

LA QUALITÀ DELL'ARIA IN ITALIA

EDIZIONE 2020





LA QUALITÀ DELL'ARIA IN ITALIA EDIZIONE 2020

REPORT DI SISTEMA SNPA | **17** 2020

ISBN 978-88-448-1027-6



Il Sistema nazionale per la protezione dell'ambiente (SNPA) è operativo dal 14 gennaio 2017, data di entrata in vigore della 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".

Esso costituisce un vero e proprio Sistema a rete che fonde in una nuova identità quelle che erano le singole componenti del preesistente Sistema delle Agenzie Ambientali, che coinvolgeva le 21 Agenzie Regionali (ARPA) e Provinciali (APPA), oltre a ISPRA.

La legge attribuisce al nuovo soggetto compiti fondamentali quali attività ispettive nell'ambito delle funzioni di controllo ambientale, monitoraggio dello stato dell'ambiente, controllo delle fonti e dei fattori di inquinamento, attività di ricerca finalizzata a sostegno delle proprie funzioni, supporto tecnico-scientifico alle attività degli enti statali, regionali e locali che hanno compiti di amministrazione attiva in campo ambientale, raccolta, organizzazione e diffusione dei dati ambientali che, unitamente alle informazioni statistiche derivanti dalle predette attività, costituiranno riferimento tecnico ufficiale da utilizzare ai fini delle attività di competenza della pubblica amministrazione.

Attraverso il Consiglio del SNPA, il Sistema esprime il proprio parere vincolante sui provvedimenti del Governo di natura tecnica in materia ambientale e segnala al MATTM e alla Conferenza permanente per i rapporti tra lo Stato, le regioni e le province autonome di Trento e Bolzano l'opportunità di interventi, anche legislativi, ai fini del perseguimento degli obiettivi istituzionali. Tale attività si esplica anche attraverso la produzione di documenti, prevalentemente Linee Guida o Report, pubblicati sul sito del Sistema SNPA e le persone che agiscono per suo conto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in queste pubblicazioni.

Citare questo documento come segue:

"La qualità dell'aria in Italia. Edizione 2020". SNPA, Rapporti 17/2020, Roma, 1 dicembre 2020.

ISBN 978-88-448-1027-6

© Report SNPA, 17/2020

Riproduzione autorizzata citando la fonte.

Coordinamento della pubblicazione online:

Daria Mazzella – ISPRA

Copertina: Ufficio Grafica ISPRA

Dicembre 2020

Abstract - La qualità dell'aria in Italia

Sono riportati lo stato e il trend della qualità dell'aria in Italia nel periodo 2009-2019. Nel 2019 si sono verificati superamenti del valore limite giornaliero del PM₁₀ in diverse regioni del Paese. Sussistono anche superamenti del valore limite annuale dell'NO₂, ed è confermato il mancato rispetto dell'obiettivo a lungo termine per l'ozono esteso a tutto il territorio nazionale. Significative riduzioni delle concentrazioni di PM₁₀, PM_{2,5} e NO₂, sono state osservate nel decennio esaminato. Una serie di approfondimenti tematici monografici completa la rassegna.

Parole chiave: Qualità dell'aria, valutazione, trend

Abstract - Air quality in Italy

The status and trend of air quality in Italy in the period 2009-2019 are reported. In 2019, exceedances of the daily limit value for PM₁₀ occurred in several regions of the country. There are also exceedances of the annual NO₂ limit value, and the failure to comply with the long-term objective for ozone extended to the whole national territory is confirmed. Significant reductions in PM₁₀, PM_{2.5} and NO₂ concentrations were observed over the decade under review. A series of monographic thematic studies completes the review.

Keywords: Air quality, assessment, trend

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

CONTRIBUTI E RINGRAZIAMENTI

I dati di qualità dell'aria che quotidianamente vengono prodotti e diffusi, sono utilizzati per le finalità previste dal D.Lgs 155/2010 e s.m.i che comprendono l'informazione al pubblico, la predisposizione e pubblicazione di relazioni annuali, e la trasmissione alla Commissione Europea di dati e informazioni secondo le modalità definite dalla decisione di esecuzione della Commissione Europea 2011/850/EU.

Questi dati e le loro elaborazioni sono poi utilizzati e diffusi su scala nazionale dall'SNPA stesso con i report di sistema, dall'ISTAT, dall'EEA, da EUROSTAT, dall'OCSE, dall'OMS, dall'UNDESA, dalle associazioni ambientaliste e riprese e discusse dai media locali, nazionali ed internazionali.

I dati e le elaborazioni sono il frutto dell'impegno di un gran numero di persone che lavorano nelle varie articolazioni dell'SNPA che con la loro professionalità rendono possibile tutto questo.

Nella consapevolezza che anche questo rapporto è stato realizzato grazie a loro, desideriamo ringraziarle una ad una.

ARPA BASILICATA – Bruno Bove, Adelchi Acampora, Michele D'Aniello, Mauro Di Pierro, Raffaella Esposito, Michele Lovallo, Lucia Mangiamele, Valentina Sarli, Laura Zagaria, Daniele Zasa

ARPA BOLZANO – Beatrice Bondanelli, Günther Kerschbaumer, David Simoncello, Oswald Vigl e Claudio Zanella

ARPA CALABRIA – Maria Anna Caravita, Emilio Centorriano, Pasquale Crea, Annalisa Morabito, Nicola Ocello, Serafina Oliverio, Domenico Vottari

ARPA CAMPANIA – Cristina Calenda, Antonio D'Ambrosio, Rocco De Pascale, Domenico Farina, Francesca Intini, Giuseppe Onorati

ARPA FRIULI VENEZIA GIULIA – Edi Baiutti, Marco Bellini, Roberto Cao, Sandro D'Odorico, Lorenzo Fragiaco, Rossana Michelini, Flavio Moimas, Arnold Pastrello, Alessandra Pillon, Angela Roman Rioni, Francesca Tassan Mazzocco, Arianna Tolloi, Pierluigi Verardo, Marco Visintin, Gino Zampa

ARPA EMILIA-ROMAGNA – Fiorella Achilli; Andrea Aldrovandi; Roberta Amorati; Antonella Anceschi; Antonella Sterni; Dimitri Bacco; Carla Barbieri; Sabina Bellodi; Federica Bernardi; Manuela Bottazzi; Enrica Canossa; Cinzia Para; Teresa Concarì; Barbara Dellantonio; Adriana Eleuteri; Silvia Ferrari; Daniele Foscoli; Francesca Frigo; Riccardo Gazzini; Giancarlo Pinto; Paola Leuci; Anna Lodigiani; Patrizia Lucialli; Claudio Maccone; Luca Malaguti; Elena Manzini; Andrea Mecati; Maria Rita Mingozzi; Pamela Ugolini; Claudia Pironi; Maurizio Poli; Emilio Rambelli; Giovanna Rubini; Fabiana Scotti; Michele Stortini; Patrizia Tedeschini; Luca Torreggiani; Marco Tosi; Marco Trepiccione; Arianna Trentini; Deborah Valbonetti; Maria Cristina Verna; Paolo Veronesi; Paolo Vittori; Cristina Volta; Marco Zamagni; Beatrice Zani

ARPA LAZIO – Antonio Amoroso, Fabio Barbini, Battista Bellusci, Stefano Bolognesi, Pierfrancesco Briotti, Marilena Caldarella, Cesarella Colonna, Sesto Damizia, Pierantonio Di Legge, Giorgio Evangelisti, Massimo Enrico Ferrario, Cinzia Gatta, Giuseppe Grimaldi, Stefano Listrani, Giada Marchegiani, Arianna Marinelli, Luigi Martino, Matteo Morelli, Veronica Neri, Donatella Occhiuto, Marika Ricci, Loredana Rinaldi, Manuela Riva, Marzia Trenta, Fabio Vantaggio, Angelo Zonetti

ARPA LOMBARDIA – Andrea Algieri, Nadia Bardizza, Saverio Bergamelli, Arnaldo Bessi, Maurizio Bonetti, Francesco Bonisoli, Laura Carroccio, Paola Carli, Marco Chiesa, Giovanni Cigolini, Cristina Colombi, Lucio Corrente, Rosario Cosenza, Eleonora Cuccia, Umberto

dal Santo, Marco Dal Zotto, Anna De Martini, Giuseppe De Stefani, Claudio Fanfoni, Romeo Ferrari, Nicola Gentile, Laura La Gaccia, Francesco Ledda, Emma Micheli, Gloria Mognaschi, Maurizio Mondini, Vorne Gianelle, Rosetta Pagliuso, Fabio Radrizzani, Giorgio Siliprandi, Luca Vergani, Matteo Zanetti, Orietta Cazzuli

ARPA MARCHE – Federica Marconi

ARPA MOLISE – Roberta Capati, Michela Ciccone, Vincenzo Di Iulio, Giovanni Guglielmi, Antonello Mastromonaco, Ernesto Piacenti, Michela Presutti, Bernardino Principi, Egidio Nicola Risi

ARPA PIEMONTE – Vincenzo Ameglio, Loretta Badan, Stefano Bande, Evelina Ballato, Luisella Bardi, Donatella Bianchi, Silvio Bo, Patrizia Bongiovanni, Annalisa Bruno, Adriano Brusco, Carlo Bussi, Elisa Calderaro, Diego Colla, Flavio Corino, Laura Erbetta, Mario Fassi, Marco Fontana, , Laura Gerosa, , Antonello Iovino, Gabriella Ippolito, Veronica Lagostina, Cristina Littera, Anna Maria Livraga, Salvatore Magri, Roberta Marinaro, Marilena Maringo, Sara Martini, Giancarlo Mensi, Laura Milizia, Roberta Nicolini, Sergio Oglino, Cristina Otta, Luca Pascucci, Roberta Pastorello, Aurelio Pellutiè, Francesco Pitasi, Ivo Riccardi, Francesco Romeo, Daniela Rossi, Milena Sacco, Fabio Santoro, Luca Sartoris, Roberto Sergi, Elena Scagliotti, Marco Tosco

ARPA PUGLIA – Pietro Caprioli, Daniele Cornacchia, Paolo Dambroso, Domenico Gramegna, Maria Mantovan, Angela Morabito, Alessandra Nocioni, Andrea Pinto, Gaetano Saracino, Ilenia Schipa, Livia Trizio

ARPA SICILIA – Rossana Agazzani, Riccardo Antero, Giuseppe Ballarino, Lucia Basiricò, Biagio Battaglia,

Giuseppe Burgio, Pasquale Collura, Michele Condò, Enrico Croce, Rosario Dioguardi, Gaetano D'Oca, Rosalia Dolce, Sabrina Finocchiaro, Michele Fiore, Alfredo Galasso, Vittoria Giudice, Leonarda Gulotta, Lorenzo Gentile, Rita Maria Gulletta, Danilo Lagona, Nicola Leone, Stefano Leone, Mariella Liali, Angelo Longi, Giuseppe Madonia, Mariarosaria Mannino, Giuseppe Marchi, Salvatore Messina, Dora Profeta, Salvatore Randieri, Corrado Regalbuto, Salvatore Rizzo, Santo Zappulla, Giovanni Sapienza, Giacomo Scalzo, Patrizia Scimecca, Nicolò Tirone, Silvia Tormene, Sebastiano Turrisi, Veronique Zappia

ARPA TOSCANA – Marco Bazzani, Elisa Bini, Claudia Cavazza, Tiziana Cecconi, Chiara Collaveri, Dennis Dalle Mura, Stefano Fortunato, Roberto Fruzzetti, David Magliacani, Marco Stefanelli

ARPA TRENTO – Elisa Mallocci, Valentina Miotto, Selene Cattani

ARPA UMBRIA – Paolo Stranieri, Mirco Areni, Emanuele Bubù, Giancarlo Caiello, Mara Galletti, Marco Vecchiocattivi

ARPA VALLE D'AOSTA – Manuela Zublena, Marco Pignet, Stefano Drigo, Alessandra Brunier, Michela Alessio, Giuliana Lupato, Andrea Zanella

ARPA VENETO – Antonio Carollo, Francesca Mello, Enrico Cosma, Silvia Rebeschini, Antonella Pagano, Roberta Millini, Andrea Salomoni, Simona De Zolt, Enzo Tarabotti, Silvia Pistollato, Luca Coraluppi, Claudia Iuzzolino, Massimo Simionato, Riccardo Tormen, Ermes Zanella

INDICE

PRESENTAZIONE.....	15
SOMMARIO.....	17
INTRODUZIONE.....	21
1 INQUADRAMENTO NORMATIVO.....	24
2 METODI.....	27
3 ANALISI CLIMATICA.....	30
3.1 Temperatura	30
3.2 Temperatura - dettaglio regionale	35
3.3 Precipitazioni	38
3.4 Precipitazioni - dettaglio regionale	44
4 MATERIALE PARTICOLATO.....	50
4.1 Caratteristiche chimico fisiche e sorgenti.....	50
4.2 Effetti sulla salute.....	52
4.3 Valori limite e valori di riferimento OMS.....	52
4.4 PM ₁₀ - sintesi dei livelli su scala nazionale.....	54
4.5 PM ₁₀ - dettaglio regionale.....	59
4.6 PM ₁₀ - analisi dei trend	64
4.7: PM _{2,5} - sintesi dei livelli su scala nazionale.....	70
4.8 PM _{2,5} - dettaglio regionale.....	73
4.9 PM _{2,5} - analisi dei trend	75
4.10 PM _{2,5} - indicatore di esposizione media.....	80
5 BISSIDO DI AZOTO.....	82
5.1 Caratteristiche chimico fisiche e sorgenti.....	82
5.2 Effetti sulla salute.....	82
5.3 Valori limite e valori di riferimento OMS.....	82
5.4 NO ₂ - sintesi dei livelli su scala nazionale.....	83
5.5 NO ₂ - dettaglio regionale.....	87
5.6 NO ₂ - analisi dei trend	91
6 OZONO.....	96
6.1 Caratteristiche chimico fisiche e sorgenti.....	96
6.2 Effetti sulla salute.....	97
6.3 Valori obiettivo e a lungo termine, soglie di informazione e di allarme e valori OMS.....	97
6.4 O ₃ - sintesi dei livelli su scala nazionale.....	99

6.5 O ₃ - dettaglio regionale.....	102
6.6 O ₃ - analisi dei trend	105
7 BENZO(A)PIRENE.....	111
7.1 Caratteristiche chimico fisiche e sorgenti.....	111
7.2 Effetti sulla salute.....	111
7.3 Legislazione	111
7.4 Sintesi dei livelli su scala nazionale.....	112
7.5 B(a)P - dettaglio regionale	113
8 NICHEL, CADMIO, ARSENICO E PIOMBO	115
8.1 Caratteristiche chimico fisiche e sorgenti.....	115
8.2 Effetti sulla salute.....	116
8.3 Legislazione.....	116
8.4 Sintesi dei livelli su scala nazionale.....	117
9 ALTRI INQUINANTI GASSOSI	127
9.1 Caratteristiche chimico fisiche e sorgenti.....	127
9.2 Effetti sulla salute.....	128
9.3 Legislazione	129
9.4 Sintesi dei livelli su scala nazionale.....	129
10 VALUTAZIONE DELLA QUALITA' DELL'ARIA AI FINI DELLA PROTEZIONE DELLA VEGETAZIONE	138
10.1 Inquinanti dannosi per la vegetazione, caratteristiche chimico-fisiche e sorgenti.....	138
10.2 Legislazione.....	138
10.3. Sintesi dei livelli su scala nazionale	140
11 IMPATTO DI SPECIFICHE SORGENTI E SOURCE APPORTIONMENT	143
11.1 L'impatto delle emissioni dovute alla combustione di biomassa sulla concentrazione di PM in Valle d'Aosta.....	144
Tombolato I. ¹ , Diémoz H. ¹ , Zublena M. ¹ , Tarricone C. ¹ , Magri T. ¹ , Pession G. ¹ , Ferrero L. ²	
¹ ARPA VALLE D'AOSTA – ² Università degli Studi di Milano-Bicocca	
11.2 Analisi di un evento di polvere sahariana nella regione Campania mediante una combinazione di osservazioni satellitari, dati monitorati a terra e simulazioni modellistiche CHIMERE.....	157
D'Amore D. ¹ , Budillon G. ¹ , Buccolieri R. ² , Autorino J. ³ , D'Ambrosio A. ³ , Onorati G. ³ –	
¹ UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI NAPOLI "PARTHENOPE" – ² UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI LECCE	
³ ARPA CAMPANIA	
11.3 Studio dell'impatto delle attività di cava sulla qualità dell'aria: due casi di studio	172
Corbella L., Gianelle V., Cuccia E., Dal Santo U., Colombi C., Algieri A. – ARPA LOMBARDIA	
11.4 Monitoraggi aeroportuali: dodici anni di esperienze affrontate da ARPA Lombardia	188

