

# LA QUALITÀ DELL'ARIA IN ITALIA.

I EDIZIONE – 2020

SINTESI

---

# AUTORI

## **Autori capitoli 1 - 10**

ISPRA – Giorgio Cattani, Mariacarmela Cusano, Alessandro Di Menno di Bucchianico, Guido Fioravanti, Piero Frascchetti, Raffaella Gaddi, Alessandra Gaeta, Giuseppe Gandolfo, Francesca Lena, Gianluca Leone, Walter Perconti, Emanuela Piervitali, Silvia Brini

ARTA ABRUZZO – Sebastiano Bianco, Carlo Bellina Agostinone, Carlo Colangeli

ARPA BASILICATA – Anna Maria Crisci, Laura Bruno

ARPA BOLZANO – Luca Verdi

ARPA CALABRIA – Claudia Vilma Tuoto, Maria Anna Caravita

ARPA CAMPANIA – Paolo D'Auria, Anna Ballirano

ARPA FRIULI VENEZIA GIULIA – Fulvio Stel

ARPAE EMILIA-ROMAGNA – Simona Maccaferri

ARPA LAZIO – Silvia Barberini, Andrea Bolignano

ARPA LIGURIA – Monica Beggato, Massimiliano Pescetto

ARPA LOMBARDIA – Anna Di Leo, Guido Lanzani

ARPA MARCHE – Marco Salustri

ARPA MOLISE – Luigi Pierno

ARPA PIEMONTE – Federica Libanoro, Francesco Lollobrigida, Roberto Almasio, Barbara Cagnazzi, Stefano Bande, Francesca Bissardella, Monica Clemente

ARPA PUGLIA – Lorenzo Angiuli, Fiorella Mazzone

ARPA SARDEGNA – Alessandro Serci, Viviana Sirigu

ARPA SICILIA - Anna Abita

ARPA TOSCANA – Bianca Patrizia Andreini, Fiammetta Dini, Guglielmo Tanganelli

ARPA TRENTO – Gabriele Tonidandel

ARPA UMBRIA – Marco Pompei

ARPA VALLE D'AOSTA - Claudia Tarricone

ARPA VENETO – Giovanna Marson, Luca Zagolin



**Autori capitolo 11**

## ARPA PIEMONTE

Lollobrigida F., Grosa M.M., Pannocchia A., Bussi C., Fontana M., Bruno A., Maringo M., Sacco M., Bertello C.

## ARPA VALLE D'AOSTA

Tombolato I., Diémoz H., Zublena M., Tarricone C., Magri T., Pession G.

## ARPA LOMBARDIA

Colombi C., Algieri A., Corbella L., Cuccia E., Dal Santo U., Carroccio L., De Martini A., Gianelle V.

## ARPAE EMILIA ROMAGNA

Bacco D., Agostini C., Maccaferri S., Scotto F., Trentini A., Poluzzi V., Maccone C., Ferrari S

UNIVERSITA' DELL'INSUBRIA –Cattaneo A., Rovelli S.

## ARPA CAMPANIA

Onorati G., Autorino J. D'Ambrosio A.

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI NAPOLI  
"PARTHENOPE"

D'amore D., Budillon G.

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI LECCE

Buccolieri R.

## ARPA PUGLIA

Schipa I., Morabito A.

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI MILANO-BICOCCA

Ferrero L.

## ARIANET SRL

Costa M.P.

**Autori capitolo 12**

## ARPAE EMILIA ROMAGNA

Zauli Sajani S., Marchesi S., Trentini A., Maccone C., Scotto F., Colacci A., Poluzzi V.

UNIVERSITA' DELL'INSUBRIA –Cattaneo A., Rovelli S.

## ARPA LAZIO

Barberini S., Occhiuto D.

ARPA BASILICATA Acampora A., Crisci A.M., Mangiamele L., Di Pierro M., Zasa D., D'aniello M.

## ARPA SICILIA

Giardina M., Buffa P., Abita A., Madonia G.

DIPARTIMENTO DI EPIDEMIOLOGIA SSR LAZIO

Stafoggia M., De'Donato F.

**Autori capitolo 13**

## ARPA PIEMONTE

Lollobrigida F., Bussi C., Bruno A., Calderaro E., Leogrande M., Maringo M., Milizia L., Romeo F., Sacco M., Sergi R., Strumia C.

## ARPA VENETO

De Bortoli A., Zagolin L., Voltarel G., Marson G., Patti S.

## ARPAE EMILIA ROMAGNA

Stortini M., Amorati R., Giovannini G.

## ARPA BASILICATA

Lovallo M., Esposito R., Mangiamele L., Crisci A.M., Bruno L.

## ARPA CAMPANIA

Onorati G., D'Auria P., Autorino J., Ballirano A.

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI NAPOLI  
"PARTHENOPE" DIPARTIMENTO SCIENZE E  
TECNOLOGIE

De Vita A., Budillon G., Capozzi V.

**Autori capitolo 14**

ARPA PIEMONTE Otta C., Ameglio V., Erbetta L., Littera C., Mensi G., Scagliotti E., Bianchi D., Buratto S.

## ARPA LOMBARDIA

Cuccia E., Gianelle V., Dal Santo U., Corbella L., Colombi C., Algieri A.

ARPAE EMILIA ROMAGNA Bacco D., Scotto F., Trentini A., Lasagni S., Maccone C., Ferrari S., Poluzzi V.

## ARPA FRIULI VENEZIA GIULIA

Verardo P., Tassan-Mazzocco F.

ARPA UMBRIA Flori C., Della Bella V., Moretti O.

**Autori capitolo 15****ARPA VALLE D'AOSTA**

Claudia Tarricone, Manuela Zublena, Tiziana Magri, Giordano Pession

**ARPA PIEMONTE**

Francesco Lollobrigida, Stefano Bande, Francesca Bissardella e Monica Clemente

**ARPA LOMBARDIA**

Elena Bravetti, Umberto Dal Santo, Anna Di Leo, Guido Lanzani, Orietta Cazzuli, Gian Paolo Minardi, Elisabetta Angelino, Giuseppe Fossati, Guido Lanzani, Alessandro Marongiu, Alessandra Pantaleo

**ARPA BOLZANO**

Luca Verdi, Patrick Dalpiaz

**ARPA TRENTO**

Valentina Miotto, Selene Cattani, Gabriele Tonidandel

**ARPA VENETO**

Salvatore Patti, Alberto Dalla Fontana, Francesca Liguori, Ketty Lorenzet, Giovanna Marson, Silvia Pillon, Laura Susanetti, Luca Zagolin

**ARPA FRIULI**

Edi Baiutti, Marco Bellini, Giovanni Bonafè, Andrea Mistaro, Francesco Montanari, Alessia Movia, Alessandra Petrini, Fulvio Stel, Arianna Tolloi, Marco Visintin

**ARPA LIGURIA**

Monica Beggato, Roberto Cresta, Massimiliano Pescetto, Daniele Franceschini, Valerio Stabielli, Massimo Giannotti, Gianfranco Fortunato, Federico Manni, Sandro Tuvo, Andrea Giordano, Annamaria Casalini, Bianca Vallarino, Luigi Federici, Giancarlo Leveratto, Fabrizia Colonna

**ARPA EMILIA ROMAGNA**

Chiara Agostini, Roberta Amorati, Barbara Arvani, Giulia Giovannini, Simona Maccaferri, Vanes Poluzzi, Michele Stortini, Arianna Trentini, Simonetta Tugnoli, Matteo Vasconi

**ARPA TOSCANA**

Chiara Collaveri, Bianca Patrizia Andreini con la collaborazione del Settore Centro Regionale Tutela Qualità dell'Aria

**ARPA UMBRIA**

Marco Pompei, Mara Galletti, Ilaria Corbucci

**ARPA LAZIO**

Antonio Amoroso, Alessandro Domenico Di Giosa, Massimo Enrico Ferrario, Stefano Listrani, Giada Marchegiani, Arianna Marinelli, Donatella Occhiuto, Giuseppe Grimaldi

**ARPA ABRUZZO**

Sebastiano Bianco, Carlo Bellina, Carlo Colangeli

**ARPA MARCHE****ARPA CAMPANIA**

Giuseppe Onorati, Jole Autorino, Anna Ballirano, Cristina Calenda, Antonio D'Ambrosio, Paolo D'Auria, Rocco De Pascale, Domenico Farina, Francesca Intini, Luigi Mosca

**ARPA MOLISE**

Giovanni Guglielmi, Antonello Mastromonaco, Luigi Pierno, Michela Presutti, Bernardino Principi, Egidio Risi

**ARPA PUGLIA**

Lorenzo Angiuli, Paolo Dambruoso, Fiorella Mazzone e Livia Trizio

**ARPA CALABRIA**

Claudia Tuoto, Emilio Centorrino, Pacquale Crea

**ARPA SICILIA**

Anna Abita, Riccardo Antero, Lucia Basiricò, Giuseppe Madonia, Nicolò Tirone

**ARPA SARDEGNA**

Alessandro Serci

*continua*

*segue* **Autori capitolo 15**

ISPRA

Federica Aldighieri, Riccardo De Lauretis, Francesca Fornasier, Giorgio Cattani

REGIONE LOMBARDIA DG AMBIENTE

Elisabetta Buganza, Mauro Donzelli, Gian Luca Gurrieri, Matteo Lazzarini, Elisabetta Scotto Di Marco

REGIONE EMILIA ROMAGNA

Matteo Balboni

ISTITUTO SUPERIORE DI SANITÀ

Maria Eleonora Soggiu

UNIVERSITÀ DI TRENTO

Lorenzo Giovannini e Elena Bertazza

CISMA S.r.l.

Ilaria Todeschini

---

# PRESENTAZIONE

Il Sistema nazionale per la protezione dell'ambiente di cui sono Presidente, oltre a supportare il Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare nel coordinamento nazionale delle attività di valutazione e della gestione della qualità dell'aria, rilascia le statistiche ufficiali a livello nazionale sui livelli degli inquinanti dell'aria e informa i cittadini dei valori delle concentrazioni rilevati e delle tendenze in atto del fenomeno.

Il Sistema nazionale per la protezione dell'ambiente inoltre, sulla base della sua Legge istitutiva (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") concorre al perseguimento dei livelli omogenei di tutela ambientale in Italia, garantendo per tutto il territorio nazionale livelli essenziali di prestazioni tecniche ambientali (i così detti LEPTA) tra i quali ricadono anche le attività di monitoraggio della qualità dell'aria.

Tutte queste informazioni, rappresentate nel primo Rapporto nazionale sulla qualità dell'aria, che con grande soddisfazione presento nel mio ruolo di Presidente del Sistema nazionale per la protezione dell'ambiente e Presidente dell'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale, sono utili per valutare l'esposizione dei cittadini all'inquinamento atmosferico, che sappiamo essere uno dei più rilevanti problemi ambientali all'attenzione delle istituzioni italiane anche e soprattutto in questo ultimo periodo in cui la pandemia da Covid-19 ha messo in evidenza l'importanza di approfondire le sinergie tra inquinamento dell'aria e diffusione del contagio.

Il quadro che emerge dagli studi e dalle analisi del Sistema nazionale per la protezione dell'ambiente, a cui si aggiunge il presente Rapporto, è quello di un

progressivo miglioramento della qualità dell'aria, anche se c'è ancora molto da fare in particolare in alcune aree del nostro Paese perché in tutto il territorio nazionale i valori degli inquinanti siano al di sotto dei valori indicati dalla normativa per la tutela della salute dei cittadini e della vegetazione. Il delicato rapporto tra le fonti degli inquinanti atmosferici, la qualità dell'aria e la salute delle persone mette in luce criticità non trascurabili che trovano però una sintesi nel perseguimento dei Goals dell'Agenda ONU 2030 sullo Sviluppo Sostenibile e che sollecitano il Sistema nazionale per la protezione dell'ambiente ad approfondire costantemente lo studio delle sorgenti e delle dinamiche di diffusione e trasformazione delle sostanze emesse. I valori limite, valori obiettivo, soglie di allarme e di informazione che rappresentano gli obiettivi di qualità dell'aria ambiente da perseguire per evitare, prevenire, ridurre effetti nocivi per la salute umana e per l'ambiente nel suo complesso, sono definiti per numerosi inquinanti che abbiamo nel tempo imparato a conoscere: biossido di zolfo, biossido di azoto, particolato fine, benzene, monossido di carbonio, ozono, piombo, arsenico, nichel, cadmio e il persistente benzo(a)pirene. La normativa a cui facciamo riferimento è il Decreto legislativo 13 agosto 2010, n. 155 "Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa" modificato poi con il Decreto legislativo 24 dicembre 2012.

In Italia le criticità principali sono ancora quelle dovute al superamento degli standard di legge per le polveri sottili, per il biossido di azoto e per l'ozono per quanto attiene alla salute dei cittadini e per l'ozono e gli ossidi di azoto per quanto riguarda la tutela della vegetazione.

Questo primo Rapporto, previsto e pianificato dal Piano triennale delle attività 2018-2020 del Sistema nazionale per la protezione dell'ambiente, rappresenta un primo e grande sforzo di armonizzazione delle informazioni sulla

qualità dell'aria per l'anno 2019 e per tutti gli inquinanti e gli indicatori previsti dalla normativa; con esso si dà il via a una serie di pubblicazioni e comunicazioni che con cadenza regolare danno conto dello stato e delle dinamiche dell'inquinamento atmosferico nel nostro Paese.

Siamo tuttavia consapevoli ed impegnati per proseguire sulla strada dell'armonizzazione e della divulgazione

tempestiva della conoscenza per fornire un quadro sempre più preciso di questo tema fra i più delicati e di maggior impatto per la vita di tutti noi.

Stefano Laporta  
Presidente ISPRA - SNPA

## SINTESI

L'inquinamento atmosferico determinato dalle attività antropiche è un fattore riconosciuto di rischio per la salute umana e per gli ecosistemi. Nei Paesi occidentali la storia della lotta all'inquinamento atmosferico conta ormai oltre sessant'anni di studi e ricerche, finalizzati sia a comprendere i meccanismi degli effetti dannosi degli inquinanti, sia a individuare strategie e tecniche di mitigazione.

L'inquinamento atmosferico può essere definito come la presenza in aria di una o più sostanze in concentrazione tale da avere la potenzialità di produrre un effetto avverso. Gli inquinanti ritenuti prioritari tenuto conto dei loro effetti e dell'entità delle loro emissioni sono gas inorganici (biossido di zolfo, SO<sub>2</sub>; ossidi di azoto, NO<sub>x</sub>; biossido di azoto, NO<sub>2</sub>; monossido di carbonio, CO; ozono, O<sub>3</sub>), composti organici volatili (quali ad esempio benzene e formaldeide) e materiale particolato aerodisperso (o aerosol), una sospensione di particelle solide o liquide disperse in aria, di diversa dimensione e composizione in funzione della loro origine. Alcuni composti in forma particellare hanno una particolare rilevanza igienico-sanitaria (idrocarburi policiclici aromatici, tra cui il benzo(a)pirene, e diversi metalli e semimetalli come arsenico, nichel, cadmio, mercurio e piombo). Ai livelli degli inquinanti rilevati in atmosfera contribuiscono anche alcune fonti naturali, in particolare le particelle trasportate a lunga distanza di origine desertica, l'aerosol marino, gli incendi naturali delle grandi aree forestali, le emissioni dei vulcani e le emissioni biogeniche.

