

5 INQUINAMENTO DELL'ARIA E CAMBIAMENTI CLIMATICI



QUALITA' DELL'ARIA

S. AGOSTINO
POLVERI 16/50
QUALITA' ARIA
DISCRETA

STOP

La Miniera del Regno



Coccarelli

LISTE DI NOZZE

ELETTRODOMESTICI - TV HIFI - BOMBOLE

VIA ROMA, 5 - TEL. (0744) 740819

PIZZICHERIA NORCINERIA

BRUNORI

PRODUZIONE PROPRIA

VIA ROMA, 34 - TEL. 940144



PREMIO NAZIONALE
PALA D'ORO 1983

ALLIABILI

VIA ROMA, 35 - 41 - TEL. 0744 / 65177-94008

VIA S. AGOSTINO, 92

CHIAVI IN MANO

Spazio Mac. Mac. con PIZZA EGREGIA L'AZIENDA

TEL. 0744 134252

MACELLERIA

IL FAGGETO

Coop. Produttori Zootecnici

CARNE

LOCALE

100% CARNE VERGINE, 100% ALIMENTI

SINTESI

a cura di Giorgio Cattani

L'Organizzazione Mondiale della Sanità stima che ogni anno 4,3 milioni di decessi siano attribuibili nel mondo all'esposizione, prevalentemente in ambienti indoor, nei paesi a basso e medio reddito, ad inquinanti emessi nelle attività quotidiane a causa dell'utilizzo di combustibili come legna, carbone e residui organici in apparecchi privi di qualsiasi sistema di abbattimento delle emissioni. Altri 3,7 milioni di decessi sono attribuiti all'inquinamento outdoor. In questo caso, il fenomeno riguarda anche i paesi dell'Europa occidentale, gli Stati Uniti e l'Australia, nonostante i progressi ottenuti in queste aree del pianeta nella riduzione delle emissioni di origine industriale e da traffico veicolare.

L'Agenzia Europea per l'Ambiente ha stimato che in Italia, nel 2016, 58600 morti premature possano essere attribuibili all'esposizione a lungo termine al PM_{2,5}, 14600 all'NO₂ e 3.000 all'O₃.

In questo quadro si inserisce il [paragrafo 5.1](#) che descrive lo [stato della qualità dell'aria nelle aree urbane nel 2018](#).

Continuano a verificarsi superamenti del valore limite giornaliero del PM₁₀ in molte aree urbane e, per quanto riguarda l'NO₂, del limite annuale, nelle stazioni di monitoraggio collocate in prossimità di importanti arterie stradali.

Nel 2018, il valore limite giornaliero del PM₁₀ è stato superato in 26 comuni; gran parte di questi sono localizzati al Nord, ma anche al Centro-Sud si registrano superamenti. Un numero elevato di superamenti della soglia di 50 µg/m³ (oltre 70, cioè più del doppio del consentito) è stato registrato a Torino, Frosinone, Milano e Lodi. Il valore limite annuale di 40 µg/m³ è stato superato in 16 comuni. In larga maggioranza i superamenti si registrano nelle stazioni di traffico urbano e suburbano. Si sono poi registrati più di 25 giorni di superamento dell'obiettivo a lungo termine per l'ozono in 49 comuni e il superamento del valore limite annuale per il PM_{2,5} (25 µg/m³) in 3 aree urbane su 95.

L'analisi statistica dei *trend* (2008 – 2017) effettuata su un campione rappresentativo di stazioni di monitoraggio ha permesso di evidenziare una tendenza statisticamente significativa alla riduzione delle concentrazioni di PM₁₀, PM_{2,5} e NO₂ nelle aree urbane.

Il box ["Emissioni di gas climalteranti nelle aree metropolitane"](#) affronta il tema degli insediamenti umani e delle aree urbane in relazione alle emissioni di gas climalteranti, che ha assunto una crescente importanza negli ultimi 10 anni. Le emissioni in tutte le aree metropolitane sono caratterizzate da un *trend* decrescente influenzato dalle politiche nazionali e internazionali che hanno portato a una sostituzione dei combustibili a più alto contenuto di carbonio con quelli con minor contenuto (gas naturale), a una migliorata efficienza degli automezzi e a una crescita delle energie rinnovabili. D'altra parte, gli obiettivi che è necessario raggiungere per contenere gli impatti dei cambiamenti climatici sono costituiti da riduzioni molto più marcate che dovrebbero portare verso la strada della *carbon neutrality* (cioè emissioni nette di gas climalteranti pari a zero) al 2050 e quindi è indispensabile che le iniziative a livello locale diventino sempre più consistenti, ma coerenti e coordinate ai livelli territoriali superiori e integrate con le altre politiche ambientali.

Segue una breve descrizione dello [Stato di attuazione ed efficacia del "Patto dei Sindaci"](#) un'iniziativa introdotta dalla Commissione Europea per coinvolgere e supportare i Sindaci nel raggiungimento degli obiettivi dell'Unione Europea per clima ed energia, che ha riscontrato notevole successo di adesione e per questo è stata già trattata in precedenti edizioni del Rapporto (ISPRA, 2014; ISPRA, 2013).

Viene poi riportata un'analisi sintetica del contributo del [Trasporto stradale all'inquinamento atmosferico ed ai cambiamenti climatici](#) basata sull'analisi dei *trend* delle emissioni dei principali inquinanti atmosferici e dei gas

climalteranti. Il box analizza alcune peculiarità delle tendenze osservate tra il 1990 e il 2017. Quello che emerge è un quadro complesso con alcuni andamenti contrastanti, come nel caso dei gas serra per i quali, a fronte di una riduzione significativa delle emissioni in ambito urbano (da 38,2% nel 1990 a 28,6% nel 2017), si registra un incremento sia in ambito extraurbano (da 36,1% nel 1990 a 40,2% nel 2017) che autostradale (da 25,7% nel 1990 a 31,2% nel 2017).

Un altro interessante approfondimento riguarda “il progetto life MASTER ADAPT”. Vengono descritti brevemente alcuni dei risultati del progetto *MAinStreaming Experiences at Regional and local level for ADAPTation to climate change* (<https://masteradapt.eu/>), completato nel 2019, che vuole fornire una metodologia comune per gli Enti locali, per individuare le principali vulnerabilità e priorità di intervento a livello territoriale e, in particolare, per il governo dell'adattamento nelle aree urbane. Il progetto si propone di dare indicazioni agli Enti che stanno sperimentando gli impatti negativi dei cambiamenti climatici sui loro territori, attraverso l'individuazione, la verifica e la diffusione di strumenti di *governance* multilivello, utili ad inserire nella propria programmazione le misure di adattamento ai cambiamenti climatici come elemento chiave per una gestione sostenibile del territorio.

Il **paragrafo 5.3.2 Pollini aerodispersi** riporta interessanti valutazioni sulla presenza e persistenza di pollini allergenici in atmosfera. I disturbi allergici sono un importante problema di salute pubblica con elevata diffusione in tutta Europa. Secondo l'Organizzazione Mondiale della Sanità dal 10 al 20% della popolazione europea soffre di allergie indotte dai pollini (WHO, 2003). La presenza e le concentrazioni dei pollini aerodispersi sono legate al cambiamento climatico che ne influenza l'inizio, la fine e la durata della stagione, l'intensità e la distribuzione spaziale (EEA, 2019).

Il Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) ha una propria rete di monitoraggio aerobiologico denominata POLLnet (<http://www.pollnet.it>). A essa partecipano attualmente 19 delle 21 Agenzie costituenti il Sistema con 61

stazioni di monitoraggio. Gli indicatori aerobiologici per le aree urbane di questo rapporto sono completati dai dati di Roma messi a disposizione dal Centro di monitoraggio aerobiologico dell'Università di Roma Tor Vergata (<http://polline.uniroma2.it>).

Per la descrizione generale della presenza di pollini allergenici aerodispersi nelle aree urbane, sono stati identificati due indicatori: uno di concentrazione in numero (Indice Pollinico Allergenico, IPA) e uno temporale (durata della Stagione Pollinica Allergenica, SPA).

I due indicatori, indipendenti e complementari, permettono di descrivere macroscopicamente il fenomeno, e sono utili a individuare i luoghi sul territorio nazionale dove esso è più intenso o più duraturo nel tempo.

Nel **capitolo 5.3 ondate di calore e mortalità** è riportato un interessante studio sull'impatto delle ondate di calore sulla salute nel 2018. Lo studio rientra nelle attività del “Piano Nazionale di prevenzione e allerta degli effetti sulla salute delle ondate di calore” del CCM (Centro nazionale per la prevenzione e il Controllo delle Malattie) del Ministero della salute (www.salute.gov.it/caldo) che include attualmente 27 tra Capoluoghi di regione, e città con più di 200.000 abitanti. Il Sistema di previsione e allarme (HHWW - *Heat Health Watch Warning*) affiancato da un sistema rapido di monitoraggio della mortalità giornaliera (SISMG) è uno strumento molto importante che permette da molti anni di valutare l'impatto delle ondate di calore sulla salute della popolazione e rappresenta anche una importante fonte di informazione per il pubblico.

Il **box di approfondimento “L'inquinamento dell'aria indoor in Italia”** tratta alcuni indicatori *proxy* legati ad aspetti rilevanti dell'ambiente *indoor* che incidono sul benessere e sulla salute degli abitanti: l'umidità e la diffusione degli impianti di condizionamento dell'aria, la cui inadeguata gestione può favorire il proliferare di agenti biologici, come il batterio *Legionella pneumophila*, responsabile della legionellosi; il fumo attivo, misura *proxy* del fumo passivo che rappresenta

una delle fonti di inquinamento indoor più rilevante per i suoi effetti sulla salute ma difficilmente monitorabile.

Infine nel box “Qualità dell'aria indoor ed efficientamento energetico degli edifici: benefici e rischi per la salute” si affronta, attraverso un'analisi della letteratura scientifica, l'importante tema delineato nel titolo. Gli autori sottolineano come sia urgente sensibilizzare i residenti sulle buone pratiche di comportamento da seguire per garantire una buona qualità dell'aria *indoor*. Le politiche di efficientamento energetico possono avere impatti duplici sulla salute e il benessere degli occupanti. L'equilibrio degli effetti negativi e positivi dipende da molteplici fattori quali: le caratteristiche strutturali dell'edificio e della ventilazione, l'ubicazione dell'immobile, e, non ultimi, i comportamenti degli occupanti. Soprattutto in caso di interventi che coinvolgono il patrimonio edilizio pubblico (uffici, scuole, ospedali, ecc.), essi dovrebbero essere accompagnati da una corretta formazione/informazione, sia degli addetti ai lavori, che degli occupanti, sui comportamenti da mettere in atto per evitare l'aumento delle concentrazioni di inquinanti chimici e biologici dell'aria *indoor*.

5.1 QUALITÀ DELL'ARIA

Giorgio Cattani, Mariacarmela Cusano, Alessandro Di Menno di Bucchianico, Guido Fioravanti, Alessandra Gaeta, Raffaella Gaddi, Giuseppe Gandolfo, Francesca Lena, Gianluca Leone
ISPRA – Dipartimento per la valutazione, i controlli e la sostenibilità ambientale

RIASSUNTO

È qui riportato lo stato della qualità dell'aria nel 2018 in 120 comuni italiani descritto attraverso i dati delle stazioni di monitoraggio delle reti regionali, trasmessi ad ISPRA dalle ARPA/APPA. Le mappe e tabelle proposte consentono il confronto tra indicatori statistici e valori limite ed obiettivo previsti dalla normativa.

I dati del 2018 mostrano il mancato rispetto del valore limite giornaliero del PM₁₀ in 26 comuni tra le 114 per le quali erano disponibili i dati. Nel 2018 il valore limite annuale per l'NO₂ è stato superato in almeno una delle stazioni di monitoraggio di 10 comuni, si sono poi registrati più di 25 giorni di superamento dell'obiettivo a lungo termine per l'ozono in 49 comuni su 92 per le quali erano disponibili dati e il superamento del valore limite annuale per il PM_{2,5} (25 µg/m³) in 3 comuni tra 95. I dati del 2018 sostanzialmente confermano la tendenza statisticamente significativa alla riduzione delle concentrazioni di PM₁₀ e NO₂ negli ultimi 10 anni.

Parole chiave

Qualità dell'aria, superamento del valore limite, ambiente urbano

ABSTRACT – AIR QUALITY

Here the status of the air quality in 120 Italian municipalities in 2018 is presented. The air quality is described by the data from the regional monitoring stations and submitted by the ARPA/APPA. Maps and tables allow the comparison between statistical indicators and limit and target values foreseen by the Italian legislation.

Data from 2018 show that PM₁₀ daily limit value was exceeded in 26 urban areas among the 114 for which data was available. In 2018, the NO₂ annual limit value was exceeded in at least one of the AQ monitoring stations of 10 urban areas. More than 25 days of exceedance of the Ozone long-term objective (LTO) for the protection of human health were recorded in 49 urban areas among 92 for which data was available and the annual limit value for PM_{2,5} (25µg/m³) was exceeded in 3 urban areas of 95.

The air quality figures for 2018 substantially confirms the general statistically significant decreasing trend for PM₁₀ and NO₂ observed during the last 10 years.

Keywords

Air quality, exceedances of limit value, urban environment



PM₁₀ – PARTICOLATO AERODISPERSO

Per materiale particolato aerodisperso s'intende l'insieme delle particelle atmosferiche solide e liquide sospese in aria ambiente. Il termine **PM₁₀** identifica le particelle di diametro aerodinamico inferiore o uguale a 10 µm. È costituito da una varietà di particelle di diversa dimensione e composizione a seconda della loro origine. In parte è emesso in atmosfera come tale direttamente dalle sorgenti (PM₁₀ primario) e in parte si forma in atmosfera attraverso reazioni chimiche fra altre specie inquinanti (PM₁₀ secondario). Il PM₁₀ può avere sia origine naturale sia antropica: tra le sorgenti antropiche un importante ruolo è rappresentato dal traffico veicolare.

Vari studi epidemiologici sugli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico da particelle, hanno evidenziato associazioni tra le concentrazioni in massa del PM₁₀ e un incremento sia di mortalità che di ricoveri ospedalieri per malattie cardiache e respiratorie nella popolazione generale. I soggetti ritenuti maggiormente sensibili a tali effetti sono in particolare, gli anziani, i bambini, le persone con malattie cardiopolmonari croniche e affette da influenza o asma; su di essi si concentrano incrementi di mortalità e seri effetti patologici a seguito di esposizioni acute a breve termine. Ulteriori evidenze sono emerse considerando gli effetti sanitari a lungo termine conseguenti all'esposizione a basse concentrazioni di PM₁₀. Tali effetti riguardano la mortalità ed altre patologie croniche come la bronchite e la riduzione della funzione polmonare (WHO, 2013). Anche l'incremento di tumore polmonare è stato associato recentemente all'inquinamento ambientale, ed in particolare alla frazione fine dell'aerosol: il materiale particolato aerodisperso è stato inserito dall'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC, 2016) tra i cancerogeni di gruppo 1 (agenti sicuramente cancerogeni per l'uomo).

La direttiva 2008/50/CE e il D.Lgs 155/2010 stabiliscono per il PM₁₀, ai fini della protezione della salute umana, un valore limite annuale di 40 µg/m³ e un valore limite giornaliero di 50 µg/m³ da non superare più di 35 volte in un anno.

I dati disponibili per il 2018 sono relativi a 114 comuni.

I dati relativi ai singoli Comuni, espressi come numero di giorni con concentrazione media giornaliera superiore ai 50 µg/m³ e come media annuale (µg/m³), sono riportati nella **Tabella 5.1.1** nel file Excel allegato.

Per completezza di informazione sono riportati nella **Tabella 5.1.3** i dati relativi alle zone agglomerato. L'Italia, ai sensi del D.Lgs 155/2010, ai fini della valutazione e della gestione della qualità dell'aria ambiente, è stata suddivisa in zone, ovvero in porzioni del territorio delimitate in base a specifici criteri. 21 di queste sono zone definite "agglomerato": zona costituita da un'area urbana o da un insieme di aree urbane che distano tra loro non più di qualche chilometro 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, aventi una popolazione superiore a 250.000 abitanti oppure una popolazione inferiore a 250.000 abitanti e una densità di popolazione superiore a 3.000 abitanti per km². Gli agglomerati sono per lo più costituiti da un Comune capoluogo e un numero variabile di comuni di cintura; in alcuni casi tra i comuni di cintura sono compresi alcuni comuni capoluogo (Como e Monza nell'agglomerato di Milano; Caserta nell'agglomerato di Napoli; Chieti nell'agglomerato di Pescara; i capoluoghi Calabresi, eccetto Crotona, sono compresi in un'unica zona agglomerato).

Nelle **Tabella 5.1.2** e **5.1.4** sono elencati i dati delle singole stazioni appartenenti rispettivamente ai due ambiti territoriali (comune e agglomerato).

La **Mappa tematica 5.1.1** relativa alla **Tabella 5.1.1** illustra la situazione dei comuni rispetto al valore limite giornaliero del D.Lgs. 155/2010 per il 2018.

Nel 2018, il valore limite giornaliero del PM₁₀ è stato superato in 26 comuni. Gran parte di queste sono localizzate al Nord, nel bacino padano, ma anche al Centro-Sud (Terni, Frosinone, Napoli e Avellino) si registrano superamenti. Un numero elevato di superamenti della soglia di 50 µg/m³ (oltre 70, cioè più del doppio del consentito) è stato registrato a Torino, Frosinone, Milano e Lodi.

È stato registrato un significativo numero di superamenti anche **nell'agglomerato di Napoli-Caserta e di Brescia**, in stazioni collocate **nel territorio di Comuni limitrofi al Comune principale**.

L'analisi dei *trend* delle concentrazioni di PM₁₀ è stata effettuata su un campione significativo di stazioni di monitoraggio (90), distribuite su 61 dei 120 comuni, per i quali sono disponibili serie annuali nel periodo 2008 – 2017 con copertura pari almeno al 75% (ISPRA, 2019). In 73 casi su 90 è stata osservata una tendenza statisticamente significativa ($p \leq 0.05$) alla riduzione delle concentrazioni, indicativa dell'esistenza di una tendenza di fondo alla riduzione delle concentrazioni di PM₁₀ in Italia.

Si osserva una riduzione media annuale, sulla porzione di campione considerato per il quale è stato individuato un trend decrescente statisticamente significativo del 2,4% (-1,0% ÷ -5,9%), corrispondente a una riduzione media annuale in termini di concentrazione di 0,8 µg/m³ (0,3 ÷ 2,8 µg/m³). I dati del 2018 sostanzialmente confermano questo andamento tendenziale.



Mappa tematica 5.1.1 - PM₁₀, 2018: superamenti del valore limite giornaliero e del valore di riferimento dell'OMS. Il colore è attribuito confrontando il valore massimo del numero di giorni con concentrazione media giornaliera superiore a 50 µg/m³ registrato tra le stazioni ubicate nel territorio comunale con il valore limite giornaliero e con il valore di riferimento dell'OMS.

Fonte: elaborazione ISPRA su dati APPA/ARPA



PM₁₀ – PARTICOLATO AERODISPERSO NELLE 14 CITTÀ METROPOLITANE

I dati disponibili per il 2018 sono relativi a tutte le 14 Città metropolitane.

I dati, espressi come numero di giorni con concentrazione media giornaliera superiore ai 50 µg/m³ e come media annuale (µg/m³), sono riportati nella [Tabella 5.1.5](#) nel file Excel allegato. Nella [Tabella 5.1.6](#) sono elencati i dati delle singole stazioni appartenenti al territorio delimitato dai confini dell'area metropolitana.