Colombi C., Algieri A., Corbella L., Cuccia E., Dal Santo U., Carroccio L., De Martini A., Gianelle V. – ARPA LOMBARDIA	
11.5 Contributo degli incendi boschivi alle concentrazioni di PM₁₀ sul territorio della Città Metropolitana di Torino nel mese di ottobre 2017	217
Lollobrigida F., Grosa M.M., Pannocchia A., Bussi C., Fontana M., Bruno A., Maringo M., Sacco M., Bertello C. – ARPA PIEMONTE	
11.6 Analisi modellistica di source apportionment sullo stato della qualità dell'aria della regione Puglia a 4 km di risoluzione	233
Schipa I., Morabito A., Costa M.P. – ARPA PUGLIA – ARIANET SRL	
11.7 Stima delle sorgenti del particolato atmosferico PM_{2,5}: una proposta di analisi parallela fra inventario delle emissioni e Positive Matrix Factorization	253
Bacco D., Agostini C., Maccaferri S., Scotto F., Trentini A., Poluzzi V. – ARPAE EMILIA ROMAGNA	
11.8 Principali sorgenti che partecipano alla formazione del PM_{2,5} in Emilia-Romagna	262
Scotto F., Bacco D., Trentini A., Maccone C., Ferrari S., Poluzzi V. - ARPAE EMILIA ROMAGNA	
12 IL PROBLEMA DELLA VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE DELLA POPOLAZIONE	272
12.1 Variabilità dell'esposizione all'inquinamento atmosferico in ambito urbano: approfondimenti nell'ambito del progetto Supersito	273
Zauli Sajani S., Marchesi S., Trentini A., Maccone C., Scotto F., Rovelli S., Cattaneo A., Colacci A., Poluzzi V. – ARPAE EMILIA ROMAGNA	
12.2 Utilizzo dei dati satellitari per la valutazione degli effetti sanitari delle temperature estreme e dell'inquinamento atmosferico a Roma	291
Barberini S. ¹ , Stafoggia M. ² , de'Donato F. ² , Occhiuto D. ¹	
¹ ARPA LAZIO – ² Dipartimento di Epidemiologia SSR LAZIO	
12.3 Mappe di suitability per il progetto di adeguamento della rete di qualità dell'aria – Indice di Rappresentatività dell'Esposizione della Popolazione	314
Acampora A., Crisci A.M., Mangiamela L., Di Pierro M., Zasa D., D'Aniello M. – ARPA BASILICATA	
12.4 Applicazione della teoria degli insiemi sfumati per la definizione dell'indice FEAI. Studio della rete regionale di qualità dell'aria e dell'esposizione con mappe fuzzy di analogia ambientale	331
Giardina M., Buffa P., Abita A., Madonna G. – ARPA SICILIA	
13 ASPETTI FENOMENOLOGICI E ANALISI DEI TREND	358
13.1 Simultaneità dei superamenti del valore limite giornaliero di PM₁₀ in pianura padana nel triennio 2014-2016	359
Lollobrigida F., Bussi C., Bruno A., Calderaro E., Leogrande M., Maringo M., Milizia L., Romeo F., Sacco M., Sergi R., Strumia C. – ARPA PIEMONTE	
13.2 Controllo Qualità sulle misure di particolato atmosferico PM₁₀: l'esperienza di Arpa Veneto ...	368
De Bortoli A., Zagolin L., Voltarel G., Marson G., Patti S. – ARPA VENETO	
13.3 Analisi statistica per la valutazione della ridondanza dei dati delle stazioni di monitoraggio	381

di qualità dell'aria	
Lovallo M., Esposito R., Mangiamiele L., Crisci A.M., Bruno L. – ARPA BASILICATA	
13.4 Ozono: misure di qualità dell'aria e misure meteorologiche in quota	391
De Vita A. ¹ , Budillon G. ¹ , Capozzi V. ¹ , Onorati G. ² , D'Auria P. ² , Autorino J. ² , Ballirano A. ²	
¹ UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI NAPOLI "PARTHENOPE" DIPARTIMENTO SCIENZE E TECNOLOGIE	
² ARPA CAMPANIA	
13.5 Servizio operativo di previsione e valutazione della qualità dell'aria legato ai prodotti Copernicus CAMS	406
Stortini M., Amorati R., Giovannini G. – ARPAE EMILIA ROMAGNA	
14: MONITORAGGIO DI INQUINANTI NON REGOLAMENTATI	413
14.1 Osservazioni sulle concentrazioni di diossine e furani misurate durante situazioni emergenziali quali gli incendi	414
Cuccia E., Gianelle V., Dal Santo U., Corbella L., Colombi C., Algieri A. – ARPA LOMBARDIA	
14.2 Valutazione degli impatti sull'atmosfera di una fonderia mediante utilizzo di metodiche integrate di campionamento, analisi in campo e definizione di valori soglia mediante tecniche statistiche	427
Otta C., Ameglio V., Erbetta L., Littera C., Mensi G., Scagliotti E., Bianchi D., Buratto S. – ARPA PIEMONTE	
14.3 Monitoraggio in continuo di acido cloridrico e fluoridrico in aria ambiente per la valutazione dell'impatto di un polo chimico e la gestione di eventi incidentali	440
Littera C., Otta C., Ameglio V., Erbetta L., Mensi G., Scagliotti E., Bianchi D. – ARPA PIEMONTE	
14.4 La composizione del PM_{2,5} nella qualità dell'aria dell'Emilia-Romagna	450
Bacco D., Scotto F., Trentini A., Lasagni S., Maccone C., Ferrari S., Poluzzi V. – ARPAE EMILIA ROMAGNA	
14.5 Quantificazione della presenza di granuli di toner colorato di stampante e valutazione della presenza di microplastiche in aria ambiente in 5 città italiane	466
Verardo P. ¹ , Tassan-Mazzocco F. ¹ , Flori C. ² , Della Bella V. ² , Moretti O. ²	
¹ ARPA FVG – ² ARPA UMBRIA	
15 LA QUALITÀ DELL'ARIA IN ITALIA DURANTE IL LOCKDOWN	479
15.1 Piemonte	482
15.2 Valle d'Aosta	488
15.3 Lombardia	491
15.4 Bolzano	495
15.5 Trento	498
15.5 Il progetto LIFE BRENNERLEC	502
15.6 Veneto	504
15.7 Friuli Venezia Giulia	508
15.8 Il progetto LIFE PREPAIR	511
15.9 Liguria	523

15.10 Toscana.....	528
15.11 Umbria.....	533
15.12 Marche.....	540
15.13 Lazio.....	543
15.14 Abruzzo.....	547
15.15 Molise.....	553
15.16 Campania.....	557
15.17 Puglia.....	562
15.18 Calabria.....	568
15.19 Sicilia.....	572
15.20 Sardegna.....	578
BIBLIOGRAFIA.....	583

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

SOMMARIO

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 dipende in modo complesso da una serie di fattori: l'intensità e la densità delle emissioni su microscala, su scala locale e regionale; lo stato fisico e la reattività delle sostanze disperse in atmosfera; le condizioni meteorologiche e l'orografia del territorio che influenzano il movimento delle masse d'aria, i meccanismi di diluizione o di accumulo degli inquinanti, la velocità di formazione e trasformazione delle sostanze, il trasporto a lunga distanza e la deposizione. Alcuni fenomeni si sviluppano su scale spaziali continentali, come nel caso del trasporto transfrontaliero delle sostanze acidificanti. Hanno, invece, una rilevanza globale le emissioni di sostanze che contribuiscono ai cambiamenti climatici e alle variazioni dello strato di ozono stratosferico.

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 (PM₁₀ e PM_{2,5}), al biossido di azoto, all'ozono troposferico, al benzo(a)pirene, ad alcuni elementi ad altra 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 dall'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.

È stata verificata l'eventuale esistenza di un trend temporale statisticamente significativo nelle serie di dati dei principali inquinanti atmosferici (materiale particolato, biossido di azoto e ozono) in Italia, nel periodo dal 2010 al 2019. Per l'analisi statistica è stato utilizzato il test di Kendall corretto per la stagionalità. Lo studio è svolto sui punti di misura con serie temporale continua nel decennio analizzato, e permette una rappresentazione spaziale delle tendenze in corso nell'intero Paese.

Lo studio 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 (PM₁₀ e PM_{2,5}), 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. 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.

I dati del PM₁₀ relativi al 2019 evidenziano ancora una significativa distanza dal primo obiettivo. Il valore limite giornaliero (50 µg/m³, 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/m³, 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 su 81 distribuite in 10 Regioni.

È stato registrato un solo superamento del valore limite annuale (40 µg/m³). Il valore di riferimento OMS annuale (20 µg/m³) è stato superato in 347 stazioni (65% dei casi).

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.

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 km², più vasto di paesi come la Svizzera, l'Olanda o il Belgio.

Si registrano superamenti del valore limite giornaliero del PM₁₀ 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 provincie di Bolzano e Trento, Liguria, Umbria, Abruzzo, Puglia, Basilicata, Calabria, Sardegna e Sicilia.

Il valore limite annuale del PM_{2,5} (25 µg/m³) 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/m³ (80% dei casi).

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

Per quanto riguarda l'ozono, 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%). 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 (4%) su 322. I valori di concentrazione più elevati si registrano in prevalenza nel Nord Italia.

Per quanto riguarda il biossido di azoto, 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. 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).

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).

I superamenti del valore limite annuale hanno interessato 16 zone su 81 distribuite in 9 Regioni e 2 Province Autonome. Questi si sono verificati in grandi aree urbane (Torino, Milano, Genova, Bologna, Firenze, Roma, Napoli, Palermo) e altre importanti città (Trento, Brescia, Modena, Rimini, Salerno, Campobasso), presso stazioni classificate come "traffico" in zona "urbana" o "suburbana".

Il valore obiettivo del benzo(a)pirene ($1,0 \text{ ng}/\text{m}^3$ come media annuale), è stato superato in 16 stazioni (10% dei casi).

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).

Diversi casi di superamento sono stati registrati 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.

Il 2019 sembra confermare l'andamento generalmente decrescente dell'inquinamento da particolato e biossido di azoto 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 (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_{10} si osserva un trend decrescente statisticamente significativo nel 72% dei casi (268 stazioni di monitoraggio su 370; variazione annuale media stimata: $-0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ [$-3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div -0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$]); 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% ($-6,6\% \div -0,8\%$), indicativa dell'esistenza di una tendenza di fondo alla riduzione delle concentrazioni di PM_{10} in Italia.

Per il $\text{PM}_{2,5}$ si osserva un trend decrescente statisticamente significativo nel 80% dei casi (101 stazioni di monitoraggio su 126; variazione annuale media stimata: $-0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ [$-1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div -0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$]). Sulla porzione di campione considerato, per il quale è stato individuato questo trend decrescente statisticamente significativo, si osserva una riduzione media annuale del 2,7% ($-5,4\% \div -1,1\%$).

Per il biossido di azoto si osserva un trend decrescente statisticamente significativo nel 79% dei casi (331 stazioni di monitoraggio su 421; variazione annuale media stimata: $-1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ [$-4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div -0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$]). Si osserva una riduzione media annuale sulla porzione di campione considerato per il quale è stato individuato questo trend decrescente statisticamente significativo del 3,2% ($-13,0\% \div -0,5\%$). I risultati sono indicativi dell'esistenza di una tendenza di fondo alla riduzione delle concentrazioni di PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$, NO_2 in Italia nella finestra temporale considerata (2010 - 2019) che

tendenzialmente confermano quanto osservato in precedenti analisi condotte sul decennio 2003 – 2012 e sul decennio 2008 – 2017.

I risultati sono coerenti con quanto osservato in Europa, dove una riduzione significativa delle emissioni generalmente è accompagnata da un trend decrescente delle concentrazioni (e.g. EEA, 2019).

L'ozono (O₃), ha un profilo stagionale opposto agli altri inquinanti, con massimi nel periodo estivo, e non mostra un andamento evidente negli anni.

Questa circostanza è spiegabile, almeno in parte, con la sua natura di inquinante secondario per il quale manca una relazione di proporzionalità diretta con la riduzione delle emissioni dei precursori.

Le dinamiche in gioco sono complesse, l'ozono si forma nella troposfera a partire da ossidi di azoto e composti organici volatili, in presenza di radiazione solare. La notevole riduzione negli ultimi vent'anni delle emissioni di queste sostanze non si riflette ancora in una riduzione apprezzabile dei livelli di ozono, non solo in Italia, ma in tutto il continente.

Riguardo al benzo(a)pirene il valore obiettivo (1,0 ng/m³), è stato superato in 16 stazioni (10% dei casi). 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).

Il valore limite per il piombo e i valori obiettivo per il nichel e per il cadmio sono stati rispettati in tutte le stazioni di monitoraggio. Il valore obiettivo per l'arsenico è stato superato in una stazione (a Priolo Gargallo, provincia di Sicuracusa, Sicilia).

Il rapporto presenta anche 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
- Il problema della valutazione dell'esposizione della popolazione
- L'analisi delle serie temporali per la comprensione dei fenomeni atmosferici
- Il monitoraggio di inquinanti non regolamentati

INTRODUZIONE

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, SO₂; ossidi di azoto, NO_x; biossido di azoto, NO₂; monossido di carbonio, CO; ozono, O₃), 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. A livello globale si prevede che il consumo di combustibili fossili aumenterà del 30% entro il 2040. 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. La previsione che l'aumento della domanda di elettricità aumenterà di due terzi entro il 2040 richiama all'attenzione l'urgenza di politiche efficaci nella eliminazione, riduzione alla fonte, 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 legna o derivati, sostenuta dalle politiche europee per ridurre gli impatti delle emissioni di sostanze climalteranti, poiché la legna è considerata una fonte rinnovabile, e determinata dalla competitività economica per l'utente finale rispetto ad altre fonti (EC, 2005; Pastorello et al., 2011). Le politiche per il clima sono in questo caso antisinerghiche rispetto a quelle per la lotta all'inquinamento atmosferico.

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 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 di 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 PM₁₀, il PM_{2,5}, 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, per il PM₁₀, si registrano 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, 2019).

Considerato il mancato rispetto dei limiti in larga parte del territorio dell'Unione, la Commissione Europea ha proposto una nuova strategia per ridurre l'inquinamento atmosferico (EC, 2013).

La disponibilità d'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 emmissive 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.

1. INQUADRAMENTO NORMATIVO

Il monitoraggio in siti fissi è stato a lungo il principale sistema utilizzato per la valutazione della qualità dell'aria.

In Italia il monitoraggio in continuo della qualità dell'aria è iniziato tra la fine degli anni sessanta e i primi anni settanta, limitatamente ad alcune città e pochi punti di misura, quasi in contemporanea all'emanazione della legge 615 del 1966 (provvedimenti contro l'inquinamento atmosferico).

In questo periodo le zone principalmente oggetto di monitoraggio erano rappresentate dai centri storici delle grandi aree urbane, congestionate dai crescenti flussi di traffico e in alcuni casi dalle città sedi di importanti insediamenti industriali e/o porti.

La determinazione della concentrazione di massa del materiale particolato aerodisperso, senza prevedere una selezione dimensionale (polveri totali sospese, PTS) e di alcuni inquinanti gassosi (SO₂, CO, NO₂, O₃) attraverso il monitoraggio in siti fissi è prevista nell'ordinamento nazionale fin dal 1983.

Alcuni metodi standard di misura compaiono infatti per la prima volta, in modo organico, con il D.P.C.M. 28 marzo 1983, poi modificato con D.P.R. 203 del 24 maggio 1988, e i criteri per la progettazione di reti di rilevamento ancora più tardi (D.M. 20 maggio 1991).

Lo sviluppo effettivo delle reti, limitatamente alle città con più di 250.000 abitanti risale ai primi anni '90 (D.M. 25/11/1994) quando sono stati introdotti in Italia criteri e metodi per il monitoraggio della frazione toracica del materiale particolato PM₁₀, benzene e idrocarburi policiclici aromatici (IPA), limitatamente al benzo(a)pirene (B(a)P) nelle aree urbane con più di 150.000 abitanti.