Gli inquinanti emessi direttamente in atmosfera dalle varie sorgenti antropiche e naturali sono detti "primari". Complessi meccanismi chimico-fisici governano il destino degli inquinanti primari, la loro permanenza in atmosfera, così come la formazione di altri inquinanti a partire da questi (inquinanti secondari, diversi dei quali

annoverati tra gli inquinanti prioritari come l'ozono troposferico, il biossido di azoto e il particolato secondario).

L'inquinamento atmosferico è largamente variabile sia su scala globale che su scala continentale o regionale.

Nel mondo la produzione e l'uso di energia, sono le più importanti fonti antropiche di emissioni di inquinanti atmosferici. Nel 2014, il 67% della produzione di elettricità era basata sull'uso di combustibili fossili (di cui il 40% era costituito da carbone) nelle centrali elettriche di produzione e trasformazione. A livello globale si prevede che il consumo di combustibili fossili aumenterà del 30% entro il 2040. Tale previsione richiama all'attenzione l'urgenza di politiche efficaci nella mitigazione delle emissioni nocive dovute al settore energetico.

In Europa, Nord America, Giappone e Australia è stato registrato negli ultimi 25 anni un disaccoppiamento tra la crescita economica e le emissioni dei principali inquinanti, dovuto alle azioni messe in campo per ridurre l'inquinamento atmosferico. Si prevede che un percorso analogo caratterizzerà lo sviluppo della Cina nei prossimi 25 anni. In molte parti del mondo tuttavia, in particolare in Africa in India e nel sud est asiatico, siamo tuttora in un fase di vertiginosa crescita delle emissioni, trainata dall'aumento della domanda di trasporto privato e dall'aumentato fabbisogno energetico, soddisfatto in larga parte con l'uso di combustibili fossili ed è prevedibile che tale trend non si invertirà prima del 2040 (IEA, 2016).

L'adozione di misure volte al miglioramento dei processi di combustione e di tecnologie di abbattimento dei fumi nella produzione energetica e nell'industria, il passaggio dall'olio e carbone al gas naturale, come combustibile principale, così come la diminuzione dell'uso di combustibili fossili per la produzione di energia hanno

contribuito in Europa alla riduzione delle emissioni di ossidi di zolfo, ossidi di azoto, particolato e composti organici volatili; quest'ultima è importante anche perché tali composti contribuiscono alla formazione di particolato secondario ed ozono.

Per quanto riguarda il materiale particolato, in Europa, si evidenzia una riduzione nel corso degli anni, anche se limitata rispetto a quanto osservato per ossidi di zolfo, ossidi di azoto e composti organici volatili.

A rallentare i progressi nella riduzione complessiva delle emissioni di particolato sono le emissioni provenienti dal riscaldamento degli edifici, a causa della forte penetrazione nel mercato dell'uso di dispositivi alimentati a biomassa (legna o derivati, considerati fonti rinnovabili). Tale penetrazione è stata sostenuta dalle politiche europee per ridurre gli impatti delle emissioni di sostanze climalteranti e determinata dalla competitività economica per l'utente finale rispetto ad altre fonti (EC, 2005; Pastorello et al., 2011).

Non meno rilevante per le emissioni di inquinanti atmosferici è il settore dei trasporti di persone e beni che rappresenta la sorgente dominante di emissioni di ossidi di azoto, e una delle principali fonti di particolato carbonioso, monossido di carbonio e composti organici volatili.

Nelle regioni in fase di sviluppo del mondo le emissioni da trasporto su strada continuano ad aumentare, anche laddove sono stati implementati standard emissivi restrittivi, a causa dell'aumento sproporzionato di veicoli in circolazione rispetto al recente passato. Nei paesi più poveri poi il ricambio della flotta veicolare è prevalentemente affidato al mercato dell'usato e quindi i veicoli di nuova generazione meno inquinanti rappresentano ancora una quota minoritaria del parco veicolare.

In Nord America e in Europa invece le emissioni da trasporto su strada sono diminuite negli ultimi 20 anni; tuttavia la forte penetrazione, nel mercato dei due continenti, dei veicoli alimentati a gasolio ha rallentato il miglioramento in particolare per quanto riguarda ossidi di azoto e materiale particolato, in quanto anche i veicoli

che rispettano gli standard emissivi più stringenti emettono più particolato e ossidi di azoto dei veicoli alimentati a benzina, anche in alcuni casi di generazioni precedenti, a parità di cilindrata, peso e stile di guida (e.g. ISPRA, 2020a).

In molti casi inoltre, le azioni miranti a ridurre la quota di mobilità soddisfatta dal trasporto privato a favore di quello pubblico e ciclo-pedonale, e quelle aventi l'obiettivo di razionalizzare il trasporto su gomma delle merci per ridurre la quota e le distanze percorse per trasportare i beni dai luoghi di produzione a quelli di commercializzazione, hanno avuto un impatto limitato.

Il monitoraggio ambientale mette in evidenza il fatto che la rapida crescita economica dei paesi asiatici ha avuto un forte impatto sulla qualità dell'aria. Il trasferimento delle tecnologie sviluppate dai paesi industrializzati per ridurre l'impatto delle attività umane, non ha accompagnato adeguatamente tale crescita. Il risultato è che i livelli medi di esposizione sono rapidamente cresciuti, e sono oggi oltre tre volte superiori a quelli dei paesi europei ed americani cosiddetti ad "High Income". Inoltre un problema molto rilevante che riguarda soprattutto i paesi più poveri dell'Asia e dell'Africa subsahariana, è l'inquinamento dell'aria negli ambienti di vita. Oltre 2,7 miliardi di persone usano legno e altri combustibili solidi per la cottura di cibi e kerosene per l'illuminazione, creando microambienti indoor dove le concentrazioni di materiale particolato sono altissime; si stima che questa forma di inquinamento sia responsabile di circa 3,5 milioni morti premature ogni anno (OMS, 2016).

Viceversa la riduzione complessiva delle emissioni nei paesi occidentali si riflette in modo positivo sulle concentrazioni atmosferiche. In particolare, in Europa e in Italia, le azioni veramente efficaci di eliminazione alla fonte (piombo tetraetile nelle benzine) o drastica riduzione (contenuto di zolfo nei combustibili fossili) hanno permesso la riduzione delle concentrazioni di questi inquinanti a livelli minimi e ampiamente al di sotto delle soglie previste per la protezione della salute umana e degli ecosistemi. Analogamente i sistemi di abbattimento allo scarico dei veicoli si sono rilevati

molto efficaci per migliorare la qualità dell'aria in riferimento a monossido di carbonio e benzene.

Tuttavia in larga parte del territorio dell'Unione non sono ancora rispettati i valori limite e i valori obiettivo previsti dalle direttive europee per il PM<sub>10</sub>, il PM<sub>2,5</sub>, il biossido di azoto, il benzo(a)pirene e l'ozono sebbene si osservi una lenta riduzione dei livelli, come risultato della riduzione delle emissioni degli inquinanti e dei loro precursori.

In particolare, nel 2018, per il PM<sub>10</sub>, si sono registrati superamenti del valore limite giornaliero in 19 dei 28 stati membri e l'obiettivo di rispettare i livelli raccomandati dall'Organizzazione Mondiale della Sanità sembra lontanissimo. Anche gli obiettivi riguardanti l'esposizione all'ozono troposferico sono lungi dall'essere raggiunti, né in questo caso si osserva un trend di diminuzione. Si registrano superamenti del valore obiettivo in 14 stati membri e nel 17% delle stazioni di misura (EEA, 2020).

L'Unione Europea ha individuato nella strategia "Un programma "Aria pulita" per l'Europa" (COM, 2013) due obiettivi strategici in materia di inquinamento atmosferico: raggiungere entro il 2020 la piena conformità alla legislazione vigente sul territorio dell'Unione e porre le basi affinché entro il 2030 non siano superati i livelli raccomandati dall'Organizzazione Mondiale della Sanità.

La disponibilità di informazioni sulla qualità dell'aria in Italia è aumentata nel tempo, tuttavia la risposta alla domanda: "la concentrazione degli inquinanti sta diminuendo?", se non è basata sull'analisi di serie storiche estese a un arco temporale sufficientemente lungo e su un set di punti di misura costante nel tempo, non può che essere di natura qualitativa.

Le concentrazioni degli inquinanti atmosferici evolvono nel tempo seguendo dei profili tipici sia su base giornaliera che su base stagionale. Differenze sostanziali nei profili giornalieri sono evidenziabili in uno stesso luogo in funzione del periodo dell'anno. È evidente anche una marcata variabilità intra e inter giornaliera.

Un importante ruolo nei profili temporali degli inquinanti aerodispersi è determinato dai fattori che governano le proprietà dispersive dello strato limite planetario (planetary boundary layer, PBL) ovvero della parte di troposfera influenzata direttamente dalla presenza della superficie terrestre. A causa dell'apporto dell'energia solare si sviluppano forzanti radiative, e a causa dell'attrito tra aria e suolo si sviluppano forzanti meccaniche, che determinano lo sviluppo di moti turbolenti, dalla cui intensità e variabilità dipendono le proprietà dispersive del PBL, e le sue modificazioni su un tempo di scala orario o inferiore. La variabilità delle sorgenti emissive su scala intragiornaliera e intergiornaliera è assai più riproducibile della variabilità dei fattori che influenzano i moti turbolenti del PBL. In questo senso è possibile affermare che le concentrazioni al suolo evolvono con la variazione dei moti turbolenti che coinvolgono il PBL e dai quali dipendono le proprietà dispersive dello stesso. L'inquinamento atmosferico varia notevolmente su tutte le scale spaziali, da quella globale a quella regionale o locale. La relazione tra il carico emissivo - la sua variabilità stagionale e giornaliera - e i livelli di concentrazione osservati è complessa e dipende dalle caratteristiche orografiche e climatiche della zona presa in esame. Le dinamiche alla base dell'intensità e della variabilità delle forzanti radiative e meccaniche sono profondamente diverse oltre che su base stagionale, in funzione della fascia climatica cui appartiene il punto di osservazione.

Da questo punto di vista il nostro Paese presenta una notevole variabilità e sono ben note le zone maggiormente influenzate negativamente dai fattori meteorologici ed orografici: il bacino padano, alcune valli subalpine e appenniniche, la conca ternana, la zona della valle del Sacco nel sud del Lazio, la piana di Acerra e Nola nel napoletano. La variabilità territoriale del carico emissivo, il ruolo delle diverse sorgenti sulle concentrazioni dei singoli inquinanti e su quelle delle specie che contribuiscono alla loro formazione in atmosfera, completa il quadro di complessità che caratterizza la valutazione della qualità dell'aria e delle tendenze nel tempo.

Le reti di monitoraggio sono il principale strumento per la valutazione della qualità dell'aria, intesa come l'insieme delle attività che hanno come obiettivo quello di verificare se sul territorio di uno Stato siano rispettati i valori limite e raggiunti gli obiettivi stabiliti al fine di prevenire, eliminare o ridurre gli effetti avversi dell'inquinamento atmosferico per la salute umana e per l'ecosistema.

Una rete di monitoraggio è l'insieme di punti di misura dislocati in un determinato territorio secondo criteri e metodi definiti. Questi sono stabiliti in Europa dalla Direttiva 2008/50/CE e dalla Direttiva 2004/107/CE, entrambe recepite nell'ordinamento nazionale dal D.Lgs. 155/2010 e s.m.i.

Il Rapporto contiene i principali indicatori descrittivi dello stato della qualità dell'aria in Italia, con riferimento al **materiale particolato aerodisperso (PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>), al biossido di azoto, all'ozono troposferico, al benzo(a)pirene, ad alcuni elementi ad alta rilevanza tossicologica (arsenico, cadmio, nichel, e piombo) e ad altri inquinanti gassosi (biossido di zolfo, monossido di carbonio e benzene)**. Per ciascun inquinante, a partire dai dati di concentrazione rilevati nelle oltre 600 stazioni di monitoraggio attive sul territorio nazionale, messi a disposizione dal SNPA, sono stati calcolati i parametri statistici da confrontare con gli obiettivi ambientali per la salute umana e la vegetazione stabiliti dalla normativa vigente e con i valori di riferimento stabiliti dall'OMS per la protezione della salute umana (OMS-AQG, 2006), nonché le statistiche descrittive con i principali indici di posizione.

Il Rapporto mostra come a tutt'oggi vengano superati i valori limite e i valori obiettivo previsti dalla legislazione, per il materiale particolato, il biossido di azoto, l'ozono troposferico e il benzo(a)pirene in diverse parti d'Italia. Inoltre gli obiettivi, più stringenti, dell'Organizzazione Mondiale della Sanità sono ancora lontani dall'essere raggiunti. Nel quadro europeo l'Italia, con il bacino padano, rappresenta ancora una delle aree dove l'inquinamento atmosferico è più rilevante.

Le concentrazioni di biossido di zolfo, monossido di carbonio, benzene e piombo sono diminuite in modo significativo e già nella seconda metà degli anni 2000 hanno raggiunto livelli minimi e ampiamente al di sotto delle soglie previste per la protezione della salute umana e degli ecosistemi.

**Il materiale particolato aerodisperso (PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>), il biossido di azoto, l'ozono troposferico e il benzo(a)pirene sono gli inquinanti per i quali si registra a tutt'oggi, in diverse zone del Paese, il mancato rispetto dei valori limite di legge.**

## PM<sub>10</sub> – STATO E TREND

**I dati del PM<sub>10</sub> relativi al 2019 evidenziano ancora una significativa distanza dal primo obiettivo; il valore limite giornaliero (50 µg/m<sup>3</sup>, da non superare più di 35 volte in un anno) è stato superato in 111 stazioni, pari al 22% dei casi.** Il valore di riferimento OMS giornaliero (50 µg/m<sup>3</sup>, da non superare più di 3 volte in un anno), è stato superato in 279 stazioni (54% dei casi). Nel 2019 i superamenti del valore limite giornaliero hanno interessato 24 zone<sup>1</sup> su 81 distribuite in 10 Regioni.

<sup>1</sup> Il territorio nazionale è suddiviso ai fini della valutazione della qualità dell'aria in zone e agglomerati secondo i criteri stabiliti dal D.Lgs. 155/2010



Figura 1. PM<sub>10</sub>. Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite giornaliero per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

**Nell'86% dei casi (96 stazioni su 111) i superamenti sono stati registrati nel bacino padano.** I superamenti nel bacino padano non si verificano solo nei grandi agglomerati urbani o nelle principali città, ma interessano anche le stazioni di fondo collocate in aree suburbane e rurali.

Da questo punto di vista, mentre i primi due mesi dell'anno sono stati caratterizzati da numerosi giorni di

stabilità atmosferica, favorevoli all'accumulo degli inquinanti, gli ultimi due, e in particolare novembre, sono stati atipici, con frequenti e intense condizioni di bassa pressione, precipitazioni, e vivace rimescolamento delle masse d'aria, che hanno determinato livelli di concentrazione particolarmente bassi rispetto alla media del periodo.