Il [Grafico 5.1.1](#) mostra il valore massimo del numero di giorni con concentrazione media giornaliera superiore a 50 µg/m³ registrati nel 2018 tra le stazioni ubicate nel

territorio delle 14 Città metropolitane. Il valore limite è stato superato a Torino, Milano, Venezia, Roma e Napoli. Nel caso della Città metropolitana di Roma l'unico superamento è stato registrato in una stazione ubicata nel comune di Colferro, mentre nessun superamento è stato registrato negli altri comuni. Nel caso della Città metropolitana di Napoli, sebbene un superamento sia stato registrato nel comune di Napoli (37 giorni), un numero rilevante di superamenti si è registrato nei comuni di Pomigliano d'Arco e San Vitaliano.

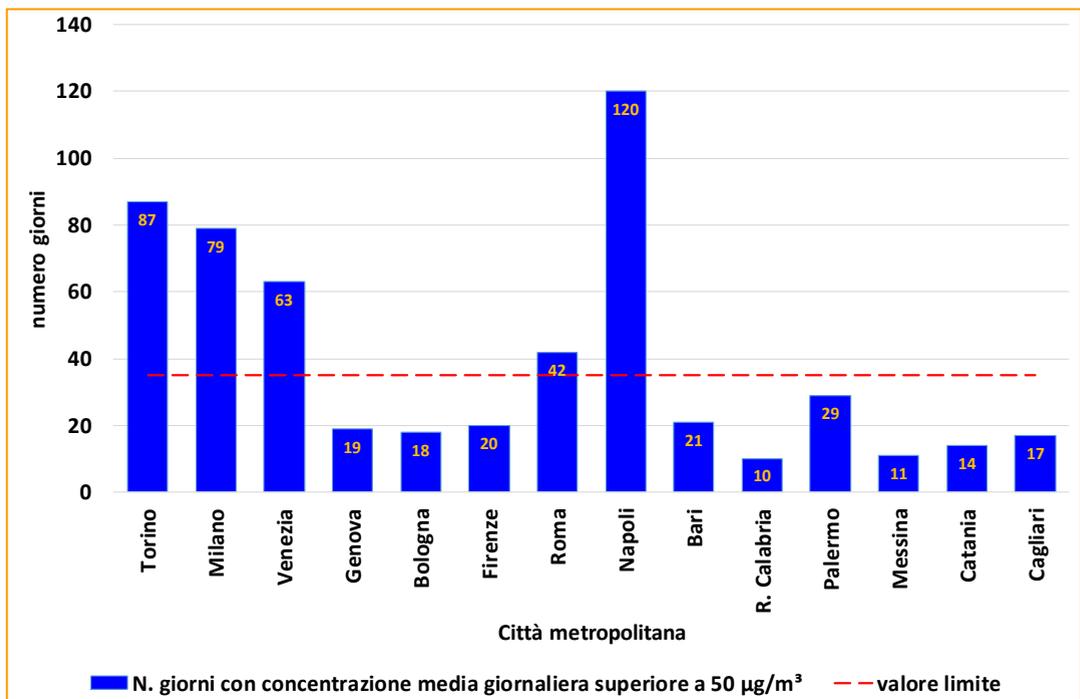


Grafico 5.1.1 - PM₁₀, 2018: valore massimo del numero di giorni con concentrazione media giornaliera superiore a 50 µg/m³ tra le stazioni ubicate nel territorio delle città metropolitane.

Fonte: elaborazione ISPRA su dati APPA/ARPA



PM_{2,5} – PARTICOLATO AERODISPERSO

Il D.Lgs. 155/2010 ha introdotto un valore limite per la protezione della salute umana anche per la frazione fine o respirabile del materiale particolato (PM_{2,5}), tenuto conto delle evidenze sanitarie che attribuiscono un ruolo determinante alle particelle più piccole: 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.

Come il PM₁₀, anche il particolato PM_{2,5} è in parte emesso come tale direttamente dalle sorgenti in atmosfera (PM_{2,5} primario) ed è in parte formato attraverso reazioni chimiche fra altre specie inquinanti (PM_{2,5} secondario).

La concentrazione di massa del PM_{2,5} è dominata dalle particelle del modo di accumulazione, ovvero quelle 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.

L'emissione diretta di particolato fine è associata a tutti i processi di combustione, in particolare quelli che prevedono l'utilizzo di combustibili solidi (carbone, legna) o distillati petroliferi con numero di atomi di carbonio medio-alto (gasolio, olio combustibile). Particelle fini sono dunque emesse dai gas di scarico dei veicoli a combustione interna, degli impianti per la produzione di energia e dai processi di combustione nell'industria, dagli impianti per il riscaldamento domestico, dagli incendi boschivi.

La normativa attualmente in vigore stabilisce per il PM_{2,5} un valore limite di 25 µg/m³.

I dati disponibili per il 2018 sono relativi a 95 comuni. I dati relativi ai singoli comuni, espressi come media annuale (µg/m³), sono riportati nella [Tabella 5.1.7](#) nel file Excel allegato. Per completezza di informazione sono riportate nelle [Tabelle 5.1.9](#) i dati relativi alle zone agglomerato.

Nelle [Tabelle 5.1.8](#), [5.1.10](#) sono elencati i dati delle singole stazioni appartenenti rispettivamente ai due ambiti territoriali (comune e agglomerato).

La [Mappa tematica 5.1.2](#) illustra la situazione dei comuni rispetto al valore limite annuale del D.Lgs. 155/2010. Il valore limite è superato in soli 3 comuni, tutti localizzati al Nord (Padova, Venezia e Cremona). Il valore più elevato, 27 µg/m³, è stato registrato a Padova.

L'analisi dei *trend* delle concentrazioni di PM_{2,5} è stata effettuata su un campione significativo di stazioni di monitoraggio (90), distribuite su 61 delle 120 comuni, per i quali sono disponibili serie annuali nel periodo 2010 – 2017 con copertura pari almeno al 75%.

In 29 casi su 41 è stata osservata una tendenza statisticamente significativa ($p \leq 0.05$) alla riduzione delle concentrazioni indicativa dell'esistenza di una tendenza di fondo alla riduzione delle concentrazioni di PM_{2,5} in Italia.

Si osserva una riduzione media annuale sulla porzione di campione considerato per il quale è stato individuato un *trend* decrescente statisticamente significativo del 2,9% (-1,3% ÷ - 6,4%), corrispondente a una riduzione media annuale in termini di concentrazione di 0,6 µg/m³ (0,2 ÷ 1,2 µg/m³). I dati del 2018 sostanzialmente confermano questo andamento tendenziale.



PM_{2,5} – PARTICOLATO AERODISPERSO NELLE 14 CITTÀ METROPOLITANE

I dati disponibili per il 2018 sono relativi a tutte le città metropolitane eccetto Messina.

I dati, espressi come media annuale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), sono riportati nella [Tabella 5.1.11](#) nel file Excel allegato.

Nella [Tabella 5.1.12](#) sono elencati i dati delle singole stazioni appartenenti al territorio delimitato dai confini dell'area metropolitana.

Il [Grafico 5.1.2](#) mostra i valori medi annuali delle concentrazioni di PM_{2,5} registrati nelle città metropolitane nel 2018. Il valore limite annuale è superato solo a Venezia (26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

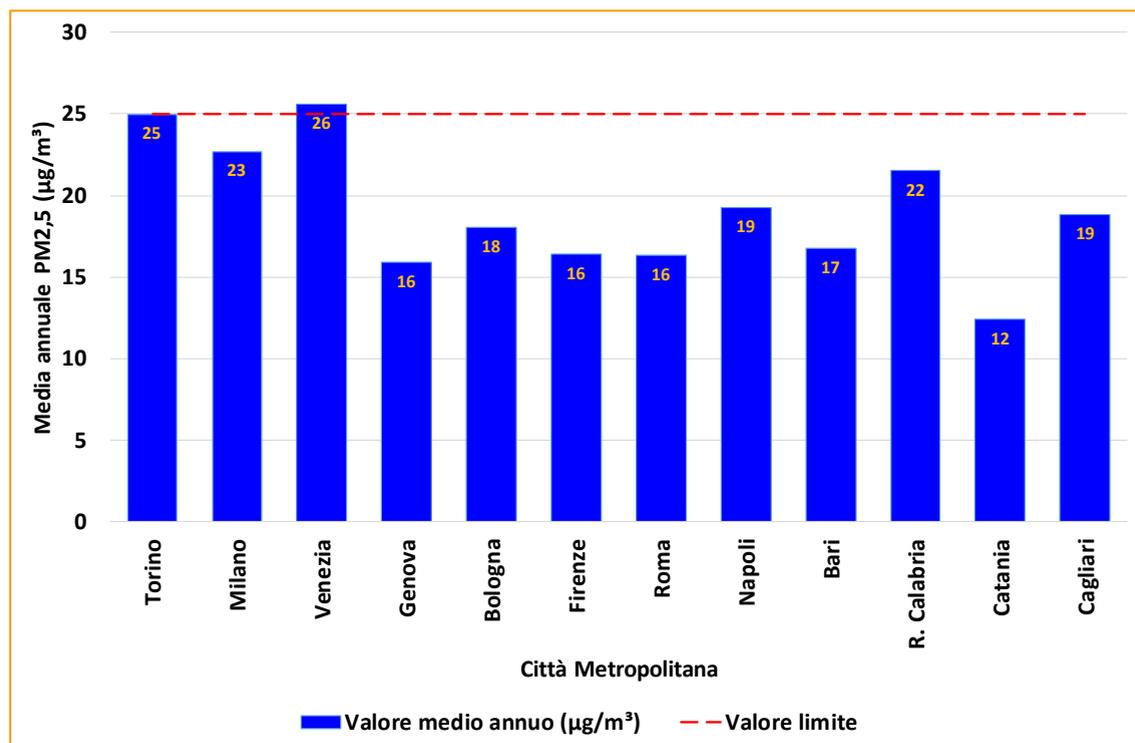


Grafico 5.1.2 – PM_{2,5}, 2018: valore massimo della media annuale registrato tra le stazioni ubicate nel territorio delle città metropolitane e confronto con il valore limite.

Fonte: elaborazione ISPRA su dati APPA/ARPA



NO₂ – BISSIDO DI AZOTO

Il **biossido di azoto (NO₂)** è un inquinante a prevalente componente secondaria prodotto dell'ossidazione del monossido di azoto (NO) in atmosfera; solo in parte è emesso direttamente da fonti antropiche (combustioni nel settore dei trasporti, negli impianti industriali, negli impianti di produzione di energia elettrica, di riscaldamento civile e di incenerimento dei rifiuti) o naturali (suoli, vulcani e fenomeni temporaleschi). L'NO₂ ha effetti negativi sulla salute umana e insieme all'NO contribuisce ai fenomeni di smog fotochimico (è precursore per la formazione di inquinanti secondari come ozono troposferico e particolato fine secondario), di eutrofizzazione e delle piogge acide.

Per il biossido di azoto, il D. Lgs. 155/2010 stabilisce per la protezione della salute umana un valore limite orario (200 µg/m³ di concentrazione media oraria da non superare più di 18 volte in un anno) e un valore limite annuale (40 µg/m³).

I dati disponibili per il 2018 sono relativi a 113 comuni.

I dati relativi ai singoli comuni, espressi come numero di ore con concentrazione oraria superiore a 200 µg/m³ e come media annuale (µg/m³), sono riportati nella **Tabella 5.1.13** nel file Excel allegato.

Per completezza di informazione sono riportati nella **Tabella 5.1.15** i dati relativi alle zone agglomerato.

Nelle **Tabella 5.1.14 e 5.1.16** sono elencati i dati delle singole stazioni appartenenti rispettivamente ai due ambiti territoriali (comune e agglomerato).

La **Mappa tematica 5.1.3** relativa alla **Tabella 5.1.13** illustra la situazione dei comuni rispetto al valore limite annuale D.Lgs. 155/2010 per il 2018.

Il valore limite annuale di 40 µg/m³ è stato superato in 16 comuni e la concentrazione media più alta (60 µg/m³) è stata raggiunta a Genova e Firenze, seguite da Milano, Roma, Brescia, Napoli, Torino. In larga maggioranza i superamenti si registrano nelle stazioni di traffico urbano e suburbano, con sole due eccezioni a Roma e Salerno.

Il limite orario (non più di 18 superamenti di 200 µg/m³) è stato rispettato ovunque. In 104 comuni su 113 non si è verificata neanche un'ora di superamento della soglia di 200 µg/m³ e nei restanti 9 comuni i superamenti (da 1 a 3 ore in tutto nell'anno) sono stati rari.

L'analisi dei *trend* delle concentrazioni di NO₂ è stata effettuata su un campione significativo di stazioni di monitoraggio (119), distribuite su 65 comuni, per le quali sono disponibili serie annuali nel periodo 2008 – 2017 con copertura pari almeno al 75% (ISPRA, 2019). In 96 casi su 119 è stata osservata una tendenza statisticamente significativa ($p \leq 0.05$) alla riduzione delle concentrazioni, indicativa dell'esistenza di una tendenza di fondo alla riduzione delle concentrazioni di NO₂ in Italia.

Si osserva una riduzione media annuale sulla porzione di campione considerato per il quale è stato individuato un *trend* decrescente statisticamente significativo del 2,9% (-1,0% ÷ - 6,9%), corrispondente a una riduzione media annuale in termini di concentrazione di 1,2 µg/m³ (0,2 ÷ 4,5 µg/m³). I dati del 2018 sostanzialmente confermano questo andamento tendenziale.



Mappa tematica 5.1.3 – NO₂, 2018: superamenti del valore limite annuale e del valore di riferimento dell'OMS. Il colore è attribuito confrontando il valore massimo della media annuale registrato tra le stazioni ubicate nel territorio comunale con il valore limite annuale e con il valore di riferimento dell'OMS.

Fonte: elaborazione ISPRA su dati APPA/ARPA



NO₂ – BISSIDO DI AZOTO NELLE 14 CITTÀ METROPOLITANE

I dati disponibili per il 2018 sono relativi a tutte le Città metropolitane. I dati relativi alle singole Città metropolitane, espressi come numero di ore con concentrazione oraria superiore a 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e come media annuale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), sono riportati nella [Tabella 5.1.17](#) nel file Excel allegato. Nella [Tabella 5.1.18](#) sono elencati i dati delle singole stazioni appartenenti al territorio delimitato dai confini dell'area metropolitana.

Il [Grafico 5.1.3](#) mostra i valori medi annuali delle concentrazioni di NO₂ registrati nelle Città metropolitane

nel 2018. Il valore limite annuale è stato superato in nove Città metropolitane; i superamenti sono registrati in tutti i casi in stazioni ubicate nel comune capoluogo, ad eccezione della città metropolitana di Milano dove sono stati registrati superamenti anche in stazioni ubicate in comuni dell'area metropolitana diversi dal comune capoluogo.

Si registra invece il rispetto del limite nelle Città metropolitane di Venezia, Bari, Reggio Calabria, Messina e Cagliari.

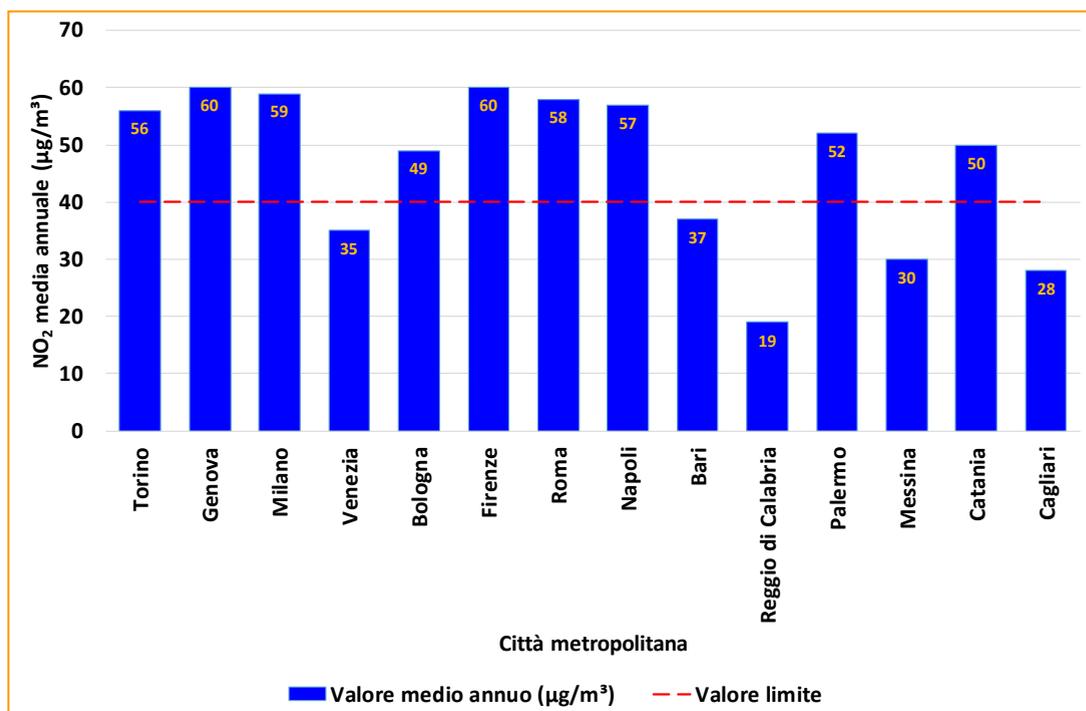


Grafico 5.1.3 – NO₂, 2018, città metropolitane: superamenti del valore limite annuale registrato tra le stazioni ubicate nel territorio delle città metropolitane e confronto con il valore limite.

Fonte: elaborazione ISPRA su dati APPA/ARPA



O₃ – OZONO TROPOSFERICO

L'ozono troposferico (O₃) è un inquinante secondario che si forma attraverso processi fotochimici in presenza di inquinanti precursori (quali gli ossidi d'azoto e i composti organici volatili). Dopo il particolato, l'ozono è l'inquinante atmosferico che, per tossicità e per i livelli di concentrazione che possono essere raggiunti, incide maggiormente sulla salute umana. Può causare seri problemi anche all'ecosistema, all'agricoltura e ai beni materiali.

Il D.Lgs. 155/2010 definisce per l'ozono ai fini della protezione della salute umana un obiettivo a lungo termine (OLT, pari a 120 µg/m³, calcolato come valore massimo giornaliero della media della concentrazione di ozono su 8 ore consecutive), una soglia di informazione (180 µg/m³) e una soglia di allarme (240 µg/m³) entrambe come media oraria.

I dati disponibili per il 2018 sono relativi a 92 comuni.

I dati relativi ai singoli comuni, sono riportati nella **Tabella 5.1.19** nel file Excel allegato.

Per completezza di informazione sono riportati nella **Tabella 5.1.21** i dati relativi alle zone agglomerato.

Nelle **Tabella 5.1.20 e 5.1.22** sono elencati i dati delle singole stazioni appartenenti rispettivamente ai due ambiti territoriali (comune e agglomerato).

La **Mappa tematica 5.1.4** illustra la situazione dei comuni rispetto all'obiettivo a lungo termine (OLT) del

D.Lgs. 155/2010. L'OLT è superato in 81 comuni su 92. In 32 comuni l'OLT è stato superato per meno di 25 giorni, mentre in 49 comuni si è registrato un numero di giorni di superamento dell'OLT superiore a 25. Nel 2018 sono stati registrati superamenti della soglia di allarme in soli 2 comuni e in un solo giorno: Bergamo e Brescia.

L'analisi del *trend* è stata condotta sulla base dei valori di un indicatore di esposizione (*Sum of Mean Over Zero, SOMO0*) con riferimento al periodo aprile – settembre, considerato il più rilevante ai fini dell'esposizione della popolazione. L'analisi è stata effettuata su un campione significativo di stazioni di monitoraggio (57), distribuite su 43 comuni, per i quali sono disponibili serie storiche nel periodo 2008 – 2017 con copertura pari almeno al 75% (ISPRA, 2019).