Con la direttiva quadro sulla qualità dell'aria (UE, 1996), recepita in Italia nel 1999 (D.Lgs. 351/1999), sono stati

introdotti criteri e metodi comuni sul territorio dell'Unione Europea in materia di valutazione e gestione della qualità dell'aria ambiente, con la finalità di stabilire obiettivi per evitare, prevenire o ridurre gli effetti dannosi per la salute e per l'ambiente nel suo complesso, mantenendo la qualità dell'aria laddove era buona e migliorandola negli altri casi fino a raggiungere gli obiettivi previsti in un tempo stabilito.

Con la prima, seconda e terza direttive "figlie" (UE, 1999; UE, 2000; UE, 2002) recepite con il D.M. 60/2002 e il D.Lgs. 183/2004 sono stati definiti per SO₂, NO₂, NO_x, PM₁₀, Pb, C₆H₆, CO, e O₃ criteri e metodi per il monitoraggio e la valutazione della qualità dell'aria.

Nel 2007 le attività di valutazione e gestione della qualità dell'aria sono state estese ad alcuni componenti del particolato ad alta rilevanza tossicologica: l'arsenico (As), il nichel (Ni), il cadmio (Cd) e il mercurio (Hg), oltre agli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), già oggetto come detto di specifica normativa nazionale. Il decreto n.152 del 3 agosto 2007 (recepimento della direttiva 2004/107/CE, UE, 2004b) concernente l'arsenico, il mercurio, il nichel e gli idrocarburi policiclici aromatici nell'aria ambiente introduce criteri e disposizioni che si estendono agli altri inquinanti, oltre ad aggiornare ed estendere le disposizioni già vigenti per gli IPA. Fino all'entrata in vigore di questa direttiva il piombo era l'unico elemento oggetto di monitoraggio nell'ordinamento europeo (UE, 1999; D.M. 60/2002).

Trascorsi quasi dieci anni dall'emanazione della prima direttiva "figlia", è stata emanata una nuova direttiva, la 2008/50/CE (UE, 2008), che ha aggiornato, unificato e integrato le precedenti (ad eccezione della 2004/107/CE).

La Direttiva 2008/50/CE (UE, 2008) è stata recepita in Italia con il D.Lgs. 13 agosto 2010 n.155. Il decreto

individua valori limite, valori obiettivo, soglie di allarme e di informazione e incorpora quanto previsto dal decreto legislativo n.152 del 3 agosto 2007.

In particolare il nuovo dettato normativo ha introdotto criteri e metodi per il monitoraggio della frazione respirabile del particolato, il PM_{2.5}. Per quest'ultimo, fino all'emanazione della nuova Direttiva, era stato solo raccomandato il monitoraggio e la trasmissione dei dati eventualmente raccolti.

È individuato per il PM_{2.5} un "indicatore di esposizione media" (IEM); si tratta di un livello medio da determinare sulla base di misurazioni effettuate da stazioni di fondo ubicate in siti fissi di campionamento urbani all'interno dell'intero territorio nazionale e che riflette l'esposizione della popolazione (D.M. 13 marzo 2013). Sulla base dei valori dell'IEM calcolati per il 2010, lo stato membro dovrà perseguire, attraverso misure atte a ridurre l'emissione del particolato e dei suoi precursori, un obiettivo nazionale di riduzione dell'esposizione e garantire comunque che, entro il 2015, il valore di IEM sia inferiore ai 20 µg/m³ (definito obbligo di concentrazione dell'esposizione).

Per gli inquinanti citati escluso l'ozono, la normativa definisce dei valori soglia, inferiori ai valori limite e distinti in soglia di valutazione superiore (SVS) e soglia di valutazione inferiore (SVI). La loro finalità è quella di regolare, in relazione ai livelli di inquinamento, l'impiego e l'integrazione di tecniche di valutazione della qualità dell'aria diverse dalla misura analitica, come la modellizzazione o le tecniche di stima obiettiva, con le misure nelle stazioni di monitoraggio. In relazione alla classificazione delle zone rispetto alle soglie sono previste azioni finalizzate al risanamento della qualità dell'aria, formalizzate in piani e programmi messi a punto dalle Regioni. La normativa affida il compito della valutazione e gestione della qualità dell'aria alle Regioni e Province Autonome e, nell'ambito delle azioni volte alla verifica e alla pubblicità dell'informazione sulla qualità dell'aria, prevede la comunicazione annuale di informazioni per la valutazione della qualità dell'aria dal livello locale a quello nazionale e a quello europeo (UE, 2004a; UE, 2011).

In attuazione del decreto legislativo 155/2010 (modificato dal D.Lgs. 250/2012 e dal D.M. 26 gennaio 2017) sono stati poi emanati appositi decreti in materia di stazioni e metodi speciali di monitoraggio della qualità dell'aria (D.M. 29 novembre 2012, D.M. 13 marzo 2013 e D.M. 5 maggio 2015), in materia di formati per la trasmissione al Ministero dei progetti di zonizzazione del territorio e delle reti di monitoraggio (D.M. 23 febbraio 2011 e D.M. 22 febbraio 2013) e sulle procedure di garanzia di qualità per verificare il rispetto della qualità delle misure effettuate nelle stazioni delle reti (D.M. 30 marzo 2017). In materia di scambio reciproco e comunicazione di informazioni sulla qualità dell'aria ambiente, la norma di riferimento è la Decisione 2011/850/UE (UE, 2011), che, aggiornando le procedure disciplinate in precedenza da altre norme comunitarie, ha previsto l'utilizzo di procedure informatiche di controllo, verifica e invio automatico delle informazioni, determinando un profondo cambiamento negli adempimenti di comunicazione alla Commissione europea previsti dalla direttiva 2008/50/CE.

Ulteriore norma di riferimento in materia di qualità dell'aria e di lotta all'inquinamento atmosferico è la Direttiva 2016/2284/UE del Parlamento Europeo e del Consiglio in materia di riduzione delle emissioni nazionali di determinati inquinanti atmosferici (la cosiddetta direttiva NEC – National Emission Ceilings). La direttiva, al fine di contribuire al generale miglioramento della qualità dell'aria sul territorio dell'Unione Europea, prevede il conseguimento di obiettivi nazionali di riduzione delle emissioni di alcuni inquinanti (materiale particolato, ossidi di zolfo, ossidi di azoto, composti organici volatili non metanici ed ammoniaci) al 2020 e al 2030, che dovranno essere ottenute tramite l'adozione e l'attuazione di un "Programma nazionale di controllo dell'inquinamento atmosferico" elaborato sulla base delle indicazioni contenute nella direttiva stessa. Tale direttiva sostituisce la Direttiva 2001/81/CE (UE, 2001) e trae origine da uno dei protocolli attuativi della Convenzione sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a lunga distanza (Long Range Transboundary Air Pollution – LRTAP), il primo accordo internazionale, firmato nel 1979 in ambito UNECE (United Nations Economic

Commission for Europe), finalizzato alla riduzione delle emissioni degli inquinanti atmosferici pericolosi per la salute umana e gli ecosistemi.

A livello nazionale la Direttiva 2016/2284/UE è stata recepita con il D.Lgs. 30 maggio 2018, n. 81 che ha abrogato la normativa precedente ed ha assunto come finalità generale il miglioramento della qualità dell'aria e la salvaguardia della salute umana e dell'ambiente, mirando a fornire un contributo significativo al raggiungimento degli obiettivi del D.Lgs. 155/2010.

2. METODI

Il rapporto si basa sui dati di concentrazione degli inquinanti in atmosfera, misurati nelle stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale, trasmessi dalle ARPA/APPA già aggregati per ciascun obiettivo ambientale previsto dal D.Lgs. 155/2010.

È stato quindi istituito un apposito flusso informativo di dati finalizzato a questa attività, che è stato organizzato in modo tale da trovare le adeguate sinergie con le altre esigenze di reporting del SNPA. I dati sono stati aggregati dalle singole ARPA/APPA e trasmessi ad ISPRA secondo criteri di aggregazione condivisi e definiti. Un possibile miglioramento, che impatterebbe positivamente sul flusso dei dati, potrebbe riguardare la disponibilità dei dataset oggetto di reporting ai sensi della Decisione 2011/850/UE con tempi più rapidi rispetto a quelli attuali, in modo da impostare su quelli le diverse aggregazioni necessarie per la stesura del report.

Ogni ARPA/APPA applica un rigoroso protocollo basato su successivi livelli di validazione, prima di pervenire alla pubblicazione del dato finale. Questo processo è molto importante poiché i dati sono utilizzati al fine di verificare la “compliance” dell'Italia come stato membro della comunità Europea alle direttive Europee.

Per ciascun inquinante sono stati calcolati i parametri al fine di un confronto con i valori limite e i valori obiettivo per la protezione della salute umana stabiliti dalla normativa (D.Lgs.155/2010) e con i valori di riferimento definiti dall'OMS (OMS, 2006). Tutti i parametri sono stati calcolati da parte delle singole ARPA/APPA seguendo le regole europee. Per il confronto con gli obiettivi ambientali del D.Lgs. 155/2010 e con i valori di riferimento della OMS sono state utilizzate le serie di dati con la copertura temporale minima prevista per ciascun inquinante dal D.Lgs. 155/2010, allegato I seguendo i

criteri di aggregazione dei dati stabiliti dagli allegati VII e XI.

Le serie storiche sulle quali valutare il trend sono state estratte dai dati di monitoraggio della qualità dell'aria raccolti e archiviati in ISPRA, nel database INFOARIA secondo quanto previsto dalla Decisione 2011/850/EU (dal 2013 al 2018) e da quelli precedentemente raccolti ai sensi della Decisione 97/101/CE (dal 2009 al 2012).

È stato selezionato un set di stazioni di monitoraggio per le quali fossero disponibili i livelli giornalieri di materiale particolato (PM₁₀ e PM_{2,5}), nonché quelli orari di biossido di azoto (NO₂) e di ozono (O₃) nel periodo 2010 - 2019. Sono state incluse le serie che rispettavano un criterio minimo prefissato di copertura temporale corrispondente alla disponibilità, per ogni anno, di almeno il 75% di dati validi.

Tenuto conto di questo è stato individuato per ciascun inquinante un set di stazioni caratterizzato da serie pari con disponibilità di dati in almeno 8 anni su 10.

Esistono differenti metodi per la stima e la ricerca dell'evoluzione di fondo o trend statistico di un qualsiasi parametro variabile nel tempo; negli ultimi 30 anni alcuni di questi sono stati applicati in casi in cui la variabile di interesse fosse una variabile ambientale. In particolare, nel caso della concentrazione di un inquinante aerodisperso, possiamo ricordare lo Spearman partial rank correlation test (McLeod, 1991), il metodo del filtro di Kolmogorov–Zurbenko (Rao et al., 1994; Eskridge et al., 1997), i modelli di regressione lineare semplice, i modelli di regressione basati sui minimi quadrati generalizzati e quelli accoppiati a un modello autoregressivo a media mobile (ARMA), il test di Mann-Kendall, e infine il test di Kendall corretto per la stagionalità, che è stato usato nell'ambito di questo studio.

Questo consente di individuare l'esistenza di una tendenza di fondo e di esprimere in termini quantitativi tale tendenza e la sua significatività statistica. Il test restituisce una stima della riduzione/aumento della concentrazione su base annua cui è associata la relativa incertezza a un dato livello di confidenza ($p < 0,05$).

Il test di Kendall corretto per la stagionalità è un test ad ipotesi statistiche di tipo non parametrico.

La prima versione del test proposta da Mann nel 1945 (Mann, 1945) estendeva l'analisi della significatività del coefficiente di correlazione τ di Kendall (Kendall, 1938) - test sviluppato per valutare l'associazione tra due variabili qualsiasi indipendentemente dalla distribuzione dei dati - al caso in cui una delle variabili fosse il tempo.

Il test ha come obiettivo la valutazione dell'esistenza di un trend ovvero di un andamento monotono crescente o decrescente dato un campione sufficientemente ampio di dati.

Le ipotesi su cui si basa il test sono le seguenti:

- ipotesi nulla H_0 ovvero ipotesi di assenza di trend;
- ipotesi alternativa H_1 ovvero ipotesi di esistenza di trend.

Trattandosi di un test non parametrico non viene fatta alcuna assunzione a priori sulle caratteristiche della popolazione e dunque non è richiesto che i dati sperimentali seguano una particolare distribuzione di probabilità come ad esempio quella normale (distribuzione frequentemente utilizzata nell'approssimazione delle distribuzioni empiriche).

Il test di Mann-Kendall così descritto venne rielaborato per tener conto degli effetti dovuti alla stagionalità; quest'ultimo test è, difatti, noto come Seasonal Kendall Test (SK) ovvero test di Kendall corretto per la stagionalità (Hirsch et al., 1982).

È stato dimostrato che tra i vari test parametrici e non parametrici disponibili per l'analisi dei trend il SK è tra quelli che ottiene le performance migliori, rispetto ad altri test, valutati attraverso l'utilizzo di serie storiche fittizie.

Esso è in grado di predire l'esistenza di un trend statisticamente significativo mantenendo la percentuale di errore al di sotto del valore prefissato, e al contempo, di individuare deboli tendenze statisticamente significative laddove effettivamente presenti nella serie fittizia. Trattandosi di un test non parametrico, prescinde dall'ipotesi di normalità dei dati. A questo si aggiunge la robustezza del metodo nel caso di presenza di dati anomali (outliers) e di dati mancanti e la relativa semplicità di implementazione (Hess et al., 2001). Inoltre, quando applicato a serie storiche di dati di inquinamento atmosferico, individuare e rimuovere la componente stagionale (destagionalizzazione) può migliorare la stima delle tendenze di fondo, riducendo l'incertezza associata alla stima (Anttila et al., 2010).

L'analisi dei trend non può in ogni caso prescindere dalla disponibilità di serie storiche sufficientemente lunghe in modo da limitare l'effetto di anni caratterizzati da condizioni meteorologiche atipiche che possono mascherare la tendenza di fondo.

È stato dimostrato che l'incertezza nella determinazione dell'esistenza di un trend statisticamente significativo in una serie di dati di qualità dell'aria aumenta esponenzialmente con il diminuire della lunghezza della serie. Per poter apprezzare tendenze di riduzione o aumento molto piccole (dell'ordine di $0,3 \mu\text{g m}^{-3} \text{y}^{-1}$) è necessario disporre di serie di dati lunghe circa 15 anni. Con serie più brevi la tendenza diventa apprezzabile se risulta più significativa ($1 \mu\text{g m}^{-3} \text{y}^{-1}$) ma la serie deve essere lunga almeno sette anni. La normalizzazione dei dati per gli effetti della meteorologia permette di ridurre l'incertezza associata alla stima e quindi di apprezzare l'esistenza di un trend dello stesso ordine di grandezza a partire da serie di dati relativamente meno estese (11 anni nel primo caso, 5 anni nel secondo) (Hoogerbrugge, 2010).

L'analisi dei dati di ozono è stata condotta sulla base dei valori di un indicatore di esposizione (Sum of Mean Over Zero, SOMOO) con riferimento al periodo stagionale tipico dell'inquinante (aprile – settembre), considerato il più rilevante ai fini dell'esposizione della popolazione (Martuzzi et al., 2006).

Il SOMO0 è stato calcolato a partire dalle medie orarie delle concentrazioni di ozono misurate presso 105 postazioni fisse, caratterizzate per ciascun anno da una copertura temporale pari almeno al 75%.

Per calcolarlo occorre disporre per ciascun giorno delle medie mobili di otto ore. Queste si ottengono calcolando, per ciascuna ora del giorno, il valore della media relativa alle otto ore precedenti: ogni media su 8 ore così calcolata è riferita al giorno nel quale la stessa si conclude. Per ciascun giorno si seleziona, tra le 24 disponibili, la media su otto ore massima.

Quindi si calcola il SOMO0 come sommatoria delle medie mobili massime, diviso il numero di giorni validi. In altre parole il SOMO0 è la media delle medie mobili massime di otto ore delle concentrazioni di ozono.

Tutte le elaborazioni sono state effettuate usando il software open-source R - package Openair (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008; Carslaw et al., 2012).

3. ANALISI CLIMATICA

3.1. TEMPERATURA

La valutazione dello stato del clima in Italia e della sua evoluzione viene effettuata e aggiornata regolarmente dall'ISPRA attraverso l'elaborazione statistica di serie temporali di dati misurati da diverse reti di osservazione. Al fine di ottenere una stima accurata delle variazioni e delle tendenze climatiche, vengono selezionate le serie di dati più lunghe, che soddisfano inoltre criteri rigorosi di qualità, completezza e continuità. Le elaborazioni più recenti sono riportate nell'ultimo rapporto annuale sul clima in Italia (ISPRA, 2020b).