Tabella 1. PM<sub>10</sub>. Zone dove si è verificato il superamento del valore limite giornaliero in almeno una stazione (2019)

Regione	Codice zona	Nome zona	Tipo zona
PIEMONTE	IT0118	Agglomerato	agg
PIEMONTE	IT0119	Pianura	noagg
LOMBARDIA	IT0306	Agglomerato di Milano	agg
LOMBARDIA	IT0307	Agglomerato di Bergamo	agg
LOMBARDIA	IT0308	Agglomerato di Brescia	agg
LOMBARDIA	IT0309	Zona A- Pianura ad elevata urbanizzazione	noagg
LOMBARDIA	IT0310	Zona B - Pianura	noagg
LOMBARDIA	IT0311	Zona C - Montagna	noagg
VENETO	IT0508	Agglomerato_Venezia	agg
VENETO	IT0509	Agglomerato_Treviso	agg
VENETO	IT0510	Agglomerato_Padova	agg
VENETO	IT0511	Agglomerato_Vicenza	agg
VENETO	IT0512	Agglomerato_Verona	agg
VENETO	IT0513	Pianura_Capoluogo_Bassa_Pianura	noagg
VENETO	IT0514	Bassa_Pianura_Colli	noagg
FRIULI_VENEZIA_GIULIA	IT0608	Zona di pianura	noagg
EMILIA_ROMAGNA	IT0892	Pianura Ovest	noagg
EMILIA_ROMAGNA	IT0893	Pianura Est	noagg
TOSCANA	IT0909	Zona Valdarno pisano e pianura lucchese	noagg
MARCHE	IT1110	Zona Costiera e Valliva	noagg
LAZIO	IT1212	Zona Valle del Sacco	noagg
MOLISE	IT1403	Pianura	noagg
CAMPANIA	IT1507	Agglomerato Napoli_Caserta	agg
CAMPANIA	IT1508	Zona costiera_collinare	noagg

Nota: Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è considerata in superamento. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento.

Oltre alle emissioni da traffico veicolare, significative e concentrate nelle aree urbane principali e lungo le strade e autostrade che le connettono, contribuiscono in modo rilevante ai livelli di particolato aerodisperso le emissioni degli impianti di riscaldamento civile alimentati a biomassa legnosa e le emissioni delle attività agricole e zootecniche, diffuse e distribuite su un territorio di circa 47000 km<sup>2</sup>, più vasto di paesi come la Svizzera, l'Olanda o il Belgio.

**Si registrano superamenti del valore limite giornaliero del PM<sub>10</sub> anche nella zona della Valle del Sacco - nel Lazio - e nella zona dell'agglomerato di Napoli e Caserta. In Toscana, Marche e Molise è stato registrato il superamento in una sola stazione. Nessun superamento in Valle d'Aosta, nelle province autonome di Bolzano e Trento, in Liguria, Umbria, Abruzzo, Puglia, Basilicata, Calabria, Sardegna e Sicilia.**

Il grafico seguente riassume complessivamente i valori rilevati e la variabilità osservata sul territorio, stratificati in base alla collocazione geografica. È infatti riportata la distribuzione del numero di medie giornaliere superiori a  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  per area geografica del Paese.

**I punti di misura del bacino padano, selezionati tra quelli posizionati a quote inferiori ai 200 m, riflettono il particolare ruolo che gioca la climatologia della zona. La zona della Valle del Sacco (in provincia di Frosinone) e, in parte, quella dell'agglomerato di Napoli e Caserta, sperimentano analoghe situazioni sfavorevoli, con condizioni**

**meteo-climatiche invernali che favoriscono l'accumulo degli inquinanti.**

Discorso opposto per le zone in quota, alpine ed appenniniche, e per le zone di costa dove, generalmente, si registrano i livelli più bassi. Livelli intermedi si registrano nelle zone di entroterra e nelle valli subalpine. È interessante osservare che nelle zone industriali e negli agglomerati non collocati nel bacino padano, si registra un generalizzato rispetto del valore limite giornaliero del  $\text{PM}_{10}$ .

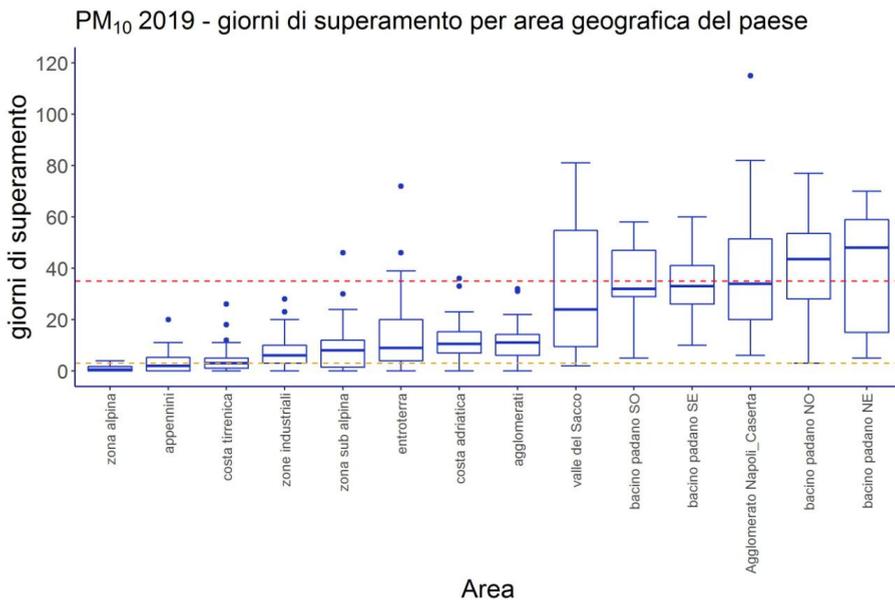


Figura 2. PM<sub>10</sub> (2019). Distribuzione del numero di giorni con concentrazioni superiori a  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  per zona geografica. Oltre al bacino padano (suddiviso in quattro classi: Nord Ovest, Nord Est, Sud Ovest e Sud Est) sono evidenziate le altre due zone critiche, la Valle del Sacco e l'agglomerato di Napoli e Caserta. Sono rappresentati poi gli agglomerati e le zone industriali non appartenenti al bacino padano.

La linea rossa rappresenta il valore limite giornaliero ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  da non superare più di 35 volte per anno civile), quella arancione il valore di riferimento dell'OMS ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  da non superare più di 3 volte per anno civile).

**Legenda:** nel grafico box-plot per ciascuna distribuzione: il lato inferiore del rettangolo coincide con il primo quartile (25° percentile) della distribuzione; il lato superiore del rettangolo coincide con il terzo quartile (75° percentile). La linea interna al rettangolo coincide con la mediana. I segmenti a partire dal lato superiore ed inferiore del box sono chiamati "baffi".

Il "baffo" inferiore assume il valore  $L=Q1-1,5IQR$  (dove  $Q1$  è il primo quartile e  $IQR$  è il range interquartile, cioè la differenza tra 3° e 1° quartile) o il valore minimo, se maggiore di L.

Il "baffo" superiore assume il valore  $R=Q3+1,5IQR$  (dove  $Q3$  è il terzo quartile e  $IQR$  è il range interquartile) o il valore massimo, se inferiore a R.

I punti celesti sono valori esterni all'intervallo definito dai baffi superiore ed inferiore.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

Per quanto riguarda la media annuale del  $PM_{10}$  è stato registrato un solo superamento del valore limite ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Il valore di riferimento OMS (pari

alla metà del valore limite,  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) è stato invece superato in 347 stazioni (65% dei casi).

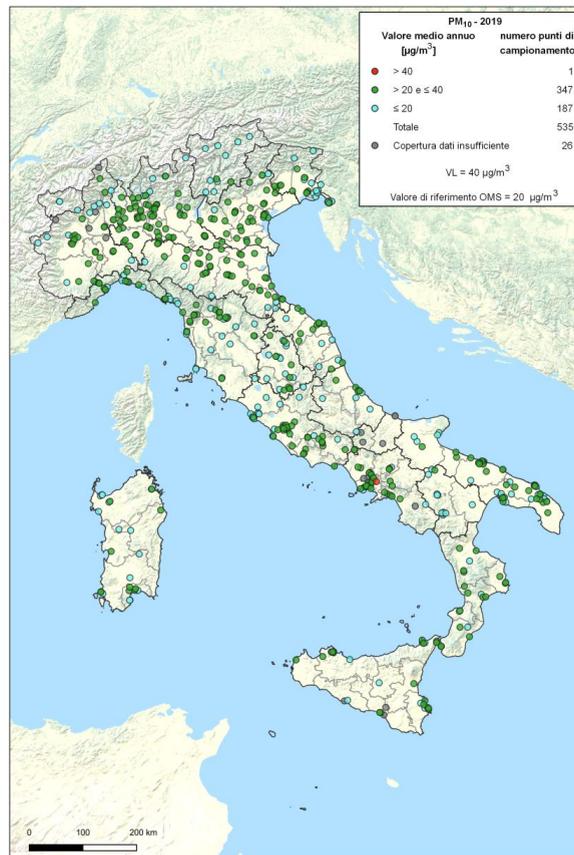


Figura 3.  $PM_{10}$ . Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite annuale per la protezione della salute (2019).

Fonte: elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

Il 2019 sembra confermare l'andamento generalmente decrescente dell'inquinamento da particolato (così come per il biossido di azoto come si illustrerà nel seguito) osservato negli ultimi dieci anni, sia nelle

regioni del bacino padano che nel resto del Paese. Alcuni obiettivi ambientali previsti dalla normativa sono stati rispettati su tutto il territorio (come ad esempio il valore limite orario del biossido di azoto) o si sono

verificati superamenti in un numero molto limitato di casi che risultano decrescere nel tempo.

Per valutare in modo oggettivo il trend di medio periodo sono disponibili i risultati dell'analisi condotta con il metodo di Mann-Kendall corretto per la stagionalità, metodo statistico che consente di stimare in modo quantitativo la significatività e l'incertezza associata alla tendenza osservata.

**Per il PM<sub>10</sub> si osserva un trend decrescente statisticamente significativo nel 72% dei casi (268 stazioni di monitoraggio su 370 (variazione annuale media stimata: -0,7 µg/m<sup>3</sup>y [-3,1 µg/m<sup>3</sup>y ÷ -0,1 µg/m<sup>3</sup>y]); sulla porzione di campione considerato per il quale è stato individuato questo trend decrescente statisticamente significativo, si osserva una riduzione media annuale del 2,5% (-6,6% ÷ -0,8%), indicativa dell'esistenza di una tendenza di fondo alla riduzione delle concentrazioni di PM<sub>10</sub> in Italia.**

Le emissioni di PM<sub>10</sub> sono caratterizzate nel periodo 1990 – 2018 da un andamento decrescente, passando da 296 Gg a 177 Gg con un decremento del 40%. La riduzione dal 2005 tuttavia è pari solo al 22%. La maggior parte delle emissioni è dovuta alla combustione non industriale (54% del totale nel 2018), per la quale si registra un incremento del 38% rispetto al 2005, all'agricoltura (13%) e ai trasporti su strada (12%) (ISPRA, 2020a).

La relazione tra riduzione delle emissioni ("la quantità" di un dato inquinante rilasciato in atmosfera in un dato periodo di tempo in una data area) e la corrispondente riduzione della concentrazione (la quantità di un certo inquinante rilevabile in un dato volume d'aria in un dato luogo e momento o periodo) non è semplice né intuitiva.

Gli inquinanti emessi in atmosfera dalle varie sorgenti si diluiscono e vengono trasportati a medie e lunghe distanze. Alcuni di essi reagiscono chimicamente tra loro per formare nuovi inquinanti e tali reazioni possono essere favorite o sfavorite dalle diverse condizioni meteo-climatiche.

Le emissioni allo scarico dei veicoli rilasciano direttamente in atmosfera particelle carboniose come residuo della combustione. Queste costituiscono una delle macrocomponenti del materiale particolato, il carbonio elementare. Alcune sostanze gassose (gli ossidi di azoto, gli ossidi di zolfo - oggi in quantità praticamente trascurabile - i composti organici volatili e l'ammoniaca) emesse anch'esse allo scarico contribuiscono alle concentrazioni osservate di PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub> svolgendo il ruolo di precursori del cosiddetto particolato secondario (da esse si formano in atmosfera, attraverso una serie di reazioni chimiche, particelle che costituiscono altre tre macrocomponenti del materiale particolato: il carbonio organico, i nitrati e i solfati d'ammonio). Qualsiasi altro tipo di combustione che abbia origine dall'uso di combustibili fossili rilascia in atmosfera le stesse sostanze (carbonio elementare, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, COV, NH<sub>3</sub>) che vanno a formare le medesime macrocomponenti del particolato secondario (carbonio organico, nitrati e solfati d'ammonio).

Anche la combustione della biomassa legnosa è rilevante in particolare per le macrocomponenti di carbonio elementare e carbonio organico con una spiccata variabilità stagionale e regionale (in relazione all'uso più o meno intensivo). Le attività agricole e zootecniche possono anch'esse contribuire alle macrocomponenti citate, qualora vengano svolte attività di abbruciamento di materiale vegetale derivante dalle normali attività agricole e selvicolturali (oggi vietate nel periodo invernale nelle zone, come il bacino padano, a maggior rischio di superamento dei valori limite di legge per il PM<sub>10</sub>), ma soprattutto sono la fonte assolutamente prevalente di emissioni di ammoniaca. Vanno poi ricordate altre tre macrocomponenti del particolato che hanno diversa rilevanza in funzione della stagione e della zona geografica: due sono di origine naturale, l'aerosol marino e le particelle che originano da trasporto a lunga distanza di sabbie desertiche, la terza, componente terrigena o di risollevarimento dal suolo, in parte ha origine naturale in parte può riportare in dispersione particelle originariamente emesse dai veicoli per fenomeni di attrito/abrasione, o prodotte da

attività di costruzione, cantieristiche o rilasciate da attività di estrazione.

Nella Figura 4 è riportata la distribuzione delle concentrazioni medie annuali determinate nel periodo studiato (2010 - 2019) su un campione di 370 stazioni che rispettano nel decennio i criteri di selezione descritti nella sezione metodi del Rapporto.

Si può osservare qualitativamente la riduzione complessiva dei livelli medi annuali, e una tendenza alla riduzione della variabilità spaziale, che è indicata dalla distanza interquartile e dalla distanza tra l'estremo superiore e inferiore della distribuzione che tendono a ridursi negli anni. Le oscillazioni interannuali sono piuttosto ampie, come prevedibile, a conferma del fatto

che le valutazioni fatte confrontando anni adiacenti anziché analizzare serie storiche di lungo periodo, non consentono in alcun modo di apprezzare eventuali tendenze di fondo.

Nella Figura 5 sono riportati su mappa i risultati dell'analisi dei trend per ciascuna stazione di monitoraggio considerata.

Nella maggior parte dei casi le stazioni ubicate nel territorio di una stessa provincia mostrano un trend coerente tra loro, supportando l'ipotesi che il trend non sia dovuto a situazioni locali, ma possa essere indicativo di una tendenza generale, nel territorio in esame.

