
4. Cecinato A., Balducci C., Di Menno di Bucchianico A. (2007) *Investigation of uncertainty related to measurements of particulate organic pollutants*, Combining And Reporting Analytical Results; APAT-IUPAC, Royal Society of Chemistry Publishing.

5. Dickut R.M., Canuel E.A., Gustafson K.E., Liu K. (2000) *Environ. Science and Technology*, 34, 4635-4640.
6. Di Menno di Bucchianico A., Montagnoli M., Brachetti A., Cecinato A. (2005) *The quality of collection and analysis about monitoring of organic particulate components in the air*, Proceedings EAC „05.
7. Gordon R.J., Bryan R.J., Rhim J.S. (1973) *Int.J.Cancer*, 12, 223.
8. IARC (1987) *Monograph on the Eval. of Risk. Supp.7*.
9. Fan Z., Kamens R., Hu J., Zhang J., McDow S.R. (1996) *Environ. Science and Technology*, 30,1358,1564.
10. Kennaway E.L., Hieger I. (1930) *Carcinogenic Substance and Their Fluorescence Spectra*, *Br.Med.J.*1044.
11. Khalili N.R., Scheff P.E., Holsen T.M. (1995) *Atmospheric Environment*, 4,533-542.
12. Nielsen, T. et al. (1995) *Traffic PAH and other mutagens in air in Denmark. Copenhagen*, Danish Environmental Protection Agency, 1995 (Miljøprojekt 285).
13. Menichini E., Belladonna V., Cellini L., Gabrieli C., Spiazzi Annalisa, Stella A., Trevisani G.R., Tricarico V., Villalta R., Zemello C (2006) *Trend of atmospheric benzo[a]pyrene in Italy before the adoption of the European Directive on PAHs*, *Polycyclic Aromatic Compounds*, 26: 79-92.
14. Menichini E., Belladonna V., Cellini L., Gabrieli C., Spiazzi Annalisa, Stella A., Trevisani G.R., Tricarico V., Villalta R., Zemello C. *Trend of atmospheric benzo[a]pyrene in Italy before the adoption of the European Directive on PAHs. Polycyclic Aromatic Compounds 2006*; 26: 79-92.
15. Pfeffer, H.U. (1994) *Ambient air concentrations of pollutants at traffic-related sites in urban areas of North Rhine-Westphalia, Germany*. *Science and the total environment*, 146/147: 263–273.
16. Pitts J.N., Grosjean D., Mischke T.M., Simmon W.F., Poole D. ,(1977) *Toxicol. Lett.*,165.
17. World Health Organization Regional Office for Europe (1987) *Air quality guidelines for Europe*, pp. 105–117.
18. World Health Organization (1987) *Polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH), Air quality guidelines for Europe*, Copenhagen, 105-107.

IL SAHARAN DUST E L'APPLICAZIONE DELL'ART. 15 DEL D.LGS. 155/2010

Anna Maria Caricchia, Giorgio Cattani, Stefano Crocetti, Alessandro Di Menno di Bucchianico, Alessandra Gaeta, Giuseppe Gandolfo - ISPRA

L'inquinamento atmosferico può avere origini antropiche, cioè collegate ad attività umane e origini naturali. I contributi da fonti naturali sono le emissioni di inquinanti non causate direttamente o indirettamente da attività umana inclusi eventi naturali come le eruzioni vulcaniche, le attività sismiche e geotermiche, gli incendi spontanei, le tempeste di vento, gli aerosol marini, il trasporto e la risospensione di particelle naturali da regioni secche (Direttiva 2008/50/CE, art.2).

Nell'area del Mediterraneo, il trasporto in atmosfera di particelle naturali da zone aride è uno degli eventi naturali con il maggior impatto sull'inquinamento atmosferico: accade infatti che grandi masse d'aria, arricchite di particolato per il passaggio sulle regioni desertiche africane del Sahel e del Sahara si muovano verso l'area del Mediterraneo dove rilasciano particolato al suolo.

Questo fenomeno dipende da molteplici variabili meteo-climatiche (es: il tempo di permanenza della massa d'aria sulla zona desertica, la quota a cui viaggia e la sua "velocità di crociera") che ne determinano l'entità e l'impatto sulla qualità dell'aria e in particolare sulla composizione e sui livelli del particolato. L'impatto può essere notevole: è stato stimato che, nel corso di un forte evento di trasporto, il 60% e anche più del PM₁₀ totale nell'area del Mediterraneo può essere dovuto al *Saharan dust* [1]. L'impatto di questi eventi nei paesi dell'Europa meridionale può essere determinante per il superamento dei limiti normativi. In Spagna, dove questo fenomeno è stato ampiamente indagato, il 70% dei superamenti del valore limite giornaliero per il PM₁₀ in molte stazioni rurali di fondo è stato attribuito al *Saharan dust* [2]. Situazioni simili si hanno anche nella parte centrale ed orientale del bacino mediterraneo, come emerge da un ampio studio riferito agli anni 2003-2006 e basato su dati di stazioni rurali distribuite in Spagna, Italia, Grecia, Cipro, Francia e Bulgaria [3]. Lo studio, oltre ad una forte variabilità interannuale del fenomeno più evidente nelle stazioni collocate nella parte meridionale del bacino, mostra che il contributo medio annuale del *Saharan dust* nell'area mediterranea cresce passando da ovest ad est e da nord a sud raggiungendo valori medi di 9-10 µg/m³ ad est, 6 µg/m³ a sud ovest, 2-3 µg/m³ ad ovest e valori inferiori ai 2 µg/m³ nella parte nord. La frequenza e intensità di eventi è maggiore ad est rispetto all'ovest: ad est, in presenza di un evento, i livelli giornalieri di PM₁₀ sono generalmente superiori ai 100 µg/m³ (in assenza 15-35 µg/m³), nella parte ovest i livelli di PM₁₀ durante gli eventi risultano sempre inferiori ai 100 µg/m³ (in assenza 10-25 µg/m³). Generalmente un elevato contributo nella parte est del bacino mediterraneo corrisponde ad un basso contributo ad ovest. In Spagna è stato calcolato che mediamente in un anno più di 20 episodi di superamento del valore limite giornaliero sono dovuti ad eventi di *Saharan dust*. Nel Nord Europa questo contributo è trascurabile (1-2 episodi in UK) [1]. La frequenza degli eventi è bassa in inverno e cresce andando verso la primavera fino in estate: la frequenza sembra più alta in primavera ad est e in estate ad ovest.

Altre indagini eseguite sulla nostra penisola confermano quanto già descritto: l'impatto è maggiore al sud e decresce verso il nord e la frequenza degli eventi è maggiore in primavera-estate e minore nel resto dell'anno anche se sporadici episodi anche intensi si possono verificare anche in autunno-inverno. Per gli anni 2003, 2004 e 2005, sono stati stimati in stazioni di monitoraggio rurali di fondo valori medi mensili di *Saharan dust* di 1-10 µg/m³ con picchi anche di 30 µg/m³ in corrispondenza di eventi particolarmente intensi [4]. Un altro studio, sempre in Italia, ha stimato un contributo medio di *Saharan dust* di 10-22 µg/m³ [5].

Nell'area di Roma negli anni 2001-2004 sono stati stimati e attribuiti al *Saharan dust* aumenti medi di concentrazione di PM₁₀ di circa 12µg/m³ e per il PM_{2,5} di circa 8 µg/m³ [6]. Il *Saharan dust*, essendo composto di particelle con dimensioni comprese nell'intervallo 1-25 µm, influenza in

misura quantitativamente differente, sia la frazione *coarse* (PM₁₀-PM_{2.5}) sia la *fine* (PM_{2.5}). La frazione *ultrafine* PM₁ non è generalmente influenzata dagli eventi sahariani.

La nuova direttiva 2008/50/CE con l'art. 20, riprendendo quanto già previsto nella direttiva 1999/30/CE, definisce la possibilità di non considerare nel numero dei superamenti dei valori limite normativi, quelli dovuti a cause naturali.

Ciò non deve essere interpretato che ciò che viene da cause naturali, può essere sottratto perché non fa male. Respirare aria contenente particolato è comunque dannoso per la salute umana e non esiste alcun valore di concentrazione in aria al di sotto del quale non c'è alcun danno per la salute umana (l'Organizzazione Mondiale della Sanità stabilisce per il PM₁₀, ad esempio come media annuale, che 20 µg/m³ sono il livello più basso al quale la mortalità totale, cardiopolmonare e cancro polmonare, cresce con un intervallo di confidenza maggiore del 95% in caso di esposizione prolungata [7]).

L'opportunità offerta dall'art. 20 della 2008/50/CE ha un significato esclusivamente "legale" per il raggiungimento della conformità alla normativa, come "legale" è dichiarare per un Paese Membro che una stazione di monitoraggio o una zona supera o non supera un valore limite normativo.

La recente pubblicazione di linee guida europee [8], condivise nei Paesi Membri, che indicano i criteri base per valutazioni uniformi dei contributi naturali, rendono più facile l'applicazione dell'art. 20. I criteri in sintesi sono i seguenti:

- il contributo deve essere naturale, non causato direttamente o indirettamente da alcuna attività umana;
- la quantificazione del contributo è necessaria e deve essere sufficientemente precisa ed accurata;
- la quantificazione deve essere temporalmente consistente con il periodo di mediazione del limite normativo considerato: per il PM₁₀, in riferimento al valore limite giornaliero, la quantificazione del contributo naturale deve essere riferita almeno ad un periodo di 24 ore;
- la quantificazione deve essere spazialmente consistente: deve cioè essere riferita ad un punto del territorio (es: una stazione di monitoraggio) o ad un'area del territorio;
- il contributo deve essere dimostrato attraverso una valutazione sistematica;
- la quantificazione deve essere dimostrata per ogni inquinante separatamente.

Per quanto riguarda il trasporto in atmosfera di particelle naturali da zone aride africane verso il bacino mediterraneo, le linee guida riportano e raccomandano una metodologia sviluppata in Spagna che è alla base di molti dati riportati nel presente lavoro [2, 3] e che consente di valutare per il PM₁₀ l'origine naturale dovuta a eventi di trasporto di sabbie da zone desertiche.

La metodologia europea presenta caratteristiche di economicità e semplicità che la rendono applicabile sul territorio di un intero paese più facilmente rispetto ad altre metodologie che richiedono abbondanti e costose misure chimiche e/o chimico-fisiche puntuali, difficilmente realizzabili a livello routinario in una rete di monitoraggio [6, 9, 10].

La metodologia proposta si basa sull'individuazione di una adeguata rete di stazioni *background* regionali in grado di caratterizzare l'intero territorio e si sviluppa in tre fasi: identificazione degli eventi sahariani, quantificazione del *Saharan dust* nelle stazioni della rete di riferimento, distribuzione e sottrazione del contributo stimato nelle stazioni di riferimento in tutte le stazioni della rete.

Per l'identificazione degli eventi sahariani attualmente varie fonti di informazione, disponibili tramite applicativi web, consentono di identificare la presenza di un evento di trasporto e la sua durata che mediamente è di 1-3 giorni (da un giorno, fino a 5 e più giorni). Le principali fonti sono: i modelli di aerosol, come SKIRON e DREAM, che forniscono informazioni sulla presenza di aerosol in quota e sulla distribuzione delle concentrazioni al suolo, le mappe dell'indice di aerosol (OMI e MODIS) che possono fornire anche indicazioni sulle dimensioni del particolato, le *back trajectories*, fornite dal modello HYSPLIT, che in riferimento alle stazioni selezionate danno informazioni sulle traiettorie seguite dalle masse d'aria che possono trasportare particolato. La combinazione di queste osservazioni, con osservazioni meteorologiche e con l'andamento dei livelli

di PM₁₀ registrati nelle stazioni di *background* di riferimento (un rapido ed inaspettato aumento delle concentrazioni registrate nelle stazioni rurali di riferimento e nella rete può essere indicativo) consente di identificare con buona accuratezza e precisione la presenza e la durata di un contributo di *Saharan dust*.

Per la quantificazione del contributo di *Saharan dust* in un determinato giorno in una determinata stazione, il 40°percentile mobile mensile, nell'intervallo di tempo corrispondente ai 15 giorni precedenti e successivi al giorno con l'evento di trasporto, ben riproduce il livello medio giornaliero di fondo regionale. Nel caso in cui questo indicatore non possa essere validato (è un indicatore sito-specifico che necessita di validazione) è raccomandato l'uso di un indicatore più conservativo del 40° percentile come la mediana o la media. Sottraendo dal valore di PM₁₀ giornaliero misurato il valore dell'indicatore, si ottiene in µg/m³ il contributo dovuto all'evento di trasporto.

Quest'ultimo valore stimato nelle stazioni di *background* selezionate deve essere distribuito sul territorio, in base all'area di rappresentatività delle stazioni di riferimento utilizzate, per consentire la quantificazione del contributo sahariano alle concentrazioni di PM₁₀ rilevate in tutte le stazioni della rete di monitoraggio.

Il PM₁₀ è uno degli inquinanti più critici per gli elevati livelli atmosferici: nel 2009 in Italia il 45% delle stazioni ha superato il valore limite giornaliero e circa il 58% della popolazione, che corrisponde al 29% del territorio, vive in zone dove il limite giornaliero è superato. Queste evidenze e il successo ancora insufficiente registrato in Italia a seguito delle misure di risanamento attuate dalle regioni e provincie autonome e a seguito delle richieste di deroga per il PM₁₀ così come previsto dall'art. 22 della 2008/50/CE (la richiesta di deroga presentata per 79 zone è stata concessa dalla Commissione Europea solo per 5) sollecitano la realizzazione nel nostro paese di quanto previsto dall'art. 20 della 2008/50/CE e dall'art. 15 del D.Lgs. 155/2010.

L'applicazione della metodologia europea non è priva di difficoltà: la principale è rappresentata dalla mancanza, nel nostro paese, di una adeguata rete di stazioni rurali di fondo di riferimento che, oltre ad avere serie sufficientemente complete ed attendibili di misure di PM₁₀, abbiano un'area di rappresentatività definita - e siano in numero sufficiente per consentire una significativa copertura dell'intero territorio. Questo problema è presente soprattutto al sud, dove l'impatto del *Saharan dust* è maggiore e dove potrebbe essere più determinante la sua stima.

Per applicare la metodologia delle linee guida europee nel nostro paese saranno necessari aggiustamenti, approssimazioni ed integrazioni per poter garantire risultati sufficientemente accurati, affidabili e uniformi su tutto il territorio.

Perchè l'applicazione della metodologia descritta abbia efficacia "legale" è fondamentale che il trasferimento di quanto stimato nella stazione rurale di riferimento alle stazioni urbane, di fondo e da traffico soprattutto, spesso in superamento, le faccia rientrare nei limiti normativi

Per quanto riguarda il *Saharan dust*, cosa ci si può aspettare dalla implementazione dell' art.15 del D.Lgs. 155/2010?

Poichè gli eventi sahariani presentano una grande variabilità interannuale, innanzitutto i diversi anni saranno caratterizzati da impatti differenti, che potranno essere più o meno determinanti dal punto di vista dell'efficacia legale. Sicuramente la riduzione del numero dei giorni di superamento nelle stazioni urbane sarà inferiore alla riduzione che risulterà nelle stazioni di fondo di riferimento: le percentuali di riduzione stimate in Italia nelle stazioni di *background* di riferimento pari al 20-50% nel 2005 e al 5 e 25% nel 2003 e 2004 [4] non potranno essere le stesse nelle stazioni urbane. Sicuramente la riduzione del numero dei giorni di superamento dovuta al *Saharan dust* non avrà conseguenze determinanti sulle situazioni di superamento del bacino padano -. Molto probabilmente in alcune grandi città, la sottrazione del valore stimato di contributo sahariano alle concentrazioni di PM₁₀ sarà potrà essere decisivo per le stazioni di fondo urbano, meno per le stazioni da traffico, come è stato valutato nell'area di Roma per l'anno 2001 [7]. Sicuramente il contributo del *Saharan dust* potrà risultare efficace in quelle zone e in quegli agglomerati del Centro e Sud Italia dove

l'entità dei superamenti non è particolarmente intensa e dove il contributo degli eventi di trasporto è più importante.

Bibliografia

[1] Marelli L. 2007 "Contribution of natural sources to air pollution levels in the EU – A technical basis for the development of guidance for the Member States."

Available at

http://ies.jrc.ec.europa.eu/uploads/fileadmin/Documentation/Reports/Emissions_and_Health/EUR_2006-2007/EUR_22779.pdf

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

[3] Querol, X., Pey, J., Pandolfi, M., Alastuey, A., Cusack, M., Perez, N., Moreno, T., Viana, M., Mihalopoulos, N., Kallos, G., Kleanthous, S., 2009. African dust contributions to mean ambient PM10 mass-level across the Mediterranean Basin. *Atmospheric Environment* 43, 4266-4277.

[4] Pederzoli, A., Mircea, M., Finardi, S., Di Sarra, A., Zanini, G., 2010. Quantification of Saharan dust contribution to PM10 over Italy during 2003-2005. *Atmospheric Environment* 44, 4181-4190.

[5] L. Matassoni, G. Pratesi, D. Centioli, F. Cadoni, P. Malesani, A.M. Caricchia, A. Di Menno di Bucchianico, 2009. Saharan dust episodes in Italy: influence on PM10 daily limit value (DLV) exceedances and the related synoptic. *Journal of Environmental Monitoring* 11, 1586-1594

[6] G.P. Gobbi, G. Ciolli, A. Marconi, G. Cattani, V. Malvestuto, F. Barnaba, F. Angelini, M. Inglessis, 2006. Relating Saharan Dust to Particulate Matter Amounts in the City of Rome (Italy), a Four-Year Study. *Chemical Engineering Transactions*, 10, 375-380

[7] WHO Regional Publications, European Series n. 91 Air Quality Guidelines for Europe

[8] Commission Staff Working Paper establishing guidelines for demonstration and subtraction of exceedances to natural sources under the Directive 2008/50/EC on ambient air quality and cleaner air for Europe)

[9] G.P. Gobbi, F. Barnaba, L. Ammannato, 2007. Estimating the impact of Saharan dust on the year 2001 PM10 record of Rome, Italy. *Atmospheric Environment* 41, 261-275

[10] C. Perrino, S. Canepari, M. Catrambone, S. Della Torre, E. Rantica, T. Sargolini, 2009. Influence of natural events on the concentration and composition of atmospheric particulate matter. *Atmospheric Environment* 43, 4766-4779.

PARTE II
***STRUMENTI PER LA VALUTAZIONE
DELLA QUALITÀ DELL'ARIA***

VALUTAZIONE INTEGRATA MULTISCALE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA: DALLA PIANURA PADANA ALLE AREE URBANE. IL PROGETTO NINFA-E DI ARPA EMILIA-ROMAGNA

Marco Deserti, Eriberto de' Munari, Giovanni Bonafè, Michele Stortini, Enrico Minguzzi - ARPA Emilia-Romagna

Simona Maccaferri - JRC Ispra

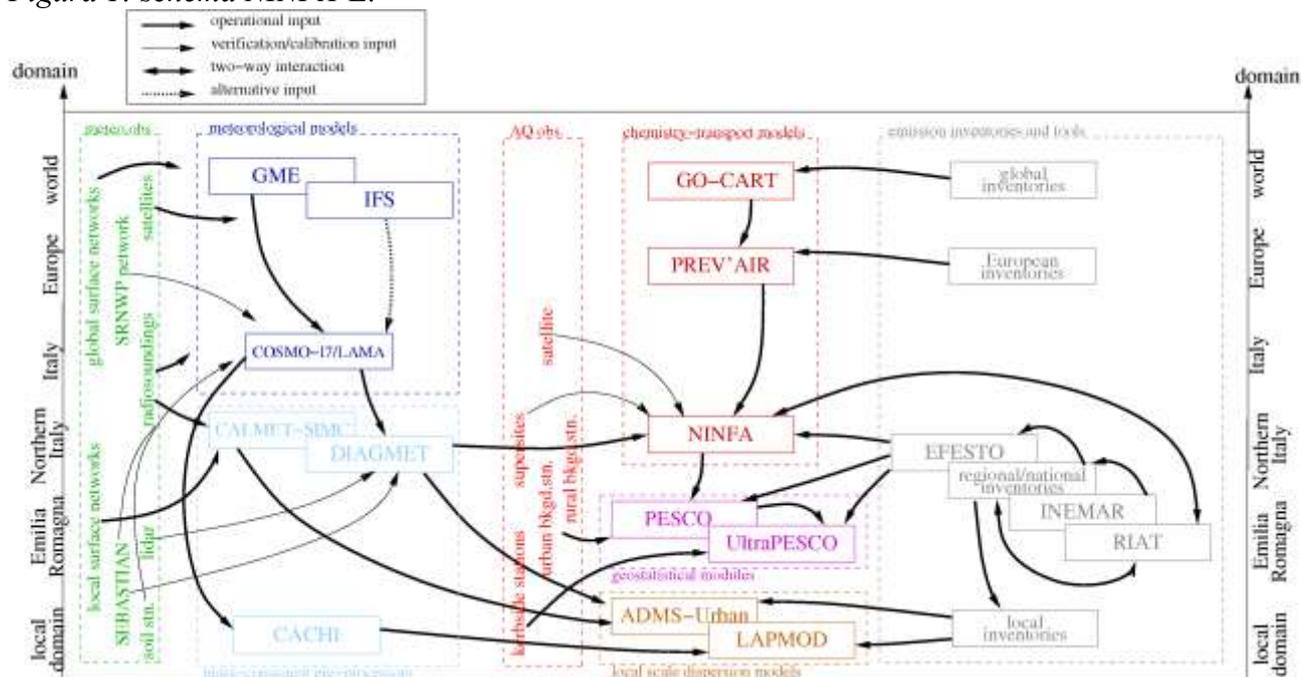
Introduzione

La gravità e la complessità dei fenomeni di inquinamento dell'aria che si manifestano sistematicamente da diversi anni nella pianura padana, come in molte altre aree densamente popolate e industrializzate dell'Europa e del mondo, richiede la capacità di conoscere e predire le complesse dinamiche degli inquinanti. La stessa normativa europea, a partire dalla Direttiva quadro 96/62/CE fino alla ultima Direttiva 2008/50/CE relativa alla "qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa", richiede espressamente che venga praticato un approccio integrato alla valutazione e gestione della qualità dell'aria, basato sui tre strumenti fondamentali: la rete di monitoraggio (RMQA), l'inventario delle emissioni in atmosfera (IE) ed i modelli chimici di trasporto e diffusione degli inquinanti (CTM). ARPA Emilia-Romagna ha intrapreso fin dal 1995 un approccio integrato attraverso il progressivo sviluppo di strumenti di monitoraggio, valutazione e gestione che, prendendo l'avvio da progetti di ricerca e sviluppo, hanno portato al progressivo consolidamento e introduzione nella pratica quotidiana dei nuovi strumenti resi via via disponibili dalla ricerca scientifica e tecnologica. I nuovi strumenti vanno dalla strumentazione per il monitoraggio degli inquinanti in aria, fino ai dati satellitari, dai semplici modelli gaussiani ai modelli lagrangiani ed euleriani tridimensionali, fino ai più complessi modelli fotochimici multiscala. In questo articolo viene presentato il sistema di modelli numerici realizzato nell'ambito del "Progetto di sviluppo di uno strumento di valutazione integrata a supporto della gestione delle politiche per la qualità dell'aria della Regione Emilia-Romagna e a supporto delle attività previste dall'accordo con il Ministero dell'Ambiente per la valutazione e gestione della qualità dell'aria" (progetto NINFA-Extended) affidato ad ARPA dalla Regione Emilia-Romagna.

Il sistema di previsione, valutazione e gestione della qualità dell'aria NINFA-E:

Lo schema del sistema è rappresentato nella Figura 1:

Figura 1: schema NINFA-E.



La parte centrale del sistema è rappresentata da un insieme di modelli di qualità dell'aria. Questi modelli simulano il complesso di processi atmosferici di trasporto, dispersione e trasformazione chimica degli inquinanti, con un dettaglio adeguato alla rispettiva scala di applicazione, dalla scala locale (nella parte bassa dello schema) alla scala globale (nella parte alta dello schema).

I dati di concentrazione in aria degli inquinanti atmosferici (blocco "aq.obs." dello schema) rilevati dalla rete di monitoraggio e da vari sistemi di osservazione, vengono utilizzati per la verifica e la calibrazione dei CTM e per produrre una valutazione più accurata della qualità dell'aria attraverso una post elaborazione geostatistica dei campi di prima scelta prodotti dal modello chimico. Nel sistema NINFA-E questo modulo geostatistico assume il nome di PESCO, mentre il modello chimico a scala regionale viene denominato NINFA. Il modello NINFA rappresenta la implementazione sul Nord Italia, realizzata da ARPA Emilia Romagna, del modello CHIMERE e si avvale delle condizioni al contorno dello stesso modello CHIMERE implementato a scala continentale dall'istituto francese INERIS (denominato PREVAIR) che a sua volta utilizza come dati di ingresso i risultati di un modello globale (GOCART della NASA).

Alla scala locale, in prossimità di rilevanti sorgenti emmissive, dove la qualità dell'aria è dovuta principalmente agli inquinanti primari, vengono applicati un modello gaussiano avanzato per aree urbane e industriali ad alta risoluzione (ADMS-URBAN) ed un modello lagrangiano per sorgenti singole in orografia complessa (LAPMOD).

Tra le attività sperimentali particolarmente rilevanti per il perfezionamento della modellistica vanno ricordate le campagne sperimentali intensive, finalizzate ad approfondire la conoscenza di particolari processi atmosferici che devono essere riprodotti dai modelli numerici, come le campagne condotte in **Supersiti** specializzati dove vengono eseguite simultaneamente misure di tipo chimico fisico e misure di tipo micrometeorologico.

I modelli numerici richiedono come dati di ingresso dati meteorologici e dati di emissione.

I dati meteorologici, analizzati e previsti, in ingresso ai modelli di qualità dell'aria sono prodotti da una catena di modelli numerici rappresentati nella parte sinistra dello schema, il cui elemento

centrale è rappresentato dal modello ad area limitata (COSMO-I7/LAMA) inizializzato con i dati dei modelli globali IFS (fornito dal Centro Europeo ECMWF) o GME (fornito dal servizio meteorologico tedesco DWD).

I dati meteorologici rilevati da vari sistemi di osservazione, dai satelliti (che forniscono osservazioni globali) alle stazioni meteorologiche locali, vengono assimilati nelle analisi meteorologiche per elaborare quotidianamente le condizioni iniziali con le quali vengono integrate le equazioni dell'atmosfera (COSMO e IFS) o utilizzati, assieme ai campi di prima scelta, come dati di ingresso per ricostruire i flussi meteorologici ed i parametri diffusivi a piccola scala mediante modelli a conservazione della massa denominati CALMET-SIMC. In particolare il modulo CACHI, che rappresenta l'implementazione ad alta risoluzione *on-demand* di CALMET, elabora i dati LAMA effettuando un *downscaling* su domini locali, per ricostruire campi 3D di vento e temperatura e campi 2D dei parametri della turbolenza. I risultati dei modelli CACHI e CALMET forniscono i dati di ingresso meteorologici ai modelli chimici a scala locale ADMS-URBAN e LAPMOD. Il modulo DIAGMET provvede invece alla post elaborazione dei dati meteo analizzati o previsti per fornire il necessario input al modello NINFA.

Il terzo elemento necessario ad alimentare i modelli di qualità dell'aria è rappresentato dai dati di emissione e dalle interfacce con i modelli numerici, rappresentati nella parte destra dello schema. Come tutti gli altri dati di ingresso anche le emissioni devono coprire, con gradi di accuratezza diversi, l'intera scala di applicazione dei modelli atmosferici. Il sistema NINFA-E utilizza uno strumento di interfaccia (EFESTO) che combina dati provenienti da diversi inventari delle emissioni a scala europea, nazionale e regionale con dati geografici (popolazione, uso del suolo, ecc.) per ricostruire la distribuzione spazio-temporale delle emissioni di un elevato numero di inquinanti coinvolti nei processi atmosferici.

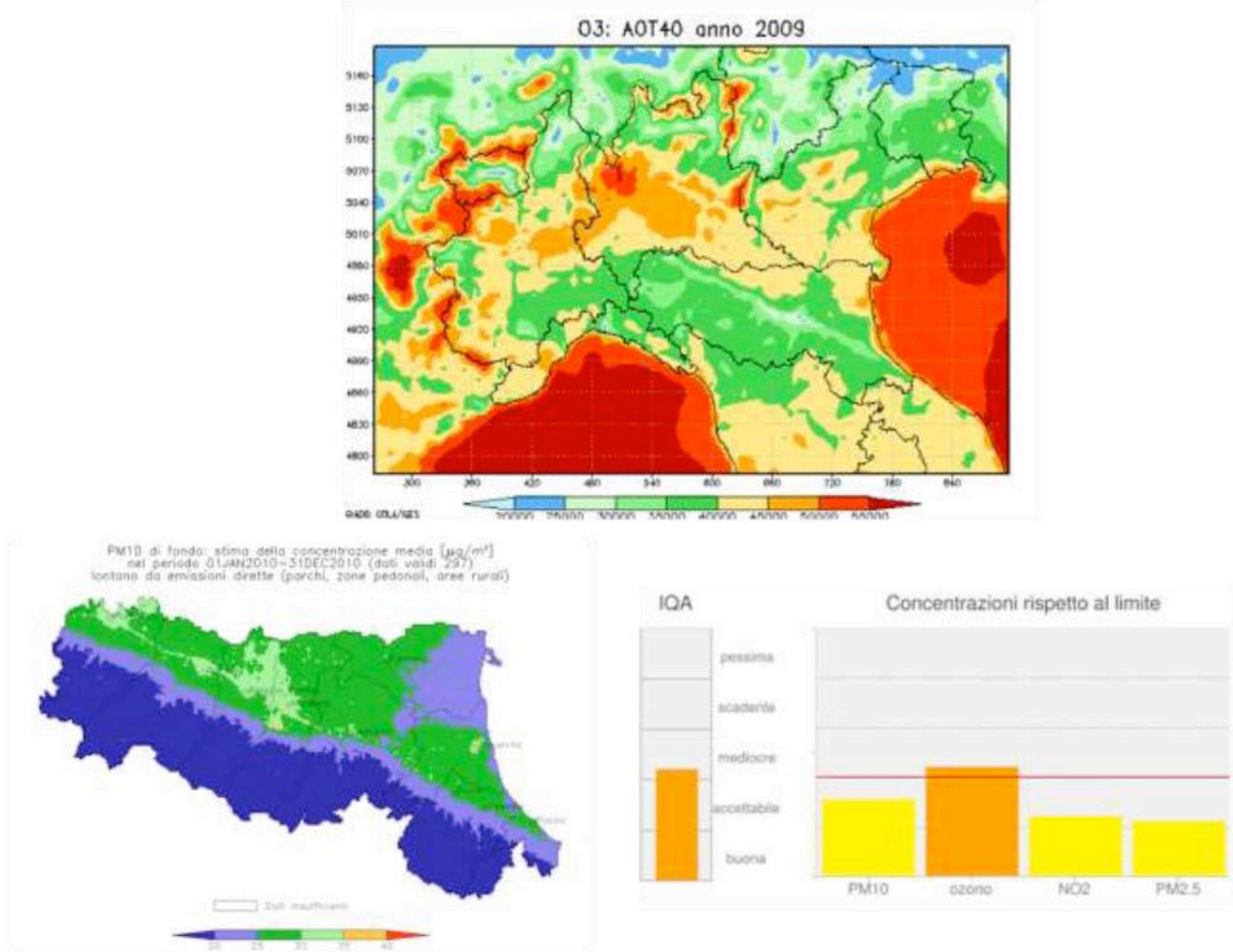
Servizi e prodotti

Tra i fenomeni atmosferici simulati dal sistema numerico risultano particolarmente complessi i processi chimico fisici che portano alla formazione di O_3 , NO_2 e particelle fini (PM_{10} e $PM_{2,5}$) attraverso un articolato sistema di reazioni chimiche e processi di crescita e aggregazione. La formazione di questi inquinanti secondari è variamente influenzata dalle condizioni atmosferiche (temperatura, umidità, ecc) e dalla radiazione solare. Il modello NINFA produce quotidianamente valutazioni e previsioni di questi inquinanti e di molte altre specie chimiche, sotto forma di campi di concentrazione a scala dell'intero Nord-Italia. NINFA viene inoltre utilizzato per valutare l'impatto sulla qualità dell'aria di diversi scenari emissivi. Queste valutazioni forniscono un prezioso supporto informativo nella formulazione di piani e programmi di miglioramento della qualità dell'aria richiesti dalla normativa.

Il modulo PESCO esegue una post-elaborazione statistica dell'output del modello numerico NINFA con i dati osservati dalla rete di monitoraggio regionale, usando le misure delle centraline di fondo più rappresentative producendo una valutazione quotidiana ed annuale degli inquinanti atmosferici con un dettaglio che va dall'intera Emilia-Romagna ai singoli comuni (Figura 2). A partire da queste valutazioni viene prodotta una stima delle aree di superamento dei valori limite della qualità dell'aria e della popolazione esposta in E-R come richiesto dal D.Lgs. 155/2010 "attuazione della Direttiva 2008/50/ce relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa".

Le previsioni e le valutazioni vengono diffuse quotidianamente attraverso il web (si veda la pagina "aria" del sito <http://www.arpa.emr.it>), mentre i risultati delle valutazioni annuali vengono regolarmente pubblicate sull'"annuario dei dati ambientali" di ARPA Emilia-Romagna, anch'esso distribuito sul web, oltre che in vari documenti collegati alla pianificazione regionale.

Figura 2: esempio di analisi e valutazioni a scala nord Italia (NINFA), Regione e comune (Pesco)



PARTE III
***ELEMENTI DI NOVITÀ PER IL MONITORAGGIO
DELLA QUALITÀ DELL'ARIA***

ELEMENTI DI NOVITÀ E FATTORI DI CRITICITÀ SUL MONITORAGGIO DELLA QUALITÀ DELL'ARIA IN ACCORDO CON LE DISPOSIZIONI DEL NUOVO D.LGS. 155/2010. L'ESPERIENZA DELLA TOSCANA

Marco Chini, Elisa Bini, Chiara Collaveri, Dennis Dalle Mura, Fiammetta Dini, Dennis Dalle Mura, Riccardo Ricceri - ARPA Toscana, Centro Regionale per la Tutela della Qualità dell'Aria

PREMESSA - Un po' di storia

...a livello nazionale

La nuova Direttiva 2008/50/CE ha provocato una serie di conseguenze sul sistema di monitoraggio e valutazione della qualità dell'aria.

Da un punto di vista tecnico è stato il D.Lgs. 351/99 a porre per primo il problema della qualità dell'aria in una nuova ottica, privilegiando il monitoraggio quale strumento di comprensione dei fenomeni alla radice dell'inquinamento e avendo come obiettivo la gestione della qualità dell'aria.

Per la prima volta si è cioè fissato in maniera organica, non solo la necessità di conoscere e valutare, ma anche quella di dover gestire la qualità dell'aria in un'ottica di risanamento e mantenimento.

I dati prodotti devono perciò essere utilizzati e interpretati, insieme a tutti gli altri strumenti conoscitivi disponibili, per mettere in atto politiche specifiche e differenziate per le diverse zone del territorio, in relazione alle principali fonti di pressione esistenti, nonché per valutarne i risultati.

Lo strumento d'elezione per la gestione della qualità dell'aria è il Piano regionale di risanamento, già individuato dal DPR 203/88 come parte integrante degli strumenti di pianificazione regionale.

L'evoluzione normativa, nel percorso dal DPR fino al D.Lgs. 155/2010, accentua e rende sempre più concreta e misurabile la funzione di tali Piani, che pongono le basi sull'interpretazione dei dati (conoscenza dello stato di qualità dell'aria) e hanno come finalità le politiche di risanamento, da confermare e quantificare a loro volta attraverso i dati del monitoraggio.

...in Toscana

Nonostante la competenza della gestione della qualità dell'aria sia assegnata alle Regioni dalla normativa nazionale fin dal DPR 203/88, il sistema di monitoraggio in Toscana è nato sulla base di reti provinciali.

L'ottimizzazione del sistema di monitoraggio, nell'ottica di criteri di efficienza ed efficacia, è un presupposto che in Toscana stava giungendo a maturazione indipendentemente e antecedentemente al D.Lgs. 155/2010, che recepisce la Direttiva 2008/50/CE.

I primi esempi di razionalizzazione del sistema su base regionale sono presenti, già a partire dal 2006, nell'individuazione delle reti di interesse regionale di O₃ (DGRT 27/2006), PM₁₀ (DGRT 377/2006) e PM_{2,5} (DGRT n.21/2008). La definizione di queste reti ha avuto come scopo principale la valutazione dell'evoluzione dei livelli di concentrazione, nell'ottica delle politiche di gestione della qualità dell'aria e della verifica di efficacia delle azioni adottate per il contenimento delle emissioni.

La determinazione di una rete regionale ha permesso, infatti:

- di disporre di dati più rappresentativi dell'esposizione della popolazione agli inquinanti monitorati;
- di ottenere una migliore informazione in termini di qualità dei dati forniti anche tramite una più corretta gestione delle stazioni di misura.

Le reti regionali di rilevamento hanno avuto, tra le altre finalità, quella di ottenere le informazioni e i dati richiesti dal Ministero dell'Ambiente e del Territorio per la trasmissione all'Unione Europea.

Gli eventi recenti e il quadro attuale della situazione in Toscana

Al fine di dare alla tutela della qualità dell'aria un quadro normativo organico e coerente con le più recenti norme europee e nazionali, la Regione Toscana ha rielaborato, con Legge regionale n. 9 dell'11 febbraio 2010, la disciplina regionale in materia di tutela della qualità dell'aria.

La nuova Legge abroga le precedenti normative (Legge regionale n. 33 del 5 maggio 1994 e Legge regionale n. 63 del 13 agosto 1998) e ridefinisce le competenze degli enti locali in materia qualità dell'aria.

Tale normativa tiene conto, inoltre, dei principi contenuti nella Direttiva 2008/50/CE, successivamente recepita con D.Lgs. n. 155 del 13 agosto 2010.

Il nuovo testo unico regionale sull'aria delinea indirizzi per la gestione a livello regionale della qualità dell'aria ambiente e per la lotta ai cambiamenti climatici, individua l'assetto delle competenze degli enti territoriali e cura l'integrazione con le altre politiche regionali di settore.

In tale ottica la LR 9/2010 ha tra i suoi obiettivi quello di assicurare la disponibilità di un quadro conoscitivo relativo alla qualità dell'aria ambiente completo e affidabile, attraverso l'organizzazione e definizione di una rete regionale di rilevamento della qualità dell'aria.

In base ai principi del D.Lgs. 155/2010, l'individuazione della nuova rete regionale deve essere subordinata alla suddivisione del territorio regionale in zone (ed eventuali agglomerati) omogenee dal punto di vista emissivo, orografico, meteo-climatico e di grado di urbanizzazione; a seguito della zonizzazione del territorio ciascuna zona o agglomerato deve essere classificata allo scopo di individuare le modalità di valutazione mediante misurazioni e mediante altre tecniche, in conformità alle disposizioni del suddetto decreto. L'obiettivo delle operazioni di zonizzazione e classificazione del territorio è, quindi, la definizione di una rete di monitoraggio per la valutazione della qualità dell'aria ambiente la quale, a sua volta, sarà il presupposto per l'individuazione di aree di superamento dei valori, dei livelli e delle soglie previsti dal decreto.

La zonizzazione secondo il D.Lgs. 351/99 e il nuovo concetto di zonizzazione (Direttiva 2008/50/CE)

Alla luce del D.Lgs. 351/99, dei nuovi limiti e delle scadenze temporali imposte dal D.M. 2 aprile 2002 n. 60, le Regioni dovevano effettuare la zonizzazione del territorio sulla base delle direttive tecniche emanate con il D.M. 1 ottobre 2002, n. 261. Il decreto prevedeva una delimitazione delle zone strettamente correlata alle misure rappresentative, indagini o stime, effettuate al fine di valutare preliminarmente la qualità dell'aria e, quindi, le azioni da intraprendere. Alle diverse zone dovevano essere associati diversi tipi di piani e programmi: piani di mantenimento, di risanamento o d'azione.

I criteri utilizzati per la zonizzazione del territorio della Regione Toscana hanno seguito le direttive introdotte dal D.Lgs. 155/2010; i criteri contenuti in questo decreto si discostano da quelli dettati dal D.M. 261 in quanto si richiede la valutazione e gestione della qualità per zone omogenee dal punto di vista delle pressioni, delle caratteristiche orografiche e meteo-climatiche e del grado di urbanizzazione del territorio, ossia delle cause cui è riconducibile l'inquinamento.

Il processo di zonizzazione ha quindi previsto in primo luogo l'individuazione di agglomerati e, successivamente, la suddivisione del territorio in zone. In base alle caratteristiche individuate dal Decreto è stato definito un unico agglomerato per tutti gli inquinanti, costituito dal Comune di Firenze e da 7 Comuni limitrofi, definito "Agglomerato di Firenze".

Per la suddivisione del territorio regionale in zone ai fini della gestione della qualità dell'aria sono state prese in considerazione le seguenti caratteristiche disponibili a livello cartografico:

- caratteristiche orografiche, paesaggistiche e climatiche che contribuiscono a definire “zone di influenza” degli inquinanti in termini di diffusività atmosferica;
- caratteristiche legate alle pressioni esercitate sul territorio come demografia, uso del suolo ed emissioni in atmosfera.

Le informazioni sono state utilizzate in maniera gerarchica, individuando nell'orografia l'indicatore che determina in modo prioritario le caratteristiche climatiche del territorio, la localizzazione della popolazione e delle attività.

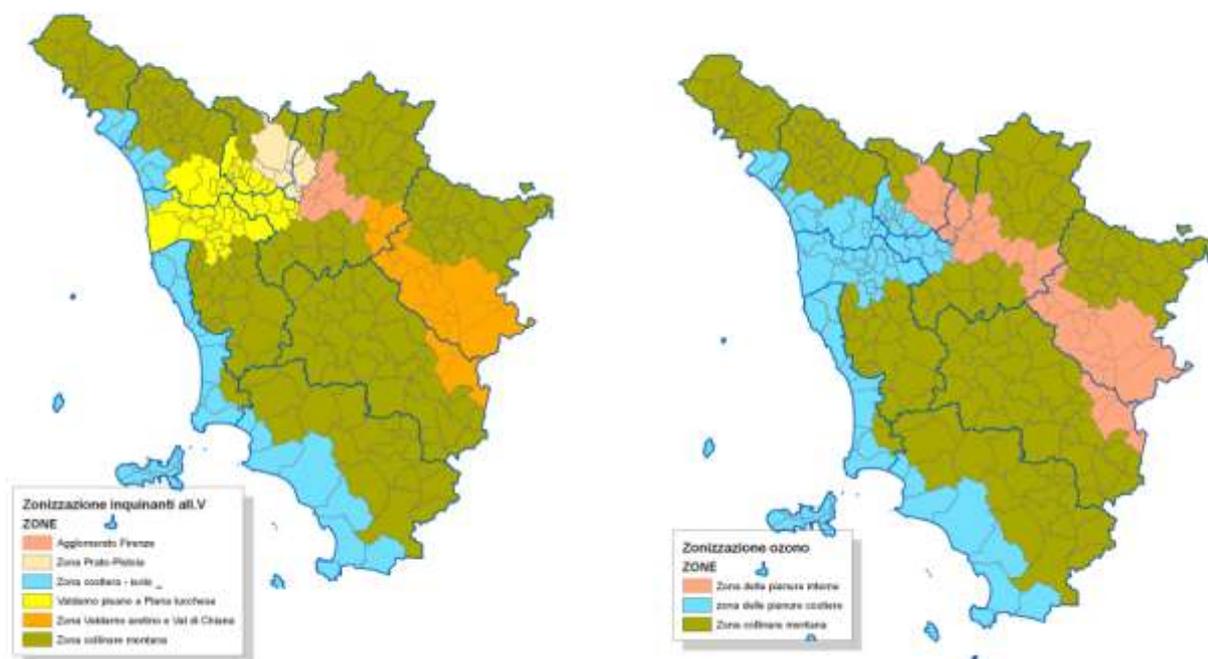
Le analisi dei dati a disposizione hanno condotto all'individuazione di altre cinque zone oltre all'agglomerato di Firenze.

E' stato assunto di prendere i confini delle zone individuate come coincidenti con quelli amministrativi dei Comuni; per poter assegnare un Comune compreso tra più aree, è stata presa a riferimento l'area nella quale ricade la maggior parte della popolazione, valutando la coerenza dei risultati con la caratterizzazione emissiva del Comune e dei Comuni limitrofi. Non è stato calcolato analiticamente un valore limite come indicatore, ma la stima è stata realizzata intersecando la popolazione del Comune con le aree.

Per l'ozono è stato condotto un ragionamento a parte. Le peculiari caratteristiche dell'ozono, inquinante di natura totalmente secondaria che non ha emissioni dirette ma si forma in atmosfera reagendo con gli altri inquinanti dispersi in presenza di irraggiamento solare, che ha “regole” proprie per la definizione di valori obiettivo e del numero e tipologia di stazioni di misurazione (All. VII e IX del D.Lgs. 155/2010), hanno reso utile - per questo inquinante - verificare l'opportunità di definire una zonizzazione diversa rispetto a quella individuata per tutti gli altri.

L'analisi dei dati di concentrazione delle centraline situate sul territorio regionale, e la conoscenza sulla chimica interessata alla formazione/rimozione di questo inquinante, suggeriscono come la zonizzazione debba tener conto in modo particolare della natura pianeggiante o collinare-montana del territorio, della sua vicinanza al mare (dove è più facile avere contributi di trasporto transfrontaliero) e della presenza di sorgenti di emissioni di inquinanti precursori anche nelle non immediate vicinanze. Queste considerazioni hanno spinto, per l'ozono, a ricercare una zonizzazione nella quale siano messe in evidenza le aree pianeggianti costiere e comunque quei territori direttamente investiti dai venti marini, le pianure interne e la zona di montagna collina.

Figura 1: Zonizzazione Regione Toscana



La classificazione del territorio regionale

In seguito all'individuazione delle zone e agglomerati, il D.Lgs. 155/2010 richiede la classificazione del territorio regionale sulla base della verifica dei livelli, rispetto alle soglie di valutazione, rilevati nei 5 anni civili precedenti o, in alternativa, di una opportuna combinazione di campagne di misura di breve durata e tecniche di modellizzazione, tenendo conto anche delle informazioni ricavate dagli inventari delle emissioni.

Per la classificazione rispetto all'ozono si fa riferimento agli obiettivi a lungo termine (OLT).

Per quanto riguarda la Regione Toscana la classificazione del territorio è stata eseguita seguendo le direttive del decreto per tutti gli inquinanti.

La classificazione di zone e agglomerati ai fini della valutazione della qualità dell'aria ambiente ha permesso, quindi, di determinare le necessità di monitoraggio, in termini sia di numero che localizzazione e dotazione strumentale delle postazioni di monitoraggio.

La nuova rete regionale

Con Delibera n. 1025 del 6 dicembre 2010, la Giunta Regionale ha messo in atto i principi del D.Lgs. 155/2010 definendo:

- la zonizzazione del territorio regionale ai fini della protezione della salute umana;
- la classificazione delle zone e degli agglomerati;
- le stazioni di misura e i relativi inquinanti, che costituiscono la rete regionale di rilevamento della qualità dell'aria;
- i criteri in ordine ai quali devono essere individuate le situazioni a rischio di superamento dei valori limite e delle soglie di allarme per una o più sostanze inquinanti.

La rete regionale di rilevamento, strettamente funzionale alle attività di valutazione e gestione della qualità dell'aria ambiente a livello regionale, è operativa a partire dal 01.01.2011.

Su ogni stazione individuata in base al D.Lgs. 155/2010 e selezionata dal complesso delle stazioni esistenti, con particolare considerazione di quelle già definite di interesse regionale, è stata condotta una dettagliata analisi delle caratteristiche in merito a rappresentatività, macro e micro localizzazione (allegati III e VIII, DL 155/2010), affidabilità strumentale, qualità del dato, vincoli derivanti dall'applicazione delle norme e di fattibilità logistica.

Le stazioni di rilevamento individuate non sono di norma rappresentative di una situazione particolare e circoscritta, ma sono collocate in postazioni tali da poter rilevare situazioni "tipiche" di inquinamento, sia esso causato da una particolare sorgente, tipicamente il traffico, che dall'insieme di sorgenti che insistono su un centro abitato (stazioni di fondo). In questo modo i dati prodotti sono significativi e interpretabili per una valutazione della qualità dell'aria in un'ottica regionale.

Nella elaborazione della nuova rete sono state tenute in particolare considerazione le stazioni urbane di fondo che, rilevando l'inquinamento causato dall'insieme di sorgenti che insistono su un centro abitato, misurano valori meno influenzati dalle singole sorgenti e sono pertanto, in base alle indicazioni del D.Lgs. 155/2010, quelle più indicate per rappresentare l'esposizione media della popolazione (All. III, Parag. 2).

In termini quantitativi, in base ai risultati della zonizzazione e alle indicazioni del D.Lgs. 155/2010, il numero minimo di stazioni previste per la rete di monitoraggio è di 18.

Rispetto alle precedenti reti di riferimento per la politica regionale, la nuova rete regionale ha:

- 29 postazioni di PM₁₀ rispetto alle 26 della Delibera 377/2006
- 13 postazioni di PM_{2,5} rispetto alle 8 della Delibera 21/2008
- 9 postazioni di O₃ rispetto alle 12 della Delibera 27/2006.

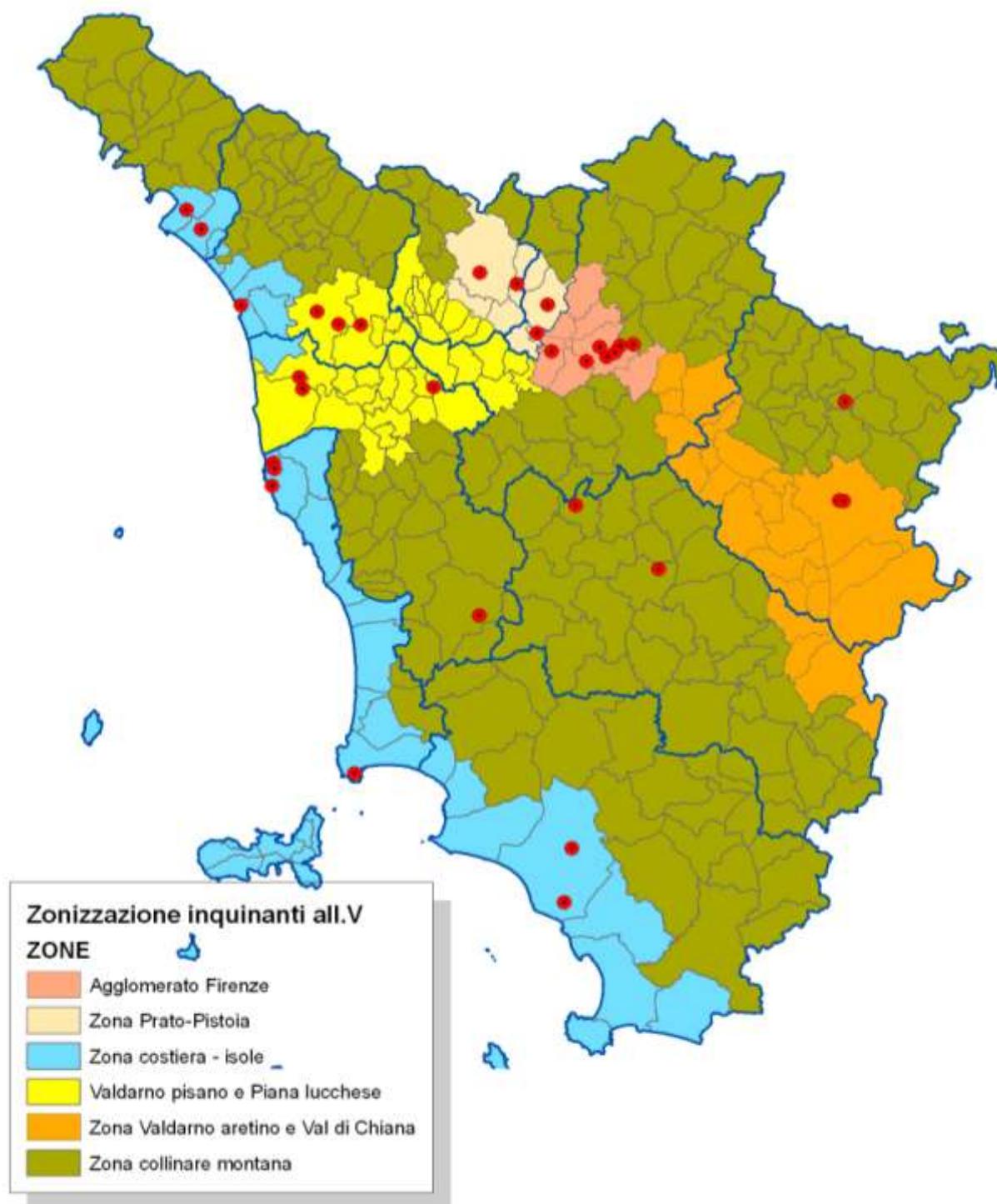
Amministrativamente, la proprietà delle stazioni è passata dalle Province alla Regione, anche al fine di conseguire le esigenze di uniformità di gestione ed omogeneità dei risultati. E' stata lasciata facoltà alle Province di mantenere attive ulteriori stazioni di monitoraggio che, pur non appartenendo alla rete regionale, fossero considerate di particolare importanza ed interesse locale. Queste stazioni rimangono di proprietà delle provincie che se ne assumono la responsabilità, sia a livello di gestione dei dati che degli eventuali provvedimenti necessari.

I dati raccolti dalla rete regionale vengono divulgati attraverso il [bollettino quotidiano](#) della qualità dell'aria che, in funzione della messa a regime della nuova rete, sarà soggetto ad alcune modifiche al fine di poter fornire anche le informazioni relative alle stazioni della nuova rete.

La L.R. 9/2010 prevede, inoltre, che ARPAT predisponga, nel rispetto di specifiche linee guida, un rapporto sui livelli dei principali inquinanti monitorati dalla rete regionale; tale rapporto dovrà essere trasmesso alla Giunta Regionale, alle Province, ai Comuni, e alle aziende USL competenti per territorio.