Nella quasi totalità delle stazioni (48 su 57) non è stato evidenziato un *trend* statisticamente significativo; la tendenza di fondo appare sostanzialmente monotona, e le oscillazioni interannuali sono attribuibili alle naturali fluttuazioni della componente stagionale. I dati del 2018 sostanzialmente confermano questo andamento tendenziale.



Mappa tematica 5.1.4 – Ozono, 2018: superamenti dell'obiettivo a lungo termine (120 µg/m³ come media massima giornaliera calcolata su otto ore nell'arco di un anno civile) nei comuni. Il colore è attribuito sulla base del valore massimo del numero di giorni di superamento dell'OLT registrato tra le stazioni ubicate nel territorio comunale.

Fonte: elaborazione ISPRA su dati APPA/ARPA



O₃ – OZONO TROPOSFERICO NELLE 14 CITTÀ METROPOLITANE

I dati disponibili per il 2018 sono relativi a tutte le 14 Città metropolitane.

I dati relativi alle singole Città metropolitane, sono riportati nella [Tabella 5.1.23](#).

Nelle [Tabella 5.1.24](#) sono elencati i dati delle singole stazioni appartenenti al territorio delimitato dai confini dell'area metropolitana.

Il [Grafico 5.1.4](#) illustra la situazione delle città metropolitane rispetto all'obiettivo a lungo termine (OLT) nel 2018. Si registrano in tutti i casi superamenti dell'obiettivo a lungo termine; a Genova (107), Milano (81) Torino e Venezia (76) è stato registrato il numero maggiore di giorni di superamento.

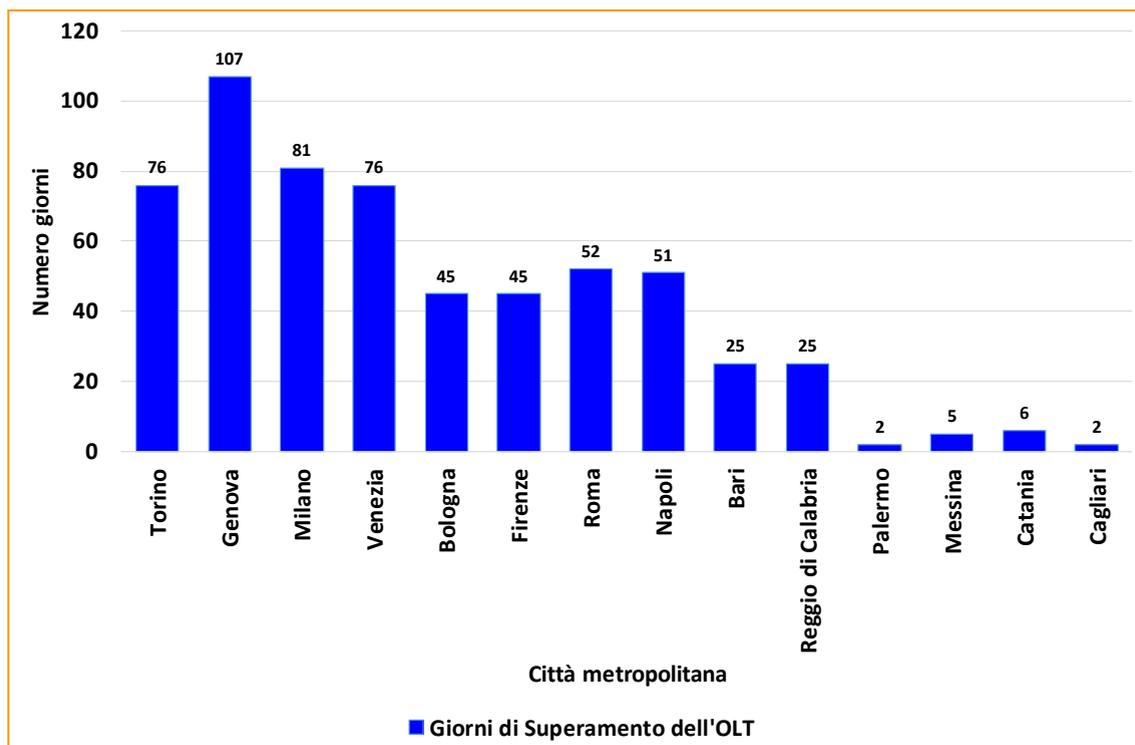


Grafico 5.1.4 – Ozono, 2018: superamenti dell'obiettivo a lungo termine ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ come media massima giornaliera calcolata su otto ore nell'arco di un anno civile) nelle città metropolitane.

Fonte: elaborazione ISPRA su dati APPA/ARPA



B(a)P – BENZO(a)PIRENE NEL PM₁₀

Gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) sono prodotti nei processi di combustione incompleta di materiali organici e sono emessi in atmosfera quasi totalmente adsorbiti sul materiale particolato. Molti composti sono cancerogeni, anche se l'evidenza di cancerogenicità sull'uomo relativa a singoli IPA è estremamente difficile, poiché in condizioni reali si verifica sempre una esposizione simultanea a miscele complesse di molte decine di IPA. La IARC (IARC, 2012) ha classificato in particolare il benzo(a)pirene (B(a)P), come cancerogeno per l'uomo (categoria 1).

Il B(a)P è ritenuto un buon indicatore di rischio cancerogeno per la classe degli IPA valutati; è stato stimato un rischio incrementale pari a 9 casi di cancro polmonare ogni 100.000 persone esposte per tutta la vita ad una concentrazione media di 1 ng/m³ di B(a)P. L'OMS ha quindi raccomandato un valore guida di 1 ng/m³ per la concentrazione media annuale di B(a)P (WHO, 2000). Questo valore coincide con il valore obiettivo fissato dal D.Lgs 155/2010.

I dati disponibili per il 2018 sono relativi a 65 comuni.

I dati relativi ai singoli comuni, sono riportati nella [Tabella 5.1.25](#).

Per completezza di informazione sono riportati nella [Tabella 5.1.27](#) i dati relativi alle zone agglomerato.

Nelle [Tabella 5.1.26](#) e [5.1.28](#) sono elencati i dati delle singole stazioni appartenenti rispettivamente ai due ambiti territoriali (comune e agglomerato).

La [Mappa tematica 5.1.5](#) illustra la situazione relativa al 2018. Il valore obiettivo per il B(a)P (1,0 ng/m³ come media annuale) è stato superato in 3 comuni (Sondrio, Treviso e Frosinone dove si è registrato il valore più alto, 2,2 ng/m³). In Italia le principali sorgenti di B(a)P sono il riscaldamento domestico, qualora il combustibile usato sia biomassa legnosa, le combustioni nell'industria del ferro e dell'acciaio e il trasporto su strada.

Spesso è soprattutto il riscaldamento domestico a biomassa a determinare livelli elevati di B(a)P, soprattutto in quelle zone (bacino padano e zone pedemontane appenniniche e alpine) dove è maggiore il consumo di biomassa legnosa e le condizioni meteorologiche invernali favoriscono l'accumulo degli inquinanti.



Mappa tematica 5.1.5 – B(a)P (2018) – Superamenti del valore obiettivo nei comuni. Il colore è attribuito confrontando il valore massimo della media annuale registrato tra le stazioni ubicate nel territorio comunale con il valore obiettivo.

Fonte: elaborazione ISPRA su dati APPA/ARPA



B(a)P – BENZO(a)PIRENE NEL PM₁₀ – CITTÀ METROPOLITANE

I dati disponibili per il 2018 sono relativi a tutte le 14 Città metropolitane.

I dati relativi alle singole città metropolitane, sono riportati nella [Tabella 5.1.29](#) nel file excel allegato.

Nelle [Tabella 5.1.30](#) sono elencati i dati delle singole stazioni appartenenti al territorio delimitato dai confini dell'area metropolitana.

Il [Grafico 5.1.5](#) mostra i valori medi annuali delle concentrazioni di B(a)P registrati nelle città metropolitane nel 2018. Il valore obiettivo (1,0 ng/m³ per la media annuale) è stato rispettato ovunque.

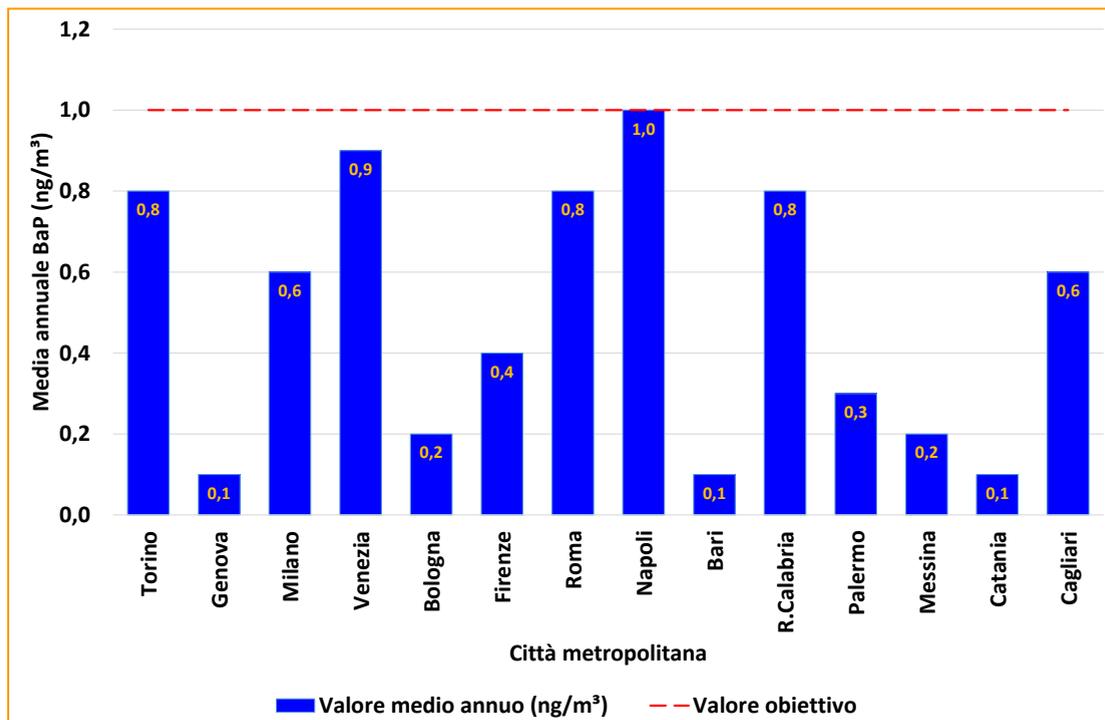


Grafico 5.1.5 – B(a)P 2018: valore massimo della media annuale registrato tra le stazioni ubicate nel territorio delle città metropolitane e confronto con il valore obiettivo.

Fonte: elaborazione ISPRA su dati APPA/ARPA

DISCUSSIONE

L'analisi riportata in questo paragrafo consente una visione sintetica dello stato della qualità dell'aria nel 2018 per i principali comuni e città metropolitane italiane, con riferimento ai principali inquinanti e ai parametri di legge e di riferimento dell'OMS per la protezione della salute umana.

L'analisi statistica dei *trend* mostra che negli ultimi 10 anni è in atto una significativa tendenza alla riduzione dei livelli di PM₁₀, PM_{2,5} e NO₂. L'analisi di medio-lungo periodo non evidenzia tuttavia una significativa riduzione dei livelli di ozono troposferico, confermando peraltro quanto già osservato nel periodo 2003 – 2012 (ISPRA, 2014; ISPRA 2019).

I dati del 2018 sostanzialmente confermano questo andamento tendenziale.

La lenta riduzione dei livelli di PM₁₀ e NO₂ in Italia, coerente con quanto osservato in Europa nell'ultimo decennio (EEA, 2019), è il risultato della riduzione congiunta delle emissioni di particolato primario e dei principali precursori del particolato secondario (ossidi di azoto, ossidi di zolfo, ammoniaca). L'andamento generalmente decrescente delle emissioni è dovuto principalmente alla forte penetrazione del gas naturale sul territorio nazionale in sostituzione di combustibili come carbone e olio, all'introduzione dei catalizzatori nei veicoli, all'adozione di misure volte al miglioramento dei processi di combustione nella produzione energetica e di tecniche di abbattimento dei fumi.

Tuttavia, continuano a verificarsi superamenti del valore limite giornaliero del PM₁₀ in molte aree urbane e, per quanto riguarda l'NO₂, del valore limite annuale, nelle stazioni di monitoraggio collocate in prossimità di importanti arterie stradali caratterizzate da intenso traffico veicolare.

Il numero di superamenti della soglia di 50 µg/m³ del PM₁₀ è particolarmente soggetto a fluttuazioni interannuali, legate alle condizioni meteorologiche

della stagione invernale, che possono essere più o meno favorevoli all'accumulo di inquinanti in relazione alla durata e alla frequenza dei periodi di stagnazione atmosferica.

Riguardo al PM_{2,5} pur se le concentrazioni medie annuali sono nella larga maggioranza dei casi inferiori al valore limite di legge, sussistono casi di superamento in particolare nel bacino padano.

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. Di conseguenza, in presenza delle condizioni meteorologiche favorevoli all'accumulo delle particelle, nelle zone pianeggianti e nelle valli, i livelli di PM_{2,5} risultano piuttosto omogenei spazialmente, anche a distanza rilevante dalle principali sorgenti di PM primario e dei precursori della componente secondaria.

Occorre pertanto continuare a perseguire obiettivi di riduzione delle emissioni di PM primario e dei precursori del PM secondario, con un'azione concertata e sinergica su scala nazionale, regionale e locale.

Le politiche potenzialmente più efficaci sono quelle strutturali, di lungo orizzonte temporale e ricaduta sovraregionale, ma è importante che siano realizzate anche politiche locali per il miglioramento della qualità dell'aria, integrate nei piani regionali, indirizzate a specifiche sorgenti (ad esempio industrie o aree portuali) e adeguatamente supportate da strumenti per la valutazione preventiva della loro efficacia, nel contesto specifico, per indirizzare gli interventi sulle priorità.

BIBLIOGRAFIA

Direttiva 2008/50: DIRECTIVE 2008/50/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe.

Direttiva 2004/107: DIRECTIVE 2004/107/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 15 December 2004 relating to arsenic, mercury, nichel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air.

D. Lgs 13 agosto 2010, n. 155. Attuazione della direttiva 2008/50/CE relative alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa. SO n.217 alla Gazzetta Ufficiale n. 216, del 15 settembre 2010.

EEA, 2019. Report 10/2019 – *Air quality in Europe – 2019 report*. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2019> . Consultazione del 25 febbraio 2020.

IARC, 2012. Chemical Agents and Related Occupations IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans ; volume 109, Lyon, France, 2012.

IARC, 2016. Outdoor air pollution. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans ; volume 109, Lyon, France, 2016.

ISPRA, 2014. Rapporto 203/2014. *Analisi dei trend dei principali inquinanti atmosferici in Italia 2003-2012*. <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/analisi-delle-serie-storiche-dei-principali-inquinanti-atmosferici-in-italia-2003-2013-2012> . Consultazione del 21 febbraio 2020.

ISPRA, 2019. Rapporto 302/2018. *Analisi dei trend dei principali inquinanti atmosferici in Italia 2008-2017*. <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/analisi-dei-trend-dei-principali-inquinanti-atmosferici-in-italia-2008-2013-2017> . Consultazione del 21 febbraio 2020.

WHO, 2000. "Air quality guidelines for Europe". Second Edition, Copenhagen, World Health Organisation. Regional Office for Europe Regional Publications, European Series, n. 91(2000).

WHO, 2013. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP. Bonn, WHO Regional Office for Europe (2013).

EMISSIONI DI GAS CLIMALTERANTI NELLE AREE METROPOLITANE

Ernesto Taurino, Riccardo De Lauretis

ISPRA - Dipartimento per la valutazione, i controlli e la sostenibilità ambientale

Il tema degli insediamenti umani e delle aree urbane in relazione alle emissioni di gas climalteranti ha assunto una crescente importanza negli ultimi 10 anni, infatti il quarto rapporto di valutazione dell'IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) non trattava nello specifico questo tema che invece veniva affrontato di volta in volta all'interno dei singoli capitoli relativi ai diversi settori. A seguito del riconoscimento del significativo contributo delle aree urbane alle emissioni di gas climalteranti e del loro ruolo potenziale nella mitigazione, il quinto rapporto di valutazione (da ora in avanti AR5 - Seto *et al.*, 2014 - consultabile all'indirizzo: <http://www.ipcc.ch/report/ar5/>) ha affrontato la tematica in un capitolo dedicato fornendo una valutazione della letteratura e delle opzioni chiave di mitigazione che sono disponibili a livello locale nelle diverse zone del pianeta. Con l'eccezione della Cina, ci sono pochi studi sul potenziale di mitigazione o di emissioni di gas serra delle aree urbane nei Paesi in via di sviluppo e ciò costituisce un grave ammanco di conoscenza poiché, affrontando il tema dei cambiamenti climatici, non ci si può limitare all'analisi di situazioni locali in quanto gli effetti sono su scala globale.

Strategie di mitigazione efficaci partono dalla **pianificazione** degli spazi e necessitano di politiche che si rafforzino reciprocamente, in modo da ottenere una grande diversità e integrazione di usi del suolo, migliorando l'accessibilità e investendo nel trasporto pubblico e in altre misure di gestione della domanda. Nei Paesi industrializzati, migliaia di città stanno intraprendendo piani di azione per il clima, ma il loro impatto complessivo sulle emissioni urbane è difficile da stimare. C'è stata scarsa valutazione sistematica sulla loro attuazione, la misura in cui gli obiettivi di riduzione delle emissioni sono stati raggiunti, o le emissioni ridotte. Fino a pochi anni fa, i piani d'azione per il clima si

concentravano in gran parte solo sull'efficienza energetica. Le strategie di mitigazione dei cambiamenti climatici a scala urbana, invece, se ben pianificate, possono fornire diversi vantaggi tra cui, per esempio, il risparmio di risorse, migliore qualità dell'aria e i relativi benefici per la salute; anzi, il successo di tali strategie dipende spesso dalla capacità di selezionare gli interventi tra quelli che possono produrre benefici a scala locale ma in ambiti differenti in modo da stimolare le azioni di mitigazione e nel contempo produrre delle situazioni *win-win* per tutti i settori coinvolti.

È per questo che occorre fare molta attenzione nel momento in cui si parla di emissioni di gas climalteranti dalle singole città ed è privo di senso fare classifiche tra soggetti difficilmente comparabili. Con questo spirito ISPRA non ha pubblicato negli anni scorsi i dati emissivi relativi ai gas climalteranti per i quali ha invece realizzato diversi contributi metodologici in modo da contribuire alla preparazione di un *background* che potesse consentire un'analisi più efficace dei dati (ISPRA, 2014; ISPRA, 2010). Tale necessità deriva anche dal fatto che la metodologia di stima utilizzata per gli inventari nazionali non considera le emissioni "ombra", ossia le emissioni derivanti da consumi effettivamente svolti nel territorio, come i consumi di energia elettrica, ma che sono emesse su un altro territorio, quello dove è localizzata – per esempio - la centrale di produzione energetica e viceversa. In tal caso si possono davvero orientare delle politiche a scala locale, come ad esempio l'incentivazione del risparmio energetico nelle abitazioni, che possono essere molto rilevanti per piccoli comuni e province ai fini del raggiungimento di obiettivi di riduzione dei gas serra, ma in questo caso non si parlerebbe più di inventario delle emissioni poiché si tratterebbe di un bilancio emissivo.

In definitiva, stimare l'effetto di specifici progetti di riduzione delle emissioni può quindi essere relativamente semplice, mentre quantificare il contesto di riferimento, il totale delle emissioni locali, risulta un'attività affetta da notevoli incertezze, spesso paragonabili all'entità delle riduzioni attese. Nel caso in cui l'inventario locale origini da una disaggregazione *top down* di un inventario di scala superiore (nazionale o regionale) la scelta della metodologia e delle variabili *proxy* con cui viene effettuata la disaggregazione (popolazione, reddito, superficie, ecc.) è determinante, per cui una loro variazione, ad esempio da un anno all'altro, rende non confrontabili i due inventari e non consistente il *trend*.