In Italia, con un'anomalia media di $+1,56^{\circ}\text{C}$ rispetto al valore climatologico di riferimento 1961–1990, il 2019 è stato il terzo anno più caldo dal 1961, dopo il 2018 e il 2015 (Figura 3.1). Inoltre il 2019 è stato il ventitreesimo anno consecutivo con anomalia positiva rispetto alla norma; otto dei dieci anni più caldi della serie storica sono stati registrati dal 2011 in poi.

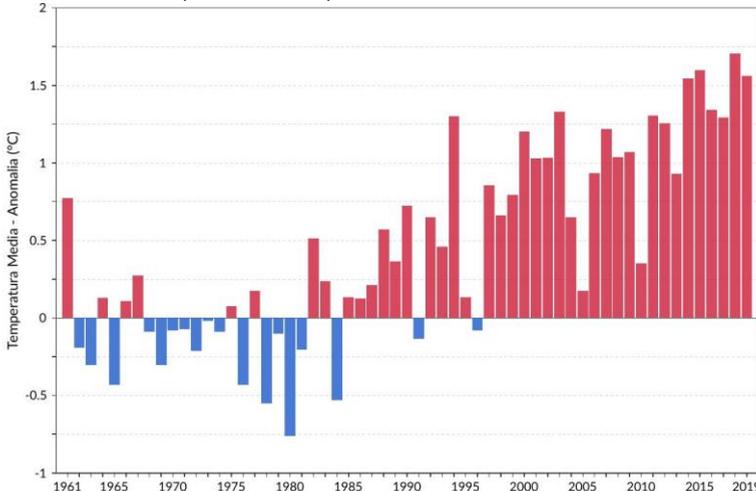


Figura 3.1. Serie delle anomalie medie in Italia della temperatura media rispetto al valore normale 1961-1990.

Fonte: ISPRA

Ad eccezione di gennaio e maggio, che hanno registrato anomalie negative (rispettivamente di $-0,58^{\circ}\text{C}$ e $-1,49^{\circ}\text{C}$), in tutti i mesi dell'anno la temperatura media in Italia è stata nettamente superiore alla norma, con un picco di anomalia positiva a giugno ($+3,82^{\circ}\text{C}$); in particolare, tra il 27 e il 28 giugno le temperature massime hanno segnato nuovi record assoluti in diverse località del nord-ovest e del settore alpino. Anomalie superiori a $+2^{\circ}\text{C}$ sono state registrate ad agosto ($+2,60^{\circ}\text{C}$), dicembre ($+2,24^{\circ}\text{C}$), luglio ($+2,22^{\circ}\text{C}$), marzo e ottobre. I valori di anomalia rappresentano le differenze tra le temperature medie del 2019 e quelle normali riferite al periodo climatologico 1961-1990. L'anomalia della temperatura media (Figura 3.2) è stata più elevata al Nord ($+1,87^{\circ}\text{C}$) e al Centro ($+1,74^{\circ}\text{C}$) e meno elevata al Sud e Isole ($+1,12^{\circ}\text{C}$).

L'andamento nel corso dei mesi è stato analogo nelle tre macroaree geografiche:

- il mese più caldo è stato giugno ovunque, con anomalia di $+4,25^{\circ}\text{C}$ al Nord, $+4,0^{\circ}\text{C}$ al Centro e $+3,27^{\circ}\text{C}$ al Sud e Isole;

- il mese di maggio è stato più freddo della norma in tutte le macroaree, con anomalie comprese tra $-1,86^{\circ}\text{C}$ al sud e Isole e $-1,1^{\circ}\text{C}$ al Nord;

- a gennaio l'anomalia è stata poco superiore alla media al Nord e negativa al Centro e al Sud e Isole.

Le anomalie annuali spazializzate della temperatura media, massima e minima nel 2019 sono illustrate dalle mappe nella Figura 3.3.

Come accaduto spesso negli anni passati, gli scostamenti dalla norma 1961-1990 della temperatura massima sono stati, in media, superiori a quelli della temperatura minima.

Il 2019 si colloca, insieme al 2017, al secondo posto della serie di temperatura massima dopo il 2015 e al quarto posto della serie di temperatura minima.

Su base stagionale, l'autunno ($+1,77^{\circ}\text{C}$) e l'estate ($+2,88^{\circ}\text{C}$) si collocano al terzo posto tra le più calde delle

rispettive serie storiche, mentre l'inverno e la primavera hanno registrato anomalie positive di temperatura più contenute. Per l'inverno, la temperatura media stagionale viene calcolata aggregando i mesi di gennaio e febbraio con il mese di dicembre dell'anno precedente.

Per un'analisi sistematica degli estremi di temperatura, sono stati presi in considerazione alcuni indici definiti da uno specifico Gruppo di Lavoro della Commissione per la Climatologia dell'OMM (Peterson et al., 2001; Toreti e Desiato, 2008). I criteri di selezione delle serie di dati italiani utili e i metodi di calcolo degli indici, che riprendono quelli di valutazioni analoghe a scala globale o continentale (Alexander et al., 2006; Klein Tank e Können, 2003), sono descritti in dettaglio in (Desiato et al., 2013). Per un'analisi dettagliata dei dati e dei metodi di stima degli estremi di temperatura in Italia si rimanda all'articolo (Fioravanti et al., 2015).

Sia per il numero medio di notti tropicali (con temperatura minima maggiore di 20°C , Figura 3.4), che per il numero medio di giorni estivi (con temperatura massima superiore a 25°C , Figura 3.5), il 2019 è stato il ventitreesimo anno consecutivo con anomalie positive rispetto alla media climatologica. Con un aumento medio di $+23$ giorni rispetto al 1961-1990, per il numero medio di notti tropicali il 2019 si colloca al secondo posto della serie storica dal 1961, dopo il 2003, a conferma della marcata anomalia positiva di temperatura registrata in estate.

L'indice WSDI (Warm Spell Duration Index) identifica periodi prolungati e intensi di caldo nel corso dell'anno e rappresenta il numero di giorni nell'anno in cui la temperatura massima giornaliera è superiore al 90° percentile della distribuzione nel periodo climatologico di riferimento, per almeno sei giorni consecutivi. I valori dei percentili sono calcolati su una finestra di 5 giorni centrata su ogni giorno dell'anno. A differenza degli indici basati su un valore soglia prefissato, questo indice, conteggiando le eccedenze rispetto ad una soglia definita dal percentile, è rappresentativo delle variazioni del clima locale. Con un aumento medio di $+29$ giorni rispetto al valore 1961-1990, il 2019 si colloca al sesto

posto, insieme al 2017, tra gli anni con WSDI più elevato, ed è stato il ventitreesimo anno consecutivo con WSDI superiore alla media climatologica. (Figura 3.6).

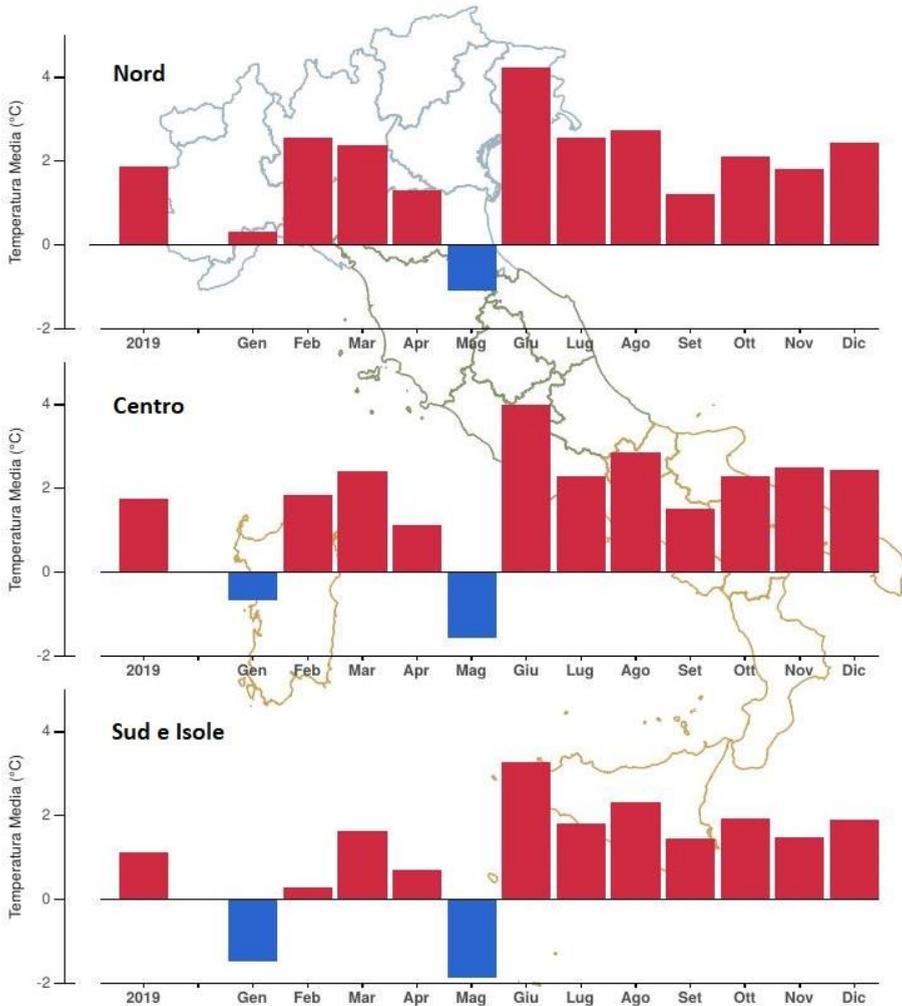


Figura 3.2. Anomalia media 2019 (annuale e mensile) della temperatura media rispetto al valore normale 1961-1990 – Nord, Centro, Sud e Isole.

Fonte: ISPRA

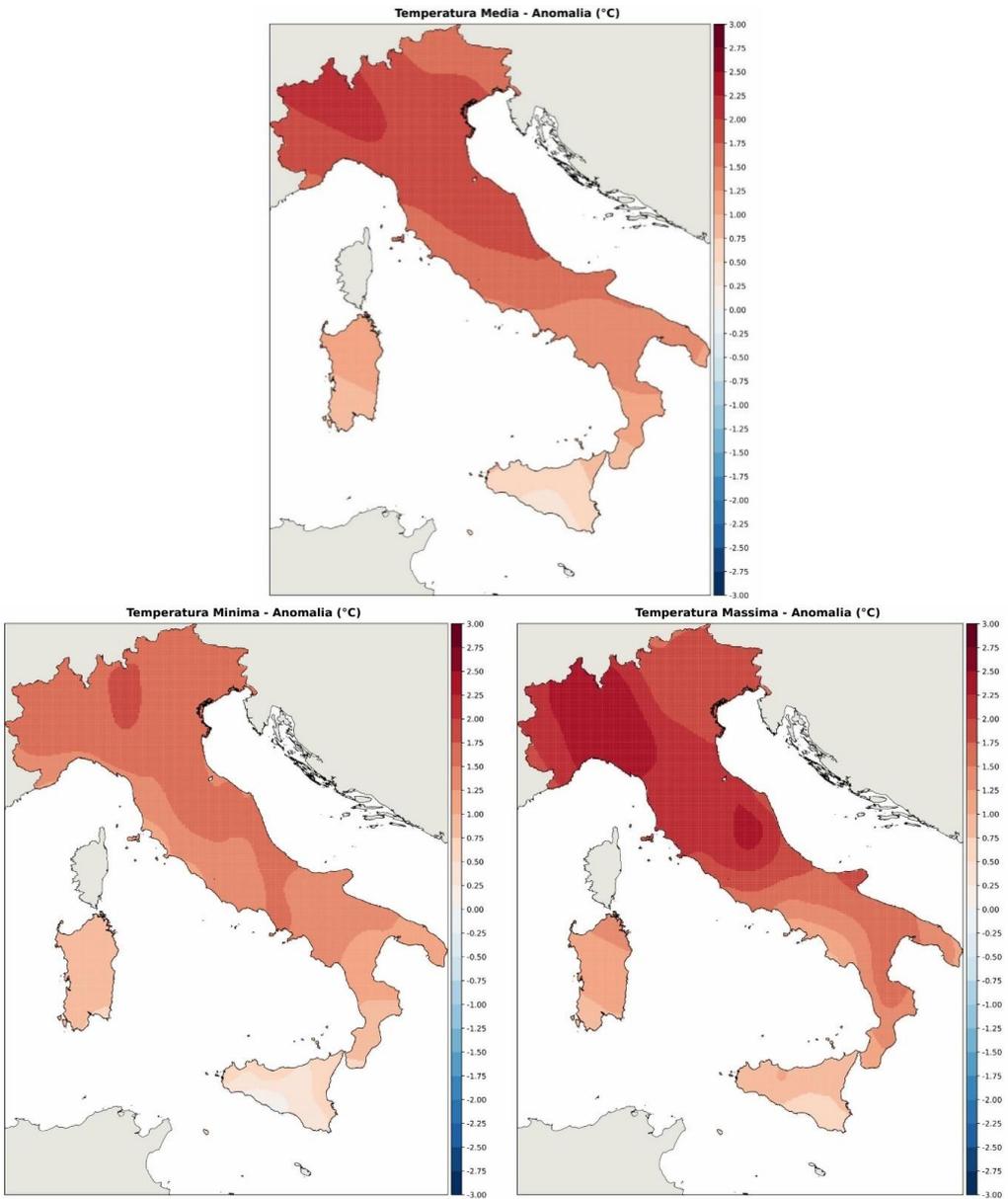


Figura 3.3. Anomalia della temperatura media, minima e massima annuale 2019 rispetto al valore normale 1961-1990.

Fonte:ISPRA

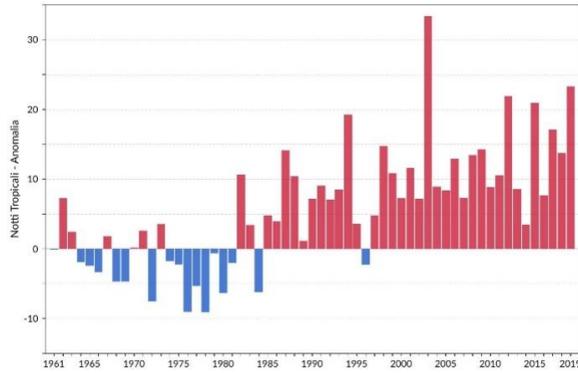


Figura 3.4: Serie delle anomalie medie annuali del numero di notti tropicali in Italia rispetto al valore normale 1961-1990.

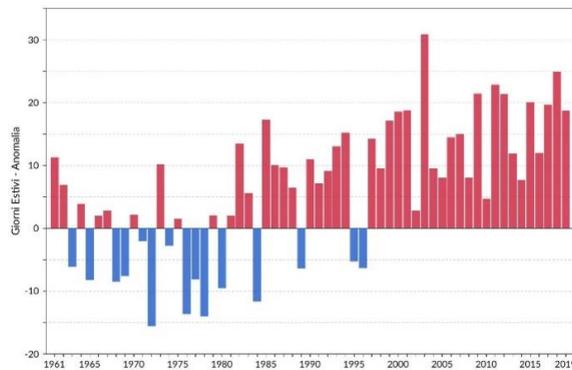


Figura 3.5: Serie delle anomalie medie annuali del numero di giorni estivi in Italia rispetto al valore normale 1961-1990.

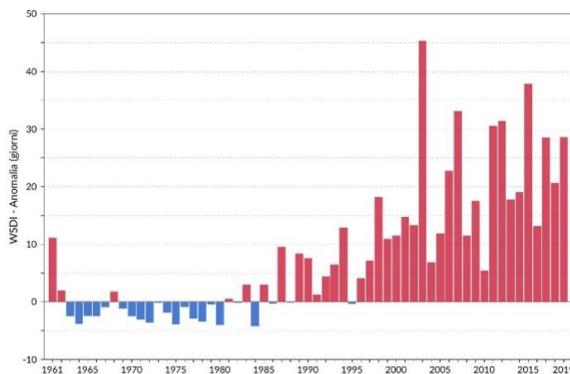


Figura 3.6: Serie delle anomalie medie annuali dell'indice WSDI (Warm Spell Duration Index) in Italia rispetto al valore normale 1961-1990.