La determinazione della nuova rete regionale permette di rispondere non solo ai criteri di efficienza ed economicità richiesti dalla Direttiva 2008/50/CE ma anche a quelli di efficacia, in quanto consente di ottenere una migliore informazione in termini di qualità dei dati forniti dalle stazioni di misura. Al fine di assicurare i livelli di qualità previsti all'art. 17 del D.Lgs. 155/2010, la Regione si avvale di ARPAT anche mediante il laboratorio metrologico "Centro Regionale di Riferimento per il controllo e l'assicurazione di qualità dei dati prodotti dalle reti di monitoraggio della qualità dell'aria" che esercita la funzione di controllo e assicurazione di qualità dei dati prodotti dalla rete regionale di rilevamento della qualità dell'aria (L.R. 9/2010 art. 5, comma 4).

Figura 2: Stazioni di rete regionale



Le aree di superamento: i criteri di individuazione

La Regione Toscana ha definito all'Allegato 5 della Delibera 1025/2010 i criteri di individuazione delle situazioni a rischio di superamento dei valori limite, riferendosi a indicatori a breve termine (superamenti giornalieri e orari), elaborati per le stazioni della rete regionale di tipo urbana-fondo, con valutazione del numero dei superamenti negli anni.

Tali indicatori, infatti, consentono di individuare l'instaurarsi di situazioni critiche in riferimento alla qualità dell'aria causate anche da condizioni meteorologiche sfavorevoli alla dispersione degli inquinanti.

In aggiunta a politiche di tipo strutturale, si prevede che tali situazioni debbano essere affrontate mediante interventi di natura contingibile ed urgente che producono effetti nel breve periodo finalizzati a limitare il rischio di superamento dei valori limite mediante la temporanea riduzione delle emissioni antropiche in atmosfera.

In particolare, la metodologia indicata nell'Allegato 5 è la seguente:

- per il PM_{10} , valutazione del numero di superamenti annui del valore limite nelle stazioni urbana-fondo della rete regionale relativo al periodo di mediazione giornaliero (35 superamenti/anno consentiti) avvenuti negli ultimi 5 anni ed individuazione dell'andamento temporale del numero dei superamenti stessi. In caso di indisponibilità delle informazioni indicate nei punti precedenti, dovranno essere prese a riferimento i dati rilevati negli ultimi 5 anni da equivalenti stazioni di tipo urbana-fondo ubicate nello stesso territorio comunale.
- per NO_2 , valutazione del numero di superamenti annui del valore limite nelle stazioni urbana-fondo della rete regionale relativo al periodo di mediazione orario (18 superamenti/anno consentiti) avvenuti negli ultimi 5 anni e individuazione dell'andamento temporale del numero dei superamenti stessi. In caso di non disponibilità delle informazioni indicate nei punti precedenti dovranno essere prese a riferimento i dati rilevati negli ultimi 5 anni da equivalenti stazioni di tipo urbana-fondo ubicate nello stesso territorio comunale.
- identificazione della situazione a rischio di superamento se negli ultimi 5 anni si è avuto almeno un superamento del valore limite degli indicatori a breve termine, eccetto il caso in cui si riesce ad identificare un chiaro trend decrescente e i superamenti non sono avvenuti negli ultimi 2 anni.
- valutazione della rappresentatività dei livelli misurati dalla stazione urbana-fondo, per la quale è stata identificata la situazione di rischio, al fine di individuare i Comuni tenuti all'adozione dei provvedimenti. Infatti, in ottemperanza a quanto riportato nel decreto di recepimento della Direttiva 2008/50/CE, che prevede che le informazioni ottenute da una stazione di misura possano essere utilizzate per rappresentare la qualità dell'aria anche in aree non situate nelle immediate vicinanze in cui è inserito il sito di misura, può essere stabilito che i livelli di qualità dell'aria nei comuni in cui non è presente una stazione di misura possano essere rappresentati dai livelli misurati in stazioni ubicate anche in comuni non limitrofi.

I Comuni nel cui territorio sono individuate le situazioni di rischio citate dovranno adottare interventi secondo una lista di possibili azioni presentate alla Regione.

L'individuazione delle aree di superamento sono soggette ad essere periodicamente aggiornate e adattate all'evolversi delle situazioni di inquinamento atmosferico e delle conoscenze ambientali. In futuro, perciò, le aree di superamento e, quindi, l'elenco dei Comuni che dovranno adottare gli interventi, potranno essere sottoposte a modifiche anche in ragione di una più approfondita attribuzione delle effettive aree di rappresentatività dei dati delle stazioni di rete regionale.

CONCLUSIONI – Alcune considerazioni sui principi del monitoraggio e sulle politiche di gestione

Alla base delle direttive europee in materia di qualità dell'aria, e della Direttiva 2008/50/CE in particolare, c'è la convinzione, assolutamente condivisibile, che le buone politiche da parte dei paesi membri volte a ridurre l'inquinamento atmosferico possano effettivamente migliorare la qualità dell'aria.

Per raggiungere questo risultato, è chiaramente necessario dare regole ben definite di controllo degli inquinanti in atmosfera, a livello di campionamento e di determinazione analitica dei medesimi, in modo da avere un quadro rappresentativo della reale situazione a livello europeo, fermo restando il

diritto di monitorare in dettaglio situazioni particolari a livello cittadino o di aree di particolare rilievo industriale o di altro genere, quando se ne presenti la necessità.

La nostra Nazione, nel recepire tale direttiva, ha individuato nelle Regioni l'ambito amministrativo e territoriale adatto ad assolvere il compito della valutazione e gestione della qualità dell'aria attraverso la realizzazione di una rete di monitoraggio rappresentativa della effettiva situazione ambientale. Una rete così concepita non ha e non deve avere la presunzione di rappresentare in maniera dettagliata ogni singola realtà locale, sia a livello di distretti industriali che di centri urbani di particolare rilievo, ma vuole fornire una visione del contesto regionale, che va a comporre poi un quadro nazionale, a sua volta valutato in chiave europea.

Talvolta, qualche specifica situazione di effettiva criticità ambientale a livello locale può non rientrare nell'impostazione di politiche a tutela della qualità dell'aria che seguano le direttive UE. Rimane chiaramente la facoltà delle singole istituzioni locali a intervenire, con l'adeguato supporto tecnico delle strutture preposte a tale scopo, nella risoluzione di oggettivi problemi di inquinamento su "microscala", o eventualmente provvedere a un monitoraggio dettagliato della qualità dell'aria per realtà circoscritte, anche quando questo non sia previsto nell'impostazione regionale, per poter poi intervenire in maniera mirata alla risoluzione del problema.

Anche l'importanza assegnata alle stazioni di fondo va interpretata nell'ottica delle politiche di risanamento. Poiché le stazioni di fondo misurano valori più bassi rispetto a stazioni poste a più diretto contatto con le principali sorgenti emmissive, apparentemente può risultare meno cautelativo prendere a riferimento tali valori per l'impostazione di politiche di risanamento. In realtà è molto più difficile/compleso (ma efficace in termini di risanamento) agire per ridurre l'insieme delle emissioni che influenzano le stazioni di monitoraggio di fondo piuttosto che "risanare" la situazione evidenziata dai dati provenienti da una stazione di traffico, magari attraverso un semplice riarrangiamento (ma non razionalizzazione complessiva) della viabilità. In conclusione, il fatto che l'applicazione pratica delle politiche di risanamento avvenga, per molti dei provvedimenti citati, a livello comunale non deve ridimensionare la portata degli interventi che, per avere un riscontro effettivo, hanno bisogno di una opportuna durata nel tempo e di una sinergia sovranazionale.

Infatti, i risultati delle politiche dell'Unione Europea rivolte, negli ultimi 20 anni, a migliorare la qualità dell'aria e ridurre le emissioni in atmosfera testimoniano che politiche di risanamento su basi temporali e dimensionali ampie producono risultati efficaci. In uno dei rapporti dell'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA) si analizzano in particolare alcune politiche volute ed adottate dall'Unione Europea e fatte proprie dai Paesi membri, che hanno portato a un significativo miglioramento della qualità dell'aria con conseguente riduzione degli effetti negativi sulla salute umana.

Come è ormai noto, le emissioni derivanti dalla combustione industriale e quelle che derivano dal trasporto sono le maggiori fonti di inquinamento dell'aria, e tra i principali responsabili del riscaldamento climatico, causa di problemi sia per la salute umana che per l'ambiente.

Insieme, queste due fonti di inquinamento atmosferico costituiscono tra il 50% e il 66% del totale di emissioni di particolato, e sono la causa delle piogge acide e della formazione dell'ozono.

L'Unione Europea ha introdotto lo standard "Euro" per le emissioni inquinanti prodotte dai veicoli a motore, le direttive sull'IPPC (prevenzione e controllo integrato dell'inquinamento) e quelle su LCP (grandi impianti di combustione – Direttiva 2001/80/CE).

L'Agenzia Europea valuta positivamente l'applicazione di queste politiche rispetto alla riduzione dell'inquinamento atmosferico e al miglioramento della qualità dell'aria, soprattutto in rapporto a situazioni in cui non vi è stata applicazione di politiche specifiche rivolte a ridurre l'inquinamento.

L'obiettivo del risanamento della qualità dell'aria richiede quindi un sistema di monitoraggio, conforme agli standard definiti a livello europeo, sul quale basare le diverse politiche di gestione possibili. In sintesi, a livello nazionale, si possono individuare i seguenti livelli di intervento che, fondati su risorse e obiettivi diversi, si differenziano per:

TITOLARITÀ

- politiche regionali per l'individuazione di linee di azione per tipologia di zone e coordinamento delle azioni che si traducono a livello locale;
- politiche locali decise in aggiunta al coordinamento su base regionale e basate su situazioni locali specifiche monitorate indipendentemente dalla rete regionale.

OBIETTIVI

- interventi contingibili e urgenti (da porre in essere solo nelle situazioni in cui sussista il rischio di superamento dei valori limite e delle soglie di allarme di cui al D.Lgs. 155/2010 individuate ai sensi dell'art.13 comma 2 della L.R. 9/2010)
- interventi strutturali (ad esempio contenuti nei Piani di Azione Comunali PAC)

L'ambito territoriale in cui le politiche trovano pratica attuazione è generalmente quello comunale: è chiaro che interventi di portata e ambizione europea, inquadrati in un'ottica comunale, possono risultare difficilmente comprensibili e talvolta generare alcune perplessità.

In questa fase di profonde modifiche del quadro normativo e di definizione delle nuove reti di monitoraggio, assume estrema importanza il livello della comunicazione, informazione e sensibilizzazione della popolazione. L'opinione pubblica, che sta sviluppando un crescente bisogno di consapevolezza sul tema della qualità dell'aria, deve essere opportunamente informata riguardo agli elementi di novità che discendono dall'applicazione della Direttiva e di come questi concorrano al fine ultimo della tutela dell'ambiente e della salute umana.

Bibliografia

1. Decreto Legislativo n.155 del 2010
2. Direttiva Europea del 21 maggio 2008/50/CE
3. Legge Regionale n. 9 dell'11 febbraio 2010
4. Delibera Giunta Regionale n. 1025 del 6 dicembre 2010
5. Decreto Legislativo 4 agosto 1999, n. 351
6. Decreto Ministeriale 1 ottobre 2002, n. 261
7. Decreto Ministeriale 2 aprile 2002 n. 60
8. Technical report No 8/2010 (ISSN 1725-2237) (EEA-European Environment Agency) - Impact of selected policy measures on Europe's air quality

AEROSOL SIZE DISTRIBUTION: ASPETTI TEORICI E PRIMI RISULTATI DI MONITORAGGI EFFETTUATI DA ARPA EMILIA-ROMAGNA

Vanes Poluzzi, Isabella Ricciardelli, Silvia Ferrari - ARPA Emilia-Romagna

Introduzione

Parlare di aerosol size distribution significa sostanzialmente discutere della distribuzione dimensionale del particolato in atmosfera, ossia di come questo si ripartisca in termini di concentrazioni nelle sue diverse frazioni.

Visto l'interesse scientifico crescente su tali argomenti, il presente lavoro si propone di:

- Inquadrare, dal punto di vista teorico, i principali aspetti legati alla distribuzione dimensionale dell'aerosol in atmosfera con alcuni accenni sulle proprietà, sulle reazioni che portano alle trasformazioni a cui possono essere soggette le diverse frazioni del particolato, sui principi di misura e sugli effetti sul clima e sulla salute;
- Fornire primi risultati di misure di aerosol size distribution realizzate da Arpa Emilia-Romagna in due siti – di fondo e residenziale - dell'area urbana di Bologna.

L'attuale letteratura relativa agli studi sul comportamento dell'aerosol in atmosfera è ormai ricca di numerosi contributi che toccano i diversi aspetti scientifici – chimici, fisici, biotossicologici, sanitari - che caratterizzano tale argomento.

Tuttavia, soprattutto gli articoli attualmente disponibili relativi all'impatto sul clima e sulla salute, non sembrano convergere completamente nelle conclusioni e, sia per gli aspetti qualitativi che quantitativi, rimandano ad ulteriori approfondimenti.

Anche per quanto riguarda gli aspetti di genesi di particolato secondario non sembrano ad oggi essere chiari tutti i possibili meccanismi di formazione, il coinvolgimento di alcuni precursori e le diverse condizioni alle quali questi processi avvengono.

Risulta quindi importante approfondire tali argomenti, consapevoli che saranno sempre di più pregnanti, visti i potenziali impatti sull'ambiente e sulla salute, nel panorama del monitoraggio dell'atmosfera.

Proprietà dell'aerosol atmosferico

L'aerosol atmosferico è composto da particelle e corpuscoli in sospensione la cui natura chimica e fisica è variabile e dipende dalla sua origine.

L'attuale normativa richiede il monitoraggio sistematico delle sole concentrazioni in massa delle frazioni di aerosol PM₁₀ e PM_{2.5}, la cui metodologia di misura si basa sul diametro aerodinamico delle particelle che le compongono.

Per diametro aerodinamico, D_{ca} , della particella, la cui formula è riportata nell'eq. 1, si intende il diametro di una particella di forma sferica e di densità unitaria che nel campo gravitazionale ha un comportamento uguale a quello della particella in esame.

$$D_{ca} = \left(\frac{18v_t\mu}{\rho_p^\circ g C_c |D_{ca}|} \right)^{1/2} \quad (1)$$

dove v_t = velocità della particella, μ = viscosità della aria, ρ_p° = densità della particella (1 g/cm³), g = forza gravitazionale, C_c = fattore di correzione.

Tuttavia, visti i potenziali impatti sull'ambiente e sulla salute - come si vedrà meglio nei paragrafi seguenti - risulta importante dedicare attenzione anche allo studio delle concentrazioni numeriche delle frazioni di aerosol, in particolare per quelle inferiori ad 1 µm. Nella bassa troposfera infatti,

sia nelle aree urbane che nelle aree rurali, misure di concentrazioni numeriche di particelle di aerosol hanno mostrato valori che variano da poche centinaia fino a 10^7 - 10^8 particelle per centimetro cubo ($\#/cm^3$). Considerato tale ampio range dimensionale risulta importante comprendere al meglio in quali condizioni si verificano determinati livelli di concentrazioni e quali siano le distribuzioni nelle diverse frazioni dell'aerosol che lo compongono.

L'identificazione del particolato inferiore al micrometro è associata al diametro di mobilità elettrica e al diametro ottico, a seconda della tipologia di strumento utilizzato per misurarle.

Il recente sviluppo di strumentazione idonea a misurare l'aerosol fino a dimensioni vicine al nanometro ha permesso di ottenere risultati su come esso si distribuisca, in termini di concentrazione numerica, nelle diverse frazioni dimensionali.

All'interno del presente studio, relativamente alla distribuzione dimensionale delle particelle, viene utilizzato il diametro di mobilità elettrica in quanto gli strumenti impiegati si basano su tale principio di misura.

Secondo tale metodo la determinazione delle dimensioni dell'aerosol è effettuata misurando la mobilità di particelle cariche. Gli strumenti di misura che si basano su questo principio sono in grado di fornire uno stato di carica elettrica ben definito alle particelle dell'aerosol da misurare, successivamente separano e classificano dimensionalmente le particelle in funzione della loro mobilità elettrica e, per ciascun range dimensionale, ne determinano la concentrazione numerica. Attualmente sono stati messi a punto sistemi in grado di misurare particelle fino a un diametro di circa 2 μm .

E' noto che le particelle submicroniche (diametro $< 1 \mu m$), espresse come numero su volume di aria campionato, possono essere numericamente abbondanti in aria ambiente, ma il loro contributo in termini di concentrazione in massa è trascurabile rispetto a quello derivante dal particolato di dimensioni prossime e/o superiori al micrometro.

Un esempio di connessione relativa alla distribuzione dimensionale tra la concentrazione numerica e la concentrazione in massa e/o volume è visibile nelle due figure di seguito riportate (Fig. 1 e Fig. 2), derivanti da dati Arpa Emilia-Romagna. Le particelle al di sopra dei 100 nm tendono a dare un importante contributo per la distribuzione in volume (e quindi in massa), mentre al di sotto di tale valore prevale il contributo in termini numerici.

Figura 1: Esempio di distribuzione delle particelle (5.6-560 nm in base alla loro concentrazione in numero ($dN/d\ln(Dp)$))

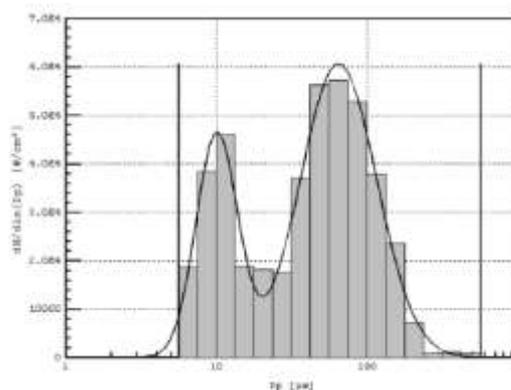
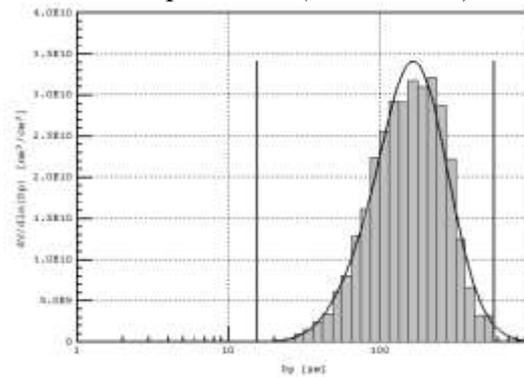


Figura 2: Esempio di distribuzione delle particelle (5.6-560 nm) in base al loro volume ($dV/d\ln(Dp)$)



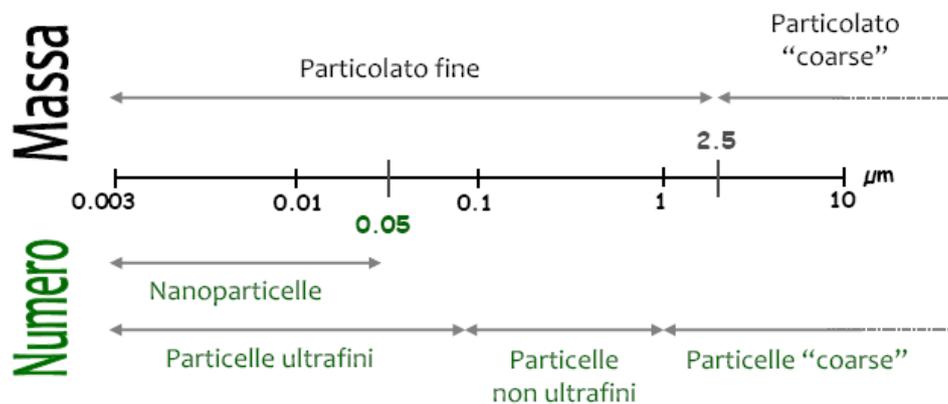
E'opportuno definire a quali frazioni di aerosol ci si riferisce parlando in termini di concentrazioni in massa o in numero (Fig. 3) [21]. In termini di concentrazione in massa, le particelle di diametro aerodinamico inferiore a $2.5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$) vengono definite "fini", mentre sono "coarse" le particelle di diametro superiore a tale valore [21].

La classificazione in termini di concentrazione numerica definisce:

- "particelle ultrafini" (UFP) l'aerosol di dimensioni inferiori ai 100 nanometri di diametro [6, 7, 13, 16, 18, 23, 25, 30];
- "non ultrafini" (NoUFP) le particelle con diametro superiore ai 100 nm.

Con il termine "nanoparticelle" vengono invece identificate, da parte di alcuni autori, le particelle che presentano dimensioni inferiori ai 50 nm [8, 13, 14, 28], mentre la frazione "coarse" del particolato è rappresentata da tutto il materiale di dimensioni superiori a $1 \mu\text{m}$ [21].

Figura 3: Definizioni delle frazioni di aerosol in termini di concentrazione in massa ed in numero



Per le particelle ultrafini il limite inferiore del range dimensionale dipende dal limite di rivelabilità strumentale e quindi può variare a seconda della tipologia di strumento utilizzato che nel caso di tecnologie più avanzate è in grado di rivelare particelle di dimensioni prossime al nanometro.

Aerosol size distribution

L'aerosol atmosferico si ripartisce generalmente in tre intervalli dimensionali (distribuzione trimodale) che vengono definiti come di seguito:

- intervallo di nucleazione ($\sim 3\text{-}25 \text{ nm}$),
- intervallo dei nuclei di Aitken ($\sim 25\text{-}90 \text{ nm}$)

- intervallo di accumulazione (~90-1000 nm).

Nelle misure di distribuzione dimensionale dell'aerosol in atmosfera urbana e suburbana in presenza di emissioni dirette da traffico, si è osservato di frequente una classificazione delle particelle anche in più di 3 intervalli [4].

Una caratterizzazione completa e scrupolosa della distribuzione dimensionale dell'aerosol consisterebbe nell'attribuzione di una dimensione a ciascuna particella.

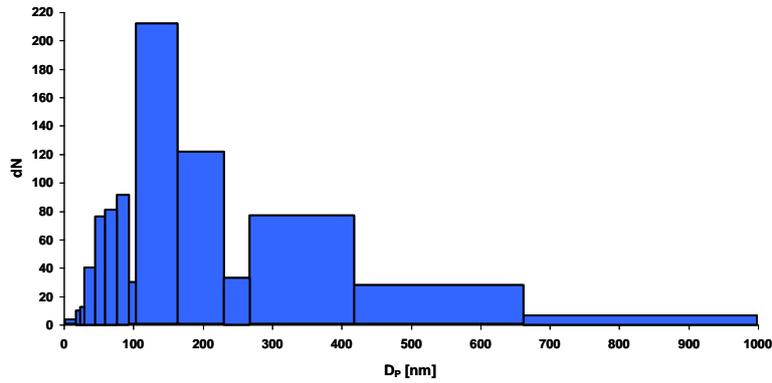
Sebbene tale informazione sarebbe teoricamente ottenibile, un elenco dei diametri di migliaia di particelle variabili in funzione del tempo e dello spazio risulterebbe oltremodo scomodo e poco utilizzabile.

Pertanto una prima semplificazione nell'elaborazione di tale dato è quella di dividere l'intero intervallo delle particelle in un numero limitato di range dimensionali e misurare il numero di particelle per ciascuno di tali range [21].

Come già accennato, i diametri delle particelle di aerosol si distribuiscono in un intervallo piuttosto ampio e le loro concentrazioni numeriche variano notevolmente a seconda delle dimensioni (Fig. 4).

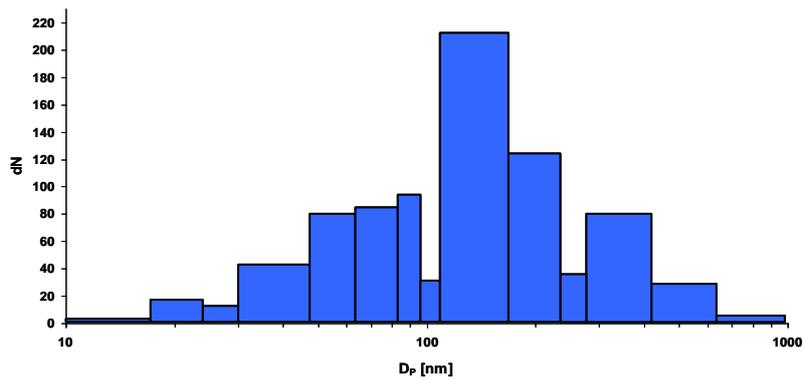
Per tale motivo, al fine di rappresentare al meglio la distribuzione, risulta necessario definire dei range dimensionali di differenti ampiezze. Tuttavia tale disomogeneità rende difficoltosa l'interpretazione dei dati e la comparazione degli intervalli.

Figura 4: Esempio di concentrazione numerica per ciascun intervallo dimensionale in scala lineare



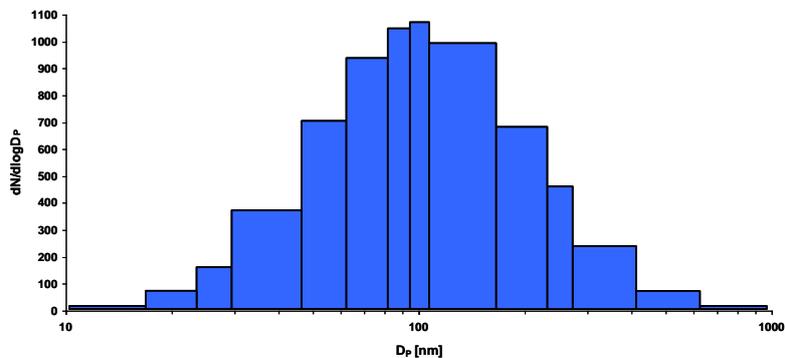
Per rappresentare graficamente tutto il range indagato, è opportuno rappresentare la distribuzione dimensionale su scala logaritmica (Fig. 5).

Figura 5: Esempio di concentrazione numerica per ciascun intervallo dimensionale in scala logaritmica



Infine può risultare utile normalizzare la distribuzione per il rispettivo range dimensionale (Fig. 6).

Figura 6: Esempio di concentrazione numerica per ciascun intervallo dimensionale normalizzato per l'ampiezza di ciascun canale dimensionale



La miglior rappresentazione della distribuzione dimensionale in atmosfera dell'aerosol è definita da una funzione di tipo multi-log-normale [4, 6, 21].

Tale funzione ha formula generale:

$$\frac{dN}{d \ln D_p} = \sum_{i=1}^n \frac{N_i}{(2\pi)^{\frac{1}{2}} \ln \sigma_{g,i}} \exp\left(-\frac{|\ln D_p - \ln \bar{D}_{pg,i}|^2}{2 \ln^2 \sigma_{g,i}}\right) \quad (2)$$

I tre parametri che caratterizzano la singola moda i-esima sono i seguenti:

N_i = numero di particelle

$\sigma_{g,i}$ = deviazione geometrica

$\bar{D}_{pg,i}$ = diametro medio geometrico

Le concentrazioni numeriche e le relative distribuzioni dimensionali delle particelle di aerosol possono presentare valori differenti nelle diverse condizioni ambientali, intendendo queste come l'insieme dei parametri chimici e fisici della porzione di atmosfera analizzata. La meteorologia del periodo, la fascia oraria della giornata e l'eventuale presenza di sorgenti locali di emissione prossime o meno al punto di monitoraggio sono parametri che influenzano notevolmente la distribuzione dimensionale dell'aerosol.

La letteratura riporta numerosi studi effettuati in diversi ambiti territoriali, dimostrando come la concentrazione numerica e la distribuzione dimensionale delle particelle variano in funzione di molteplici fattori.

Minoura *et al.* (2005) ha effettuato il monitoraggio dell'aerosol in un'area di fondo urbano in Giappone ottenendo valori di concentrazione numerica media di particelle (range dimensionale 13.6–685.4 nm) in due stagioni distinte: nella stagione estiva i valori sono di circa 2,800 particelle/cm³, mentre in inverno il valore è di circa sei volte tanto (18,000 particelle/cm³). Durante l'inverno il picco di concentrazione si registra nelle ore di punta del mattino nell'intorno dei 40 nm di diametro, mentre nelle altre ore della giornata il diametro medio si sposta a 70 nm [12].

Stanier *et al.* (2004) ha realizzato uno studio in un'area urbana ed in un'area rurale di Pittsburgh della durata di un anno: il numero di particelle medio sul periodo nel range dimensionale 3-560 nm ottenuto in area urbana è di 22,000 particelle/cm³ (con una moda intorno ai 40 nm), mentre in area rurale ha valori in media 2-3 volte inferiori [23].

Hussein *et al.* (2005) ha realizzato una misura della distribuzione dimensionale del particolato nell'area urbana (8-400 nm) e suburbana (3-400 nm) di Helsinki. Il numero di particelle è più alto nei centri urbani con picchi di concentrazione che raggiungono anche valori di 140,000 particelle/cm³, mentre nelle aree suburbane i valori variano da 3,000 fino ad arrivare a dei massimi di 32,000 particelle/cm³. Il particolato ultrafine (< 100 nm) contribuisce per più del 90% della concentrazione totale in area urbana, e per il 70-80% in atmosfera suburbana. In prossimità di strade trafficate la concentrazione numerica media può superare le 60,000 particelle/cm³ (dove il 60% è rappresentato da particelle dell'intervallo di nucleazione). I valori maggiori di concentrazione si sono registrati nelle ore di punta (07:00 – 11:00), mentre quelli minori durante le prime ore del giorno (02:00 – 05:00) [6].

Intervallo di nucleazione

L'intervallo di nucleazione è generalmente definito in un range dimensionale compreso fra valori prossimi al nanometro e 25 nm, con il limite superiore che può variare dai 20 ai 30 nanometri a seconda della bibliografia di riferimento [5, 6, 10], come si può vedere dalla tabella 1. L'intervallo di nucleazione è denominato tale in quanto, all'interno di questo ristretto range dimensionale, si ha

formazione di nuove particelle attraverso diversi processi, i cui dettagli verranno affrontati in un paragrafo successivo.

Le particelle nell'intervallo di nucleazione possono derivare da emissione diretta o da formazione in atmosfera mediante processi di conversione dovuti:

- al rapido raffreddamento e alla diluizione dei gas e/o vapori prodotti dalle emissioni [1];
- a reazioni chimiche di diversa natura che coinvolgono precursori già presenti in atmosfera.

Generalmente si registrano elevate concentrazioni di particelle di tale range dimensionale in prossimità delle sorgenti emissive, valori che tendono poi rapidamente a diminuire sia nel tempo che nello spazio. Infatti le particelle dell'intervallo di nucleazione, una volta formatesi e sospese in atmosfera, possono facilmente entrare in contatto fra loro in quanto soggette all'interazione di diverse forze idrodinamiche, elettriche e gravitazionali (moti browniani). Le collisioni fra le singole particelle nanometriche, così come con quelle di dimensioni maggiori, generano processi di aggregazione che accrescono le particelle del range di nucleazione fino al range di accumulazione.

Intervallo dei nuclei di Aitken e di accumulazione

L'intervallo dei nuclei di Aitken è generalmente definito in un range dimensionale compreso fra circa 25 nm e 90 nm, con i valori estremi che, anche in questo caso, variano di alcuni nanometri (Tabella 1). L'aerosol appartenente a questo range dimensionale cresce per coagulazione e condensazione delle particelle del range di nucleazione, ma può anche essere prodotto ed emesso direttamente in atmosfera dalle sorgenti di combustione.

Le particelle nell'intervallo di accumulazione (~90-1000 nm) sono generalmente costituite da composti carboniosi, quali fuliggine o polvere. Queste possono derivare sia dalla combustione di carburante dei motori e dagli oli lubrificanti dei veicoli diesel o benzina, sia dai processi di coagulazione delle particelle dell'intervallo di nucleazione [11].

A differenza delle particelle di nucleazione, l'aerosol di "accumulazione" ha un tempo di vita in atmosfera piuttosto lungo e può essere trasportato anche a lunga distanza. Tali particelle infatti non possono essere rimosse da fenomeni di collisione, in quanto coagulano molto lentamente. Efficienti meccanismi di rimozione possono essere gli eventi precipitativi [11].

Tabella 1: Esempi di classificazione adottati dai diversi autori per definire i 3 range dimensionali delle particelle [Kumar et al., 2010]

| Particle modes | Size range (nm) | Source |
|-------------------|-----------------|---|
| Nucleation mode | < 20 | Kulmala et al. (2004); Monkkonen et al. (2005); Curtius (2005); Lingard et al. (2006); Agus et al. (2007) |
| | < 33 | Charron et al. (2008) |
| | 3 - 30 | Kittelson (1998); Kittelson et al. (2004; 2005a,b); Rickeard et al. (1996); Gouriou et al. (2004); Roth et al. (2008) |
| Aitken mode | < 30 | Kumar et al. (2008a,b,c,d,2009a,b,c) |
| | 20 - 90 | Kulmala et al. (2004); Monkkonen et al. (2005); Curtius (2005); Lingard et al. (2006) |
| | 20 - 100 | Agus et al. (2007) |
| | 33 - 90 | Charron et al. (2008) |
| Accumulation mode | 10 - 100 | Seinfeld and Pandis, 2006 |
| | 90 - 1000 | Kulmala et al. (2004); Monkkonen et al. (2005); Curtius (2005); Lingard et al. (2006) |
| | 30 - 500 | Kittelson (1998); Kittelson et al. (2004; 2005a,b); Rickeard et al. (1996); Gouriou et al. (2004); Roth et al. (2008) |
| | 30 - 300 | Kumar et al. (2008a,b,c,d,2009a,b,c) |
| | 90 - 120 | Charron et al. (2008) |
| | 100 - 1000 | Agus et al. (2007) |

Formazione e crescita di nuove particelle

Come già affermato, le frazioni granulometriche di particolato più prossime all'unità nanometrica rientrano nell'intervallo cosiddetto di nucleazione. Con il termine nucleazione si intende quel processo fisico/chimico che porta alla formazione di nuove particelle a partire da precursori in fase vapore o gas e da processi di trasformazione. Le cause che portano alla formazione di nuove particelle sono complesse e dipendono da diversi fattori, quali emissione di precursori, aerosol preesistenti, parametri meteorologici (in particolare radiazione solare, temperatura ed umidità relativa) e processi fotochimici [22].

La formazione di aerosol atmosferico è strettamente legata alla chimica ed in particolare le specie presenti in atmosfera che sembrano avere un ruolo chiave in tale processo sono l'acido solforico, l'ammoniaca ed alcuni composti organici in fase gassosa o vapore [10]. Processi che coinvolgono altre sostanze sono attualmente in fase di studio.

La maggior parte delle particelle di dimensioni nanometriche ($d \leq 20$ nm) in atmosfera sembrano derivare principalmente da processi di trasformazione gas-particella [24], tra i quali fenomeni di nucleazione di tipo omogeneo e eterogeneo.

La nucleazione omogenea è la nucleazione di una sostanza in fase vapore su embrioni di sole molecole dello stesso tipo in assenza di sostanze estranee. La nucleazione eterogenea è la nucleazione di una sostanza in fase vapore su un'altra in fase diversa come uno ione o una particella solida [21].

Di seguito viene esplicitata la teoria classica della nucleazione omogenea al fine di dimostrare quali sono i principali parametri da cui la nucleazione omogenea dipende.

Per descrivere il processo di formazione di una singola goccia di una sostanza A pura di raggio R_p che contiene n molecole della sostanza stessa attraverso la reazione $A_v \Rightarrow A_l$, si consideri la variazione della energia libera associata alla reazione precedente [21]:

$$\Delta G = G_{\text{liquido}} - G_{\text{vapore}} + 4\pi R_p^2 \sigma = G_l - G_v + 4\pi R_p^2 \sigma \quad (3)$$

dove $4\pi R_p^2 \sigma$ è l'energia libera associata all'interfaccia della goccia di raggio R_p e tensione superficiale σ , $G_l - G_v$ è l'energia libera associata al cambiamento di potenziale chimico dalla fase vapore a quella condensata, σ è la tensione superficiale, R_p il raggio della goccia.

Apportando le opportune sostituzioni relativamente ai parametri dell'equazione (3), è possibile dimostrare che:

$$\Delta G = -\frac{4}{3} \pi R_p^3 \frac{KT}{v_l} \ln \frac{p_a}{p_a^\circ} + 4\pi R_p^2 \sigma \quad (4)$$

dove T è la temperatura, K è la costante di Boltzmann, p_a e p_a° sono rispettivamente la pressione di vapore della sostanza pura su una superficie piana e la pressione parziale all'equilibrio sul liquido.

$\frac{p_a}{p_a^\circ}$ è definito come rapporto di saturazione S .

Sostituendo:

$$\Delta G = -\frac{4}{3} \pi R_p^3 \frac{KT}{v_l} \ln S + 4\pi R_p^2 \sigma \quad (5)$$

Si osserva che i due parametri fondamentali che governano la variazione dell'energia libera ΔG sono il raggio della goccia R_p e il rapporto di saturazione S .

Si possono presentare due situazioni:

- in condizioni di sottosaturazione, con $S < 1$, entrambi i termini nella eq. 5 sono positivi e quindi ΔG aumenta all'aumentare di R_p ;
- in condizioni di supersaturazione, con $S > 1$, l'equazione contiene un termine negativo ed uno positivo. Nel caso di valori piccoli di R_p la tensione superficiale σ domina sul primo addendo e il comportamento di ΔG è simile al caso in cui $S < 1$. Per valori di R_p maggiori il primo addendo diventa più importante, così che ΔG raggiunge un massimo, ΔG^* , per un determinato $R_p = R_p^*$ (raggio critico) e quindi decresce. Il raggio corrispondente al valore di massimo può essere calcolato imponendo: $d\Delta G / dR_p = 0$ nell'eq. 5.

R_p^* è dunque:

$$R_p^* = \frac{2\sigma v_l}{KT \ln S} \quad (6)$$

Il raggio critico R_p^* di una goccia di una sostanza pura dipende dalle proprietà fisiche della sostanza stessa e dalle condizioni di supersaturazione

Dal momento che il ΔG ha un valore di massimo per R_p uguale a R_p^* , l'equilibrio in questo punto è metastabile: se una molecola di vapore si attacca alla particella liquida metastabile allora il ΔG diminuisce bruscamente seguendo la curva sulla destra del massimo e la reazione può iniziare ad avvenire; se una molecola evapora dalla particella liquida metastabile, allora il ΔG diminuisce

seguendo la curva sulla sinistra del massimo, la particella metastabile evapora e quindi la trasformazione non può avvenire.

Il valore di ΔG^* a cui corrisponde R_p^* dipende da σ , v_l e dal rapporto di saturazione S dell'ambiente circostante, come si evince dalla eq. 7 [21].

$$\Delta G^* = -\frac{4}{3} \pi \sigma R_p^{*2} = \frac{16\pi}{3} \frac{\sigma^3 v_l^2}{(KT \ln S)^2} \quad (7)$$

I più frequenti e studiati meccanismi di nucleazione omogenea in atmosfera sono [24]:

- nucleazione binaria acqua-acido solforico,
- nucleazione terziaria acqua-acido solforico-ammoniaca,
- nucleazione indotta da ioni.

A titolo di esempio viene descritto di seguito il meccanismo del processo di nucleazione binaria acqua-acido solforico. Tale nucleazione binaria può avvenire a causa della bassa pressione di vapore dell'acido solforico alle temperature registrate generalmente in atmosfera.

Una volta formato l'acido solforico in fase aeriforme, questo può raggiungere facilmente la supersaturazione ed iniziare dunque a condensare. Inoltre il vapore acqueo normalmente presente in atmosfera può far avvenire una co-condensazione di acido solforico ed acqua con formazione di diversi idrati. Se le molecole gassose di acido solforico non entrano in contatto con particelle di aerosol preesistenti, possono collidere e clusterizzare con altre molecole di H_2SO_4 e H_2O . I cluster così formati possono continuare a crescere e se superano la barriera di variazione di energia libera di Gibbs associata all'evento di nucleazione allora si ha l'origine di nuove e termodinamicamente stabili particelle di aerosol. Tale processo è esempio di nucleazione binaria omogenea: binaria perché sono coinvolte due sostanze (H_2SO_4 e H_2O) che nucleano, omogenea perché nessun altro catalizzatore (come una superficie estranea) viene coinvolto nella formazione di nuove particelle [5]. Questo evento di nucleazione non interessa solo molecole individuali di acido e acqua, ma coinvolge anche la formazione di cluster tra molecole individuali di acqua e molecole idrate di acido solforico [21].

Fino ad ora sono stati considerati solo i processi chimico-fisici di trasformazione di fase gas-particella dal punto di vista del comportamento di una singola particella. Si cercherà ora di porre l'attenzione sulle interazioni all'interno di una popolazione di particelle, in particolare sui cambiamenti che avvengono nella popolazione, quando composti in fase vapore condensano sulle particelle (condensazione/evaporazione) e quando queste ultime collidono ed aderiscono fra di loro (coagulazione).

Durante i processi di condensazione/evaporazione il diametro delle particelle cambia e quindi anche la forma della distribuzione dimensionale della popolazione.

Quando una goccia di liquido puro in un ambiente supersaturo supera il valore richiesto dalla eq. di Kelvin:

$$p_a = p_a^\circ \exp\left(\frac{2\sigma v_l}{KTR_p}\right) \quad (8)$$

la goccia cresce per condensazione di vapore sulla superficie della stessa.

L'equazione di condensazione che descrive la velocità di cambiamento di una distribuzione dimensionale di particelle dovuto alla condensazione o al flusso evaporativo, assumendo un regime di crescita continuo, un fattore di correzione unitario ed un coefficiente di supersaturazione della fase gas costante, è:

$$\frac{dD_p}{dt} = \frac{A}{D_p} \quad \text{dove } A = 4D_i M_i (p_i - p_{eq,i}) / RT \rho_p \quad (9)$$

dove D_i è il coefficiente di diffusione per le specie i in aria, M_i è il suo peso molecolare, p_i è la pressione di vapore di i lontana dalla particella e $p_{eq,i}$ è la pressione di vapore all'equilibrio, R è la costante universale dei gas e ρ_p densità della particella.

La soluzione, usando il metodo delle caratteristiche per equazioni a differenziali parziali, porta ad avere:

$$D_p^2 = D_{p0}^2 + 2At \quad (10)$$

dove D_{p0} è una costante corrispondente al diametro iniziale per una data caratteristica [21].

All'inizio la goccia è generalmente più piccola del cammino medio libero del gas circostante e la velocità di arrivo della molecola in fase aeriforme è governata dalla teoria cinetica dei gas. Quando la dimensione della goccia diviene maggiore del cammino medio libero, la velocità di arrivo delle molecole di vapore è governata dalla velocità di diffusione molecolare sulla superficie della goccia. Analogamente il processo di evaporazione di una goccia di liquido puro è simile al processo di crescita, ma avviene in direzione opposta. L'evaporazione avverrà quando la pressione parziale dell'ambiente circostante è minore della pressione di vapore saturo. La velocità di riduzione della goccia dovuta all'evaporazione è la medesima di quella di crescita, ma con segno negativo.

La distribuzione dimensionale delle particelle di aerosol sospeso in un fluido può però cambiare anche a seguito delle forze dovute ai moti browniani, idrodinamici, elettrici e gravitazionali. A seguito di tali movimenti si possono verificare fenomeni di coagulazione in cui le particelle si uniscono e formano un unico agglomerato crescendo in dimensione. Se le collisioni derivano da moti browniani si parla di coagulazione termica, se invece risultano da forze esterne il processo è detto di coagulazione cinetica [2].

Assumendo che la distribuzione di una popolazione di aerosol, con concentrazione iniziale N_0 , attorno alla particella di riferimento possa essere descritta dall'equazione di diffusione, allora la distribuzione di concentrazione di particelle N al tempo (t) può essere anche scritta, omettendo la dimostrazione, come[21]:

$$\frac{dN}{dt} = -\frac{1}{2}kN^2(t) \quad (11)$$

dove K è il coefficiente di coagulazione e la cui soluzione è

$$N(t) = \frac{N_0}{1 + (t/\tau_c)} \quad (12)$$

dove τ_c è il tempo caratteristico per la coagulazione dato da $\tau_c = 2/kN_0$.

La coagulazione termica è in parte analoga alla crescita per condensazione, in tal caso le particelle collidono la superficie della particella in studio facendola crescere. Inoltre in tale processo non è richiesta la condizione di supersaturazione e non è mai contemplato il processo inverso. Il risultato delle collisioni fra le particelle porta ad un aumento della dimensione e ad una diminuzione della concentrazione in termini di numero di particelle [2].

Le particelle di aerosol hanno la proprietà di avere un alto rapporto superficie/massa, quindi sulla superficie degli aerosol si possono verificare molte interazioni fra molecole di vapore e particelle. Le reazioni, che stanno alla base di tali interazioni e che possono causare un cambiamento di composizione e di densità, generano una piccola variazione dimensionale e non necessariamente conducono ad una loro crescita.

Le particelle possono essere sottoposte a tre tipi di reazioni:

- reazioni fra composti all'interno della particella,
- reazioni fra particelle con diversa composizione chimica,
- reazioni fra particelle e una o più specie chimiche in fase gas.

Nel primo caso le reazioni sono governate dalla cinetica chimica, nel secondo caso la reazione è controllata dalla velocità di arrivo delle altre particelle sulla particella in studio e tale velocità è la stessa descritta nei processi di coagulazione. Il terzo caso è controllato dalla velocità di arrivo della molecola di gas sulla superficie della particella ed è descritta dalla equazione di crescita del processo di condensazione. In questo ultimo caso si possono distinguere due processi: l'assorbimento e l'adsorbimento.

Nell'assorbimento le molecole di gas si sciolgono nella goccia fino a quando non si arriva al limite di solubilità del gas nel liquido condizionato sia dalla temperatura che dalla presenza di altri composti disciolti. Per adsorbimento si intende il trasferimento di molecole di gas sulla superficie solida. Si parla di adsorbimento fisico quando le molecole di gas sono unite alla superficie solida tramite le forze di van der Waals, mentre si parla di adsorbimento chimico quando intervengono veri e propri legami chimici che, in quest'ultimo caso, non permettono processi reversibili contrariamente all'adsorbimento fisico [2].

Tecniche di misura della concentrazione numerica e distribuzione dimensionale dell'aerosol

La caratterizzazione dello spettro dimensionale delle particelle ultrafini in tempo reale non può essere effettuata né utilizzando tecniche di diffusione ottica, in quanto la lunghezza d'onda della luce incidente è maggiore del diametro delle particelle, né utilizzando sistemi di separazione basati sulla massa delle particelle in quanto inefficaci a questi diametri alla pressione atmosferica.

Sebbene il comportamento delle particelle ultrafini sospese in un gas sia dominato dal moto browniano per effetto degli urti casuali delle molecole del gas, la diffusione browniana non permette di separare le particelle in base al loro diametro con una sufficiente risoluzione spaziale rivelabile strumentalmente.

Il metodo quindi sviluppato per ottenere tale obiettivo in tempo reale è basato sull'impiego della forza elettrostatica e sulla misura della mobilità elettrica delle singole particelle.

Tali tipologie di strumenti, definiti SMPS Scanning Mobility Particle Sizer, sono spettrometri formati da un DMA (Differential Mobility Analyzer) accoppiati con un CPC (Condensation Particle Counter) e sono basati sulla determinazione della mobilità elettrica delle particelle che attraversano un campo elettrico, la cui intensità viene variata ad intervalli regolari di tempo.

Le particelle di aerosol vengono inviate all'interno di una colonna in cui è mantenuto un flusso principale di aria filtrata ricircolata. Un elettrodo posto al centro della colonna è sottoposto ad una tensione variabile. In base alla carica elettrostatica portata dalle particelle e alla loro massa queste sono soggette, sotto l'azione del campo elettrico, ad una forza elettrica che ne deflette la traiettoria. La velocità delle particelle è determinata dal bilanciamento fra la forza del campo elettrico e la forza opposta di resistenza, trascurando gli effetti della diffusione browniana.

Dimensionando opportunamente il campo elettrico fra gli elettrodi e la velocità delle particelle all'interno della colonna è possibile fare in modo che vengano selezionate, passando in una sottile fenditura collocata all'uscita della colonna del DMA, solo le particelle che hanno un valore ben definito di mobilità elettrica [2].

Matematicamente la forza elettrostatica esercitata su una particella in presenza di un campo elettrico E vale:

$$F = q E \quad (13)$$

con q carica elettrica portata dalla particelle.

Sia $q = n e$, dove e è carica elettrica elementare, n il numero di cariche elementari trasportate dalla particella.

L'azione della forza elettrostatica viene bilanciata dalla forza di resistenza del mezzo e, all'equilibrio, la particella si muove con una velocità v costante pari a

$$v = Z / E \quad (14)$$

con Z mobilità elettrica della particella definita come

$$Z = \frac{neC}{3\pi\mu d} \quad (15)$$

dove:

C = fattore di Cunningham di correzione,

μ = viscosità del gas,

d = diametro della particella.

Nota quindi la carica portata dalla singola particella e variando la mobilità elettrica, si può risalire al diametro della particella.

Una volta selezionate dimensionalmente le particelle ultrafini queste devono essere contate, ma a causa delle loro piccole dimensioni non interagiscono efficacemente con le radiazioni elettromagnetiche e per tale motivo non possono essere rivelate mediante il principio ottico quale il "light scattering", tecnica di misura mostrata in seguito. Tale restrizione può essere superata misurando la concentrazione numerica delle particelle mediante un CPC (Condensation Particle Counter) che permette di campionare le particelle di aerosol dopo averle fatte accrescere fino a dimensioni misurabili. La crescita delle particelle avviene per esposizione dell'aerosol a vapore saturo (di acqua o alcool, generalmente butanolo). Quando il flusso entra nella camera di raffreddamento (condensatore), il vapore diventa supersaturo e condensa sulla superficie delle particelle che si accrescono fino a dimensioni rivelabili dai metodi di tipo ottico. La misura si basa sul principio del "light scattering" secondo il quale le particelle di aerosol vengono fatte passare attraverso una sorgente di luce (generalmente un laser) e la quantità di luce riflessa viene misurata da un rivelatore. Il CPC non è in grado di classificare dimensionalmente le particelle e per tale motivo esso può essere associato ad analizzatori dimensionali (DMA): l'integrazione dei due strumenti permette di ottenere la distribuzione dimensionale dell'aerosol campionato.

Ai fini della misura lo strumento SMPS deve lavorare in condizioni di equilibrio elettrostatico, condizione assicurata dall'impiego di una sorgente radioattiva che ne limita però l'utilizzo in campo, in quanto soggetta agli adempimenti legislativi in materia di detenzione e trasporto di sorgenti radioattive.

Esistono strumentazioni analoghe senza la presenza di sorgenti radioattive, nelle quali il campione di aerosol aspirato entra in una sezione dello strumento dove le particelle, per mezzo di uno ionizzatore, vengono caricate positivamente ed unipolarmente secondo una nota distribuzione del numero di cariche elettriche elementari in funzione del diametro delle particelle. Come mostrato in seguito nel paragrafo dedicato ai risultati, tale strumento è stato impiegato da ARPA – Emilia Romagna per i primi monitoraggi in aria ambiente.

I contatori ottici di particelle (OPC) sono un'altra tipologia di strumentazione in grado di fornire informazioni sia sulle dimensioni che sulle concentrazioni numeriche dell'aerosol in tempo reale.

Tuttavia tali strumenti presentano range dimensionali di misura con estremi inferiori dell'intervallo dimensionale maggiori rispetto alla strumentazione descritta in precedenza.

Si tratta di strumenti che, basandosi sul principio di misura del “light scattering”, producono un conteggio delle particelle presenti in un volume d’aria. Secondo tale tecnica una singola particella di dimensioni submicrometriche colpita da un fascio di energia produce un segnale che può essere rivelato da un sensore ottico. All’interno degli OPC le particelle di aerosol vengono fatte passare attraverso una sorgente di luce (generalmente un laser) e la quantità di luce diffusa viene misurata da un rivelatore che restituisce un dato di concentrazione numerica.

Effetti dell’aerosol atmosferico

Le motivazioni che spingono a rivolgere l’attenzione sulla distribuzione del particolato in atmosfera sono da ricercare nell’impatto che le sue frazioni dimensionali hanno sia sulla salute dell’uomo, sia sul clima e sui cicli idrogeologici a scala globale e regionale [9].

Numerosi studi hanno dimostrato che la frazione granulometrica PM_{2.5} è associata all’incremento di patologie e morti legate a disturbi cardiovascolari e respiratori. Per quanto riguarda il particolato sub-micrometrico (< 1 µm) e il particolato ultrafine (< 100 nm) sono stati messi in evidenza alcuni risultati del loro potenziale effetto sulla salute, ma tali frazioni rappresentano un’area della ricerca che ancora necessita di ulteriori studi e approfondimenti di tipo epidemiologico e tossicologico.

Le particelle appartenenti alle frazioni granulometriche minori (< 100 nm), una volta inalate attraverso le vie respiratorie possono depositarsi e accumularsi nei tessuti più profondi, avere impatti immediati e prolungati sulle cellule epiteliali ed immunitarie, penetrare nel sistema circolatorio e accumularsi negli organi del corpo umano [11, 26].

La frazione granulometrica di dimensioni nanometriche (< 50 nm) ha un’alta mobilità in atmosfera e può essere inalata facilmente dall’uomo attraverso le vie respiratorie. Mentre il particolato PM_{2.5} si deposita lungo il tratto respiratorio, un numero molto elevato di particelle di dimensioni nanometriche può raggiungere gli alveoli polmonari riducendo la capacità di difesa dei macrofagi alveolari. Tale condizione porta ad un incremento del tempo di contatto fra le particelle e le cellule epiteliali dei polmoni.

Nonostante l’esistenza di alcuni meccanismi di difesa il tessuto alveolare non presenta una protezione dai danni ambientali tanto efficiente quanto la pelle o il tratto gastrointestinale e rappresenta perciò un sito di contatto altamente vulnerabile. Le vie respiratorie si sono adattate a svolgere le loro funzioni a determinate condizioni naturali di esposizione al particolato, pertanto è indispensabile comprendere quali effetti provochino su essi le particelle prodotte dall’attività umana [3].

Sono state proposte numerose ipotesi relative a caratteristiche generiche o specifiche delle particelle che risultano fondamentali nel caratterizzare la tossicità del particolato. La composizione chimica, quali il contenuto in metalli e composti organici, così come altre caratteristiche chimiche, quali l’acidità, giocano un ruolo decisamente rilevante.