Tenendo in considerazione tutti questi elementi, di seguito (Grafico 1) è riportata la stima delle emissioni di anidride carbonica (CO₂) – il principale gas climalterante – nelle 14 aree metropolitane in Italia. Per quanto detto in precedenza, non sono state prese in considerazione le emissioni delle centrali di produzione di energia elettrica poiché le emissioni sarebbero attribuibili anche ad altre province oltre quella in cui è situata la centrale. Tali dati sono comunque pubblici e disponibili all'indirizzo <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/inventaria/disaggregazione-dellinventario-nazionale-2015/view> contraddistinti dai codici SNAP (*Selected Nomenclature for Air Pollution*) 0101 e 0301.

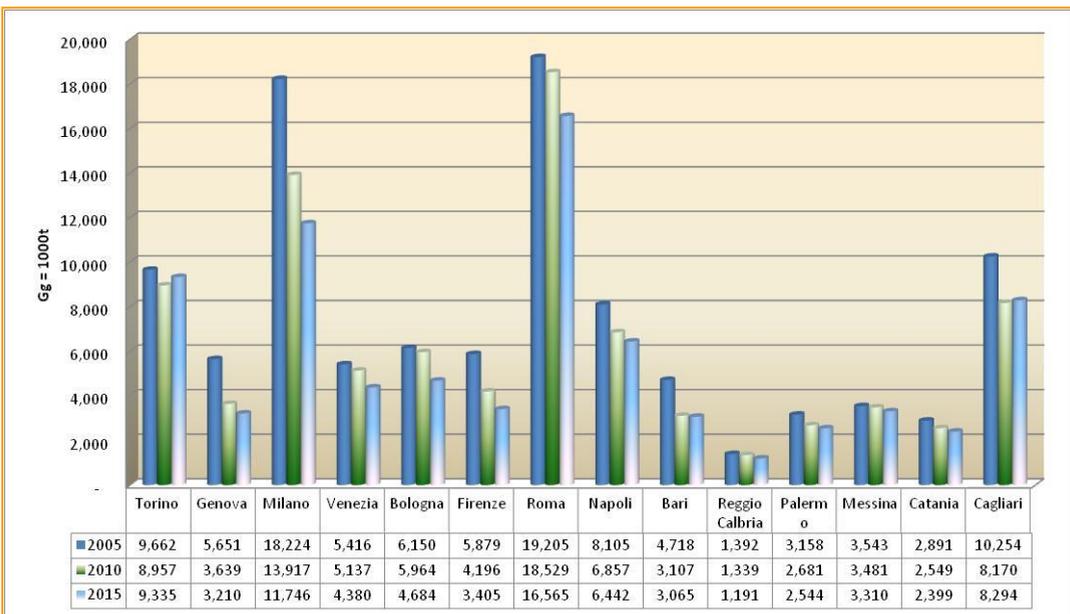


Grafico 1 - Emissioni di anidride carbonica nelle aree metropolitane italiane – anni 2005, 2010, 2015

Fonte: ISPRA, 2019

Le emissioni in tutte le aree metropolitane sono caratterizzate da un *trend* decrescente influenzato dalle politiche nazionali e internazionali che hanno portato a una sostituzione dei combustibili a più alto contenuto di carbonio con quelli con minor

contenuto (gas naturale), a una migliorata efficienza degli automezzi e a una crescita delle energie rinnovabili (ISPRA, 2019). D'altra parte, gli obiettivi che è necessario raggiungere per contenere gli impatti dei cambiamenti climatici sono costituiti da

riduzioni molto più marcate che dovrebbero portare verso la strada della *carbon neutrality* (cioè emissioni nette di gas climalteranti pari a zero) al 2050, come riportato negli Accordi di Parigi, e quindi

è indispensabile che le iniziative a livello locale diventino sempre più consistenti, ma coerenti e coordinate ai livelli territoriali superiori e integrate con le altre politiche ambientali.

BIBLIOGRAFIA

ISPRA, 2019. *Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2017. National Inventory Report 2019*. Rapporti 307/2019.

ISPRA, 2014. *L'inventario nazionale delle emissioni: differenze tra inventari nazionali e inventari bottom-up, possibili sinergie e criticità*. Focus su Le città e i cambiamenti climatici - Qualità dell'ambiente urbano – X Rapporto. Edizione 2014.

ISPRA, 2010. *Emissioni di gas serra: dalla scala globale a quella locale*. Qualità dell'ambiente urbano – VII Rapporto. Edizione 2010.

Seto K. C., S. Dhakal, A. Bigio, H. Blanco, G. C. Delgado, D. Dewar, L. Huang, A. Inaba, A. Kansal, S. Lwasa, J. E. McMahon, D. B. Müller, J. Murakami, H. Nagendra, and A. Ramaswami, 2014. *Human Settlements, Infrastructure and Spatial Planning*. In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

SITOGRAFIA

https://unfccc.int/files/essential_background/convention/application/pdf/english_paris_agreement.pdf

STATO DI ATTUAZIONE ED EFFICACIA DEL PATTO DEI SINDACI

Federico Brocchieri, Ernesto Taurino

ISPRA - Dipartimento per la valutazione, i controlli e la sostenibilità ambientale

Lanciata nel 2008, il "Patto dei Sindaci" ("Covenant of Mayors") è un'iniziativa, introdotta dalla Commissione Europea per coinvolgere e supportare i Sindaci nel raggiungimento degli obiettivi dell'Unione Europea per clima ed energia, che ha riscontrato notevole successo di adesione e per questo è stata già trattata in precedenti edizioni del Rapporto (ISPRA, 2014; ISPRA, 2013). Complessivamente, l'iniziativa Patto dei Sindaci in Italia ha avuto un elevato grado di firmatari, con un'adesione di oltre il 58% dei Comuni italiani. Tuttavia, tale adesione non è ripartita in maniera omogenea tra le cinque classi di popolazione introdotte dalla Legge n. 56 del 7 aprile 2014. In particolare, analizzando i dati, si nota una

percentuale di adesione piuttosto contenuta da parte dei Comuni di taglia "XS" (sotto i 3.000 abitanti), pari al 48,8%. Tale percentuale migliora gradualmente all'aumentare delle dimensioni dei Comuni, raggiungendo il 68,8% nei Comuni di taglia "S", l'81,5% nei Comuni di taglia "M", il 97% nei Comuni di taglia "L" ed il 100% nei 12 Comuni di taglia "XL". (Tabella 1).

Taglie	Comuni aderenti	Percentuale adesione	Popolazione rappresentata - 2018
XS (≤ 3.000)	2.157	48,8 %	2.930.123
S (3.001 - 30.000)	2.195	68,8 %	19.903.570
M (30.001 - 100.000)	212	81,5 %	10.768.964
L (100.001 - 250.000)	32	97,0 %	4.716.446
XL (≥ 250.001)	12	100,0 %	9.259.944
Totale	4.608	-	47.579.047

Tabella 1 - Classi di popolazione (taglie) dei Comuni italiani per l'analisi disaggregata dell'attuazione del Patto dei Sindaci, con indicazione numerosità di Comuni aderenti e percentuale di adesione per taglia

Fonte: Elaborazione ISPRA su dati del Centro Comune di Ricerca (JRC), 2019

Il deficit da parte dei Comuni di taglia ridotta si riflette anche nelle *performance* da parte dei firmatari: se a livello complessivo vi è un 29,3% dei firmatari ad aver raggiunto la fase di monitoraggio, tale percentuale scende al 15,2% per i Comuni "XS", al 24,9% per gli "S" ed al 25,0% per gli "M". A

migliorare il *trend* complessivo sono invece i Comuni di taglia maggiore, con il 59,4% per i Comuni di taglia "L" ed il 75,0% per quelli di classe "XL", sebbene su tali valori vada sottolineata l'esigua numerosità dei Comuni presenti (32 e 12, rispettivamente). (Grafico 1).



Grafico 1 - Stato di attuazione dell'iniziativa Patto dei Sindaci al 2020 (PAES) dei Comuni italiani disaggregati per classi di popolazione.

Fonte: Elaborazione ISPRA su dati del Centro Comune di Ricerca (JRC) e successive revisioni, 2019

Dai risultati delle elaborazioni effettuate da parte di ISPRA (Stato di Attuazione del Patto dei Sindaci in Italia, 2020) su dati del Centro Comune di Ricerca (JRC) della Commissione Europea, si evince una serie di considerazioni particolarmente rilevanti:

- Se tutti i Comuni firmatari italiani avessero avuto una *performance* corrispondente a quella conseguita dai Comuni giunti alla presentazione di un inventario di monitoraggio (MEI), rispetto ai dati da questi ultimi dichiarati avrebbero conseguito nel loro insieme una riduzione aggiuntiva delle emissioni di gas serra tra le 25,8 e le 32,8 milioni di tonnellate di CO₂eq, corrispondenti rispettivamente ad una quota tra il 6,0% e il 7,7% delle emissioni nazionali italiane rendicontate nel 2017 (esclusi assorbimenti dal settore LULUCF (*Land use, land-use change, and forestry*)).

- Qualora tale contributo aggiuntivo fosse stato conseguito, l'attuazione del Patto dei Sindaci avrebbe dunque potuto contribuire ad un miglioramento della *performance* di riduzione delle emissioni nazionali di gas serra, sebbene una valutazione quantitativa dell'effettivo contributo addizionale sui livelli emissivi nazionali richiederebbe studi più approfonditi.

- Le classi di Comuni detentrici della maggior quota del potenziale addizionale totale di riduzione delle emissioni di gas serra a livello complessivo sono le classi "S" e "M"; anche la classe "XS" mostra un elevato potenziale di miglioramento, sebbene tale contributo abbia poco peso in termini quantitativi per via dei minori livelli di emissione dei Comuni con popolazione inferiore ai 3.000 abitanti.

L'iniziativa Patto dei Sindaci ha avuto una indubbia ricaduta positiva sul territorio nazionale, con il coinvolgimento di un ampio novero di città e *stakeholder* ed un aumento della sensibilità alla questione climatica. Ciononostante, i Comuni hanno spesso riscontrato una serie di problematiche interne di natura trasversale che hanno ostacolato una adeguata partecipazione all'iniziativa. Tra queste, è possibile annoverare:

- i cambiamenti istituzionali repentini e la diffusa carenza di risorse umane qualificate per l'attuazione ed il monitoraggio delle strategie e la valutazione dei risultati delle azioni intraprese;
- la frammentazione, tra diversi assessorati e dipartimenti, dei dati e delle competenze rilevanti per le iniziative in materia di cambiamenti climatici,

e la conseguente difficoltà nel garantire coerenza tra differenti misure adottate da differenti promotori;

- la frequente assenza di coordinamento dell'iniziativa e di una *leadership* politica, a garanzia di tale coerenza.

Inoltre, lo studio ha individuato alcune difficoltà specifiche, su tutte il ridotto grado di partecipazione e *performance* da parte dei Comuni di taglia medio-piccola. Per fronteggiare tale problematica e trasformarla in potenzialità, di cui si sono mostrati i possibili termini quantitativi, in vista dell'attuazione dei PAESC al 2030 appare fondamentale un potenziamento dell'azione congiunta da parte dei piccoli Comuni, ad esempio ponendo in essere meccanismi che incentivino la presentazione di PAESC congiunti allo scopo di raggiungere delle soglie minime di popolazione, quantomeno superiori ai 3.000 abitanti. Nel dettaglio, un approccio congiunto alla stesura e alla realizzazione del Piano d'azione potrebbe portare a: una maggiore armonizzazione dei dati e delle metodologie; una

maggiore condivisione delle competenze tecniche nonché del personale necessario non solo all'adesione e alla stesura del Piano, ma anche per le fasi di monitoraggio previste; e una più adeguata gestione della tematica dell'adattamento al cambiamento climatico (che avrà un ruolo rilevante nei PAESC) su aree omogenee dal punto di vista fisico-climatico.

Parallelamente, appare necessario che a livello nazionale sia fornito un maggior supporto ai Comuni italiani nell'attuazione dei propri Piani d'azione, ponendo in essere nuovi strumenti e/o razionalizzando e rendendo più efficaci quelli esistenti in particolare per i Comuni di taglia medio-piccola, i quali detengono un elevato potenziale addizionale di riduzione delle proprie emissioni. Infine, appare necessaria l'elaborazione di linee guida più stringenti in termini di modalità di rendicontazione e metodologie e settori per la contabilizzazione delle emissioni, limitando ad esempio le possibilità di scelta dei Comuni sulle tipologie di fattori d'emissione da considerare.

BIBLIOGRAFIA

Federico Brocchieri, Ernesto Taurino, 2020 "*Stato di attuazione del Patto dei Sindaci in Italia*". Rapporto ISPRA 316/2020. Analisi realizzata da ISPRA nell'ambito dell'attività di "Quantificazione degli effetti di riduzione delle emissioni di gas serra aggiuntivi conseguibili con l'implementazione dei Piani di Azione per l'Energia Sostenibile (PAES), e relative estensioni, redatti dai comuni italiani nell'ambito del Nuovo Patto dei Sindaci e delle iniziative correlate" (2018-2019).

ISPRA, 2013. Qualità dell'ambiente urbano IX Rapporto. Edizione 2013. Capitolo 7.

ISPRA, 2014. Qualità dell'ambiente urbano X rapporto. Edizione 2014. Focus su le città e la sfida dei cambiamenti climatici, contributi vari.

RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia il Centro Comune di Ricerca (JRC) della Commissione Europea per i dati di base forniti.

IL CONTRIBUTO DEL TRASPORTO STRADALE ALL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO ED AI CAMBIAMENTI CLIMATICI

Antonella Bernetti

ISPRA - Dipartimento per la valutazione, i controlli e la sostenibilità ambientale

Il contributo del trasporto su strada all'inquinamento atmosferico è notevole e assume particolare criticità con riferimento alle aree urbane. Le emissioni di composti organici volatili non metanici (COVNM), ossidi di azoto (NO_x) e particolato (PM10) provenienti dal trasporto su strada, rappresentano rispettivamente l'11,9%, il 46,1% e l'11,2% del totale emesso a livello nazionale. Determinante è anche l'influenza rispetto ai cambiamenti climatici: nel 2017 dal trasporto su strada si originano il 21,6% dei gas serra emessi a livello nazionale (Inventario nazionale delle emissioni in atmosfera, ISPRA, 2019). L'Italia è caratterizzata da un elevato tasso di motorizzazione, pari nel 2016 a 625 autovetture ogni 1.000 abitanti, inferiore in Europa soltanto a Liechtenstein e Lussemburgo (Fonte Eurostat).

Nel 2017 l'Istituto Superiore di Formazione e Ricerca per i Trasporti (ISFORT) registra una sensibile crescita della mobilità attiva, ossia non motorizzata: gli spostamenti a piedi dal 2016 al 2017 passano dal 17,1% al 22,5% del totale e la quota modale della bicicletta supera per la prima volta il 5%. La quota modale delle autovetture si riduce dal 65,3% del 2016 al 58,6% 2017. Si registra inoltre un incremento dei viaggi in auto come passeggeri, quindi una migliore razionalizzazione dell'uso del veicolo privato. Riguardo al trasporto pubblico nel suo insieme, diminuisce la percentuale di viaggi sul totale, ma se si considerano i soli spostamenti motorizzati, il peso della mobilità collettiva sale dal 2015 al 2017 (i pesi annuali sono pari rispettivamente a: 11,7%, 13,4%, 14,2%). La quota di viaggi effettuati con combinazione di mezzi si stima invece in decrescita, evidenziando una criticità soprattutto in relazione alle politiche di settore, con riferimento sia alla realizzazione delle infrastrutture necessarie all'intermodalità che al miglioramento dei servizi. Nelle grandi città si stima che la quota del trasporto

pubblico rispetto agli spostamenti motorizzati sia circa il 30%, il doppio della media, mentre nei comuni con meno di 50 mila abitanti si ferma al 4% circa. Tale disparità pone seri problemi riguardo all'organizzazione generale della mobilità collettiva, tenuto anche conto che due italiani su tre vivono in comuni con meno di 50 mila abitanti ed utilizzano pochissimo i mezzi pubblici (Fonte ISFORT). Le stime delle percorrenze complessive su strada (veicoli-km) effettuate ai fini dell'aggiornamento dell'Inventario nazionale delle emissioni ISPRA, evidenziano dal 1990 al 2017 un incremento pari a 17,9%, con un andamento che, nel dettaglio del trasporto passeggeri e merci, nel corso degli anni riflette l'evoluzione del sistema economico. Dal 2017 al 2018 si stima, riguardo al traffico totale interno di passeggeri, un decremento dei passeggeri-km per l'autotrasporto privato; mentre relativamente al traffico totale interno di merci, si stima un incremento delle tonnellate-km per l'autotrasporto (Fonte Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti). La decrescita negli anni delle percorrenze dei veicoli a benzina (arrivando nel 2017 a rappresentare 31,0% delle percorrenze complessive su strada) viene più che bilanciato dall'aumento delle percorrenze dei veicoli diesel (60,4% delle percorrenze rispetto al totale nel 2017). Il forte incremento delle percorrenze dei veicoli alimentati a carburanti alternativi non fa ancora registrare, nel 2017, un'incidenza rilevante sul totale: le percorrenze dei veicoli alimentati a gas naturale, pur risultando nel 2017 più che quadruplicate dal 1990, rappresentano circa il 2,3% del totale; le autovetture alimentate a GPL hanno maggiore diffusione di quelle a gas naturale (ma l'incidenza è ancora bassa, 6,0% delle percorrenze totali), mentre fanno ancora registrare un peso irrilevante le autovetture ibride benzina – elettrico

(complessivamente circa 0,3% delle percorrenze totali su strada).

Secondo l'inventario nazionale delle emissioni ISPRA, le emissioni totali di COVNM dal 1990 al 2017 decrescono del 53,3%, le emissioni dal trasporto stradale in particolare mostrano una riduzione pari a 85,6% (Grafico 1). Le emissioni derivanti dal trasporto su strada nei primi anni ottanta si riducono, nonostante l'aumento dei consumi e delle percorrenze, a causa del graduale adeguamento della flotta nazionale alla legislazione europea, al regolamento ECE 15¹ e alle successive modifiche, che hanno introdotto limiti di emissione più severi per le autovetture. Successivamente, nei primi anni novanta, si osserva un aumento delle emissioni legato a un forte aumento del consumo di benzina non contrastato efficacemente dal rinnovo del parco. Successivamente al 1993, come effetto dell'introduzione della normativa Euro 1 (Direttiva 91/441/CE) e delle normative successive, che prevedono l'uso di dispositivi catalitici, le emissioni di COVNM si riducono gradualmente, anche come conseguenza dell'utilizzo dei canister² ai fini della limitazione delle emissioni evaporative. Le emissioni evaporative dal 1990 al 2017 si riducono del 65,5%. Durante gli anni novanta, in Italia si osserva un aumento del parco e delle percorrenze, in particolare con riferimento all'utilizzo dei ciclomotori per la mobilità urbana che, fino al 1999, non erano soggetti a nessuna regolamentazione nazionale sulle emissioni. Successivamente, sono state introdotte varie misure ai fini della riduzione delle emissioni di COVNM, inclusi incentivi per il rinnovo del parco e per l'uso di carburanti a minore impatto ambientale. Inoltre, sono stati stanziati fondi per l'attuazione di piani di traffico urbano, per la creazione di aree a traffico limitato e giorni senza auto, per controlli su tubi di scarico di automobili, per l'attuazione di accordi volontari con i produttori

di ciclomotori e motocicli. Dal 2000 al 2017 si stima un incremento del parco a due ruote pari a circa 12,5% (circa 9,9 milioni di veicoli nel 2017). Nel 2017 si stima che il 72,0% delle emissioni di COVNM provenga dall'ambito urbano, il 20,5% dall'ambito extraurbano ed il 7,5% dall'autostrada. Le emissioni nazionali di NO_x dal 1990 al 2017 evidenziano una riduzione pari al 65,6%; in particolare le emissioni dal trasporto su strada, che ne costituiscono la quota preponderante (46,1%), si riducono del 65,0% (Grafico 1). La marcata riduzione delle emissioni nella seconda metà degli anni novanta è conseguenza dell'introduzione dei dispositivi catalitici con la normativa Euro 1; negli ultimi anni, effetti di abbattimento degli NO_x derivanti dal traffico su strada sono stati ottenuti dall'installazione dei dispositivi di riduzione catalitica selettiva (SCR) sui veicoli diesel più recenti. Le emissioni di ossidi di azoto derivano fondamentalmente dai veicoli ad alimentazione a gasolio (il 92,0% del totale nel 2017). Si è registrato un forte incremento del parco delle autovetture diesel negli anni; nel 2017 le emissioni di ossidi di azoto provenienti dal parco diesel sono così ripartite: le categorie delle autovetture e dei veicoli commerciali pesanti contribuiscono ciascuna per circa il 43%, mentre i veicoli commerciali leggeri per circa il 14% del totale emesso. Si stima che le emissioni di ossidi di azoto provenienti dall'ambito urbano, extraurbano ed autostradale, nel 2017 siano rispettivamente pari al 23,1%, al 39,2% ed al 37,7% del totale emesso a livello nazionale. Dal 1990 al 2017 le emissioni nazionali di PM10 mostrano una decrescita del 32,8%; in particolare le emissioni da trasporto stradale diminuiscono del 61,8% (Grafico 1), fondamentalmente per l'introduzione di Direttive a livello Europeo sul controllo e sulla limitazione del particolato allo scarico delle autovetture.