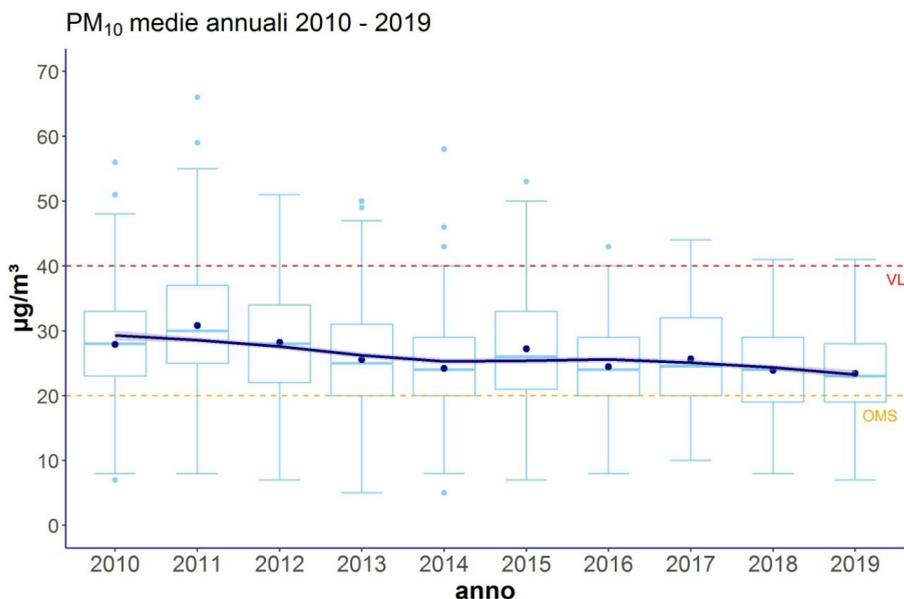


Figura 4. PM<sub>10</sub>, 2010 - 2019. Media annua - Statistiche descrittive calcolate su una selezione di 370 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

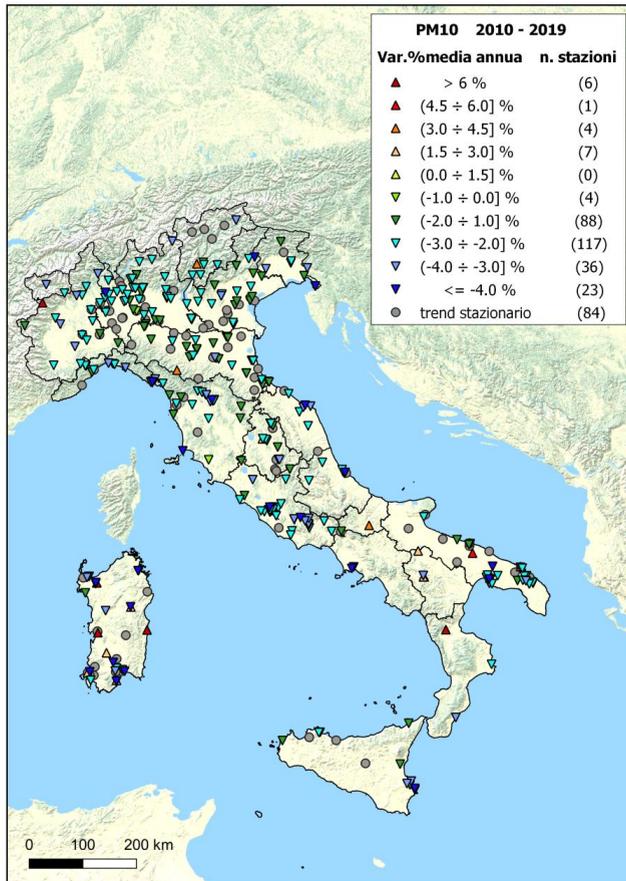


Figura 5. PM<sub>10</sub>, 2010 - 2019. Risultati dell'analisi del trend con il test di Kendall corretto per la stagionalità su una selezione di 370 stazioni. Distribuzione sul territorio delle stazioni analizzate e variazione percentuale media annua stimata della concentrazione.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

## PM<sub>2,5</sub> STATO E TREND

Il valore limite annuale del PM<sub>2,5</sub> (25 µg/m<sup>3</sup>) è stato rispettato nella quasi totalità delle stazioni: sono stati registrati superamenti in 3 stazioni pari all'1% dei casi. Risulta tuttavia superato nella maggior parte delle stazioni di monitoraggio il valore di

riferimento annuale della OMS pari a 10 µg/m<sup>3</sup> (80% dei casi).

I superamenti del valore limite annuale hanno interessato 3 zone su 81 distribuite in 2 Regioni (Lombardia e Veneto).



Figura 6. PM<sub>2,5</sub>. Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite annuale per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

Tabella 2. PM<sub>2,5</sub>. Zone dove si è verificato il superamento del valore limite annuale in almeno una stazione (2019)

Regione	Codice zona	Nome zona	Tipo zona
LOMBARDIA	IT0309	Zona A- Pianura ad elevata urbanizzazione	noagg
LOMBARDIA	IT0310	Zona B - Pianura	noagg
VENETO	IT0511	Agglomerato_Vicenza	agg

Nota: Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è considerata in superamento. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento.

Il trend delle emissioni di PM<sub>2,5</sub> è decrescente dal 1990 al 2018 con una variazione da 229 Gg a 143 Gg pari a -38% (19% dal 2005). In particolare, le emissioni dai trasporti su strada, che sono pari al 10% del totale, decrescono rispetto al 2005 del 62%. Come nel caso del PM<sub>10</sub>, la combustione non industriale costituisce la maggiore fonte di emissione (66%) crescendo dal 2005 al 2018 del 38% (ISPRA, 2020a).

Si riporta nel seguito l'analisi descrittiva dell'andamento generale delle concentrazioni, ottenuto confrontando i risultati delle valutazioni annuali disponibili dal 2010 ad oggi. Si nota una lenta ma costante tendenza alla riduzione dei livelli medi. In particolare si osserva che fino al 2012 si registravano superamenti del valore limite annuale in circa il 20 - 25% dei punti di misura; negli ultimi due anni invece il valore limite è stato superato solo in 4 casi nel 2018 ed in 3 casi nel 2019.

Tali osservazioni sono integrate da un'analisi statistica dei trend, eseguita su un campione omogeneo di punti di misura con osservazioni continue in un arco temporale lungo. Nel caso del PM<sub>2,5</sub> il set di stazioni con queste caratteristiche è limitato a 126, nel periodo 2010 - 2019.

Nella Figura 7 è riportata la distribuzione delle concentrazioni medie annuali determinate nel periodo studiato (2010 - 2019). Si può osservare

qualitativamente la riduzione complessiva dei livelli medi annuali.

L'analisi statistica condotta con il metodo di Mann-Kendall corretto per la stagionalità, ha permesso di evidenziare un **andamento decrescente statisticamente significativo nell'80% dei casi** (101 stazioni di monitoraggio su 126; variazione annuale media stimata:  $-0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$  [ $-1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div -0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ ]). Un trend crescente statisticamente significativo è stato individuato nel 3% dei casi (4 stazioni di monitoraggio su 126; variazione annuale media stimata:  $+0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$  [ $+0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div +0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ ]). Nel restante 17% dei casi (21 stazioni di monitoraggio su 126) non è stato possibile escludere l'ipotesi nulla (assenza di trend) per il dato livello di confidenza (95%).

**Sulla porzione di campione considerato per il quale è stato individuato un trend decrescente statisticamente significativo (101 casi su 126) si osserva una riduzione media annuale del 2,7% (-5,4%  $\div$  -1,1%).** Tale riduzione appare dunque generalizzata, con riferimento al campione di stazioni analizzato (Figura 8).

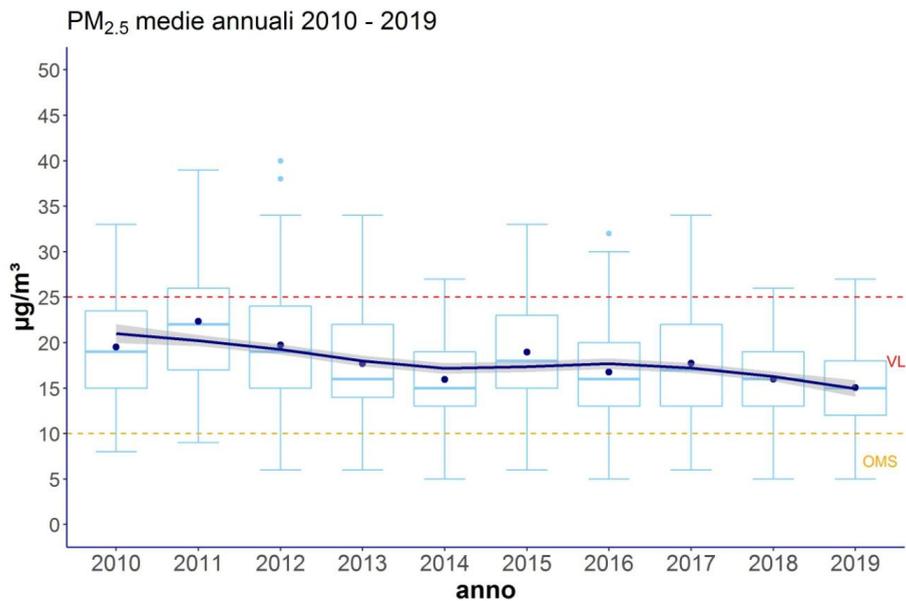


Figura 7. PM<sub>2.5</sub>, 2010 – 2019. Media annua - Statistiche descrittive calcolate su una selezione di 126 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

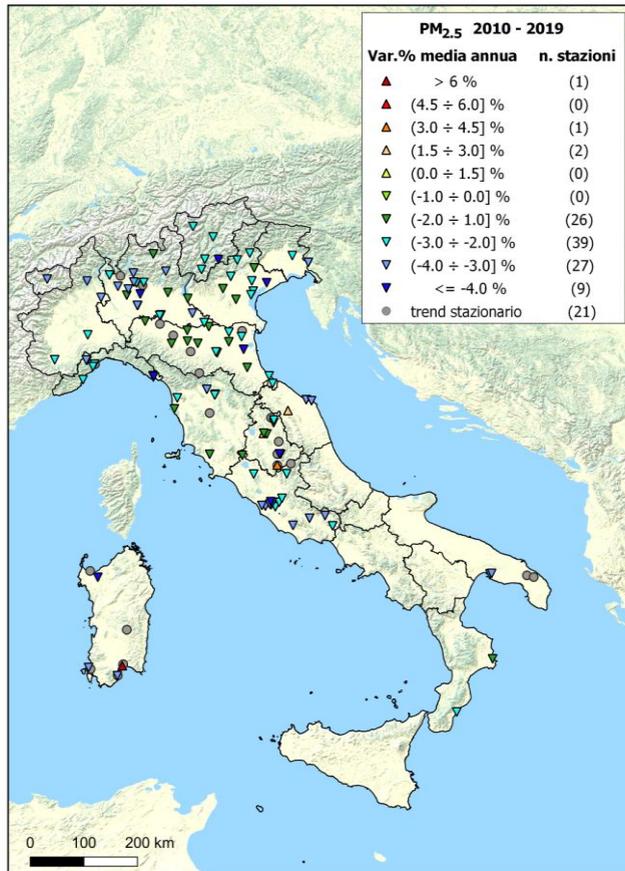


Figura 8. PM<sub>2.5</sub>, 2010 – 2019. Risultati dell'analisi del trend con il test di Kendall corretto per la stagionalità su un campione di 126 stazioni. Distribuzione sul territorio delle stazioni analizzate e variazione percentuale media annua stimata della concentrazione.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

## PM<sub>2,5</sub> – INDICATORE DI ESPOSIZIONE MEDIA

In questo paragrafo è descritto l'andamento dell'“indicatore di esposizione media” (IEM) introdotto dalla legislazione vigente per stimare lo stato attuale dell'esposizione media della popolazione di ciascuno stato membro e al contempo rappresentare la base per monitorare i progressi nella riduzione nel tempo dei livelli, in modo progressivo e coerente nel Paese.

La valutazione di tale indicatore su base nazionale integra la normativa vigente rispetto a quanto previsto per il PM<sub>2,5</sub> e i relativi obblighi di valutazione e gestione della qualità dell'aria con riferimento al valore limite annuale.

Con il decreto del Ministero dell'ambiente 13 marzo 2013 è stato individuato il set di stazioni utili ai fini del calcolo dell'IEM per l'Italia (Tabella 3).

Il grafico di Figura 9 illustra l'andamento dell'indicatore calcolato sulla base delle medie annuali rilevate in ciascuna stazione dal 2010 al 2019.

Tenuto conto del valore iniziale (compreso tra 18 e 22 µg/m<sup>3</sup>) l'obiettivo al 2020 per l'Italia è quello di ridurre tale valore del 20%.

L'obiettivo appare raggiunto già nel 2019 (si registra una riduzione percentuale del 23% rispetto al valore iniziale).

Tabella 3. Stazioni individuate dal D.M. 13 marzo 2013 ai fini del calcolo dell'Indicatore di esposizione media per il PM<sub>2,5</sub>.