Alcuni studi hanno messo in evidenza una più alta mutagenicità ed un incremento di rischio per gli esseri umani esposti a particolato con diametro dell’ordine di nanometri: la più ampia superficie dovuta all’elevata concentrazione numerica di tali particelle, rispetto al particolato di dimensioni maggiori, estende l’area disponibile per il contatto, aumentandone quindi la reattività e la capacità di adsorbimento di composti chimici.

Per tali motivi di importante rilievo sia ambientale che sanitario/epidemiologico, il monitoraggio della concentrazione numerica delle particelle in atmosfera dovrebbe essere presa in considerazione per la regolamentazione della qualità dell’aria, così come suggerito da studi recenti [11].

L’aerosol atmosferico influenza il clima terrestre sia direttamente, in quanto le particelle che lo compongono riflettono e adsorbono la radiazione solare, che indirettamente, in quanto le particelle agiscono come nuclei di condensazione per la formazione di nubi (Cloud Condensation Nuclei) che a loro volta riflettono nello spazio la radiazione solare.

Quando un fascio di luce colpisce una particella, le cariche elettriche presenti in essa vengono eccitate generando un movimento oscillatorio. Può accadere sia che le cariche elettriche eccitate irradino l'energia in tutte le direzioni (scattering) sia che parte della radiazione incidente venga riconvertita in energia termica (assorbimento) [21].

Il forcing radiativo dovuto alle polveri, e quindi anche l'impatto sul bilancio radiativo in atmosfera, è complesso in quanto attribuibile sia allo scattering che all'assorbimento della radiazione solare e all'emissione nelle frequenze dell'infrarosso. Ogni variazione quantitativa e qualitativa nel carico atmosferico di aerosol provoca un cambiamento nel bilancio radiativo e quindi della temperatura della superficie terrestre. L'ampiezza del "riscaldamento" e del "raffreddamento" indotto dipende dalla capacità delle particelle di riflettere la radiazione solare verso lo spazio. La conoscenza della composizione chimica dell'aerosol, della sua distribuzione dimensionale e delle proprietà ottiche (coefficiente di assorbimento, "single scattering" albedo e profondità ottica) è fondamentale per avvicinarsi ad una stima del "forcing" radiativo complessivo dell'aerosol a scala regionale [19].

Tra i molti componenti dell'aerosol che concorrono al "forcing" radiativo, l'aerosol contenente carbonio ("black carbon" in particolare) gioca un ruolo dominante in quanto ha una forte capacità di assorbimento della radiazione solare e contribuisce significativamente al riscaldamento dell'atmosfera sia a livello globale che regionale [15].

Al contrario l'aerosol contenente composti con atomi di zolfo o carbonio elementare riflettono i raggi del sole favorendo il raffreddamento dell'atmosfera [21].

L'effetto indiretto dell'aerosol sul clima ha luogo quando l'aumento della concentrazione numerica delle particelle prodotte da sorgenti antropogeniche porta ad un incremento di concentrazione dei cosiddetti nuclei di condensazione. Questi ultimi sono particelle di dimensioni nanometriche che entrano in gioco nei processi di formazione delle nubi in atmosfera.

Parte della radiazione solare viene riflessa dalla sommità delle nubi verso lo spazio esterno e parte viene assorbita all'interno della nube. Un incremento del numero delle "goccioline" che compongono la nube porta sia ad un'intensificazione della capacità della nube di riflettere la luce, in quanto viene incrementata la profondità ottica e l'albedo della nube stessa, sia ad un aumento della sua estensione e persistenza nel tempo.

Un ulteriore effetto, connesso direttamente alla composizione delle nubi, è l'accadimento degli eventi di precipitazione. La formazione di precipitazioni all'interno della nube dipende dalla distribuzione dimensionale delle gocce che costituiscono la nube stessa: per un dato contenuto di acqua, la presenza di gocce poco numerose, ma di grosse dimensioni, facilita il verificarsi dell'evento precipitativo. Un accrescimento caratteristico delle gocce presenti nelle nubi, che si verifica in modo efficace nel caso dei moti turbolenti ed a temperature superiori a 0°C, è quello della coalescenza, in cui gocce grandi vengono sospinte da correnti ascensionali ed incontrando gocce più piccole aumentano le proprie dimensioni. In presenza di gocce con dimensioni di circa 200 μm , tali correnti diventano inefficaci alla risospensione e quindi le gocce accresciute cominciano a cadere aumentando le proprie dimensioni.

La diminuzione delle precipitazioni, dovuta alla riduzione della dimensione delle goccioline delle nubi, ha come conseguenza inoltre l'aumento del tempo di vita della nube stessa [21].

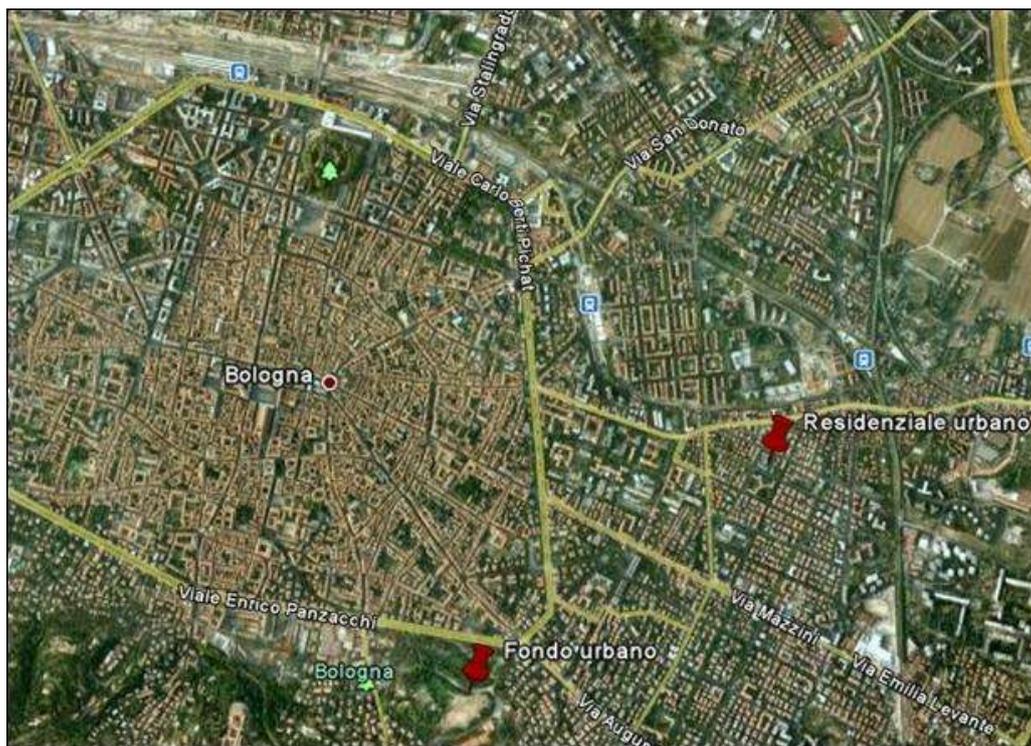
Risultati

Di seguito vengono presentati i primi risultati delle attività di misura dell'*aerosol size distribution*, prodotti nell'area urbana di Bologna da Arpa Emilia-Romagna.

Tali osservazioni hanno fornito interessanti informazioni su un importante ed innovativo settore di ricerca che va oltre lo studio dei classici parametri dell'inquinamento dell'aria ambiente. I risultati ottenuti si allineano a quanto evidenziato dalla letteratura scientifica rimanendo comunque di complessa interpretazione.

Le campagne di indagine hanno interessato nello specifico due siti di misura: uno residenziale urbano ed uno di fondo urbano. La mappa che indica la posizione dei siti è mostrata in Figura 7.

Figura 7: Localizzazione dei due siti di monitoraggio



Bologna è situata nella zona sud-est della Val Padana, area critica per l'inquinamento atmosferico. La posizione geografica, infatti, influenza le condizioni atmosferiche: le catene montuose delle Alpi e degli Appennini circondano la valle per gran parte del suo perimetro, impedendo la diffusione dell'aria orizzontalmente e creando le condizioni per l'accumulo di sostanze inquinanti, specialmente nel periodo invernale, quando lo strato limite di rimescolamento presenta valori bassi. La postazione dell'area residenziale si trova in una zona caratterizzata da un'elevata densità abitativa e da un traffico veicolare tipico di un'area residenziale con anche, nelle immediate vicinanze, la presenza di un'importante arteria di comunicazione. Le misure sono state eseguite ad un'altezza di 10 metri dal livello del suolo nelle immediate vicinanze di un edificio adibito ad uffici. Il sito di campionamento del fondo urbano, i cui livelli di inquinamento sono rappresentativi dell'esposizione della popolazione urbana, è posizionato all'interno di un parco. Il punto di misura dista circa 200 metri dai viali di circoscrizione di Bologna che esercitano un'importante pressione di traffico urbano.

Le campagne di misura nel sito di fondo urbano sono state eseguite nei periodi dal 26/08/08 al 09/09/08 e dal 18/05/09 al 03/06/09, mentre quelle nel sito residenziale urbano dal 12/11/09 al 22/12/2009 e dal 27/02/2010 al 28/03/2010.

Di seguito vengono riportati e commentati sia i risultati di concentrazione numerica e di distribuzione delle particelle negli intervalli dimensionali, sia i possibili eventi di trasformazione delle particelle.

Concentrazione numerica e distribuzione dimensionale

Le concentrazioni numeriche delle particelle ($\#/cm^3$) e le loro distribuzioni dimensionali sono state determinate impiegando uno spettrometro ad alta risoluzione per l'analisi dimensionale del particolato (Fast Mobility Particle Sizer, FMPS 3091, TSI). L'intervallo di misura dello strumento va da 5.6 a 560 nm ed è suddiviso in 32 canali, 16 dei quali nella prima decade (5.6–56 nm) e 16 nella seconda (56–560 nm). Lo strumento fornisce la misura della concentrazione numerica delle particelle per ognuno dei 32 canali di misura.

Per le campagne di monitoraggio lo strumento è stato impostato con una risoluzione temporale di un minuto e successivamente i dati sono stati mediati sull'ora.

I parametri statistici relativi al “ratio actual/standard” (definito come rapporto tra i valori ottenuti dallo strumento in oggetto e quelli derivanti da uno strumento preso come riferimento) sono stati testati dalla ditta produttrice prima dell'acquisto.

La valutazione di tale rapporto, relativamente al parametro diametro di mobilità elettrica della particella o più semplicemente “diametro della particella”, è stata effettuata considerando come strumento di riferimento uno Scanning Mobility Particle Sizer Spectrometer (SMPS, TSI) ed analizzando sia particelle monodisperse, a dimensione nota (100 nm Classified Emery Oil), sia polidisperse (Polydisperse Emery Oil). Il primo confronto ha portato ad un valore di 6 %, mentre il secondo confronto ha portato ad un valore di 10 %.

La valutazione del rapporto relativamente al parametro “concentrazione numerica di particelle” è stata effettuata considerando come strumento di riferimento un Condensation Particle Counter (CPC 3022, TSI) e analizzando sia particelle monodisperse a dimensione nota (100 nm Classified Emery Oil), sia polidisperse (Polydisperse Emery Oil). Il primo confronto ha portato ad un valore di -12 %, mentre il secondo confronto ha portato ad un valore di -19%.

Relativamente alla precisione dello strumento, pur non avendo valori certificati, si può stimare che tale parametro assuma valori di poche unità percentuali.

Una prima valutazione dei dati ottenuti dal monitoraggio è riportata di seguito in tabella 2 dove sono mostrati i dati di concentrazione numerica delle particelle (5.6–560 nm) ottenuti nelle due postazioni.

La tabella mostra i dati di concentrazione numerica totale e una suddivisione in particelle non ultrafini (NoUFP) e in particelle ultrafini (UFP). Per particelle NoUFP si intendono quelle con diametro superiore a 99.6, fino a 560 nm; per particelle UFP si intendono quelle con diametro compreso fra 5.6 e 99.6 nm. I valori sono stati ottenuti direttamente dalle elaborazioni del software dello strumento FMPS che fornisce le concentrazioni numeriche per ogni intervallo dimensionale.

Tabella 2: Concentrazione numerica media ($\#/cm^3$), mediana, deviazione standard e 95° percentile delle particelle totali, ultrafini (UFP) e non ultrafini (NoUFP) nei siti di studio

| Postazioni | | Fondo urbano | | Residenziale urbano | |
|---------------|----------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|----------------------|
| Campagna | | I | II | I | II |
| Data | | 26/08/08 - 09/09/08 | 18/05/09 - 03/06/09 | 12/11/09 - 22/12/09 | 27/02/10 28/03/10 |
| TOTALI | Media | 9733 | 9081 | 14460 | 14941 |
| | Mediana | 8409 | 7555 | 12506 | 13161 |
| | Deviazione standard | 4796 | 4870 | 9379 | 9121 |
| | 95% | 21227 | 18645 | 32536 | 31840 |
| UFP | Media | 8497 | 8244 | 12633 | 13569 |
| | Mediana | 7219 | 6665 | 10708 | 13830 |
| | Deviazione standard | 4707 | 4756 | 8661 | 8596 |
| | 95° % | 19482 | 17409 | 29534 | 29385 |
| NoUFP | Media | 1236 | 837 | 1826 | 1369 |
| | Mediana | 1226 | 796 | 1504 | 1209 |
| | Deviazione standard | 418 | 324 | 1161 | 849 |
| | 95% | 1996 | 1401 | 4148 | 2979 |

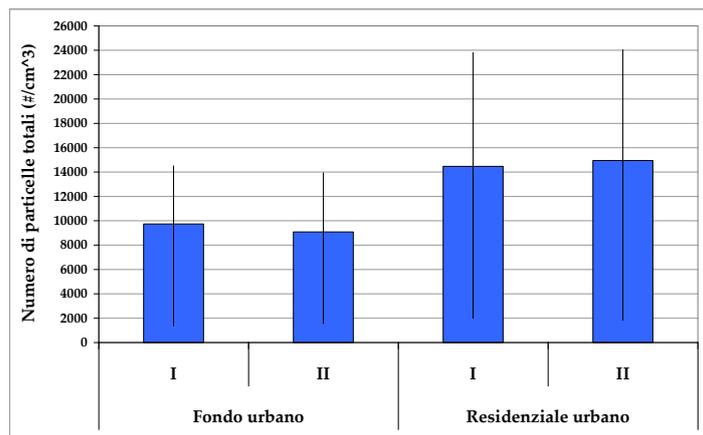
I valori ottenuti nel sito residenziale nelle due campagne invernali sono molto simili, con concentrazioni medie totali di circa $1,000 \#/cm^3$. Nel sito di fondo urbano, in cui le campagne di monitoraggio sono state realizzate in periodi estivi e tardo-primaverili, le concentrazioni medie totali sono di circa 1/3 inferiori rispetto all'altro sito di monitoraggio.

Tale abbassamento di concentrazione nei periodi estivi è giustificabile da condizioni meteorologiche che favoriscono un maggior rimescolamento delle masse d'aria e quindi una diluizione degli inquinanti in atmosfera.

Inoltre è opportuno puntualizzare che, sebbene tale postazione sia considerabile un sito di fondo urbano sottoposto alla pressione del traffico dei viali di Bologna, è comunque situata in un'area ai piedi dei colli bolognesi, in cui la condizione micro-meteorologica sembra risultare spesso favorevole alla dispersione degli inquinanti. Tali considerazioni sono avvalorate da bassi valori di concentrazioni in massa di PM_{2.5} misurati in tale sito rispetto ad altre postazioni prese come confronto. Queste valutazioni risultano inoltre conformi sia ai dati riportati in letteratura [17] sia ai risultati del monitoraggio del PM 2.5 ottenuti dalla rete della qualità dell'aria di Bologna.

Di seguito si riporta un grafico a istogrammi (Fig. 8) che meglio mette in evidenza i risultati ottenuti sulla concentrazione numerica totale (medie e deviazioni standard dei periodi) di particelle nelle due postazioni urbane.

Figura 8: Concentrazione numerica totale media e deviazione standard delle particelle nelle due postazioni urbane

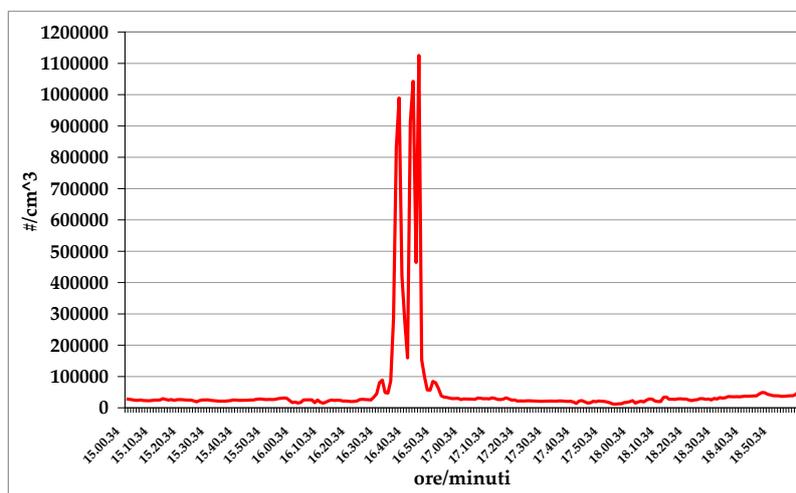


Durante la prima campagna di misure effettuata nel sito residenziale si è verificato un episodio di crescita repentina di numero di particelle, con valori di concentrazione che hanno raggiunto $1,100,000$ particelle/cm³, vale a dire due ordini di grandezza superiori rispetto alla media in aria ambiente. L'intensa emissione è attribuita alla presenza di un mezzo spazzaneve che è intervenuto nella giornata del 21 dicembre 2009 nel parcheggio adiacente al sito di misura per rimuovere la neve caduta nel corso della notte precedente.

Nella figura sotto (Fig. 9) viene mostrato il grafico dell'andamento della concentrazione in numero durante le attività del mezzo spazzaneve.

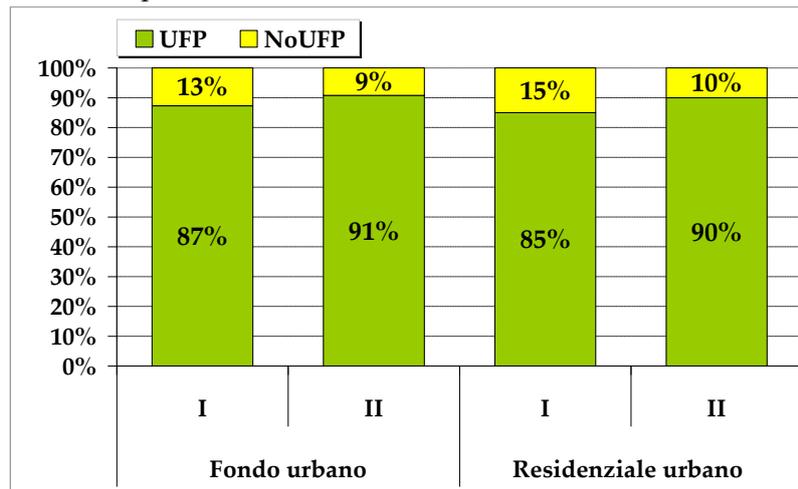
Da sottolineare che tutte le elaborazioni realizzate in tale studio sono state eseguite non considerando tale evento che è durato circa 30 minuti.

Figura 9: Andamento della concentrazione numerica delle particelle in seguito all'attività del mezzo spazzaneve nel pomeriggio (circa 16.30-17.00) del 21 Dicembre 2009



Nel grafico di seguito (Fig. 10) si riportano le percentuali di particelle UFP e NoUFP rispetto al valore totale. In entrambi i siti le particelle UFP hanno valori che variano fra 85% e 91% del numero totale di particelle: decisamente basse sono le percentuali di NoUFP, con valori leggermente diversi a seconda del periodo di campionamento (da 9 a 15%).

Figura 10: Percentuale delle particelle UFP e NoUFP sul totale nei due siti di misura urbani



Una ulteriore informazione fornita dallo strumento riguarda la distribuzione delle particelle nei diversi intervalli dimensionali. Tale analisi è utile per valutare se nelle diverse postazioni si abbiano variazioni significative della distribuzione del numero di particelle negli intervalli dimensionali indagati.

Per descrivere la distribuzione dell'aerosol atmosferico vengono normalmente utilizzate, come accennato nella parte introduttiva, delle funzioni di tipo multi-log-normale in quanto tali relazioni approssimano al meglio i dati osservati. Per tale motivo vengono utilizzati, al fine di descrivere un set di dati di particelle in aria ambiente, i seguenti parametri:

- concentrazione di particelle (N_p , $\#/cm^3$),
- diametro geometrico della moda (D_g , nm),
- deviazione geometrica (σ_g , nm).

Come già sottolineato, lo strumento utilizzato per il monitoraggio fornisce una distribuzione dimensionale discreta (32 canali) del numero di particelle. Per poter rappresentare tale distribuzione tramite una funzione continua, sono stati elaborati i dati delle concentrazioni del numero di particelle e dei relativi diametri dimensionali utilizzando il programma di fitting DistFit (Chimera Technologies, USA). Il software interpola i dati con una funzione multi-log-normale e stima i parametri di concentrazione numerica di particelle, deviazione geometrica e diametro geometrico della moda.

Il programma Distfit può lavorare sia con un metodo di fitting totalmente automatico, sia utilizzando un metodo "manuale". Quest'ultimo metodo permette all'operatore di definire a priori sia il numero di mode, sia alcuni vincoli nei tre parametri stimati.

In particolare per le elaborazioni di seguito riportate si sono utilizzati i seguenti criteri:

- sono state prese in considerazione solo le elaborazioni che mostravano valori di chi-quadro inferiori a 0.02. Tale valore sembra garantire generalmente un buon fitting della funzione stimata rispetto a quella osservata,
- è stato pre-impostato il range di valori della deviazione standard geometrica (1.2–2.1 nm) di ogni singola moda della funzione multi log-normale; tale range deriva da valutazioni presenti nella letteratura internazionale [6],
- presenza di almeno una moda per ciascuno dei tre range caratteristici della distribuzione dimensionale dell'aerosol atmosferico [6, 21]:

- intervallo della nucleazione: circa minore di 25 nm,
- intervallo dei nuclei di Aitken: circa tra 25 e 90 nm,
- intervallo di accumulazione: circa maggiore di 90 nm.

L'elaborazione è stata effettuata considerando, nel periodo di monitoraggio relativo a ciascun sito, solo le giornate in cui il campionamento ha interessato tutte le 24 ore: il dato medio del periodo dunque si riferisce alle sole giornate intere (generalmente non vengono prese in considerazione la prima e l'ultima giornata di campionamento perché di sole poche ore).

I risultati ottenuti mostrano come in entrambe le postazioni, per rappresentare al meglio le curve di interpolazione, sono state necessarie più di tre mode di distribuzione: sono state utilizzate 6 e 4 mode rispettivamente nel sito di fondo urbano e nel sito residenziale per entrambe le campagne. La presenza di più di tre mode nella distribuzione dell'aerosol in aree urbane e suburbane trova conferme nella letteratura internazionale [6, 4].

Per entrambi i siti nel range della nucleazione sono rappresentate due mode con diametro geometrico che assume valori da 10 a 27 nm, che possono far ipotizzare la presenza di fenomeni di "fresh nucleation" e "aged nucleation"[4].

Come numero totale di particelle sottese ai tre intervalli (Tabella 3 e Figura 11), le percentuali maggiori si presentano nel range di nucleazione per il sito residenziale urbano, mentre nel sito di fondo urbano nella prima campagna prevale la moda di Aitken e nella seconda campagna la moda di nucleazione. Tale differenza potrebbe essere imputata ad un minor impatto del traffico urbano in quanto la prima campagna si è svolta in un periodo tipicamente caratterizzato dalle vacanze estive, in cui si ipotizza ci sia minor circolazione veicolare.

Figura 11: Confronto fra le concentrazioni numeriche ($\#/cm^3$) e i valori percentuali delle particelle sottese agli intervalli di nucleazione, di Aitken e di accumulazione ottenute mediante il programma DistFit.

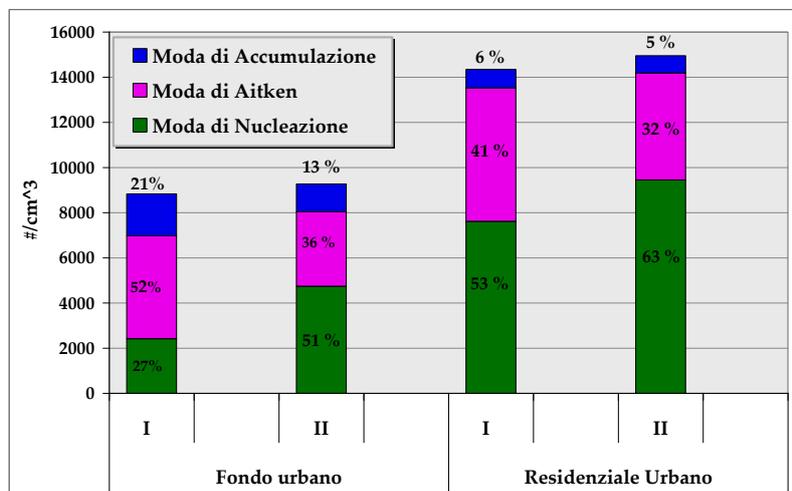


Tabella 3: Concentrazione numerica media ($\#/cm^3$), diametro medio e deviazione geometrica delle particelle sottese agli intervalli di nucleazione, di Aitken e di Accumulazione nelle diverse postazioni e nei diversi periodi di campionamento, ottenuti mediante il programma DistFit

| Postazioni | Campagna | Data | Range di nucleazione | | | | | Range di Aitken | | | | | Range di accumulazione | | | | | Numero totale particelle ($\#/cm^3$) | | | |
|---------------------|----------|---------------------|----------------------|------|-------------------------|---------|------------|--------------------------------------|--------------|------|-------------------------|---------|------------------------|---------------------------------|--------------|------|-------------------------|--|---------|------------|--|
| | | | $N(cm^{-3})$ | | $N(cm^{-3})$ Somma Mode | Dg (nm) | σ_g | # particelle di nucleazione/totale % | $N(cm^{-3})$ | | $N(cm^{-3})$ Somma Mode | Dg (nm) | σ_g | # particelle di Aitken/totale % | $N(cm^{-3})$ | | $N(cm^{-3})$ Somma Mode | | Dg (nm) | σ_g | # particelle di accumulazione/totale % |
| Fondo urbano | I | 27/08/08 - 03/09/08 | Moda 1a | 1532 | 2419 | 11 | 1.2 | 27 | Moda 2a | 887 | 4562 | 30 | 1.24 | 52 | Moda 3a | 1649 | 1847 | 105 | 1.4 | 21 | 8828 |
| | | | Moda 1b | 887 | | 18 | 1.2 | | Moda 2b | 3675 | | 49 | 1.58 | | Moda 3b | 198 | | 213 | 1.7 | | |
| | II | 19/05/09 - 02/06/09 | Moda 1a | 551 | 4743 | 10 | 1.2 | 51 | Moda 2a | 675 | 3303 | 33 | 1.2 | 36 | Moda 3a | 1157 | 1223 | 104 | 1.5 | 13 | |
| | | | Moda 1b | 4192 | | 21 | 1.86 | | Moda 2b | 2628 | | 53 | 1.46 | | Moda 3b | 66 | | 280 | 1.5 | | |
| Residenziale Urbano | I | 11/11/09 - 23/12/09 | Moda 1a | 2943 | 7615 | 11 | 1.3 | 53 | 5907 | | 67 | 1.7 | 41 | 818 | | 109 | 2.1 | 6 | 14340 | | |
| | | | Moda 1b | 4672 | | 27 | 1.7 | | 768 | | | | | 108 | 2.1 | | | | | 5 | |
| | II | 26/02/10 - 29/03/10 | Moda 1a | 3424 | 9448 | 10 | 1.4 | 63 | 4734 | | 68 | 1.6 | 32 | 768 | | 108 | 2.1 | 5 | | | |
| | | | Moda 1b | 6024 | | 27 | 1.7 | | 768 | | | | | 108 | 2.1 | | | | | 5 | |

Di seguito vengono analizzati i dati osservati nel dettaglio per i singoli tre intervalli dimensionali.

Range di nucleazione

In termini di valore assoluto nel sito residenziale si presentano i valori maggiori di concentrazione di particelle della moda di nucleazione rispetto al sito di fondo urbano; tale differenza probabilmente è dovuta alle diverse condizioni meteorologiche tipiche delle stagioni di studio e, come già puntualizzato, ad un minor impatto del traffico durante la prima campagna del sito di fondo urbano. Le distribuzioni dimensionali per entrambi i siti presentano due mode centrate fra 11 e 21 nm e fra 11 e 27 nm rispettivamente per il sito di fondo urbano e residenziale urbano.

Range dei nuclei di Aitken

Nel range dei nuclei di Aitken in termini di valore assoluto si nota una leggera prevalenza di numero di particelle nel sito residenziale, mentre in termini di percentuale sul totale il valore maggiore si registra nel sito di fondo urbano. La sostanziale differenza fra i due siti è evidente nella distribuzione dimensionale: nel sito di fondo urbano si hanno due mode in entrambe le campagne (30 e 49 nm, 33 e 53 nm), mentre in quello residenziale è presente un'unica moda in entrambe le campagne (a 67 e a 68 nm).

Range di accumulazione

Per quel che riguarda l'intervallo di accumulazione, le percentuali maggiori di particelle in tale range si registrano nel sito di fondo urbano (13-21%), mentre il sito residenziale presenta percentuali molto basse (5-6%). La distribuzione dimensionale mostra due mode: una a circa 105 nm e l'altra, in entrambe le campagne, superiore ai 200 nm per il sito di fondo urbano, mentre nel sito residenziale è presente una sola moda a circa 110 nm.

Si riportano di seguito le elaborazioni Distfit per ciascun sito e rispettivo periodo di monitoraggio. Nella legenda sulla destra di ciascuna immagine vengono mostrati i parametri ricavati dall'elaborazione: per ciascun intervallo viene mostrato il numero di particelle sotteso a esso, il diametro geometrico medio e la deviazione standard geometrica.

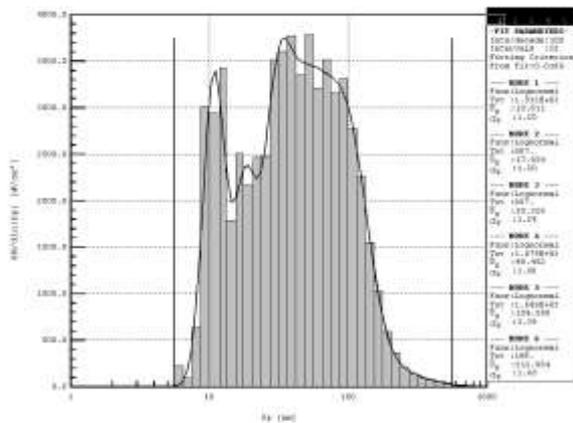


Figura 12: Elaborazione DistFit - 6 mode, numero totale di particelle per ciascuna moda (Tot), diametro medio (D_g) e deviazione geometrica (σ_g) – Fondo urbano, I campagna

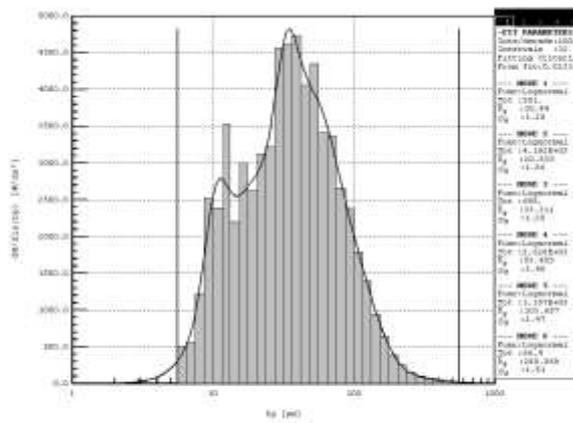


Figura 13: Elaborazione DistFit - 6 mode, numero totale di particelle per ciascuna moda (Tot), diametro medio (D_g) e deviazione geometrica (σ_g) - Fondo urbano, II campagna

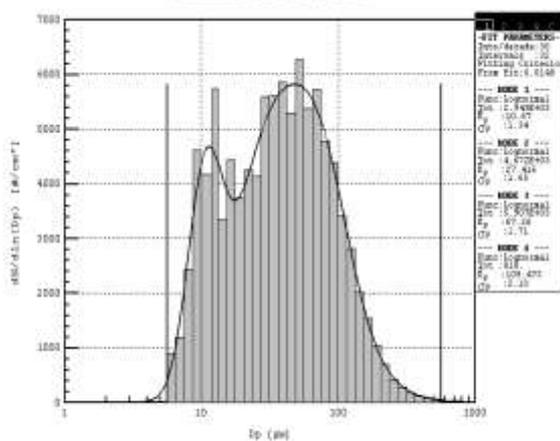


Figura 14: Elaborazione DistFit - 6 mode, numero totale di particelle per ciascuna moda (Tot), diametro medio (D_g) e deviazione geometrica (σ_g) - Residenziale urbano, I campagna

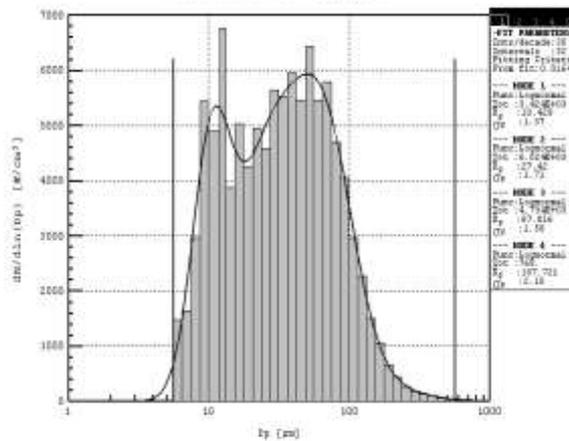


Figura 15: Elaborazione DistFit - 6 mode, numero totale di particelle per ciascuna moda (Tot), diametro medio (D_g) e deviazione geometrica (σ_g) - Residenziale urbano, II campagna

Comparazione della concentrazione numerica e distribuzione dimensionale delle particelle nei giorni di fine settimana e nei giorni lavorativi

Per quanto riguarda la concentrazione numerica e la distribuzione dimensionale dell'aerosol campionato, è stato effettuato un approfondimento riguardante i giorni lavorativi e non lavorativi per ciascun sito e periodo di monitoraggio, al fine di valutare come le differenti condizioni di emissione che si verificano nelle due tipologie di giorni della settimana si riflettono sulla distribuzione dimensionale del particolato.

Nella tabella riportata di seguito (Tab. 4) vengono mostrati i valori medi del numero totale di particelle misurate nei giorni lavorativi e non lavorativi e il loro rapporto percentuale. Da sottolineare è il fatto, che nei periodi di monitoraggio considerati, i giorni non lavorativi utilizzabili ai fini della media erano decisamente limitati soprattutto nel sito del fondo urbano.

Tabella 4: Concentrazione numerica media del particolato (5.6 – 560 nm) nei giorni lavorativi e non lavorativi (da elaborazione dati FMPS TSI 3091) e rapporto percentuale fra i due valori ottenuti.

| | | Media Lavorativi (#/cm³) | Media Non lavorativi (#/cm³) | % Non lavorativi/Lavorativi |
|----------------------------|---|--|--|------------------------------------|
| Fondo urbano | I campagna (26 agosto – 9 settembre 2008) | 8918 | 8834 | 99% |
| | II campagna (18 maggio – 3 giugno 2009) | 9381 | 9080 | 97% |
| Residenziale urbano | I campagna (12 novembre – 22 dicembre 2009) | 15200 | 12898 | 85% |
| | II campagna (27 febbraio – 28 marzo 2010) | 15085 | 14662 | 97% |

Come atteso si ha generalmente una concentrazione numerica media di particelle maggiore nei giorni lavorativi rispetto ai fine settimana e festivi in entrambi i siti, anche se, viste le incertezze di misura, i valori si possono considerare sostanzialmente equivalenti.

La differenza maggiore fra le due tipologie di giornate della settimana si è osservata nella prima campagna del sito residenziale con un valore di 85% (giorni non lavorativi rispetto a giorni lavorativi), mentre nelle altre campagne i valori si aggirano intorno a 97-99%.

Nei grafici successivi si riportano, per ciascun sito nei diversi periodi di monitoraggio, le distribuzioni dimensionali medie delle particelle, calcolate come media sia dei giorni lavorativi che non lavorativi.

In generale si osservano alcune differenze fra le due tipologie di giornate della settimana in termini di variazione del valore assoluto del numero di particelle sottese ai diversi picchi, ma non tanto come slittamento del valore del diametro medio delle mode.

Nel sito di fondo urbano si riscontra un comportamento singolare in quanto in alcuni canali dimensionali il valore di concentrazione numerica è maggiore nei giorni non lavorativi rispetto ai lavorativi, mentre per gli altri canali la situazione è invertita.

Una differenza leggermente maggiore in termini di numero di particelle è apprezzabile nel sito residenziale, dove è evidente come i diversi flussi di traffico impattino in entrambe le campagne.

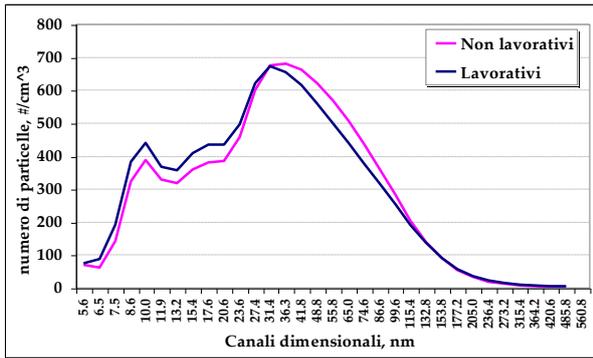


Figura 16: Distribuzione dimensionale delle particelle nel sito di fondo urbano, I campagna

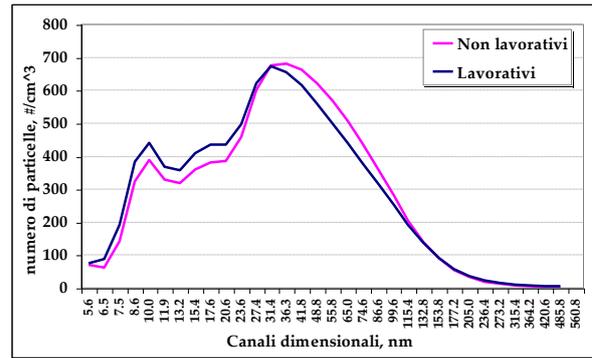


Figura 17: Distribuzione dimensionale delle particelle nel sito di fondo urbano, II campagna

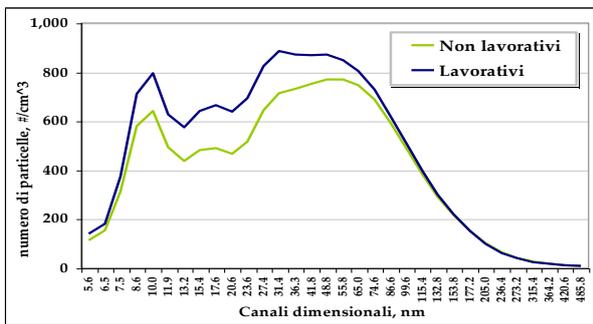


Figura 18: Distribuzione dimensionale delle particelle nel sito di fondo residenziale, I campagna

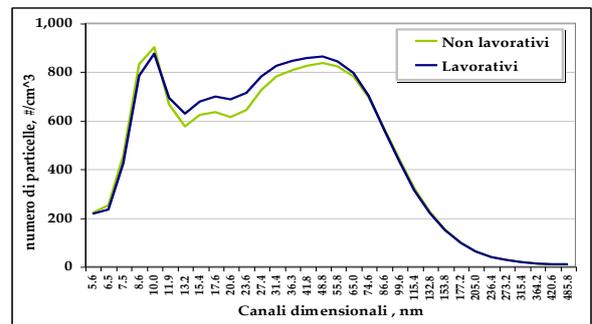


Figura 19: Distribuzione dimensionale delle particelle nel sito di fondo residenziale, II campagna

Può essere interessante effettuare un ulteriore approfondimento mettendo a confronto i valori medi orari della concentrazione numerica delle particelle totali per entrambe le tipologie di giorni della settimana e per ogni sito di monitoraggio. Le differenti condizioni di emissione (traffico, industrie, riscaldamento), unitamente alle diverse condizioni meteo che si verificano nelle diverse ore della giornata, possono condizionare le concentrazioni orarie nonché le caratteristiche chimico-fisiche dell'aerosol.

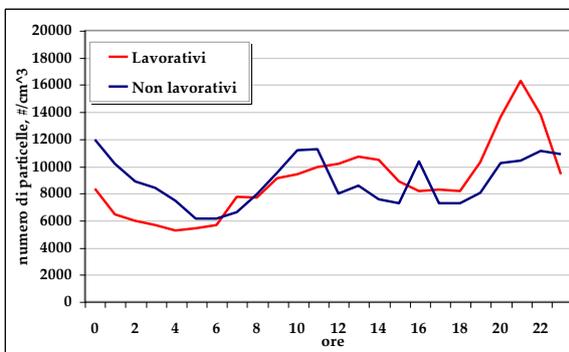


Figura 20: Andamento orario della concentrazione numerica ($\#/cm^3$) nel sito di fondo urbano durante i giorni lavorativi e non lavorativi durante la I campagna.

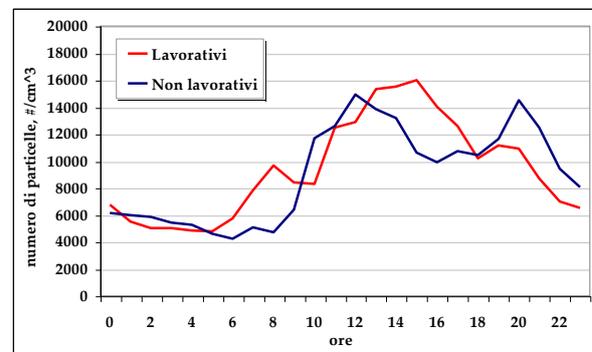


Figura 21: Andamento orario della concentrazione numerica di particelle ($\#/cm^3$) nel sito di fondo urbano nei giorni lavorativi e non lavorativi durante la II campagna

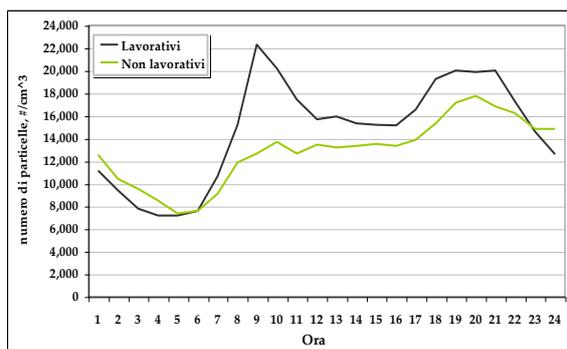


Figura 22: Andamento orario della concentrazione numerica di particelle ($\#/cm^3$) nel sito residenziale urbano durante i giorni lavorativi e non lavorativi, durante la I campagna

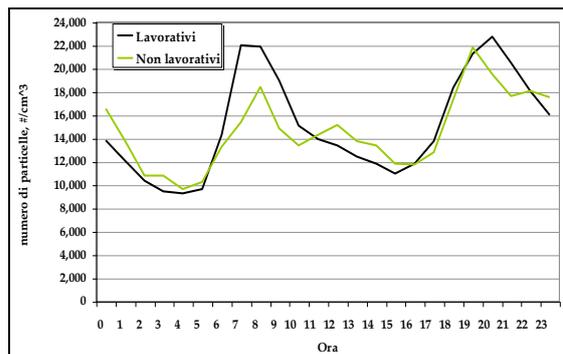


Figura 23: Andamento orario della concentrazione numerica di particelle ($\#/cm^3$) nel sito residenziale urbano durante i giorni lavorativi e non lavorativi, durante la II campagna

A differenza del sito residenziale, dove si ha un chiaro andamento giornaliero, il sito di fondo urbano ha un andamento orario giornaliero alquanto irregolare. Tale andamento anomalo potrebbe essere legato alla peculiare meteorologia che caratterizza l'area pedecollinare di tale sito rispetto all'area urbana residenziale.

Il sito residenziale presenta picchi di concentrazione nelle tipiche ore di traffico sia al mattino che nel tardo pomeriggio. Tale andamento è marcato soprattutto nei giorni lavorativi, ma è presente anche nei giorni non lavorativi.

Correlazioni fra i dati di concentrazione in massa ($PM_{2.5}$) e i dati di concentrazione numerica (5.6-560 nm) dell'aerosol

Nelle elaborazioni seguenti vengono valutate le eventuali correlazioni esistenti fra i valori giornalieri di concentrazione in massa di $PM_{2.5}$ e le concentrazioni numeriche delle particelle comprese tra 5.6 e 560 nm (come medie giornaliere).

Per entrambe le postazioni i dati di concentrazione numerica vengono confrontati con i dati giornalieri di concentrazione in massa del $PM_{2.5}$ (tabella 5). L'elaborazione dei dati relativi al numero di particelle è stata effettuata considerando, nel periodo di monitoraggio relativo a ciascun sito, solo le giornate in cui il campionamento ha interessato tutte le 24 ore; pertanto il dato medio del periodo si riferisce alle sole giornate intere, non prendendo in considerazione la prima e l'ultima giornata di campionamento perché di sole poche ore.

In particolare, per quel che riguarda il numero delle particelle, vengono utilizzati i valori medi per le particelle totali (5.6–560 nm), per le non ultrafini (NoUFP: 99.7-560 nm) e per le ultrafini (UFP: 5.6–99.6 nm).

Tabella 5: Valori del coefficiente di correlazione R fra i dati giornalieri di concentrazione in massa di PM_{2.5} e i valori di concentrazione numerica giornalieri delle particelle nelle due postazioni di studio

| | | R | | |
|---------------------|------|--|-------|--------|
| | | PM _{2.5} vs Numero di particelle | | |
| | | UFP | NoUFP | Totali |
| Residenziale urbano | 0.09 | 0.72 | 0.19 | |
| Fondo urbano | 0.22 | 0.71 | 0.06 | |

I valori piuttosto elevati del coefficiente di correlazione R per le NoUFP suggeriscono che l'andamento delle medie giornaliere del materiale particolato, inteso come concentrazione in massa di PM_{2.5}, sembra essere strettamente correlato con l'andamento delle medie giornaliere della concentrazione numerica delle particelle non ultrafini (NoUFP), che comprendono il particolato di diametro compreso fra circa 100 e 560 nm. Al contrario le particelle ultrafini (e le particelle totali, rappresentate per la maggior parte da particelle ultrafini) hanno una bassa correlazione con i valori di massa di materiale particolato, soprattutto per il sito residenziale urbano.

L'affinità di andamento giornaliero esistente fra la massa di PM_{2.5} e la concentrazione numerica delle particelle non ultrafini può far supporre sia che per tali inquinanti vi sia un'origine comune e simili meccanismi di accumulo e di trasporto in atmosfera, sia che su essi agiscano allo stesso modo le variabili chimico-fisiche dell'atmosfera.

E' noto che l'insieme di alcune condizioni meteo (bassa altezza dello strato di rimescolamento, alte pressioni persistenti, inversioni termiche, debole velocità del vento, scarsità di precipitazioni) sono favorevoli all'aumento dei valori di concentrazione in massa di materiale particolato nei bassi strati della troposfera.

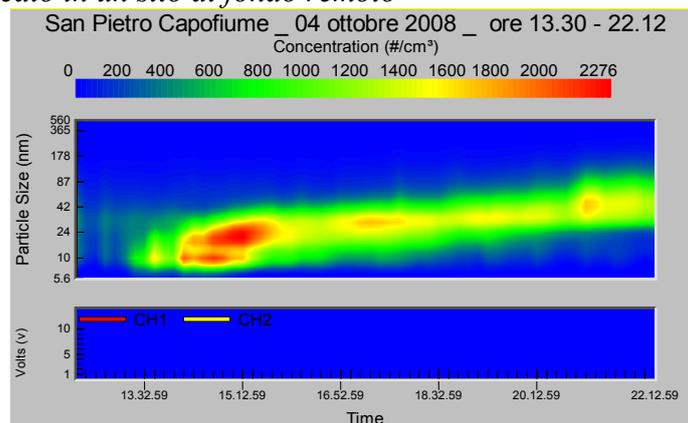
I valori più o meno alti di concentrazione in massa di particolato sono evidenza di una capacità più o meno elevata dell'atmosfera di dispersione degli inquinanti. Osservando le correlazioni effettuate, si può comprendere se le condizioni meteo che nel loro complesso hanno avuto un ruolo sulle concentrazioni in massa, possano aver avuto lo stesso ruolo sulle concentrazioni numeriche di particelle.

Considerando i risultati, si potrebbe quindi supporre che le condizioni meteorologiche abbiano agito in modo simile sul particolato più "grossolano" (PM_{2.5}) e sul particolato fine (NoUFP), ma tali considerazioni non si possono fare per il particolato ultrafine (UFP).

Possibili eventi di crescita delle particelle in atmosfera

Lo strumento utilizzato per la misura del particolato atmosferico restituisce graficamente l'andamento nel tempo della concentrazione numerica delle particelle in funzione del loro intervallo dimensionale. Osservando tali grafici, si presentano alle volte repentine variazioni di colorazione identificabili come possibili eventi di crescita nel tempo, del numero e della dimensione delle particelle. La seguente figura mostra un chiaro esempio di tali episodi: in ascissa è indicato il tempo e in ordinata gli intervalli dimensionali, mentre la concentrazione numerica è individuata dalla scala cromatica.

Figura 24: Esempio di un evento di crescita del 04 ottobre 2008 con la classica sagoma “a banana” che si è verificato in un sito di fondo remoto



La visualizzazione su tali grafici di una caratteristica forma “a banana” è generalmente indicazione del verificarsi di un possibile evento di crescita numerica e dimensionale del particolato che spesso può rappresentare un’evoluzione (o una coda) di un episodio di nucleazione, avvenuto a dimensioni prossime all’unità nanometrica.

Le incertezze nell’identificazione di un evento derivano dal fatto che, come già sottolineato, gli episodi di nucleazione avvengono a dimensioni prossime all’unità nanometrica, mentre lo strumento garantisce l’effettiva misura a partire da un diametro di 5.6 nm, quindi solo il processo di crescita successivo all’evento di nucleazione può essere effettivamente rivelabile dallo strumento.

L’analisi di un evento di nucleazione deve essere strettamente associata ad una valutazione delle condizioni meteorologiche che si sono verificate immediatamente prima e durante gli episodi di crescita in quanto si è osservato, ed è noto dalla letteratura [6, 7, 12, 30], che alcuni parametri meteorologici hanno un ruolo importante nella formazione del particolato.

In particolare vengono riportate le immagini da satellite (Fig. 26) del giorno interessato dall’episodio di crescita, nonché dei giorni precedente e successivo: tali immagini permettono una visione a scala sinottica del movimento delle masse d’aria in quota, fornendo un quadro complessivo dell’evoluzione meteorologica connessa all’evento. Le immagini sono state registrate dal satellite NOAA nel campo del visibile (Image courtesy of the University of Dundee <http://www.sat.dundee.ac.uk/>).

Vengono inoltre riportate le mappe (<http://www.wetterzentrale.de/topkarten/fsreaeur.html>) che forniscono informazioni sulla quota (in metri s.l.m.) della superficie di geopotenziale a 500hPa (colori) e sul valore di pressione al livello del mare (hPa, linee bianche) (Fig. 27).

Nel sito di fondo urbano si sono verificati diversi episodi di formazione e crescita di particelle, mentre tali eventi non si sono verificati nel sito residenziale. Una motivazione per tale differenza deriva principalmente dal fatto che la campagna di monitoraggio nel sito urbano si è verificata in una stagione prettamente estiva o tardo primaverile. L’elevata temperatura e la presenza di maggiore radiazione solare, responsabili dell’innesco di reazioni fotochimiche in atmosfera, possono essere una delle cause che facilitano il verificarsi di eventi di formazione di particelle.

Inoltre la bassa concentrazione di inquinanti in atmosfera durante le stagioni estive, dovuta essenzialmente ad un miglior rimescolamento dell’aria ed alla presenza di minori fonti di emissione, crea ulteriori condizioni idonee alla formazione di nuovo particolato.

In particolare di seguito viene mostrato l’evento di nucleazione verificatosi l’8 settembre 2008 con le relative analisi meteorologiche.