¹ Con riferimento alla normativa europea riguardante le autovetture alimentate a benzina antecedenti alla normativa Euro 1, immatricolate dal 1973 al 1992: ECE 15/00-01, ECE 15/02, ECE 15/03, ECE 15/04.

² Si tratta di un dispositivo a carboni attivi in grado di assorbire i vapori provenienti dalla benzina, come sistema di controllo delle emissioni evaporative.

L'installazione dei filtri anti particolato ha provocato quindi una notevole riduzione delle emissioni allo scarico, con conseguente incremento relativo della quota "non exhaust", dovuta all'usura degli pneumatici e dei freni e all'abrasione della strada, sul totale (nel 1990 pesa per circa il 20% e nel 2017 per circa il 56% rispetto al particolato totale emesso). Nel 2017 le emissioni provenienti dalle

autovetture costituiscono il 57,1% del totale, quelle dai veicoli commerciali leggeri e pesanti comprensivi degli autobus rispettivamente il 13,0 e 25,0% del totale, infine le emissioni provenienti dai due ruote rappresentano il 4,9% del totale. Nel 2017 si stima che il 26,8% delle emissioni di particolato provenga dall'ambito urbano, il 45,0% dall'ambito extraurbano ed il 28,2% dall'autostrada.

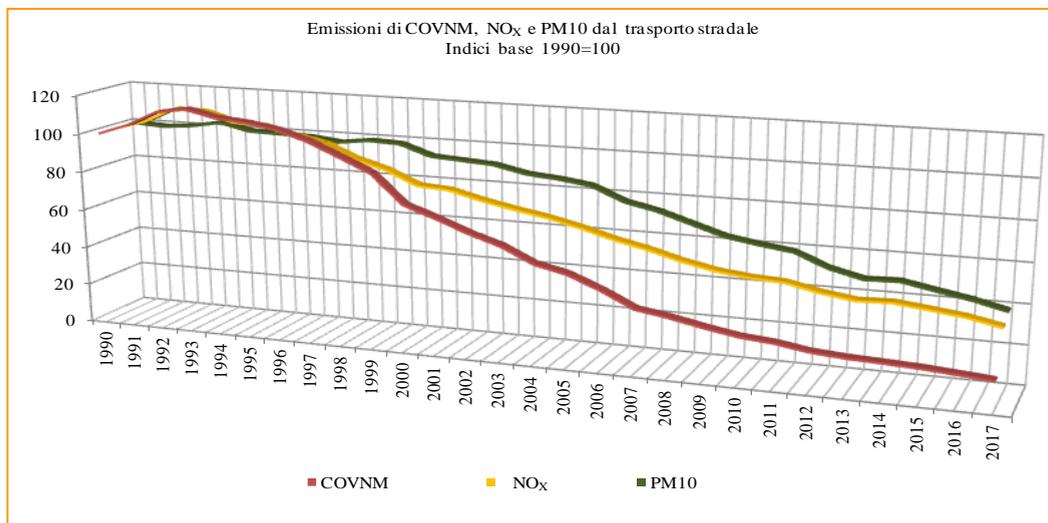


Grafico 1 - Emissioni di COVNM, NO_x e PM10 dal trasporto stradale

Fonte: ISPRA, 2019

Dal 1990 al 2017 le emissioni nazionali totali di gas serra sono passate da 517,7 a 427,7 milioni di tonnellate di CO₂ equivalente, variazione ottenuta principalmente grazie alla riduzione delle emissioni di CO₂, che rappresentano la quota preponderante, contribuendo nel 2017 per l'81,6% al totale dei gas serra. Nel 2017, la quota maggiore delle emissioni totali va attribuita al settore energetico, in cui le categorie preponderanti sono quelle delle industrie energetiche e dei trasporti complessivi, che contribuiscono a circa il 48% delle emissioni nazionali di gas climalteranti. Il *trend* delle emissioni di gas serra provenienti dal settore dei trasporti complessivi è fondamentalmente legato al *trend* registrato per i consumi di combustibili nel trasporto su strada. La domanda di mobilità e, in particolare lo

share del trasporto stradale, è aumentata nel periodo 1990 – 2017, sebbene dal 2008 le emissioni provenienti dal settore inizino a decrescere. L'andamento delle emissioni di gas serra dal complesso dei trasporti è il risultato di una duplice tendenza: una crescita di circa il 26,7% dal 1990 al 2007 ed una successiva decrescita pari a circa -23,2% fino al 2017; nonostante un'inversione del *trend* tra il 2013 ed il 2014, un'ulteriore riduzione si osserva negli ultimi tre anni.

Nel 2012 si registra una flessione nelle emissioni di CO₂ dovuta ad una netta riduzione dei consumi di benzina e gasolio per il trasporto stradale, spiegata fondamentalmente dalla crisi economica, che ha contribuito alla riduzione dei movimenti di passeggeri e merci, ed in misura minore dalla

penetrazione nel mercato di nuovi veicoli più efficienti dal punto di vista energetico.

Riguardo al trasporto su strada, le emissioni di gas serra dal 1990 al 2017 evidenziano una riduzione pari a 1,8%, rappresentando nel 2017 il 21,6% del totale emesso a livello nazionale; le autovetture contribuiscono per il 67,0% a tale valore (Grafico 2).

A fronte di una riduzione dal 1990 delle emissioni di gas serra provenienti dai veicoli a benzina (-45,9%), si registra un incremento delle emissioni originate dai veicoli diesel pari al 30,1%, fondamentalmente dovuto alle automobili ed ai veicoli commerciali

leggeri, mentre il totale dei mezzi pesanti ed autobus diesel fa rilevare una riduzione delle emissioni pari al 30,3%.

Nel 2017 veicoli passeggeri e merci sono responsabili rispettivamente del 72,6% e 27,4% del totale dei gas serra emessi.

Lo *share* dei gas serra emessi in ambito urbano decresce da 38,2% nel 1990 a 28,6% nel 2017, in favore di un incremento delle emissioni registrato sia in ambito extraurbano (da 36,1% nel 1990 a 40,2% nel 2017) che autostradale (da 25,7% nel 1990 a 31,2% nel 2017).

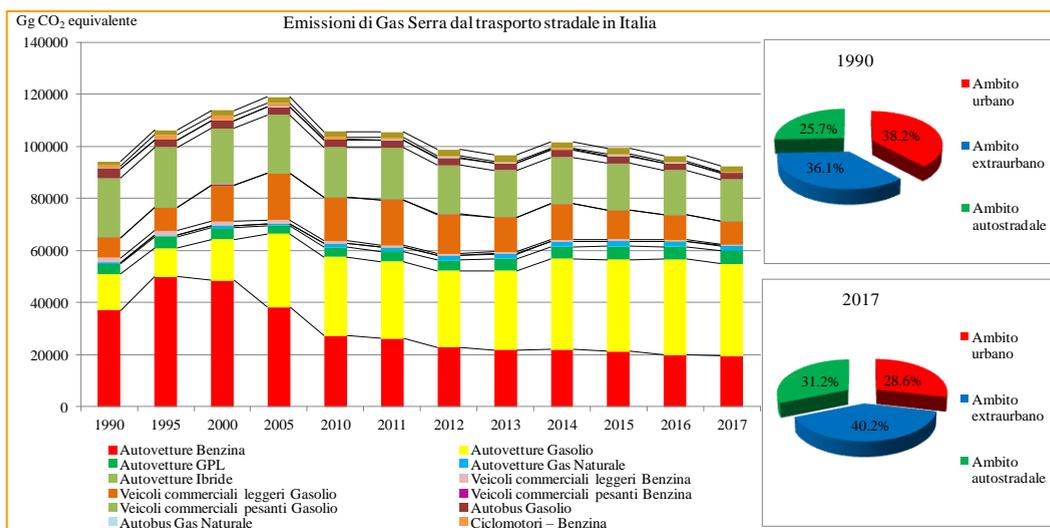


Grafico 2 - Emissioni di gas serra dal trasporto stradale per categoria veicolare e ambito di percorrenza

Fonte: ISPRA, 2019

BIBLIOGRAFIA

ACI, 2019. *Autoritratto 2018*. Edizione 2019.

Eurostat, 2019. *Database*. Consultazione del Novembre 2019 da:

<https://ec.europa.eu/eurostat/data/database>

ISFORT, 2018. *15° Rapporto sulla mobilità degli italiani*. Edizione 2018.

ISPRA, 2019. *Inventario nazionale delle emissioni in atmosfera*. Submission 2019 nell'ambito della Convenzione UNFCCC e della Convenzione CLRTAP.

Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti, 2019. *Conto Nazionale delle Infrastrutture e dei Trasporti, Anni 2017-2018*. Edizione 2019.

IL PROGETTO LIFE MASTER ADAPT

Viviana Lucia, Francesca Giordano, Lorenzo Barbieri

ISPRA - Dipartimento per la valutazione, i controlli e la sostenibilità ambientale

Il progetto LIFE MASTER ADAPT, *MAInStreaming Experiences at Regional and local level for ADAPTation to climate change* (<https://masteradapt.eu/>), già presentato nell'edizione 2017 del RAU con un approfondimento su Cagliari (Giordano *et al.*, 2017a), vuole fornire una metodologia comune per gli Enti locali, per individuare le principali vulnerabilità e priorità di intervento a livello territoriale e, in particolare, per il governo dell'adattamento nelle aree urbane. Il progetto si propone di dare indicazioni agli Enti che stanno sperimentando gli impatti negativi dei cambiamenti climatici sui loro territori, attraverso l'individuazione, la verifica e la diffusione di strumenti di *governance* multilivello, utili ad inserire nella propria programmazione le misure di adattamento ai cambiamenti climatici come elemento chiave per una gestione sostenibile del territorio.

Il Coordinamento generale del progetto è affidato alla Regione Sardegna con un partenariato ampio che comprende ISPRA, Regione Lombardia, Coordinamento Agende 21 locali, IUAV, UNISS, Ambiente Italia, Fondazione Lombardia per l'Ambiente. La sperimentazione viene effettuata nei territori di: Regioni Sardegna e Lombardia, Città di Sassari, Città Metropolitana di Cagliari, Città Metropolitana di Venezia, aggregazione dei comuni a nord di Milano³, Unione dei Comuni del Nord Salento⁴.

Nell'ambito del progetto MASTER ADAPT, iniziato ad ottobre 2016, e di durata triennale, sono state prodotte le *Linee guida, principi e procedure standardizzate per l'analisi climatica e la valutazione*

della vulnerabilità a livello regionale e locale⁵, con l'obiettivo di fornire agli amministratori gli elementi operativi indispensabili alla definizione di un quadro delle conoscenze propedeutico alla pianificazione delle più opportune misure di adattamento, tramite 7 passi:

- 1: *Caratterizzare il contesto dal punto di vista ambientale e socio-economico*
- 2: *Identificare le sorgenti di pericolo di natura climatica*
- 3: *Identificare i potenziali impatti*
- 4: *Individuare gli elementi esposti*
- 5: *Valutare la sensibilità*
- 6: *Valutare la capacità di adattamento*
- 7: *Valutare la vulnerabilità ai cambiamenti climatici*



³ Meda, Seveso, Desio, Varedo, Bovisio Masciago, Cesano Maderno, Barlassina, Lentate sul Seveso.

⁴ Campi Salentina, Squinzano, Surbo, Trepuzzi, Novoli, Salice Salentino, Guagnano.

⁵ Giordano *et al.*, 2018

Il Report *Analisi climatica e valutazione della vulnerabilità: risultati per la Regione pilota (Sardegna) e per le aree target⁶*, descrive la procedura adottata e i risultati ottenuti, con l'analisi dei *trend* del clima nel passato e in corso, delle proiezioni future e con la valutazione della vulnerabilità nelle aree *target* di progetto.

Il lavoro presenta le previsioni climatiche delle aree *target* con riferimento a due scenari socio-economici ed emissivi differenti: RCP 4.5 (scenario intermedio) e RCP 8.5 (scenario pessimistico).

Queste previsioni presentano livelli di incertezza che accompagnano l'interpretazione dei risultati.

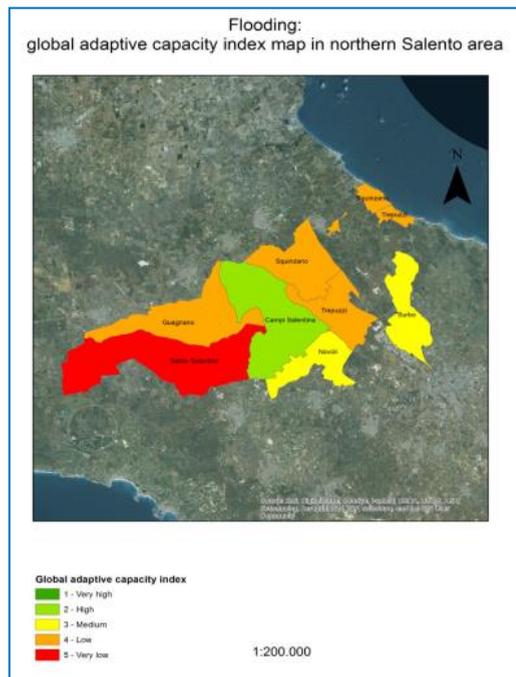
Siccità, alluvioni e allagamenti, ondate di calore e incendi sono alcune delle problematiche considerate nell'ambito delle analisi di vulnerabilità ai cambiamenti climatici nelle aree *target* del progetto. Queste analisi svolte in differenti territori, rappresentano uno tra i primi esempi in Italia di valutazioni quantitative che combinano fattori di sensibilità e di capacità adattiva, alla luce degli elementi esposti individuati.

Per la Regione Sardegna le analisi climatiche condotte mostrano previsioni di temperatura in aumento, anche cospicuo per la fine del XXI secolo con un lieve decremento delle precipitazioni annue. L'analisi di vulnerabilità mostra valori compresi tra le categorie "media" e "medio-bassa". Le aree a maggior sensibilità sono quelle naturali, forestali ed agricole ed in tutto il territorio regionale si riportano valori "medio-bassi" di capacità adattiva rispetto alla siccità.

Per l'aggregazione dei Comuni del Nord Salento (Figura 1), pur nell'incertezza del segnale associato alle previsioni, si ipotizza un decremento medio delle precipitazioni. Rispetto agli eventi di precipitazione intensa, l'area presenta attualmente un quadro di vulnerabilità "medio-alta" nella maggior parte del territorio, dove si verificano importanti fenomeni di allagamento. I risultati sono condizionati fortemente da una generale "bassa" capacità adattiva globale (Fig. 1), anche se i risultati variano tra i singoli comuni, misurata in questo caso in

termini di scarsità delle risorse economiche e di una capacità istituzionale che appare ancora poco rilevante su questo tema.

Figura 1 - Global Adaptive Capacity Index map



(Global Adaptive Capacity Index: Campi S.0.25, Novoli 0.44, Surbo 0.59, Guagnano 0.63, Trepuzzi 0.68, Squinzano 0.72, Salice S. 0.85) –

Fonte: Report on climate analysis and vulnerability assessment results in the pilot region (Sardinia region) and in the areas targeted – p.251

L'approccio di MASTER ADAPT ha come tratto distintivo l'alta trasferibilità e replicabilità in varie aree. Questo si realizza in affiancamento ad un processo di *mainstreaming* per la progettazione e la realizzazione di strategie di adattamento regionale, tramite il coordinamento tra i diversi livelli di governo del territorio (Stato, Regioni, Enti Locali) insieme al coordinamento "orizzontale" tra le diverse politiche (territoriale, paesaggistica, ambientale, agricola, di protezione civile, etc.).

⁶ Giordano et al., 2017b

BIBLIOGRAFIA

Giordano F., Marras S., Bacciu V., Mereu V. e Cocco G., 2017a. *L'analisi di vulnerabilità ai cambiamenti climatici: applicazione e risultati del progetto LIFE MASTER ADAPT nella Città metropolitana di Cagliari*. In "XIII Rapporto ISPRA sulla qualità dell'ambiente urbano - Edizione 2017", ISPRA Stato dell'Ambiente 74/17: 572-575.

Giordano F., Lucia V., Marinosci I., Freixo Santos T., Bono L., Lapi M., Marras S., Maragno D., Magni F., Musco F. e Satta G. (a cura di), 2017b. *Report on Climate Analysis and Vulnerability Assessment Results in the Pilot Region (Sardinia Region) and in the Areas Targeted in Action C3*.

<https://masteradapt.eu/wordpress/wp-content/uploads/2017/09/MA-report-A1.pdf>

Giordano F., Barbieri L., Freixo Santos T., Bono L., Ballarin Denti A., Lapi M., Cozzi L., Pregolato M., Oliveri S., Marras S., Maragno D., Magni F., Musco F., Satta G., Congiu A. e Arras F. (a cura di), 2018. *Linee guida, principi e procedure standardizzate per l'analisi climatica e la valutazione della vulnerabilità a livello regionale e locale*.

<https://masteradapt.eu/wordpress/wp-content/uploads/2018/03/MA-linee-guida-A1-1.pdf>

SITOGRAFIA

<https://masteradapt.eu/>

RINGRAZIAMENTI

Gli autori ringraziano i colleghi e partner che hanno contribuito al progetto LIFE Master Adapt.