Regione	Provincia	Comune	Nome stazione
PIEMONTE	Torino	Torino	TORINO LINGOTTO
VALLE_AOSTA	Aosta	Aosta	AOSTA (PIAZZA PLOUVES)
LOMBARDIA	Milano	Milano	MILANO PASCAL CITTÀ STUDI
	Brescia	Brescia	BRESCIA VILLAGGIO SERENO
PA_BOLZANO	Bolzano	Laives	LS1 LAIVES
PA_TRENTO	Trento	Trento	TRENTO PSC
VENETO	Padova	Padova	MANDRIA
FRIULI VENEZIA GIULIA	Udine	Udine	CAIROLI
LIGURIA	Genova	Genova	QUARTO - GENOVA
	La Spezia	La Spezia	MAGGIOLINA - LA SPEZIA
EMILIA ROMAGNA	Parma	Parma	CITTADELLA
	Bologna	Bologna	GIARDINI MARGHERITA
	Rimini	Rimini	MARECCHIA
TOSCANA	Firenze	Firenze	FI-BASSI
	Grosseto	Grosseto	GR-URSS
UMBRIA	Perugia	Perugia	CORTONESE
MARCHE	Ancona	Ancona	ANCONA CITTADELLA
	Macerata	Macerata	MACERATA COLLEVARIO
LAZIO	Roma	Roma	VILLA ADA
CAMPANIA	Napoli	Napoli	NA01 OSSERVATORIO ASTRONOMIC
PUGLIA	Taranto	Taranto	TARANTO MACHIAVELLI
	Lecce	Lecce	LECCE - GARIGLIANO
CALABRIA	Cosenza	Cosenza	CITTÀ DEI RAGAZZI

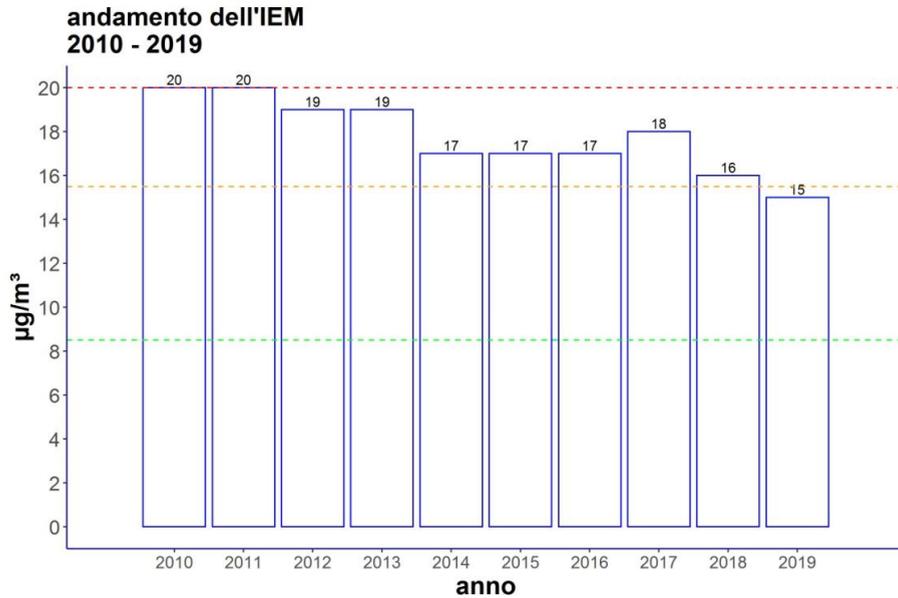


Figura 9. Andamento dell'indicatore di esposizione media (IEM) al  $PM_{2.5}$ . La linea rossa indica il valore corrispondente all'"obbligo di esposizione" (raggiungere entro il 2015 e non superare un valore dell'IEM pari al massimo a  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). La linea gialla rappresenta il valore corrispondente al raggiungimento dell'obiettivo per l'Italia (una riduzione dell'IEM pari almeno al 20% rispetto al valore iniziale dell'IEM). La linea verde corrisponde al valore minimo dell'IEM oltre il quale era richiesto dalla normativa l'implementazione di azioni per ridurre l'esposizione della popolazione.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

## BIOSSIDO DI AZOTO – STATO E TREND

Il valore limite orario ( $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , come media oraria, da non superare più di 18 volte per anno civile) è largamente rispettato e in nessuna stazione si sono

registrati superamenti del valore limite (Figura 10). Il valore di riferimento OMS, che non prevede superamenti dei  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , è stato superato in 13 stazioni (pari al 2% delle stazioni con copertura temporale sufficiente).



Figura 10. NO<sub>2</sub>. Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite orario per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

Il valore limite annuale, pari a  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , che coincide con il valore di riferimento OMS per gli effetti a lungo termine sulla salute umana, è stato superato in 30 stazioni (pari al 5% delle stazioni con

copertura temporale sufficiente) (Figura 11).



Figura 11. NO<sub>2</sub>. Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite annuale per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

I superamenti del valore limite annuale hanno interessato 16 zone su 81 distribuite in 9 Regioni e 2 Province Autonome (Tabella 4).

**I superamenti della media annuale dell'NO<sub>2</sub> si sono verificati in grandi aree urbane (Torino, Milano, Brescia, Genova, Bologna, Firenze, Roma, Napoli, Palermo, tutte città che costituiscono il centro principale di zone classificate come “agglomerato”<sup>2</sup> ai fini della valutazione della qualità dell'aria) e altre importanti città (Trento, Modena, Rimini, Salerno, Campobasso).**

Il maggior numero di superamenti del valore limite annuale si verifica nelle zone agglomerato in stazioni classificate come “traffico” in zona “urbana” o “suburbana” (circa il 34% delle stazioni di questo tipo nelle zone agglomerato). In tre casi su 65 si sono verificati superamenti anche in stazioni di fondo urbano.

Con minore frequenza (3 casi su 67) i superamenti si registrano in stazioni da traffico in zone diverse dagli agglomerati.

In generale è raro osservare superamenti in stazioni di fondo urbano e suburbano (1 caso su 187) e non si osserva alcun superamento nelle stazioni industriali e in quelle rurali, dove si registrano mediamente i livelli più bassi.

---

<sup>2</sup> 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, avente:

1) una popolazione superiore a 250.000 abitanti oppure;  
2) una popolazione inferiore a 250.000 abitanti e una densità di popolazione per km<sup>2</sup> superiore a 3.000 abitanti.

Tabella 4: NO<sub>2</sub>. Zone dove si è verificato il superamento del valore limite annuale in almeno una stazione (2019)

Regione	Codice zona	Nome zona	Tipo zona
PIEMONTE	IT0118	Agglomerato	agg
LOMBARDIA	IT0306	Agglomerato di Milano	agg
LOMBARDIA	IT0308	Agglomerato di Brescia	agg
LOMBARDIA	IT0309	Zona A- Pianura ad elevata urbanizzazione	noagg
PA_TRENTO	IT0403	fondovalle	noagg
PA_BOLZANO	IT0445	South Tyrol	noagg
LIGURIA	IT0711	Agglomerato Genova	agg
EMILIA_ROMAGNA	IT0890	Agglomerato	agg
EMILIA_ROMAGNA	IT0892	Pianura Ovest	noagg
EMILIA_ROMAGNA	IT0893	Pianura Est	noagg
TOSCANA	IT0906	Agglomerato di Firenze	agg
LAZIO	IT1215	Zona Agglomerato di Roma	agg
MOLISE	IT1403	Pianura	noagg
CAMPANIA	IT1507	Agglomerato Napoli_Caserta	agg
CAMPANIA	IT1508	Zona costiera_collinare	noagg
SICILIA	IT1911	Agglomerato Palermo	agg

Nota: Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è considerata in superamento. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PPIAA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento.

## NO<sub>2</sub> – ANALISI DEI TREND

Le emissioni di NO<sub>x</sub> mostrano un trend decrescente nel periodo 1990 – 2018, da 2123 Gg a 669 Gg con un decremento pari al 68% dal 1990 e al 48% rispetto al 2005. Le emissioni dovute al trasporto su strada (principale fonte di NO<sub>x</sub> con una quota pari a circa il 43% del totale nel 2018) mostrano una riduzione del 71% rispetto al 1990 e del 54% rispetto al 2005. Le emissioni di tutti gli altri settori risultano in diminuzione, sia rispetto al 1990 sia rispetto al 2005, ad eccezione ancora una volta del settore della combustione non industriale che presenta un incremento del 12% rispetto al 2005.

La riduzione degli ossidi di azoto è importante in quanto si riflette sulle concentrazioni di biossido di azoto osservate in aria ambiente, sia pur considerando la natura “secondaria” di tale inquinante i cui meccanismi di formazione/trasformazione e deplezione rendono complesso il legame con le emissioni da fonti primarie di ossidi di azoto.

Inoltre va ricordato che gli ossidi di azoto sono precursori del particolato inorganico secondario e dell’ozono troposferico, quindi il controllo e la riduzione delle emissioni è un fattore chiave nelle strategie di riduzione dell’inquinamento atmosferico.

Nella Figura 12 è riportata la distribuzione delle concentrazioni medie annuali del biossido di azoto

determinate nel periodo studiato (2010 – 2019). Si può osservare qualitativamente la riduzione complessiva dei livelli medi annuali, e una tendenza alla riduzione della variabilità spaziale, che è indicata dalla distanza interquartile, e dalla distanza tra l’estremo superiore e inferiore della distribuzione che tendono a ridursi negli anni.

L’analisi statistica condotta con il metodo di Mann-Kendall corretto per la stagionalità, ha permesso di evidenziare un **trend decrescente statisticamente significativo nel 79% dei casi** (331 stazioni di monitoraggio su 421; variazione annuale media stimata:  $-1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$  [ $-4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div -0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ ]). Un trend crescente statisticamente significativo è stato individuato nel 3% dei casi (13 stazioni di monitoraggio su 421; variazione annuale media stimata:  $+0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$  [ $+0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div +2,0 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ ]). Nel restante 18% dei casi (77 stazioni di monitoraggio su 421) non è stato possibile escludere l’ipotesi nulla (assenza di trend) per il dato livello di confidenza (95%).

**Si osserva una riduzione media annuale sulla porzione di campione considerato per il quale è stato individuato un trend decrescente statisticamente significativo (331 casi su 421) del 3,2% (-13% ÷ -0,5%) indicativa dell’esistenza di una tendenza di fondo alla riduzione delle concentrazioni di NO<sub>2</sub> in Italia** (Figura 13).

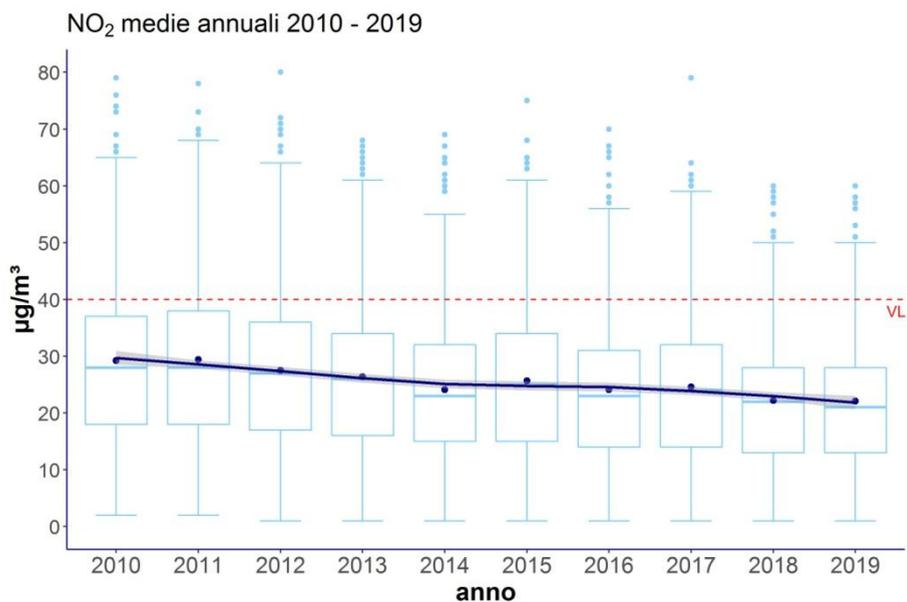


Figura 12. NO<sub>2</sub>, 2010 - 2019. Media annua - Statistiche descrittive calcolate su una selezione di 421 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale. I punti blu rappresentano la media delle medie annuali. La linea blu interpola le medie delle medie annuali con il metodo LOESS (local scatter plot smoother).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

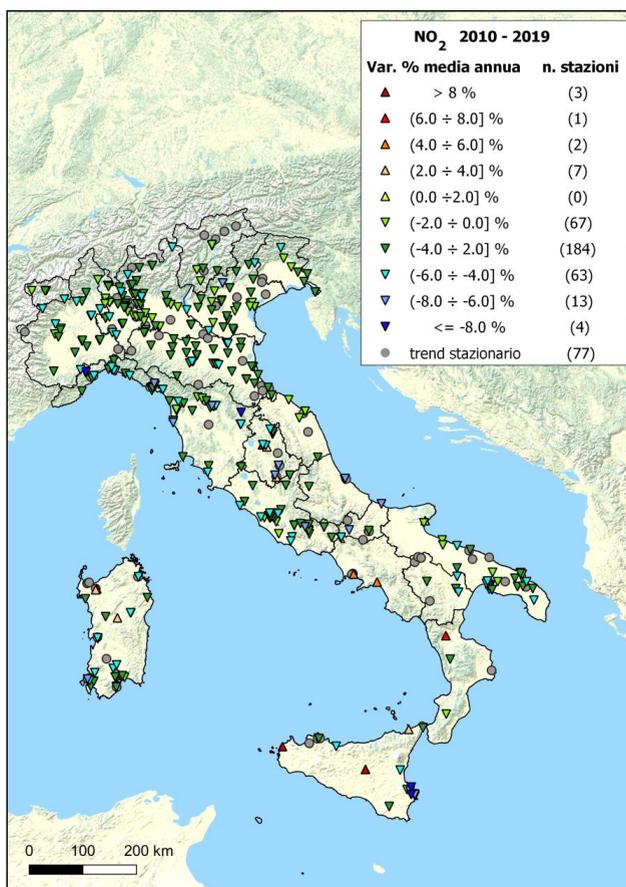


Figura 13. NO<sub>2</sub>, 2010 - 2019. Risultati dell'analisi del trend con il test di Kendall corretto per la stagionalità su un campione di 421 stazioni. Distribuzione sul territorio delle stazioni analizzate e variazione percentuale media annua stimata della concentrazione.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

### O<sub>3</sub> – STATO E TREND

Nel 2019 l'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana (OLT) è stato superato in 296 stazioni su 322 pari al 92% delle stazioni con copertura temporale sufficiente; l'OLT è stato superato per più di 25 giorni in 179 stazioni (56%, Figura 14). Le 26 stazioni in cui non sono stati registrati superamenti dell'OLT sono localizzate prevalentemente in siti urbani e suburbani.

Le soglie di informazione e di allarme sono state superate rispettivamente in 161 (50%) e 34 stazioni (11%) su 322. I valori di concentrazione più elevati si registrano prevalentemente nel Nord Italia.

Nel 2019 i superamenti dell'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana (OLT) hanno interessato 61 zone su 64.



Figura 14. O<sub>3</sub>. Stazioni di monitoraggio e superamenti dell'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute (2019).  
Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

Nella Figura 15 è riportata la distribuzione dei valori dell'indicatore SOMO0 determinati dal 2010 al 2019 nelle 224 stazioni di monitoraggio sul territorio nazionale, dalla quale non sembra emergere una tendenza generale.

I risultati dell'analisi dei trend dell'indicatore SOMO0 rilevati nel periodo 2010 – 2019 riportati nella Figura 16 confermano le osservazioni qualitative emerse dall'analisi delle statistiche descrittive.

Infatti dall'analisi statistica condotta con il metodo di Mann-Kendall corretto per la stagionalità, emerge che

nella maggioranza delle stazioni (195 su 224) **non è possibile individuare un trend statisticamente significativo; la tendenza di fondo appare sostanzialmente monotona, e le oscillazioni interannuali sono attribuibili alle naturali fluttuazioni della componente stagionale.** Non è stato dunque possibile escludere l'ipotesi nulla (assenza di trend) per il dato livello di confidenza (95%). Nella Figura 17 sono riportati su mappa i risultati dell'analisi dei trend per ciascuna stazione di monitoraggio considerata.