Figura 25: Evento di crescita dell'8 settembre 2008

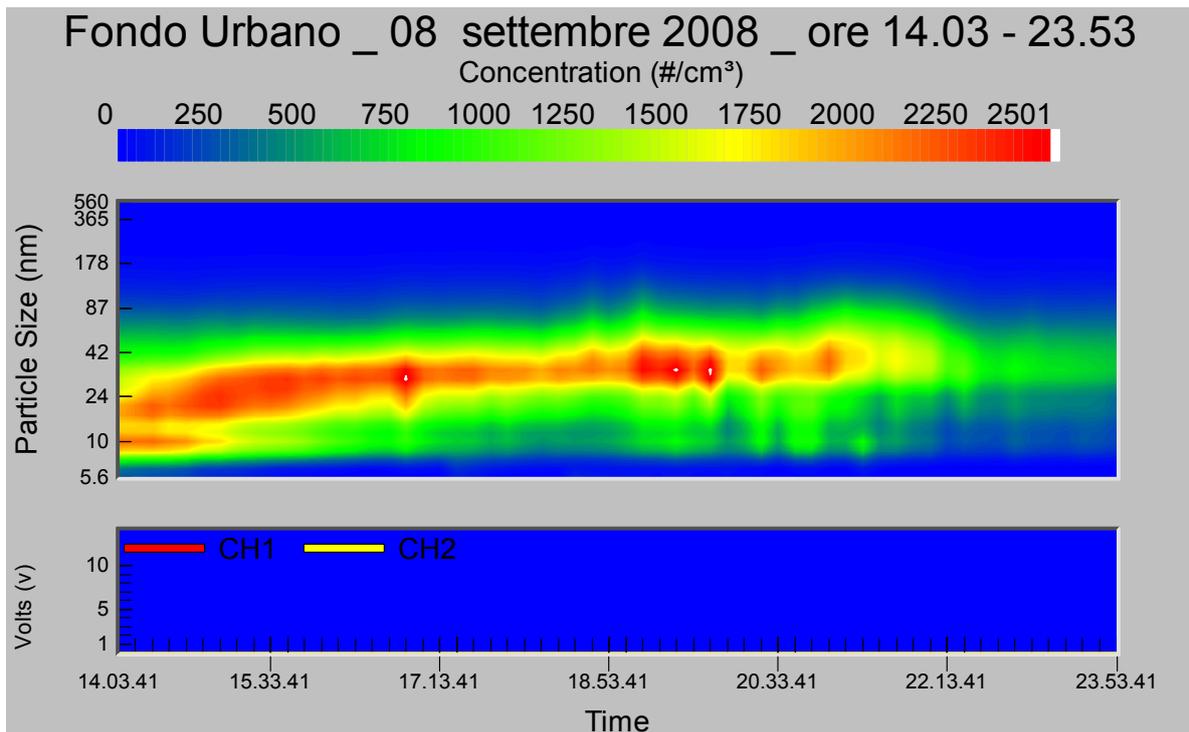


Figura 26 : Immagini GMT del 7, 8 e 9 settembre 2008

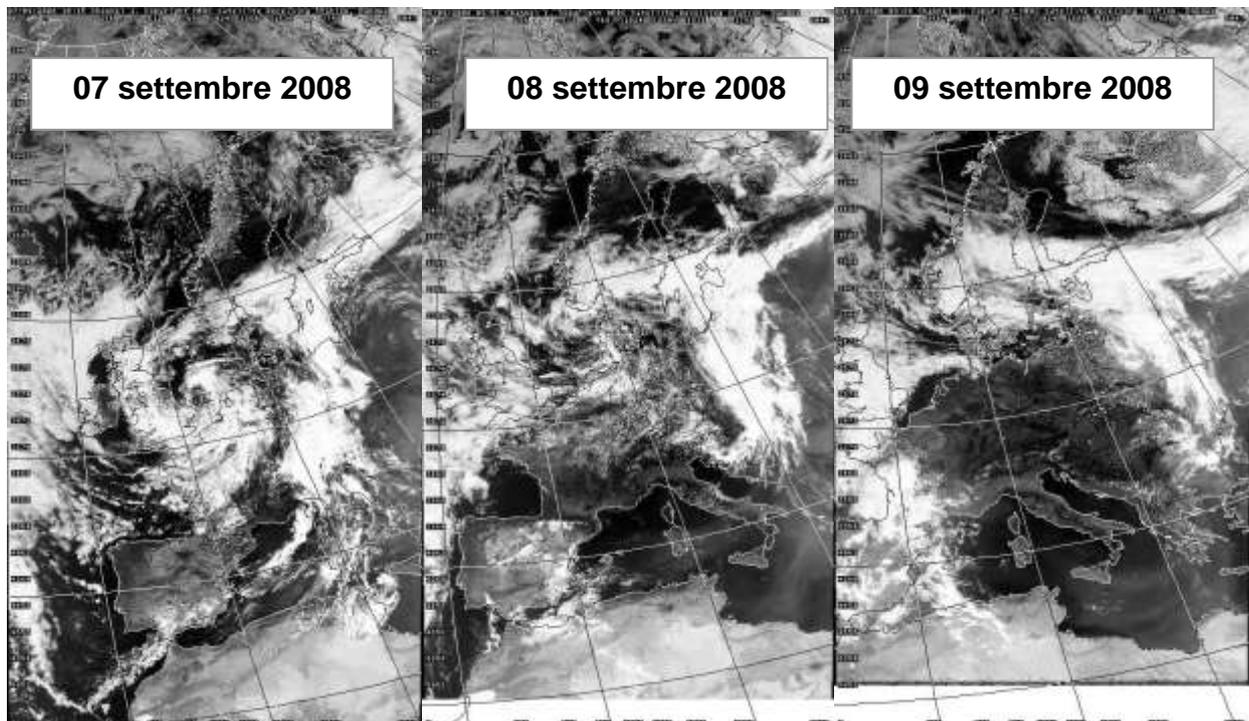
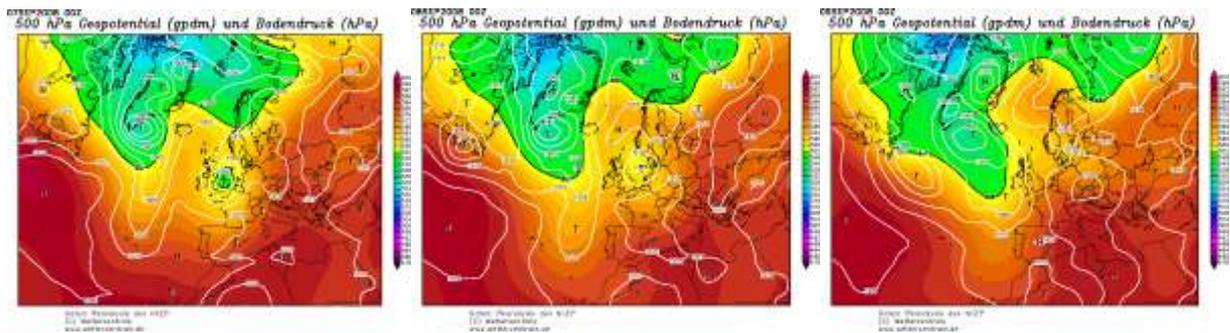


Figura 27 : Geopotenziale a 500 hPa e pressione al suolo i giorni 7, 8 e 9 settembre 2008



Ciò che si osserva nelle immagini da satellite, è il passaggio di un fronte perturbato nella giornata del 7 settembre, fenomeno che certamente ha favorito il rimescolamento delle masse d'aria e apporto di aria pulita. Un'atmosfera essenzialmente "pulita" da inquinanti sembra infatti essere la condizione ideale perché si verificano fenomeni di nucleazione di nuove particelle.

Bibliografia

- [1] Arnold, F.; Pirjola L.; Aufmhoff, H.; Schuck, T.; Lähde, T.; Hämeri, K. First gaseous sulfuric acid measurements in automobile exhaust: implications for volatile nanoparticle formation. *Atmospheric Environment*, 2006, 40, 7097 – 7105.
- [2] Baron P. A., Willeke K., *Aerosol Measurement, Principles, Techniques, and Applications*, 2005.
- [3] Biswas P.; Wu C.-Y.. Nanoparticle and the environment – Critical review. *Journal of the Air and Waste Management Association*. 2005, 55, 708-746.
- [4] Birmili W.; Wiedensohler A.; Heintzemberg J.; Lehmann K.. Atmospheric particle number size distribution in central Europe: statistical relations to air masses and meteorology. *Journal of Geophysical Research*, 2001, 106 (D23), 32005-32018.
- [5] Curtius, J. Nucleation of atmospheric aerosol particles. *Comptes Rendus Physique*, 2006, 7, 1027-1045.
- [6] Hussein T., Hämeri K., Aalto P.P., Paatero P., Kulmala M.. Modal structure and spatial-temporal variations of urban and suburban aerosols in Helsinki-Finland. *Atmospheric Environment*, 2005, 39, 1655-1668.
- [7] Hussein, T.; Karppinen, A.; Kukkonen, J.; Harkonen, J.; Aalto, P.P.; Hämeri, K.; Kerminen, V.-M.; Kulmala, M.. Meteorological dependence of size-fractionated number concentration of urban aerosol particles. *Atmospheric Environment*, 2006, 40, 1427-1440.
- [8] Jacobson M.Z.; Seinfeld J. H. Evolution of nanoparticle size and mixing state near the point of emission. *Atmospheric Environment*, 2004, 38, 1839 – 1850.
- [9] Kulmala, M.; Kerminen, V.-M.. On the formation and growth of atmospheric nanoparticles: review article. *Atmospheric Research*, 2008, 90, 132–150.
- [10] Kulmala, M.; Vehkamäki, H.; Petaja, T.; Dal Maso, M.; Lauri, A.; Kerminen, V.-M.; Birmili, W.; McMurry, P.H.. Formation and growth rates of ultrafine atmospheric particles: a review of observations. *Journal of Aerosol Science*, 2004, 35, 143-176.
- [11] Kumar, P.; Robins, A.; Vardoulakis, S.; Britter, R. A review of the characteristics of nanoparticles in the urban atmosphere and the prospects for developing regulatory controls. *Atmospheric Environment*, 2010, 44, 5035-5052.
- [12] Minoura H.; Takekawa H.. Observation of number concentration of atmospheric aerosols and analysis of nanoparticle behaviour at an urban background area in Japan. *Atmospheric Environment*, 2005, 39, 5806-5816.

- [13] Morawska L., Ristovski Z., Jayaratne E.R., Keogh D.U., Ling X. Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: Characteristics, ambient processing and implications on human exposure (Review). 2008, 42, 8113–8138.
- [14] Morawska L. Environmental Aerosol Physics
- [15] Panicker A.S., Pandithurai G., Safai P.D., Dipu S., Lee D.-I. On the contribution of black carbon to the composite aerosol radiative forcing over an urban environment. *Atmospheric Environment*. 2010, 44, 3066 – 3070.
- [16] Park K., Park J.Y., Kwak J.-H., Cho G.N., Kim J.S. Seasonal and diurnal variations of ultrafine particle concentration in urban Gwangju, Korea: Observation of ultrafine particle events. *Atmospheric Environment*. 2008, 42, 788 – 799.
- [17] Poluzzi V.; Scotto F.; Passoni L.; De Munari E.; Mazza D.. Distribuzione del PM 2.5 in Emilia-Romagna. *Arpa Rivista n. 6 anno XII novembre – dicembre 2009*, 42 – 44.
- [18] Puustinen A., Hameri K., Pekkanen J., Kulmala M., de Hartog J., Meliefste K., ten Brink H., Kos G., Katsouyanni K., Karakatsani A., Kotronarou A., Kavouras I., Meddings C., Steve Thomas S., Roy Harrison R., Ayres J.G., van der Zee S., Hoekd G. Spatial variation of particle number and mass over four European cities. *Atmospheric Environment*. 2007, 41, 6622 – 6636.
- [19] Ram K.; Sarin M.M.; Hegde P. Long-term record of aerosol optical properties and chemical composition from a high-altitude site (Manora Peak) in Central Himalaya. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 2010, 10, 7435-7467.
- [20] Rodriguez S.; Van Dingenen R.; Putaud J.-P.; Martins-Dos Santos S.; Roselli D.. Nucleation and growth of new particles in the rural atmosphere of Northern Italy _ relationship to air quality monitoring. *Atmospheric Environment*, 2005, 39, 6734-6746.
- [21] Seinfeld J.H.; Pandis S.N. *Atmospheric chemistry and physics – From air pollution to climate change*. Wiley Interscience. Second edition 2006
- [22] Sogacheva L.; Hamed A.; Facchini M. C.; Kulmala M.; Laaksonen A.. Relation of air mass history to nucleation events in Po Valley, Italy, using back trajectories analysis. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2007, 7, 839–853.
- [23] Stainer C.O.; Khlystov A.Y.; Pandis S.N. Ambient aerosol size distributions and number concentrations measured during the Pittsburgh Air Quality Study (PAQS). *Atmospheric Environment*, 2004, 38, 3275-3284.
- [24] Vana M.; Tamm E.; Hörrak U.; Mirme A.; Tammet H.; Laakso L.; Aalto P.P.; Kulmala M.. Charging state of atmospheric nanoparticles during the nucleation burst events. *Atmospheric Research*, 2006, 82, 536-546.
- [25] Wang F.; Costabile F.; Li H.; Fang D.; Allegrini I. Measurements of ultrafine particle size distribution near Rome. *Atmospheric Research*, 2010, 98, 69-77.
- [26] Wichmann, G.; Franck, U.; Herbarth, O.; Rehwagen, M.; Dietz, A.; Massolo, L.; Ronco, A.; Müller, A. Different immunomodulatory effects associated with sub-micrometer particles in ambient air from rural, urban and industrial areas. *Toxicology*, 2009, 257, 127-136.
- [27] Virtanen A.; Ronkko T.; Kannosto J.; Makela J.M.; Keskinen J.; Pakkanen T.; Pirjola L.; Hameri K.. Winter and summer time size distributions and densities of traffic-related aerosol particles at a busy highway in Helsinki. *Atmospheric Chemistry and Physic Discussions*. 2006, 6, 549-578.
- [28] Washlin P.; Palmgren F.; Van Dingenen R. Experimental studies of ultrafine particles in streets and the relationship to traffic. *Atmospheric Environment*, 2001, 1, S63 – S69.
- [29] Woo K.S.; Chen D.R.; Pui D.Y.H.; McMurry P.H.. Measurement of Atlanta aerosol size distributions: observations of ultrafine particle events. *Aerosol Science and Technology*. 2001, 34, 75-87.
- [30] Zong-bo S.; Ke-bin H.; Xue-chun Y.; Zhi-liang Y.; Fu-mo Y.; Yong-liang M.; Rui M.; Jie Z.. Diurnal variation of number concentration and size distribution of ultrafine particles in the urban atmosphere of Beijing in winter. *Journal of environmental sciences*. 2007, 19, 933-938.

STUDIO DELLA CONCENTRAZIONE NUMERICA DI PARTICELLE ULTRAFINI NELL'AREA METROPOLITANA TORINESE

Milena Sacco, Francesco Lollobrigida, Antonella Pannocchia - ARPA Piemonte

Le motivazioni che hanno spinto Arpa Piemonte ad approfondire le conoscenze in materia di concentrazione numerica e di distribuzione dimensionale delle polveri ultrafini derivano dalla crescente attenzione alle stesse da parte degli studi tossicologici, che hanno osservato effetti attribuibili soprattutto a tali frazioni granulometriche in relazione alla elevata superficie specifica e alla capacità di penetrare in profondità negli alveoli polmonari e di raggiungere il circolo ematico. Nel nostro paese, ma anche in ambito europeo, sono ancora relativamente pochi gli studi sulla concentrazione numerica di particelle ultrafini in aria ambiente, in particolare se si fa riferimento a campagne di lungo periodo che tengano conto della variabilità stagionale delle condizioni di formazione/rimozione del particolato e della conseguente variabilità delle condizioni di esposizione della popolazione. La carenza di dati, come spesso accade per le nuove tematiche ambientali, ha lasciato spazio alla diffusione di informazioni discutibili sul piano scientifico ma talvolta di grande impatto mediatico. La tematica è inoltre di particolare rilevanza in un'area come la conurbazione torinese che è notoriamente una delle più critiche d'Europa in relazione al particolato atmosferico.

Sulla base di tale presupposto Arpa e Provincia di Torino hanno promosso uno specifico progetto di indagine basato su misure di lungo periodo che si propone le seguenti finalità:

1. costruire una prima base dati dei valori di concentrazione numerica di particelle ultrafini nell'area urbana di Torino, sulla base di misure di lungo periodo rappresentative delle diverse condizioni meteorologiche. Il progetto prevede di effettuare le misure sia in prossimità del suolo che in quota, in relazione ai fenomeni di confinamento degli inquinanti atmosferici negli strati più bassi della troposfera che sono caratteristici della pianura padana;
2. confrontare la base dati con analoghe misure effettuate in altre aree urbane italiane e europee;
3. analizzare la correlazione dei dati di concentrazione numerica rilevati con gli inquinanti atmosferici tradizionali e con i principali parametri meteorologici.

Strumentazione utilizzata e ubicazione del punto di misura

Lo strumento utilizzato è un *Ultrafine Particle Monitor* modello 3031 della TSI Incorporated che si è constatato maggiormente adeguato a un monitoraggio routinario rispetto ad altri strumenti utilizzati in ambito di ricerca. Lo strumento è in grado di misurare la concentrazione numerica di particelle da un diametro di 20 nm fino a 1 micron su 6 classi dimensionali (20-30 nm, 30-50 nm, 50-70 nm, 70-100 nm, 100-200 nm, 200-1000 nm). È dotato di una sonda di campionamento progettata per impedire l'ingresso nello strumento delle particelle più grossolane e minimizzare le variabilità della misura legate alla presenza di umidità.

Tale strumento si integra inoltre come campo di misura con la strumentazione per il conteggio delle particelle di maggiori dimensioni già in dotazione al Dipartimento di Torino, l'*Environmental Dust Monitor 107* prodotto dalla *Grimm Aerosol Technik*, in grado di determinare la concentrazione numerica delle particelle da 250 nm a 32 micron. L'utilizzo congiunto delle due strumentazioni permette di coprire l'intero intervallo dimensionale delle particelle rilevabili in area ambiente.

Come già evidenziato, un elemento dirimente nella scelta dello strumento è stata la possibilità di un suo uso continuativo oltre i limiti temporali del progetto con la finalità di costruire in prospettiva una base analoga a quelle disponibili per gli inquinanti tradizionali. È inoltre possibile che la

misura della concentrazione numerica di particelle aerodisperse possa diventare nel giro di alcuni anni un vincolo istituzionale nel campo della qualità dell'aria ambiente, in considerazione della potenziale rilevanza tossicologica di questo parametro di cui si è fatto cenno in premessa. Nel campo delle emissioni degli autoveicoli, ad esempio, il Regolamento (CE) 715/2007 ha già previsto che venga definito ai fini dell'omologazione uno standard, anche in termini di numero di particelle, entro l'entrata in vigore della norma Euro VI (2015).

Il sito dove è stato collocato lo strumento si trova in una zona centrale della città di Torino caratterizzata da intenso traffico veicolare. Lo strumento è stato posizionato all'ultimo piano del grattacielo sede della Provincia di Torino, C.so Inghilterra, ad un'altezza di 50 m circa. L'installazione è avvenuta il 2 ottobre 2009 e il monitoraggio proseguirà in questo sito sino all'estate 2011. Successivamente, lo strumento verrà posizionato al suolo presso la stazione di fondo urbano di Torino-Lingotto e entrerà a tutti gli effetti a far parte della rete di monitoraggio provinciale della qualità dell'aria.

A partire dal 19 gennaio 2011 è iniziata la campagna di misura in parallelo con il citato *Environmental Dust Monitor*, in modo da poter indagare complessivamente tutto lo spettro delle particelle da 20 nm a 32 micron.

Esame dei dati relativi all'anno 2010

Confronto dei dati con quelli rilevati in altre aree italiane

La sperimentazione è cominciata ad ottobre 2009, in questa relazione verranno esposti i dati da gennaio 2010 in quanto in precedenza lo strumento non era configurato in maniera ottimale.

In Tabella 1 sono riportati i valori medi del periodo 13 gennaio - 31 dicembre 2010, calcolati come media delle medie orarie.

Il valore medio del periodo è 7.156 particelle/cm³ con massimi di 40.056 particelle/cm³. Come si può osservare in le classi 20-30 nm e 30-50 nm rappresentano il 73% delle particelle totali misurate (escludendo le particelle superiori ai 200 nm).

Tabella 1 - Medie dell'anno 2010

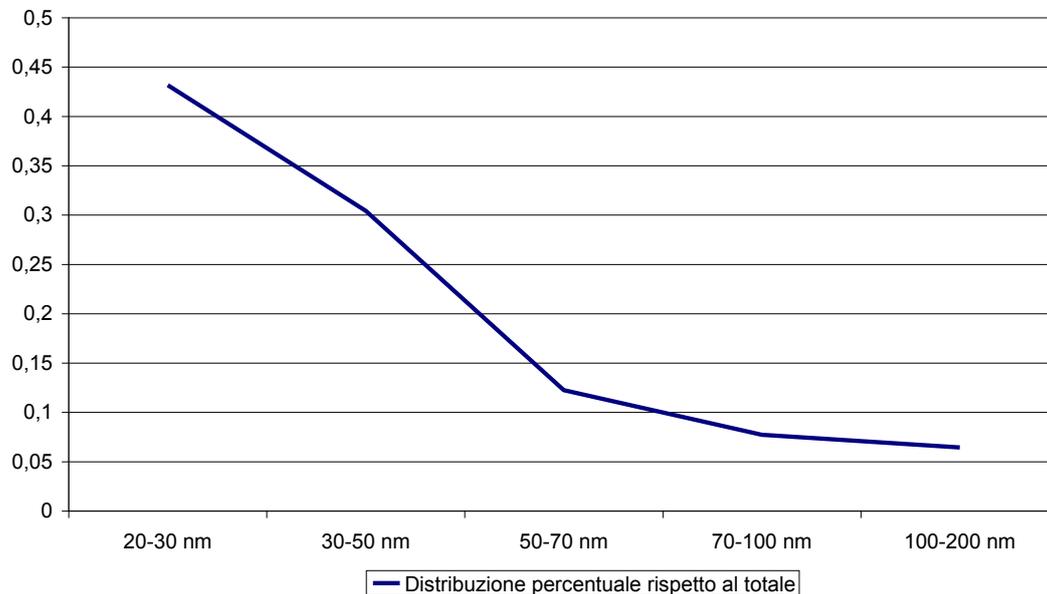
| | 20-30 nm | 30-50 nm | 50-70 nm | 70-100 nm | 100-200 nm | TOTALE |
|--|----------|----------|----------|-----------|------------|--------|
| Media 2010 | 3.089 | 2.176 | 877 | 553 | 461 | 7.156 |
| Massimo | 15.783 | 14.599 | 5.191 | 2.804 | 2.143 | 40.056 |
| Minimo | 129 | 98 | 37 | 23 | 20 | 309 |
| Distribuzione percentuale rispetto al totale | 43% | 30% | 12% | 8% | 6% | |

Per quanto riguarda i valori assoluti di concentrazione, in assenza di riferimenti normativi, può essere utile un confronto con la serie storica più completa disponibile in area urbana nel nostro paese, che è quella prodotta presso il sito di misura dell'Istituto Superiore di Sanità di Viale Regina Elena a Roma¹ dotata di una apparecchiatura in grado di determinare le particelle di dimensioni tra 7 nm e 10 µm. Il sito in questione è caratterizzato da un traffico veicolare più elevato di quello del sito di Torino (dell'ordine di 25.000 veicoli/giorno contro i circa 20.000 di Torino) e inoltre è posto al suolo a pochi metri dall'asse stradale. Il dato relativo al 2006 è dell'ordine di 30.000 particelle/cm³ e quindi circa quattro volte maggiore di quello a 50 m dal suolo nel sito di Torino, C.so Inghilterra.

¹ Marconi *et al.* - Livelli di materiale particolato ultrafine nell'atmosfera e la loro relazione con il traffico auto veicolare, Atti del Seminario "Le emissioni industriali e le immissioni- I nuovi problemi posti dalle particelle ultrafini - Rimini 2007.

In un altro studio a San Vittore del Lazio (FR) ² sono state rilevate 11.000 particelle/cm³ con uno strumento in grado di misurare particelle al di sopra di 10 nm (periodo di misura: novembre 2007 - febbraio 2008). Misurazioni di breve durata a Milano indicano valori di circa 32.000, a Brescia 13.500, a Bologna 19.600 (per diametri da 7 nm a 10µm)³.

Figura 1 - Distribuzione dimensionale delle particelle - anno 2010



Fonte: Arpa Piemonte

Analizzando la variabilità del numero di particelle nel corso della giornata (Figura 2) si evidenzia un andamento con un massimo assoluto tra le 9 e le 10 del mattino e un picco serale meno pronunciato che parte dalle 20 e permane fino alle prime ore notturne. La variabilità del corso della giornata è più ampia per le classi 20-30 nm e 30-50 nm rispetto alle classi con dimensioni maggiori, che presentano un andamento più costante, in accordo con altri dati in letteratura⁴.

L'andamento è confrontabile con quello degli inquinanti tipici delle emissioni da traffico veicolare come il monossido di azoto (Figura 3), che presentano picchi nelle stesse ore, facendo ipotizzare che le emissioni veicolari rappresentino la sorgente principale. I picchi dell'NO però sono molto più pronunciati rispetto a quelli del numero di particelle, le quali quindi sembrano avere una superiore permanenza in atmosfera e una origine anche secondaria; ciò è confermato dal fatto che la concentrazione di particelle rimane relativamente alta anche in ore notturne (24, 1 e 2 di notte), durante le quali è molto minore l'emissione primaria sia da traffico veicolare che da altre fonti.

Da sottolineare che le misure di monossido di azoto con cui sono stati fatti i confronti sono state rilevate in via Consolata e in piazza Rivoli a Torino, vale a dire i siti al suolo più prossimi a quello di misura ma comunque a distanza di alcuni chilometri.

Come per parametri tradizionalmente oggetto di monitoraggio anche il giorno tipo della concentrazione di particelle ultrafini è influenzato dall'altezza dello strato rimescolato. Il fenomeno per cui il picco mattutino risulta più elevato di quello serale è infatti presumibilmente legato al fatto che, durante il mattino, alla stabilità atmosferica delle ore notturne e delle prime ore del mattino si

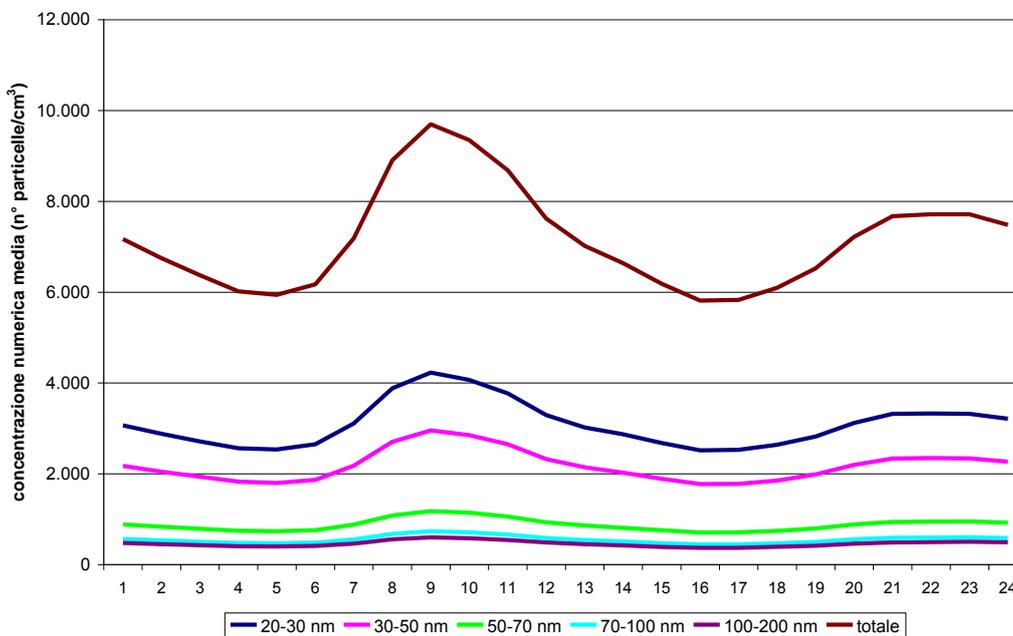
² Buonanno, Ficco *et al.* - Distribuzione dimensionale e andamento temporale di concentrazione di polveri ultrafini in prossimità di sorgenti puntiformi (inceneritore di DCR) e lineari (autostrada), Atti congresso nazionale CIRIAF 2008.

³ Stefano Cernuschi, Michele Giugliano, Stefano Consonni. Emissioni di Polveri Fini e Ultrafini da impianti di combustione, Laboratorio Energia e Ambiente Piacenza, 30 marzo 2009

⁴ Aalto, Hameri *et al.* - Aerosol particle number concentration measurements in five European cities using TSI-3022 condensation particle counter over a three-year period during health effects of air pollution on susceptible subpopulations", J Air Waste Manag Assoc. 2005 Aug;55(8):1064-76.

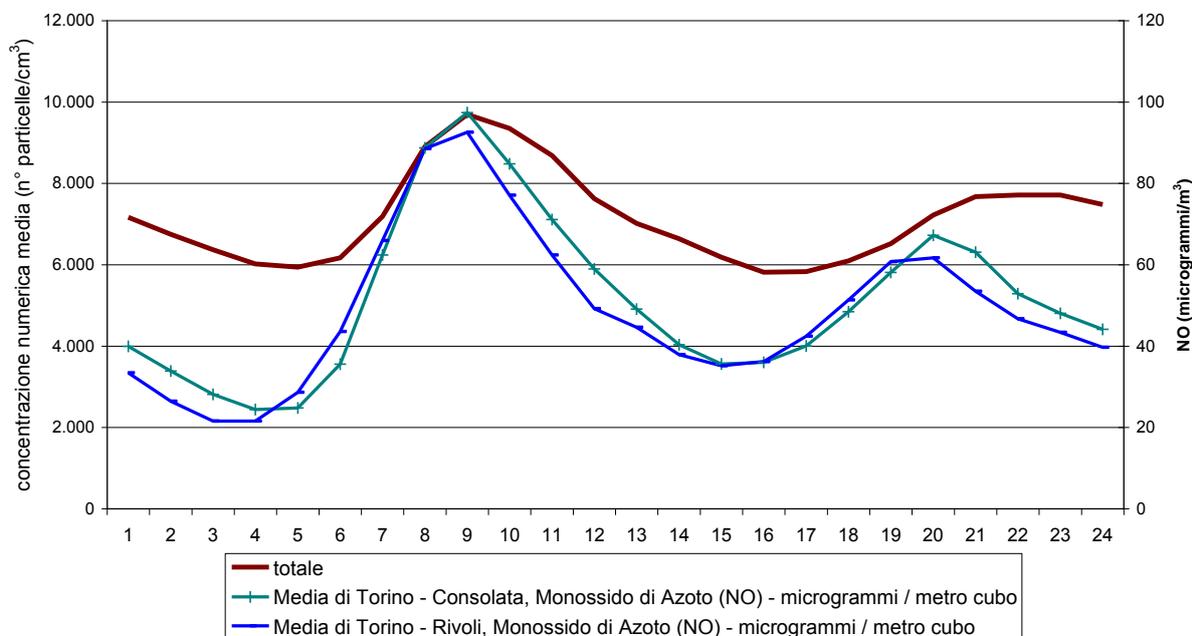
somma l'effetto dell'incremento delle emissioni di traffico, mentre nelle ore centrali della giornata all'aumento della radiazione solare corrisponde un aumento dell'instabilità atmosferica che comporta un maggiore rimescolamento delle masse d'aria e una diminuzione delle concentrazioni.

Figura 2 - Andamento orario del giorno medio per la concentrazione numerica di particelle - anno 2010



Fonte: Arpa Piemonte

Figura 3 - Andamento orario del giorno medio per la concentrazione numerica di particelle - anno 2010, confronto con andamento Monossido di Azoto Torino Consolata e Torino-piazza Rivoli

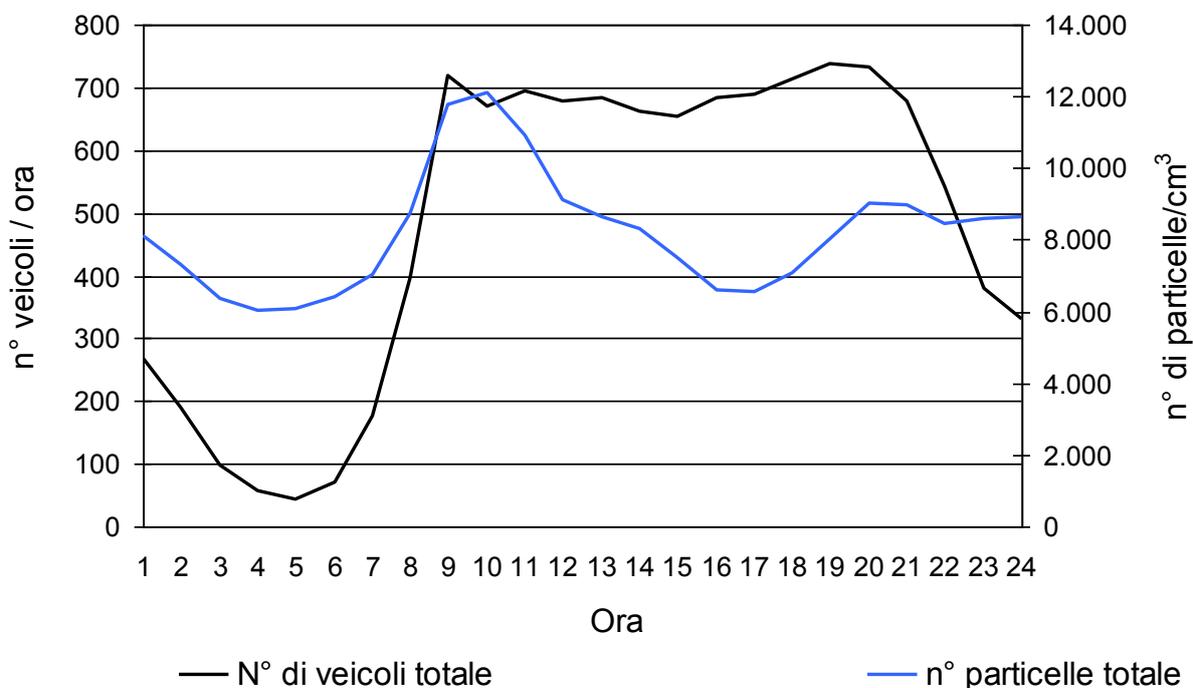


Fonte: Arpa Piemonte

Per approfondire l'influenza del traffico veicolare nel periodo invernale è stato condotto un rilevamento del numero di veicoli sull'asse viario di corso Inghilterra dal 22/10/11 al 29/11/10 in

direzione da piazza Statuto a corso Vittorio Emanuele e dal 15/12/10 al 23/01/11 in direzione contraria. La Figura 4 riporta il giorno tipo del numero di particelle nel periodo 22/10 - 29/11 e l'andamento dei flussi veicolari dei giorni feriali sull'asse di C.so Inghilterra in direzione da piazza Statuto a corso Vittorio Emanuele. Come si può osservare il picco di traffico tra le 9 e 10 coincide con quello del numero di particelle ma poi, mentre il traffico veicolare rimane all'incirca costante fino alle 21, il numero di particelle decresce con minimi verso le 16-17 e risale verso le 20-21. La decrescita nel numero di particelle nelle ore centrali della giornata potrebbe essere attribuita sia all'effetto dell'innalzamento dello strato rimescolato sia a possibili fenomeni di condensazione-coagulazione delle particelle primarie più fini preesistenti in particelle di dimensioni maggiori, in relazione, ad esempio, a fenomeni di ossidazione fotochimica di sostanze semivolatili con conseguente abbassamento della tensione di vapore. Si intende però approfondire il fenomeno indagando anche sul numero di veicoli sull'altro asse viario rilevante in prossimità del sito di rilevamento, vale a dire corso Vittorio Emanuele, viale di ampiezza maggiore e con più corsie di scorrimento sul quale l'andamento giornaliero dei veicoli potrebbe avere una modulazione differente.

Figura 4 - Giorno medio del numero di veicoli da Piazza Statuto verso C.so Vittorio Emanuele e del



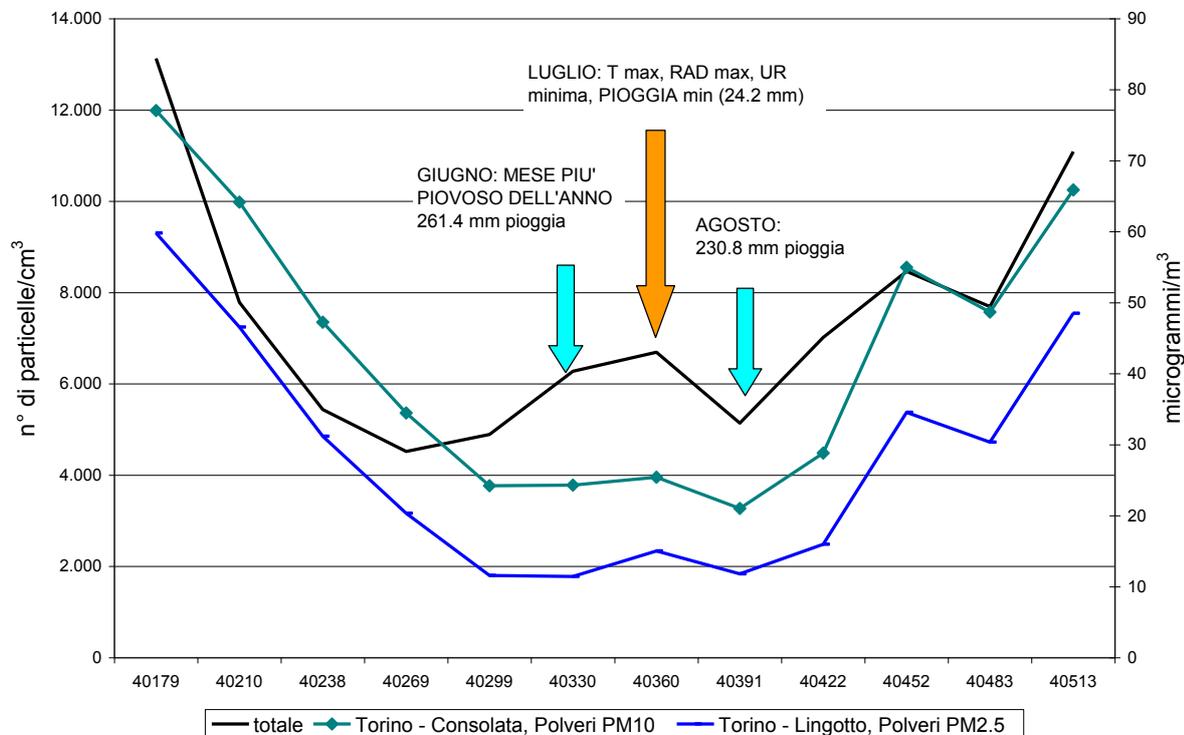
Fonte: Arpa Piemonte

Per quanto riguarda gli andamenti di lungo periodo, in Figura 5 è rappresentato l'andamento delle concentrazioni medie mensili totali di particelle relative al 2010 in confronto con gli andamenti mensili del PM₁₀ misurato in via Consolata, sito tipico di traffico, e del PM_{2,5} nella stazione di fondo urbano di via Aurelio Monti (Torino-Lingotto).

Si osserva che i massimi assoluti si collocano per tutti e tre i parametri nel periodo invernale, mentre l'andamento temporale nel periodo estivo della concentrazione numerica differisce da quello delle concentrazioni in massa. Per PM₁₀ e PM_{2,5} i massimi relativi nel mese di luglio, che è invece di norma il mese in cui si riscontrano i valori più bassi dell'anno, sono poco accentuati e quindi attribuibili in prima istanza all'andamento dei parametri meteorologici evidenziato in Figura 5. Nel 2010 infatti il mese di luglio è stato quello che ha presentato i valori massimi di temperatura

e radiazione e minimi di precipitazione atmosferica, mentre i mesi di giugno e agosto sono stati i più piovosi. Il minimo di agosto può inoltre essere attribuito alla decrescita di traffico veicolare rispetto a giugno, durante il quale questo tipo di emissione è ancora relativamente elevata.

Figura 5 - Numero di particelle e concentrazione massica di PM_{10} e $PM_{2.5}$ mensile



Fonte: Arpa Piemonte

Il massimo relativo estivo della concentrazione numerica di particelle ultrafini è invece molto accentuato, tanto che il valore medio del mese di luglio è di poco inferiore a quello di marzo, ed è quindi difficilmente spiegabile in base a sole considerazioni di carattere meteorologico.

Come ipotesi di lavoro tale fenomeno, poiché si è verificato nel mese in cui si sono raggiunti i valori massimi di irraggiamento solare, potrebbe essere attribuito a fenomeni di nucleazione dovuti alla presenza di composti organici volatili, ossidi di azoto e alta radiazione solare⁵.

Correlazione con la concentrazione di altri parametri di inquinamento atmosferico

Nei mesi di febbraio-marzo, giugno e novembre è stato posizionato un campionatore di $PM_{2.5}$ gravimetrico nello stesso sito di quota dello strumento di misura delle particelle ultrafini, in modo da poter confrontare i dati rilevati a 50 m con quelli di campionatori di PM_{10} e $PM_{2.5}$ posti al suolo nell'area metropolitana torinese. L'andamento dei $PM_{2.5}$ nel sito in quota è risultato confrontabile con quello delle stazioni al suolo di Torino-Lingotto, Borgaro e Leini. In Figura 6 a titolo esemplificativo sono riportati gli andamenti del mese di novembre.

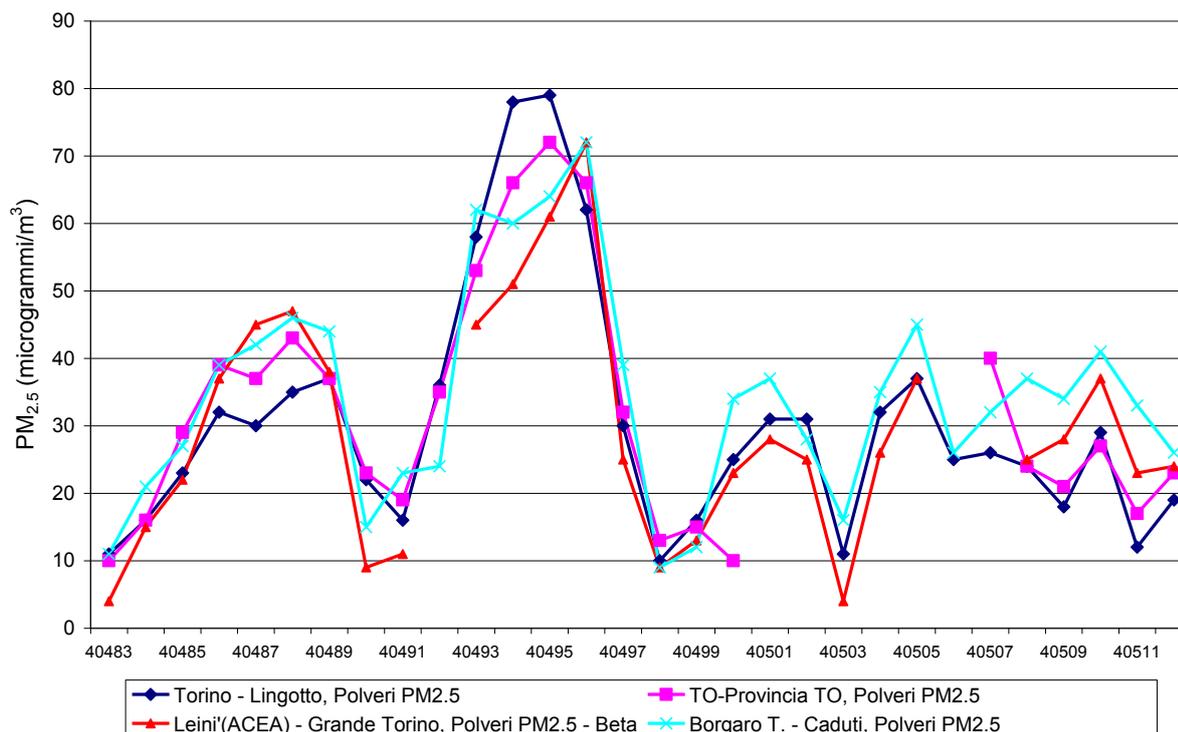
Dai risultati di tali confronti si è ritenuto giustificato utilizzare le concentrazioni al suolo degli altri parametri chimici della stazioni di Torino - Consolata, Torino - Rivoli (stazioni urbane di traffico),

⁵ Seinfeld J.H., Pandis S.N., 1998. Atmospheric chemistry and physics, New York, John Wiley, pagg 724-751.

Torino - Lingotto (urbana di fondo) per un confronto con le concentrazioni numeriche di particelle rilevate nel sito di misura.

L'elaborazione statistica dei dati a livello di medie giornaliere ha evidenziato, indipendentemente dalla classe dimensionale, coefficienti di correlazione relativamente elevati con tutti gli inquinanti misurati presso le stazioni al suolo, di origine sia primaria come il monossido di azoto che mista come il PM₁₀ e il PM_{2.5}. I coefficienti di correlazione più bassi si riscontrano per biossido di azoto e benzene (Tabella 2). E' quindi presumibile, sulla base di questa prima analisi, un'origine sia primaria che secondaria delle particelle ultrafini rilevate.

Figura 6 - Andamento concentrazioni di PM_{2.5} al suolo e in quota



Fonte: Arpa Piemonte

Tabella 2 - Correlazioni con i principali parametri chimici

| R di Pearson | 20-30 nm | 30-50 nm | 50-70 nm | 70-100 nm | 100-200 nm | totale |
|---|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|-------------------|---------------|
| Torino - Consolata, Polveri PM ₁₀ | 0.73 | 0.73 | 0.75 | 0.75 | 0.77 | 0.74 |
| Torino - Lingotto, Polveri PM ₁₀ - Beta | 0.69 | 0.70 | 0.71 | 0.72 | 0.74 | 0.71 |
| Torino - Lingotto, Polveri PM _{2.5} | 0.71 | 0.73 | 0.74 | 0.74 | 0.76 | 0.73 |
| Torino - Lingotto, Polveri PM ₁₀ | 0.74 | 0.76 | 0.76 | 0.77 | 0.78 | 0.76 |
| Torino - Rivoli, Polveri PM ₁₀ | 0.72 | 0.73 | 0.74 | 0.75 | 0.76 | 0.74 |
| Torino - Consolata, Monossido di Carbonio (CO) - milligrammi / metro cubo | 0.68 | 0.70 | 0.70 | 0.69 | 0.70 | 0.69 |
| Torino - Rivoli, Monossido di Carbonio (CO) - milligrammi / metro cubo | 0.61 | 0.62 | 0.62 | 0.62 | 0.62 | 0.62 |
| Torino - Consolata, Monossido di Azoto (NO) - microgrammi / metro cubo | 0.65 | 0.64 | 0.64 | 0.64 | 0.63 | 0.65 |
| Torino - Rivoli, Monossido di Azoto (NO) - microgrammi / metro cubo | 0.72 | 0.71 | 0.71 | 0.70 | 0.70 | 0.72 |
| Torino - Consolata, Biossido di Azoto (NO ₂) - microgrammi / metro cubo | 0.52 | 0.50 | 0.50 | 0.50 | 0.50 | 0.51 |
| Torino - Rivoli, Biossido di Azoto (NO ₂) - microgrammi / | 0.59 | 0.59 | 0.59 | 0.58 | 0.57 | 0.59 |

| <i>R di Pearson</i> | 20-30 nm | 30-50 nm | 50-70 nm | 70-100 nm | 100-200 nm | totale |
|--|----------|----------|----------|-----------|------------|--------|
| metro cubo | | | | | | |
| Torino - Consolata, Benzene - microgrammi / metro cubo | 0.62 | 0.64 | 0.64 | 0.64 | 0.64 | 0.63 |

Fonte: Arpa Piemonte

Effetto delle condizioni di stabilità atmosferica nel corso di episodi critici

Per quanto riguarda la correlazione con le condizioni meteorologiche, l'attenzione è stata focalizzata sulla valutazione dell'influenza dell'altezza dello strato di inversione. Va sottolineato che questo tipo di analisi presenta il limite di non considerare che la variazione nel tempo della concentrazione numerica di particelle ultrafini non è legato unicamente alle condizioni di stabilità/instabilità atmosferica ma anche ai complessi processi di nucleazione, coagulazione e condensazione che modificano nel tempo il numero assoluto di particelle. Come mostrato nel seguito si tratta comunque di un efficace strumento per una interpretazione di prima istanza della variabilità temporale della concentrazione di particelle ultrafini.

Sono stati analizzati due episodi critici verificatisi nelle stagioni invernali 2009-2010 e 2010-2011 in modo da valutare l'effetto legato al confinamento delle particelle negli strati atmosferici più prossimi al suolo, legato alle tipiche condizioni meteorologiche della città di Torino nel semestre freddo dell'anno.

Gli episodi selezionati (10-16 febbraio 2010 e 8-14 novembre 2010) sono caratterizzati da un'alternanza tra condizioni di instabilità e stabilità atmosferica che ha influenzato notevolmente l'andamento temporale delle concentrazioni.

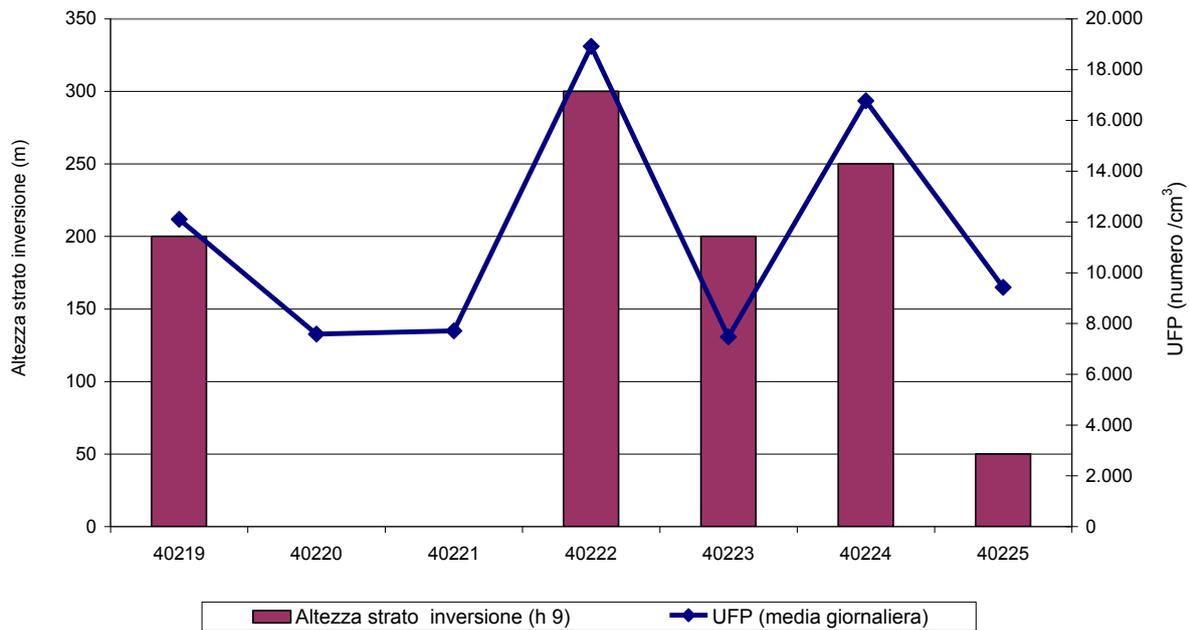
L'episodio dal 10 al 16 febbraio 2010 presenta sia condizioni di instabilità (e quindi di relativamente elevato rimescolamento verticale delle masse d'aria) nelle giornate dell'11-12 febbraio, sia di inversione termica in prossimità del suolo (e quindi di elevato confinamento degli inquinanti in prossimità del suolo stesso) nelle rimanenti giornate. Come indicatore del grado di stabilità atmosferica è stata utilizzata l'altezza sino alla quale si estende l'inversione termica nell'area urbana, ricavata sulla base dei profili verticali di temperatura disponibili presso la Struttura Complessa Sistemi Previsionali di Arpa Piemonte⁶ e riferita alle ore 9, in quanto l'intervallo orario 9-10 presenta il massimo assoluto di concentrazione di UFP nel giorno tipo. La Figura 7 riporta l'andamento della concentrazione numerica di particelle ultrafini e dell'altezza dello strato di inversione. Si osserva che in termini qualitativi la modulazione temporale della concentrazione di particelle ultrafini è ben correlata alle variazioni delle condizioni di stabilità atmosferica.

Nel corso dell'episodio dei giorni 8-14 novembre 2010 si assiste a un progressivo aumento delle concentrazioni con corrispondente aumento dell'altezza dello strato di inversione⁷ e a una diminuzione delle concentrazioni il giorno 14 novembre il quale non presenta inversione al suolo (Figura 8). Anche in questo caso l'effetto di confinamento delle particelle nello strato più vicino al suolo con l'aumentare dell'altezza dello strato di inversione termica appare evidente.

⁶ I profili verticali di temperatura utilizzati sono stati presso una stazione ubicata nella seconda cintura torinese, che quindi risente in misura trascurabile dell'effetto dell'isola di calore urbana

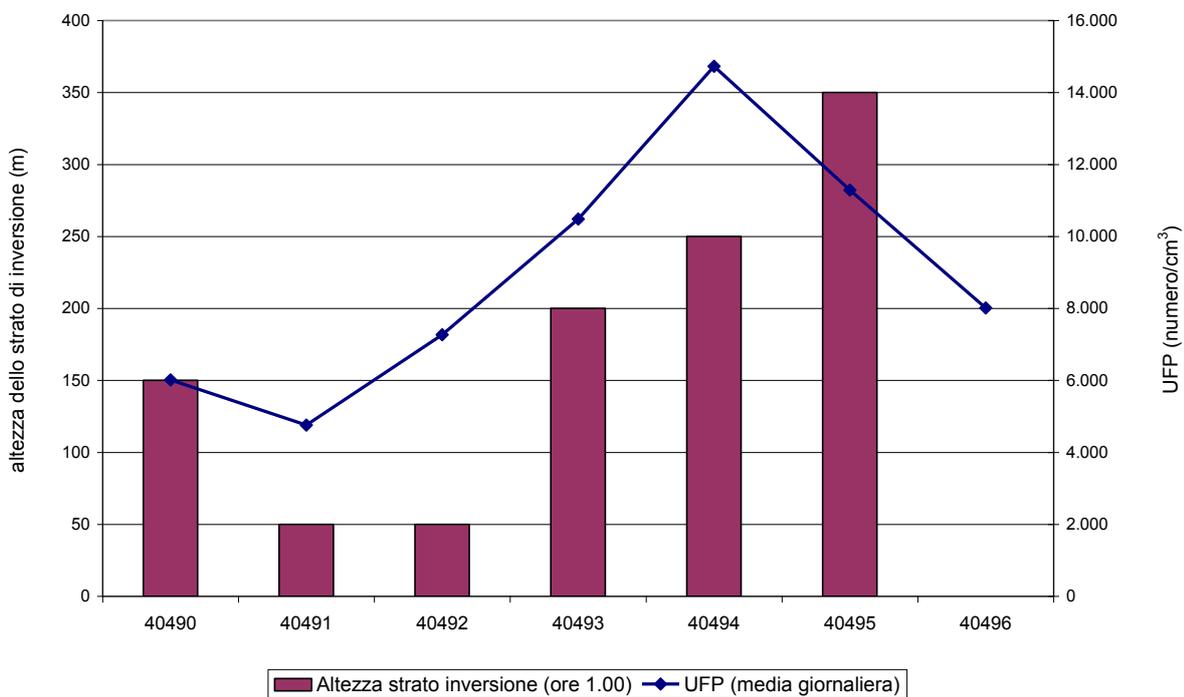
⁷ Nell'episodio in questione la correlazione risulta migliore utilizzando l'altezza di inversione all'una di notte invece che alle 9 del mattino come per l'episodio di febbraio; una possibile spiegazione potrebbe essere che nel periodo autunnale, caratterizzato da minore stabilità diurna rispetto all'inverno, è maggiormente significativo rispetto ai mesi invernali l'effetto di accumulo degli inquinanti legato alle condizioni di inversione che si possono verificare nelle ore precedenti il picco massimo di traffico.