3.2.TEMPERATURA - DETTAGLIO REGIONALE

Piemonte

Da un punto di vista meteorologico l'anno 2019 è stato il 4° più caldo degli ultimi 61 anni, con un'anomalia termica media di circa +1,4 °C rispetto alla climatologia del periodo 1971-2000. Ogni mese dell'anno ha registrato anomalie termiche positive tranne maggio, che è risultato il 5° mese di maggio più freddo nella distribuzione storica degli ultimi 62 anni, interrompendo una sequenza di 13

mesi consecutivi con temperature superiori alla norma. A giugno spicca l'eccezionale ondata di calore dei giorni 26-29 giugno nel corso della quale il 46% dei termometri della rete di Arpa Piemonte ha registrato il primato assoluto di temperatura massima. In particolare, il 27 giugno 2019 ha fatto registrare la più elevata temperatura misurata sul Piemonte dal 1958, superando l'11 agosto 2003 (Figura 3.7).

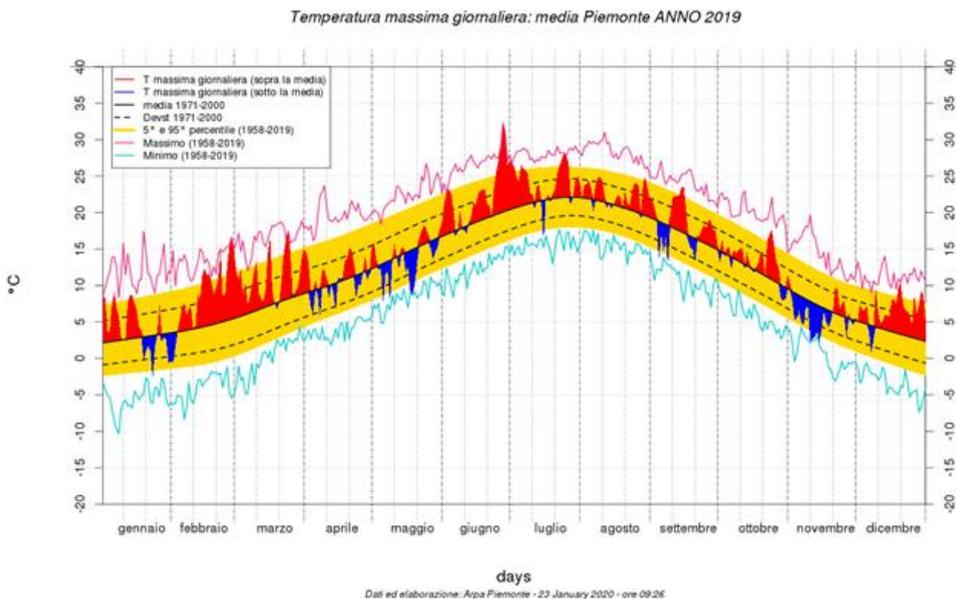


Figura 3.7. Piemonte. Andamento dell'anomalia giornaliera di temperatura (in rosso e in blu) rispetto alla media climatologica 1971-2000 rappresentata dalla linea nera continua. In rosa e verde i valori massimi e minimi della distribuzione dal 1958 ad oggi, in giallo i valori compresi tra il 5° e il 95° percentile.

Fonte: ARPA PIEMONTE

Lombardia

Il 2019 è stato contraddistinto da temperature mediamente superiori a quelle registrate nel periodo recente (2002-2018 nella presente analisi), sulla scia

quindi di un progressivo riscaldamento climatico che trova più ampio riscontro a scala nazionale. Analizzando più nel dettaglio la temperatura media nei singoli mesi (Figura 3.8), le anomalie positive più evidenti emergono nel mese di febbraio (caratterizzato da frequenti episodi

di Foehn), durante i mesi estivi e a dicembre. Degna di menzione è la forte ondata di calore di fine giugno, con temperature massime vicine ai 40 °C in pianura. Relativamente freddo e con un'importante anomalia negativa risulta il mese di maggio, a causa di numerosi

eventi perturbati con afflusso di aria fredda di origine artica.

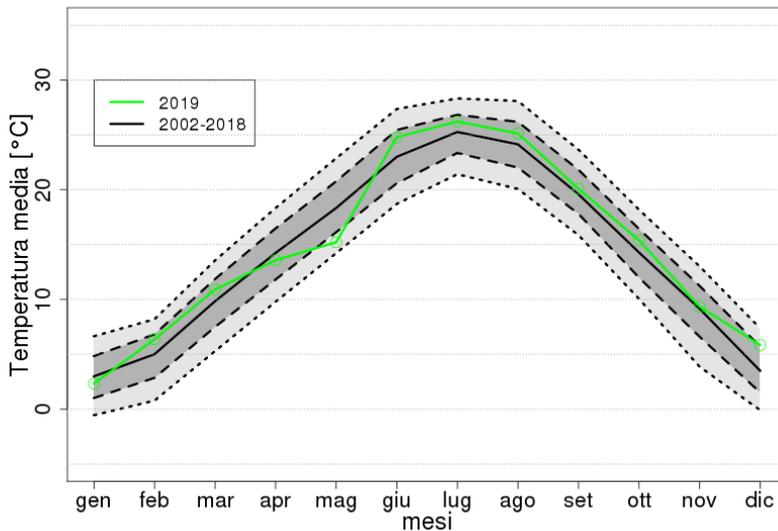


Figura 3.8. Temperatura media giornaliera per mese delle stazioni di pianura (quota < 250 m.s.l.m) misurata dalla rete di monitoraggio meteorologico di ARPA Lombardia.

Le barre verdi rappresentano la mediana della distribuzione delle temperature medie giornaliere osservate in ciascun mese del 2019. La linea nera continua rappresenta la mediana della distribuzione che si ottiene considerando il periodo dal 2002 al 2018; la linea tratteggiata grigio scuro delimita l'area compresa fra il 25-esimo e il 75-esimo percentile della distribuzione, mentre la linea grigia più chiara delimita l'area compresa fra il 10-esimo e il 90-esimo percentile.

Fonte: ARPA LOMBARDIA

Emilia-Romagna

La stagione estiva è stata caratterizzata da temperature particolarmente elevate, soprattutto nel mese di giugno (il secondo più caldo dal 1961, dopo giugno 2003, con diffuse condizioni di alta pressione) e in luglio, mese in

cui si sono verificate due intense brevi ondate di caldo, che hanno fatto registrare massime sino a 37-38 °C; il numero di giorni favorevoli alla formazione di ozono riscontrati nel 2019 sono i più alti dopo quelli del 2003 (Figura 3.9). I giorni "favorevoli alla formazione di ozono"

sono quelli in cui la temperatura massima è maggiore di 29°C.

Il 2019, con uno scostamento di circa +0,7 °C sul clima recente (1991 - 2015) e +1,7 °C sul clima 1961-1990, è stato, nel complesso e in media, il quarto anno più caldo dopo il 2014, 2015 e 2018. È stato, inoltre, il più mite in assoluto dal 1961 per le temperature medie di dicembre, e il più caldo per le temperature massime assolute a giugno. E' stato anche un anno caratterizzato da un'estrema variabilità nell'andamento termico. Il mese di

giugno, nel complesso il secondo più caldo dal 1961 dopo giugno 2003, è stato preceduto da un maggio tra i più freddi dal 1961, con valori massimi inferiori di oltre 4 °C rispetto alle medie 2001-2015. Va ricordato che, a cavallo dei due mesi, le temperature si sono alzate improvvisamente di circa 15 °C nel corso di una settimana. In pianura, sono state registrate fino a 60 notti tropicali, nei principali centri urbani e lungo la costa, mentre sui rilievi il numero di notti tropicali è variato da 0 a 20. A livello regionale, la media dell'indicatore, per il 2019, è di circa 4 notti.

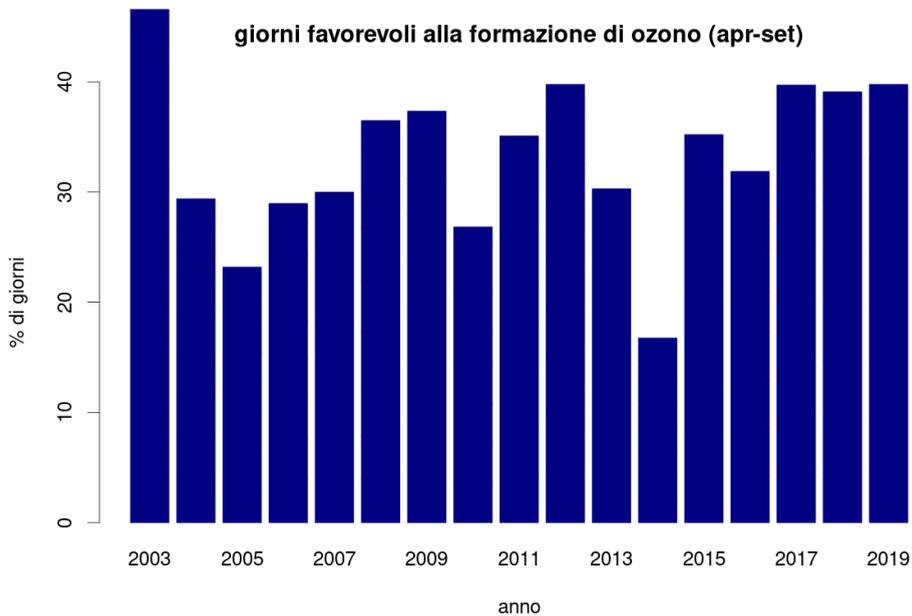


Figura 3.9. Emilia-Romagna, 2003 - 2019. Percentuale di giorni favorevoli alla formazione di ozono (periodo aprile - settembre di ciascun anno)
Legenda: giorni "favorevoli alla formazione di ozono": quelli in cui la temperatura massima è maggiore di 29°C.

Fonte: ARPAE. Emilia-Romagna

3.3. PRECIPITAZIONI

Nel 2019 in Italia le precipitazioni sono state superiori alla media climatologica (ISPRA, 2020b).

L'andamento delle precipitazioni in Italia negli ultimi decenni è illustrato dalle serie di anomalie di

precipitazione cumulata annuale nel periodo 1961-2019, rispetto al valore climatologico 1961-1990 (Figura 3.10).

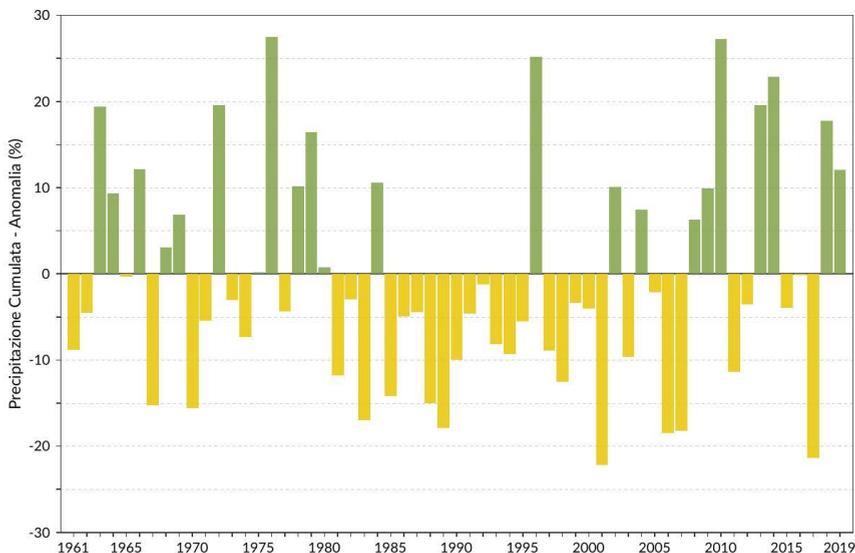


Figura 3.10 Serie delle anomalie medie in Italia, espresse in valori percentuali, della precipitazione cumulata annuale rispetto al valore normale 1961-1990.

Fonte: ISPRA

Con un'anomalia di precipitazione cumulata media in Italia di +12% circa, il 2019 si colloca all'undicesimo posto tra gli anni più piovosi dell'intera serie dal 1961.

L'andamento delle precipitazioni nel corso dell'anno è illustrato dai grafici in Figura 3.11 e dalle mappe in Figura 3.12a e 3.12b, in cui sono rappresentate le anomalie di precipitazione cumulata rispetto ai valori climatologici normali 1961-1990.

L'anomalia presenta differenze anche sensibili tra diverse aree del territorio italiano. Le precipitazioni sono

state superiori alla norma soprattutto al Nord, dove l'anomalia annuale del 2019 (+21%) risulta essere la quinta più elevata di tutta la serie, seguito dal Centro (+9%) e dal Sud e Isole, dove la precipitazione cumulata annuale è stata appena superiore alla norma (+4%). Nel corso dell'anno, tuttavia, mesi molto piovosi si sono alternati ad altri più secchi. Maggio, luglio e soprattutto novembre sono stati caratterizzati da piogge abbondanti, estese a tutto il territorio nazionale, mentre a marzo e giugno, le piogge sono state scarse in tutte le regioni.

Sull'intero territorio nazionale novembre è stato il mese mediamente più piovoso, con una prolungata fase di maltempo che ha portato persistenti e abbondanti piogge, con totali medi areali tra 2 e 3 volte superiori alle attese e un'anomalia media nazionale di +144%. Al Nord il mese più piovoso si conferma novembre, con un picco di anomalia positiva di +200%, seguito da dicembre (+77%) e maggio (+75%); al Centro e al Sud i mesi relativamente più piovosi sono stati maggio (rispettivamente +142% e +122%), novembre e luglio.

I mesi più secchi rispetto alla norma sono stati giugno (soprattutto al Centro, anomalia di -86%) seguito da marzo (soprattutto al Centro e al Nord, con anomalia rispettivamente -76% e -72%), febbraio, gennaio limitatamente al Nord ed al Centro, e infine agosto.

Le mappe delle figure 3.12a e 3.12b mostrano l'andamento delle precipitazioni sul territorio nazionale per ciascun mese. Vengono messe in rilievo le caratteristiche di notevole e diffusa piovosità nei mesi di maggio (ad eccezione di Alpi e Prealpi centro-occidentali) e novembre, e, in misura inferiore e meno uniforme sul territorio nazionale, di luglio; nonché di relativa siccità nei mesi di marzo e giugno, e in misura inferiore nei mesi di febbraio ed agosto; nel mese di gennaio le precipitazioni sono state nettamente inferiori alla media al Nord.

Dalle serie di anomalia della precipitazione cumulata stagionale si rileva che l'autunno e la primavera sono state stagioni più piovose della norma, mentre l'inverno e l'estate sono state mediamente più secche. L'autunno (anomalia media +47%) e la primavera (+19%) si collocano rispettivamente al sesto e al settimo posto tra le più piovose dell'intera serie dal 1961; l'inverno (anomalia media -37%) si colloca invece al settimo posto tra le meno piovose. Per l'inverno, la precipitazione cumulata stagionale viene determinata aggregando i mesi di gennaio e febbraio con il mese di dicembre dell'anno precedente.

Anche nel 2019 non sono mancati eventi di precipitazione intensa, di breve, media e lunga durata. I valori più elevati di precipitazione giornaliera sono stati

registrati il 21 ottobre in Liguria e Piemonte, nelle province di Genova e Alessandria, con precipitazioni cumulate nelle 24 ore comprese fra 400 e 500 mm, con un massimo di 502 mm a Campo Ligure (GE). Il 25 ottobre in Sicilia sono stati registrati 249 mm di precipitazione a Ispica (RG, rete SIAS). Altre aree che hanno registrato precipitazioni giornaliere intense sono la parte settentrionale del Veneto e buona parte del Friuli Venezia Giulia, dove sono stati superati localmente i 200 mm di precipitazione. Riguardo agli indici climatici rappresentativi delle condizioni di siccità, nella Figura 3.13 sono rappresentati i valori del numero di giorni asciutti (con precipitazione inferiore o uguale a 1 mm). I valori più elevati si registrano in Sicilia, con il massimo a Catania di 318 giorni, 317 giorni a Lentini (SR), e 316 giorni ad Agrigento (SR); valori elevati si registrano anche in Pianura Padana, sulla Liguria di Levante, sulla costa toscana e del Lazio settentrionale, sulle coste adriatica e ionica e su gran parte di Sicilia e Sardegna. I valori più bassi (fino a circa 220 giorni asciutti) si registrano su Alpi e Prealpi centro-orientali e sulla dorsale appenninica.