5.2 POLLINI AERODISPERSI

Alessandro Di Menno di Bucchianico, Raffaella Gaddi, Vincenzo De Gironimo
ISPRA –Dipartimento per la valutazione, i controlli e la sostenibilità ambientale
Con la collaborazione della Rete POLLnet SNPA⁷ e del
Centro di monitoraggio aerobiologico dell'Università
degli studi di Roma Tor Vergata⁸

RIASSUNTO

L'aria in Italia è ricca di pollini aerodispersi a causa della notevole biodiversità vegetale che caratterizza il suo territorio. In ogni stagione riscontriamo fioriture di specie anemofile i cui pollini, spesso allergenici, vengono rilasciati in grandi quantità e si disperdono in atmosfera. Rimangono esclusi da questo fenomeno solo i periodi invernali più freddi. Le pollinosi, ovvero le allergie da polline, sono in continuo aumento e risultano in crescita maggiore nelle aree urbane anche a causa dell'effetto sinergico, sulla salute umana, tra gli allergeni presenti nei granuli pollinici e l'inquinamento atmosferico (D'Amato *et al.*, 2007; Di Menno di Bucchianico *et al.*, 2018). In conseguenza di ciò è quindi indispensabile tener conto anche della componente aerobiologica nelle valutazioni della qualità dell'aria. Per la descrizione generale della presenza di pollini allergenici aerodispersi nelle aree urbane, sono stati identificati due indicatori: uno di concentrazione in numero (Indice Pollinico Allergenico, IPA) e uno temporale (durata della Stagione Pollinica Allergenica, SPA). Anche se i due indicatori si riferiscono solo agli ultimi anni e la copertura del territorio non è ancora completa, sono possibili alcune valutazioni sulla

presenza e persistenza di pollini allergenici in atmosfera.

Parole chiave

Polline, allergene, pollinosi, aerobiologia, qualità dell'aria.

ABSTRACT – AIRBORNE POLLEN

Italy is rich of airborne pollen because of the remarkable plant diversity that characterizes its territory. In fact, in each season the pollen, often allergenic, of anemophilous species in bloom, disperses into the atmosphere. Only the coldest winter months are excluded from this phenomenon. Consequently, pollinosis (pollen allergies) are continuously increasing, indicating a higher growth in urban areas as a result of the synergistic effect on human health of the allergens present in pollen grains and air pollution (D'Amato *et al.*, 2007; Di Menno di Bucchianico *et al.*, 2018). Therefore it is essential to consider also the aerobiological component in the assessments of air quality. For a general description of the airborne allergenic pollen presence in urban areas, two indicators have been identified: a number concentration indicator for the revealed amount of allergenic pollen (IPA) and a temporal one representing the Allergenic Pollen Season (SPA). Even though the indicator values are available only for recent years and the monitoring coverage throughout the country is partial, some assessments on the presence and persistence of allergenic pollen in the atmosphere are possible.

Keywords

Pollen, allergen, pollinosis, aerobiology, air quality.

⁷ Edith Bucher e Michele Rossi (ARPA BZ), Maria Corona (ARPA Basilicata), Elisabetta Pellegrini (ARPA Calabria), Eugenio Scopano (ARPA Campania), Lucio Botarelli (ARPAE Emilia-Romagna), Pierluigi Verardo (ARPA Friuli Venezia Giulia), Alessia Belguardi (ARPA Liguria), Nadia Trobiani (ARPA Marche), Maria Silvia Bucci, Vincenzo Nardelli e Anna Mollicelli (ARPA Molise), , Cristiana Ivaldi (ARPA Piemonte), Maria Serinelli (ARPA Puglia), Ilaria Peana e Giovanna Maria Mannu (ARPA Sardegna), M.Giovanna Marchi (ARPA Toscana), Olga Moretti (ARPA Umbria), Francesca Borney (ARPA Valle d'Aosta), Salvatore Patti (ARPA Veneto) Antonella Iannarelli (ARTA Abruzzo), Augusto Arsieni e Sante Maiellaro (ASL BR), Elena Gottardini (FEM per APPA TN).

⁸ Alessandro Travaglini e Maria Antonia Brighetti (Dipartimento di biologia, Università di Roma Tor Vergata).



INDICE POLLINICO ALLERGENICO – IPA

I disturbi allergici sono un importante problema di salute pubblica con elevata diffusione in tutta Europa. Secondo l'Organizzazione Mondiale della Sanità dal 10 al 20% della popolazione europea soffre di allergie indotte dal polline (WHO, 2003). La presenza e le concentrazioni dei pollini aerodispersi sono legate al cambiamento climatico che ne influenza l'inizio, la fine e la durata della stagione, l'intensità e la distribuzione spaziale (EEA, 2019).

Il Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA, L.132, 2016) ha una propria rete di monitoraggio aerobiologico denominata POLLnet (<http://www.pollnet.it>). A essa partecipano attualmente 19 delle 21 Agenzie costituenti il Sistema con 61 stazioni di monitoraggio. Per ciascuna stazione, per tutto l'anno solare, vengono emessi bollettini settimanali con le concentrazioni in atmosfera e le tendenze a breve termine dei principali pollini allergenici e spore fungine. Gli indicatori aerobiologici per le aree urbane di questo rapporto sono completati dai dati di Roma messi a disposizione dal Centro di monitoraggio aerobiologico dell'Università di Roma Tor Vergata (<http://polline.uniroma2.it>). In questo contributo verranno presentati due indicatori elaborati sulla base dei dati prodotti nel 2018 dalle stazioni della rete: l'Indice Pollinico Allergenico (IPA) e la durata della Stagione Pollinica Allergenica (SPA), entrambi collegabili ai macrotemi Ambiente e salute e Cambiamenti climatici.

L'**Indice Pollinico Allergenico (IPA)** è la somma annuale delle concentrazioni giornaliere dei pollini aerodispersi delle seguenti sette famiglie botaniche che rappresentano i più importanti pollini allergenici monitorati sul territorio italiano: Betulaceae (*Betula*, *Alnus*), Corylaceae (*Corylus*, *Carpinus*, *Ostrya*), Oleaceae (soprattutto *Olea*, *Fraxinus* spp.), Cupressaceae-Taxaceae, Graminaceae (o Poaceae), Compositae (o Asteraceae, soprattutto *Artemisia* e *Ambrosia*), Urticaceae (*Parietaria*, *Urtica*). L'Indice

Pollinico Allergenico (IPA) è un parametro che dipende dalla quantità di pollini allergenici aerodispersi nella zona di monitoraggio. Più grande è l'Indice Pollinico Allergenico, più grandi sono le quantità medie di pollini aerodispersi nel corso dell'anno, quindi maggiore deve essere l'attenzione da prestare alla loro presenza per i soggetti atopici. Si tratta comunque di un indicatore sintetico che dà una dimensione complessiva del fenomeno senza evidenziare il contributo che a esso danno i pollini di ciascuna famiglia botanica (variabile secondo l'andamento stagionale e la località considerata).

L'illustrazione cartografica dei dati dell'IPA 2018 (**Mappa tematica 5.2.1** e **Tabella 5.2.1** nel file Excel allegato) conferma, in primo luogo, la distribuzione non uniforme sul territorio italiano delle stazioni di monitoraggio aerobiologico attive che risultano maggiormente presenti nel Centro-Nord Italia. La rappresentazione dei valori dell'IPA mostrati nella Mappa ci permette di vedere quanto poco il fenomeno pollini aerodispersi sia uniforme sul territorio nazionale e quanto sia ampia la forbice tra i valori massimi e i valori minimi. Nel 2018 il valore massimo dell'Indice Pollinico Allergenico è stato registrato a Trento (con 82.501 p·d/m³) e il minimo a Genova (con 4.058 p·d/m³). Si possono individuare comunque alcune zone come l'arco alpino o il bacino padano, accomunate da caratteristiche geografiche (latitudine, altitudine, posizione rispetto ai rilievi e al mare), in cui troviamo, nell'anno, livelli paragonabili di granuli pollinici aerodispersi. Dall'analisi comparata dei dati del periodo 2013-2018, si riscontra che il valore dell'indicatore può essere soggetto a variabilità interannuali anche molto pronunciate, ma che i siti caratterizzati da una relativamente alta, o bassa, presenza di pollini aerodispersi mantengono generalmente questa loro caratteristica nel tempo. Troviamo così, ad esempio, che a Genova si registrano ininterrottamente dal 2014 i

valori più bassi della rete mentre città come Bolzano, Trento, Perugia, Firenze e Reggio Calabria hanno registrato quasi sempre, nel periodo considerato, valori di IPA tra i più alti (ma nel caso di Firenze e Reggio

Calabria, non nel 2018). I dati del 2018 registrano in molte località un aumento dell'IPA rispetto al 2017, ma complessivamente i valori possono dirsi confrontabili e non si riscontra una significativa tendenza in atto.



Mapa tematica 5.2.1 - Indice Pollinico Allergenico (IPA), Anno 2018

Fonte: elaborazione ISPRA su dati della rete POLLnet SNPA e, per Roma, del Centro di Monitoraggio Arbiologico dell'Università di Roma Tor Vergata.



STAGIONE POLLINICA ALLERGENICA – SPA

Ciascuna famiglia botanica ha una sua stagione pollinica ovvero un periodo di tempo in cui disperde in atmosfera quantità significative di polline anemofilo. Se consideriamo le sette famiglie che rappresentano la quasi totalità dei pollini allergenici monitorati sul territorio italiano (Betulaceae, Corylaceae, Oleaceae, Cupressaceae-Taxaceae, Graminaceae/Poaceae, Compositae/Asteraceae, Urticaceae) avremo sette diverse stagioni polliniche che si susseguono e sovrappongono l'una all'altra senza soluzione di continuità (esistono diversi metodi di calcolo della stagione pollinica, in questo caso si segue la definizione di Jäger e colleghi (Jäger *et al.*, 1996). Per ciascuna stazione di monitoraggio, il periodo di tempo compreso tra l'inizio della stagione pollinica della famiglia più precoce e la fine di quella più tardiva, è caratterizzato, quindi, dalla presenza costante di pollini allergenici aerodispersi appartenenti ad almeno una delle famiglie in esame. Tale periodo, che serve a dare una dimensione temporale complessiva del fenomeno, lo definiamo **Stagione Pollinica Allergenica (SPA)**.

Come per quanto annotato in merito all'IPA, anche la Stagione Pollinica Allergenica è un indicatore sintetico che serve a dare una dimensione generale, in questo caso temporale, del fenomeno pollini allergenici aerodispersi ma non ci indica i contributi che ad esso dà ciascuna famiglia botanica.

I valori di inizio, della fine e della durata della Stagione Pollinica Allergenica sono riportati nella **Tabella 5.2.2** (si

veda il file Excel allegato), insieme alla copertura dei dati annua che, per il 2018, risulta in media superiore al 90%.

La rappresentazione cartografica dei dati dell'anno 2018 (**Mappa tematica 5.2.2**), mette in evidenza la durata della Stagione Pollinica Allergenica nelle aree urbane considerate ed è significativo il confronto tra questa mappa e la precedente (relativa all'IPA): è facile notare come le città alpine, che hanno registrato i valori più alti dell'Indice Pollinico Allergenico nel 2018, abbiano avuto, per ragioni climatiche, una stagione pollinica più breve. Al contrario nei siti del Centro-Sud, dove i valori di IPA sono generalmente più bassi, la durata della stagione pollinica è maggiore.

Questo aspetto ha influenza sulle concentrazioni medie giornaliere che saranno più alte, a parità di valori complessivi, nelle zone dove i periodi di fioritura sono più brevi e va considerato per una lettura corretta delle informazioni date.

Confrontando su scala nazionale i dati del 2018 con quelli dell'anno precedente, si riscontra un generale aumento della durata della Stagione Pollinica Allergenica, in media di circa 16 giorni ma con incrementi pari o superiori a 50 giorni in alcune città (Sassari, 63, Roma, 55 e Trieste, 50 giorni).

Come per il 2017, anche nel 2018 la città con la SPA più lunga è stata Caserta (344 giorni), mentre la SPA più breve è stata registrata a Parma (146 giorni).



Mapa tematica 5.2.2 - Durata Stagione Pollinica Allergenica (SPA), Anno 2018

Fonte: elaborazione ISPRA su dati della rete POLLnet SNPA e, per Roma, del Centro di Monitoraggio Arubiologico dell'Università di Roma Tor Vergata.

DISCUSSIONE

L'Indice Pollinico Allergenico, IPA, e la durata della Stagione Pollinica Allergenica, SPA, dipendono dalla diversa presenza delle famiglie botaniche considerate, dal periodo di fioritura (SPA) e dalla quantità di polline prodotto ed emesso (IPA). Variano entrambi con il variare delle condizioni meteorologiche (essenzialmente temperatura e precipitazioni) ma la loro risposta è diversa perché sensibile a differenti aspetti di queste variazioni: per la SPA sono importanti principalmente le temperature e le precipitazioni nel periodo autunnale e invernale, per l'IPA quelle primaverili ed estive. La SPA, inoltre, a differenza dell'IPA, è indipendente dal numero di piante allergizzanti presenti sul territorio.

Si tratta perciò di due indicatori indipendenti necessari entrambi per descrivere macroscopicamente il fenomeno pollini aerodispersi, utili a individuare i luoghi sul territorio nazionale dove esso è più intenso o più duraturo nel tempo.

Nel 2018 sono stati registrati valori di Indice Pollinico Allergenico mediamente maggiori rispetto all'anno precedente. Tuttavia questo dato non è stato riscontrato in tutte le città prese in esame e, considerando anche le differenze medie, si possono ritenere i risultati confrontabili.

Significativo il diffuso aumento della durata della Stagione Pollinica Allergenica 2018 rispetto a quella del

2017, (pari o superiore ai 50 giorni nei casi più rilevanti). Tuttavia, visto che nel 2017 era stato registrato il dato contrario (una generale diminuzione), queste differenze devono essere, al momento, ricondotte alle naturali variazioni climatiche interannuali.

Dalla distribuzione geografica delle stazioni di monitoraggio attive, risulta ancora evidente la minore disponibilità di dati al Sud e sulle Isole per cui restano escluse dal rilevamento dei pollini aerodispersi aree urbane anche molto importanti. La situazione è comunque in evoluzione con la recente attivazione di stazioni di monitoraggio a Caserta e a Bari e la recentissima, nel 2019, a Cagliari.

Aggiungiamo, in conclusione, che se si desidera entrare più nel dettaglio della presenza dei pollini allergenici nelle diverse località (ad esempio per studiare analiticamente gli effetti dei pollini sulla salute), i due indicatori qui presentati non sono sufficienti, ma andranno considerati i pollini famiglia per famiglia valutando per ciascuna di esse la stagione pollinica e l'indice pollinico stagionale (dati ed elaborazioni di questi due indicatori per i principali *taxa* allergenici presenti in Italia sono disponibili per la consultazione sul sito dell'Annuario dei dati ambientali di ISPRA: <http://annuario.isprambiente.it/>).

BIBLIOGRAFIA

D'Amato G., Cecchi L., Bonini S., Nunes C., Annesi Maesano I., Behrendt H., Liccardi G., Popov T., van Cauwenberge P., 2007. *Allergenic pollen and pollen allergy in Europe*. *Allergy* 62, 976–990.

Di Menno di Bucchianico A., Brighetti M.A., Cattani G., Costa C., Cusano M, De Gironimo V., Froio F., Gaddi R., Pelosi S., Sfika I., Travaglini A., Tripodi S., 2018. *Combined effects of air pollution and allergens in the city of Rome*. *Urban Forestry & Urban Greening*, <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.04.001>

EEA - European Environment Agency, 2019. *The European environment - state and outlook 2020*.

Jäger S., Nilsson S., Berggren B., Pessi A.M., Helander M. e Ramfjord H., 1996. *Trends of some*

airborne tree pollen in the Nordic countries and Austria, 1980-1993. A comparison between Stockholm, Trondheim, Turku and Vienna. Grana, 35: 171-178.

Legge 28 giugno 2016, n. 132, "Istituzione del Sistema nazionale a rete per la protezione dell'ambiente e disciplina dell'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale". Pubblicata in GU Serie Generale n.166 del 18/07/2016.

WHO - World Health Organization, 2003. *Phenology and Human Health: Allergic Disorders*.

SITOGRAFIA

<http://www.pollnet.it>

<http://polline.uniroma2.it/>

5.3 ONDATE DI CALORE E MORTALITÀ

Francesca de' Donato^{1,2}, Paola Michelozzi^{1,2}, Annamaria de Martino³

- (1) Dipartimento di Epidemiologia SSR Lazio – Asl Roma 1
- (2) Centro di Competenza Nazionale Prevenzione degli effetti del Caldo sulla Salute, Dipartimento della Protezione Civile
- (3) Ministero della Salute

RIASSUNTO

Questo contributo riporta l'impatto delle ondate di calore sulla salute in termini di mortalità nella popolazione anziana, di età uguale o maggiore a 65, per le aree urbane incluse nel "Piano Nazionale di prevenzione e allerta degli effetti sulla salute delle ondate di calore" del Ministero della Salute CCM (Michelozzi *et al.*, 2010), operativo dal 2004, dotate di un Sistema di previsione e allarme (HHWW - *Heat Health Watch Warning*) per il periodo estivo 15 maggio – 15 settembre 2018.

L'estate 2018 è stata caratterizzata da un'esposizione al caldo medio-bassa, l'unica ondata di calore rilevante si è registrata tra la fine di luglio ed i primi giorni di agosto. Considerando tutto il periodo estivo, le ondate di calore non hanno avuto un impatto sulla mortalità per l'estate 2018. Complessivamente l'estate 2018 ha registrato una mortalità inferiore all'atteso ad eccezione del mese di agosto con incrementi di mortalità in alcune città del nord.

Parole chiave

Clima, ondate di calore, salute umana, mortalità.

ABSTRACT – HEAT WAVES AND MORTALITY

The following chapter describes the impact of heat waves on mortality among the elderly population (aged 65 and over) for the summer (15 May to 15 September) 2018 in Italian cities. Findings for cities included in the Ministry of Health national heat prevention plan: nel "*Piano Nazionale di prevenzione e allerta degli effetti sulla salute delle ondate di calore*", operational since 2004, that also have a Heat Health Watch Warning System (HHWW) are presented.

Summer 2018 was a mild summer, with only one heat wave episode between the end of July and the beginning of August. Overall the impact on mortality of heat for summer 2018 was below average in most cities. A slight excess in mortality was observed in August in a few cities in northern Italy in association to the heat wave days.

Keywords

Climate, heat waves, human health, mortality.



ONDATE DI CALORE E MORTALITÀ

Gli effetti sulla salute legati agli eventi meteorologici estremi, come le ondate di calore rappresentano uno dei problemi più rilevanti di sanità pubblica a livello globale. L'OMS stima oltre 250.000 decessi annui in più nel mondo a causa dei cambiamenti climatici per il periodo 2030-2050 (WHO, 2014). L'area Mediterranea, ed in particolare l'Italia, sono ritenute tra le aree più vulnerabili ai rischi associati ai cambiamenti climatici (IPCC, 2014). Le elevate temperature e le ondate di calore provocano effetti sulla salute diretti (disidratazione, colpo di calore) e indiretti in termini di incrementi di mortalità, ricoveri, accessi in pronto soccorso, per effetti a carico del sistema cardiovascolare e respiratorio e per aggravamento di patologie croniche preesistenti (Ministero Salute, 2019). Numerosi studi epidemiologici hanno evidenziato che i soggetti a maggior rischio durante le ondate di calore sono gli anziani, le donne in gravidanza, i bambini piccoli, i lavoratori *outdoor* e le persone affette da patologie croniche (malattie cardiovascolari, malattie respiratorie, diabete, insufficienza renale, disturbi psichici e neurologici).

Il presente contributo descrive l'effetto sulla salute delle ondate di calore in termini di variazioni della mortalità totale. Tale indicatore è sviluppato nel contesto del "Piano Nazionale di prevenzione e allerta degli effetti sulla salute delle ondate di calore" del CCM (Centro nazionale per la prevenzione e il Controllo delle Malattie) del Ministero della salute (www.salute.gov.it/caldo). Il Piano nazionale include 27 città⁹ (città Capoluoghi di regione, o con più di 200.000 abitanti che disponevano di serie storiche di dati meteorologici e di mortalità) con un Sistema di previsione e allarme (HHWW - *Heat Health Watch Warning*) e con un sistema rapido di monitoraggio della

mortalità giornaliera (SISMG) che permette di valutare, in tempo reale, l'impatto delle ondate di calore sulla salute della popolazione (Michelozzi *et al.*, 2010). Per "ondata di calore" s'intende una sequenza di tre o più giorni consecutivi in cui persistono condizioni di rischio di livello 2 o 3 come definite dal Sistema HHWW città-specifico. Tali sistemi si basano sull'identificazione di livelli soglia di temperatura apparente massima associati ad un significativo incremento della mortalità e sul numero consecutivo di giorni a rischio. La temperatura apparente massima è un indicatore di temperatura percepita dal corpo umano che include la temperatura dell'aria e l'umidità relativa.