Figura 7 - Episodio 10-16 febbraio 2010. Correlazione tra concentrazione del numero di particelle (UFP) e altezza dello strato di inversione



Fonte: Arpa Piemonte

Figura 8 - Episodio 8 -14 novembre 2010 - Correlazione tra concentrazione del numero di particelle (UFP) e altezza dello strato di inversione



Fonte: Arpa Piemonte

Conclusioni

L'analisi dei dati raccolti nel sito ubicato all'ultimo piano della sede della Provincia di Torino mostra che la concentrazione numerica di particelle ultrafini è confrontabile come ordine di grandezza con quella rilevata in altre aree italiane.

Il confronto più corretto in termini di estensione temporale del monitoraggio è quello con il sito dell'Istituto Superiore di Sanità che dispone della serie storica più completa a livello nazionale. La media annuale rilevata in tale sito, situato al suolo nelle immediate vicinanze di un asse viario urbano a elevato traffico auto veicolare, è risultata nell'anno 2006 circa quattro volte più elevata di quella rilevata nel 2010 nel sito oggetto della presente relazione.

Per quanto riguarda la distribuzione dimensionale, le particelle di dimensioni inferiori ai 50 nm rappresentano in media più del 70% di quelle misurate nell'intervallo 20-200 nm. L'andamento del giorno tipo è bimodale, con un massimo assoluto attorno alle ore 9 del mattino, in corrispondenza del massimo traffico veicolare su C.so Inghilterra. La correlazione con i flussi veicolari necessita di un ulteriore approfondimento mediante la misura del traffico su Corso Vittorio Emanuele II, l'altro grande asse viario situato nelle immediate vicinanze del sito di misura.

L'andamento delle medie mensili mostra i valori più elevati nel trimestre invernale e un massimo relativo nel mese di luglio che non appare interpretabile sulla base della sola variazione delle precipitazioni.

La correlazione con gli inquinanti atmosferici misurati al suolo non evidenzia per le particelle ultrafini una particolare prevalenza della componente primaria su quella secondaria. Nel corso di episodi critici nel semestre freddo dell'anno l'altezza dello strato di inversione è in prima approssimazione correlata con l'andamento nel tempo della concentrazione numerica di particelle ultrafini nel sito considerato.

Sviluppi del progetto

Come già segnalato sono in corso nel sito in quota di C.so Inghilterra misure in parallelo di particelle con diametro tra 250 nm fino a 32 µm con l'utilizzo di un OPC (*Optical Particle Counter*).

A livello elaborativo si intende approfondire l'influenza delle condizioni meteorologiche tramite l'analisi:

- delle differenze tra semestre caldo e freddo dell'anno sia dei giorni tipo che dei coefficienti di correlazione tra concentrazione numerica di particelle ultrafini e inquinanti tradizionali;
- della correlazione di dettaglio tra concentrazione numerica di particelle ultrafini e i principali parametri meteorologici.

Come già ricordato in premessa, una delle caratteristiche maggiormente innovative del progetto è determinare se e in che misura il numero di nanoparticelle varia con l'altezza dal suolo, in relazione alle note caratteristiche meteorologiche della pianura padana. Al termine delle misure in quota, che proseguiranno sino alla metà del 2011, lo strumento verrà quindi posizionato presso la stazione urbana di background di Torino Lingotto.

Bibliografia

1. [Aalto, Hameri *et al.* - *Aerosol particle number concentration measurements in five European cities using TSI-3022 condensation particle counter over a three-year period during health effects of air pollution on susceptible subpopulations.* J Air Waste Manag Assoc. 2005 Aug;55(8):1064-76.

2. Buonanno, Ficco *et al.* - *Distribuzione dimensionale e andamento temporale di concentrazione di polveri ultrafini in prossimità di sorgenti puntiformi (inceneritore di DCR) e lineari (autostrada)*. Atti congresso nazionale CIRIAF 2008.
3. Marconi *et al.* - *Livelli di materiale particellare ultrafine nell'atmosfera e la loro relazione con il traffico auto veicolare*. Atti del Seminario "Le emissioni industriali e le immissioni- I nuovi problemi posti dalle particelle ultrafini - Rimini 2007.
4. Cernuschi S., Giugliano M., Consonni S. - *Emissioni di Polveri Fini e Ultrafini da impianti di combustione*. Laboratorio Energia e Ambiente Piacenza, 30 marzo 2009.
5. Seinfeld J.H., Pandis S.N. - *Atmospheric chemistry and physics*. New York, John Wiley, pagg 724-751, 1998.

LA NUOVA RETE REGIONALE DI MONITORAGGIO DELLA QUALITÀ DELL'ARIA

Luciana di Croce, Armando Lombardi, Carlo Zamponi, Roberto Luis di Cesare - ARTA Abruzzo

La rete per il monitoraggio della qualità dell'aria della Regione Abruzzo

La qualità dell'aria nelle città è tra le maggiori criticità ambientali in Italia. Ciò deriva dal fatto che la percentuale maggiore della popolazione vive nelle aree urbane, in cui si concentrano le emissioni da traffico veicolare, riscaldamento domestico e attività produttive.

Il monitoraggio della qualità dell'aria è dunque indispensabile al fine di valutare il verificarsi di situazioni di inquinamento atmosferico che possano costituire un rischio per la salute della popolazione e della vegetazione. Una determinazione necessaria risulta essere quella strumentale la quale, mediante l'utilizzo di analizzatori posizionati all'interno di apposite stazioni di monitoraggio, registrano il rispetto degli standard legislativi di qualità dell'aria.

Fatte salve le competenze dello Stato, la tutela dell'ambiente dall'inquinamento atmosferico spetta alle Regioni. In particolare è di competenza delle Regioni l'indirizzo ed il coordinamento dei sistemi di controllo e di rilevazione degli inquinanti atmosferici e l'organizzazione dell'inventario regionale delle emissioni.

La Regione Abruzzo ha approvato il “ *Piano Regionale Triennale di Tutela e Risanamento Ambientale* ” il quale prevede, tra gli altri, l'intervento di “ *Implementazione del sistema di monitoraggio della qualità dell'aria* ”.

Ad oggi, eccezion fatta per la Città di Pescara ove è presente una rete di monitoraggio, sul territorio Regionale sono presenti stazioni di monitoraggio fisse e due mezzi mobili di supporto che intervengono nella valutazione di particolari situazioni di inquinamento atmosferico.

Di seguito viene descritta la rete di monitoraggio presente nella Città di Pescara e le stazioni posizionate sul restante territorio Regionale.

Distribuzione delle stazioni fisse di monitoraggio sul territorio regionale alla data del marzo 2011

Fig. 1: Rete di monitoraggio della qualità dell'aria esistente



PROVINCIA DI PESCARA

Area urbana Città di Pescara
Area urbana Città di Bussi sul Tirino

Area urbana Città di Città S. Angelo

Area urbana Città di Montesilvano

Area urbana Città di Popoli
Area urbana Città di Spoltore

PROVINCIA DI TERAMO

Area urbana Città di Teramo

PROVINCIA DI L'AQUILA

Area urbana Città di L'Aquila

Struttura della rete di monitoraggio

Città di pescara:

TABELLA 1: AREA URBANA CITTÀ DI PESCARA

| DENOMINAZIONE | TIPO | UBICAZIONE | ANALITA DETERMINATO | | | | | | | | |
|-----------------------|------|----------------------------|---------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|------------------|-------|-------------|---|
| | | | CO | SO ₂ | O ₃ | NO _x | BTX | PM ₁₀ | METEO | IDROCARBURI | |
| 1 Teatro d'Annunzio | A | Lungomare c. colombo | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | |
| 2 Piazza Grue | B | Scuola Elementare | | | | ● | ● | ● | | | |
| 3 Via Firenze | B | Liceo Classico | | | | ● | ● | ● | | | |
| 4 Viale G. D'Annunzio | C | Incrocio Via Conte Di Ruvo | ● | | | | ● | | | | |
| 5 Corso Vittorio E. | C | Incrocio con Via Ancona | ● | | | ● | | | | | ● |
| 6 Via Sacco | D | Scuola Elementare | | | ● | | | | | | |
| 7 Viale Bovio | C | Angolo Via Gioberti | ● | | | ● | ● | ● | | | |

Fig. 2: Centraline di monitoraggio della qualità dell'aria nella città di Pescara



**Struttura delle stazioni di monitoraggio
Provincia di Pescara:**

TABELLA 2: AREA URBANA CITTÀ DI BUSSI SUL TIRINO

| DENOMINAZIONE | TIPO | UBICAZIONE | ANALITA DETERMINATO | | | | | | | |
|---------------|------|--------------------------------------|---------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|------------------|-------|-------------|
| | | | CO | SO ₂ | O ₃ | NO _x | BTX | PM ₁₀ | METEO | IDROCARBURI |
| Bussi Alta | A | Vicinanza Residenza Municipale | ● | | | ● | | ● | ● | |
| Bussi Bassa | A | Parco Comunale | ● | | | ● | | ● | ● | |

TABELLA 3: AREA URBANA CITTÀ DI CITTÀ S. ANGELO

| DENOMINAZIONE | TIPO | UBICAZIONE | ANALITA DETERMINATO | | | | | | | |
|------------------------------|------|-------------------------|---------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|------------------|-------|-------------|
| | | | CO | SO ₂ | O ₃ | NO _x | BTX | PM ₁₀ | METEO | IDROCARBURI |
| Marina di Città S. Angelo | A | Viale 22 maggio 1944 | ● | | | ● | ● | ● | | |

TABELLA 4: AREA URBANA CITTÀ DI MONTESILVANO

| DENOMINAZIONE | TIPO | UBICAZIONE | ANALITA DETERMINATO | | | | | | | |
|--------------------|------|---------------|---------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|------------------|-------|-------------|
| | | | CO | SO ₂ | O ₃ | NO _x | BTX | PM ₁₀ | METEO | IDROCARBURI |
| Corso Umberto I | C | Via Gandhi | ● | | | ● | ● | ● | | |

TABELLA 5: AREA URBANA CITTÀ DI POPOLI

| DENOMINAZIONE | TIPO | UBICAZIONE | ANALITA DETERMINATO | | | | | | | |
|---------------|------|--------------------|---------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|------------------|-------|-------------|
| | | | CO | SO ₂ | O ₃ | NO _x | BTX | PM ₁₀ | METEO | IDROCARBURI |
| Sorgenti | C | Oasi naturalistica | | | ● | | | | | |

| | | | | | | | | | | |
|---------------|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| Fiume Pescara | | | | | | | | | | |
|---------------|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|

TABELLA 6: AREA URBANA CITTÀ DI SPOLTORE

| DENOMINAZIONE | TIPO | UBICAZIONE | ANALITA DETERMINATO | | | | | | | |
|-----------------------|------|--------------------|---------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|------------------|-------|-------------|
| | | | CO | SO ₂ | O ₃ | NO _x | BTX | PM ₁₀ | METEO | IDROCARBURI |
| S. Teresa di Spoltore | C | Via Mare Adriatico | | | | ● | ● | ● | | |

Provincia di Teramo

TABELLA 7: AREA URBANA CITTÀ DI TERAMO

| DENOMINAZIONE | TIPO | UBICAZIONE | ANALITA DETERMINATO | | | | | | | |
|---------------|------|----------------|---------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|------------------|-------|-------------|
| | | | CO | SO ₂ | O ₃ | NO _x | BTX | PM ₁₀ | METEO | IDROCARBURI |
| Porta Madonna | A | Via Noè Lucidi | | | ● | ● | | ● | ● | |

Provincia di l'Aquila

TABELLA 8: AREA URBANA CITTÀ DI L'AQUILA

| DENOMINAZIONE | TIPO | UBICAZIONE | ANALITA DETERMINATO | | | | | | | |
|---------------|------|---------------|---------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|------------------|-------|-------------|
| | | | CO | SO ₂ | O ₃ | NO _x | BTX | PM ₁₀ | METEO | IDROCARBURI |
| Pettino | A | Via Amiternum | | | ● | ● | | ● | ● | |

L'implementazione della rete regionale di monitoraggio

Come sopra cennato la Regione Abruzzo, con delibera del Consiglio Regionale n. 47/7 del 24/10/2006 in attuazione dell'art. 225 della L.R. 15/2004, ha approvato il “ **Piano Regionale Triennale di Tutela e Risanamento Ambientale** ” il quale prevede, tra gli altri, l'intervento di “ **Implementazione del sistema di monitoraggio della qualità dell'aria**”. La titolarità dell'intervento è prevista in capo alla Regione Abruzzo, che deve implementare il sistema mediante affidamento diretto all'A.R.T.A. .

In virtù di tale affidamento l'A.R.T.A. , nel Settembre 2010, ha redatto il Progetto Esecutivo il quale nel mese di Novembre dello stesso anno, è stato approvato dalla Regione. Lo stesso prevede di:

- incrementare la rete di monitoraggio esistente nei Comuni considerati a rischio di inquinamento atmosferico, attraverso l'implementazione del sistema di monitoraggio fisso, sia per dare copertura nelle zone che sono totalmente sprovviste, sia per riorganizzarle in linea con le Direttive Comunitarie e Nazionali in materia;
- realizzare la rete di monitoraggio cercando di migliorare gli aspetti relativi ai sistemi informativi per il trattamento e la pubblicazione dei dati ambientali.

Il Piano Regionale di Tutela della Qualità dell'aria è stato elaborato applicando e sviluppando le indicazioni della legislazione nazionale per raggiungere i seguenti obiettivi:

- elaborare piani o programmi di miglioramento della qualità dell'aria nelle zone e negli agglomerati in cui i livelli di uno o più inquinanti (SO_x, NO_x, PM₁₀, CO) superano il valore limite;
- elaborare piani di mantenimento della qualità dell'aria, nelle zone e negli agglomerati in cui i livelli degli inquinanti sono inferiori ai valori limite e tali da non comportare il rischio di superamento degli stessi;
- elaborare piani o programmi di miglioramento della qualità dell'aria nelle zone e negli agglomerati in cui l'ozono supera i valori bersaglio;
- proporre una strategia integrata per tutti gli inquinanti normati;
- poter essere integrato ogni qual volta la legislazione prescriva di prendere in considerazione nuovi inquinanti;
- migliorare la qualità dell'aria relativamente a nuove problematiche, come quelle relative a emissioni di IPA ed altri COV;
- conseguire un miglioramento in riferimento alle problematiche globali quali la produzione di gas serra.

La ristrutturazione della rete delineata dal Piano 2007 prevede i seguenti interventi:

- implementazione della rete di rilevamento per la zona ad obbligo di monitoraggio (ZOM) metropolitana Pescara - Chieti e la zona a possibilità monitoraggio combinato con tecniche modellistiche metropolitana (ZMC) Pescara – Chieti;
- individuazione del sito ed installazione della stazione fissa di monitoraggio per la zona ad obbligo di monitoraggio (ZOM) nella Provincia di Teramo;
- monitoraggio dell'entroterra regionale e costituzione della rete di rilevamento per la zona a monitoraggio misto ZVM (NO₂), ZMC (PM₁₀), ZOM (O₃);
- individuazione del sito e installazione della centralina di rilevamento per il monitoraggio degli ecosistemi.

Struttura della rete regionale di monitoraggio

Sulla base delle indicazioni provenienti dal quadro di riferimento normativo e dal quadro di riferimento tecnico si è proceduto alla progettazione della rete in termini di:

- Tipologia delle stazioni;
- Ubicazione delle stazioni;

- Tipologia degli inquinanti da monitorare.

I criteri seguiti sono stati:

- indicazioni fornite dal Piano 2007, assunte come vincolanti per quanto riguarda il numero e la tipologia delle centraline e le zone da monitorare;
- indicazioni fornite dalla normativa vigente in funzione della tipologia delle centraline;
- esigenza di garantire un'adeguata ed omogenea copertura del territorio, tenendo conto della rete di rilevamento già esistente e dell'assetto morfologico - climatico delle aree da monitorare;
- disponibilità delle amministrazioni locali a concedere in uso i siti individuati dai progettisti.

Tipologia delle stazioni

La tipologia delle stazioni di monitoraggio sono state così indicate:

| SIGLA TIPOLOGIA STAZIONE | IDENTIFICATIVO |
|--------------------------|-------------------|
| BU | Background Urbana |
| T | Traffico |
| SU | Suburbana |
| RU | Rurale |
| ER | Ecosistemi remota |
| ME | Meteo |

Ubicazione stazioni

| ZONA | UBICAZIONE |
|---|---|
| ZOM - Zona ad Obbligo di Monitoraggio | Area metropolitana Pescara - Chieti, comprendente i comuni di Pescara, Chieti, San Giovanni Teatino, Francavilla al Mare, Silvi |
| ZMC - Zona metropolitana a possibilità di monitoraggio combinato con tecniche modellistiche | Spoltore, Cepagatti, Montesilvano, Ortona |
| ZOM - Zona ad Obbligo di Monitoraggio | Teramano |
| ZOM/ZMC/ZMV | Entroterra Regionale |

Tipologia degli inquinanti da monitorare

| STAZIONI MONITORAGGIO PESCARA / CHIETI | | | | | | | | | | | |
|--|------|------------------------|---------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|---------------------------|-------|-----|------|
| DENOMINAZIONE | TIPO | UBICAZIONE | ANALITA DETERMINATO | | | | | | | | |
| | | | CO | SO ₂ | O ₃ | NO _x | BTX | PM ₁₀ / 2.5 | Meteo | IPA | VOCs |
| Montesilvano (PE) | T | Via Gandhi | ● | | | ● | ● | ● | | | ● |
| Francavilla al Mare | BU | Strada Alento / Anzuca | ● | ● | ● | ● | ● | ● | | | * ● |
| Chieti / Scalo | BU | Via Feltrino | ● | ● | ● | ● | ● | ● | | | * ● |
| Ortona | SU | Località Caldari | ● | | ● | ● | | | | | ● |
| Cepagatti | R | Via Piano Ripa | ● | | ● | ● | | | | | ● |
| S. Giovanni Teatino | ME | Via Ciafardo | | | | | | | | ● | |

* L'analisi del particolato raccolto su campionatori ad alto flusso prevede anche la determinazione di As, Cd, Ni.

Fig. 3: Rete di monitoraggio della qualità dell'aria implementata



| STAZIONI MONITORAGGIO TERAMANO | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|------|-----------------|---------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|---------------------------|-------|-----|------|
| DENOMINAZIONE | TIPO | UBICAZIONE | ANALITA DETERMINATO | | | | | | | | |
| | | | CO | SO ₂ | O ₃ | NO _x | BTX | PM ₁₀ / 2.5 | Meteo | IPA | VOCs |
| Teramo | BU | Parco Gammarana | | | | ● | ● | ● | | | |

| STAZIONI MONITORAGGIO ENTROTERRA REGIONALE | | | | | | | | | | | |
|--|------|----------------------|---------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|---------------------------|-------|-----|------|
| DENOMINAZIONE | TIPO | UBICAZIONE | ANALITA DETERMINATO | | | | | | | | |
| | | | CO | SO ₂ | O ₃ | NO _x | BTX | PM ₁₀ / 2.5 | Meteo | IPA | VOCs |
| L'Aquila | BU | Via Amiternum | ● | ● | ● | ● | ● | ● | | * ● | |
| L'Aquila | SU | Località S. Gregorio | ● | | ● | ● | | | | | ● |
| L'Aquila | RU | Località Arischia | ● | | ● | ● | | | | | ● |

* L'analisi del particolato raccolto su campionatori ad alto flusso prevede anche la determinazione di As, Cd, Ni.

| STAZIONI MONITORAGGIO ECOSISTEMI | | | | | | | | | | | |
|----------------------------------|------|------------------------------------|---------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|---------------------------|-------|-----|------|
| DENOMINAZIONE | TIPO | UBICAZIONE | ANALITA DETERMINATO | | | | | | | | |
| | | | CO | SO ₂ | O ₃ | NO _x | BTX | PM ₁₀ / 2.5 | Meteo | IPA | VOCs |
| S. Eufemia a Maiella | ER | Orto Botanico S. Eufemia a Maiella | ● | ● | ● | ● | | | | | ● |

Conclusioni

I concetti di salvaguardia e prevenzione non possono prescindere dal monitoraggio il quale costituisce il punto di partenza per qualsiasi valutazione, ma non il punto di arrivo.

Il monitoraggio dell'inquinamento atmosferico si effettua, come visto, mediante stazioni di rilevamento costituite da cabine dislocate in punti strategici del territorio che ospitano rilevatori automatici degli inquinanti al fine di rilevare le concentrazioni degli stessi; i risultati dei rilievi analitici forniscono lo strumento oggettivo per la definizione di opportune valutazioni e decisioni in tema di salvaguardia sia dell'ambiente sia della qualità della vita.

Ed è appunto questo l'obiettivo che ci si è prefissati attraverso la implementazione della rete di monitoraggio esistente. Capire dove siamo ma soprattutto dove stiamo andando attraverso una visione d'insieme capace di predire situazioni di potenziali fonti d'inquinamento o perché no, dimostrare miglioramenti dovuti anche all'implementazione della coscienza ambientale che ci si auguri diventi sempre più patrimonio genetico della collettività.

Bibliografia

1. Linee guida per la predisposizione delle reti di monitoraggio della qualità dell'aria in Italia – ANPA (CTN – ACE);
2. Delibera Consiglio Regionale – D.C.R. 47/7 del 24.10.2006 “ Piano Regionale di tutela e risanamento ambientale ”;
3. Delibera Consiglio Regionale – D.C.R. 79/4 del 25.09.2007 “ Piano Regionale tutela qualità dell'aria ”;
4. D.Lgs. del 13 Agosto 2010 n° 155 “ attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa”.

PARTE IV
***ALCUNE ESPERIENZE DI RISANAMENTO
DELLA QUALITÀ DELL'ARIA***

L'INQUINAMENTO ATMOSFERICO NELLE AREE URBANE DA TRAFFICO VEICOLARE

Stefano Caserini, Alessandro Marongiu, Marco Moretti, Elisabetta Angelino, Angelo Giudici, Guido Lanzani - ARPA Lombardia

Abstract

Il traffico veicolare legato al trasporto sia delle persone che delle merci rimane ancora oggi una delle principali fonti d'inquinamento atmosferico, in particolare nelle aree urbane.

Sebbene l'evoluzione della tecnologia abbia contribuito negli ultimi decenni alla riduzione delle emissioni specifiche dei veicoli, la crescita del parco circolante e delle percorrenze veicolari hanno parzialmente ridotto i miglioramenti della qualità dell'aria, che pur si sono verificati per gli inquinanti convenzionali nella maggior parte delle aree urbane.

Focalizzando l'attenzione sul particolato (PM₁₀ e PM_{2,5}) e sul biossido di azoto, i due inquinanti per i quali ancora oggi non sempre si rispettano i limiti previsti dalla normativa, si può osservare come per i veicoli a benzina il rinnovo del parco con l'introduzione delle classi Euro, introdotti o in circolazione a partire dal 1993, ha determinato una diminuzione sostanziale delle emissioni. D'altra parte, però, in anni recenti si è assistito ad una sempre maggiore diffusione dell'alimentazione a gasolio, più critica in termini di emissioni di ossidi di azoto e polveri. Mentre l'introduzione del filtro antiparticolato sui veicoli diesel riduce drasticamente le emissioni di PM₁₀ e PM_{2,5}, le emissioni di NO₂ dei veicoli diesel di nuova generazione (Euro IV e Euro V) non presentano riduzioni rispetto ai veicoli diesel convenzionali, complicando in questo modo il raggiungimento degli obiettivi più stringenti di qualità dell'aria.

Per il particolato, al diminuire delle emissioni allo scarico, diventano più importanti le emissioni da usura di freni e pneumatici, oltre che quelle dovute al risollevarsi di materiale terrigeno. Non si può infine dimenticare che una guida irregolare, con frequenti accelerazioni e frenate, determina comunque emissioni molto maggiori a quelle derivanti da una guida fluida, a parità di velocità media di percorrenza. Tra gli obiettivi da perseguire sono quindi di grande importanza sia la riduzione dei chilometri percorsi complessivamente dai veicoli motorizzati, sia la fluidificazione dei flussi di traffico esistenti.

Emissioni nelle aree urbane in Lombardia

Per la stima e l'aggiornamento dell'inventario regionale delle emissioni in atmosfera è da anni utilizzato in Lombardia il sistema IN.EM.AR. (INventario Emissioni Aria), sviluppato nell'ambito del Piano Regionale Qualità dell'Aria (PRQA) e gestito, a partire dal 2002, da ARPA Lombardia (Caserini et al., 2005; ARPA Lombardia, 2011). Per la redazione dei propri inventari di emissioni il sistema INEMAR viene inoltre utilizzato anche da Regione Piemonte, Regione Emilia Romagna, ARPA Friuli Venezia Giulia, Regione Veneto, Regione Puglia, Province Trento-Bolzano nell'ambito di una Convenzione attivata nel 2006.

Le informazioni raccolte nel sistema INEMAR sono le variabili necessarie per la stima delle emissioni: indicatori di attività (consumo di combustibili, consumo di vernici, quantità incenerita, quantità di metalli processati in fonderia ed in generale qualsiasi parametro che tracci l'attività dell'emissione), fattori di emissione, dati statistici necessari per la disaggregazione spaziale e temporale delle emissioni.

Con il sistema INEMAR sono stati realizzati gli inventari delle emissioni in atmosfera in Lombardia per gli anni 1997, 2001, 2003, 2005 e 2007 relativamente ai principali macroinquinanti di interesse ai fini del risanamento della qualità dell'aria (SO₂, NO_x, COVNM, CO, NH₃, PM_{2,5}, PM₁₀, PTS) e dei gas climalteranti di interesse per la riduzione del surriscaldamento globale (CO₂, CH₄, N₂O). I

dati dell'ultimo inventario, relativi all'anno 2008, sono disponibili al pubblico, dettagliati per tipo di attività, tipo di combustibile e a scala comunale (ARPA Lombardia, 2011).

Secondo le stime relative al 2008, le emissioni in atmosfera dal traffico veicolare rappresentano una delle principali fonti di NO_x, CO, PM₁₀ e PM_{2,5} in Lombardia, in particolare nelle aree urbane.

Come mostrato nelle Figure 1 e 2, nel comune di Milano e nel corrispondente agglomerato urbano milanese, definito ai sensi dalla Legge regionale 24/06 e del D.lgs. 351/99, il contributo del traffico è superiore al 50 % delle emissioni complessive sia di NO_x che di PM₁₀. Tale contributo è simile a quello presente nel comune di Brescia e in quasi tutti gli altri capoluoghi, mentre se si considerano aree più allargate, o l'intero territorio regionale, il contributo del traffico alle emissioni di materiale particolato primario si riduce. Tale variazione è dovuta alle emissioni, maggiormente rilevanti nelle aree meno urbanizzate, di PM₁₀ dovute all'attività di riscaldamento civile ed in particolare alla combustione di biomassa legnosa in piccoli apparecchi domestici. La combustione in ambito civile delle biomasse fornisce una quota significativa delle emissioni del particolato primario (anche più del 30% delle emissioni di PM₁₀ nella stagione invernale), come confermato da numerosi inventari locali delle emissioni nelle regioni italiane e europee.

Dall'analisi della ripartizione delle emissioni per tipo di combustibile (Figure 3 e 4) in Lombardia e nelle aree urbanizzate di Milano e Brescia, si nota come l'utilizzo dei veicoli diesel (autoveicoli, veicoli leggeri e pesanti) rappresenta il contributo determinante per gli NO_x, mentre le emissioni di PM₁₀ sono riconducibili principalmente sia al diesel nei trasporti che all'utilizzo di legna da ardere.

Figura 1: Ripartizione per macrosettore delle emissioni di NO_x per il 2008.

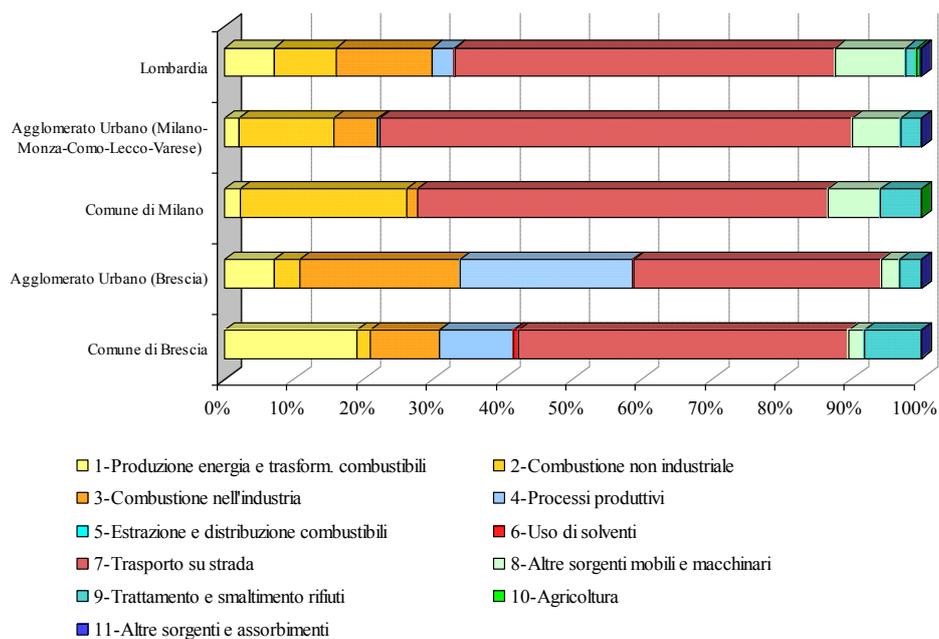


Figura 2: Ripartizione per macrosettore delle emissioni di PM₁₀ in Lombardia nel 2008.

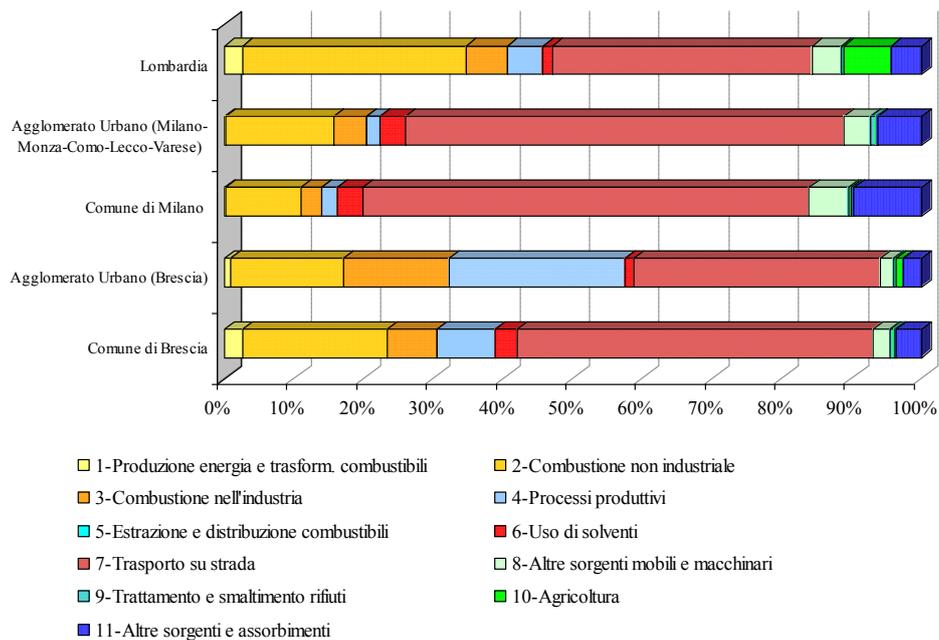


Figura 3: Ripartizione per tipo di combustibile delle emissioni di NO_x in Lombardia nel 2008.

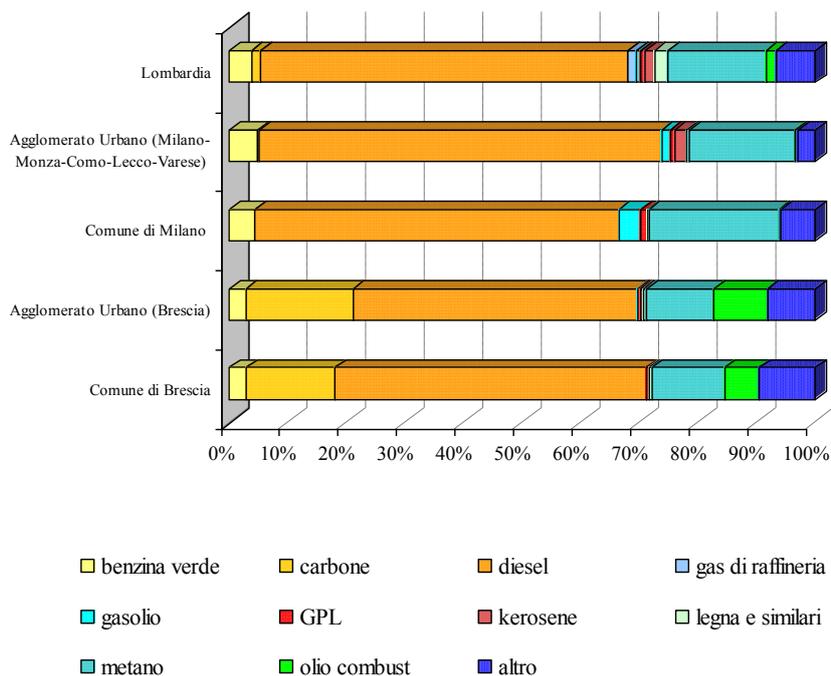
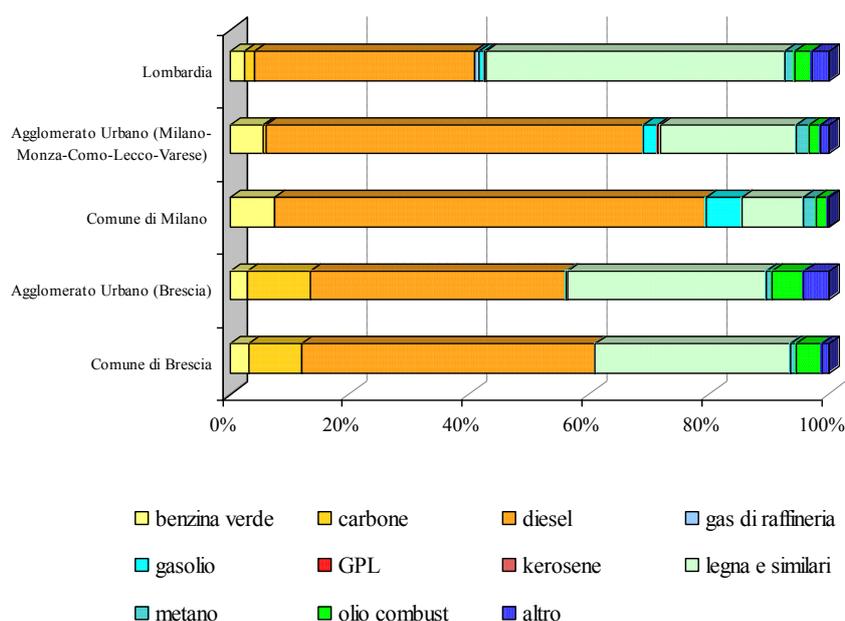


Figura 4: Ripartizione per tipo di combustibile delle emissioni di PM₁₀ in Lombardia nel 2008.



Evoluzione tecnologica del parco circolante

Come riscontrabile anche dai risultati dell'inventario della Regione Lombardia per il 2008, il contributo alle emissioni di particolato e biossido di azoto dall'utilizzo di benzina verde ammonta al massimo per entrambi gli inquinanti al 5% delle emissioni. Questo dato è riconducibile al processo di rinnovo del parco circolante, che ha portato ad una progressiva e sostanziale riduzione delle emissioni di NO_x e PM₁₀ dei veicoli a benzina.

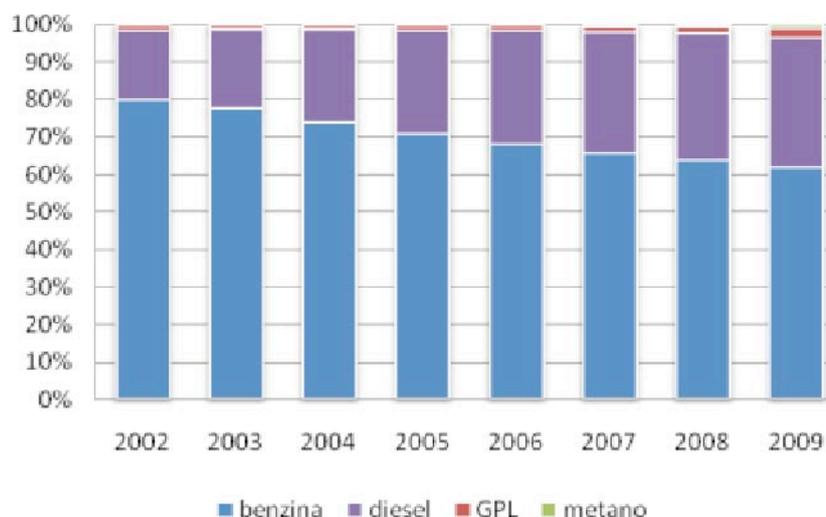
In tabella 1, è possibile notare come i fattori di emissione di PM₁₀ dei veicoli a benzina si siano ridotti passando da veicoli Pre-Euro a veicoli Euro IV con e senza filtro. Tale riduzione è maggiormente evidente considerando i contributi alle emissioni da traffico provenienti dalla combustione rispetto a quella da fenomeni di usura di freni, pneumatici e strade, i cui fattori di emissione rimangono praticamente invariati. Il trend di riduzione dei fattori di emissione è molto rilevante anche per gli NO_x, ad eccezione degli autoveicoli diesel in cui le riduzioni sono più limitate.

Tabella 1: Fattori di emissione medi per PM₁₀ ed NO_x per differenti categorie di veicoli, stimati dall'inventario INEMAR come valori medi in Lombardia nel 2008 (ARPA Lombardia, 2011).

| | TIPO LEGISLATIVO | COMB. | Emissioni PM ₁₀ primario [mg/km] | | | Emissioni di NO _x [mg/km] |
|-------------------------|------------------|---------|---|-------------|----------------------------|--------------------------------------|
| | | | Totale PM ₁₀ | Scappamento | Freni pneumatici abrasione | |
| Automobili | Pre-Euro | benzina | 54 | 27 | 27 | 1.930 |
| Automobili | Euro IV | benzina | 27 | 0,9 | 26 | 31 |
| Automobili | Pre-Euro | gasolio | 268 | 241 | 27 | 901 |
| Automobili | Euro IV | gasolio | 63 | 37 | 26 | 602 |
| Automobili | Euro IV FILTRO | gasolio | 30 | 4 | 26 | 602 |
| Veicoli leggeri < 3.5 t | Pre-Euro | gasolio | 360 | 322 | 39 | 2.098 |
| Veicoli leggeri < 3.5 t | Euro IV FILTRO | gasolio | 43 | 4 | 39 | 871 |
| Veicoli pesanti > 3.5 t | Pre-Euro | gasolio | 561 | 434 | 127 | 10.505 |
| Veicoli pesanti > 3.5 t | Euro IV FILTRO | gasolio | 129 | 3 | 127 | 4.516 |

Si nota altresì in Tabella 1 come le recenti motorizzazioni Euro IV delle autovetture a benzina sono caratterizzate da fattori di emissione medi nettamente più bassi di quelle degli autoveicoli a diesel, di un fattore 2 per PM_{10} e un fattore 20 per NO_x . Questo aspetto deve essere tenuto in considerazione, in quanto nell'ultimo decennio si è registrata una sempre maggiore diffusione dell'alimentazione diesel, a scapito dei veicoli a benzina (Figura 5).

Figura 5: Ripartizione per tipo di combustibile degli autoveicoli in Lombardia nel periodo 2002-2009 (Gaifami, 2011).



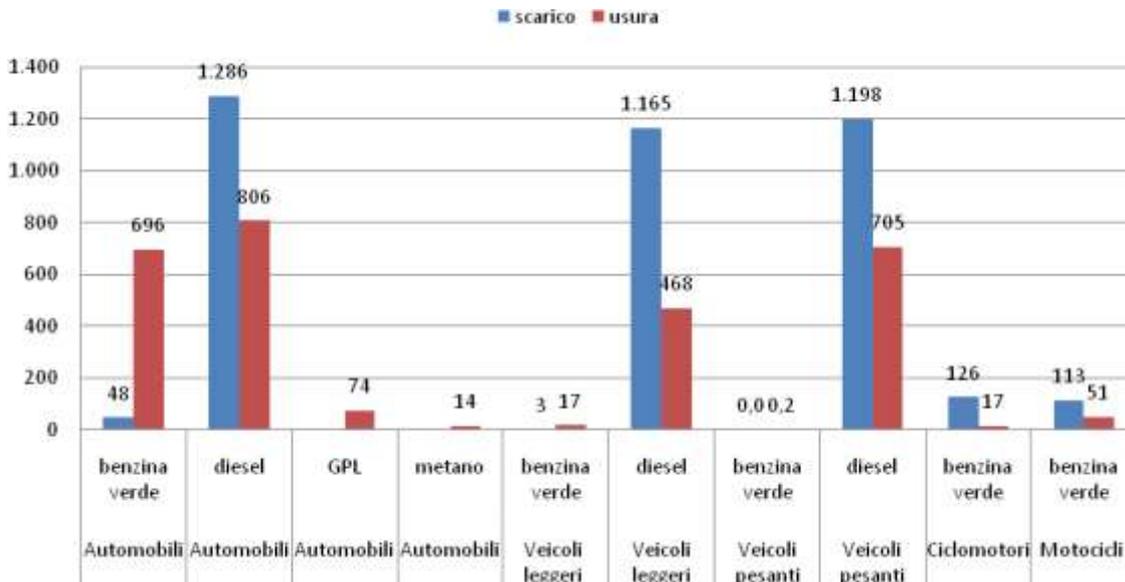
Per quanto riguarda il particolato, al diminuire delle emissioni dal tubo di scappamento, diventano relativamente sempre più importanti le emissioni da usura di freni e pneumatici, oltre che il risollevarsi di materiale terrigeno.

Secondo alcune stime effettuate nell'ambito del programma CEPMEIP (Coordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories, Projections and Guidance), di supporto alla redazione degli inventari nazionali di emissioni di particolato nell'ambito della convenzione CRLTAP (UNECE-Convention on Long Range Transport of Air Pollutants) e di altri studi, l'usura dei pneumatici, dei freni e delle strade nell'ambito del settore dei trasporti sarebbe una fonte importante di emissione di materiale particolato caratterizzato da numerosi metalli pesanti tra cui Pb e Cu (CEPMEIP, 2003; Rauterberg-Wulff, 1999; Hulskotte et al. 2006). Queste emissioni hanno una distribuzione granulometrica difficilmente quantificabile, perché nel caso per esempio dell'usura dei freni almeno metà delle particelle ricade sulla strada o rimane intrappolata nelle parti meccaniche del mezzo (Sanders et al., 2003). Tale considerazione da una parte riconduce al problema dell'ancora elevato grado di incertezza sui metodi di stima per la risospensione del materiale particolato come sorgente primaria (EEA, 2009) e suggerisce dall'altra di prestare grande attenzione alla definizione dei profili di speciazione in termini di metalli pesanti delle polveri sottili provenienti da queste sorgenti.

Per la Regione Lombardia nel 2008 la ripartizione delle emissioni da traffico, nella loro distinzione tra emissioni da tubo di scappamento o da fenomeni di usura, è riportata in Figura 6.

Si nota come le polveri dovute all'usura sia del mezzo meccanico che del manto stradale siano una quota rilevante delle emissioni di PM_{10} , sia per gli autoveicoli diesel che per i veicoli commerciali leggeri e pesanti.

Figura 6: Emissioni di PM₁₀ da traffico veicolare dovute agli scarichi dei motori ed ai fenomeni di usura.



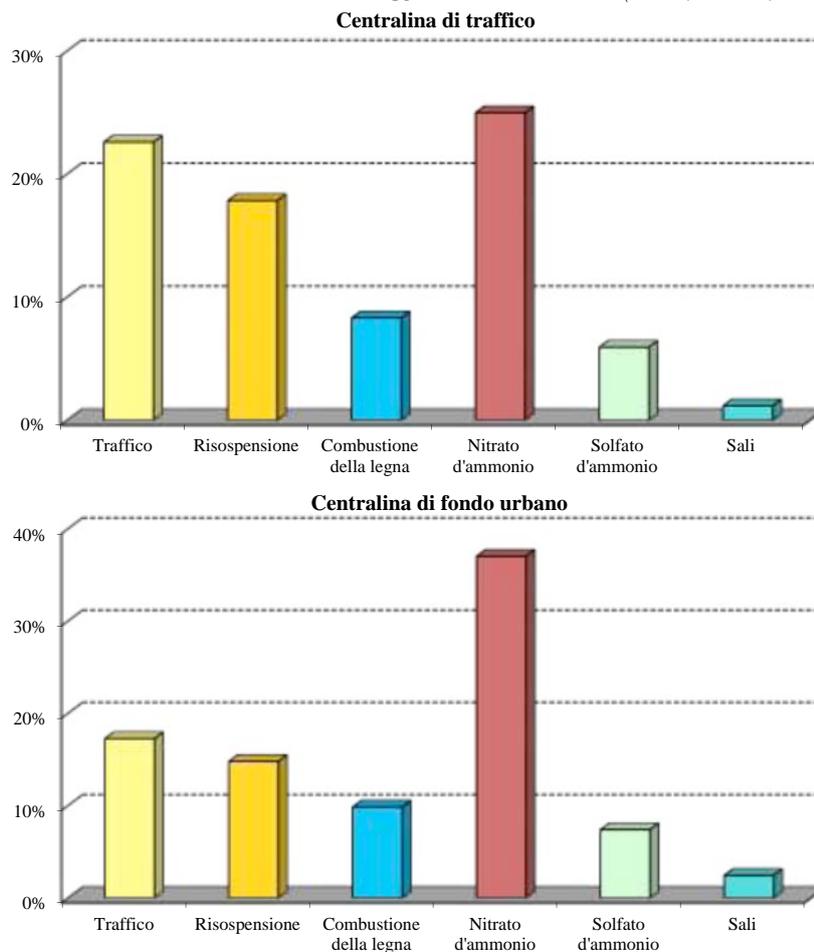
Rimandando al sito web di INEMAR per il dettaglio delle diverse metodologie utilizzate nell'inventario emissioni, per il calcolo delle emissioni da trasporto su strada sono stati utilizzati gli algoritmi proposti dalla metodologia COPERT IV, impiegata in ambito europeo per gli inventari delle emissioni (EEA, 2009).

Tale metodologia fornisce i fattori di emissione per circa 150 tipi di veicoli, tra cui quelli riportati in tabella 1, in relazione alla velocità media di guida. L'implementazione prevede la distinzione fra le emissioni da traffico in ambito urbano da quelle su grandi assi stradali. A tale fine, sono stati raccolti e processati i dati di traffico disponibili in Regione Lombardia, a partire dall'assegnazione dei flussi al grafo stradale realizzato nel 2002 da Regione Lombardia contenente i flussi di traffico su circa 45.000 archi, comprendente tutte le strade principali, ed escludendo le strade con un traffico a carattere prevalentemente locale. Sono considerate 4 categorie di veicoli: automobili, veicoli leggeri < 3,5 t, veicoli pesanti > 3,5 t e autobus, motocicli (> 50 cm³). I profili di distribuzione temporale dei veicoli sono stati definiti per 4 stagioni, 3 diversi giorni (giorno lavorativo, sabato e domenica) e diversi periodi del giorno.

Emissioni da traffico e qualità dell'aria

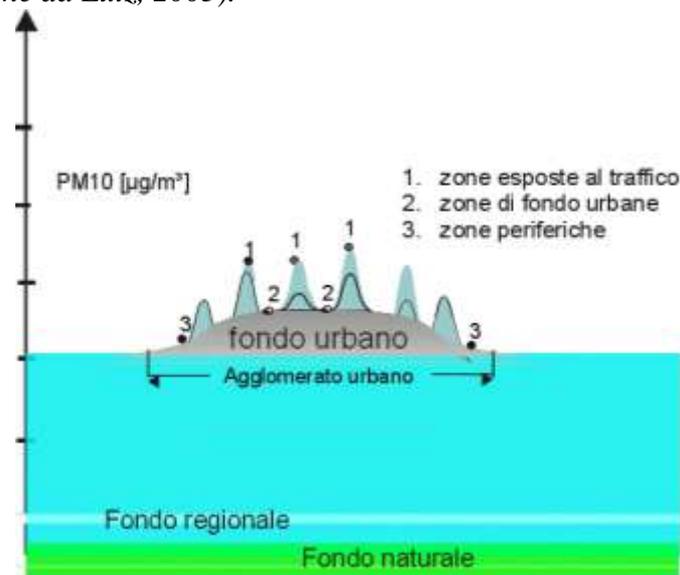
Le considerazioni derivanti dall'analisi dei risultati dell'inventario delle emissioni in atmosfera trovano ulteriore conferma, oltre che nell'analisi dei trend giornalieri ad esempio di monossido di azoto, nella individuazione dei contributi principali alle concentrazioni medie di PM₁₀ a Milano mediante analisi di composizione del particolato effettivamente campionato in aria. Considerando i dati di due centraline di analisi della qualità dell'aria, la prima in una zona vicina a consistenti flussi di traffico e la seconda in un'area di "fondo urbano", il ruolo delle diverse sorgenti è stato determinato con tecniche di "source apportionment" (JRC, 2009), e ha mostrato come il traffico e la risospensione della polvere già depositata al suolo contribuiscono a circa il 20 % e 15 % dei valori medi annui di PM₁₀ registrati dalle due centraline. Si nota in Figura 7 come sia rilevante per entrambe le centraline, seppur in misura minore, anche il contributo della legna da ardere.

Figura 7: Contributi alle concentrazioni di PM_{10} in area urbana (JRC, 2009; Larsen, 2008).



In termini qualitativi, in Figura 8 sono mostrati i differenti contributi alla concentrazione di PM_{10} di un'area urbanizzata. Il "fondo naturale" contribuisce in minima parte alla concentrazione del particolato, mentre i contributi del "fondo regionale" dovute alle emissioni di natura antropogenica prodotte sia su vasta scala (contributi transfrontalieri o su scala di bacino) o dalle aree limitrofe all'interno della regione, possono determinare una quota rilevante delle concentrazioni di polveri fini, in relazione alle dalle condizioni meteorologiche che influenzano la dispersione degli inquinanti. Il contributo del "fondo urbano" aumenta ulteriormente i livelli delle aree centrali degli agglomerati, ma influenza meno le zone periferiche (punto 3). Rispetto alle zone urbanizzate ma non interessate da particolari flussi da traffico (punto 2), le concentrazioni di PM_{10} nelle zone urbanizzate più esposte al traffico (punto 1) risentono di ulteriori contributi, presentando consistenti "picchi" di concentrazioni, sia giornaliere che medie annuali, che vanno a sommarsi agli altri contributi. Per l' NO_2 si può descrivere una realtà simile, sebbene, data la diversa natura dell'inquinante, il contributo del fondo regionale tenda percentualmente a diminuire rispetto al contributo locale, relativamente più importante.

Figura 8: Scala qualitativa ai contributi delle concentrazioni di PM_{10} in aree urbane della Lombardia (elaborazione da Lutz, 2003).



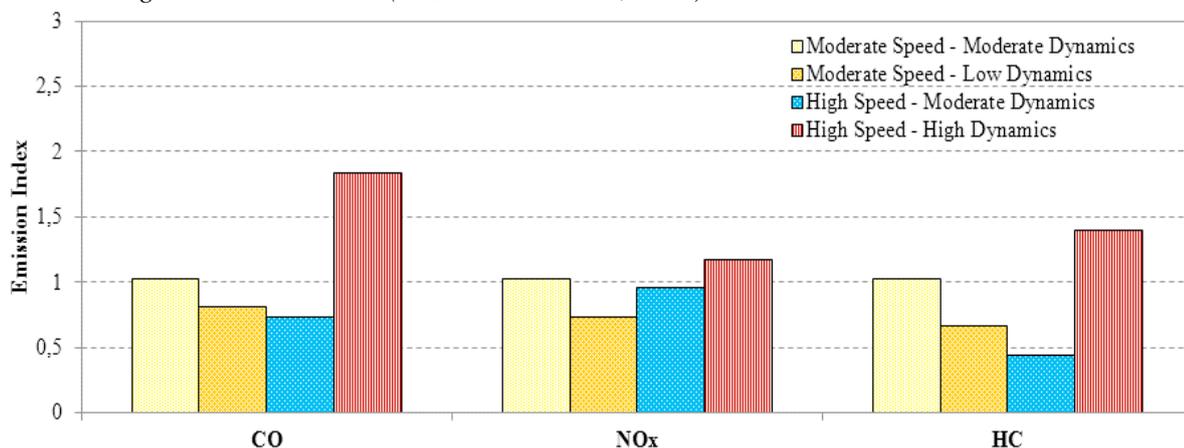
Influenza dello stile di guida sulle emissioni

Oltre che dal tipo di veicolo e di carburante, le emissioni da traffico dipendono dal ciclo di guida e dalle velocità medie di percorrenza.

Per quanto riguarda la dipendenza dalla velocità media, per tutte le categorie di veicoli le emissioni crescono nettamente superati i 70-90 km/h; pur se la posizione del minimo delle emissioni dipende dalla cilindrata del mezzo, al di sopra dei 100 km/h le emissioni crescono in modo netto. La riduzione nei fattori di emissioni medi delle auto, passando da una velocità media di 100 km/h a 70 km/h è del 20 % e 40 % rispettivamente per NO_x e PM_{10} , passando da 130 km/h a 100 km/h è invece per gli stessi inquinanti di circa il 65 % e 60 %.