Nella Figura 3.14 sono rappresentati i valori di un altro indice di siccità, il Consecutive Dry Days (CDD), che rappresenta il numero massimo di giorni consecutivi nell'anno con precipitazione giornaliera inferiore o uguale a 1 mm. I valori più alti si registrano nella parte meridionale della Sardegna e della Sicilia (fino a 97 giorni secchi consecutivi). I valori più bassi si registrano sulla dorsale appenninica e su Alpi e Prealpi (fino a 15 giorni).

Come per la temperatura, per valutare l'andamento della frequenza, dell'intensità e dei valori estremi di precipitazione, sono stati presi in considerazione alcuni indici definiti dal Gruppo di Lavoro della Commissione per la Climatologia dell'OMM (Peterson et al., 2001). Complessivamente, dall'analisi delle serie temporali di questi indici, sulla base delle stazioni disponibili, non emergono segnali netti di variazioni nel medio-lungo periodo. Si può tuttavia segnalare che il 2019 ha registrato anomalie positive di tutti gli indici al Nord e al Centro, a conferma di un anno caratterizzato da diversi eventi di intensa precipitazione.

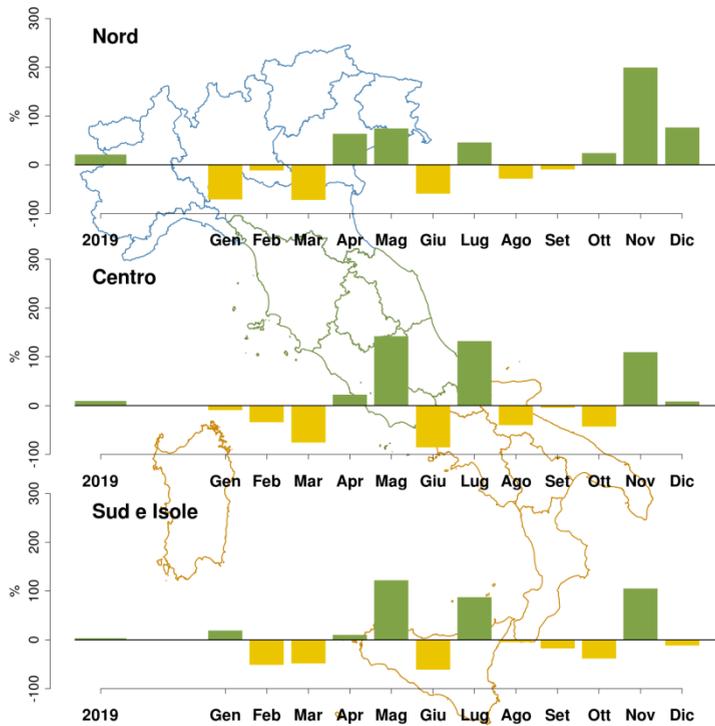


Figura 3.11 Anomalia media mensile ed annuale 2019, espressa in valori percentuali, della precipitazione cumulata Nord, Centro, Sud e Isole, rispetto al valore normale 1961-1990.

Fonte:ISPRA

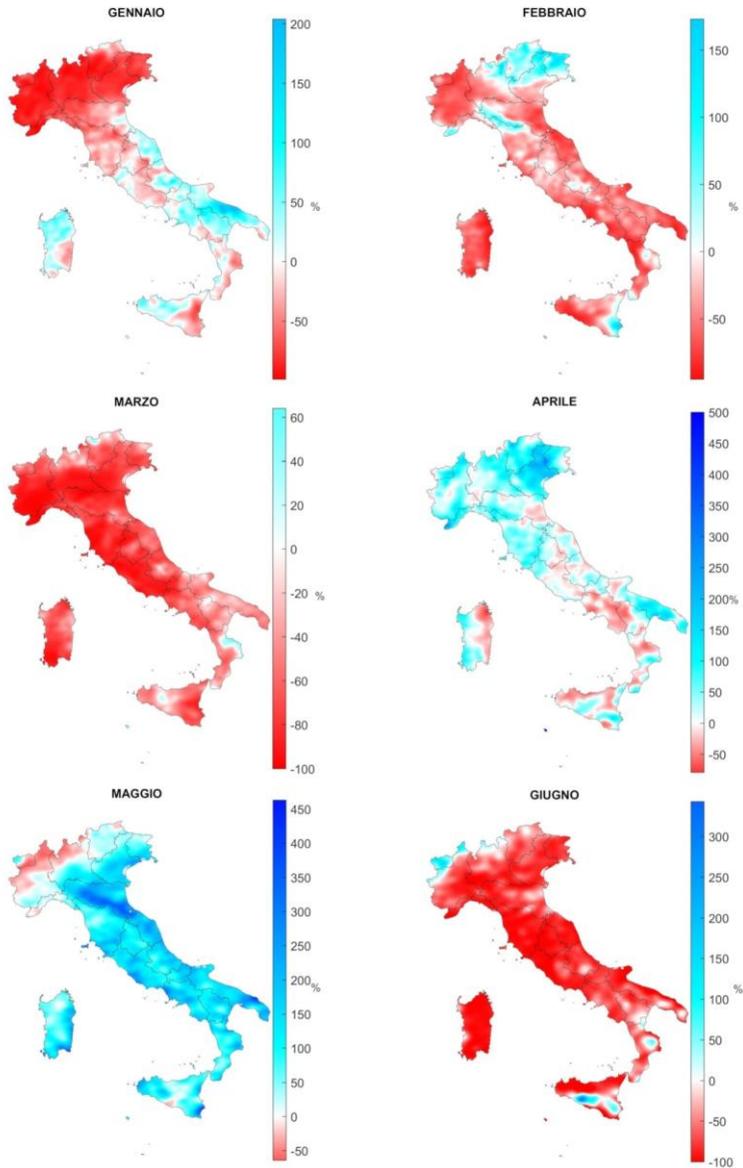


Figura 3.12a Anomalie della precipitazione cumulata mensile (gennaio-giugno) 2019, espresse in percentuali, rispetto al valore normale 1961-1990. Stessi colori rappresentano stessi valori di anomalia in tutte le mappe.

Fonte: ISPRA

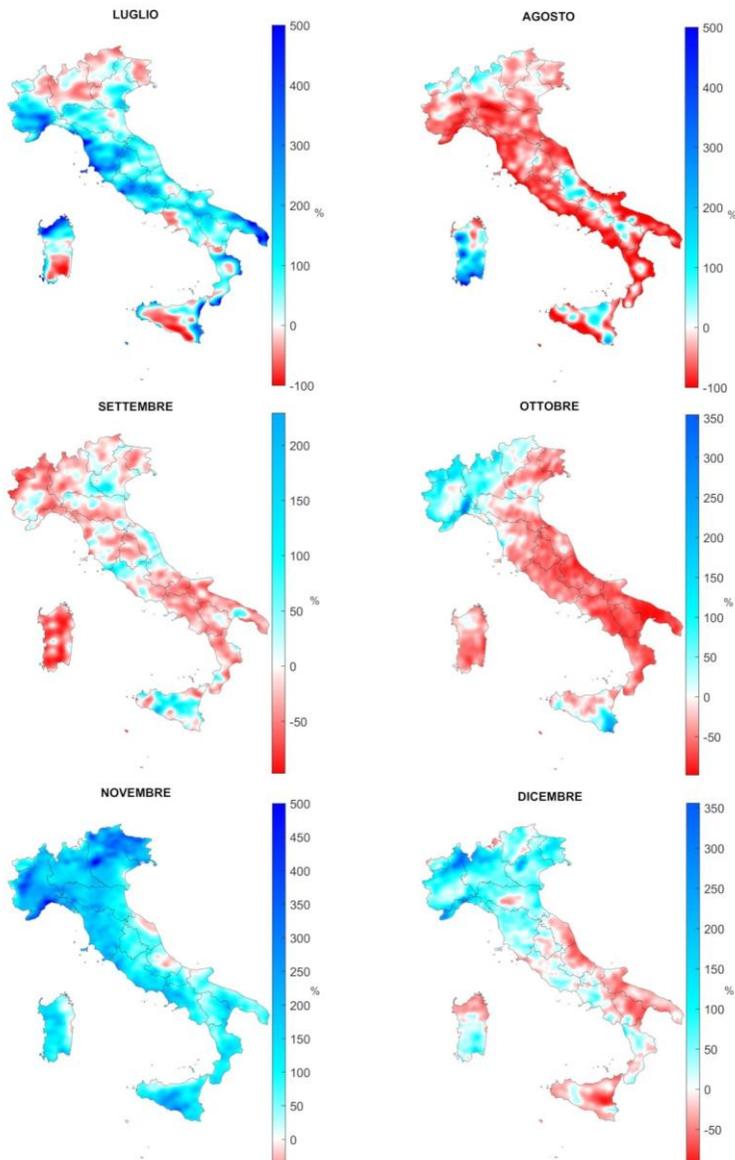


Figura 3.12b: Anomalie della precipitazione cumulata mensile (luglio-dicembre) 2019, espresse in percentuali, rispetto al valore normale 1961-1990. Stessi colori rappresentano stessi valori di anomalia in tutte le mappe.

Fonte: ISPRA

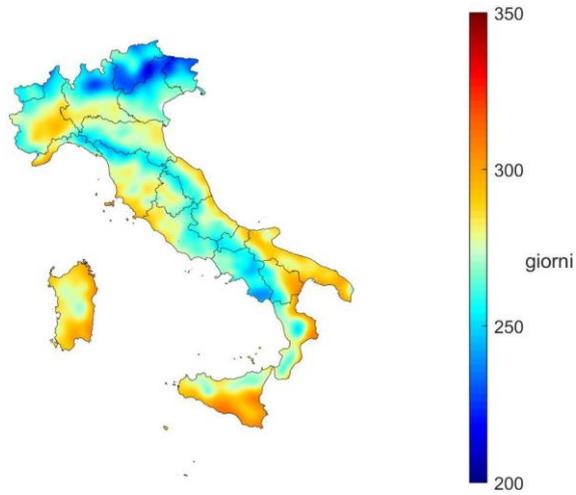


Figura 3.13: Giorni asciutti nel 2019.

Fonte: ISPRA

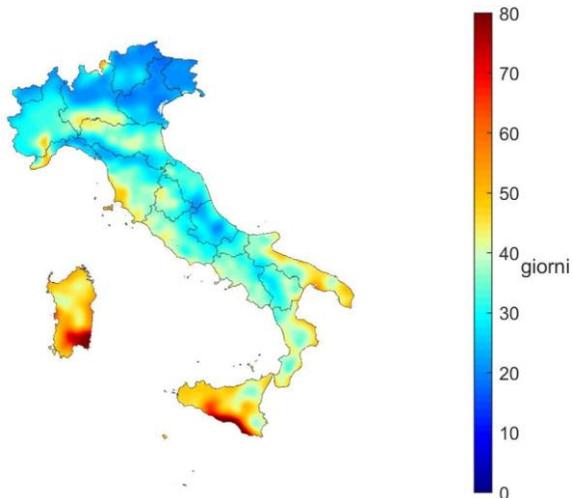


Figura 3.14: Indice di siccità (Consecutive Dry Days - CDD) nel 2019.

Fonte: ISPRA

3.4. PRECIPITAZIONI - DETTAGLIO REGIONALE

Piemonte.

Il 2019 ha visto i primi tre mesi caratterizzati da una predominanza di giornate con tempo stabile e soleggiato, in particolare a gennaio sono stati registrati 21 giorni con assenza di precipitazioni e di vento, 21 anche a febbraio e 16 nel mese di marzo. L'ultimo trimestre del 2019 ha visto condizioni di tempo più perturbato e nella prima metà di ottobre si sono avuti 14 giorni con assenza di precipitazione e di vento, a novembre solo 8 e a dicembre 15.

Nel mese di gennaio le giornate di tempo stabile sono state intervallate da eventi intensi di foehn il 6 ed il 14 e da neviccate in pianura il 23 e 24 ed il 30 e 31. Le neviccate sono proseguite anche nei primi tre giorni di febbraio, inoltre la regione è stata interessata da eventi di foehn dal 10 al 12 ed il 22 febbraio.

Nel mese di marzo il passaggio di una saccatura atlantica ha causato piogge intense il 6 e il 7; nelle giornate del 15 e del 16 si sono avute condizioni di foehn.

Per quanto riguarda l'analisi annuale delle precipitazioni, l'apporto totale annuo è stato pari a 1295.5 mm, portando il 2019 ad essere il nono degli anni più piovosi. Durante tutto l'anno i valori di pioggia sono stati al di sotto della media climatica fino a ottobre, quando si sono verificati

eventi alluvionali intensi che hanno fatto superare sensibilmente i valori climatologici. Ad ottobre e novembre si è registrata una marcata anomalia pluviometrica a cui hanno contribuito due eventi di precipitazioni intense e persistenti; il primo si è verificato nei giorni 19-24 Ottobre 2019 ed il secondo tra il 22 ed il 25 Novembre 2019. Da evidenziare l'evento pluviometrico dei giorni 19-24 Ottobre 2019, nel corso del quale si sono verificate situazioni di criticità nel territorio piemontese e il pluviometro di Gavi (AL) ha registrato 432,2 mm in 12 ore e 480 mm in 24 ore che rappresentano i primati assoluti per le stazioni piemontesi della rete di Arpa Piemonte, e quello dei giorni 22-25 Novembre 2019, che ha causato precipitazioni intense e persistenti sul territorio piemontese con diffuse situazioni di criticità. In generale, l'autunno è stato particolarmente piovoso, con un numero di giorni piovosi superiori alla media (Figura 3.15).

Per quanto riguarda i venti, durante il 2019 sono stati registrati sulla regione 86 giorni di foehn superando così il precedente valore massimo di 84 registrato nel 2009 e nel 2017 (mediamente in Piemonte ci sono 66 giorni di foehn all'anno).

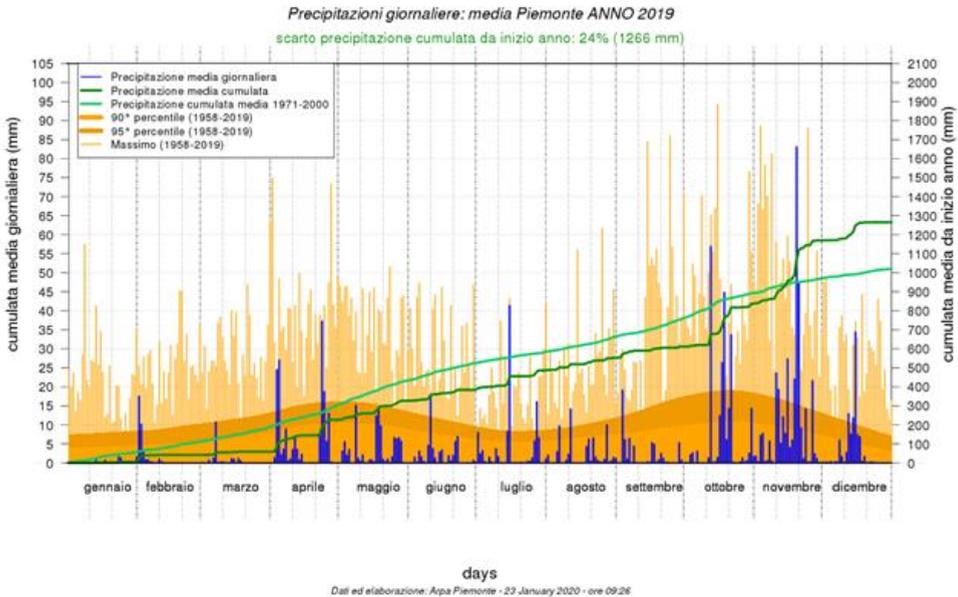


Figura 3.15. 2019 - Andamento della precipitazione giornaliera (in blu), cumulata annuale (in verde scuro), media climatologica del valore cumulato annuale (verde chiaro). L'istogramma in giallo è costruito con i valori massimi della distribuzione dal 1958 ad oggi, le bande arancioni rappresentano il 95° e 90° percentile della distribuzione.

Fonte: ARPA PIEMONTE

Lombardia

Nel 2019 la precipitazione annua totale è risultata essere mediamente superiore a quella degli ultimi anni (periodo 2002-2018), ma caratterizzata altresì da un andamento stagionale che segue, amplificandolo, l'andamento stagionale medio (fig. 3.16): si contraddistingue infatti per scarsità di precipitazioni nei primi mesi dell'anno (da gennaio a febbraio), che risultano sotto la media, e in una

accentuazione del massimo di precipitazione tardo primaverile (aprile e maggio), che risulta pari o sopra alla media. I mesi estivi, con l'eccezione di un giugno poco piovoso, sono stati generalmente confrontabili agli altri anni, mentre è stato particolarmente abbondante il periodo precipitativo di fine autunno e inizio inverno. A quest'ultimo proposito si citano cumulate in novembre fino a 500 - 600 mm sulle Prealpi, valori questi tra i più elevati degli ultimi 20 anni per questo mese.