L'indicatore misura gli incrementi della mortalità giornaliera nelle popolazioni esposte, confrontando la mortalità attesa e la mortalità osservata nella popolazione anziana di età uguale o maggiore a 65 anni. Per ogni città viene definito l'eccesso di mortalità come differenza tra mortalità osservata e attesa e poi calcolata la variazione percentuale ed il *p-value*. La mortalità giornaliera attesa (*baseline*) viene definita come la media per giorno della settimana e numero della settimana calcolata sulla popolazione di età superiore a 65 anni, nei 5 anni precedenti. Nel presente contributo verranno riportati per ogni città i dati di sintesi per mese e per l'intero periodo (15 maggio-15 settembre 2018).

Complessivamente l'estate 2018 non è stata caratterizzata da condizioni a rischio per la salute, con un numero di giorni di allarme HHWW (livello 2 e 3) in linea o inferiore all'anno precedente. La **Tabella 5.3.1** nel file Excel allegato mostra il numero di giorni di allarme HHWW di livello 2 e 3 per mese e complessivamente per l'estate 2018. Il **Grafico 5.3.1** mostra il numero di giorni di allarme HHWW di livello 2 e 3 nell'estate 2018 in ogni città e si evince che l'ondata di calore di più forte intensità si è verificata tra la fine di luglio e la prima settimana di agosto ed ha interessato

⁹ Le 26 città qui analizzate più Civitavecchia che non è inclusa nei Comuni trattati nel presente Rapporto.

soprattutto le città del nord (tra cui Bolzano, Trieste e Genova in cui i giorni di allerta di livello 2 e 3 sono stati pari rispettivamente a 21, 19 e 15). La [Tabella 5.3.2](#), invece, mostra i giorni di allarme HHWW di livello 2 e 3 per gli anni 2010-2018 nelle Città metropolitane ed evidenzia le estati più calde a maggior rischio quali il

2010, 2012, 2015 e 2017. La tabella mostra un'eterogeneità tra anni e tra città, principalmente legato al clima osservato ogni estate e nelle diverse aree del nostro Paese.

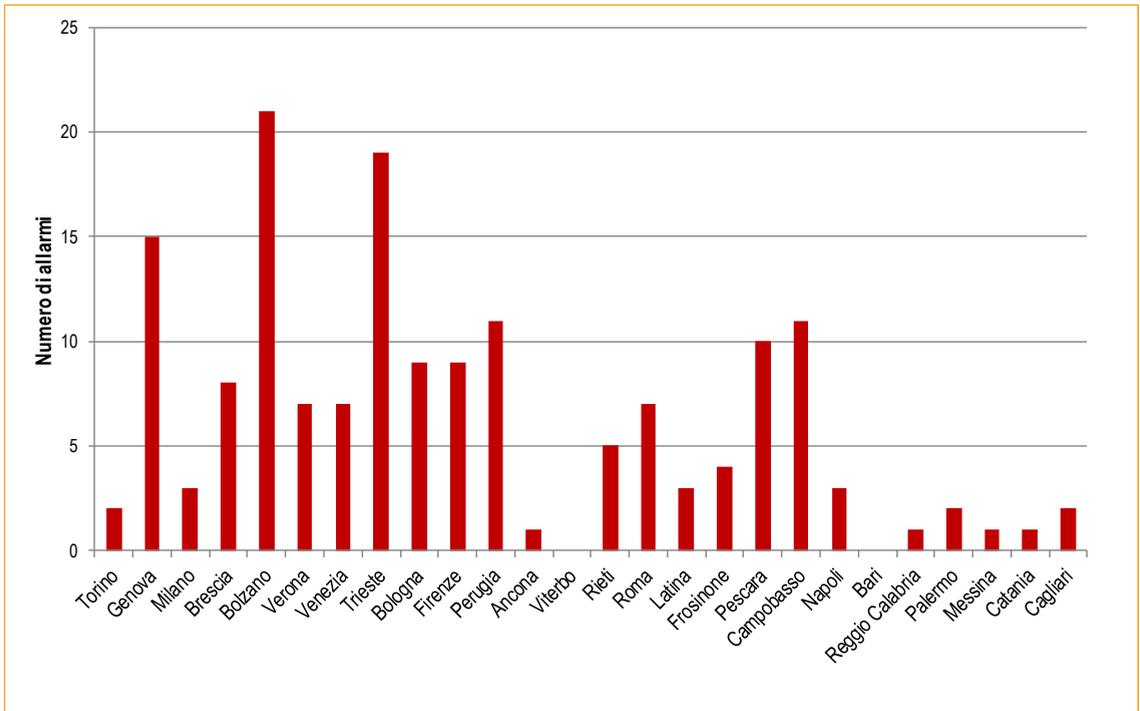


Grafico 5.3.1 - Numero di giorni di allerte HHWW di livello 2 e 3 per città nel periodo 15 maggio-15 settembre 2018

Fonte: elaborazione DEPLAZIO/Ministero della Salute

L'estate 2018 non ha fatto registrare un impatto significativo sulla salute della popolazione. I dati di variazione percentuale della mortalità per mese e per il periodo estivo 2018 sono riportati in [Tabella 5.3.3](#) nel file Excel allegato. La valutazione mensile ha evidenziato solo nel mese di agosto, a seguito dell'ondate di calore, un incremento statisticamente significativo (p -value con significatività allo 0,05) della mortalità in alcune aree urbane (Torino, Milano, Brescia, Genova). La valutazione dell'intero periodo estivo, 15 maggio-15 settembre 2018, riporta una

mortalità inferiore all'atteso nella maggior parte delle aree urbane ([Tabella 5.3.3](#)).

Nelle Città metropolitane si osserva complessivamente per il periodo estivo (15 maggio-15 settembre) un eccesso significativo di mortalità a Genova associato alle ondate di calore e all'elevato numero di giorni di allerta. A Bari e Palermo si registra una mortalità superiore all'atteso in tutti i mesi e complessivamente nel periodo non ascrivibile al caldo in quanto non sono state registrate condizioni di rischio in entrambe le città ([Tabella 5.3.4](#) nel file Excell allegato).

DISCUSSIONE

L'icona "Ambiente e salute" è stata selezionata in quanto l'indicatore correla l'esposizione alle ondate di calore con l'esito sanitario della mortalità e pertanto consente di effettuare una valutazione descrittiva dell'impatto delle ondate di calore sulla mortalità nelle aree urbane italiane per l'estate 2018. L'icona "Cambiamenti climatici" è stata selezionata in quanto l'indicatore permette di monitorare la variazione temporale delle ondate di calore nelle città italiane incluse nello studio. Per quanto riguarda il 2018, il numero di giorni di allarme HHWW (livello 2 e 3) è stato in linea o inferiore all'anno precedente e pertanto non è stata caratterizzata da condizioni a rischio per la salute. Complessivamente l'estate 2018 ha registrato una mortalità inferiore all'atteso ad eccezione del mese di agosto con incrementi di mortalità in alcune città, soprattutto nelle città metropolitane del nord (Torino, Milano, Genova) e a Brescia maggiormente interessate dall'ondata di calore di maggior intensità tra fine luglio e inizio agosto osservata.

La sorveglianza tempestiva dell'impatto delle ondate di calore sulla mortalità permette di introdurre misure di risposta ed emergenze durante eventi di particolare intensità e di valutare l'efficacia delle misure di prevenzione introdotte a livello locale. Diversi studi epidemiologici recenti mostrano in Italia una progressiva riduzione dell'effetto delle elevate temperature sulla mortalità, nonostante il *trend* in aumento delle temperature estive, suggerendo un'efficacia del modello di prevenzione adottato nel nostro Paese e sottolineando la capacità di adattamento al fine di ridurre l'impatto delle elevate temperature in Italia (Schifano *et al.*, 2012; de'Donato *et al.*, 2015). I sistemi di sorveglianza sanitaria tempestiva e gli studi epidemiologici della variazione temporale degli effetti sulla salute delle ondate di calore sono strumenti importanti nel contesto dei cambiamenti climatici e salute della popolazione per monitorare in maniera tempestiva gli effetti acuti degli eventi estremi nel breve termine e quantificare gli impatti sulla salute complessivi a medio e lungo termine.

BIBLIOGRAFIA

IPCC 2018. *GLOBAL WARMING OF 1.5 °C*. An IPCC special report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. Summary for Policymakers. <http://www.ipcc.ch/report/sr15/>

MINISTERO DELLA SALUTE. 2019. *Linee di indirizzo per la prevenzione. Ondate di calore e inquinamento atmosferico*. http://www.salute.gov.it/imgs/C_17_pubblicazioni_2867_allegato.pdf

WHO 2014. *Quantitative risk assessment of the effects of climate change on selected causes of death, 2030s and 2050s*. WHO; Geneva, Switzerland.

Michelozzi P *et al.*, 2010. *Surveillance of summer mortality and preparedness to reduce the health impact of heat waves in Italy*. *Int J Environ Res Public Health* 7(5): 2256-73.

de'Donato F. *et al.*, 2018. *Temporal variation in the effect of heat and the role of the Italian heat prevention plan*. *Public Health*. S0033-3506(18)30127-6. doi: 10.1016/j.puhe.2018.03.030

Schifano P. *et al.*, 2012. *Changes in the effects of heat on mortality among the elderly from 1998 and 2010: results from a multicenter timeseries study in Italy*. *Environmental Health*; 11(1).

SITOGRAFIA

www.salute.gov.it/caldo

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano gli Uffici Anagrafici Comunali delle città incluse nel piano Nazionale per l'invio tempestivo dei dati al SISMG.

Si ringrazia il Centro Funzionale Centrale – Settore Meteo del Dipartimento della Protezione e il CNMCA per l'accesso ai dati meteorologici aeroportuali delle città incluse nel Piano nazionale.

BOX: L'INQUINAMENTO DELL'ARIA *INDOOR* IN ITALIA

Francesca De Maio, Arianna Lepore, Giuliana Giardi, Silvia Brini

ISPRA – Dipartimento per la valutazione, i controlli e la sostenibilità ambientale

L'inquinamento dell'aria *indoor* coinvolge la popolazione tutta - e in particolar modo le categorie suscettibili - poiché trascorriamo la maggior parte del nostro tempo in ambienti chiusi; ben comprendiamo, quindi, come la salubrità degli ambienti *indoor* sia determinante per il nostro benessere e la nostra salute. La conoscenza della problematica, se pur documentata dalla presenza di numerosi studi e ricerche, risente ancora delle difficoltà di una base comune di confronto di dati e di risultati. Evidenze sperimentali rilevano situazioni di significativo inquinamento *indoor* in Italia, specialmente nelle grandi aree urbanizzate (ISPRA, 2010). Sebbene la normativa nazionale contenga riferimenti al problema della qualità dell'aria indoor (Acc. Min. Salute, Regioni e Province autonome, 2001; Acc. Governo, Regioni e Province autonome, 2011; DM del 24 dicembre 2015; Direttiva 3/2017) si può affermare che veri e propri riferimenti di legge sono del tutto assenti¹⁰. Inoltre, le differenti abitudini e attività svolte internamente e la complessità delle fonti di inquinamento, non rendono possibile un monitoraggio (ISS, 2013 a, 2013 b, 2015, 2016, 2019) standardizzato delle diverse realtà confinate.

In tale contesto è difficile individuare degli indicatori popolabili per l'inquinamento *indoor*; come già nelle precedenti edizioni del Rapporto, si propone un set di indicatori basati su informazioni di tipo socio-economico e sanitario, su base territoriale aggregata, che possono essere di indirizzo rispetto al rischio di insorgenza di problemi relativi alla qualità dell'aria *indoor*.

Una fonte di inquinamento interno di tipo biologico è costituita dall'umidità: questa, insieme ad una ventilazione inadeguata può favorire la crescita di muffe, funghi e batteri, che in seguito rilasciano spore, cellule, frammenti e composti organici volatili. A livello nazionale e regionale, informazioni relative alla presenza di umidità all'interno delle abitazioni sono fornite dall'ISTAT¹¹. La presenza di umidità risulta essere un problema rilevato da una quota considerevole della popolazione, affliggendo in Italia, nel 2017, il 10,5% delle famiglie. Negli anni 2004-2017 si assiste ad una diminuzione di percentuale di famiglie che dichiara di avere problemi di umidità, partendo da 19,1% nel 2004, con un picco nel 2014 pari al 19,9%, per arrivare poi al 10,5% nel 2017. Un *trend* in diminuzione si osserva sia nei Comuni centrali di alcune Città metropolitane¹² che nelle periferie¹³, anche se nel primo caso l'andamento del fenomeno è più altalenante (Grafico 1). Indagare le cause della presenza di umidità rilevata nelle abitazioni è piuttosto complesso, concorrono infatti diversi

¹¹ ISTAT, Indagine sulle condizioni di vita (EU-SILC) che restituisce le informazioni a livello regionale, nazionale e per vari raggruppamenti di Comuni.

¹² Per Comuni centro dell'area metropolitana si intendono: Torino, Milano, Venezia, Genova, Bologna, Firenze, Roma, Napoli, Bari, Palermo, Catania, Cagliari (ISTAT, 2011, https://www.istat.it/it/files//2012/07/glossario_.pdf).

¹³ La periferia dell'area metropolitana è costituita dai Comuni delle cinture urbane (ISTAT, 2011, https://www.istat.it/it/files//2012/07/glossario_.pdf).

¹⁰ Il D. Lgs. n. 81/2008 fornisce solo limiti TLV per i lavoratori.

fattori: le differenti condizioni climatiche non bastano a spiegare il panorama disomogeneo dei dati rilevati nelle diverse realtà territoriali perché le condizioni per la comparsa di umidità sono strettamente correlate alle caratteristiche architettoniche dell'abitazione, alla tipologia e destinazione d'uso degli ambienti, ai materiali da costruzione nonché alle attività espletate dagli occupanti e alle pratiche di ventilazione.

Altra fonte di inquinamento dell'aria *indoor* può essere l'uso di impianti di condizionamento. I rischi legati all'uso di queste apparecchiature sono dovuti ad un uso improprio e ad una scarsa pulizia e manutenzione. I filtri e i condotti degli impianti, infatti, possono rappresentare sito di crescita e proliferazione di contaminanti biologici come acari, polveri, muffe, allergeni batterici o di origine animale, oppure possono fungere da trasporto e diffusione degli stessi inquinanti. Informazioni puntuali circa la corretta gestione dei condizionatori

da parte della popolazione non possono essere reperite. Come misura indiretta di potenziale esposizione all'aria *indoor* di scadente qualità a causa di impianti di climatizzazione non opportunamente gestiti, si può ricorrere alla percentuale di famiglie che dichiarano di possedere un condizionatore. Nel 2018, la percentuale nazionale raggiunge il 42,8% (Grafico 2). Nel caso di Comuni centrali delle principali Città metropolitane e delle loro periferie, la quota è ancora più consistente, arrivando rispettivamente ad una media del 47,4 e 48,9% delle famiglie. Esaminando l'arco temporale 2001-2018, il *trend* è in netta crescita, se si considera che nel 2001 solo il 10,7% delle famiglie italiane dichiarava di possedere un condizionatore. Alla diffusione degli impianti di condizionamento concorrono sicuramente le condizioni climatiche (ondate di calore), ma anche la maggiore accessibilità in termini di costo degli impianti.

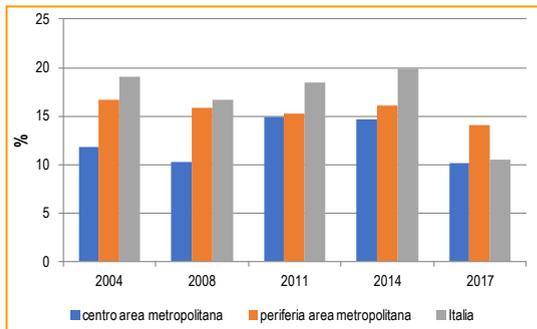


Grafico 1 - Percentuale di famiglie con presenza di umidità nei muri, nei pavimenti, nei soffitti o nelle fondamenta. Anni 2004, 2008, 2011, 2014 e 2017. Fonte: ISTAT, 2019

La Malattia del Legionario, più comunemente definita legionellosi, è un'infezione polmonare causata dal batterio *Legionella pneumophila*. L'infezione avviene principalmente per via respiratoria mediante inalazione di goccioline o particelle contenenti il microorganismo che riconosce

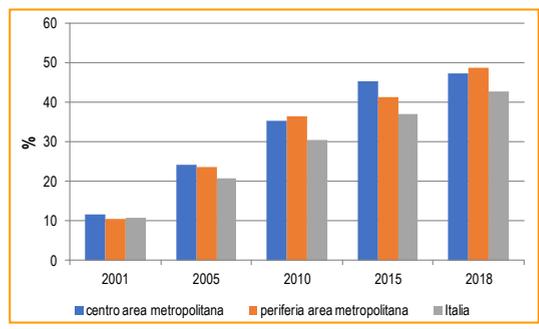


Grafico 2 - Percentuale di famiglie dotate di condizionatori, climatizzatori. Anni 2001, 2005, 2010, 2015 e 2018. Fonte: ISTAT, 2019

come serbatoio naturale gli ambienti acquatici sia naturali (come acqua dolce di laghi e fiumi) sia artificiali (come gli impianti idrici di strutture pubbliche e private) (Rota *et al.*, 2018). Trattandosi di una malattia grave, è soggetta a notifica obbligatoria in Italia e in Europa. Nel 2018 in Italia

sono stati notificati all'ISS complessivamente 2.964 casi di legionellosi, corrispondenti a un'incidenza pari a 48,9 casi per milione di abitanti; si tratta di un dato che continua ad aumentare: nel 2015, 2016 e 2017, infatti, l'incidenza era pari, rispettivamente, a 25,8, 28,2 e 33,2 casi per milione di abitanti. Si osserva un'incidenza e un numero di casi notificati maggiori nelle Regioni del Nord rispetto a quelle del Centro/Sud (**Grafico 3**).

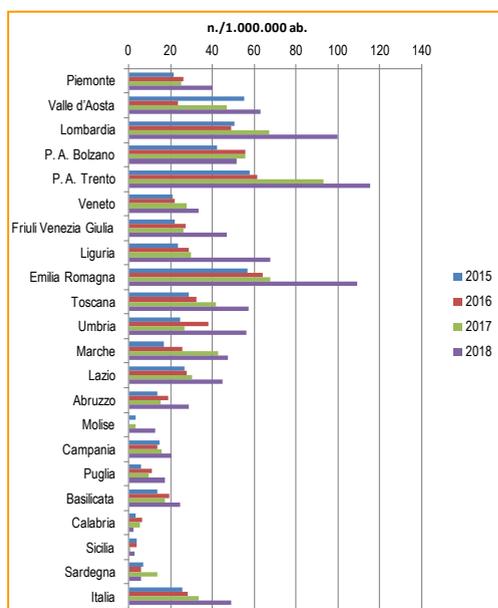


Grafico 3 – Incidenza di casi notificati per Regione. Anni 2015, 2016, 2017 e 2018.

Fonte: ISS, 2019

L'andamento in crescita non necessariamente indica un aumento dei casi di contagio, perché può essere dovuto al miglioramento delle metodologie di indagine e delle capacità di diagnosticare la malattia e all'accresciuta efficienza nel documentare e notificare gli effettivi casi. La prevenzione delle infezioni da *Legionella* si basa essenzialmente sulla corretta progettazione, realizzazione, manutenzione e disinfezione degli impianti tecnologici che comportano un riscaldamento dell'acqua e/o la sua nebulizzazione (impianti a rischio).