Per quanto riguarda l'effetto del ciclo di guida, nella letteratura scientifica diversi lavori hanno mostrato come una guida più "nervosa" o "dinamica", con brusche accelerazioni e frenate, aumenta, a parità di velocità media, le emissioni in atmosfera dei veicoli. In Figura 9 è mostrato l'effetto relativo della velocità media e della dinamica di guida sulle emissioni (Ntziachristos et al., 2000); alte velocità medie, associate a continue fluttuazioni delle stesse, determinano maggiori emissioni che non quelle associate ad un regime di guida caratterizzato da velocità sostenuta ma costante. In quest'ultimo caso, riconducibile ad una situazione di traffico scorrevole, le emissioni di NO_x ed idrocarburi sono minimizzate.

Figura 9: Effetto relativo sui fattori di emissione normalizzati di autoveicoli della velocità media e della dinamica di guida in cicli urbani (Ntziachristos et al., 2000)

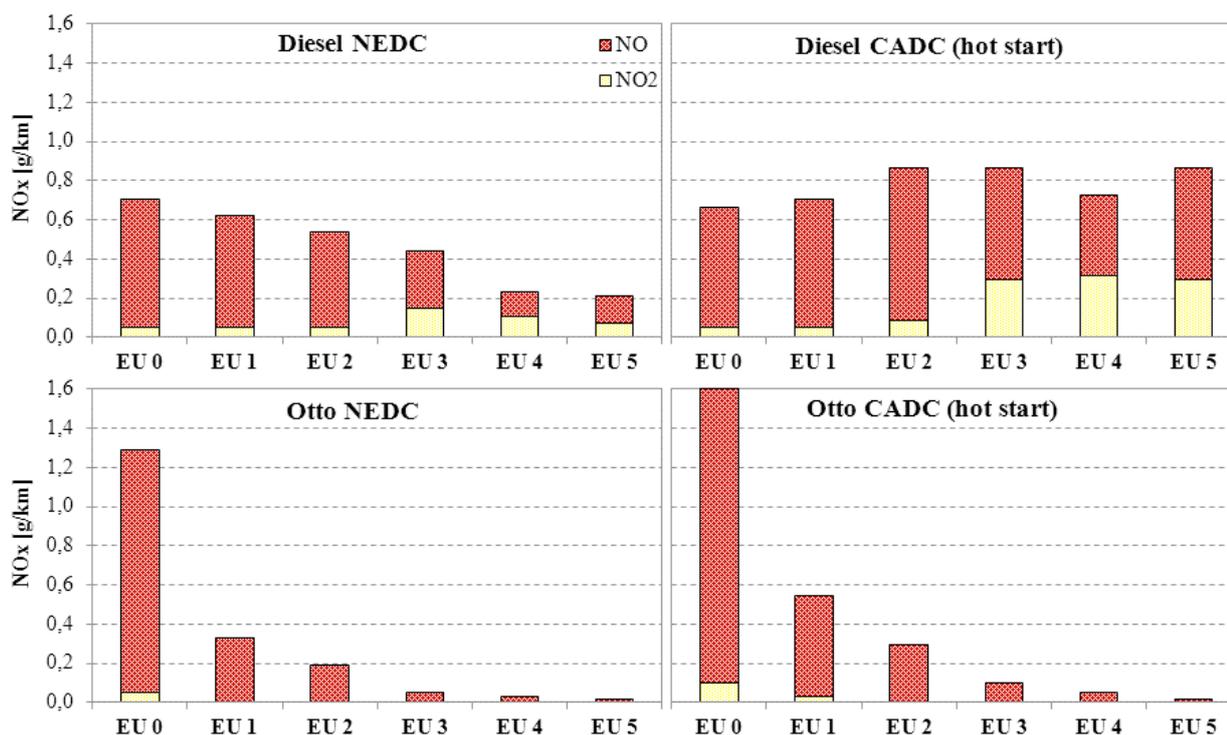


L'influenza del regime di guida è testimoniata anche dai risultati di un recente studio statunitense (Zhang et al. 2011), che ha messo in relazione: ratei di emissione, ratei di consumo di combustibile ed emissioni d'inquinanti a differenti condizioni di traffico: "free-flow" (traffico scorrevole), "work zone" (in prossimità di cantieri) e "rush hour" (ora di punta).

La variazione dei fattori di emissione in funzione del tipo di ciclo di guida è un fattore rilevante anche nelle fasi di omologazione/certificazione delle autovetture. In Figura 10 sono riportati i fattori di emissione di NO ed NO₂ misurati per differenti categorie di autovetture alimentate a benzina (due grafici in basso) e diesel (due grafici in alto), sia per cicli di omologazione (New European Driving Cycle, NEDC) che per cicli reali rilevati su strada (Common Artemis Driving Cycle, CADC). Per i veicoli a benzina, indipendentemente dal ciclo di guida, la riduzione dei fattori di emissione da veicoli Euro-0 a Euro-V segue sostanzialmente quella prevista dalla normativa. Per i veicoli diesel, invece, se si considera il ciclo di omologazione si ha una riduzione dei livelli emissivi, ma considerando il reale ciclo di guida (CADC) le emissioni di ossidi di azoto aumentano, con un contributo anche maggiore per NO₂ per i veicoli più moderni.

Tali aspetti sono rilevanti, viste anche le proiezioni del parco circolante al 2020 in Lombardia, che come precedentemente ricordato, prevedono un incremento dei veicoli diesel rispetto a quelli benzina.

Figura 10: Fattori di emissione di NO_x per cicli di omologazione (NEDC) e cicli reali (CADC) (Hausberger et al. 2010).



Bibliografia

1. ARPA Lombardia - Regione Lombardia (2011) *INEMAR, Inventario Emissioni in Atmosfera: emissioni in Regione Lombardia nell'anno 2008 - dati per revisione pubblica*. Lombardia Settore Aria e Agenti Fisici; Regione Lombardia DG Ambiente, Energia e Reti.

www.inemar.eu

2. Caserini S., Fraccaroli A., Monguzzi A. M., Moretti M., Giudici A., Angelino E., Fossati G. (2005) *L'inventario delle emissioni in atmosfera in Lombardia: stato dell'arte e prospettive*, IA Ingegneria Ambientale, vol. XXXIV, n. 5.
3. CEPMEIP (2003) *Co-ordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories. Projections and Guidance*, www.air.sk/tno/cepmeip/
4. EEA (2009) *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook — 2009* <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>
5. Gaifami P. (2011) *Proiezione delle emissioni da traffico in Lombardia nel periodo 2010-2020*, Tesi di Laura in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio, Politecnico di Milano, Relatore: S. Caserini, A.A. 2009/2010.
6. Hausberger H., Rexeis M., Zallinger M., Luz R. (2010) *Emission behaviour of different vehicle technologies in real world traffic situations, Workshop —Implementing effective NO₂ abatement strategies and preparing notifications of time extension for NO₂*”, Apr. 14-15, Brussels – Belgium.
7. Hulskotte J.H.J., Schaap M., Visschedijk A.J.H. (2006) *Brake wear from vehicles as an important source of diffuse copper pollution*, 10th Int. Specialised Conference on Diffuse Pollution and Sustainable Basin Management, Sep. 18-22, Istanbul – Turkey
8. JRC (2009) *Collaborative Research Project for Air Pollution Reduction in Lombardy (2006-2010) - Identification of air pollution origin Source apportionment 7th Progress report*.
9. Larsen B. (2008) *Source Apportionment of PM10 by chemical analysis and receptor modeling: Krakow, Poland (coal combustion), Po Valley, Italy (traffic)* Nov. 15, ISPRA, Italy http://ies.jrc.ec.europa.eu/uploads/fileadmin/H04/assessment_workshop/Larsen.pdf
10. Lutz M. (2003) *Metropolitan challenges in noise and air policies: facing new EU regulations at local level*. Nov. 3– 4, Berlin, Germany. <http://www.berlin.de/sen/umwelt/luftqualitaet/staedtekonferenz/download/init-MLutz-lean.pdf>
11. Ntziachristos L., Samaras Z. (2000) *Speed-dependent representative emission factors for catalyst passenger cars and influencing parameters*, Atmospheric Environment 34, pp. 4611-4619
12. Rauterberg-Wulff A. (1999) *Determination of Emission Factors for Tire Wear Particles by Tunnel Measurements*, 8th International Symposium „Transport and Air Pollution”, June 2002, Graz, Austria.
13. Sanders P.G., Xu N., Dalka T.M., Maricq M. (2003) *Airborne brake wear debris, size distributions, composition, and a comparison of dynamometer and vehicle tests* Environ. Sci. Technol., vol 37, pp. 4060-4069.
14. Zhang K., Betterman S., Dion F. (2011) *Vehicle emissions in congestion: Comparison of work zone, rush hour and free-flow conditions*, Atmospheric Environment, 45, pp. 1929-1939.

STUDIO SULLE EMISSIONI DI NO_x ED INTERVENTI DI CONTENIMENTO NEL COMUNE DI BOLZANO

Gianluca Segatto - Comune di Bolzano

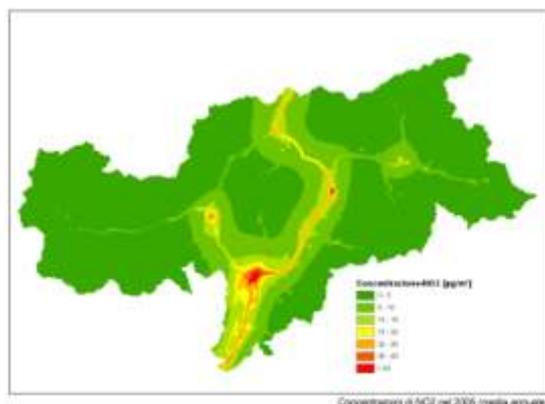
Il Piano provinciale della qualità dell'aria, approvato nel giugno 2005, ha imposto alle Amministrazioni comunali l'adozione di un programma di riduzione dell'inquinamento atmosferico, in particolare per affrontare il problema delle PM10.

Per meglio fronteggiare e soprattutto condividere gli interventi di contenimento e risanamento è stato istituito un tavolo tecnico con la regia dell'Agenzia provinciale per la protezione dell'Ambiente della Provincia Autonoma di Bolzano (APPA) al quale hanno partecipato i rappresentanti delle varie Amministrazione comunali interessate, gli Assessorati provinciali ai Trasporti e Mobilità e quello Assessorato alla Sanità, il Dipartimento prov.le alle Finanze ed Economia e le rappresentanze delle attività economiche ed imprenditoriali locali e dei consumatori. Tale gruppo di lavoro ha elaborato contromisure pluriennali gradualmente incisive fino al 2010, con interventi in vari settori quali il trasporto pubblico, il riscaldamento ed i cantieri, i tempi della città, la fluidificazione del traffico a favore del trasporto pubblico, l'incentivazione di mezzi alternativi alla mobilità individuale, incentivi per l'acquisto di mezzi a ridotto impatto ambientale.

In considerazione del mancato superamento delle soglie annuali per il PM10 negli ultimi anni il predetto tavolo tecnico nel 2010 ha affrontato la problematica relativa al superamento delle concentrazioni di NO₂, tenuto conto della nuova della Direttiva 2008/50/CE ed il decreto di recepimento (D.Lgs. 155/2010), che prevedono nelle zone in cui sono superati i valori limite, l'adozione di piani di rientro entro il 2015.

Per giungere a tale obiettivo nel 2010 il Piano della qualità dell'aria è stato aggiornato nella parte della zonizzazione del territorio, in quanto, a seguito degli studi condotti, è emerso che solo in alcune zone vi sono situazioni di superamento o di rischio di superamento, mentre in altre i limiti sono ampiamente rispettati. Infatti, diversamente dalle PM10, le concentrazioni di NO₂ sono elevate in particolar modo nelle immediatamente vicinanze della fonte di emissione.

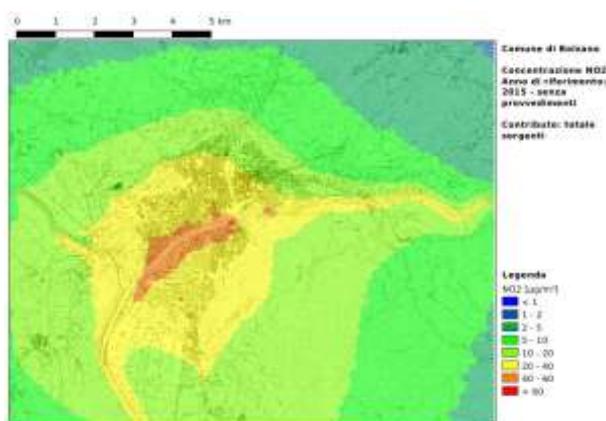
Figura 1: Concentrazione di NO₂ nel 2005 (media annuale)



Per giungere all'individuazione degli interventi da adottare si è proceduto tramite un incarico ad una Società specializzata, la quale ha dovuto effettuare una valutazione supplementare della qualità dell'aria per determinare le aree di superamento e le cause che generano il superamento del valore limite elaborando gli scenari di qualità dell'aria ai quali si arriverebbe fino al 2015 senza l'adozione di alcun intervento, partendo dallo stato attuale, per pervenire al "Business as usual", tenendo conto della riduzione delle emissioni dovuta al naturale sviluppo tecnico e socio-economico che si realizza.

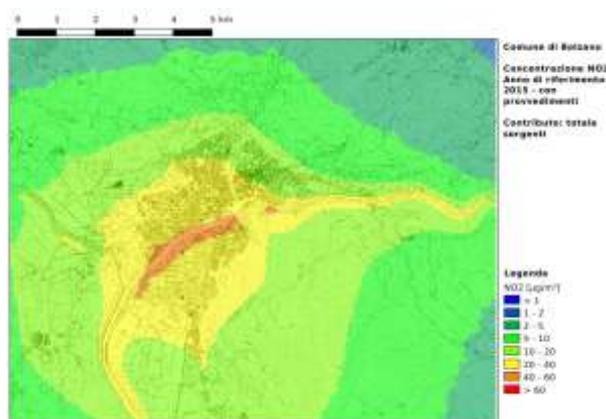
Ad esempio le emissioni provenienti dal traffico si riducono grazie al rinnovo del parco macchine con nuovi veicoli Euro V ed Euro VI, mentre le emissioni dovute al riscaldamento si riducono grazie ad interventi di edilizia a basso consumo energetico.

Figura 2: Concentrazione di NO₂ - Anno di riferimento 2015 senza provvedimenti



Grazie all'utilizzo di modelli di emissione e di dispersione degli inquinanti in atmosfera è stato possibile stimare gli effetti prima sulle emissioni di inquinanti e poi sulla loro ricaduta al suolo, dovuti a provvedimenti individuati dal Comune. Ogni singolo provvedimento infatti ha un effetto su una o più sorgenti di inquinante e quindi anche sui valori di concentrazione che si realizzano al suolo. Al fine di valutare l'efficacia dei provvedimenti successivamente individuati è stato effettuato un calcolo dei dati emissivi per il periodo dal 2007 al 2015. Si è proceduto quindi ad aggregare in tre settori principali, industriale, riscaldamento e traffico, le sorgenti inquinanti.

Figura 3: Concentrazione di NO₂ - Anno di riferimento 2015 con provvedimenti



Le sorgenti industriali sono le attività produttive che scaricano in atmosfera attraverso camini; le caratteristiche principali di queste emissioni sono quelle di essere localizzate in un punto

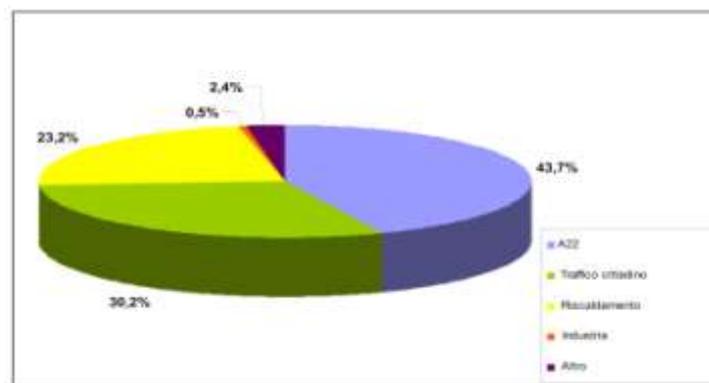
individuabile e di realizzarsi a un'altezza significativa dal suolo. Gli inquinanti emessi in questo modo vengono quindi dispersi negli strati elevati e ricadono al suolo solo dopo aver subito un processo di diluizione. Pertanto il loro impatto al suolo è mitigato dal processo di diffusione, anche in presenza di flussi emissivi considerevoli.

Le sorgenti dovute al traffico sono state suddivise a loro volta in tre componenti. La prima raggruppa le emissioni provenienti dal traffico che percorre l'autostrada del Brennero, i cui provvedimenti (es. riduzione della velocità che porterebbe benefici in particolare per i mezzi leggeri, dato che per quelli pesanti il limite è già inferiore ai 100km/h, pedaggi proporzionali alla classe Euro di appartenenza dei veicoli, ecc.) dovranno rimanere in capo al Governo centrale; la seconda raggruppa le principali arterie stradali cittadine, lungo le quali si concentra la maggior parte del traffico.

L'area di superamento dell'Autostrada del Brennero - A22 si estende lungo il tracciato altoatesino ed è definita come una fascia larga circa 420 metri e lunga 116 Km (area di maggior impatto). Tale fascia viene interrotta in corrispondenza delle città di Bolzano e Bressanone, poiché in queste due aree i contributi emissivi dei centri urbani assumono proporzioni paragonabili a quelli generati dal traffico autostradale.

Entrambe le predette sorgenti sono state schematizzate come sorgenti lineari, cioè ipotizzando che l'inquinante venga emesso lungo l'asse stradale. La terza componente raggruppa il traffico che si realizza lungo le strade minori, che collegano quelle principali alle abitazioni e agli edifici sedi di servizi di vario tipo. Questa parte del traffico, che è distribuita sul territorio lungo tutte le strade e i passaggi minori, è stata schematizzata come sorgente diffusa. Le sorgenti stradali, localizzate a bassa quota, hanno un'area di impatto molto prossima alla sorgente medesima.

Figura 4: Analisi dei contributi delle emissioni presso il ricettore - distribuzione percentuale delle fonti



Le sorgenti dovute al riscaldamento sono state schematizzate e distribuite sul territorio comunale considerando i dati relativi alla popolazione residente disponibile per tutte le sezioni di censimento del comune. In questo modo le emissioni del riscaldamento risultano essere maggiori laddove è maggiore la densità della popolazione residente. All'interno delle emissioni dovute al riscaldamento sono state conteggiate anche quelle imputabili al settore terziario (uffici, servizi).

E' stato valutato che l'incremento delle emissioni causato dall'aumento della superficie riscaldata viene abbondantemente compensato dal miglioramento dell'efficienza energetica degli edifici e degli impianti termici.

Inoltre la Provincia di Bolzano introdurrà standard per le emissioni di ossidi di azoto degli impianti alimentati a gas o gasolio. I nuovi impianti di potenza superiore a 35 kW potranno essere messi in

esercizio solo se il conduttore sarà in possesso di una certificazione del costruttore che comprovi il rispetto di tali standard emissivi.

Il gruppo di lavoro ha pertanto elaborato ed analizzato molteplici interventi per contenere le varie fonti emissive, azioni con previsione d'adozione nel breve, medio e lungo periodo. Tali interventi tengono conto dei piani pluriennali già approvati ed in via di attuazione da parte del Comune (PUM, Piano CO2, Masterplan, ecc.).

Per ogni singolo intervento è stata calcolata la riduzione delle emissioni percentuali ed in tonnellate per ogni anno dal 2011 al 2015, ove annualmente saranno verificati i risultati reali sulle concentrazioni in atmosfera.

Tabella 1: Provvedimenti per il contenimento delle emissioni di NO_x suddivisi per i vari settori

| Settore d'intervento | Intervento | Note |
|--|---|--|
| Mobilità stradale | Limitazione alla circolazione per determinate categorie di veicoli su tutto il territorio comunale (euro 0, euro 1, euro 2 diesel, motoveicoli a 2 tempi) | Il contributo in termini di riduzione di NO _x sarà pari a 23,7 t rispetto alla configurazione senza intervento (-9,3% rispetto al contributo da traffico urbano, A22 esclusa) |
| Teleriscaldamento | Sfruttamento energetico del nuovo termovalorizzatore in costruzione (inizio esercizio 2013) attraverso una rete di teleriscaldamento | Il contributo in termini di riduzione di NO _x sarà pari a 29,2 t/a a partire dal 2013 (di cui 7,1 t/a di minori emissioni dell'inceneritore e 22,1 di mancate emissioni da riscaldamento) L'attuale forno inceneritore 70.000 ton/anno di rifiuti. Il nuovo impianto, già in fase di realizzazione, tratterà 130.000 tonn./anno di RSU. Nonostante ciò, il miglioramento del sistema di depurazione fumi consentirà di abbassare l'attuale limite di emissione di NO _x giornaliero dagli attuali 70 mg/Nm ³ a 40 mg/Nm ³ . |
| Risparmio energetico negli edifici comunali | Risanamento energetico degli edifici esistenti | La riduzione delle emissioni di NO _x è pari a 2,2 t/a (-1,0% rispetto alle emissioni da riscaldamento). |
| Ciclabili | Realizzazione di ulteriori piste ciclabili, messa in sicurezza di numerose intersezioni, potenziamento delle aree di sosta, realizzazione di aree di ricarica per le bici elettriche. | Si stima che tale risultato si traduca in una riduzione delle emissioni di NO _x pari a 0,8 t/a (-0,3% rispetto al contributo da traffico urbano, A22 esclusa) |
| Trasporto pubblico e mobilità | Realizzazione di ulteriori corsie preferenziali, attivazione priorità ai semafori, nuove pensiline, informazioni alle fermate, nuovi tracciati delle linee, maggiore frequenza. | Si stima che tale risultato si traduca in una riduzione delle emissioni di NO _x pari a 0,9 t/a (-0,3% rispetto al contributo da traffico urbano, A22 esclusa). |
| | Rinnovo del parco veicolo per il trasporto pubblico | Riduzione di NO _x pari a 5,1 t/a (-1,8% rispetto al contributo da traffico urbano, A22 esclusa). Il parco circolante è stato recentemente rinnovato con l'acquisto di 63 nuovi veicoli Euro 5 e 12 veicoli a metano, |

| Settore d'intervento | Intervento | Note |
|---|---|--|
| | | molti dei quali transitano anche nel tessuto urbano. Si andranno a sostituire i restanti veicoli di classe Euro 3 o inferiori con veicoli di classe Euro 6 o a metano, per avere nel 2015 un parco circolante composto quasi esclusivamente da veicoli Euro 5, Euro 6 e alimentati a metano. |
| | Realizzazione di una tramvia extraurbana con penetrazione nel tessuto urbano. | Riduzione NOx non valutabile |
| | Costruzione variante alla strada statale Sud-Nord e Nord-Est (per traffico di transito) | Riduzione NOx non valutabile |
| Merci | Riorganizzazione della distribuzione delle merci con la realizzazione di punti logistici | Riduzione NOx non valutabile |
| Cantieri | Ottimizzazione del traffico pesante generato dai cantieri | Riduzione NOx non valutabile |
| Risparmio energetico per tutti gli edifici | Estensione dell'obbligatorietà alla classe energetica CasaClima A, equivalente ad un consumo di energia termica di 30 KWh/mq anno | La riduzione di consumo energetico è equivalente ad una riduzione delle emissioni di NOx pari a 0,05 t/a (-0,02% rispetto alle emissioni da riscaldamento). |

In alcuni casi i provvedimenti elencati ed analizzati, in parte si sovrappongono, ovvero la riduzione in termini di ossidi di azoto emessi non è da considerarsi necessariamente come somma dei singoli. Questa osservazione è relativa al caso in cui un provvedimento sia implicitamente compreso in un altro dal punto di vista del calcolo della riduzione. Ad esempio l'incentivazione dello spostamento con mezzi alternativi al mezzo privato può essere intrapreso singolarmente o considerato come effetto indotto dalla chiusura al traffico del territorio comunale a determinate classi di veicoli inquinanti.

Le riduzioni sono state calcolate quindi nell'ipotesi che i provvedimenti entrino in vigore tutti con le scadenze previste e non singolarmente; infatti alcuni di essi si sovrappongono e, per quanto amministrativamente distinti, hanno effetti concorrenti.

Considerazioni conclusive

Dall'analisi delle mappe di concentrazione di NO₂ ottenute attraverso l'utilizzo dei modelli di dispersione CALPUFF e AUSTAL2000 emerge come i valori maggiori di concentrazione si realizzino lungo l'asse autostradale, dove sono localizzate le emissioni di inquinante. Analizzando i risultati si può concludere che in termini di concentrazione al suolo di NO₂ conta, per l'area della città di Bolzano, molto il contributo del traffico e non è trascurabile quello derivante dal riscaldamento domestico, mentre è trascurabile quello riferibile al comparto industriale. I risultati delle simulazioni forniscono i valori medi annui di concentrazione per l'NO₂, per gli anni di riferimento 2009 e 2015, oltre a valutazioni per il periodo intermedio. I provvedimenti di restrizione il traffico, già in essere e introdotti per il piano di riduzione delle polveri e ripresi fino al 2015, hanno anche e soprattutto sull'NO₂ un effetto visibile sul territorio di Bolzano. Anche per quanto riguarda il riscaldamento domestico, altra fonte significativa di ossidi di azoto, si prevede che gli interventi previsti possano portare benefici in termini di riduzione di NO₂ al suolo.

IL CONTRIBUTO ALL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO DERIVANTE DALLA COMBUSTIONE DEL LEGNO ED ALTRE TIPOLOGIE DI BIOMASSA

Elena Della Donna, Francesca Delli Quadri, Fulvio Stel, Fabiano Turollo, Fulvio Daris - ARPA
Friuli Venezia Giulia

Definizione di biomassa

Una delle problematiche più attuali nel contesto ambientale a livello mondiale è la ricerca di energie rinnovabili al fine di contrastare l'effetto serra. Le conferenze sull'ambiente di Rio de Janeiro (1992) e Kyoto (1997) hanno portato per la prima volta al centro dell'agenda internazionale numerose questioni tra cui l'alterazione della qualità dell'aria e l'aumento della concentrazione dei gas serra (CO₂, metano), dando indicazioni per una risoluzione di tali questioni .

L'Unione Europea ha approvato il piano indicato dalla conferenza di Kyoto, redigendo linee guida atte a valorizzare le energie pulite con campagne che sensibilizzino le popolazioni al problema dell'inquinamento atmosferico. La Direttiva 2009/28/CE, in ultimo, assegna al nostro Paese un obiettivo del 17% di produzione da fonti rinnovabili sui consumi finali di energia primaria. Si tratta della prima importante scadenza per l'attuazione del Pacchetto Clima UE per il 2020: riduzione del 20% delle emissioni di gas a effetto serra, 20% di ricorso alle Fonti Rinnovabili, 20% di risparmio energetico, il tutto sul consumo primario di energia a scala nazionale.

Per il raggiungimento degli obiettivi proposti sul clima e sull'energia, le biomasse avranno un ruolo fondamentale e dovranno fornire quasi la metà dell'energia prodotta da fonti rinnovabili. Il contributo principale che le biomasse possono offrire per la riduzione dell'effetto serra deriva dalla loro capacità di immagazzinare ingenti quantitativi di CO₂ sottraendoli all'atmosfera e immobilizzandoli all'interno delle fibre che le costituiscono.

Con il termine **biomassa** si intende **qualsiasi sostanza di matrice organica, vegetale o animale, da cui sia possibile ottenere energia, attraverso processi di tipo termochimico o biochimico**. A seconda delle caratteristiche chimico-fisiche le biomasse possono essere convertite in combustibili solidi, liquidi o gassosi potendo così sostituirsi ai combustibili fossili.

Le biomasse utilizzabili per la conversione energetica di origine vegetale possono derivare:

- dalle operazioni di gestione e manutenzione del patrimonio forestale, quali il legname e i sottoprodotti costituiti dalla ramaglia residuale, potature, diradamenti dei boschi;
- da scarti dell'industria della lavorazione della legna, come trucioli, segatura e cortecce;
- dai residui agro-industriali come paglie di cereali, stocchi di mais, sarmenti di vite, residui di potatura di olivi e in generale degli alberi da frutto, vinacce, sanse esauste, gusci di noccioli, lolla di riso.

Alcune colture industriali utilizzate in precedenza a scopi alimentari sono state convertite a colture per usi energetici come:

- le colture zuccherine quali la barbabietola, il sorgo zuccherino e il topinambur;
- le colture ligno-cellulosiche quali la canna gentile, il sorgo da fibra e il discanto;
- le colture oleaginose costituite prevalentemente da colza e girasole.

Da non dimenticare le biomasse di scarto degli allevamenti zootecnici e dalle industrie alimentari. La biomassa assume un ruolo importantissimo essendo ampiamente disponibile come risorsa energetica locale a basso impatto ambientale e se gestita correttamente, non destinata all'esaurimento.

In generale, le biomasse sono attualmente utilizzate per il riscaldamento domestico in stufe e caldaie di piccole dimensioni (5-15kW) e per la produzione di calore ed energia in caldaie di medie-grandi dimensioni ad uso industriale. La scelta della tecnologia e la pianificazione dell'approvvigionamento delle biomasse sono fattori fondamentali affinché la produzione di energia sia sostenibile sul lungo periodo e garantisca una buona efficienza di conversione.

Tra le fonti rinnovabili i combustibili legnosi rappresentano già una fondamentale fonte di energia, soprattutto nelle Regioni del nord Italia, dove si rileva una elevata diffusione di caldaie e stufe domestiche utilizzate come fonte di riscaldamento. Le forme in cui si può utilizzare la legna sono diverse: tal quale ma anche cippata (ovvero sminuzzata) e sotto forma di pellets o brichette ossia di agglomerati costituiti partendo dalla segatura.

Il processo di combustione della legna

La combustione delle legna è un processo estremamente complesso da descrivere e controllare in quanto fortemente dipendente sia dalla quantità di comburente (ossigeno molecolare), legato al sistema di tiraggio dei camini, che dalle caratteristiche fisico-chimiche del combustibile (legna) (dimensione e umidità della legna, contenuto di cloro e altre sostanze). La combustione della legna, inoltre, nella maggior parte dei casi, è un fenomeno ciclico caratterizzato da cariche di combustibile ripetute nel tempo che riducono periodicamente l'efficienza della combustione (transienti) aumentando le emissioni di sostanze inquinanti.

Dal punto di vista fisico, la **combustione della legna** è un processo di ossidazione del carbonio contenuto nel combustibile. L'ossidazione però, a differenza di quanto accade nelle combustione di sostanze aeriformi (e.g., metano), avviene per fasi ben distinte. Nella prima fase si ha il riscaldamento del combustibile mediante un innesco esterno (fiamma libera o accelerante della combustione). A seguito di questo riscaldamento, fase chiamata anche *degasificazione o decomposizione termica*, la legna emette delle sostanze volatili che, se la temperatura è sufficientemente elevata, possono bruciare nella fase aeriforme. Le sostanze rilasciate dalla legna nella fase di *degasificazione* sono immesse in un ambiente caratterizzato da un gradiente termico elevato e fortemente variabile che dà origine ad un moto turbolento dei volumi d'aria nei pressi della legna. Il risultato di questa fase iniziale turbolenta è che, benché la combustione in fase gassosa sia molto efficiente, l'efficienza risulta ridotta dalle temperature non sempre sufficienti a sostenere l'ossidazione (combustione) dei composti volatili e ad una non ottimale miscelazione del combustibile e comburente. Il risultato è che, soprattutto se non sono previsti ricircoli dei fumi, una parte significativa dei composti volatili possono sfuggire alla combustione ed arrivare quasi inalterati nell'aria ambiente. Dato che questi composti volatili, alla temperatura iniziale precedente l'innesco della combustione legna erano in fase solida, una volta arrivati in aria ambiente possono essere nuovamente soggetti ad un passaggio di fase e tornare a diventare solidi, contribuendo così alla formazione del materiale particolato sospeso fine, cioè del PM2.5 o del PM1. In questa fase della combustione, soprattutto se non sufficientemente efficace, si possono formare anche dei composti non originariamente presenti all'interno del materiale primario, come ad esempio il benzene, gli idrocarburi policiclici aromatici (ad esempio il benzo[a]pirene), la formaldeide e le diossine.

Il processo di degasificazione e la seguente combustione (ossidazione) dei composti volatili contenuti nella legna provoca un aumento delle temperature nei pressi del combustibile, quindi un ulteriore aumento del tasso di emissione di sostanze volatili. Questa retroazione viene solitamente bilanciata dal contenuto di acqua della legna che, passando alla fase di vapore, tende ad abbassare le temperature del sistema sottraendo il calore latente di evaporazione, quindi rendendo meno efficiente la combustione ed aumentando il tasso di emissione di sostanze potenzialmente nocive. Se questa fase della combustione non è particolarmente efficiente, infatti, vengono rilasciate in

atmosfera quantitativi significativi di fuliggine, riconoscibile dal colore giallognolo della fiamma che si può osservare sopra il legno.

Per quanto possa essere sfavorita da un'elevata umidità della legna, l'emissione e combustione dei composti volatili continua e si autoalimenta sino a quando quasi tutte sostanze volatili lo hanno abbandonato. A questo punto, quello che resta della legna è una sostanza solida quasi esclusivamente composta da carbonio (nera come la grafite delle matite) molto simile al coke definita con il termine di **brace**. Dato che il carbonio ha una tensione di vapore molto bassa, la brace che costituisce il residuo solido della prima fase di combustione della legna non evapora più, nonostante il processo sia caratterizzato da alte temperature. A questo punto un nuovo meccanismo entra in azione: le molecole di ossigeno (O_2) e di anidride carbonica (CO_2) presenti in atmosfera, urtando contro la superficie della brace, possono cedere un atomo di ossigeno al carbonio che la costituisce, dando origine a molecole di monossido di carbonio (CO). Il monossido di carbonio, che così si forma sulla superficie della brace, è caratterizzato da una alta tensione di vapore essendo l'atomo di carbonio più solidamente legato all'ossigeno che alla rimanente struttura in carbonio. Pertanto con relativa facilità il monossido di carbonio adsorbito lascia la superficie della brace per ossidarsi poi nuovamente quando entra nella fase aeriforme, dando origine ad anidride carbonica. In questo modo, gradatamente, la brace si ossida lasciando come residuo solamente le sostanze incombustibili, cioè la cenere. Proprio perché costituita da sostanze non combustibili (cioè facilmente ossidabili) la cenere è solitamente alcalina ("alcalino" è un vocabolo che deriva dall'arabo e il cui significato è proprio quello di "cenere di vegetali"). Questo il motivo per cui, in passato, essa veniva utilizzata come detersivo per il bucato.

Solitamente questa fase eterogenea della combustione della legna che ha luogo sulla superficie della brace è anche quella più pulita in termini di emissioni di inquinanti, a condizione che avvenga in un ambiente con ossigeno sufficiente per consumare il monossido di carbonio. La fiamma sopra la brace, infatti, è solitamente appena visibile e di colore vagamente bluastro. Inoltre è proprio la fase della combustione della brace che viene tradizionalmente utilizzata per la cottura diretta dei cibi (la griglia) e non la fase della degasificazione, dato che la prima è molto più pulita della seconda.

Stima dei consumi

La problematica della combustione della legna negli apparecchi domestici per il riscaldamento delle abitazioni come problema ambientale, ovvero pressione esercitata sulla matrice aria, è di recente assunzione. Fino ad ora pochi si sono occupati di tale problema se non in aree particolari dove l'utilizzo massiccio di tale fonte energetica, combinata con una spiccata sensibilità ambientale ha prodotto una attenzione al problema, ed in alcuni casi anche un'attività legislativa a regolare la questione.

In Italia la Regione Lombardia è quella che più ha seguito ed evidenziato tale aspetto, sia per l'elevato utilizzo di legna in regione sia per la necessità contingente di migliorare la qualità dell'aria relativamente alle emissioni di PM10. L'ultimo rapporto sull'utilizzo di legna per il riscaldamento domestico, "Stima dei consumi di legna da ardere per riscaldamento ed uso domestico in Italia", è stato infatti redatto da ARPA Lombardia, in collaborazione con APAT-ISPRA, e la sua pubblicazione è avvenuta nel marzo 2007.

Nella tabella 1 sono riassunti i dati disponibili sul consumo di biomasse in Italia e nel Friuli Venezia Giulia. Si può osservare come essi appaiano congruenti fra loro, anche se vi è qualche incertezza sulla precisione del dato. Rispetto alle altre fonti energetiche il consumo di legna da ardere è difficilmente stimabile in quanto mancano sistemi di rilevazione ed inoltre è da tenere presente la rilevante porzione di autoconsumo, che non può essere valutata se non tramite stime di tipo statistico. Per quanto riguarda la stima (APAT 2007), la metodologia utilizzata è stata quella di un'indagine a campione tramite intervista telefonica effettuata su tutto il territorio nazionale.

Attualmente, le Regioni Lombardia ed Emilia Romagna stanno effettuando un aggiornamento dei dati di consumo di legna da ardere al 2010, anno che costituirà un ulteriore periodo di riferimento nella valutazione della qualità dell'aria successivo al 2005. L'ARPA FVG ha predisposto un questionario elettronico da compilare fra i dipendenti della struttura stessa, nell'ottica di avviare successivamente una campagna statistica fra la popolazione della Regione FVG.

Tabella 1: consumi legna da ardere per riscaldamento (Caserini et al., 2008)

| | ENEA 1997 | ENEA 1999 | APAT 2007 |
|---------------|------------------|------------------|-------------------|
| | ton/anno | ton/anno | ton/anno |
| FVG | 586.413 | 498.722 | 544.990 |
| ITALIA | 21.559.622 | 14.681.585 | 19.119.481 |

Ai fini della stima delle emissioni inquinanti è molto importante valutare la tipologia di apparecchio utilizzato, in quanto i fattori di emissione possono presentare differenze anche di un ordine di grandezza tra stufe tradizionali e stufe tecnologicamente più avanzate come le stufe a pellet, stufe con doppia camera di combustione ecc..

Nella successiva Figura 1 è riportata la distribuzione percentuale della tipologia degli apparecchi utilizzati e, come si può facilmente notare, la maggior parte risulta costituita da cucine tradizionali e da camini, aperti o chiusi, mentre è molto bassa la percentuale di apparecchi di ultima generazione.

Figura 1: Distribuzione percentuale apparecchi a legna (da: Caserini et al., 2008)



Da dati CECED Italia - Associazione Nazionale Produttori Apparecchi Domestici e Professionali è possibile analizzare l'evoluzione del mercato negli ultimi anni, come riportato in Tabella 2.

Tabella 2: Produzione apparecchi combustione biomasse (L'industria Italiana degli apparecchi domestici 2009 - Ceced Italia).

| Tipologia apparecchio | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
|--------------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Caminetti aperti | 56624 | 50000 | 44421 | 38852 | 30000 |
| Termocamini/inseriti chiusi a legna | 169888 | 171429 | 16211 | 124809 | 94000 |
| Termocamini/inseriti chiusi a pellet | 23315 | 28571 | 27020 | 11842 | 21000 |
| Cucine economiche | 121890 | 200000 | 127056 | 66553 | 61000 |
| Stufe a legna | 84450 | 90000 | 79108 | 72085 | 92000 |
| Stufe a pellet | 102037 | 280000 | 166317 | 131637 | 150000 |

E' evidente la diminuzione nella produzione di caminetti aperti e di cucine economiche ed il corrispettivo aumento delle stufe a pellet, e comunque di apparecchi tecnologicamente più avanzati, seppur in mancanza di una normativa nazionale specifica che regolamenti la qualità, sia da un punto di vista dell'efficienza energetica che dell'impatto ambientale, dei vari apparecchi.

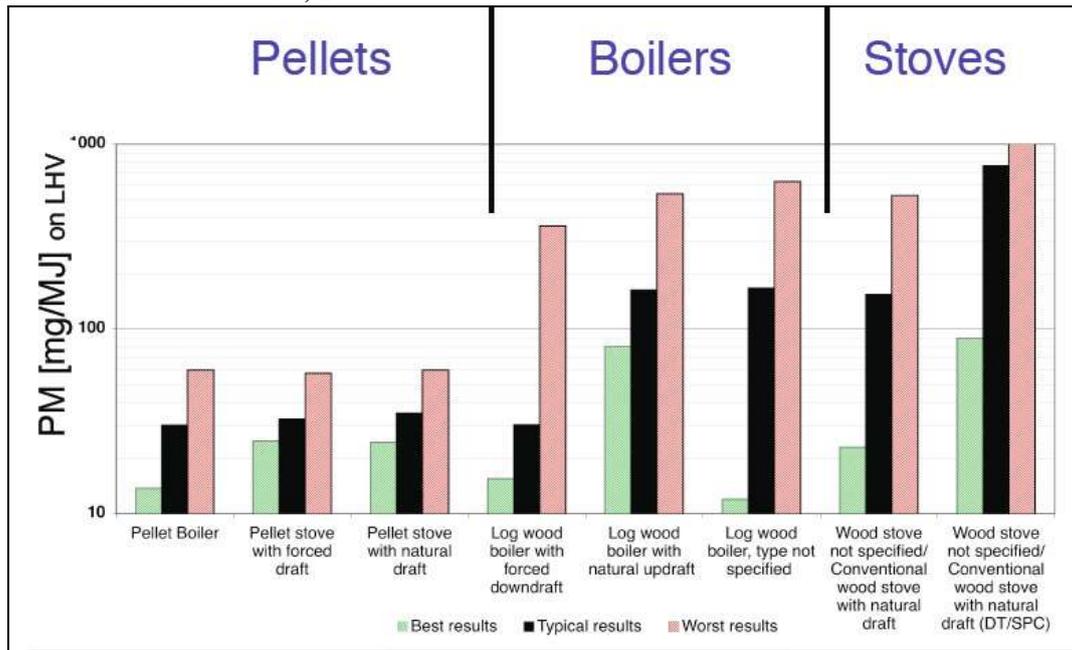
Fattori di emissione e concentrazioni in aria ambiente

L'utilizzo delle biomasse e dunque della legna come combustibile, se da un lato può essere considerato un processo ad emissioni (quasi) zero di CO₂, (sono comunque da tenere in considerazione le emissioni di gas serra a seguito delle operazioni di approvvigionamento e trasporto), dall'altro può costituire una fonte di emissione di sostanze quali NO_x, PM₁₀, PM_{2,5}, VOC, IPA, ed anche PCDD/F.

Il D.Lgs. n. 155 del 13 agosto 2010 stabilisce valori limite in aria ambiente per numerose sostanze, tra cui NO_x, PM₁₀ e PM_{2,5}, CO, benzene, nonché valori obiettivo per il benzo(a)pirene. **Nell'ipotesi di un ricorso maggiore all'utilizzo di combustibili rinnovabili, tra cui la legna per il riscaldamento domestico, deve essere presa in attenta considerazione l'eventualità che in talune aree, per lo più urbane, sorga un conflitto tra il rispetto delle norme ambientali inerenti la qualità dell'aria e le politiche di incentivazione all'uso delle fonti rinnovabili.**

In letteratura sono reperibili numerosi studi che hanno permesso di calcolare i fattori di emissione delle sostanze inquinanti legate ai processi di combustione della legna per usi domestici. Tali fattori di emissione sono variabili e dipendono sostanzialmente dalla tipologia di impianto, che come detto in precedenza condiziona il processo di combustione e dal tipo di combustibile (legno, cippato, pellet) utilizzato. In generale, gli studi condotti in Italia ed all'estero hanno messo chiaramente in evidenza come l'utilizzo di impianti di nuova progettazione produca emissioni che sono anche diversi ordini di grandezza inferiori rispetto ad impianti più obsoleti e ai tradizionali caminetti aperti. Per quanto concerne l'emissione di particolato, Nussbaumer et al., (2008) sottolineano come nelle tradizionali stufe a legna e nelle caldaie alimentate a legna i fattori di emissione siano significativamente maggiori rispetto alle stufe e caldaie alimentate a pellets, come evidenziato nella successiva Figura 2.

Figura 2: da Nussbaumer et al., 2008.



In Italia, la Stazione Sperimentale per i Combustibili (S.S.C.) ha effettuato diversi studi sugli impianti di piccole dimensioni in cui sono stati prese in considerazione le emissioni di CO, VOC, PM, prestando particolare attenzione a:

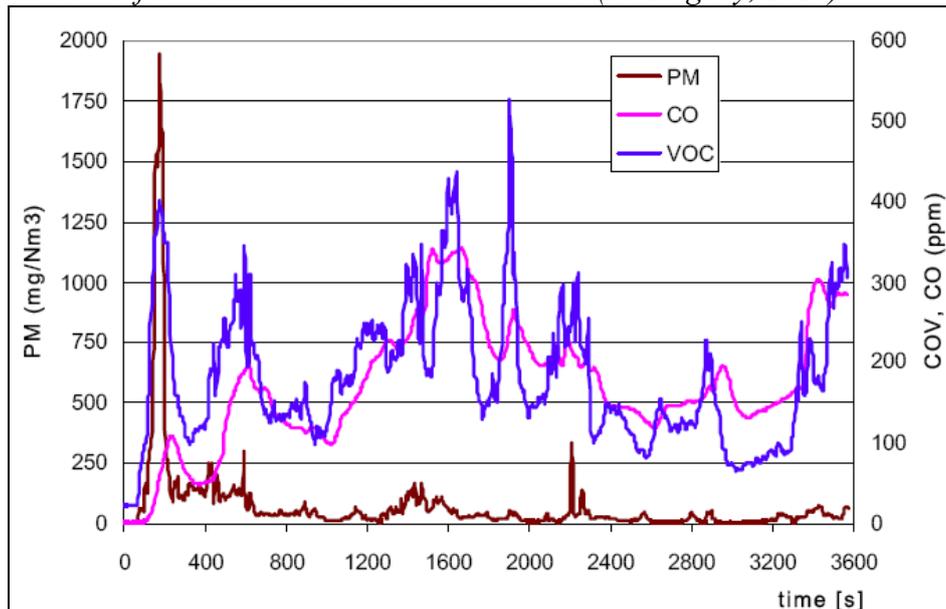
- contributi delle fasi transitoria e stazionaria;
- confronti delle prestazioni ambientali di caldaie medio/piccole e di stufe alimentate con diversi combustibili.

Nelle successive Tabella 3 e Figura 3 sono evidenziati i fattori di emissione in g/GJ per diverse tipologie di impianti domestici ed il contributo alle emissioni nella fase transitoria. Risulta evidente il picco nelle emissioni di PM nella fase di accensione ed il diverso comportamento di CO e COV, che presentano un andamento comparabile e più distribuito nella fasi stazionaria.

Tabella 3: fattori di emissione per impianti domestici di piccole dimensioni 5-15 kW (da: Hugony, 2010)

| | Fattori di emissione g/GJ | | | |
|--------------------------|---------------------------|------------------|---------------|----------------|
| | Caminetto aperto | Caminetto chiuso | Stufa a legna | Stufa a pellet |
| NO _x | 46 | 81 | 32 | 81 |
| CO | 5200 | 1617 | 2790 | 300 |
| VOC | 360 | 55 | 40 | 12.6 |
| PM (mg/Nm ³) | 526 | 172 | 131 | 88.5 |

Figura 3: Emissioni in fasi transitoria da caminetto chiuso (da Hugony, 2010).



ENEA (Castellazzi, 2004) riporta i valori di emissione dovuti alla combustione del legname, in mg/MJ. Anche da questi dati (tabella 4) risulta evidente come l'utilizzo di apparecchiature tecnologicamente più avanzate comporti una riduzione significativa nelle emissioni.

Tabella 4: (da Castellazzi, 2004).

| | SO _x | NO _x | C _x H _y | CO | Polveri |
|--|-----------------|-----------------|-------------------------------|------|---------|
| Legname in ciocchi – vecchia tecnologia | 10 | 50 | 1000 | 6000 | 70 |
| Legname in ciocchi – nuova tecnologia | 10 | 42 | 9 | 366 | 14 |
| Legno sminuzzato | 10 | 45 | 2 | 16 | 4 |

A livello internazionale, diversi studi sono stati condotti sui fattori di emissione e sulla speciazione dei Composti Organici Volatili derivanti dalla combustione di legname. Johansson et al. (2004), hanno misurato le emissioni di sette caldaie alimentate a legno e pellet, evidenziando che le maggiori emissioni di IPA, 64 mg/MJ, siano associate a stufe/caldaie tradizionali prive di scambiatori termici ed accumulatori per l'acqua.

Barrefors and Petersson (1995), hanno identificato una serie di idrocarburi volatili derivanti dall'emissione incompleta di legna in una tradizionale stufa da cucina. Le analisi hanno evidenziato come in generale i composti prevalenti siano etano, etilene, acetilene, propilene, benzene, furano, ed 1,3-butadiene.

McDonald et al. (2000), hanno identificato e calcolato i fattori di emissione relativi a 350 elementi tra composti organici ed inorganici, in caminetti e stufe alimentati con diverse tipologie di legname (conifere e latifoglie). Hedberg et. Al. (2002), hanno analizzato le emissioni di IPA, BTX, acidi organici, aldeidi e chetoni e PM_{2,5} provenienti da stufe alimentate a legna (betulla principalmente). I medesimi autori hanno inoltre espresso i valori di emissione degli IPA facendo riferimento al fattore di tossicità equivalente (TEF) riferito al B(a)P, riscontrando una certa significatività nelle emissioni di fluorantene.

I fattori di emissione misurati per gli inquinanti più significativi sono riassunti nella seguente tabella n.5. E' evidente per alcuni composti la variabilità nei valori massimi e minimi, dovuta all'utilizzo di diverse tipologie di impianto e di legname:

Tabella 5: Fattori di emissione g/kg di combustibile (da letteratura)

| | McDonald et al., 2000 | Hedberg et al, 2002 |
|---------------------------------------|------------------------------------|-------------------------------|
| PM_{2,5} | 4-9 | 0.1-2.6 |
| Benzene | 0.22-1.19 0.22-0.79 mediana | 1.5 media 1.2 mediana |
| Toluene | 0.13-0.32 0.12-0.24 mediana | 0.74 media 0.29 mediana |
| IPA (forma gassosa) | 0.043-0.108 0.045-0.121 mediana | |
| IPA (particolato) | 0.036-0.059 0.036-0.064 mediana | |
| IPA (totale particolato + gas) | | 0.281 media 0.070 mediana |
| Benzo(a)pirene | 0.00015-0.00034 | 0.0036 media 0.001 mediana |
| Fluorantene | 0.0018-0.0039 0.0019-0.0044 | 0.029 media 0.01 mediana |
| Furani | 0.447-1.024 0.434-1.035 mediana | |
| Formaldeide | 0.11-0.245 0.114-0.261 mediana | 0.422 0.400 mediana |

Studi recenti (Gaeggeler et al., 2008; Hellén et al., 2008; Jeong et al., 2008) si sono focalizzati sulla misura delle concentrazioni di inquinanti in aria ambiente, in aree residenziali e/o rurali in cui la combustione di legna per il riscaldamento domestico costituisce una fonte significativa di emissione. Pur nell'estrema difficoltà di correlare i dati di concentrazione in aria ambiente con una fonte emissiva estremamente variabile e frammentata nel territorio, il confronto con stazioni di misura localizzate in aree urbane (Zurigo) ed in aree di background, nonché la misura dei rapporti benzene/toluene e CO/NOx ha permesso di distinguere in alcuni casi il contributo del riscaldamento domestico rispetto alle altre fonti emmissive, evidenziando l'importanza di tale contributo per i parametri VOC, 1,3-butadiene, PM10 e PM2,5.

Interessanti studi si sono inoltre focalizzati di recente sulla valutazione dell'esposizione a composti quali formaldeide, 1,3-butadiene, benzene, benzo(a)pirene e particolato fine all'interno delle abitazioni in cui viene utilizzata legna per il riscaldamento domestico. Gustafson (2009) ha evidenziato che la combustione di legname può aumentare in maniera significativa le concentrazioni indoor di alcuni IPA e di 1,3-butadiene e benzene.

L'immissione in aria ambiente di tale variabilità di composti, può potenzialmente portare ad una ricaduta in termini di effetti sulla salute umana. Il particolato emesso dalla combustione di legna è in generale caratterizzato dalla presenza di particelle finissime (<1µm) con diametro medio compreso tra 0.1-0.6 µm (Boman et al., 2003). Sulla base di studi epidemiologici, vi è ampia e consolidata evidenza che un aumento nelle concentrazioni di PM, specialmente per esposizioni a breve termine di particolato fine, può portare ad insorgenza di malattie cardiovascolari mentre ampiamente noto e dettagliatamente documentato risulta il fenomeno del trasporto, fino a livello alveolare polmonare attraverso le frazioni più fini delle polveri, di sostanze inquinanti potenzialmente tossiche per l'uomo presenti nell'aria ambiente.

Stima delle Emissioni nella Regione Friuli Venezia Giulia

Attraverso l'utilizzo dei dati sul consumo di legna stimati per il FVG e applicando alcuni Fattori di Emissione da letteratura (concordati con il gruppo interregionale di INEMAR che si occupa della

realizzazione dei catasti delle emissioni in atmosfera di alcune regioni italiane) è stato possibile ottenere i seguenti risultati (tabella 6), in termini assoluti di emissione, espressi generalmente in tonnellate/anno, ovvero in kg/anno per gli IPA e mg/anno per tutti i congeneri di diossine e furani (DIOX).