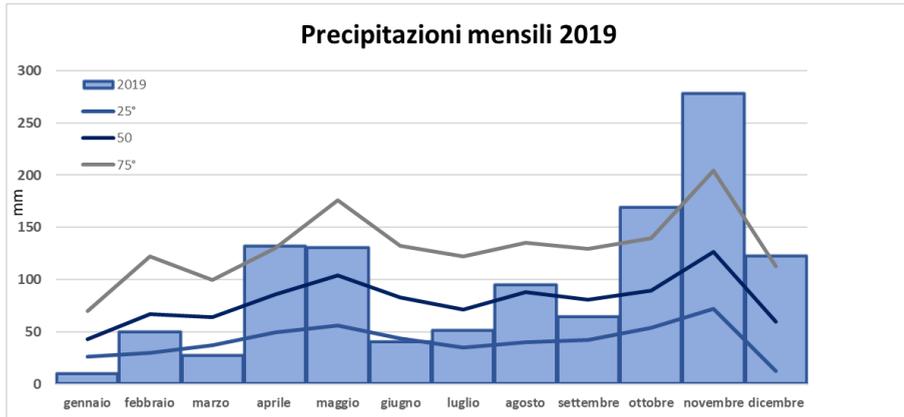


Figura 3.16. Mediana delle cumulate mensili registrate dalle stazioni automatiche della rete di monitoraggio di ARPA Lombardia nel 2019 (barre), confrontate con il 25°, 50°, 75° percentile delle precipitazioni totali mensili registrate dalle stesse stazioni tra il 2002 e il 2018 (linee).

Fonte: ARPA LOMBARDIA

Provincia di Bolzano

Il gennaio 2019 è stato caratterizzato da frequenti situazioni di Föhn, soprattutto nella parte meridionale della provincia, con conseguente rimescolamento dell'aria e beneficio per la qualità dell'aria. Nel confronto fra marzo 2018 e 2019 si evidenzia il diverso quadro delle temperature, nettamente più rigide nel 2018 rispetto al 2019. A fronte di un aprile 2018 particolarmente mite dal punto di vista delle temperature, l'aprile 2019 è stato molto variabile e più ventoso. Il mese di maggio 2019 è stato particolarmente ricco di precipitazioni, in tutta la provincia di Bolzano. I mesi di ottobre 2018 e 2019 sono risultati simili dal punto di vista delle temperature; le precipitazioni sono state globalmente maggiori nel 2018, ma concentrate in pochissimi giorni, mentre nel 2019 sono state distribuite su tutto il mese, portando un maggior beneficio ambientale in termini di qualità dell'aria. Il novembre 2019 è stato un mese estremamente piovoso: una serie di depressioni mediterranee hanno infatti causato abbondanti precipitazioni con problemi di interruzione della fornitura elettrica e di chiusura di strade.

Veneto

Dal punto di vista meteo climatico, il mese di Gennaio 2019 è stato piuttosto secco e si sono verificati solo quattro passaggi di perturbazioni a metà e alla fine del mese. Al tempo stesso, però si sono verificate numerose giornate ventose per correnti da nord, con foehn nelle valli e anche in pianura nella prima settimana dell'anno, e nella seconda metà del mese, e per un episodio di Bora all'inizio della terza decade. In febbraio sono prevalsi i periodi con tempo stabile, anche con forti inversioni termiche a metà mese, che hanno determinato condizioni favorevoli al ristagno delle polveri sottili. Nel mese di marzo le fasi con tempo stabile nel corso delle quali è stato favorito l'accumulo degli inquinanti sono state intervallate da qualche episodio di instabilità (nei giorni 4, 11, 18 e 25), che ha favorito il rimescolamento. In settembre e ottobre il passaggio di alcuni impulsi perturbati si è alternato a fasi di tempo stabile, interrompendo i periodi di accumulo delle polveri sottili, mentre in novembre e dicembre i passaggi di perturbazioni molto frequenti hanno creato condizioni atmosferiche dispersive.

Emilia-Romagna

Il 2019 risulta tra i dieci anni più piovosi dal 1961 e presenta una elevatissima variazione pluviometrica.

Le precipitazioni sono state generalmente superiori alla norma, con alcune sporadiche eccezioni. L'inverno è stato molto secco, mentre la primavera, dopo un marzo ancora decisamente siccitoso, è risultata molto piovosa, con elevate piogge a maggio (156 mm in più rispetto alla media climatologica di riferimento, quasi 4 volte la media 2001-2015). Le piogge mensili di giugno 2019 sono state all'opposto le più basse dal 1961. L'autunno è risultato molto piovoso presentando il novembre più piovoso di sempre (media regionale di 270 mm, pari al 250% in più della media del periodo 2001-2015, sempre dal 1961). L'andamento temporale del numero di giorni piovosi

evidenzia, per il 2019, una media regionale annua di circa 130 giorni. Il valore registrato nel 2019 è superiore al valore climatico di riferimento.

Il 2019 è stato caratterizzato da anomalie meteo climatiche legate all'alternarsi di periodi di tempo in prevalenza stabile, con forti anomalie negative delle precipitazioni (Gennaio, Febbraio e Ottobre), a periodi in cui si è avuto invece un tempo decisamente perturbato, con precipitazioni elevatissime (Maggio e Novembre). Nei mesi di Gennaio e Febbraio si sono verificati periodi con condizioni di alta pressione, assenza di precipitazioni e scarsa ventilazione che hanno determinato un numero elevato di giornate con condizioni favorevoli all'accumulo degli inquinanti.

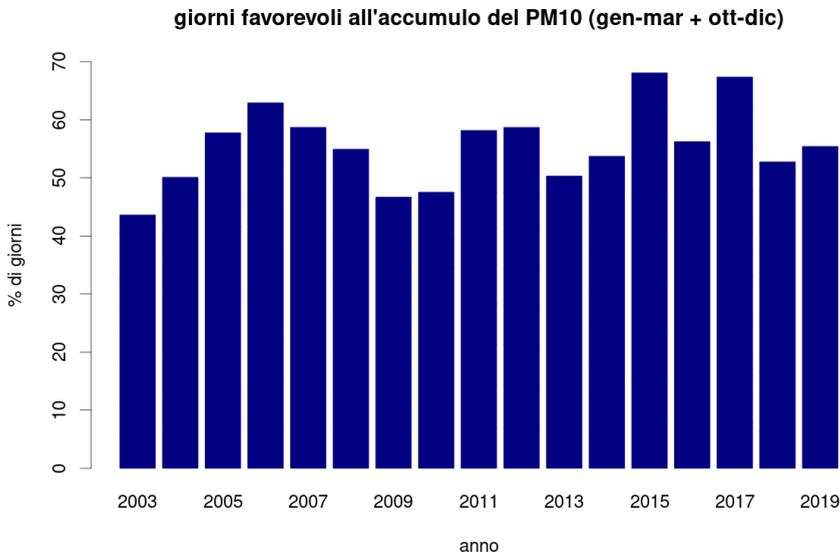


Figura 3.17. Percentuale di giorni favorevoli all'accumulo del PM₁₀ (primo e ultimo trimestre di ciascun anno) in Emilia-Romagna (2003 – 2019).
 Legenda: Giorni favorevoli all'accumulo di PM₁₀: giornate senza pioggia (precipitazione < 0.3 mm) in cui l'indice di ventilazione giornaliero, inteso come il prodotto dell'altezza di rimescolamento media giornaliera e dell'intensità media giornaliera del vento, è inferiore a 800 m²/s.

Fonte: ARPAE Emilia-Romagna

Anche il mese di ottobre ha registrato condizioni che hanno comportato un numero di giornate favorevoli all'accumulo di PM₁₀ superiore a quelle che hanno caratterizzato il periodo 2003-2018. Per contro, pressoché in tutta la regione novembre ha registrato il più basso numero di giorni favorevoli nello stesso periodo. Ciò ha portato a un numero di giorni favorevoli all'accumulo degli inquinanti leggermente superiore al 2018, senza discostarsi comunque molto da quest'ultimo (Figura 3.16). I giorni "favorevoli all'accumulo di PM₁₀" riportati in figura sono definiti come le giornate senza pioggia (precipitazione < 0.3 mm) in cui l'indice di ventilazione giornaliero, inteso come il prodotto dell'altezza di rimescolamento media giornaliera e dell'intensità media giornaliera del vento, è inferiore a 800 m²/s.

Campania.

Dall'analisi dei dati di precipitazione (Figura 3.14) misurati dalle centraline meteo del Centro Funzionale della Regione Campania di Napoli-Capodimonte, Grazzanise, San Marco Evangelista e Ariano Irpino, risulta che novembre è stato il mese più piovoso del 2019, seguito dal mese di maggio e dal mese di gennaio. In novembre, in particolare, sono stati registrati eventi di precipitazione intensa legati a perturbazioni che hanno interessato la regione per buona parte del mese. I mesi di febbraio e marzo sono risultati poco piovosi e interessati mediamente da campi di alta pressione.

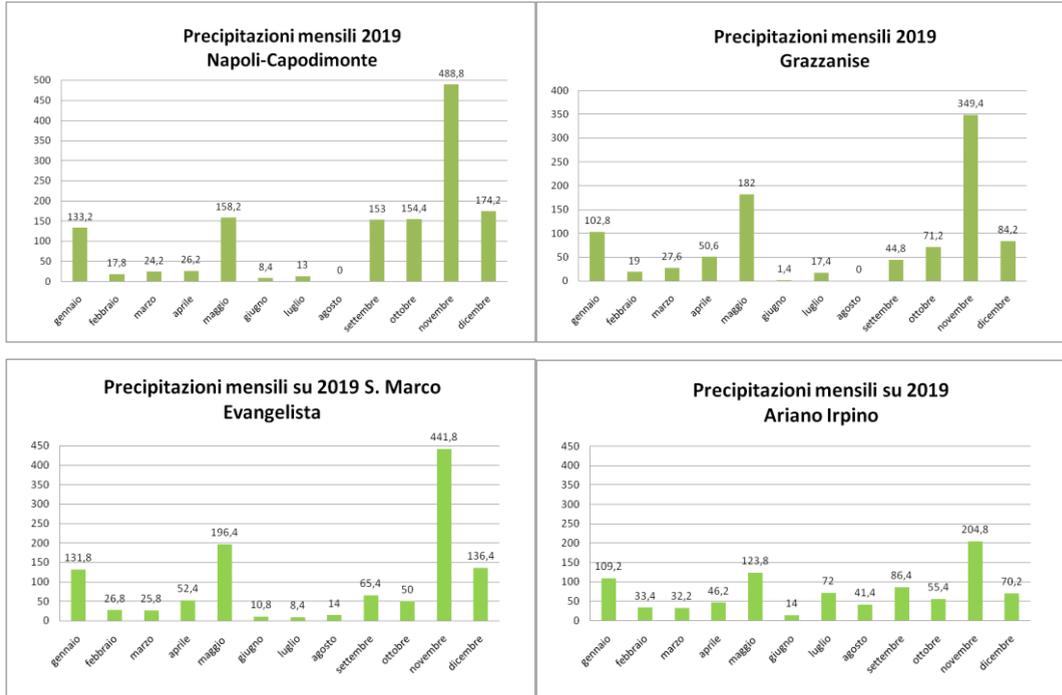


Figura 3.18. Precipitazione cumulata mensile determinata nelle centraline del Centro Funzionale della Regione Campania di Napoli-Capodimonte, Grazzanise, San Marco Evangelista e Ariano Irpino. Fonte: ARPA CAMPANIA

Sardegna

Nei mesi di gennaio, novembre e dicembre, non vi sono stati periodi di persistenza di condizioni anticicloniche e di stabilità atmosferica. Anche in questo caso il mese di novembre è stato caratterizzato da precipitazioni pressoché ovunque sopra media, con l'eccezione di alcune limitate zone della Sardegna orientale che

presentano anomalie negative generalmente contenute entro il 25%. La parte orientale della regione è inoltre l'unica ad avere ricevuto un apporto di precipitazioni comunque più vicino alla media, mentre la gran parte dell'Isola ha ricevuto apporti doppi o tripli rispetto ad essa, con alcune zone che presentano anomalie positive addirittura superiori.

4. MATERIALE PARTICOLATO

4.1. CARATTERISTICHE CHIMICO FISICHE E SORGENTI

Il materiale particolato aerodisperso viene definito come una sospensione di particelle solide o liquide relativamente stabili nell'aria circostante (aerosol). Questa sospensione può essere costituita da una varietà di particelle di diversa dimensione e composizione in funzione della loro origine.

Le particelle emesse direttamente nell'atmosfera sono dette primarie, mentre quelle che si formano in atmosfera sono dette secondarie.

Le principali sorgenti antropiche di particelle primarie sono, i processi di combustione negli impianti domestici di riscaldamento alimentati a biomassa legnosa, i veicoli dotati di motore a combustione interna e le attività industriali.

Le particelle nell'intervallo di diametro tra 0,01 e 100 μm sono quelle che rivestono un maggior interesse data la possibilità di essere inalate. L'intervallo dimensionale compreso tra 0,01 e 0,1 μm viene definito come "modo ultrafine" o, da alcuni autori, dei "nuclei di Aitken". Oltre ad essere prodotte ed emesse direttamente dalle sorgenti primarie, esse si formano in atmosfera per nucleazione omogenea di vapori sovrasaturi (SO_2 , NH_3 , NO_x , e prodotti della combustione). Le particelle in questo intervallo sono numericamente prevalenti, sebbene contribuiscano in modo poco rilevante alla massa complessiva dei campioni di particolato rilevabili in aria. Le particelle comprese tra 0,1 e 2,5 μm sono note come "modo di accumulazione" o "fini". La loro formazione avviene per coagulo delle particelle ultrafini (UF) e attraverso i processi di conversione gas-particella, conosciuti anche come nucleazione eterogenea, oppure per condensazione di gas su particelle preesistenti nell'intervallo di accumulazione. Queste, insieme alle

particelle di dimensioni maggiori, contribuiscono alla gran parte della massa di particolato, sebbene numericamente rappresentino una quota minoritaria, rispetto alle particelle ultrafini.

Le particelle nell'intervallo dimensionale 2,5 – 100 μm vengono dette "grossolane" (in inglese *coarse*). Queste sono prevalentemente prodotte da processi meccanici (macinazione, erosione, risospensione meccanica, fenomeni di attrito nei trasporti su strada – quali usura dei freni, dei pneumatici e abrasione delle strade). Anche materiale biogenico, come pollini e spore fungine aerodisperse ricade in questo intervallo dimensionale. Il loro contributo alla massa è variabile in dipendenza del prevalere dei meccanismi di formazione e diffusione di questa frazione rispetto alla frazione fine nella zona in esame, mentre il contributo al numero totale di particelle è minimo.

In generale si può affermare che la distribuzione dimensionale e la composizione del materiale particolato sono molto variabili in dipendenza di diversi fattori, che possono essere individuati principalmente nelle sorgenti locali e nella modulazione temporale della intensità di emissione, nella modalità con cui i parametri meteorologici influenzano l'accumulo e la reattività in atmosfera dei precursori del particolato secondario e delle particelle primarie, e negli eventi di intrusione a livello del suolo di particelle trasportate a media o lunga distanza sia di origine naturale che antropica.

Con riferimento alla composizione, si possono individuare cinque classi di particolato: primario antropogenico, primario biogenico, secondario, crostale e spray marino.

Il primario antropogenico è prevalentemente associato al modo ultrafine, ed è quantitativamente più rilevante nelle vicinanze delle sorgenti lineari (strade, autostrade);

tuttavia quote non trascurabili di particelle primarie sono individuabili in tutti gli intervalli dimensionali. Ad esempio è stata evidenziata la presenza nella frazione coarse di numerosi composti contenenti elementi di transizione originati da fenomeni di attrito propri dei mezzi di trasporto, come i residui particolati dei sistemi frenanti (Canepari et al., 2008). Molti costituenti del particolato ritenuti ad alta rilevanza tossicologica vengono emessi direttamente dalle diverse fonti antropiche e quindi vanno a costituire una parte importante del particolato, ad esempio: idrocarburi policiclici aromatici, cadmio, arsenico, nichel e loro composti.