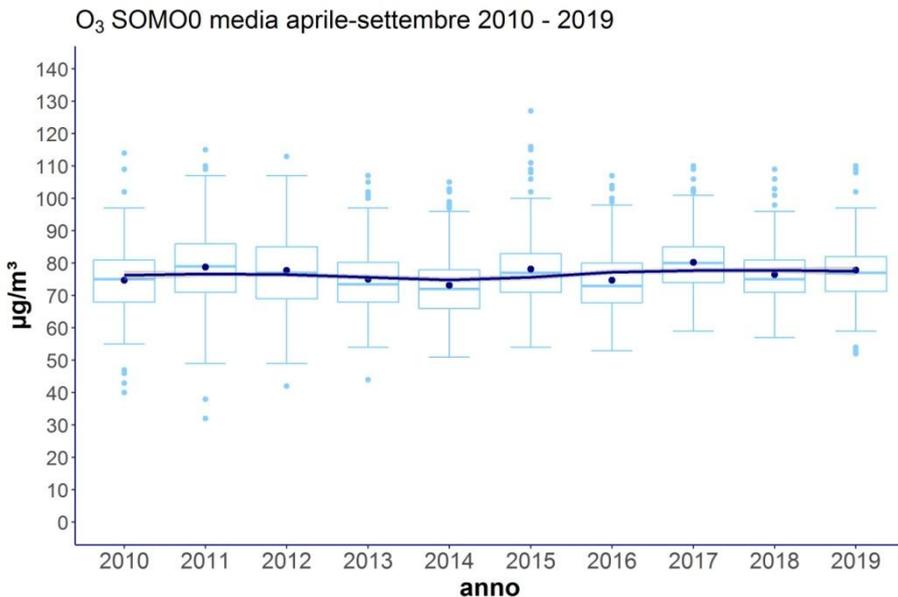


Figura 15. Ozono (SOMO0), 2010 – 2019. - Statistiche descrittive calcolate su una selezione di 224 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

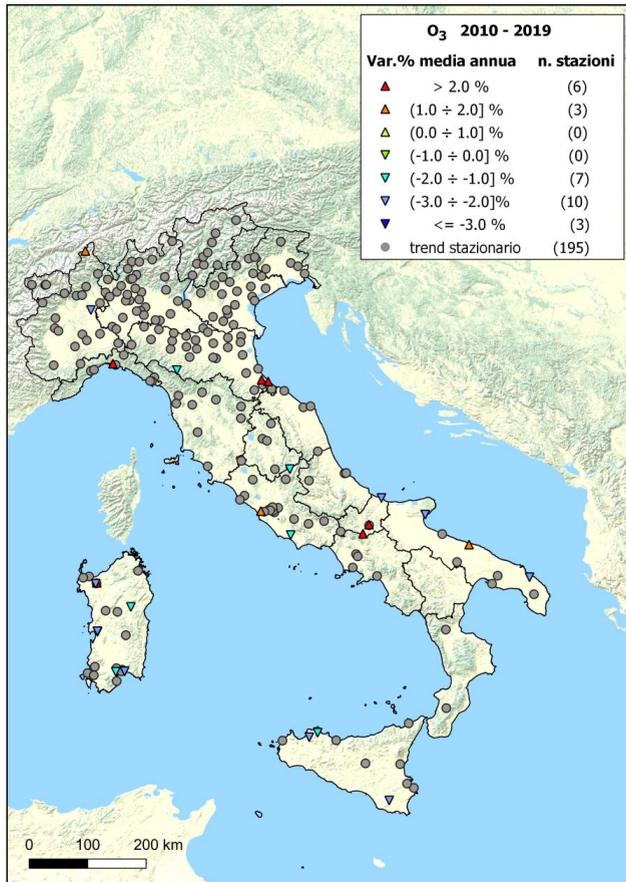


Figura 16. O<sub>3</sub> (SOMO0 aprile-settembre), 2010 – 2019. Risultati dell'analisi del trend con il test di Kendall su un campione di 200 stazioni. Distribuzione sul territorio delle stazioni analizzate e variazione percentuale media annua stimata della concentrazione.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

Non esiste una relazione lineare tra le concentrazioni di ozono nella bassa atmosfera e le emissioni dei precursori. La riduzione delle emissioni di questi ultimi non corrisponde a una proporzionale riduzione dei livelli di ozono troposferico. Alcune ipotesi sono state proposte, per spiegare il ridotto impatto delle misure di risanamento, rivolte alla riduzione dei precursori dell'ozono troposferico.

Il contributo alla dispersione in aria di composti organici non metanici (VOCNM) e  $\text{NO}_x$  fornito dalle emissioni biogeniche e quello dovuto alla combustione di biomassa volontaria, accidentale e naturale (gli incendi boschivi intensi e frequenti nel periodo estivo ad esempio) potrebbe avere un ruolo importante difficilmente quantificabile (EEA, 2012). Un'altra possibile spiegazione potrebbe essere l'aumento dei livelli di metano aerodisperso, che contribuirebbe a mantenere elevati i livelli di ozono (Duglokenky et al., 2009).

È stato evidenziato un trend crescente dei livelli di ozono nelle stazioni di monitoraggio europee posizionate in aree urbane in prossimità di importanti arterie stradali. Questo fatto è stato attribuito alla diminuzione delle emissioni di ossidi di azoto che determinerebbe un minore consumo di ozono (de Leeuw, 2012).

## BENZO(A)PIRENE

Il valore obiettivo ( $1,0 \text{ ng/m}^3$ ), è stato superato in 16 stazioni (10% dei casi). (Figura 17).

I superamenti del valore obiettivo hanno interessato 9 zone su 77 distribuite in 4 Regioni (Lombardia, Veneto, Liguria e Lazio) e una provincia autonoma (Bolzano).

La metà dei casi di superamento è stato registrato in stazioni di fondo urbano (4), suburbano (2) o rurale (1).

Si tratta di zone (bacino padano e zone pedemontane appenniniche e alpine) dove è maggiore il consumo di biomassa legnosa per il riscaldamento civile e le condizioni meteorologiche invernali favoriscono l'accumulo degli inquinanti.

Nell'agglomerato di Padova i superamenti hanno interessato tutte e tre le stazioni di monitoraggio.

Un caso di superamento è stato registrato anche nell'agglomerato di Milano, nel comune di Meda.

Alcuni degli altri superamenti, nel Savonese in Liguria (3) e negli agglomerati di Venezia (1) e Padova (1), potrebbero avere come concausa le emissioni degli impianti industriali posizionati sottovento ai punti di misura.

Nel Lazio l'unico superamento è stato registrato nella Valle del Sacco, nel comune di Frosinone. In questo caso le condizioni meteo sfavorevoli unite alle emissioni dovute alla combustione di biomassa legnosa nel periodo invernale possono determinare le condizioni per il verificarsi dei superamenti.



Figura 18. B(a)P - Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore obiettivo per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

## LA QUALITÀ DELL'ARIA DURANTE IL LOCKDOWN

Come noto il 31 dicembre 2019 l'OMS China Country Office è stato informato della presenza di casi di polmonite di eziologia sconosciuta, per un totale di 44 pazienti, rilevati nella città di Wuhan, nella provincia cinese di Hubei.

Con il diffondersi dell'epidemia in Italia, a partire dal 31 gennaio il Governo e diverse Regioni hanno emanato provvedimenti via via più severi per limitare la diffusione del contagio tra la popolazione.

Questa situazione di riduzione delle principali attività produttive e commerciali, unita alla riduzione dei flussi di traffico di veicoli privati, del trasporto pubblico e del trasporto delle merci su strada, via mare e del trasporto aereo è stato un evento del tutto inusuale per il nostro Paese.

In un contesto così drammatico, scandito dal rapido succedersi degli esiti sanitari, e dalla febbrile ricerca di soluzioni atte almeno a contenere e gestire l'afflusso dei pazienti nelle strutture di cura, il tema dell'inquinamento atmosferico si è rivelato strategico, sia pure a latere dell'elemento principale che è stato la diffusione del virus Covid-19, per due sostanziali motivi. Il primo riguarda le ipotesi di possibili relazioni tra esposizione all'inquinamento atmosferico e suscettibilità all'infezione, oggi oggetto di diversi studi e approfondimento da parte della comunità scientifica internazionale.

Il secondo legato al fatto che, oggettivamente, la situazione che si è venuta a creare, ha stimolato l'interesse di addetti ai lavori e non, riguardo agli effetti che una riduzione estesa a diverse sorgenti antropiche e generalizzata sul territorio nazionale, potesse avere sulla qualità dell'aria. Tale interesse non rappresenta una mera curiosità. In realtà l'Italia, come gli altri stati membri dell'Unione Europea, è impegnata nell'intraprendere azioni efficaci atte a ridurre le emissioni dei principali inquinanti ed in particolare quelle del materiale particolato e dei suoi precursori (ammoniaca, composti organici volatili, ossidi di azoto).

La relazione tra riduzione delle emissioni ("la quantità" di un dato inquinante rilasciato in atmosfera in un dato periodo di tempo e in una data area) e la corrispondente riduzione delle concentrazioni (la quantità di un certo inquinante rilevabile in un dato volume d'aria in un dato luogo e momento o periodo) non è semplice né intuitiva.

Gli inquinanti, emessi in atmosfera dalle varie sorgenti, si diluiscono e vengono trasportati a medie e lunghe distanze. Alcuni di essi reagiscono chimicamente tra loro o con gli elementi presenti già nell'aria (ossigeno atomico e molecolare, idrogeno, azoto) per formare nuovi inquinanti e tali reazioni possono essere favorite o sfavorite dalle diverse condizioni meteo-climatiche.

Il nostro Paese è caratterizzato da un'orografia complessa e possono essere individuate diverse zone climatiche, dove, a seconda del periodo stagionale, si possono verificare condizioni molto favorevoli all'accumulo e alla formazione in atmosfera degli inquinanti, come nel caso ad esempio del bacino padano e di alcune zone del centro-sud del Lazio nel periodo invernale, e condizioni che generalmente favoriscono la dispersione e riducono la possibilità di formazione di inquinanti secondari, come nel caso delle zone costiere.

Il periodo di marzo è solitamente meno favorevole all'accumulo degli inquinanti rispetto ai mesi di gennaio e febbraio, quando si verificano spesso condizioni di inversione termica a bassa quota e stabilità atmosferica con valori elevati dei principali inquinanti, di conseguenza il confronto dei livelli osservati nel periodo del lockdown va fatto, in prima approssimazione, con riferimento alle osservazioni degli anni precedenti nello stesso periodo tardo invernale-primaverile.

## EFFETTI SUI DETERMINANTI

Durante il periodo di lockdown, si sono osservate **riduzioni molto significative dei flussi di traffico** che hanno raggiunto, **su base nazionale, a partire dalla metà del mese di marzo circa il 70% per i veicoli leggeri e il 38% per i pesanti, per poi tornare**

**progressivamente ai livelli precedenti nella prima metà di giugno.**

Per quanto riguarda i trasporti su strada i consumi di benzina, gasolio, e GPL sono diminuiti a marzo rispettivamente del 52%, 41% e 53% e ad aprile del 73%, 60% e 73% rispetto allo stesso mese dell'anno precedente.

Con riferimento alle **regioni del bacino padano** in ambito urbano, sono state registrate riduzioni di traffico privato dal 10% al 80% e sino al 50% per quello commerciale; in ambito extraurbano, dal 20 all'80% per il traffico leggero e sino al 50% di quello pesante; in ambito autostradale dal 10% al 85% per i veicoli leggeri e dal 10% al 55% per i veicoli pesanti. Nel mese di maggio, a seguito del progressivo riavvio delle attività socio-economiche, è stato rilevato un progressivo incremento dei flussi di traffico sia autoveicolare che commerciale, anche se ancora negativi rispetto ai volumi di traffico pre-lockdown.

**Le riduzioni hanno interessato anche le altre regioni**, come ad esempio la **Liguria**, dove misure dirette dei flussi di traffico hanno fatto registrare una riduzione dei picchi di flusso da 800 veicoli/ora a valori tra 250 e 500 veicoli/ora nel mese di aprile, o come in **Sicilia**, dove, sulla base dei dati ANAS, a seguito delle misure di contenimento è stata registrata la riduzione di circa il 50% dell'indice di mobilità.

**Nei mesi di marzo e aprile è stata registrata, rispetto allo stesso mese del 2019, una riduzione della domanda di energia elettrica rispettivamente pari al 10,2% e 17,2% e di conseguenza una riduzione della produzione di energia termoelettrica pari al 16% e 21,4%** anche a fronte di un incremento della produzione da fonti rinnovabili in particolare idrica e fotovoltaica.

**La produzione industriale è diminuita a marzo del 28,2% in confronto a marzo 2019.**

**Per quanto riguarda il riscaldamento civile non si sono osservate particolari riduzioni**, anzi in alcune zone, anche a causa di un mese di marzo mediamente più freddo del solito, c'è stato anche in alcune zone un

moderato aumento delle emissioni rispetto alla media del periodo.

A livello nazionale infatti, sulla base dei dati riportati da SNAM, **nel mese di marzo si è registrato un incremento del 4,6% dei consumi di gas nella rete di distribuzione urbana** rispetto allo stesso mese dell'anno precedente registrando **però nei mesi di aprile e maggio una riduzione in media circa del 30%**.

Sempre con riferimento alle regioni del bacino padano, i volumi di gas sulle reti di distribuzione nel primo semestre del 2020 hanno mostrato una riduzione rispetto allo stesso periodo degli anni precedenti, con contrazioni del gas naturale (GN) distribuito ad aprile e maggio pari al 25% rispetto all'anno precedente. **Il consumo di GN destinato ad un uso domestico ad inizio anno ha mostrato una contrazione**, dovuta ad un clima particolarmente mite rispetto agli anni precedenti, mentre **durante il periodo emergenziale ha evidenziato una richiesta termica superiore a quella degli anni precedenti, con un incremento dei consumi termici residenziali tra il 5% e il 15% (con differenze anche evidenti fra le varie regioni da imputarsi alla diversa composizione del patrimonio edilizio).**

Nei mesi di Aprile e Maggio, periodo in cui generalmente si assiste ad una progressiva riduzione dei consumi da riscaldamento domestico, è stata riscontrata una riduzione dei consumi nei servizi pubblici o privati (settore terziario) dal 25% al 65%. I consumi di gas per usi industriali nel periodo della crisi sanitaria si sono progressivamente ridotti, rispetto allo stesso periodo del 2019, all'inasprirsi delle limitazioni delle attività produttive, fino a raggiungere una riduzione dei consumi energetici nel settore industriale del 35% in alcuni contesti produttivi. L'analisi della domanda di gas per usi termoelettrici nei mesi da marzo a maggio mostra una riduzione rispetto allo stesso periodo dell'anno precedente tra il 20% e il 30%, a fronte di una riduzione della produzione di energia elettrica da impianti termoelettrici pari al 20%. Tutti gli aeroporti presenti sul territorio del bacino padano mostrano un

drastico calo dei movimenti aerei nel periodo del lockdown.

**La situazione di lockdown non ha influito in modo significativo sulle emissioni di ammoniaca prodotte dalle attività agricole e zootecniche.**

Questo fatto è confermato **in particolare nel bacino padano**, dove le emissioni derivanti dal settore agricolo e zootecnico possono essere considerate **praticamente invariate** poiché tali attività non sono state interessate dalle misure di limitazione legate al COVID.

### GLI EFFETTI SULLE CONCENTRAZIONI IN ARIA

**Sulla base delle osservazioni è emerso un primo dato macroscopico ed esteso all'intera penisola: la riduzione delle concentrazioni degli ossidi di azoto (monossido, che è la forma prevalente emessa direttamente, e biossido, in parte emesso direttamente e in parte formato in atmosfera), del monossido di carbonio e del benzene.**

Tale riduzione, attestata per il biossido di azoto mediamente intorno al 50%, andava, nel periodo osservato, da pochi punti percentuali a valori superiori al 70% in alcuni siti localizzati in prossimità di importanti arterie stradali (stazioni classificate come "traffico urbano").