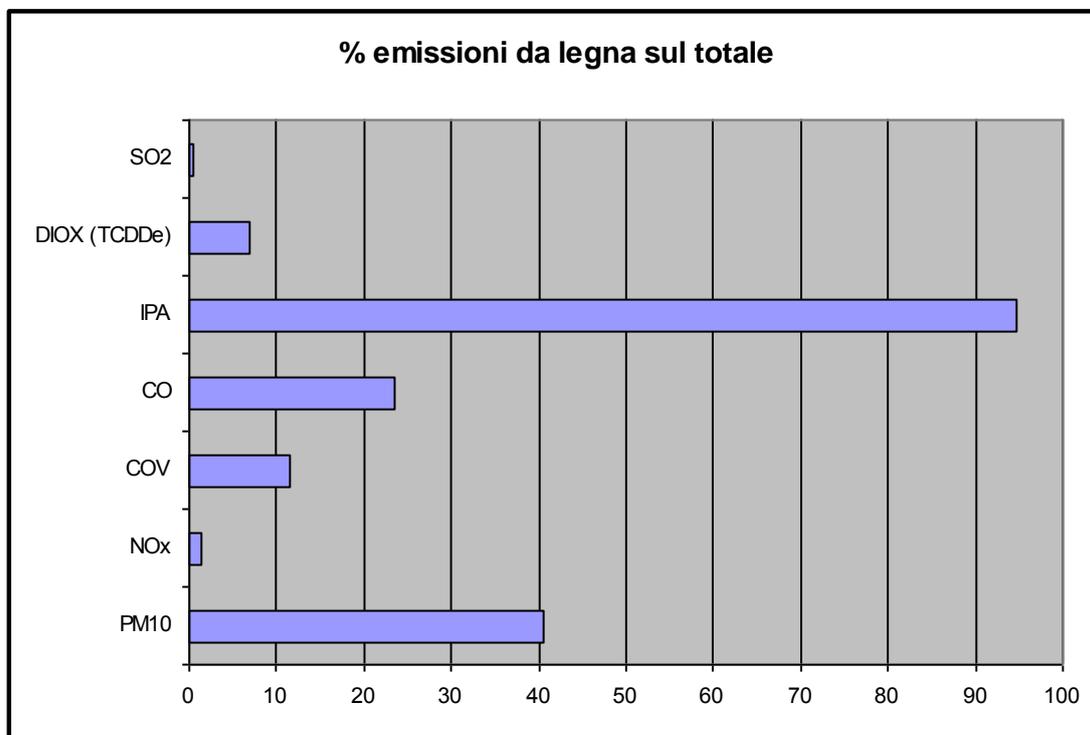
Tabella 6: Emissioni da combustione legna in FVG (INEMAR FVG 2005 vers 112)

| MAC_NOME | PM10 | NOx | COV | CO | IPA | DIOX | SO2 |
|--------------------------------|--------|---------|---------|----------|--------|---------|---------|
| | ton | ton | ton | ton | kg | mg | ton |
| MS2-Riscaldamento | 1655,6 | 473,2 | 8984,4 | 35940,7 | 1338,0 | 1070,1 | 88,7 |
| MS3-Combustione nell'industria | 27,0 | 56,5 | 142,0 | 91,0 | 0,1 | 11,6 | 7,1 |
| TOTALE INEMAR FVG 2005 | 4161,1 | 37908,8 | 79358,3 | 153842,2 | 1414,4 | 15698,3 | 19151,6 |

La successiva Figura 4 riporta in forma grafica i valori stimati presenti nella tabella 6 al fine di evidenziare il contributo della combustione della legna sul totale delle emissioni regionali, comprendenti le emissioni da traffico, la produzione di energia elettrica, l'agricoltura, l'industria ecc..

Nel caso dei cosiddetti macroinquinanti la combustione di biomasse per riscaldamento ha un peso decisamente notevole nelle emissioni di PM10. Un contributo importante si ha anche per le emissioni di CO e di COV mentre molto meno rilevanti sono le emissioni di NOx. Se osserviamo i microinquinanti riportati in Figura 4 si nota la barra degli IPA che supera il valore del 90%; questo fatto può essere spiegato con la mancata stima di altre emissioni di IPA con origini diverse. Rimane comunque, anche considerando l'elevata incertezza del dato, il fatto che la combustione di biomasse ha un incidenza significativa sulle emissioni di IPA e di Diossine.

Figura 4: Percentuale emissioni da legna sul totale FVG (INEMAR FVG 2005 vers 112)

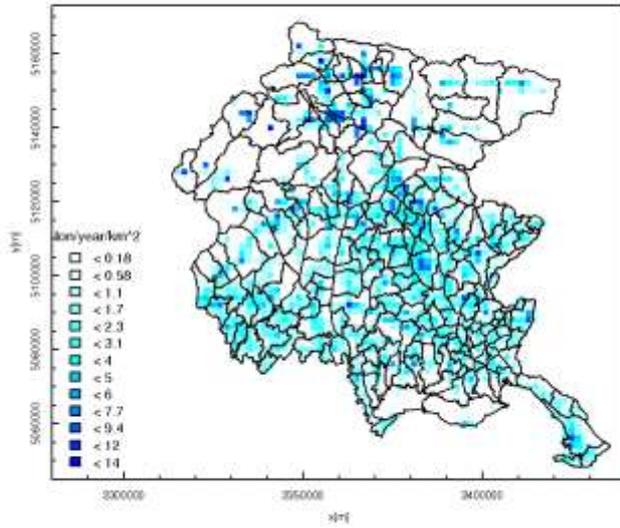


Nei due grafici successivi, elaborati e prodotti dal Centro Regionale di Modellistica Ambientale di ARPA FVG (C.R.M.A.) si nota la particolare distribuzione delle emissioni (rappresentate come

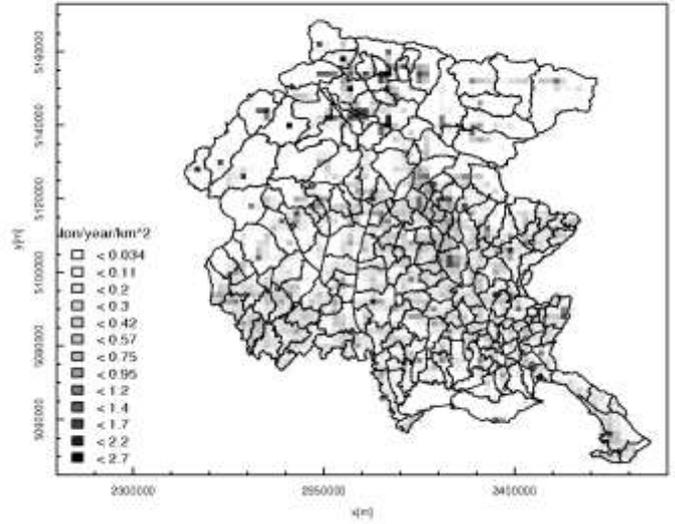
tonnellate anno/km²) relativamente ai valori di COV e PM10: è evidente la maggior densità emissiva nelle zone montane (specialmente in Carnia), pedemontane ed anche nella città di Udine.



Macrosettor 02: COV emissioni



Macrosettor 02: PM10 emissioni

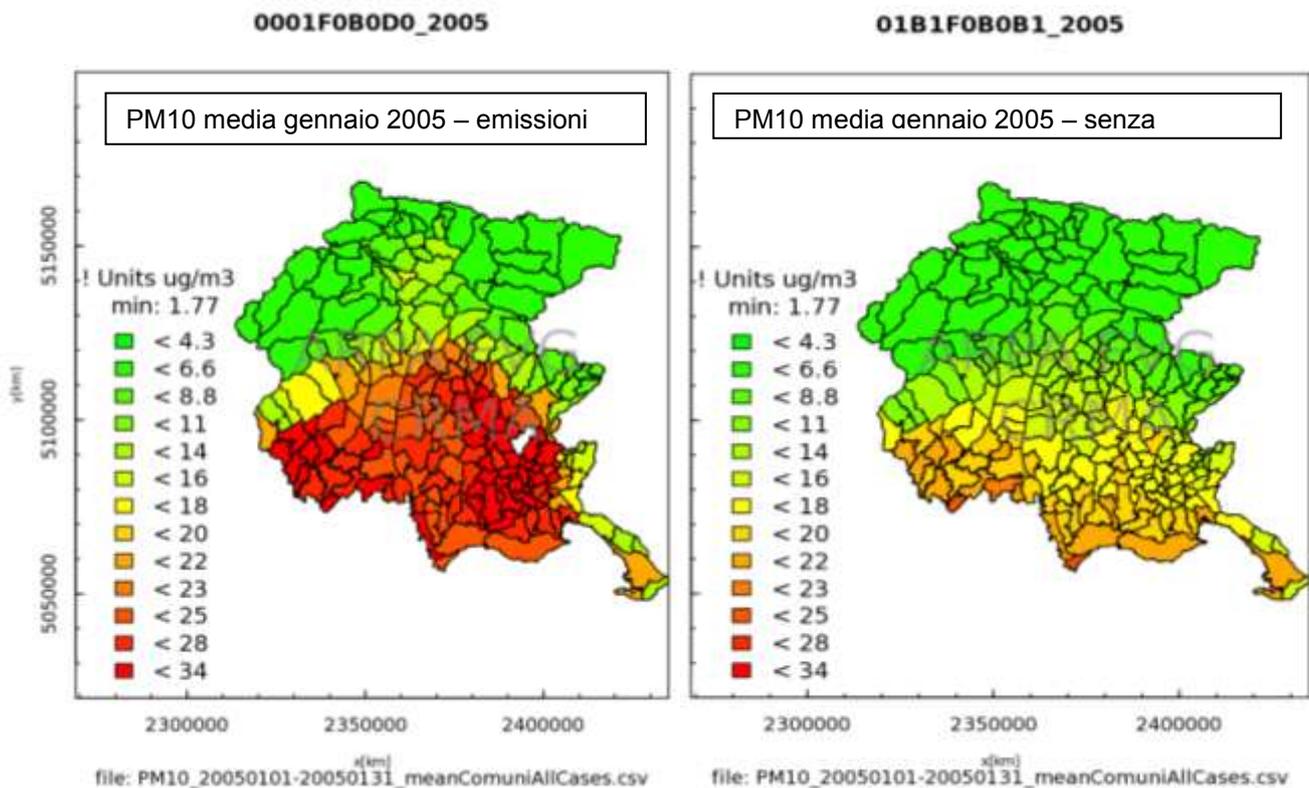


Stima delle immissioni

Utilizzando il dato emissivo riportato nel paragrafo precedente si è poi proceduto al calcolo delle immissioni, ovvero le concentrazioni in atmosfera, attraverso un modello di dispersione lagrangiano comprendente un modello fotochimico per la stima degli inquinanti secondari (FARM) con un passo di griglia di 2 km.

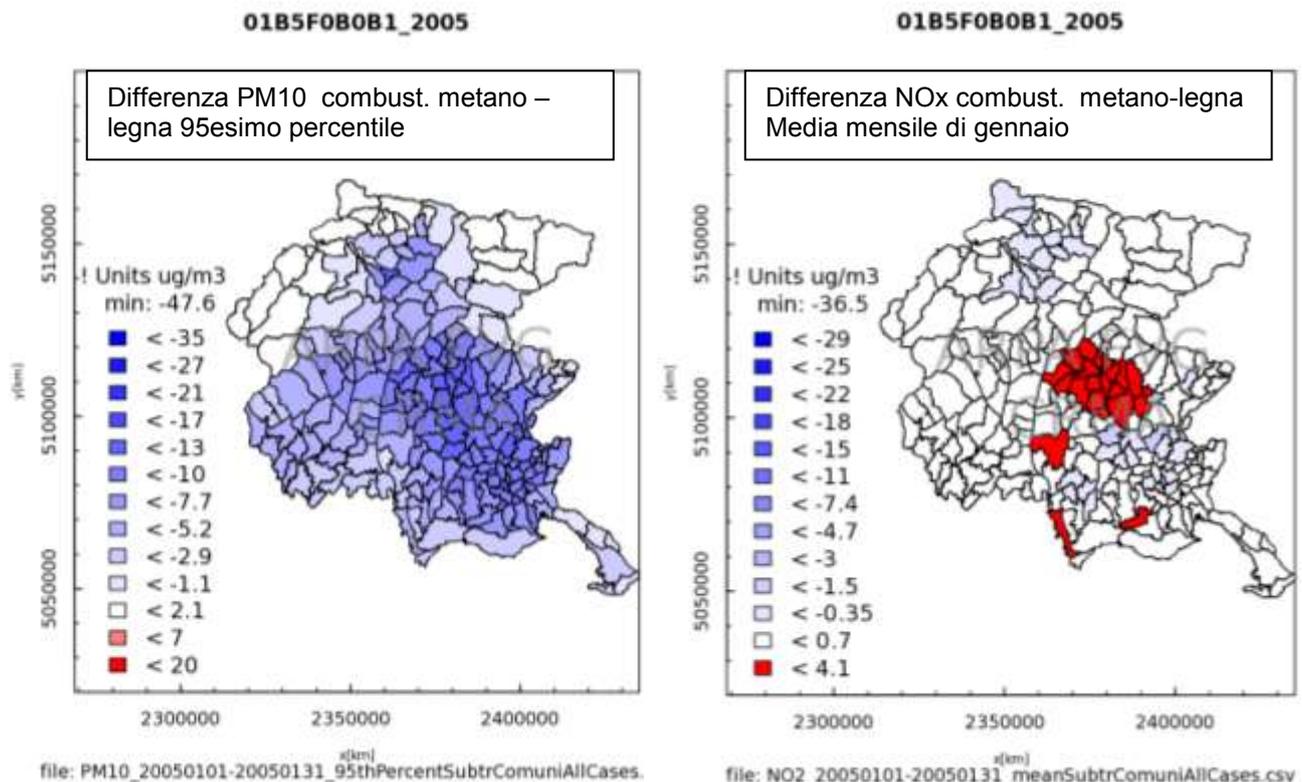
Oltre alla normale rappresentazione dello stato della qualità dell'aria, ARPA FVG ha effettuato, avvalendosi delle elaborazioni prodotte dal C.R.M.A., un lavoro modellistico più approfondito per cercare di capire quali potessero essere le azioni maggiormente efficaci da implementare nei piani di miglioramento e nei piani di azione comunali. A tal fine sono stati svolti esercizi modellistici eliminando alcune fonti emissive, oppure sostituendo il combustibile legna nel riscaldamento con il metano ecc.. In realtà i casi studiati sono stati diversi e hanno considerato le principali fonti, oltre al riscaldamento, quali il traffico, le sorgenti industriali ecc..

A titolo esemplificativo, nelle successive figure, a sinistra viene riportata la media del PM10 nel mese di gennaio del 2005 mentre a destra si ha il risultato della simulazione delle immissioni di PM10 nello stesso periodo avendo eliminato le emissioni prodotte dalla combustione di biomasse. La riduzione è compresa fra 5 e 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Un ulteriore esercizio modellistico è stato fatto ipotizzando, molto grossolanamente, di sostituire tutti gli apparecchi a legna con caldaie a metano. L'energia termica fornita dal legno è stata assegnata cioè al combustibile metano (gas naturale) senza ulteriori considerazioni sui rendimenti degli apparecchi od altre analisi di tipo economico ma esclusivamente per valutare quale poteva essere la riduzione in termini di PM10 ed eventualmente se ci fossero effetti secondari, come un aumento delle concentrazioni di NO_x, COV ecc. In questo caso l'emissione di PM10 è praticamente identica che nell'esercizio precedente dove si erano eliminate completamente le emissioni da combustione della legna. Le sottostanti figure riportano graficamente la stima della differenza tra la condizione di combustione del metano e quella di combustione di legna. Si evidenzia come in tale

ipotetica condizione si potrebbe abbassare significativamente il numero dei superamenti visto il notevole abbattimento delle concentrazioni di particolato (figura di sinistra – differenza del valore 95esimo percentile fra emissioni con metano in sostituzione della legna e situazione normale di combustione legna) mentre risulterebbe peggiorativa la situazione relativamente alle emissioni di NOx (figura di destra – differenza della media mensile fra emissioni con metano in sostituzione della legna e situazione normale di combustione legna) in particolare nella zona centro-meridionale della regione e specialmente nei dintorni di Udine.



Cosa fare per ridurre l'impatto della combustione della legna: buone pratiche e sistemi di abbattimento

Per avere una combustione efficiente della legna, riducendo le emissioni di sostanze nocive, il primo accorgimento che si dovrebbe avere è quello di utilizzare legna con un basso contenuto di acqua (legna secca). Risulta pertanto saggio non bruciare legna fresca, ma attendere un tempo sufficiente affinché questo combustibile perda il suo tenore di umidità (e.g., acquistare almeno in estate, se non prima, la legna per l'inverno, conservandola in luoghi idonei).

Un secondo accorgimento è quello di controllare periodicamente il tiraggio dei camini (pulizia delle canne fumarie e del raccordo fumi) in modo da garantire un sufficiente apporto di ossigeno nella fase di combustione. Le canne fumarie, inoltre, dovrebbero sempre essere idonee agli impianti che si vogliono installare. Un terzo accorgimento è quello di utilizzare pezzi di legna di dimensioni non eccessive, correttamente disposti nella camera di combustione in modo da aumentare la superficie di contatto con l'aria in rapporto al volume di legna utilizzato. Sempre legato a questo aspetto è quello di effettuare l'accensione della legna dall'alto e non dal basso, cioè disponendo la legna sottile dell'innesco in alto e quella più grossa in basso favorendo la graduale emissione e combustione dei composti volatili. Accendendo la legna dall'alto si ha un processo di combustione inizialmente più lento ma più efficiente in termini di ridotte emissioni.

Gli accorgimenti sopra descritti sono sostanzialmente appannaggio degli utenti finali e rientrano nelle buone pratiche che sarebbe sempre opportuno mettere in atto. Visto il notevole aumento nella

diffusione del consumo domestico della legna, queste buone pratiche possono però non bastare, e si rendono necessari ulteriori accorgimenti tecnici che debbono essere appannaggio dei produttori dei dispositivi di combustione. Un notevole passo avanti in tal senso è stato fatto riducendo le dimensioni delle camere di combustione, diminuendo così la dispersione delle sostanze volatili in aree a temperature relativamente basse. A questo può anche essere unito un ricircolo dei fumi che aumenti l'efficienza nella combustione dei composti volatili.

Un risultato ancora più efficace si è inoltre ottenuto mediante la tecnologia dei *pellet* che unisce una ridotta dimensione e maggior controllo delle caratteristiche fisiche del combustibile ad un tiraggio forzato che garantisca sempre il corretto apporto di ossigeno per una buona combustione.

Se la penetrazione delle biomasse, sostenute anche dalle politiche internazionali per ridurre le emissioni di anidride carbonica e la dipendenza dai combustibili fossili, dovesse proseguire neanche questi accorgimenti potrebbero però bastare e si renderebbero necessari dei sistemi di abbattimento delle sostanze inquinanti analogamente a quanto fatto per le automobili con l'introduzione delle classi Euro. Questi dispositivi di abbattimento potrebbero essere differenziati a seconda che debbano essere inseriti in sistemi a tiraggio forzato (e.g., stufe a pellet) o a tiraggio naturale.

I sistemi a tiraggio forzato, infatti, potrebbero essere dotati di dispositivi catalitici o da filtri volti ad eliminare rispettivamente i composti volatili e il materiale particolato primario. Ponendosi tra la camera di combustione e l'esterno, infatti, i sistemi catalitici e i filtri meccanici necessariamente ridurrebbero il tiraggio dei camini, quindi potrebbero essere adottati solo in dispositivi a tiraggio forzato.

I dispositivi a tiraggio naturale, invece, potrebbero essere dotati di elettrofiltri, dispositivi che producendo una forte differenza di potenziale elettrico all'interno delle canne fumarie, portano ad una deposizione sulle pareti del materiale particolato. Il problema rappresentato da questi dispositivi è quello di essere attivi solo sulla componente solida (quindi lasciando passare tutti i composti organici incombusti) e di necessitare di una periodica manutenzione per poter mantenere la loro efficienza.

Conclusioni

Il potenziale conflitto tra il raggiungimento dei target per le energie rinnovabili (i cosiddetti “20-20-20”) ed il rispetto dei limiti di qualità dell'aria può essere superato, attraverso buone pratiche di utilizzo, il turn over di vecchi impianti con impianti moderni, caratterizzati da bassi fattori di emissione ed eventualmente tramite l'ausilio di sistemi di abbattimento.

L'utilizzo delle biomasse come fonte di energia termica ed elettrica deve essere comunque valutato nei diversi casi con molta attenzione, tenendo presente che nelle aree urbane e più densamente popolate la sovrapposizione delle fonti di emissione potrebbe portare a situazioni di criticità. Portando ad esempio il caso della Regione Friuli Venezia Giulia, è stata riscontrata un'intensità emissiva (tonnellate anno/km²) riconducibile al riscaldamento domestico maggiore nelle zone pedemontane e montane contro una concentrazione di PM10 critica nella zona centro-meridionale della regione. In un'ottica di risanamento della qualità dell'aria, può essere dunque più opportuno utilizzare comunque la biomassa nelle zone pedemontane e montane, dove questa è facilmente disponibile, puntando verso tecnologie più performanti, sia per efficienza che per impatto ambientale, e ridurre l'utilizzo in pianura e specialmente nelle città dove lo stato della qualità dell'aria è alterato da altre pesanti fonti di emissione (traffico ed attività industriali in particolare).

Nelle aree più densamente urbanizzate, potrebbe essere interessante l'utilizzo della tecnologia di cogenerazione a gas abbinata ad un sistema di teleriscaldamento, con abbattimento degli ossidi di azoto tramite sistema catalitico: in tal modo si agirebbe sia sulle emissioni di particolato che su quelle di NOx portando ad un effettivo miglioramento della qualità dell'aria nell'ambiente urbano.

Bibliografia e siti web di riferimento

1. Barrefors G., Petersson G., 1995. Volatile hydrocarbons from domestic wood burning. *Chemosphere* 30 (8), 1551-1556.
2. Boman B.C., Forsberg A.B., Järholm B.G., 2003. Adverse health effects from ambient air pollution in relation to residential wood combustion in modern society. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health* 29 (4), 251-260.
3. Caserini, Fraccaroli, Monguzzi, Moretti, Angelino, 2008. Stima dei consumi di legna da ardere per riscaldamento ed uso domestico in Italia. Pubblicazione APAT.
4. Castellazzi L., 2004. Energia termica da biomasse: aspetti tecnici ed ambientali. Nuove forme di integrazione ambientale in agricoltura, Ancona, 25 marzo 2004.
5. Environmental Protection UK-LACORS, 2009. Biomass and Air Quality Guidance for Local Authorities-England and Wales. Available on line at: [www.environmental-protection.otg.uk/assets/library/documents/Biomass and Air Quality Guidance.pdf](http://www.environmental-protection.otg.uk/assets/library/documents/Biomass%20and%20Air%20Quality%20Guidance.pdf)
6. Gaeggeler K., Prevot A.S.H., Dommen J., Legreid G., Reimann S., Baltensperger U., 2008. Residential wood burning in an Alpine valley as a source for oxygenated volatile organic compounds, hydrocarbons and organic acids. *Atmospheric Environment* 42, 8278-8287.
7. Hedberg E., Kristensson A., Ohlsson M., Johansson C., Johansson P., Swietlicki E., Vesely V., Wideqvist U., Westerholm R., 2002. Chemical and physical characterization of emissions from birch wood combustion in a wood stove. *Atmospheric Environment* 36, 4823-4837.
8. Hellén H., Hakola H., Haaparanta S., Pietarila H., Kauhaniemi M., 2008. Influence of residential wood combustion on local air quality. *Science of the Total Environment* 393, 283-290.
9. Hugony F., Determination of emission factors from small combustion installation. Subgroup on small combustion installation under EGTEI. Zurich 3rd February 2010. Available on line at: http://www.citepa.org/forums/egtei/egtei_sci.htm
10. Jeong C., Evans G.J., Dann T., Graham M., Herod D., Dabek-Zlotorzynska E., Mathieu D., Ding L., Wang D., 2008. Influence of biomass burning on wintertime fine particulate matter: source contribution at a valley site in rural British Columbia. *Atmospheric Environment* 42, 3684-3699.
11. Johansson L.S., Leckner B., Gustavsson L., Copper D., Tullin C., Potter A., 2004. Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets. *Atmospheric Environment* 38, 4183-4195.
12. Koppmann R., von Czapiewski K., Reid J.S., 2005. A review of biomass burning emissions, part I: gaseous emissions of carbon monoxide, methane, volatile organic compounds, and nitrogen containing compounds. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 5, 10455-10516.
13. Marengo S., Hugony F., Bertagna S., Migliavacca G., Mascherpa A., Maggioni A., Morreale C., Aspetti tecnologici ed ambientali della combustione di biomasse. IX Convention nazionale ARG, Cinisi 17-21 novembre 2008.
14. McDonald J., Zielinska B., Fujita E.M., Sagebiel J.C., Chow J.J., Watson J.G., 2000. Fine particle and gaseous emission rates from residential wood combustion. *Environmental Science and Technology* 34, 2080-2091.
15. Nussbaumer T., Czasch C., Klippel N., Johansson L., Tullin C., 2008. Particulate Emissions from Biomass Combustion in IEA Countries. Survey on Measurements and Emission Factors. International Energy Agency (IEA) Swiss Federal Office of Energy (SFOE) ISBN 3-908705-18-5
16. Nussbaumer, 2010. Overview on Technologies for Biomass Combustion and Emission Levels on Particulate Matter (PM). Expert Group on Techno-Economic Issues EGTEI – CLRTAP Report
17. Turns S. R., 1996. An introduction to combustion. McGraw-Gill, New York.
18. Warnatz J., Maas U., Dibble R. W., 2006. Combustion. 4th Edition. Springer, Berlin.
19. <http://www.managenergy.net/resources/12>

INQUINAMENTO LOCALE DA POLVERI SOTTILI: IL CASO STUDIO TORCHIAROLO

Roberto Giua, Angela Morabito, Alessandra Nocioni – ARPA Puglia

ARPA Puglia, a partire dall'anno 2004, ha avviato il monitoraggio della qualità dell'aria nell'intero territorio regionale secondo quanto prescritto dalle normative vigenti.

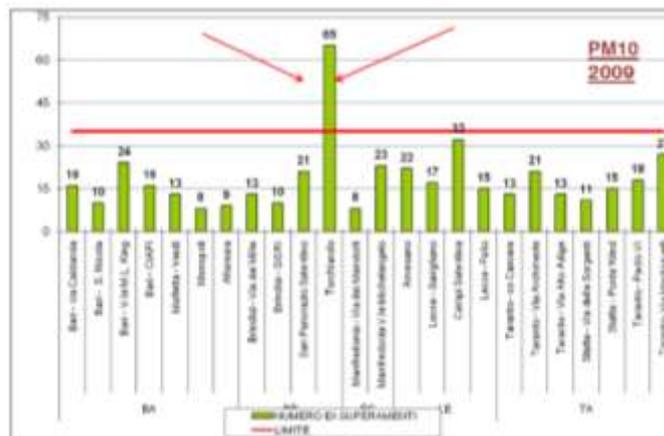
Il monitoraggio del PM10 è stato avviato in Provincia di Brindisi, nel corso dell'anno 2005, attraverso la gestione delle centraline fisse della Rete Regionale di Qualità dell'Aria (RRQA) installate nei comuni di Torchiarolo e San Pancrazio Salentino e nel comune di Brindisi e delle 4 centraline della rete SIMAGE; tale attività ha evidenziato sin dall'inizio una situazione di particolare criticità nel sito di monitoraggio della RRQA posto nel comune di Torchiarolo, in Piazza Don Minzoni, dove la centralina ha registrato costantemente, a partire dall'attivazione della relativa strumentazione, un numero di superamenti del valore limite giornaliero (pari a 50 µg/m³) maggiore dei 35 ammessi in un anno dal D.M. 60/02 (attualmente sostituito dal D.Lgs. 155/10, con lo stesso limite).

Nella tabella seguente è indicato il numero di superamenti del valore limite sulla media giornaliera del PM10, registrati dal 2006 al 2010.

Numero dei superamenti del limite giornaliero per il PM10 registrati dal 2006 al 2010 a Torchiarolo

| ANNO | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 |
|-------------------------|------|------|------|------|------|
| NUMERO SUPERAMENTI PM10 | 93 | 56 | 49 | 65 | 67 |

Numero dei superamenti del limite giornaliero per il PM10 registrati nel 2009 dalle centraline della rete di Arpa Puglia

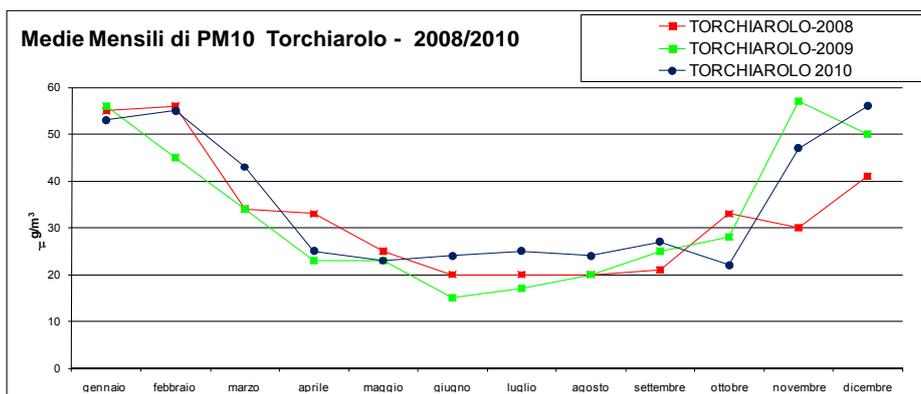


Pertanto, nel corso degli anni trascorsi, anche in relazione al fatto che il sito di Torchiarolo è collocato ad alcuni km dalla centrale termoelettrica di ENEL di Brindisi, sono state predisposte da parte di ARPA Puglia alcune specifiche campagne di indagine volte all'approfondimento del fenomeno e delle possibili cause.

Uno studio modellistico svolto dal CNR-ISAC ha permesso, preliminarmente, di escludere il comparto industriale quale causa prevalente dei fenomeni di inquinamento da PM10 rilevati, poiché il contributo stimato risulta compreso, in base a tale studio, solo tra il 10% ed il 20% [1].

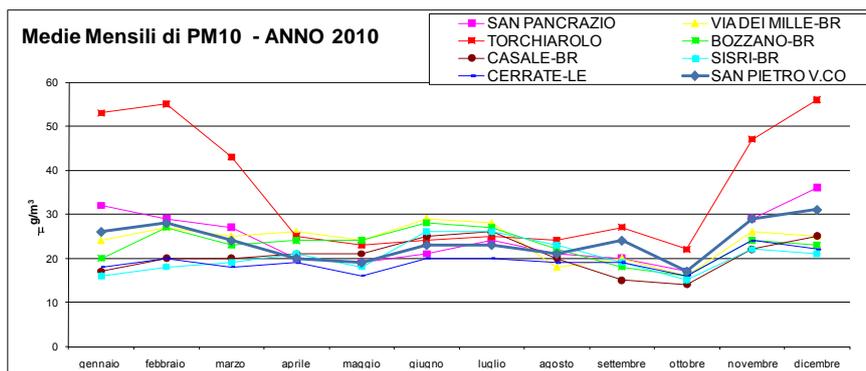
L'inquinamento sia del PM10 che di altri inquinanti legati a processi di combustione ha mostrato a Torchiarolo un caratteristico andamento stagionale, con valori massimi evidenti nei mesi invernali. L'inquinamento da CO, SO₂, PM10 e IPA non mostra direzionalità di provenienza dalla centrale ENEL, ma piuttosto un contributo proveniente dal centro abitato; tale situazione può attribuirsi quindi alla presenza di sorgenti locali di tali inquinanti. L'analisi statistica delle serie storiche delle concentrazioni di PM10 ha portato a ritenere che una delle cause del fenomeno, tipicamente invernale, sia di carattere locale, legata verosimilmente alle attività agricole stagionali che si svolgono sul territorio e all'emissione di particolato da parte di impianti di riscaldamento residenziale di tipo tradizionale.

Andamento delle concentrazioni medie mensili di PM10 rilevate negli anni 2008-2010 a Torchiarolo



Va rilevato, peraltro, che analoghi incrementi stagionali, anche se meno rilevanti, si riscontrano nelle centraline collocate a San Pancrazio Salentino (BR), Guagnano (LE) ed Arnesano (LE), che misurano nel periodo invernale valori di PM10 più alti di quelli rilevati persino presso il comune di Brindisi.

Andamento delle concentrazioni medie mensili di PM10 rilevate nel 2010 dalla rete gestita da Arpa Puglia



L'analisi meteorologica svolta in corrispondenza dei soli eventi di inquinamento evidenzia come le concentrazioni più elevate di inquinanti quali CO, SO₂, PM10 e IPA siano per la maggior parte associate a situazioni di calma di vento o di vento debole proveniente dal centro abitato.

I suddetti elementi concorrono, quindi, a ritenere che la causa principale di tali fenomeni di inquinamento sia di carattere locale, legata alle attività agricole stagionali che si svolgono sul territorio (ad esempio la combustione degli scarti di potatura e della raccolta delle olive) e

all'emissione di particolato da parte di impianti di riscaldamento residenziale di tipo tradizionale (ad esempio i caminetti a focolare aperto). Infatti, come noto in letteratura, all'utilizzo di biomasse in impianti di piccola taglia, non dotati di sistemi di controllo delle emissioni, possono essere associate emissioni significative di inquinanti come il particolato primario e gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) [2][3][4].

Al fine di identificare la combustione della legna quale causa dei fenomeni di inquinamento acuto da polveri sottili nel comune di Torchiarolo, è stato predisposto dall'8/03/2008 al 19/03/2008 un campionamento di particolato fine presso le stazioni di monitoraggio di Torchiarolo (BR) e S.M. Cerrate (LE), sito rurale di fondo posto solo ad una decina di km da Torchiarolo.

Il campionamento e la misura della concentrazione giornaliera di PM10 sono stati effettuati, a Torchiarolo, con un analizzatore ad attenuazione raggi beta. A Cerrate i filtri sono stati campionati con un campionatore bicanale equipaggiato con due teste indipendenti di campionamento, rispettivamente per il PM10 ed il PM2.5. La determinazione delle concentrazioni di PM10 e PM2.5 è stata eseguita con il metodo gravimetrico.

Sui campioni di PM10 così acquisiti sono state determinate per via analitica le concentrazioni di carbonio organico (OC), carbonio elementare (EC) e di levoglucosano, specifico indicatore della presenza nel particolato di emissioni da combustione di biomasse [5].

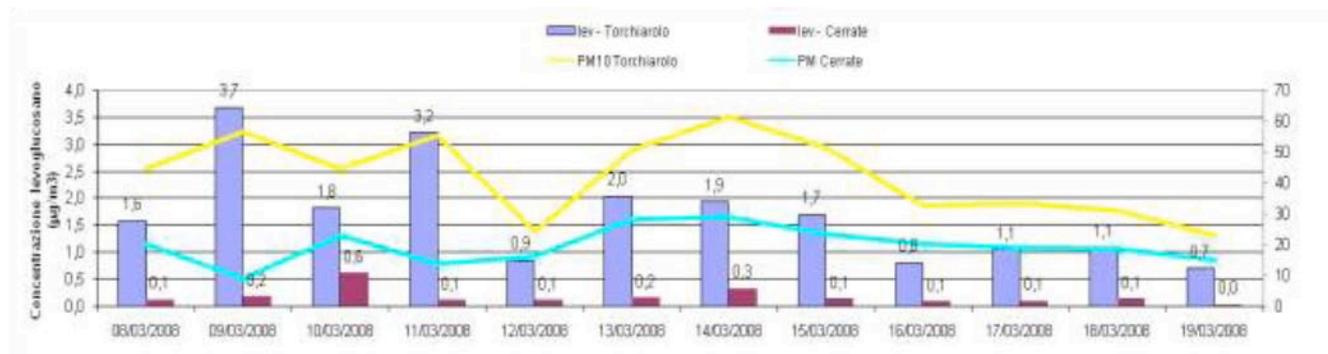
Le analisi sono state svolte dal Dipartimento di Chimica Inorganica, Metallorganica ed Analitica dell'Università degli Studi di Milano, rispettivamente con il metodo termo-ottico a trasmissione per OC ed EC e con l'High Performance Anion Exchange Chromatography – Pulsed Amperometric Detection (HPAEC-PAD) per il levoglucosano. Successivamente, per valutare la possibile presenza dell'interferente arabitolo [6] sulle misure di levoglucosano, condotte con la tecnica HPAEC-PAD, sono state misurate su alcuni campioni di PM10, opportunamente selezionati, le concentrazioni di arabitolo e di levoglucosano con la tecnica analitica tradizionale, consistente nella gascromatografia e spettrometria di massa (GC-MS).

Relativamente all'intero periodo di monitoraggio, la concentrazione media di PM10 misurata a Torchiarolo ($42.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) è risultata pari al doppio di quella misurata a S.M.Cerrate ($19.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$). In particolare, la massima concentrazione giornaliera di PM10 misurata a Torchiarolo il 14/03/08 è risultata pari a $61.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e nello stesso giorno a S.M. Cerrate è stata misurata la concentrazione più elevata, pari a $28.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

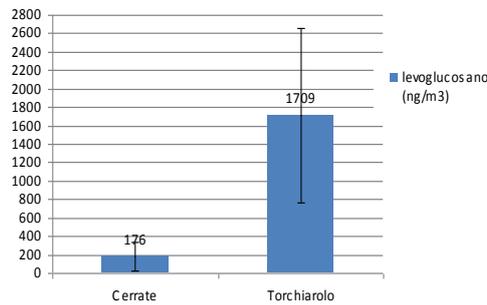
La concentrazione media di EC, tracciante primario della combustione, misurata a Torchiarolo (pari a $1.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) è risultata circa 3 volte superiore a S.M. Cerrate ($0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), confermando così la presenza a Torchiarolo di un contributo antropogenico significativo al PM10.

Il rapporto OC/EC, risultato mediamente pari a 9 per i due siti, consente di ritenere che sia analogo il contributo organico secondario sul particolato.

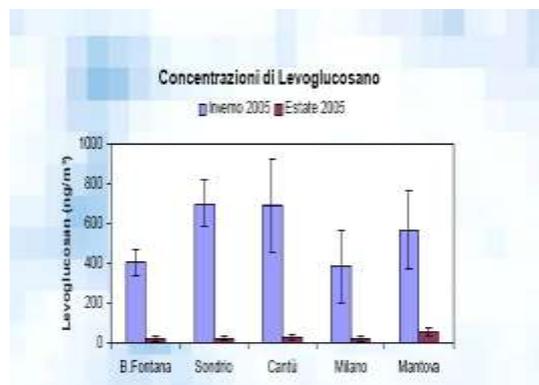
Di seguito si confrontano le concentrazioni giornaliere di levoglucosano e PM10 misurate nei due siti di monitoraggio.



Come mostrato nella figura successiva, la concentrazione media di levoglucosano rilevata Torchiarolo durante il periodo di monitoraggio è risultata di un ordine di grandezza superiore rispetto a quella misurata a Cerrate.

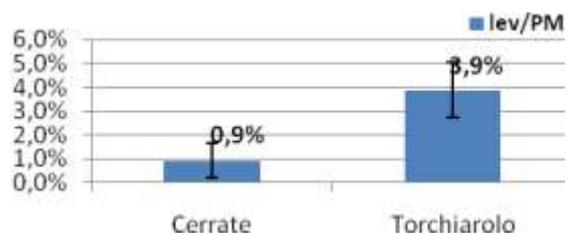
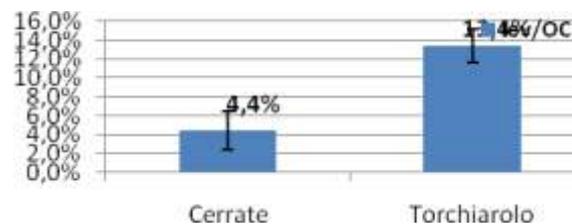
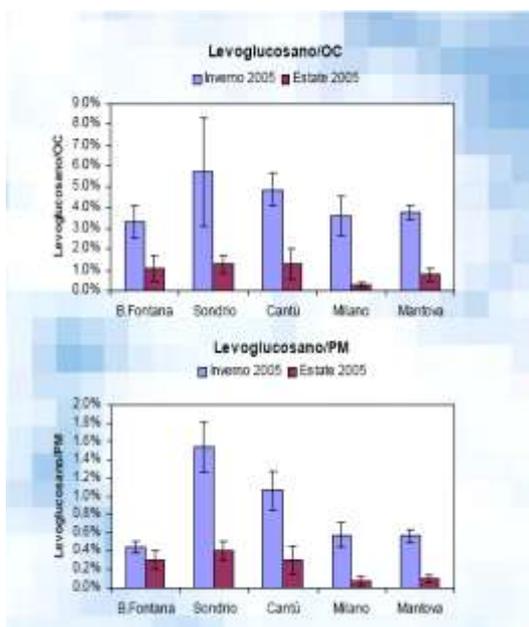


Al fine di confrontare i valori registrati con quelli relativi ad altre realtà, di seguito si riportano i valori medi di levoglucosano relativi all'area lombarda[7].



I valori medi di levoglucosano rilevati a Torchiarolo sono pari a circa il doppio di quelli rilevati a Cantù (sito caratterizzato dalla presenza di un gran numero di mobilifici) e a Sondrio (sito per il quale l'inventario delle emissioni in atmosfera Inemar 2005 della Regione Lombardia stima il maggior consumo procapite di legna).

Di seguito si confrontano i rapporti levoglucosano/PM e levoglucosano/OC misurati in media rispettivamente a Torchiarolo e a S.M.Cerrate.



I valori particolarmente elevati di levoglucosano rilevati a Torchiarolo possono dipendere da diversi fattori, come la presenza di sorgenti locali prossime alla centralina (a riguardo si segnala la presenza di diversi camini nelle immediate vicinanze) e la prevalenza nel periodo di campionamento dei settori sottovento al centro abitato o di condizioni di calma di vento.

Di seguito si confrontano le matrici di correlazione delle specie PM₁₀, OC, EC, levoglucosano, SO₂, NO₂, CO relativamente ai due siti di campionamento.

Sito Torchiarolo

| | PM ₁₀ | OC | EC | levoglucosano | SO ₂ | NO ₂ | CO |
|------------------|------------------|-----|-----|---------------|-----------------|-----------------|-----|
| PM ₁₀ | 1.0 | 0.9 | 0.9 | 0.8 | 0.3 | 0.8 | 0.9 |
| OC | | 1.0 | 0.9 | 1.0 | 0.1 | 0.7 | 0.9 |
| EC | | | 1.0 | 0.9 | 0.1 | 0.8 | 0.9 |
| levoglucosano | | | | 1.0 | 0.0 | 0.5 | 0.8 |
| SO ₂ | | | | | 1.0 | 0.2 | 0.3 |
| NO ₂ | | | | | | 1.0 | 0.9 |
| CO | | | | | | | 1.0 |

Sito S.M.Cerrate

| | PM ₁₀ | OC | EC | levoglucosano | SO ₂ | NO ₂ | CO |
|------------------|------------------|-----|-----|---------------|-----------------|-----------------|------|
| PM ₁₀ | 1.0 | 0.7 | 0.4 | 0.4 | 0.3 | 0.1 | 0.9 |
| OC | | 1.0 | 0.9 | 0.9 | 0.2 | 0.7 | 0.4 |
| EC | | | 1.0 | 0.8 | -0.1 | 0.8 | 0.1 |
| levoglucosano | | | | 1.0 | -0.1 | 0.7 | 0.0 |
| SO ₂ | | | | | 1.0 | 0.0 | 0.2 |
| NO ₂ | | | | | | 1.0 | -0.2 |
| CO | | | | | | | 1.0 |

| | |
|--|------------|
| | 1 |
| | 0.9 - 1 |
| | 0.75 - 0.9 |
| | 0.6 - 0.75 |
| | 0.4 - 0.6 |
| | 0.2 - 0.4 |
| | < 0.2 |

Rispetto a S.M. Cerrate, il sito di Torchiarolo mostra una correlazione significativa tra il PM₁₀ ed il levoglucosano; inoltre, coerentemente con quanto è noto in letteratura circa le emissioni di macroinquinanti dalla combustione della legna, il PM₁₀ mostra un'ottima correlazione con l'EC, l'OC (carbonio organico), l'NO₂ ed il CO (monossido di carbonio).

Al fine di valutare l'entità dell'interferente arabitolo sulle concentrazioni di levoglucosano determinate con la tecnica HPAEC-PAD, nella tabella successiva si riportano le concentrazioni di arabitolo stimate con la tecnica GC-MS sui campioni di PM₁₀ prelevati in data 9/03/2008 ed 11/03/2008 presso i siti Torchiarolo e S.M. Cerrate.

I risultati indicano concentrazioni di arabitolo di entità trascurabile presso il sito Torchiarolo, poiché al di sotto del limite di rilevabilità associato alla tecnica GC-MS. L'arabitolo è invece presente a S.M.Cerrate, coerentemente con la tipologia del sito di misura (fondo rurale).

| Arabitolo | <i>Torchiarolo</i> $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | <i>S.M. Cerrate</i> $\mu\text{g}/\text{m}^3$ |
|-------------------|--|---|
| <i>09-03-2008</i> | <i>< 0.003</i> | <i>0.007±0.001</i> |
| <i>11-03-2008</i> | <i>< 0.003</i> | <i>0.011± 0.001</i> |

L'assenza di arabitolo presso il sito Torchiarolo consente di confrontare le misure di levoglucosano stimate con la tecnica HPAEC-PAD e GC-MS. Nella tabella successiva si riportano le misure con le relative incertezze.

| Torchiarolo | <i>HPAEC-PAD</i> $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | <i>GC-MS</i> $\mu\text{g}/\text{m}^3$ |
|-------------------|--|--|
| <i>09-03-2008</i> | <i>3.687±0.184</i> | <i>3.732±0.373</i> |
| <i>11-03-2008</i> | <i>3.224±0.161</i> | <i>2.953±0.295</i> |

Le misure per il levoglucosano svolte con le due tecniche di analisi risultano confrontabili per la sovrapposibilità dei relativi intervalli di confidenza.

Nel 2008 e nel 2009, Arpa Puglia ha effettuato, successivamente alla campagna di indagine sul levoglucosano, due campagne di monitoraggio in aria ambiente di microinquinanti organici (policlorodibenzodiossine – PCDD, policlorodibenzofurani – PCDF, idrocarburi policiclici aromatici – IPA e policlorobifenili – PCB), utilizzando un campionatore “Wind Select”. Tale strumento consente di separare i volumi di aria campionata in sottovento, sopravvento, e calma di vento, con angoli di direzione programmabili, attraverso un sensore di direzione del vento e tre cartucce, composte da filtro piano in fibra di quarzo per materiale particellare e adsorbente in schiuma di poliuretano [8].

Lo strumento vento-selettivo è stato collocato sul tetto di un immobile sito in via Brindisi 123, nella periferia a nord-ovest rispetto al paese e a sud-sud est rispetto alla centrale termoelettrica ENEL (posta ad una distanza di circa 8 km); il sito di monitoraggio rientra in un'area posta sottovento alle ricadute delle emissioni in atmosfera, in presenza di venti provenienti dai settori settentrionali.

L'aria ambiente nella direzione sottovento ha coperto un angolo di 50° diretto a Nord verso la centrale ENEL, che ha un camino alto circa 200 metri. Il campionamento sopravvento è stato impostato su un angolo di 140°, selezionato in modo da prelevare la massa d'aria provenienti dall'area urbana di Torchiarolo. Sulla cartuccia rimanente sono state campionate le situazioni di calma di vento e i contributi provenienti dai rimanenti settori (fra cui ricade anche la superstrada Brindisi-Lecce). La misura sopravvento non ha risentito, così, delle emissioni industriali, ma ha campionato esclusivamente il contributo urbano dei microinquinanti.

Sito di monitoraggio vento-selettivo a Torchiarolo e settori di campionamento



Camino della centrale ENEL di Cerano

Nella tabella che segue si riportano i risultati ottenuti dalla prima campagna vento-selettiva, effettuate nel secondo semestre 2008.

| | | Periodo | IPA totali * | Benzo(a)pirene | PCB totali ** | PCB WHO-TE | PCDD/Fs | V camp. |
|--|--|------------------------------|--------------|----------------|---------------|------------|------------|---------|
| | | | ng/mc | ng/mc | ng/mc | fg TE/mc | fg I-TE/mc | mc |
| Torchiarolo, Via Brindisi (rispetto ad ENEL Produzione Brindisi) | SOTTOVENTO (335-25 deg) | dal 29/10/2008 al 21/11/08 | 50.8 | 0.089 | 0.375 | 2.86 | 18.5 | 312.91 |
| | SOPRAVENTO (60-200 deg) | dal 29/10/2008 al 21/11/08 | 33.44 | 0.24 | 0.048 | 1.26 | 9.37 | 1423.77 |
| | CALMA DI VENTO ***** + 26-59 deg + 201-334 deg | dal 29/10/2008 al 21/11/08 | 75.0 | 0.55 | 0.135 | 0.9 | 11.83 | 879.8 |
| | MODALITA' CONTINUA | dal 03/10/2008 al 13/10/2008 | 172.26 | 0.094 | 1.53 | 6.83 | 47.65 | / |

I risultati ottenuti mostrano concentrazioni di PCDD/F leggermente superiori nel campione sottovento rispetto al sopravento, mentre le concentrazioni di IPA appaiono confrontabili. Nella situazione di calma di vento, si osservano concentrazioni di IPA totali e di Benzo(a)Pirene più elevate rispetto a quelle misurate negli altri due campioni; ciò può indicare la presenza di sorgenti emissive multiple o di tipo diffuso, a breve distanza dal punto di prelievo.

Successivamente, è stata effettuata una seconda campagna mediante l'utilizzo dello stesso campionatore nella stagione invernale; nella tabella che segue si riporta uno schema riassuntivo dei risultati.

| Torchiarolo, Via Brindisi (rispetto all'ENEL) | SETTORI | Periodo | R.d.P. ARPA | IPA totali * | Benzo(a)pirene | PCB totali ** | PCB WHO-TE | PCDD/Fs | V camp. |
|---|--|-------------|-------------|-------------------|-------------------|-------------------|----------------------|------------------------|----------------|
| | | | | ng/m ³ | ng/m ³ | fg/m ³ | fg TE/m ³ | fg I-TE/m ³ | m ³ |
| | SOTTOVENTO (335-25 deg) | 16-27/03/09 | RG 1058/09 | 0,1314 | 0,0045 | 3123495,0 | 5,62 | 3,51 | 449,11 |
| | SOPRAVENTO (60-200 deg) | 16-27/03/09 | RG 1059/09 | 89,31 | 0,59 | 1733270,4 | 4,90 | 3,64 | 222,53 |
| | CALMA DI VENTO ***** + 26-59 deg + 201-334 deg | 16-27/03/09 | RG 1060/09 | 42,75 | 0,38 | 8307,7 | 0,51 | 10,50 | 517,84 |

In tale campagna è emersa un'evidente direzionalità nella provenienza degli IPA, compreso il Benzo(a)Pirene (BaP), risultato molto più elevato nel settore di campionamento che comprende l'area urbana di Torchiarolo rispetto al settore sottovento alla centrale ENEL. Anche in questo caso, le elevate concentrazioni di IPA e BaP in condizioni di calma di vento possono indicare la presenza di sorgenti locali di tipo diffuso, a breve distanza dal sito di rilevazione.

Si sono osservate concentrazioni confrontabili di PCDD/F nei 2 settori; nella situazione di calma la concentrazione è risultata leggermente più elevata, comunque bassa rispetto agli standard per le aree urbane.

Il calcolo dei rapporti delle concentrazioni sopravento/sottovento dei microinquinanti organici individuano chiaramente, nel periodo invernale, la provenienza di elevate concentrazioni di IPA dall'area urbana, con concentrazioni provenienti dal settore sopravento all'area industriale pari a circa 680 volte rispetto a quelle rilevate dal settore sottovento.

Rapporto concentrazioni sopravento/sottovento a Torchiarolo

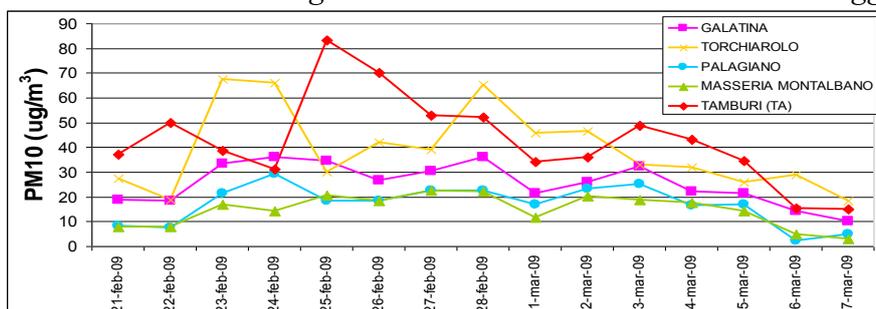
| Periodo di campionamento | IPA | B(a)p | PCB tot. | PCB WHO-TE | PCDD/Fs |
|--------------------------|-------|-------|----------|------------|---------|
| 28/10÷21/11 2008 | 1,5 | 0,4 | 7,8 | 2,3 | 2 |
| 16÷27 Marzo 2009 | 679,7 | 133,3 | 0,6 | 0,9 | 1,0 |

Si riportano infine alcuni risultati del cosiddetto Progetto Taranto-Salento, svolto su incarico della Regione Puglia in collaborazione tra ARPA e soggetti universitari e di ricerca, nell'ambito del quale è stata svolta una indagine sperimentale finalizzata al campionamento ed alla caratterizzazione dal punto di vista chimico-fisico del particolato atmosferico nel Salento e nell'area tarantina, con l'obiettivo finale di quantificare il contributo delle varie sorgenti emissive [9]; tra i 5 siti di monitoraggio, è stato incluso quello di Torchiariolo.

Su campioni prelevati per una durata di quindici giorni nel periodo febbraio-marzo 2009, è stata effettuata la completa caratterizzazione morfologica e chimico-fisica del PM10, con la determinazione dei principali composti ionici inorganici, del contenuto in metalli, di OC e di EC e di idrocarburi policiclici aromatici.

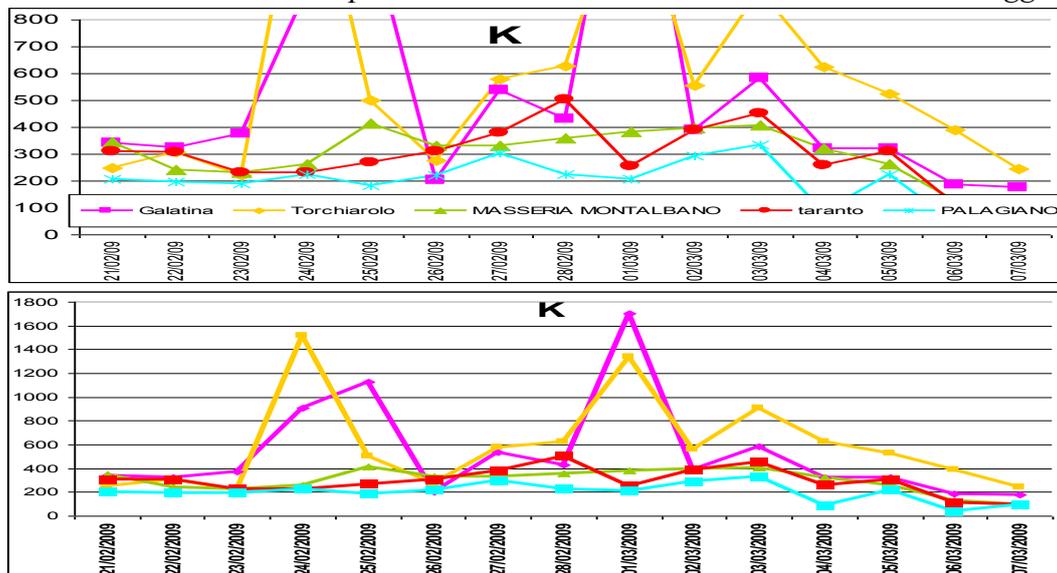
Nella figura che segue, è mostrato il grafico degli andamenti delle concentrazioni medie giornaliere di PM10 per i 5 siti.