Il fumo passivo rappresenta una delle fonti d'inquinamento *indoor* maggiormente diffuse ma difficilmente monitorabile visto che l'esposizione può aver luogo in tutti gli ambienti privati. Si può, invece, seguire l'andamento della percentuale dei fumatori attivi che può costituire una misura, anche se di tipo indiretto, di potenziale esposizione al fumo. In Italia, all'interno dell'intervallo 2001-2018, l'anno 2005 - in cui è entrato in vigore il divieto di fumo nei luoghi pubblici (L. 3/2003, art.51) - è quello in cui si verifica una evidente diminuzione dei fumatori (22%; nell'anno 2001, invece, la quota era di circa il 24%), seguita poi da un andamento altalenante, fino a tornare a diminuire dopo il 2009 e ad assestarsi nel 2018 ad una percentuale di fumatori pari al 19% (ISTAT, 2019)¹⁴.

¹⁴ ISTAT, Indagine multiscopo sulle famiglie: aspetti della vita quotidiana, <http://dati.istat.it/>.

È possibile che alla diminuzione della percentuale dei fumatori concorra una normativa nazionale di divieto di fumo sempre più stringente¹⁵. Anche nei centri e periferia dell'area metropolitana si rileva nello stesso arco temporale una diminuzione dei fumatori, con una percentuale dell'ultimo anno disponibile lievemente superiore alla media nazionale (circa il 20%) (Grafico 4).

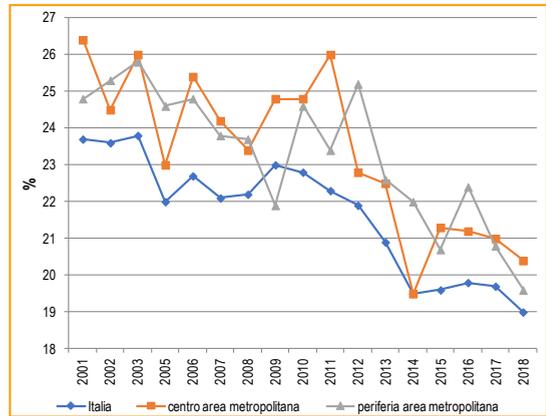


Grafico 4 – Percentuale di fumatori (persone di 14 anni e più). Anni 2001-2018.

Fonte: ISTAT, 2019

¹⁵ Si pensi, ad esempio al D. Lgs. n. 6 del 12 gennaio 2016 che, con l'art. 24 del Capo II, estende il divieto di fumo al conducente di autoveicoli in presenza di minori e donne in gravidanza e alle pertinenze esterne delle strutture ospedaliere.

BIBLIOGRAFIA

Accordo del 27/09/2001 tra il Ministro della salute, le Regioni e le Province autonome sul documento concernente: «Linee-guida per la tutela e la promozione della salute negli ambienti confinati». Pubblicato nella Gazz. Uff. 27 novembre 2001, n. 276, S.O.

Accordo del 18/11/2010, ai sensi dell'articolo 9 del decreto legislativo 27 agosto 1997, n. 281, tra Governo, Regioni, Province autonome di Trento e Bolzano, Province, Comuni e comunità montane concernente «Linee di indirizzo per la prevenzione nelle scuole dei fattori di rischio indoor per allergie ed asma». (Repertorio atti n. 124/CU). Pubblicato nella Gazz. Uff. 13 gennaio 2011, n. 9.

D.M. del 24 dicembre 2015. Adozione dei criteri ambientali minimi per l'affidamento di servizi di progettazione e lavori per la nuova costruzione, ristrutturazione e manutenzione di edifici per la gestione dei cantieri della pubblica amministrazione e criteri ambientali minimi per le forniture di ausili per l'incontinenza. Pubblicato nella Gazz. Uff. 21 gennaio 2016, n. 16.

Direttiva del 1/06/2017, n. 3. Indirizzi per l'attuazione dei commi 1 e 2 dell'articolo 14 della Legge 7 agosto 2015, n. 124 e linee guida contenenti regole inerenti all'organizzazione del lavoro finalizzate a promuovere la conciliazione dei tempi di vita e di lavoro dei dipendenti. Pubblicata nella Gazz. Uff. 17 luglio 2017, n. 165.

D.Lgs. 9 aprile 2008, n. 81. Attuazione dell'articolo 1 della legge 3 agosto 2007, n. 123, in materia di tutela della salute e della sicurezza nei luoghi di lavoro. Pubblicato nella Gazz. Uff. 30 aprile 2008, n. 101, S.O.

ISPRA, 2010. *Inquinamento indoor: aspetti generali e casi studio in Italia*. Rapporto 117/2010.

M. C. Rota, M. G. Caporali, A. Bella, M. Scaturro, S. Giannitelli e M. L. Ricci, 2018. *Rapporto annuale sulla legionellosi in Italia nel 2017*. Istituto Superiore di Sanità.

Legge 16 gennaio 2003, n. 3 "Disposizioni ordinarie in materia di pubblica amministrazione" pubblicata nella Gazzetta Ufficiale n. 15 del 20 Gennaio 2003 - Supplemento Ordinario

n. 5, art. 51. (Tutela della salute dei non fumatori) e ss.mm.

D. Lgs. n. 6 del 12 gennaio 2016. Recepimento della direttiva 2014/40/UE sul ravvicinamento delle disposizioni legislative, regolamentari e amministrative degli Stati membri relative alla lavorazione, alla presentazione e alla vendita dei prodotti del tabacco e dei prodotti correlati e che abroga la direttiva 2001/37/CE. Pubblicato nella Gazz. Uff. 18 gennaio 2016, n. 13.

ISS, 2013 a. *Strategie di monitoraggio dei composti organici volatili (COV) in ambiente indoor*. Rapporti ISTISAN 13/4.

ISS, 2013 b. *Strategie di monitoraggio dell'inquinamento di origine biologica dell'aria in ambiente indoor*. Rapporti ISTISAN 13/37.

ISS, 2015. *Strategie di monitoraggio per determinare la concentrazione di fibre di amianto e fibre artificiali vetrose aerodisperse in ambiente indoor*. Rapporti ISTISAN 15/5.

ISS, 2016. *Strategie di monitoraggio del materiale particolato PM10 e PM2,5 in ambiente indoor. Caratterizzazione dei microinquinanti organici e inorganici*. Rapporti ISTISAN 16/16.

ISS, 2019. *Strategie di monitoraggio della qualità dell'aria indoor negli ambienti sanitari: strategie di monitoraggio degli inquinanti chimici e biologici*. Rapporti ISTISAN 19/17.

SITOGRAFIA

ISTAT, www.istat.it, consultazione a ottobre 2019.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano Maria Cristina Rota e Maria Luisa Ricci dell'Istituto Superiore di Sanità per la trasmissione dei dati di dettaglio regionale sulla legionellosi.

BOX: QUALITÀ DELL'ARIA *INDOOR* ED EFFICIENTAMENTO ENERGETICO DEGLI EDIFICI: BENEFICI E RISCHI PER LA SALUTE

Silvia Brini, Roberto Caselli, Francesca De Maio, Arianna Lepore, Giuliana Giardi
ISPRA – Dipartimento per la valutazione, i controlli e la sostenibilità ambientale

La problematica dell'edilizia abitativa è di particolare rilievo e interesse nelle città: si prevede che la popolazione urbana mondiale raddoppierà entro il 2050 (UN, 2016) e, con essa, la domanda di alloggi. È quindi di fondamentale importanza migliorare le condizioni abitative e ridurre i rischi per la salute nelle abitazioni. In aggiunta, la popolazione mondiale di età superiore ai 60 anni, che tende a trascorrere più tempo in casa, raddoppierà entro il 2050 (*World Health Organization*, 2016). Buone condizioni abitative non possono prescindere dal perseguire una buona qualità dell'aria *indoor*. L'inquinamento dell'aria interna, infatti, potrebbe essere responsabile di malattie non trasmissibili quali malattie respiratorie, cardiovascolari e allergiche, come l'asma, soprattutto in virtù delle lunghe esposizioni a cui sono sottoposti tutti gli abitanti e in particolare quelli appartenenti alle categorie più suscettibili.

Il patrimonio immobiliare riveste, inoltre, un ruolo fondamentale nella lotta ai cambiamenti climatici e nell'uso sempre più consapevole dell'energia, in quanto rappresenta circa il 40% dei consumi energetici totali (Raccomandazione (UE) 2019/786). L'importanza di un ambiente abitativo salubre e confortevole è ormai entrata di diritto nelle politiche europee al punto che l'UE, nell'ultima direttiva 2018/844/UE e nella raccomandazione UE 2019/786, fornendo indicazioni sull'efficientamento energetico e su quali strategie utilizzare per la ristrutturazione degli edifici, introduce tra gli obiettivi un forte riferimento alla povertà energetica e nuovi riferimenti a salute, sicurezza e qualità dell'aria. La direttiva UE 2018/844, indica alcune misure per le ristrutturazioni edilizie (il riscaldamento e il condizionamento dell'aria, la ventilazione, l'automazione e il controllo dell'edificio) che possono contribuire alla salubrità degli ambienti interni e promuovere livelli più elevati di *comfort* e benessere degli occupanti. La Raccomandazione UE 2019/786, nel fornire linee guida sul

ricepimento della Dir. 2018/844/UE, presenta un quadro di riferimento per la definizione di indicatori, suggerendo l'utilizzo anche di indici sanitari, di *comfort* termico e di qualità dell'aria *indoor*.

Una revisione della letteratura dell'ultimo decennio sugli effetti sanitari e sociali degli interventi di riqualificazione energetica ha mostrato risultati non univoci a seconda dei vari fattori (tipologia e ubicazione dell'edificio, tipologia dell'intervento, comportamenti degli inquilini, tipologia di ventilazione, ecc.) che insieme concorrono alla qualità dell'ambiente di vita confinato. La maggior parte degli studi è stata condotta in nord Europa dove l'interesse è concentrato sul miglioramento della salute conseguente all'aumento della temperatura interna e al risparmio economico delle famiglie per le spese di riscaldamento (povertà energetica).

Per esempio, Poortinga (2017) ha rilevato che la maggioranza degli interventi di ristrutturazione ed efficientamento era associata a un miglioramento della salute (minori sintomi respiratori e stato di salute generale), nei casi però in cui gli interventi di efficientamento (isolamento delle pareti) non erano affiancati da ventilazione forzata sono stati riscontrati esiti sanitari sfavorevoli, probabilmente per la maggiore umidità e minore ricambio d'aria, fattori notoriamente correlati a disturbi respiratori. In un'analisi successiva (Poortinga 2018), l'autore ha analizzato *outcome* sanitari più specifici come i ricoveri per patologie cardiovascolari o respiratorie, funzione respiratoria e salute mentale a breve termine, ma non ha riscontrato associazioni significative. La correlazione tra mortalità e interventi di efficientamento energetico è stata esaminata da Armstrong (2018): nonostante il modesto impatto sulle temperature *indoor* (+0,09 °C), lo studio ha evidenziato una significativa riduzione della mortalità correlata al freddo. Gli effetti positivi sulla salute sono stati riscontrati quando gli interventi di efficientamento erano

associati a ventilazione aggiuntiva; l'assenza di quest'ultima comportava un maggior risparmio energetico, ma anche una maggiore concentrazione di inquinanti *indoor* (STS¹⁶, PM_{2,5} *indoor*, PM_{2,5} *outdoor*, Radon e muffe). Le caratteristiche della ventilazione sono risultate, pertanto, più importanti rispetto al solo incremento della temperatura interna. In particolare, l'installazione della ventilazione forzata con una efficace filtrazione è da ritenersi uno dei maggiori interventi a scala di edificio per ridurre l'esposizione *indoor* all'inquinamento da particolato *outdoor* (MacNaughton, 2018; Underhill, 2018). Inoltre, è stato dimostrato che una riduzione dei tassi di ricambio d'aria in assenza di altre misure può portare a concentrazioni maggiori di biossido di azoto (NO₂) e di particolato fine provenienti da fonti *indoor* (Underhill, 2018). Queste evidenze erano state già messe in risalto da Millner (2015), che aveva analizzato i benefici delle misure di efficientamento energetico di edifici privati nell'UK, per valutare l'impatto sulla salute (mortalità e morbilità per asma, cardiopatia coronarica e cancro ai polmoni, aspettativa di vita) della riduzione dell'esposizione *indoor* a PM_{2,5}. Anche Hamilton (2015) ha analizzato la correlazione tra interventi di efficienza energetica sugli edifici, la ventilazione e la salute stimando l'impatto di interventi di ristrutturazione per l'efficientamento energetico applicato a differenti scenari con diversa ventilazione; solo lo scenario che garantiva una adeguata ventilazione (secondo gli standard inglesi) era associato a un miglior esito sanitario, gli altri scenari, invece, erano associati ad esiti sanitari negativi poiché non garantivano una buona qualità dell'aria *indoor* (per un aumento dell'ingresso di inquinanti esterni, o per un aumento delle concentrazioni di inquinanti *indoor*). L'importanza della ventilazione correlata all'ubicazione dell'edificio e alle sue caratteristiche strutturali è stata confermata anche da Carlton (2019) in uno studio condotto in Colorado che ha evidenziato come un maggior ricambio di aria, per un fabbricato ubicato in aree trafficate, fosse associato a una

maggior frequenza di sintomi respiratori (tosse cronica, asma e sintomi simili all'asma) ma non a manifestazioni allergiche. L'associazione era più consistente per le famiglie situate in aree con elevati livelli di traffico e maggiore esposizione ad inquinanti atmosferici, probabilmente a causa dell'infiltrazione di inquinanti atmosferici *outdoor*.

La relazione tra la proliferazione di inquinanti biologici *indoor* (es. muffe), conseguenti a interventi di efficientamento energetico, e l'insorgenza di sintomi allergici e asmatici è stata analizzata da Sharpe (2015) che ha confermato la complessità della relazione tra efficienza energetica, ventilazione e sintomatologia allergica. Bone (2010) aveva già esaminato gli effetti degli interventi di efficientamento, in diverse condizioni di ventilazione, sull'umidità relativa e sulla proliferazione di muffe e di acari della polvere domestica, nonché sull'incremento delle concentrazioni di composti organici volatili (VOC), fattori di rischio noti per chi soffre di asma.

L'effetto del miglioramento dell'efficienza energetica si riscontra anche sulla salute mentale e sociale delle famiglie, risultato non dovuto al solo risparmio energetico e quindi al contenimento dei costi nella gestione delle utenze energetiche, ma piuttosto a un arricchimento del valore della casa dove il fattore determinante per una migliore salute fisiologica, psicologica e sociale sembra essere la disponibilità di una casa confortevole da un punto di vista termico (Fabbri K., 2019). Ricerche condotte in Finlandia e Lituania (Haverinen-Shaughnessy, 2018) hanno restituito una maggiore soddisfazione dell'abitante degli immobili in cui venivano effettuati interventi per efficientare e riqualificare: vivere in condizioni di *fuel poverty* e in case fredde contribuisce ad una cattiva salute fisica e mentale.

In conclusione gli ambienti interni hanno un grande impatto sulla salute e sul benessere psico-sociale dell'individuo, per cui al fine di renderli sani e sostenibili è opportuno comprendere come i molteplici fattori interagiscono tra loro.

¹⁶ STS: *Secondhand Tobacco Smoke* (fumo passivo)

Gli studi sulle interazioni tra fattori e rischi socio-sanitari potenziali, andrebbero considerati mediante un approccio olistico e multidisciplinare, valutando i diversi ambiti quali gli aspetti bio-psico-sociali di salute, l'interazione tra occupanti, edificio, cambiamenti climatici, misure di efficienza energetica (Wierzbicka, 2018). Dalla rassegna di letteratura effettuata si evince che l'efficientamento energetico può avere impatti duplici sulla salute e il benessere degli occupanti. L'equilibrio degli effetti negativi e positivi dipende da molteplici fattori quali: le caratteristiche strutturali dell'edificio e della ventilazione, la posizione in cui è ubicato l'immobile, e, non ultimi, i comportamenti degli occupanti. È,

pertanto, sempre più urgente aumentare la consapevolezza dei residenti sulle buone pratiche di comportamento ai fini di garantire una buona qualità dell'aria *indoor*. Le politiche di efficientamento energetico, soprattutto in caso di interventi che coinvolgono il patrimonio edilizio pubblico (uffici, scuole, ospedali, ecc.), dovrebbero essere accompagnate da risorse dedicate a una corretta formazione/informazione, oltre che degli addetti ai lavori, degli occupanti sui comportamenti virtuosi da mettere in atto per evitare l'aumento delle concentrazioni di inquinanti chimici e biologici dell'aria *indoor*.

BIBLIOGRAFIA

Armstrong B. et al. 2018. *The impact of home energy efficiency interventions and winter fuel payments on winter- and cold-related mortality and morbidity in England: a natural equipment mixed-methods study*. Public Health Research 2018 VOL. 6 NO. 11.

Bone A. et al., 2010. *Will drivers for home energy efficiency harm occupant health*. Public Health, v130,n5 2010: 233-238.

Carlton E.J. et al., 2019. *Relationships between home ventilation rates and respiratory health in the Colorado Home Energy Efficiency and Respiratory Health (CHEER) study*. Environmental Research 169 (2019) 297–307.

DIRETTIVA (UE) 2018/844 DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 30 maggio 2018 che modifica la direttiva 2010/31/UE sulla prestazione energetica nell'edilizia e la direttiva 2012/27/UE sull'efficienza energetica.

Fabbri K., 2019. *Urban Fuel Poverty*. Academic Press 2019, pag 247. ISBN-13: 978-0128169520

Hamilton I. et al., 2015. *Health effects of home energy efficiency interventions in England: a modelling study*. BMJ Open. 2015 Apr 27;5(4): e007298.

Haverinen-Shaughnessy U. et al., 2018. *Occupant satisfaction with indoor environmental quality and health after energy retrofits of multi-family buildings:*

Results from INSULAtE-project. Int J Hyg Environ Health. 2018 Jul;221(6): 921-928.

MacNaughton et al., 2018. *Energy savings, emission reductions, and health co-benefits of the green building movement*, J Expo Sci Environ Epidemiol. 2018 Jun;28(4): 307-318.

Milner J. et al., 2015. *Housing interventions and health: quantifying the impact of indoor particles on mortality and morbidity with disease recovery*. Environ Int. 2015 Aug;81: 73-9.

Poortinga W. et al., 2017. *Social and health outcomes following upgrades to a national housing standard: a multilevel analysis of a five-wave repeated cross-sectional survey*. BMC Public Health (2017) 17: 927.

Poortinga W. et al., 2018. *The health impacts of energy performance investments in low-income areas: a mixed-methods approach*. Public Health Research 6(5) ISSN 2050-4381

RACCOMANDAZIONE (UE) 2019/786 DELLA COMMISSIONE dell'8 maggio 2019 sulla ristrutturazione degli edifici.

Sharpe R.A. et al., 2015. *Higher energy efficient homes are associated with increased risk of doctor diagnosed asthma in a UK subpopulation*. Environment International 75 (2015): 234–244.

UN, 2016. *Habitat III. Revised zero draft of the New Urban Agenda*. Quito: United Nations; 2016.

Underhill L.J. *et al.*, 2018. *Modeling the resiliency of energy-efficient retrofits in low-income multifamily housing*. *Indoor Air*. 2018 May;28(3): 459-468.

Wierzbicka A. *et al.*, 2018. *Healthy Indoor Environments: The Need for a Holistic Approach*. *Int*

J Environ Res Public Health. 2018 Aug 30;15(9). pii: E1874.

World Health Organization, 2016. *World report on ageing and health*. Geneva; 2015.