Poiché il trasporto su strada è la principale fonte antropica di ossidi di azoto (su base nazionale oltre il 50% delle emissioni è attribuibile al traffico veicolare), e tra le principali fonti di benzene e ossido di carbonio, tale riduzione si spiega in larga parte con la riduzione dei flussi di traffico.

Nelle regioni del bacino padano, in Valle d'Aosta e a Trento, la riduzione delle concentrazioni di tutti i gas (NO<sub>2</sub>, NO, Benzene) risulta mediamente dell'ordine del 50% nel periodo gennaio-maggio rispetto allo stesso periodo del triennio precedente, con valori massimi di riduzione nel mese di aprile.

Analoghe riduzioni sono state registrate in Liguria e Toscana, con punte fino a oltre il 60%. In Umbria, nelle

stazioni influenzate dal traffico sono state dello stesso ordine di grandezza, con un massimo a Terni (-70%). Nelle Marche si registrano riduzioni dell'ordine del 45%.

Nel Lazio con riferimento all'NO<sub>2</sub> la riduzione percentuale media del periodo marzo-maggio 2020 rispetto agli ultimi quattro anni è stata del 47% nelle stazioni dell'Agglomerato di Roma, del 43% nella Valle del Sacco, del 66% nella zona Appenninica e del 43% in quella Litoranea.

Nell'ambiente urbano di Roma, nella stazione di Fermi, stazione da traffico che negli ultimi anni ha registrato i valori più elevati, l'abbattimento percentuale mensile registrato per il benzene a marzo è stato del 60%, nel mese di aprile è stato del 74% e a maggio del 72%.

La riduzione dei livelli di NO<sub>2</sub> è marcata anche in Abruzzo e Molise, nelle stazioni da traffico, molto meno nelle altre.

In Campania le concentrazioni medie orarie del monossido di azoto, ante e post restrizioni, sono diminuite circa del 60%. L'analisi statistica condotta sui valori medi giornalieri di NO del marzo 2020 e rilevati nei tre anni precedenti evidenzia riduzioni di concentrazione fino al 70-80% rispetto agli anni precedenti.

In Puglia i dati relativi alla stazione Bari-Cavour, sito rappresentativo degli andamenti degli inquinanti nelle aree urbane pugliesi nel corso del 2020, mostrano una diminuzione delle concentrazioni di NO<sub>2</sub> mediamente pari al 61% nel mese di aprile. Per il benzene, come per l'NO<sub>2</sub>, si osserva una generalizzata riduzione di concentrazione durante il lockdown, che persiste anche nei mesi successivi ma solo nelle stazioni ubicate in siti fortemente influenzati dal traffico.

Anche in Sicilia sono significative le riduzioni medie osservate per gli NO<sub>x</sub> (da - 44% nelle aree industriali a - 66% nell'agglomerato di Catania) e per il benzene (da - 30% nelle aree industriali a -70% nell'agglomerato di Palermo).

In generale nelle stazioni di fondo urbano, suburbano e rurale la riduzione delle concentrazioni degli ossidi di

azoto e del benzene è meno marcata fino ad essere in alcuni casi non significativa.

Va comunque ricordato che anche di fronte a una riduzione così ampia, il confronto con periodi analoghi di anni precedenti rimane affetto da **ampia incertezza dovuta alla variabilità delle condizioni meteorologiche che si possono verificare tra un anno e l'altro.**

Meno chiara è la situazione relativa al materiale particolato (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>). Occorre ricordare in questo caso che si tratta di una miscela complessa di particelle solide e liquide disperse in atmosfera.

È evidente che occorre valutare oltre alla riduzione delle emissioni da traffico già accennata, anche le sorgenti che possono contribuire alle concentrazioni di particolato, diverse dal traffico veicolare.

Nelle **regioni del bacino padano**, il particolato evidenzia un brusco calo a fine febbraio, quando è stato osservato un importante rimescolamento delle masse d'aria durato alcuni giorni, e **successivamente si mantiene per buona parte dei mesi di marzo, aprile e maggio, seppur all'interno della variabilità della media di riferimento (minimi e massimi), con valori più bassi rispetto alla media del quadriennio precedente.**

**I periodi con valori più alti di PM<sub>10</sub> sono spesso associati a periodi di stagnazione e ridotto ricircolo e coincidono con valori elevati di PM<sub>2,5</sub>.**

Il comportamento di questi due inquinanti è infatti molto simile, soprattutto nella stagione fredda e anche nel mese di marzo, quando il PM<sub>10</sub> risulta composto in prevalenza da PM<sub>2,5</sub>: quest'ultima frazione granulometrica è nota avere una importante origine secondaria che è il risultato di complessi processi fisico-chimici che dipendono fortemente dalle condizioni meteorologiche.

In **Piemonte** nel periodo di lockdown si osserva, rispetto al riferimento, **un calo significativo delle concentrazioni più elevate di PM<sub>10</sub>**, con una sensibile diminuzione del valore del 75° percentile della

distribuzione dei dati sia nel mese di marzo che nel mese di aprile.

L'analisi condotta in **Valle d'Aosta per il PM<sub>10</sub> non evidenzia una riduzione particolare.** Questo è dovuto al fatto che il PM<sub>10</sub>, in questa regione, viene emesso soprattutto dagli impianti di riscaldamento ed in misura minore dal traffico e dalle attività produttive. Va inoltre considerato che i livelli di particolato in atmosfera, in Valle d'Aosta risentono di **dinamiche più complesse**, legate al trasporto su media e larga scala quali il **contributo di masse d'aria ricche di particolato secondario provenienti dalla Pianura Padana.**

**Nelle regioni del bacino padano e nelle province di Bolzano e Trento**, l'andamento del PM<sub>10</sub> può essere stato influenzato da un **parziale aumento dell'uso della legna, in relazione alla maggiore presenza delle persone nelle abitazioni private.** Complessivamente, le variazioni per PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub> sono risultate inferiori a quanto ci si sarebbe aspettati.

L'andamento del particolato è stato influenzato in modo significativo dalla scarsa incidenza delle misure di lockdown su alcune macrocomponenti della frazione secondaria del particolato.

Occorre osservare che **gli andamenti delle concentrazioni medie giornaliere di NH<sub>3</sub>** (che contribuisce alla quota parte di particolato secondario in quanto si trasforma in atmosfera in nitrato di ammonio) **non sono correlati in alcun modo con le misure di lockdown** che non hanno modificato le attività del comparto agricolo e zootecnico da cui dipende quasi totalmente il carico emissivo di ammoniaca.

Certamente nel periodo può aver contribuito una situazione meteorologica più favorevole alla formazione ed accumulo di particolato secondario, soprattutto nel mese di marzo.

Una diminuzione media complessiva superiore, pari a circa il 20%, è stata osservata a **Trento**, nelle stazioni di misura orientate al traffico.

Interessanti spunti possono essere tratti dall'analisi dei dati di black carbon (una delle macrocomponenti del

particolato atmosferico) condotta nell'ambito del progetto BRENNER LEC.

**A causa del forte calo dei transiti veicolari, la componente di black carbon derivante da motori e combustibili fossili (BC\_ff, fossil fuel), che ha ovviamente una stretta correlazione con il traffico dei veicoli, ha registrato una riduzione media superiore al 57%.**

Nonostante la specificità del sito (di traffico), però, si coglie anche un altro interessante aspetto; **la seconda componente, legata alla combustione della biomassa, ha subito un aumento del 5% rispetto al triennio precedente e ciò ben si correla con un certo incremento dell'utilizzo dei riscaldamenti domestici legato alla limitazione delle attività lavorative e quindi della permanenza di cittadini e lavoratori (smart working) nelle proprie abitazioni.**

In **Liguria** per le stazioni della città di Genova, gli andamenti del PM<sub>10</sub> osservati **non forniscono un'indicazione univoca**: si osservano valori più bassi rispetto al quinquennio precedente, con l'eccezione di una stazione dove questo andamento si manifesta per il solo periodo che ricomprende la FASE1 del lockdown; nelle altre stazioni della regione, non si osservano variazioni significative. Per quanto riguarda il PM<sub>2,5</sub>, la situazione è analoga a quella del PM<sub>10</sub>.

In **Toscana** per il PM<sub>10</sub> si osservano variazioni poco rilevanti e non sempre chiaramente riconducibili alla contingente situazione del 2020. Il PM<sub>2,5</sub> non mostra variazioni per nessuna delle zone esaminate, mentre per tutte le zone le variazioni di PM<sub>10</sub> sono più significative nei siti di traffico.

Anche in **Umbria non si evidenziano andamenti univoci né per il PM<sub>10</sub> né per il PM<sub>2,5</sub>**: in alcune stazioni non si registrano variazioni significative, in altre si registra un aumento delle concentrazioni mentre in altre ancora una diminuzione.

È interessante osservare che gli IPA, in termini di benzo(a)pirene, e Levoglucosano, strettamente correlati alla combustione delle biomasse (entrambi

microcomponenti del particolato utili ad individuare il contributo di specifiche sorgenti), nel periodo marzo-maggio 2020, sono in controtendenza con i dati del traffico e dell'industria, ma in linea con la meteorologia: ad una diminuzione delle temperature e ad un aumento della stabilità atmosferica corrisponde un incremento del PM<sub>10</sub> e dei livelli di benzo(a)pirene e Levoglucosano. **L'ottima correlazione tra PM<sub>10</sub>, Levoglucosano e benzo(a)pirene conferma l'origine nella combustione delle biomasse.**

**Anche nelle Marche**, al netto degli eventi di trasporto di sabbie desertiche, non sembra possibile evidenziare significative variazioni, nei mesi interessati dai provvedimenti restrittivi, nelle concentrazioni di PM<sub>10</sub> rispetto agli analoghi periodi del triennio precedente.

La massima riduzione si registra nelle stazioni di traffico, confrontando il mese di aprile 2020 con lo stesso mese del triennio precedente, con una riduzione percentuale paria a circa il 10%.

Nel **Lazio**, confrontando le concentrazioni giornaliere di PM<sub>10</sub> con quelle caratteristiche del periodo misurate negli anni precedenti e, osservando l'andamento delle stesse nel mese di marzo 2020, non si osserva la stessa drastica diminuzione osservata per gli inquinanti gassosi. Nel mese di **aprile**, invece, **la riduzione del PM<sub>10</sub> appare con maggiore evidenza e si rileva in quasi tutte le stazioni urbane da traffico del Lazio.**

Nel mese di maggio, quando a partire dal giorno 4 è iniziata la "fase 2" con l'allentamento delle restrizioni, sebbene si riscontri una diminuzione in alcune stazioni rispetto agli anni precedenti, si nota una minore riduzione rispetto al mese di aprile.

La riduzione media del PM<sub>10</sub> del periodo marzo-aprile 2020 rispetto agli ultimi quattro anni delle stazioni dell'**area urbana di Roma (interne al GRA) è stata di circa il 9%.**

In **Abruzzo** è evidente che nel periodo di lockdown non vi sia stato un crollo significativo né del particolato PM<sub>10</sub> né del particolato PM<sub>2,5</sub>. La serie storica dei dati raccolti,

tuttavia, è ancora statisticamente poco significativa per valutazioni definitive.

Anche dalle analisi condotte in **Molise** emerge che il lockdown non ha prodotto gli stessi effetti sul PM<sub>10</sub> come avvenuto con il biossido di azoto. L'andamento, pur in diminuzione, delle medie giornaliere registrato dalle stazioni di monitoraggio potrebbe essere legato più all'andamento stagionale che alle misure restrittive per il contenimento del COVID-19.

In **Campania** le concentrazioni di PM<sub>10</sub> hanno un andamento altalenante, le condizioni meteo dello stesso periodo variano da alta pressione a condizioni dispersive ed infine presenza di polveri di origine naturale. Le concentrazioni di PM<sub>10</sub> misurate nel mese di marzo 2020 sono confrontabili, addirittura superiori in alcuni giorni, rispetto a quelle misurate nei tre anni precedenti.

In **Puglia** per il PM<sub>10</sub> e il PM<sub>2,5</sub>, sono stati messi a confronto i valori medi mensili registrati nel 2020, con i valori medi mensili del triennio 2017-2019. Rispetto a quanto osservato per l'NO<sub>2</sub> e il benzene, il calo di concentrazione dovuto alle misure restrittive è meno evidente. Tuttavia, per il PM<sub>10</sub> si è osservata, in ogni stazione, una diminuzione delle concentrazioni nel mese di aprile (in pieno lockdown), osservata anche nei mesi di giugno, luglio e agosto 2020.

In **Calabria**, mentre le medie dei primi due mesi dell'anno sono confrontabili con quelle degli analoghi periodi del triennio precedente, nei mesi di marzo e aprile la differenza diventa evidentemente più significativa in particolare **nelle stazioni urbane da traffico**, con valori sensibilmente inferiori nel 2020 a quelli registrati nel triennio precedente. Nella stazione di Rocca di Neto (KR), è stato registrato un aumento della concentrazione di biossido di azoto e PM<sub>10</sub> nel periodo di marzo-aprile 2020 rispetto a quanto osservato nel triennio precedente. Secondo gli autori questo è probabilmente dovuto al contributo del riscaldamento domestico, ma tale aspetto meriterebbe un approfondimento.

In **Sicilia** l'entità delle variazioni delle concentrazioni di PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub> è minore rispetto a quanto osservato per gli ossidi di azoto e per il benzene. In alcuni casi nel periodo del lockdown "stretto" (dall'11 marzo) la concentrazione media di particolato risulta superiore rispetto a quella del "primo" lockdown (25 febbraio – 11 marzo), in particolare per la frazione PM<sub>2,5</sub>. Viene evidenziato tra le possibili cause il fatto che, in dipendenza delle possibili condizioni di aerodispersione, la riduzione anche drastica di alcune sorgenti di polveri sottili non sempre conduce ad effetti coerenti sulle concentrazioni di particolato depositato al suolo.

A marzo in **Sardegna** si evidenzia una riduzione delle concentrazioni di PM<sub>10</sub> in tutte le stazioni rispetto al corrispondente mese del 2019 pari al 19%. Ad aprile, in continuità con la fase 1, i valori di PM<sub>10</sub> non mostrano variazioni rispetto al mese precedente con una riduzione rispetto al 2019 del 15%. Infine il dato di tendenza viene ribaltato a maggio con concentrazioni simili al 2019, leggermente in rialzo del 10%. È evidente anche in questo caso che le limitazioni recenti hanno influito meno sull'utilizzo degli impianti di riscaldamento, principale fonte emissiva di questo inquinante per la regione, e l'analisi dei dati per tipologia di stazione non evidenzia correlazioni significative e l'andamento delle concentrazioni appare svincolato dai flussi di traffico.

L'osservazione che drastiche riduzioni di alcune sorgenti non sempre impediscano il superamento dei limiti, pur contribuendo a ridurre l'entità, mostra in modo chiaro la complessità dei fenomeni correlati alla formazione e all'accumulo di particolato atmosferico e la conseguente difficoltà di ridurre in modo drastico i valori presenti in atmosfera in situazioni ordinarie.