Andamento delle concentrazioni medie giornaliere di PM10 nei 5 siti di monitoraggio



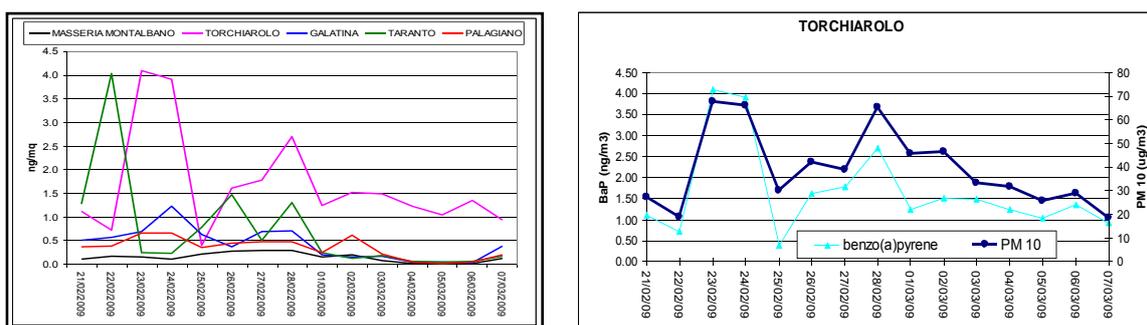
Nei due siti urbani salentini (Galatina e Torchiariolo) si sono registrate alte concentrazioni di individui chimici “markers” della combustione, quali IPA ed potassio, in relazione al largo uso di biomasse per il riscaldamento domestico.

Andamento delle concentrazioni di potassio contenuto nel PM10 nei 5 siti di monitoraggio



Si è rilevata inoltre, nel sito di Torchiariolo, la presenza di IPA, TC e OC in quantità maggiori rispetto agli altri siti. Il contenuto di BaP è risultato, per la maggior parte del periodo, più elevato a Torchiariolo rispetto agli altri siti, come indicato nelle figure che seguono.

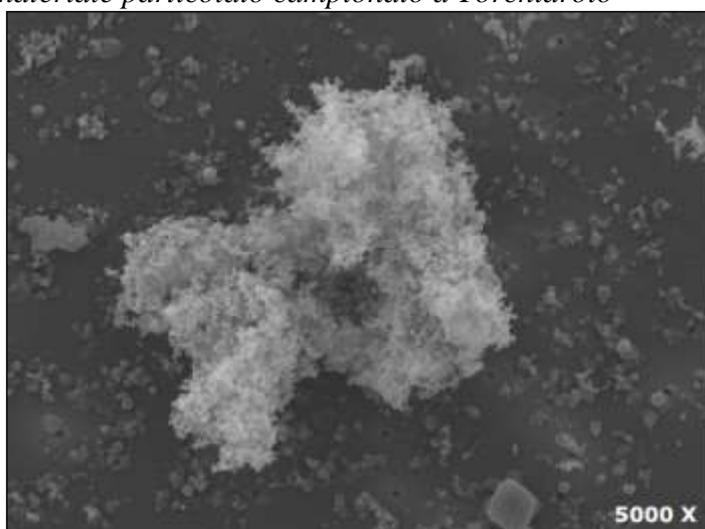
Andamento delle concentrazioni di Benzo(a)Pirene contenuto nel PM10 nei 5 siti di monitoraggio



Si è effettuata inoltre un'attività di caratterizzazione chimico-morfologica del particolato attraverso analisi SEM-EDS, per l'individuazione della tipologia delle particelle di particolato e delle specie chimiche presenti, con elaborazione grafica delle immagini acquisite finalizzata a quantificare le distribuzioni statistiche di dimensione e forma delle particelle, unitamente alle specie chimiche individuate.

Nel sito di Torchiarolo, è stata riscontrata una specificità del particolato, con particelle di soot in tutti gli intervalli dimensionali, sferette carboniose in numero piuttosto rilevante e di dimensioni anche grossolane e, solo in questo sito, particelle carboniose contenenti potassio, di verosimile origine vegetale.

Immagine al SEM di materiale particolato campionato a Torchiarolo



In corrispondenza a tutto il periodo di campionamento sono state effettuate simulazioni meteo/dispersive del particolato atmosferico¹. Dal confronto tra misure e i risultati delle simulazioni, è emersa una sottostima da parte del modello delle concentrazioni di particolato aerodisperso misurate al suolo, ragionevolmente ascrivibile a emissioni non censite nell'attuale inventario (quali quelle derivanti dalla combustione domestica delle biomasse) ed al meccanismo chimico di formazione del particolato secondario del modello.

¹ È stato utilizzato il modello fotochimico euleriano CAMX (Comprehensive Air Quality Model with extensions) in cascata al modello meteorologico Rams; le concentrazioni iniziali e al bordo del dominio investigato sono state valutate a partire dai campi di concentrazione forniti dal modello di scala continentale CHIMERE; i dati di emissione derivati dall'inventario regionale sono stati processati attraverso il codice GEM-PP.

Infine, nel corso della stagione invernale 2010-2011 è stato installato nel sito di Torchiarolo un secondo monitor di PM10, che consente di osservare con frequenza bioraria – parallelamente a quello già presente – l'andamento delle concentrazioni; si è potuto così mettere in evidenza concentrazioni di PM10 significativamente più elevate nelle ore serali, tranne che nei giorni in cui le condizioni meteorologiche sono risultate particolarmente favorevoli alla dispersione degli inquinanti in atmosfera.

Conclusioni

A partire dall'anno 2004, ARPA Puglia ha avviato il monitoraggio della qualità dell'aria nell'intero territorio regionale secondo quanto prescritto dalle normative vigenti. Le attività di monitoraggio del particolato atmosferico PM10 in Provincia di Brindisi hanno evidenziato una situazione di particolare criticità presso il comune di Torchiarolo, con un numero di superamenti annuali del valore limite giornaliero maggiore rispetto a quello ammesso dalla normativa. Pertanto, anche in relazione al fatto che la stazione è collocata a pochi km dalla centrale termoelettrica ENEL, sono state effettuate, nel corso degli anni, varie specifiche campagne, volte all'approfondimento di tale fenomeno e delle relative cause.

L'inquinamento sia del PM10 che di altri inquinanti legati a processi di combustione ha mostrato, così, un caratteristico andamento stagionale, con massimi evidenti nei mesi invernali. L'inquinamento da CO, SO₂, PM10 e IPA non presenta direzionalità di provenienza dalla centrale, ma evidenzia piuttosto un contributo prevalente dal centro abitato, attribuibile alla presenza di sorgenti locali di tali inquinanti. L'analisi statistica delle serie storiche delle concentrazioni di PM10 ha portato a ritenere che una delle cause del fenomeno, tipicamente invernale, sia legata verosimilmente alle attività agricole stagionali che si svolgono sul territorio e all'emissione di particolato da parte di impianti di riscaldamento residenziale di tipo tradizionale.

La successiva determinazione del contenuto nel PM10 di carbonio organico (OC), carbonio elementare (EC) e levoglucosano, specifico indicatore della presenza di emissioni da combustione di biomassa, ha evidenziato a Torchiarolo concentrazioni superiori rispetto a S.M. Cerrate (sito di fondo regionale) e, persino, superiori a quelli misurati in siti del Nord Italia caratterizzati dall'uso di legna come combustibile, evidenziando quindi come la combustione di biomasse legnosa costituisca una sorgente emissiva significativa, in grado di condizionare a livello locale lo stato della qualità dell'aria.

Anche il monitoraggio di microinquinanti organici (PCDD, PCDF, PCB e IPA), effettuato utilizzando un campionatore "Wind Select" in grado di campionare le masse d'aria provenienti da differenti settori di vento e in condizioni di calma, ha messo in rilievo l'evidente direzionalità nella provenienza degli IPA dall'area urbana, con presenza di sorgenti emissive locali multiple o di tipo diffuso.

I risultati della campagna di campionamento ed alla caratterizzazione del particolato atmosferico nel Salento e nell'area tarantina (Progetto Taranto-Salento), effettuato in collaborazione tra ARPA Puglia ed una serie di soggetti universitari e di ricerca, ha evidenziato nei due siti urbani salentini, e particolarmente a Torchiarolo, alte concentrazioni di inquinanti "marker" di combustione, quali IPA ed K, in relazione al largo uso di biomasse per il riscaldamento domestico; la ricostruzione modellistica della diffusione del particolato aerodisperso ha mostrato un sottostima, da parte del modello, delle concentrazioni di PM10 a Torchiarolo, a causa di emissioni non censite nell'attuale inventario (quali quelle derivanti dalla combustione domestica delle biomasse).

La peculiarità del sito di Torchiarolo rende, così, opportuno svolgere ulteriori attività di monitoraggio che coinvolgano altri comuni dell'area salentina, per valutare l'estensione e l'entità del contributo del *biomass burning* sui fenomeni di inquinamento locale, durante la stagione invernale, oltre a studi specifici che consentano di quantificare, a livello comunale, il consumo di legna procapite per riscaldamento in impianti di piccola taglia, il numero ed il tipo di impianti di

combustione di biomassa presenti nelle abitazioni e di caratterizzare, anche da un punto di vista tossicologico, le emissioni da combustione della legna in funzione del tipo di legna e di impianto, così da determinarne i relativi fattori di emissione utili ad una modellizzazione del relativo impatto. È opportuno, infine, riportare che la Regione Puglia ha stabilito (Delib. n.103 del 26/01/2011) l'effettuazione delle seguenti azioni, indirizzate alla risoluzione della problematica di Torchiarolo:

- informazione e sensibilizzazione sulla gestione e manutenzione degli impianti civili di riscaldamento di tipo tradizionale ;
- censimento delle fonti attive di emissione di biomassa di origine legnosa nell'ambito del territorio comunale di Torchiarolo;
- realizzazione di una campagna di pulizia gratuita delle canne fumarie;
- acquisizione ed installazione di sistemi di filtrazione dei fumi di combustione degli impianti civili di riscaldamento.

Bibliografia

[1] Evaluation of industrial sources' contribution to PM10 concentrations over a coastal area A. Tanzarella, C. Mangia, I. Schipa, M. Cervino, M. Milanese, *Air Pollution XV*, WITpress 2007 pp.624

[2] Emission factor programme Task 7 – Review of residential and small-scale commercial combustion sources, UK National Atmospheric Emissions Inventory, M. Hobson, G. Thistlethwaite, Reference Number AEAT/ENV/R/1407/Issue 1

http://www.airquality.co.uk/reports/cat08/0407081208_Task7_cumbustion_report_issue1.pdf

[3] A Summary of the emissions characterization and noncancer respiratory effects of wood smoke, Epa, December 1993.

[4] Caserini S. et al., 2006. Le emissioni atmosferiche dalle attività di combustione di biomasse. Tecnologie e prospettive della produzione di energia da biomasse . Corso di aggiornamento del Politecnico di Milano – Piacenza – 20-22 Novembre 2006.

[5] Simoneit B.R.T. et al., 1999. Levoglucosan, a tracer for cellulose in biomass burning and atmospheric particles. *Atmospheric Environment* 33, 173-182

[6] H. Bauer, M. Claeys, R. Vermeylen, E. Schueller, G. Weinke, A. Berger and H. Puxbaum, Arabitol and mannitol as tracers for the quantification of airborne fungal spores, *Atmospheric Environment* 42, 588-593.

[7] A simplified method for levoglucosan quantification in wintertime atmospheric particulate matter by high performance anion-exchange chromatography coupled with pulsed amperometric detection, Andrea Piazzalunga; Paola Fermo; Vera Bernardoni; Roberta Vecchi; Gianluigi Valli; Maria Antonietta De Gregorio, *Intern.J.Environ.Anal.Chem.* 1029-0397, Volume 90, Issue 12, 2010, Pages 934 – 947

[8] Assennato G., Giua R. e Nocioni A., Il caso studio Torchiarolo, PM2010, 4° Convegno Nazionale sul Particolato Atmosferico, Venezia, 18-20 maggio 2010.

[9] Andriani E., Angiuli L., Amodio M., Assennato G., Cervino M., De Gennaro G., De Giorgi M.G., Demarinis Loiotile A., Di Gilio A., Ficarella A., Ficocelli S., Giua R., Mangia C., Menegotto M., Morabito A., Nocioni A., Placentino C.M., Tarantino M., Tutino M., Il Progetto Taranto-Salento, PM2010, 4° Convegno Nazionale sul Particolato Atmosferico, Venezia, 18-20 maggio 2010.

PARTE V

METODOLOGIE PER LA VALUTAZIONE DEGLI IMPATTI

INQUINAMENTO ATMOSFERICO E DETERIORAMENTO DEI BENI CULTURALI ARCHITETTONICI A ROMA

Raffaella Gaddi, Patrizia Bonanni, Mariacarmela Cusano, Antonella De Santis - ISPRA
Carlo Cacace, Annamaria Giovagnoli - ISCR

Introduzione

Alcuni dei fenomeni di degrado che si manifestano sulle superfici dei beni storico-artistici, in particolare nelle aree urbane, sono attribuibili all'inquinamento atmosferico e alle condizioni meteorologiche del territorio in cui il bene è situato.

In questi ultimi anni l'attenzione della ricerca scientifica a livello nazionale ed internazionale si è incentrata, in particolare, sull'analisi di quelle tipologie di deterioramento (annerimento, erosione e corrosione) che più frequentemente si riscontrano sui manufatti esposti all'aperto.

Gli studi finora realizzati su questo argomento dimostrano che una corretta e completa valutazione dei processi di degrado non può prescindere dalla caratterizzazione, dal punto di vista climatico e ambientale, del territorio circostante il monumento considerato.

A tale proposito, in letteratura sono presenti specifiche relazioni matematiche in grado di quantificare il danno subito da un materiale in funzione delle concentrazioni di inquinanti atmosferici (biossido di zolfo, ossidi di azoto, particolato atmosferico) e dei parametri meteorologici (temperatura, precipitazioni, umidità relativa, etc).

Tali dati climatici ed ambientali, se correlati con le informazioni relative allo stato di conservazione di un manufatto, possono fornire indicazioni sul suo potenziale rischio di degrado.

Questo approccio è stato descritto per la prima volta nella Carta del Rischio del Patrimonio Culturale (redatta dall'Istituto Superiore per la Conservazione ed il Restauro, ISCR-1995), ed è stato applicato in questo lavoro per individuare il rischio di deterioramento per i beni culturali architettonici di Roma.

La metodologia utilizzata ha consentito di confrontare i monumenti di natura calcarea presenti nella capitale e di valutare, in base al loro stato di conservazione e alle condizioni del territorio di appartenenza, quelli potenzialmente più soggetti al fenomeno dell'erosione superficiale.

Il calcolo del rischio: vulnerabilità superficiale e pericolosità ambientale-aria

Il calcolo degli indicatori di rischio per i manufatti storico-artistici è stato introdotto nella Carta del Rischio del Patrimonio Culturale, un sistema informativo territoriale basato su una struttura logica e fisica che permette di acquisire dati, di analizzare e studiare metodologie per gestire le informazioni riferite al territorio e di definire una cartografia uniforme, coerente ed immediatamente utilizzabile [1].

L'obiettivo principale della Carta del Rischio è quello di "fornire tutte le informazioni necessarie e sufficienti per la pianificazione e la programmazione delle attività di prevenzione del patrimonio culturale da tutti i possibili rischi di danno" [2].

Il Modello di Rischio è stato costruito individuando tre *domini di pericolosità* (statico – strutturale, ambientale – aria, antropico) e tre *livelli di rischio* (territoriale, individuale, locale) [3].

Nel presente lavoro sono stati calcolati il **rischio territoriale** ed il **rischio individuale** del dominio pericolosità **ambientale - aria**.

Il *rischio ambientale - aria* descrive il potenziale danno subito dai materiali a causa dei fattori climatici e ambientali che caratterizzano il territorio in cui i monumenti sono collocati. Il *rischio territoriale* (R_t) in particolare indica lo stato di suscettibilità al processo di degrado del territorio nel

quale è collocato un aggregato di beni ed è calcolato in funzione del numero e/o della distribuzione dei monumenti censiti.

Si calcola moltiplicando la pericolosità territoriale (P) a livello comunale per il numero dei beni (n) presenti sul territorio.

$$R_t = n \cdot P \quad (1)$$

La *pericolosità territoriale* (P) indica il livello di potenziale aggressione caratteristico di una data area territoriale, indipendentemente dalla presenza o meno di beni.

Nel dominio ambientale-aria, questa componente è definita da tre indici di pericolosità che rappresentano tre diversi fenomeni di degrado: l'*indice di annerimento* che correla la concentrazione di particolato atmosferico con lo sporco delle superfici; l'*indice di stress fisico* che definisce l'interazione termica e igrometrica tra l'ambiente e il materiale; l'*indice di erosione* che quantifica la perdita di materiale di un determinato bene causata dai fattori climatici e dall'inquinamento atmosferico.

Il *rischio individuale* (R_i) si riferisce allo stato di suscettibilità al processo di degrado di un singolo bene e, nel dominio ambientale-aria, è rappresentato dal prodotto tra la *pericolosità territoriale* (P) a livello comunale e la *vulnerabilità superficiale* (V_j) del bene j-esimo considerato.

$$R_i = V_j \cdot P \quad (2)$$

La *vulnerabilità superficiale*, rappresenta lo stato di conservazione del bene; viene calcolata statisticamente su un numero consistente di variabili che vengono reperite applicando un modello schedografico messo a punto dall'ISCR [4].

Per stimare la vulnerabilità di un manufatto, si calcola l'indice di vulnerabilità INDvul(k), applicando il seguente algoritmo [4]:

$$INDvul(k) = SOMMA (P_j \cdot Q_{ji} / (m-n) \cdot (cost/m)) \quad (3)$$

dove

m = numero di variabili considerate per quantificare lo stato di conservazione della superficie in base al grado di urgenza, di gravità e di estensione che più tipologie di danno possono assumere in relazione agli elementi che caratterizzano l'aspetto "superficiale" del bene

n = numero di variabili per le quali mancano informazioni

P_j = peso relativo alla variabile j-esima

Q_{ji} = valore i-esimo assunto dalla variabile j-esima

cost/m = cost. aggiornata in base all'aggiornamento dei pesi

In questo lavoro, il rischio territoriale e il rischio individuale ambientale-aria sono stati stimati dopo aver calcolato la *pericolosità territoriale* di Roma, rappresentata dall'*indice di erosione*, e la *vulnerabilità superficiale* di alcuni monumenti censiti nella capitale.

L'erosione dei materiali calcarei

L'erosione di un materiale, attribuibile generalmente all'azione sinergica dei parametri climatici e degli inquinanti atmosferici caratteristici di un determinato contesto territoriale [5], può essere quantificata attraverso specifiche relazioni matematiche (funzioni dose-risposta).



Nella Carta del Rischio del Patrimonio Culturale l'erosione (espressa come recessione superficiale) è stata calcolata utilizzando la seguente formula di Lipfert [6] :

$$L = 18.8 \cdot \text{Rain} + 0.016 \cdot [\text{H}^+] \cdot \text{Rain} + 0.18 \cdot (V_{ds} \cdot [\text{SO}_2] + V_{dN} \cdot [\text{HNO}_3])^1 \quad (3)$$

L → recessione superficiale (espressa in $\mu\text{m}/\text{anno}$)

18.8 · Rain → contributo dell'effetto carsico (pioggia pulita)

0.016 · [H⁺] · Rain → effetto della pioggia acida

0.18 · (V_{ds} · [SO₂]) → deposizione di SO₂

0.18 · (V_{dHNO3} · [HNO₃]) → deposizione di HNO₃

Questo algoritmo, applicabile ad un generico materiale calcareo, sovrastima il contributo dell'effetto carsico e non considera l'apporto del particolato atmosferico le cui concentrazioni, nelle aree urbane, spesso e diffusamente eccedono i limiti di legge [7], [8].

In questo lavoro si è preferito applicare, per il calcolo dell'erosione, la formula di Kucera ricavata nell'ambito del progetto europeo Multiassess (*Model for multi-pollutant impact and assessment of threshold levels for cultural heritage*) [9], che consente di calcolare la potenziale perdita di materiale considerando anche le deposizioni di particolato atmosferico.

$$R = 4 + (0.0059 \cdot [\text{SO}_2] \cdot \text{Rh}_{60} + 0.054 \cdot \text{Rain} \cdot [\text{H}^+] + 0.078 \cdot [\text{HNO}_3] \cdot \text{Rh}_{60} + 0.0258 \cdot [\text{PM}_{10}])^2 \quad (4)$$

dove

R → recessione superficiale (espressa in $\mu\text{m}/\text{anno}$)

4 → valore calcolato sperimentalmente (che rappresenta il degrado in assenza di inquinanti)

0.054 · Rain · [H⁺] → effetto della pioggia acida

0.0059 · [SO₂] · Rh₆₀ → deposizione di SO₂

0.078 · [HNO₃] · Rh₆₀ → deposizione di HNO₃

0.0258 · [PM₁₀] → deposizione di PM₁₀

¹ [SO₂] e [HNO₃] sono le concentrazioni medie annue di biossido di zolfo e acido nitrico (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$); [H⁺] rappresenta il pH della pioggia; V_{ds} e V_{dN} sono rispettivamente le velocità di deposizione media annua di biossido di zolfo e acido nitrico; Rain indica le precipitazioni medie annue (esprese in mm).

² Rh₆₀ è pari a Rh-60 dove Rh rappresenta l'umidità relativa media annua (in %); [PM₁₀] indica la concentrazione media annua di particolato atmosferico (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

La metodologia applicata per il calcolo degli indicatori di rischio

Il metodo seguito per il calcolo degli indicatori di rischio consiste inizialmente nella stima della pericolosità territoriale di Roma espressa come recessione superficiale (in $\mu\text{m}/\text{anno}$).

I dati climatici ed ambientali utilizzati si riferiscono all'anno campione 2005.

Il calcolo è stato effettuato utilizzando le medie annuali di temperatura, umidità relativa, e precipitazioni e le concentrazioni medie annuali di SO_2 , PM_{10} , NO_2 e O_3 ³ [10].

Il rischio territoriale è stato ottenuto correlando i valori di erosione ottenuti sul territorio a livello comunale (P) con la distribuzione dei monumenti georeferiti a Roma (n).

Il rischio individuale, calcolato solo sui quei beni per i quali sono disponibili informazioni sul loro stato di conservazione, è stato stimato moltiplicando la vulnerabilità superficiale (V) del monumento per il valore dell'erosione a livello comunale (P).

L'erosione a Roma

Il calcolo della potenziale erosione stimata per il 2005 a Roma, è stato effettuato utilizzando le medie annuali della temperatura, dell'umidità relativa e delle precipitazioni misurate nelle stazioni meteo presenti sul territorio (fonte ARPA Lazio).

Il valore di pH è stato fornito dall'EMEP⁴.

Tabella 1: Parametri meteoroclimatici di Roma riferiti al 2005

| | |
|---------------------|-----|
| T(°) | 15 |
| UR (%) | 71 |
| Pioggia (mm) | 848 |
| pH | 5,8 |

Le concentrazioni medie annuali di SO_2 , PM_{10} , NO_2 e O_3 , fornite dall'ARPA Lazio, sono state stimate con il modello FARM⁵ su griglie di 1 km [11].

Le concentrazioni di HNO_3 sono state calcolate dalle concentrazioni di NO_2 e O_3 applicando la seguente formula derivata nell'ambito del progetto Multiassess:

$$[\text{HNO}_3] = 516 \cdot e^{-3400/(T+273)} \cdot ([\text{NO}_2] \cdot [\text{O}_3] \cdot \text{Rh})^{0.5} \quad (5)$$

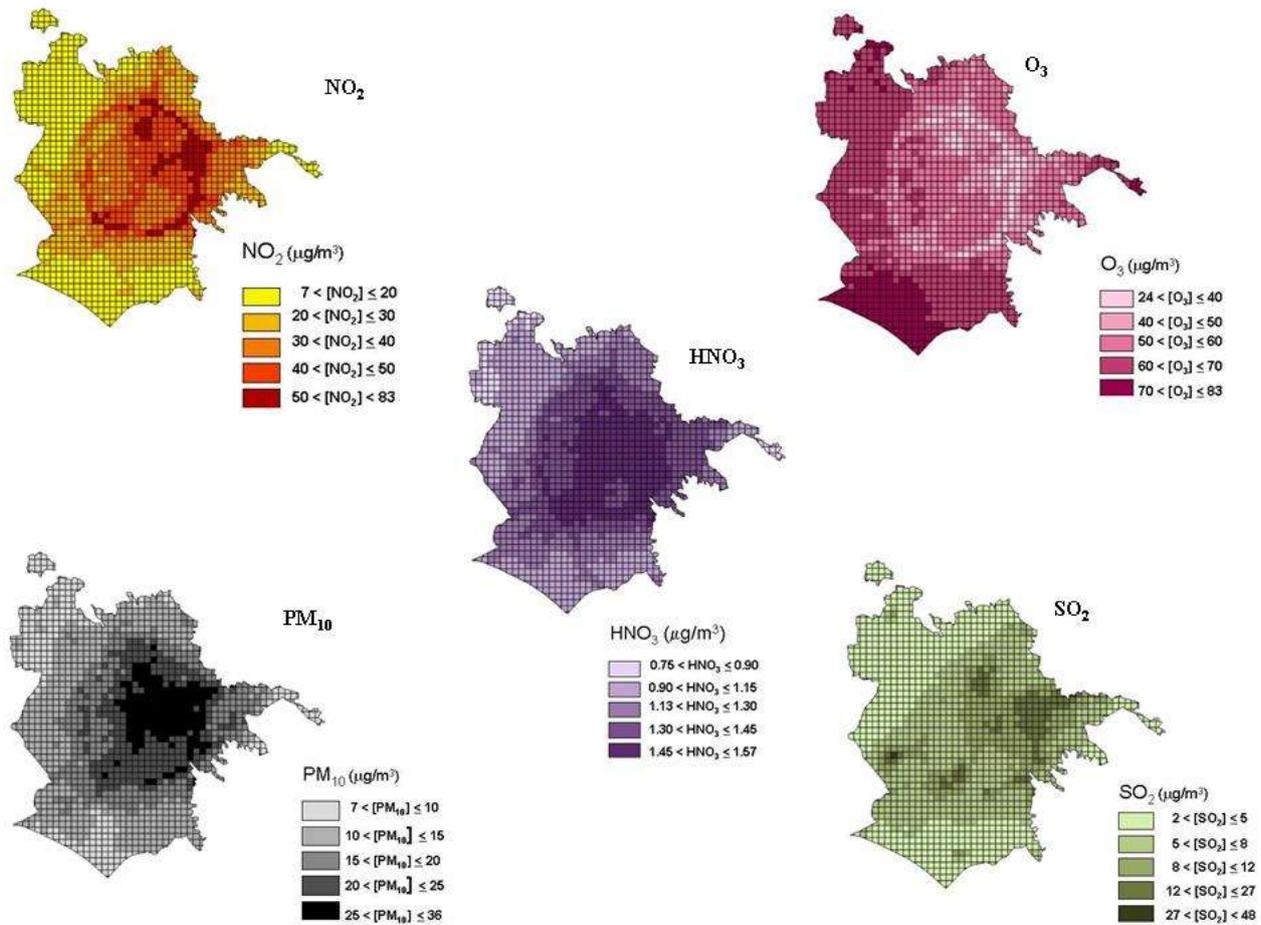
Nella Figura 1 sono riportate le concentrazioni simulate di SO_2 , NO_2 , O_3 e PM_{10} e quelle di HNO_3 calcolate con la formula (5).

³ In assenza di valori limiti degli inquinanti per la tutela dei beni culturali, si riportano quelli previsti dalla normativa vigente (Direttiva 2008/50/CE) per la protezione della salute umana. O_3 : 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ media massima giornaliera calcolata su 8 ore da non superare più di 25 volte per anno civile come media su tre anni; SO_2 : 125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ media giornaliera da non superare più di tre volte per anno civile; NO_2 : 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ media annuale; PM_{10} : 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ media annuale.

⁴ EMEP: **European Monitoring and Evaluation Programme**

⁵ F.A.R.M (ARIANET), Flexible Air quality Regional Model: Modello euleriano a griglia per simulare la dispersione, la trasformazione e la deposizione di inquinanti reattivi.

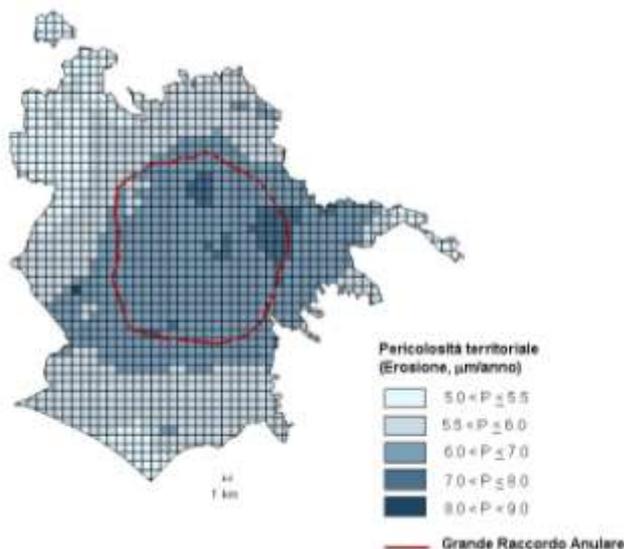
Figura 1: Concentrazioni di SO_2 , PM_{10} , NO_2 , O_3 e HNO_3



Le concentrazioni medie annue ricavate dal modello variano in linea generale da 2 a 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per SO_2 , da 7 a 83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per NO_2 , da 24 a 83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per O_3 , da 0,7 a 1,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per HNO_3 e da 7 a 36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per il PM_{10} .

Queste concentrazioni sono state inserite nell'algoritmo (4) e utilizzate per stimare la recessione superficiale in ciascuna cella (Figura 2).

Figura 2: Pericolosità territoriale (Erosione, $\mu\text{m}/\text{anno}$) a Roma per il 2005



I valori ottenuti, su tutto il comune, variano da 5 a 9 $\mu\text{m}/\text{anno}$; in particolare nella zona all'interno del Grande Raccordo Anulare, caratterizzata da una maggiore concentrazione di beni, l'erosione calcolata risulta generalmente compresa tra 6 e 8 $\mu\text{m}/\text{anno}$.

Per quanto riguarda i valori accettabili di erosione per un materiale calcareo, l'unico riferimento presente in letteratura è quello riportato dall'International Co-operative

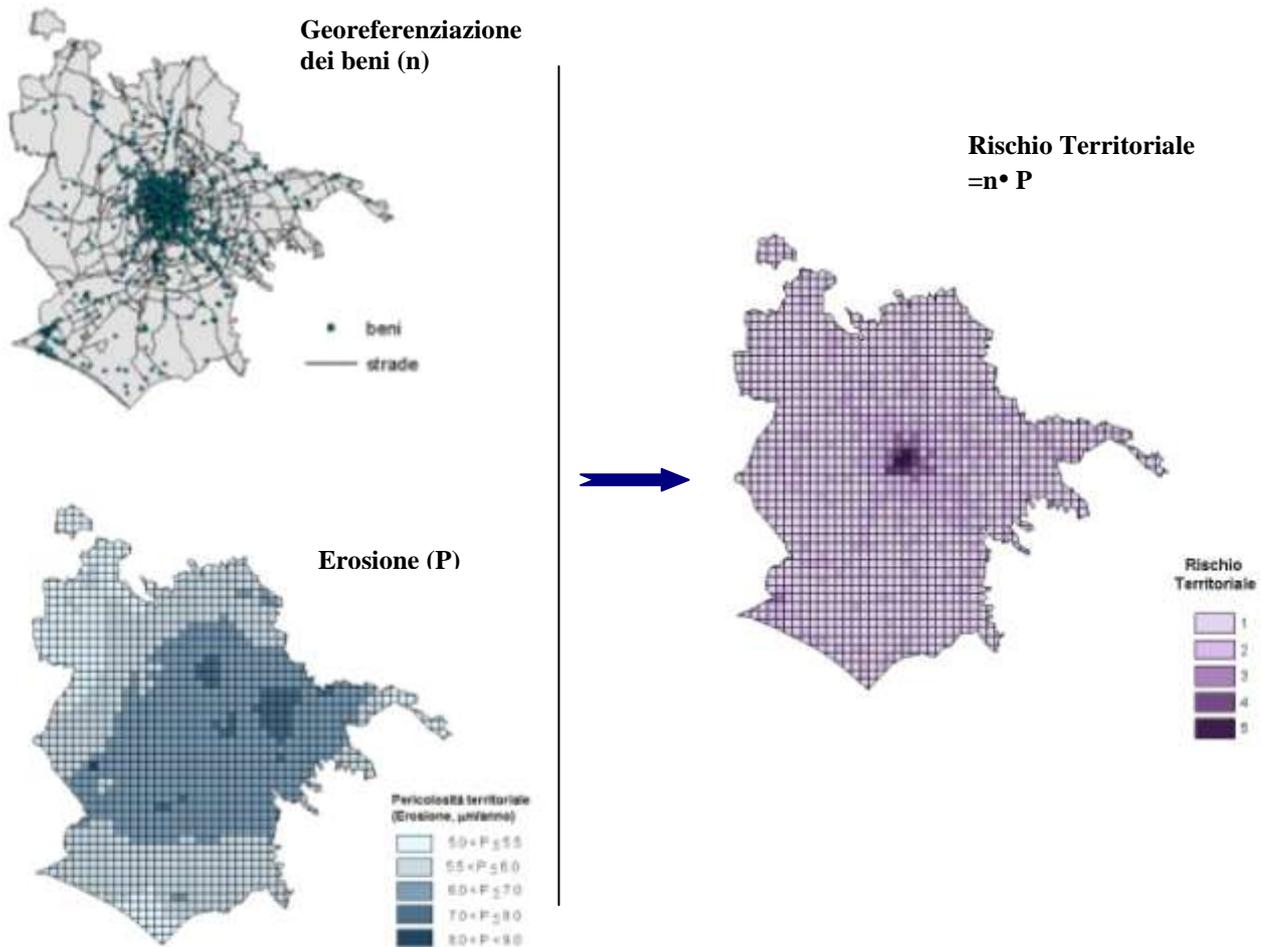
Programme on Effects on Materials (UNECE ICP Materials Programme) che propone, per i materiali calcarei dopo un anno di esposizione, un valore tollerabile di erosione (“acceptable deterioration rate”) pari a 8 µm/anno [12].

Il rischio territoriale

La mappa di erosione è stata sovrapposta con la mappa di georeferenziazione dei beni culturali schedati nella Carta del Rischio.

Il risultato di questa sovrapposizione rappresenta il rischio territoriale (Figura 3).

Figura 3: Rischio territoriale a Roma per il 2005



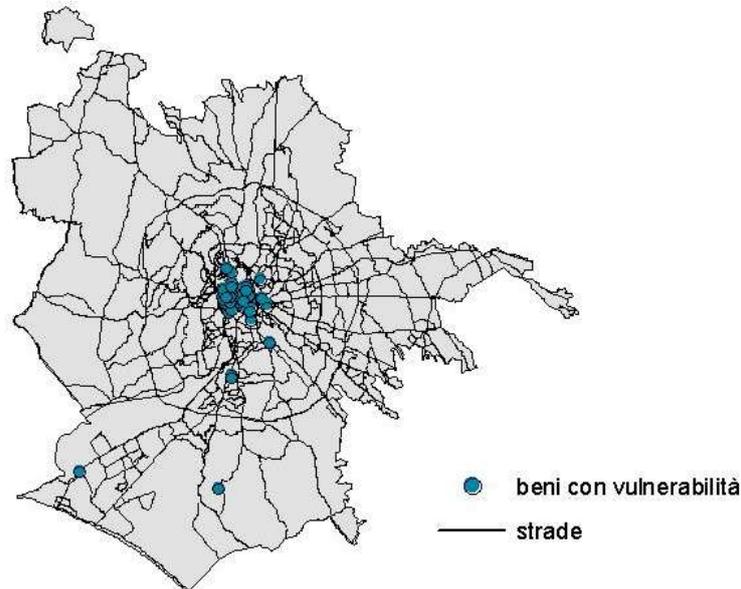
I valori ricavati, sono stati suddivisi in 5 classi: alla classe 1, (rischio più basso) appartengono le aree all’interno del comune in cui non sono presenti i monumenti. La classe di rischio 5 si registra invece nelle celle in cui è presente una maggiore concentrazione di beni.

Poiché il rischio territoriale dipende principalmente dalla distribuzione dei monumenti, come ovvio, le celle situate al centro della città, contenendo un maggior numero di beni, risultano essere quelle a maggiore rischio di erosione.

I beni con le schede di vulnerabilità

Per il calcolo del rischio individuale sono stati utilizzati i dati di vulnerabilità superficiale di 77 beni presenti a Roma e georeferiti nella Carta del Rischio (Figura 4).

Figura 4: Georeferenziazione dei beni con schede di vulnerabilità



Le schede sono state messe a punto da funzionari dell'ISCR che hanno seguito, per la descrizione anagrafico identificativa, le indicazioni e le regole dell'ICCD (Istituto Centrale del Catalogo e Documentazione Grafica).

I dati reperiti durante le fasi di schedatura sono stati inseriti nell'algoritmo (3) ottenendo così, per ciascun monumento, un valore (espresso in unità arbitrarie) che indica lo stato di conservazione del monumento considerato (tabella 2).

Minore è il valore della vulnerabilità e migliore è lo stato di conservazione del bene.

Tabella 2: Elenco dei beni per i quali sono disponibili i dati di vulnerabilità (espressa in u.a.)

| Bene | V (u.a.) | Bene | V (u.a.) | Bene | V (u.a.) |
|---|-------------|--|-------------|--|-------------|
| Chiesa di San Marcello al Corso | -0.85 | Chiostro di Santa Maria della Pace | -0.41 | Chiesa di San Agostino | 0.43 |
| Chiesa dei Santi Ambrogio e Carlo al Corso | -1.43 | Oratorio di San Giuseppe dei Falegnami | -0.97 | Chiesa di Santa Agata | 0.33 |
| Chiesa di Santa Maria dei Miracoli | -0.36 | Oratorio Mariano | -0.89 | Chiesa di Santa Maria della Scala | 0.46 |
| Chiesa Santa Maria Sopra Minerva | -0.04 | Chiostro di Santa Maria sopra Minerva | -0.82 | Chiesa di Santa Maria Maddalena | 0.26 |
| Chiesa di Santa Maria in Aquiro | -0.86 | Chiesa di San Clemente Basilica Superiore | -0.04 | Cappella del Crocifisso | 0.29 |
| Chiesa di Santa Margherita | -0.23 | Chiostro di San Clemente | -0.83 | Convento Chiesa di Santa Maria della Concezione | 0.45 |
| Chiesa di San Callisto | -0.24 | Museo dell' Alto Medioevo | -1.16 | Oratorio di San Francesco Saverio detto dei Caravita | 0.44 |
| Chiesa di Santa Dorotea | -0.61 | Museo degli Strumenti Musicali | -0.81 | Chiesa di Santo Stefano Rotondo al Celio | 0.40 |
| Chiesa di San Silvestro al Quirinale | -0.80 | Complesso Villa Giulia - Palazzo | -1.06 | Complesso Aracoeli - Chiesa Santa Maria in Aracoeli | 0.57 |
| Chiesa di San Bernardo alle Terme | -1.16 | Palazzo Corsini | -0.43 | Chiesa di San Rocco | 0.70 |
| Chiesa di Santa Bibiana | -0.59 | Palazzo Leroy | -0.22 | Chiesa di San Nicola da Tolentino | 0.88 |
| Chiesa di San Bonaventura al Palatino | -0.02 | Villino Ximenes | -1.12 | Chiesa di San Urbano | 0.74 |
| Chiesa di S. Clemente Basilica Inferiore | -0.04 | Galleria Dora Panphilj | -0.80 | Basilica Paleocristiana di San Aurea | 0.93 |
| Chiesa di San Cesareo de Appia | -0.06 | Casa Madre dei Mutilati | -0.98 | Palazzo Barberini | 0.92 |
| Chiesa di Santa Croce e di San Bonaventura dei Lucchesi | -0.11 | Farmacia di San Ignazio | -0.98 | Palazzina Ex Gil | 0.67 |
| Chiesa di Nostra Signora del Sacro Cuore | -0.73 | Cimitero dei Cappuccini | -0.13 | Appartamento Secchi | 0.87 |
| Chiesa di Santa Maria in Trivio | -0.11 | Chiesa di San Girolamo dei Croati | -0.44 | Chiesa di Santa Pudenziana | 1.00 |
| Chiesa di Santa Maria in Via | -0.91 | Museo Nazionale delle Arti e Tradizioni Popolari | -0.79 | Villa Sarvognan di Brazz | 1.01 |
| Chiesa di San Andrea al Quirinale | -1.13 | Museo Nazionale Preistorico ed Etnografico | -0.54 | Chiesa di Santa Maria in Montesanto | 1.24 |
| Chiesa di San Egidio degli Orefici | -0.66 | Museo di Palazzo Venezia | -1.03 | Chiesa di San Crisogono | 1.27 |
| Chiesa di San Lorenzo in Panisperna | -0.45 | Chiesa di Santa Maria della Pace | -0.41 | Chiesa di San Martino ai Monti | 1.90 |
| Chiesa di Santa Maria in Monticelli | -0.47 | Chiesa di Santo Stefano del Cacco | 0.02 | Chiesa di San Marco | 1.70 |
| Chiesa di San Pantaleo | -0.38 | Complesso di San Ignazio - Chiesa | 0.05 | Chiesa di Santa Cecilia in Trastevere | 1.87 |
| Chiesa dei Santi Quirico e Giulitta | -0.50 | Chiesa di Santa Maria in Campitelli | 0.43 | Chiesa di San Tommaso in Parione | 1.57 |
| Chiesa di San Vitale | -1.19 | Chiesa di Santa Caterina a Magnanopoli | 0.04 | Chiesa di San Filippo Neri | 2.57 |
| Oratorio del Gonfalone | -0.65 | Tempietto di San Andrea | 0.05 | | |

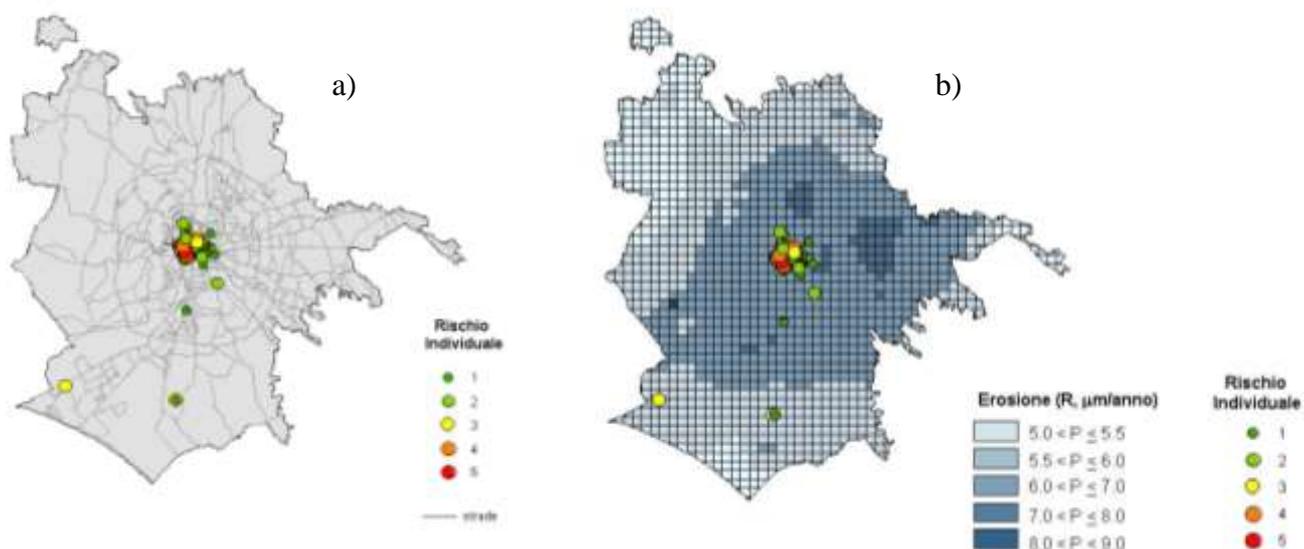
Il rischio individuale

Il rischio individuale è stato calcolato moltiplicando l'erosione ottenuta nella cella in cui è situato il bene, per il dato di vulnerabilità del monumento considerato.

Anche in questo caso i valori ottenuti sono stati suddivisi in 5 classi (fig. 5a): alla classe 1 appartengono i beni per i quali il rischio è più basso; alla classe 5 quelli caratterizzati da un rischio potenziale più elevato.

Nella Figura 5b i beni rappresentati in base alla loro classe di rischio, sono sovrapposti alla mappa di erosione.

Figura 5: a) Rischio individuale per i beni di Roma b) Sovrapposizione dei beni con la mappa di erosione



La mappa 5b mostra che i beni a rischio 4 e 5 sono localizzati principalmente in celle con valori di erosione pari a 6-7 $\mu\text{m}/\text{anno}$.

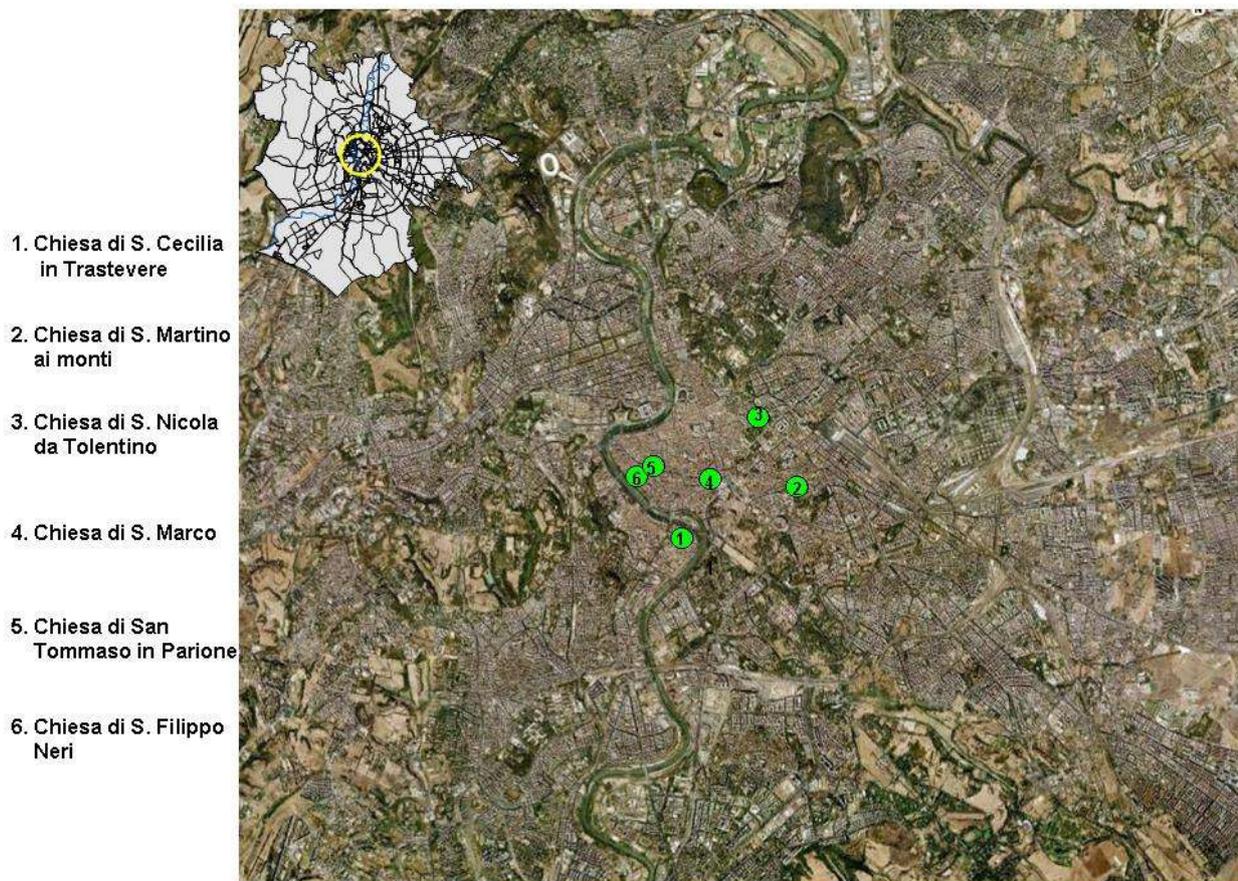
Nelle griglie caratterizzate dalla stessa recessione superficiale il rischio individuale dipende principalmente dallo stato conservativo del bene. A parità di pericolosità territoriale quindi il rischio è determinato dalla vulnerabilità.

Nella tabella 3 e nella Figura 6 sono riportati l'elenco dei beni con rischio più elevato e la loro localizzazione sul territorio.

Tabella 3: Beni a maggiore rischio di degrado a Roma

| BENE | V (u.a) | Erosione ($\mu\text{m}/\text{anno}$) | Classe di Rischio |
|-----------------------------------|---------|--|-------------------|
| S.Nicola da Tolentino | 1,53 | 6,7 | 5 |
| S. Tommaso in Parione | 1,57 | 6,6 | 5 |
| S.Marco | 1,70 | 6,7 | 5 |
| Chiesa di S.Cecilia in Trastevere | 1,87 | 6,5 | 5 |
| Chiesa di S.Martino ai monti | 1,90 | 6,7 | 5 |
| S. Filippo Neri | 2,57 | 6,6 | 5 |

Figura 6: Ortofoto di Roma e localizzazione dei beni risultati più a rischio di degrado



Conclusioni

Gli indicatori di rischio territoriale e individuale sono stati stimati suddividendo il comune di Roma in celle di 1 km, su ognuna delle quali è stato calcolato il potenziale danno da erosione per i manufatti calcarei.

I risultati ottenuti nell'area all'interno del Grande Raccordo Anulare, caratterizzata da una maggiore concentrazione di beni, mostrano una potenziale erosione (espressa come recessione superficiale) compresa tra i 6 e i 9 $\mu\text{m}/\text{anno}$.

Correlando tali risultati con i dati di vulnerabilità superficiale di alcuni dei beni georeferiti nella città, è stato possibile stimare che, in prima approssimazione, i monumenti architettonici più a rischio sono collocati in una zona caratterizzata da una potenziale erosione di 6-7 $\mu\text{m}/\text{anno}$.

Poiché il livello di aggressione territoriale calcolato in questa area è lo stesso per tutti i monumenti, il fattore che determina il rischio più elevato, è rappresentato dallo stato di conservazione del bene.

La metodologia applicata in questo studio consente di ottenere informazioni che possono essere utilizzate per la programmazione di eventuali interventi di restauro e/o manutenzione preventiva, soprattutto per quei beni che sono risultati in condizioni conservative più critiche e sottoposti ad una maggiore aggressione territoriale.

Bibliografia

[1] *“Il Sistema Informativo della Carta del Rischio”*, 1996, Carta del Rischio del Patrimonio Culturale, Ministero per i Beni Culturali ed Ambientali – Ufficio centrale per i Beni Archeologici, architettonici, storici ed artistici – Istituto Centrale per il Restauro, A.T.I. Maris.

- [2] “*La metodologia per il calcolo del rischio*”, 1996, Carta del Rischio del Patrimonio Culturale, Ministero per i Beni Culturali ed Ambientali – Ufficio centrale per i beni archeologici, architettonici, storici e artistici - Istituto Centrale per il Restauro- A.T.I. Maris.
- [3] “*Analisi multi- hazard per la valutazione del rischio locale dei beni culturali*”. Atti 12^a Conferenza Nazionale ASITA – l’Aquila 21-24 ottobre 2008.
- [4] G. Accardo, 1999, “*La schedatura conservativa: esperienze dell’ICR in relazione alla Carta del Rischio*”, Atti Primo Seminario Nazionale sulla Catalogazione.
- [5] P. Bonanni, R. Daffinà, R. Gaddi, A. Giovagnoli, V. Silli , M. Cirillo, 2006, “*L’impatto dell’inquinamento atmosferico sui beni di interesse storico - artistico esposti all’aperto*”, Rapporto APAT.
- [6] F.W. Lipfert, 1989, “*Atmospheric damage to calcareous stones: comparison and reconciliation of recent experimental findings*”. Atmospheric Environment 23(2), 415-129.
- [7] “*Global Climate change impact on built heritage and cultural landscape*”, 2007, The Noah’s ark project, Atlas and Guidelines.
- [8] A. Bonazza, P. Messina, C. Sabbioni, C. M. Grossi, P. Brimblecombe, 2009, “*Mapping the impact of climate change on surface recessions of carbonate buildings in Europe*”, Science of the Total Environment 407, 2039 – 2050.
- [9] *Model for multi-pollutant impact and assessment of threshold levels for cultural heritage (Multiasses)- Report 2005.*
- [10] P. Bonanni, C. Cacace, R. Gaddi, A. Giovagnoli, 2009 “*Calcolo del rischio territoriale e del rischio individuale per i beni di interesse storico-artistico a Torino*”. Rapporto ISPRA
- [11] R. Sozzi, L. Ticconi, B. Bove, M. Deserti, F. Lollobrigida, M. Clemente, R. De Maria, P. Bonanni (responsabile di progetto APAT), R. Gualdi, 2003, “*La micrometeorologia e la dispersione degli inquinanti in aria*”.
- [12] <http://www.corr-institute.se/ICP-Materials/web/page.aspx?refid=12>