Infine, occorre ricordare che c'è stato un episodio piuttosto importante di trasporto di sabbie desertiche verso la fine del mese di marzo, che ha determinato alcuni giorni di livelli di PM<sub>10</sub> particolarmente elevati rispetto alle medie del periodo. Il trasporto di polveri a grande scala proveniente da est Europa era in prevalenza caratterizzato da particelle di granulometria "grossolana" o "coarse" (particelle tra 2,5 e 10 µm). L'origine di questo evento è chiaramente evidenziabile

dall'analisi delle immagini da satellite (ESA SENTINEL-3) nella giornata del 24 marzo, che mostrano la formazione di un "dust-storm" (tempesta di polveri) nella zona del lago di Aral (est Europa, zona del Mar Caspio), attualmente del tutto prosciugato. Queste masse d'aria ricche di "dust" si sono poi introdotte, nei giorni seguenti, all'interno del bacino padano rimanendo intrappolate dall'arco alpino e appenninico.

Anche il mese di maggio presenta un evento dovuto al trasporto di polveri, seppur ridotto in termini di concentrazione rispetto a quello di marzo, e proprio in quei giorni (14-22) i valori di  $PM_{10}$  sono prossimi alla media degli anni precedenti e in alcuni giorni superiori al massimo. L'evento ha portato a una crescita delle concentrazioni in pianura padana ma soprattutto nel centro-sud d'Italia, dove in molte stazioni i valori di  $PM_{10}$  hanno superato il limite di legge. Il trasporto è durato fino al 19-20 maggio, ma dal 20 l'estensione di un promontorio anticiclonico ha favorito condizioni atmosferiche stabili.

L'insieme di queste considerazioni può costituire una preliminare motivazione alla minore, e non significativa in alcuni casi, riduzione dei livelli di  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$  registrata nel periodo di lockdown.

È evidente dunque che la semplice osservazione dei livelli di  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$  non può essere messa in relazione in modo semplice con la riduzione delle sorgenti, ma occorre calcolare delle stime credibili della riduzione delle emissioni dirette e di quelle dei precursori durante il periodo, ed utilizzare modelli numerici e metodi statistici per pervenire a stime quantitative della eventuale riduzione della concentrazione (e della sua variabilità spaziale e temporale) attribuibile alle misure intraprese durante il periodo in osservazione.

Certamente uno studio sistematico, che analizzi l'intero periodo, con l'uso di tecniche modellistiche e statistiche di normalizzazione meteorologica, permetterà di "isolare" e quantificare l'effetto del lockdown anche per il materiale particolato e di fornire più in generale stime sufficientemente accurate.

ARPA PIEMONTE . Bande S., Bissardella F., Clemente M., Lollobrigida F. Analisi sul territorio piemontese degli effetti sulla qualità dell'aria e sulle emissioni in atmosfera dei provvedimenti legati all'emergenza COVID-19.

[http://www.arpa.piemonte.it/arpa-comunica/file-notizie/2020/Qualit\\_aria\\_COVID\\_Piemonte.pdf](http://www.arpa.piemonte.it/arpa-comunica/file-notizie/2020/Qualit_aria_COVID_Piemonte.pdf)

Claudia Tarricone, Manuela Zublena, Tiziana Magri, Giordano Pession ARPA VALLE D'AOSTA. Analisi preliminare della qualità dell'aria in Valle d'Aosta durante l'emergenza COVID-19

[http://www.arpa.vda.it/images/stories/ARPA/news/2020/20200424\\_qa\\_aggiornamento/23\\_04\\_aggiornamentoq\\_a\\_coronavirus.pdf](http://www.arpa.vda.it/images/stories/ARPA/news/2020/20200424_qa_aggiornamento/23_04_aggiornamentoq_a_coronavirus.pdf)

Regione Lombardia DG Ambiente

Elisabetta Buganza, Mauro Donzelli, Gian Luca Gurrieri, Matteo Lazzarini, Elisabetta Scotto Di Marco.

ARPA Lombardia -Settore Monitoraggi Ambientali–U.O. Qualità dell'Aria

Elena Bravetti, Umberto Dal Santo, Anna Di Leo, Guido Lanzani

ARPA Lombardia Settore Rischi Naturali, Clima e Usi Sostenibili delle Acque – U.O. Servizio Idro-Nivo-Meteo e Clima

Orietta Cazzuli, Gian Paolo Minardi

Analisi preliminare della qualità dell'aria in Lombardia durante l'emergenza COVID-19.

<https://www.arpalombardia.it/sites/DocumentCenter/Documents/Aria%20-%20Relazioni%20approfondimento/Analisi%20preliminare%20QA-COVID19.pdf>

Luca Verdi, Laboratorio Analisi aria e radioprotezione Agenzia provinciale per l'ambiente e la tutela del clima (2020). Emergenza COVID-19 e qualità dell'aria in Alto Adige Uno studio del Laboratorio Analisi aria e radioprotezione.

[https://ambiente.provincia.bz.it/downloads/08\\_Studio-qualita-aria-coronavirus-2020-Rev3-ITA.pdf](https://ambiente.provincia.bz.it/downloads/08_Studio-qualita-aria-coronavirus-2020-Rev3-ITA.pdf)

Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente della Provincia Autonoma di Trento <http://www.appa.provincia.tn.it/aria/>

Valentina Miotto (APPA Trento), Patrick Dalpiaz (APPA Bolzano), Lorenzo Giovannini e Elena Bertazza (Università di Trento), Ilaria Todeschini (CISMA S.r.l.). Valutazione dell'impatto delle misure per contrastare la pandemia di COVID 19 sulla qualità dell'aria (LIFE BrennerLEC 2020)

<https://brennerlec.life/it/technical-details>

### **Servizio Osservatorio Regionale Aria - ARPAV**

*Dirigente:* Salvatore Patti

*Autori:* Alberto Dalla Fontana, Francesca Liguori, Ketty Lorenzet, Giovanna Marson, Silvia Pillon, Laura Susanetti, Luca Zagolin

<https://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/aria/riferimenti/documenti>

Edi Baiutti, Marco Bellini, Giovanni Bonafè, Andrea Mistaro, Francesco Montanari, Alessia Movia, Alessandra Petrini, Fulvio Stel, Arianna Tolloi, Marco Visintin (2020). Effetti sulla matrice ambientale ARIA delle azioni di contenimento del COVID-19.

[http://www.arpa.fvg.it/export/sites/default/tema/aria/utilita/Documenti\\_e\\_presentazioni/tecnico\\_scientifiche\\_docs/Report\\_Lockdown\\_ARPAFVG\\_Approvato.pdf](http://www.arpa.fvg.it/export/sites/default/tema/aria/utilita/Documenti_e_presentazioni/tecnico_scientifiche_docs/Report_Lockdown_ARPAFVG_Approvato.pdf)

Chiara Agostini, Roberta Amorati, Barbara Arvani, Giulia Giovannini, Simona Maccaferri, Vanes Poluzzi, Michele Stortini, Arianna Trentini, Simonetta Tugnoli, Matteo Vasconi, Giordano Pession, Claudia Tarricone, Ivan Tombolato, Giovanni Bonafè, Francesco Montanari, Alessia Movia, Alessandra Petrini, Selene Cattani, Gabriele Tonidandel, Ketty Lorenzet, Silvia Pillon, Laura Susanetti, Stefano Bande, Francesca Bissardella, Monica Clemente, Elisabetta Angelino, Giuseppe Fossati, Guido Lanzani, Alessandro Marongiu, Alessandra Pantaleo, Matteo Balboni (2020). Report 2 covid-19, studio preliminare degli effetti delle misure covid-19 sulle emissioni in atmosfera e sulla qualità dell'aria nel bacino padano

<https://www.lifeprepare.eu/wp-content/uploads/2020/09/COVIDQA-Prepair-2-17Settembre2020.pdf>

Monica Beggato, Roberto Cresta, Massimiliano Pescetto, Daniele Franceschini, Valerio Stabielli, Massimo Giannotti, Gianfranco Fortunato, Federico Manni, Sandro Tuvo, Andrea Giordano, Annamaria Casalini, Bianca Vallarino, Luigi Federici, Giancarlo Leveratto, Fabrizia Colonna. L'effetto lockdown sulla qualità dell'aria in Liguria.

[https://www.arpal.liguria.it/files/ARIA/2020/Lockdown/report\\_lockdown\\_4\\_0\\_ok.pdf](https://www.arpal.liguria.it/files/ARIA/2020/Lockdown/report_lockdown_4_0_ok.pdf)

Bianca Patrizia Andreini, Chiara Collaveri, Elisa Bini, Claudia Cavazza, Tiziana Cecconi, Dennis Dalle Mura, Fiammetta Dini, Stefano Fortunato, Roberto Fruzzetti, David Magliacani, Marco Stefanelli, Guglielmo Tanganelli. Centro regionale tutela qualità dell'aria ARPAT (2020). Emergenza Covid-19 e andamento di alcuni inquinanti nell'area fiorentina.

<http://www.arpat.toscana.it/notizie/arpatnews/2020/044-20/emergenza-covid-19-e-andamento-di-alcuni-inquinanti-nellarea-fiorentina?searchterm=Covid-19%2520area%2520fiorentina>

Bianca Patrizia Andreini, Chiara Collaveri, Elisa Bini, Claudia Cavazza, Tiziana Cecconi, Dennis Dalle Mura, Fiammetta Dini, Stefano Fortunato, Roberto Fruzzetti, David Magliacani, Marco Stefanelli, Guglielmo Tanganelli. Centro regionale tutela qualità dell'aria ARPAT (2020). Qualità dell'aria nelle stazioni di traffico toscane nei primi tre mesi dell'anno.

<http://www.arpat.toscana.it/notizie/arpatnews/2020/055-20/qualita-dellaria-nelle-stazioni-di-traffico-toscane-nei-primi-tre-mesi-dellanno?searchterm=Covid>

Bianca Patrizia Andreini, Chiara Collaveri, Elisa Bini, Claudia Cavazza, Tiziana Cecconi, Dennis Dalle Mura, Fiammetta Dini, Stefano Fortunato, Roberto Fruzzetti, David Magliacani, Marco Stefanelli, Guglielmo Tanganelli. Centro regionale tutela qualità dell'aria ARPAT (2020) L'andamento dei principali inquinanti in marzo e aprile in Toscana.

<http://www.arpat.toscana.it/notizie/notizie-brevi/2020/landamento-dei-principali-inquinanti-in-marzo-e-aprile-in-toscana?searchterm=Covid>

ARPA Umbria M. Pompei, M.Galletti, I.Corbucci (a cura di). collaboratori M. Areni, E. Bubù, G. Caiello, L. Selvaggio, A. Pileri, A. Petrini, F.Sebastiani, N.Corvi, C.Austeri, D. Bartoli (2020).

Qualità dell'Aria e emergenza Covid-19 in Umbria.

<https://www.arpa.umbria.it/MC-API/Risorse/StreamRisorsa.aspx?guid=dfac2a71-83d8-4a60-8f07-ef33107211b8>

Direzione Tecnica Scientifica di ARPAM (2020). La qualità dell'aria nelle Marche al tempo del Coronavirus

[https://www.arpa.marche.it/images/pdf\\_news/2020/qualita\\_aria\\_covid/Covid\\_Qualita\\_aria\\_aggto\\_Aprile\\_2020.pdf](https://www.arpa.marche.it/images/pdf_news/2020/qualita_aria_covid/Covid_Qualita_aria_aggto_Aprile_2020.pdf)

Antonio Amoroso, Alessandro Domenico Di Giosa, Massimo Enrico Ferrario, Stefano Listrani, Giada Marchegiani, Arianna Marinelli, Donatella Occhiuto (2020). L'effetto sulla qualità dell'aria nel Lazio dell'emergenza COVID-19 - Analisi preliminare dei dati (marzo-maggio 2020).

[http://www.arpalazio.gov.it/download/?sez=eventi&pid=112&fn=Report\\_QA\\_COVID\\_maggio\\_2020.pdf](http://www.arpalazio.gov.it/download/?sez=eventi&pid=112&fn=Report_QA_COVID_maggio_2020.pdf)

Arta Abruzzo-agenzia regionale per la protezione dell'ambiente-Direzione generale (2020). Lo stato di qualità dell'aria nella regione Abruzzo durante il periodo coronavirus. Prime valutazione.

[https://www.artaabruzzo.it/download/pubblicazioni/20200416\\_qual\\_aria\\_abruzzo\\_coronavirus.pdf](https://www.artaabruzzo.it/download/pubblicazioni/20200416_qual_aria_abruzzo_coronavirus.pdf)

ARPA Molise Direzione Tecnico Scientifica Staff per le Attività di Gestione della Rete di Monitoraggio della Qualità dell'Aria (2020). Qualità dell'aria in Molise nel periodo di Lockdown- Analisi dei dati gennaio-aprile 2020.

<http://www.arpamoliseairquality.it/relazioni-sulla-qualita-dellaria/>

ARPAC (2020). Prima valutazione degli effetti dei provvedimenti per il contenimento del contagio da Coronavirus 19 sulla qualità dell'aria in Campania.

<https://www.arpacampania.it/relazioni-e-report>

ARPAC (2020). I provvedimenti per il contenimento del contagio da Covid 19 e la qualità dell'aria in Campania.

[https://www.snpambiente.it/wp-content/uploads/2020/04/Laqualita%C3%A0dellariainCampaniaelemisuredicontenimentodelCovid-19\\_10aprile2020finale.pdf](https://www.snpambiente.it/wp-content/uploads/2020/04/Laqualita%C3%A0dellariainCampaniaelemisuredicontenimentodelCovid-19_10aprile2020finale.pdf)

Angiuli L., Mazzone F. (2020). Qualità dell'aria in Puglia in concomitanza dell'emergenza CoViD-19.

<https://www.snpambiente.it/2020/04/08/qualita-dellaria-in-puglia-in-concomitanza-dellemergenza-covid-19/>

Rapporti sugli spostamenti della comunità

<HTTPS://WWW.GOOGLE.COM/COVID19/MOBILITY/>

Claudia Tuoto, Emilio Centorrino, Pasquale Crea (2020). L'incidenza del lockdown sull'inquinamento atmosferico in Calabria: una prima valutazione. ARPA CALABRIA. [http://www.arpacal.it/allegati/150520\\_lockdown\\_calabria.pdf](http://www.arpacal.it/allegati/150520_lockdown_calabria.pdf)

Anna Abita, Riccardo Antero, Lucia Basiricò, Giuseppe Madonia, Nicolò Tirone

Analisi preliminare sulla qualità dell'aria nella Regione Sicilia durante l'emergenza epidemiologia cada COVID-19 – Gennaio-Marzo 2020

<https://www.arpa.sicilia.it/download/analisi-preliminare-sulla-qualita-dellaria-nella-regione-sicilia-durante-lemergenza-epidemiologica-da-covid-19/>

## APPROFONDIMENTI

Il rapporto presenta una ricca sezione di approfondimenti monografici tematici, che affrontano attraverso l'analisi di casi studio, quattro temi rilevanti:

- **L'impatto di specifiche sorgenti e il source apportionment (CAPITOLO 11)**
- **Il problema della valutazione dell'esposizione della popolazione (CAPITOLO 12)**
- **L'analisi delle serie temporali per la comprensione dei fenomeni atmosferici (CAPITOLO 13)**
- **Il monitoraggio di inquinanti non regolamentati (CAPITOLO 14)**

Si rimanda alla versione completa del rapporto per la consultazione dei lavori estesi.