Tra i costituenti del particolato primario antropogenico va ricordato il carbonio elementare; sebbene non esista una definizione univoca e condivisa, operativamente si può intendere per carbonio elementare la frazione del particolato carbonioso resistente all'ossidazione a temperatura inferiore a 400 °C, emesso direttamente nei processi di combustione incompleta. È stato evidenziato che circa il 70% della massa del particolato diesel è in forma di carbonio elementare. Il carbonio organico, ovvero la miscela di idrocarburi e composti ossigenati del carbonio che non resiste all'ossidazione, può invece essere sia di tipo primario che secondario, e di origine naturale o antropica.

Il particolato secondario è associato prevalentemente al modo di accumulazione; quantitativamente è dominato da solfati e nitrati di ammonio, oltre che da composti del carbonio organico, originati da fenomeni di condensazione gas-particella o particella-particella. Le sorgenti principali del particolato secondario sono la combustione negli impianti di riscaldamento domestico, alimentati a biomassa legnosa, i prodotti di scarico dei veicoli dotati di motore termico e l'agricoltura.

Il particolato "crostale" (sali di metalli alcalino terrosi, sali di ferro e alluminio, particelle di natura silicea) è prevalentemente di origine naturale e associato alla frazione "coarse"; la sua presenza è dovuta al sollevamento dal suolo di materiale terrigeno o a fenomeni di intrusione di materiale trasportato da lunga distanza. In questa frazione si rilevano le quote più alte di sali di ferro (che può avere un ruolo fondamentale nei

meccanismi di azione biologica del particolato inalato, poiché partecipa con azione catalitica alla formazione di radicali dell'ossigeno).

Il particolato di origine marina è ovviamente più rilevante nelle zone costiere sebbene possa essere trasportato a media-lunga distanza. La sua presenza è variabile notevolmente in dipendenza dei fattori meteo-climatici che ne favoriscono la dispersione dalla superficie del mare; generalmente è evidenziabile attraverso l'analisi chimica del particolato, prevalentemente nel modo di accumulazione, come sali di cloro e solfati di potassio e sodio.

Nella frazione dimensionale 0,1-2,5 µm possono spesso essere presenti anche particelle di origine biologica - particolato biogenico - come residui vegetali, batteri, lieviti, e virus. Le particelle fini, in generale hanno tempi di residenza in atmosfera dell'ordine dei giorni e possono essere trasportate a lunga distanza.

Gli indicatori utilizzati per la stima dell'esposizione al materiale particolato in aria ambiente sono:

- la concentrazione di massa del particolato inalabile (polveri totali sospese);
- la concentrazione di massa del particolato selezionato in base al diametro aerodinamico mediante teste selettive con taglio a 10 µm (PM₁₀) che comprende tutte le particelle con diametro aerodinamico inferiore a 10 µm;
- la concentrazione di massa del particolato selezionato in base al diametro aerodinamico mediante teste selettive con taglio a 2,5 µm (PM_{2,5}) che comprende tutte le particelle con diametro aerodinamico inferiore a 2,5 µm;
- la concentrazione in numero delle particelle totale o distribuita per intervalli dimensionali.

I primi tre parametri sono stati oggetto di normative nazionali e internazionali nell'ambito della valutazione della qualità dell'aria e dell'individuazione di misure atte a migliorarla. Oggi è prevista la valutazione della qualità dell'aria con riferimento alle frazioni PM₁₀ e PM_{2,5}.

Questi sono i due parametri di riferimento, scaturiti da decine di studi epidemiologici, per le stime di effetto sanitario dell'esposizione al materiale particolato aerodisperso (come dettagliato nel paragrafo successivo).

La concentrazione in numero delle particelle è stata oggetto di studi recenti finalizzati a stimare gli effetti sulla salute associati all'esposizione al particolato, seguendo l'ipotesi che il numero di particelle inalate possa essere un parametro complementare a quelli classici basati sulla concentrazione di massa nella valutazione di impatto sulla salute della popolazione esposta (e.g. Aalto et al., 2005; Belleudi et al., 2010).

4.2. EFFETTI SULLA SALUTE

Vari studi epidemiologici sugli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico da particelle, hanno evidenziato associazioni tra le concentrazioni in massa del PM₁₀ e un incremento sia di mortalità che di ricoveri ospedalieri per malattie cardiache e respiratorie nella popolazione generale. I soggetti ritenuti maggiormente esposti a tali effetti sono in particolare, gli anziani, i bambini, le persone con malattie cardiopolmonari croniche e affette da influenza o asma; su di essi si concentrano incrementi di mortalità e seri effetti patologici a seguito di esposizioni acute a breve termine. Ulteriori evidenze sono emerse considerando gli effetti sanitari a lungo termine conseguenti all'esposizione a basse concentrazioni di PM₁₀. Tali effetti riguardano la mortalità ed altre patologie croniche come la bronchite e la riduzione della funzione polmonare.

Significative, coerenti e condivise evidenze epidemiologiche e tossicologiche secondo cui è possibile associare all'esposizione al particolato fine diversi importanti effetti sulla salute e sulla mortalità della popolazione generale e di individui suscettibili, sono emerse in numerosi studi (OMS, 2006). La nuova edizione del Position Paper sul materiale particolato, curato per conto della Commissione Europea dal CAFE Working group (EC, 2004) raccomandava l'uso del PM_{2,5} come principale metrica per valutare l'esposizione della

popolazione ed è stata la base scientifica su cui si è sviluppata la nuova legislazione.

Nella revisione delle Linee Guida della Qualità dell'Aria per l'Europa (OMS, 2006), l'OMS ha prodotto delle stime numeriche di rischio per una serie di effetti sanitari associati ad un incremento di 10 µg/m³ della concentrazione media annuale per il PM₁₀ ed il PM_{2,5}. Nelle sue valutazioni l'OMS non stabilisce un valore al di sotto del quale non vi sia rischio, ma individua come limite inferiore per la media annuale il valore di 20 µg/m³ per il PM₁₀ e di 10 µg/m³ per il PM_{2,5}, che sono i livelli più bassi per i quali è stato osservato un incremento della mortalità totale, di quella per cause cardiopolmonari, e di quella per cancro del polmone, con una confidenza migliore del 95% (Pope et al., 2002). Anche l'incremento di tumore polmonare è stato associato recentemente all'inquinamento ambientale, ed in particolare alla frazione fine dell'aerosol: il PM outdoor è stato inserito dall'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) tra i cancerogeni di gruppo 1 (agenti sicuramente cancerogeni per l'uomo) (IARC, 2016).

4.3. VALORI LIMITE E VALORI DI RIFERIMENTO OMS

I valori limite del particolato PM₁₀ nell'aria ambiente definiti dalla normativa insieme ai valori di riferimento OMS sono riportati nella Tabella 4.1.

Il D.Lgs. 155/2010 prevede la valutazione dei livelli di PM_{2,5} nelle diverse zone in cui è suddiviso il territorio e la verifica del rispetto di un valore limite, che è stato fissato a 25 µg/m³ da raggiungere entro il 1 gennaio 2015. Il valore di riferimento OMS per l'esposizione a lungo termine è di 10 µg/m³ (Tabella 4.2). È previsto inoltre dalla direttiva 2008/50/CE il calcolo annuale di un "indicatore di esposizione media" avente la duplice funzione di stimare lo stato attuale dell'esposizione media della popolazione di ciascuno stato membro e al contempo rappresentare la base per monitorare i progressi degli stessi nella riduzione nel tempo dei livelli, in modo progressivo e coerente nel Paese.

A tal fine è stato individuato un set di stazioni di fondo urbano tra quelle collocate negli agglomerati e nelle aree

urbane con più 100.000 abitanti, assumendo che l'esposizione della popolazione sia ben rappresentata dalle concentrazioni rilevate in questo tipo di stazioni, in numero sufficiente e distribuite omogeneamente sul territorio in modo da rappresentare adeguatamente l'esposizione media della popolazione (o almeno di una larga parte di essa).

L'IEM per il 2010 è calcolato dalla media delle medie annuali rilevate nel set di stazioni individuato nel triennio 2009 - 2011. Sulla base di tale livello "nazionale" sono previsti obiettivi di riduzione percentuali da realizzare entro il 2020 (Tabella 4.1), fermo restando che in ogni caso, entro il 2015 l'IEM dovrà essere inferiore a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e che l'obiettivo minimo per il 2020 è quello di raggiungere $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, qualora l'IEM al 2010 fosse stato uguale o superiore a $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabella 4.1: PM_{10} - Valori limite ai sensi del D.Lgs.155/2010 e valori di riferimento OMS

Fonte: D.Lgs.155/2010; OMS, 2006.

Periodo di mediazione	Valore limite D.Lgs.155/2010	Valori di riferimento OMS
1 giorno	$50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ da non superare più di 35 volte per anno civile	$50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ da non superare più di 3 volte in un anno civile
Anno civile	$40 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$20 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Tabella 4.2: $\text{PM}_{2.5}$ - Valore limite ai sensi del D.Lgs.155/2010 e valori di riferimento OMS

Fonte: D.Lgs.155/2010; OMS, 2006.

Periodo di mediazione	Valore limite D.Lgs.155/2010	Valori di riferimento OMS
Anno civile	$25 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$10 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Tabella 4.3: $\text{PM}_{2.5}$ - Indicatore di esposizione media e obiettivo di riduzione dell'esposizione ex allegato XIV D.Lgs. 155/2010.

Fonte: D.Lgs.155/2010 Allegato XIV.

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

4.4. PM₁₀ - SINTESI DEI LIVELLI SU SCALA NAZIONALE

Le stazioni di monitoraggio che hanno misurato e comunicato dati di PM₁₀ nel 2019 sono 561. Di queste 516 (92%) hanno copertura temporale minima del 90% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria) o una distribuzione dei dati nell'anno sufficientemente omogenea tale da risultare rappresentativa della variabilità stagionale. Tutte le Regioni sono rappresentate. La classificazione delle stazioni di monitoraggio di PM₁₀ secondo i criteri di ubicazione su macroscala previsti dalla normativa è rappresentata in Figura 4.1.

Il valore limite giornaliero (50 µg/m³, 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/m³, da non superare più di 3 volte in

un anno), è stato superato in 279 stazioni (54% dei casi) (Figura 4.2).

Nel 2019 i superamenti del valore limite giornaliero hanno interessato 24 zone su 81 distribuite in 10 Regioni: Lombardia, Veneto, Piemonte, Friuli Venezia Giulia, Emilia-Romagna, Toscana, Marche, Lazio, Molise e Campania (Tabella 4.1).

È stato registrato un solo superamento del valore limite annuale (40 µg/m³). Il valore di riferimento OMS annuale (20 µg/m³) è stato superato in 347 stazioni (65% dei casi). In questo caso sono state considerate nel conteggio anche le stazioni che rispettano i criteri specifici per il PM₁₀ di cui all'allegato I D.Lgs. 155/2010 (Figura 4.4).

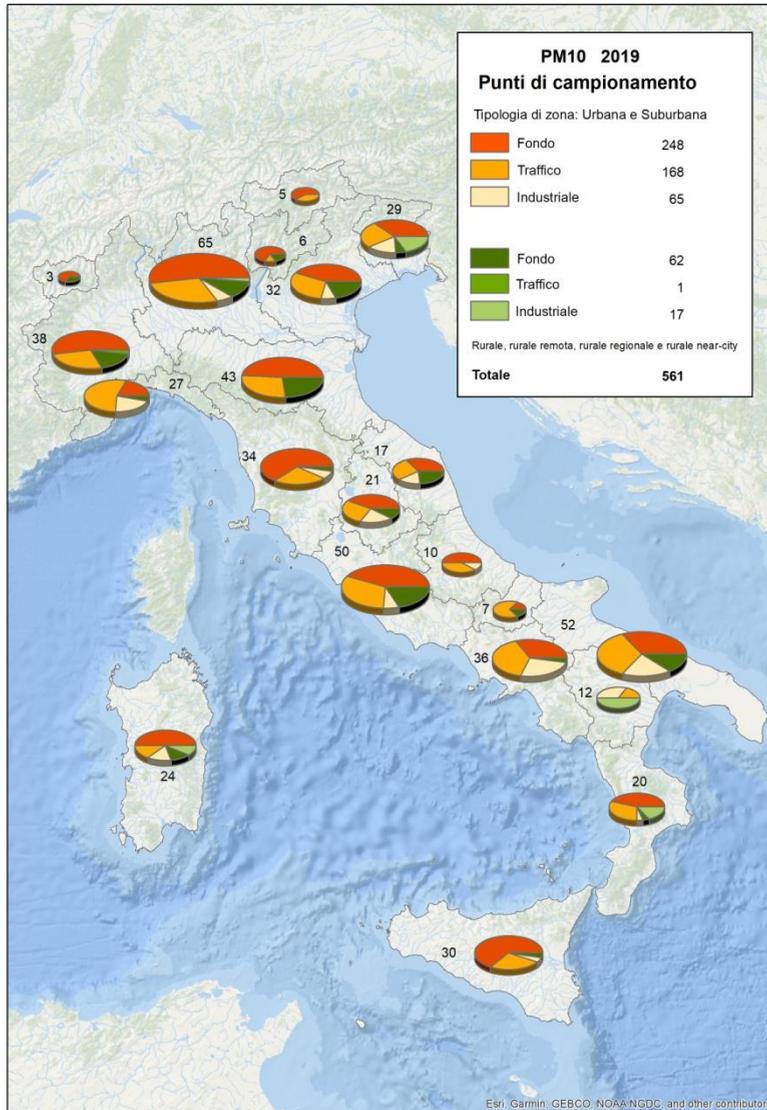


Figura 4.1. PM₁₀. Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscale di cui all'Allegato III, D.Lgs.155/2010 (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA



Figura 4.2. PM₁₀. Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite giornaliero per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA



Figura 4.3. PM₁₀. Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite annuale per la protezione della salute (2019).

Fonte: elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

Tabella 4.3: PM₁₀. 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.

4.5. PM₁₀ – DETTAGLIO REGIONALE

Nella Figura 4.4 è riportata la distribuzione del numero di medie giornaliere superiori a 50 µg/m³ per area geografica del Paese.

Un rettangolo piccolo (piccola distanza interquartile, il 50% delle misure ricade all'interno di tale intervallo) indica che tale variabilità è limitata. I segmenti che si estendono dai lati superiore ed inferiore descrivono quanto i livelli si possono discostare dal valore mediano (rappresentato dalla linea interna al rettangolo). Quanto più grande è la distanza tra gli estremi dei due segmenti, tanto maggiore è l'intervallo di variabilità complessiva riscontrato. I punti esterni agli estremi dei segmenti sono valori che si discostano significativamente dalle altre osservazioni disponibili.

Il grafico riassume complessivamente i valori rilevati e la variabilità osservata sul territorio, stratificati in base alla collocazione geografica.

Questa assume una rilevanza particolare, che va al di là dei confini amministrativi regionali e comunali. 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 e, in parte, quella dell'agglomerato di Napoli e Caserta, sperimentano analoghe situazioni sfavorevoli, con condizioni meteorologiche 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 PM₁₀.

Per quanto riguarda il Piemonte, la situazione rimane critica con più di 35 superamenti in tutti i punti di misura della città di Torino e della sua cintura, ad esclusione della stazione di Druento - La Mandria che, nonostante sia in un comune confinante con Torino, è collocata in un parco pubblico ed è classificata come rurale di fondo (10 superamenti). Anche nelle stazioni di Alessandria ed Asti sono stati misurati più di 35 superamenti, nel comune di Vercelli invece la stazione di traffico di Vercelli- Gastaldi ha superato il valore limite, mentre quella di fondo Vercelli – Coni ha presentato 30 superamenti.

I superamenti del valore limite giornaliero nella stazione di *Torino – Rebaudengo* sono stati 71 (erano stati 87 lo scorso anno). Nelle stazioni di *Torino-Rubino* e *Torino-Lingotto*, sono stati rispettivamente 42 (erano 36 nel 2018) e 48 (45 nel 2018). Tra le altre città della regione nella stazione di traffico urbano di *Alessandria - D'Annunzio* è stato rilevato il maggior numero di superamenti del valore limite giornaliero (66 giorni di superamento del valore di 50 µg/m³ contro i 59 del 2018). Anche nelle altre province della regione la tendenza non è stata netta, registrando miglioramenti in tutte le stazioni di Biella e Cuneo, ma non in tutte quelle delle altre province.

La quasi totalità dei superamenti misurati nel 2019 nelle stazioni della rete regionale di rilevamento si è concentrata nei mesi di gennaio e febbraio.

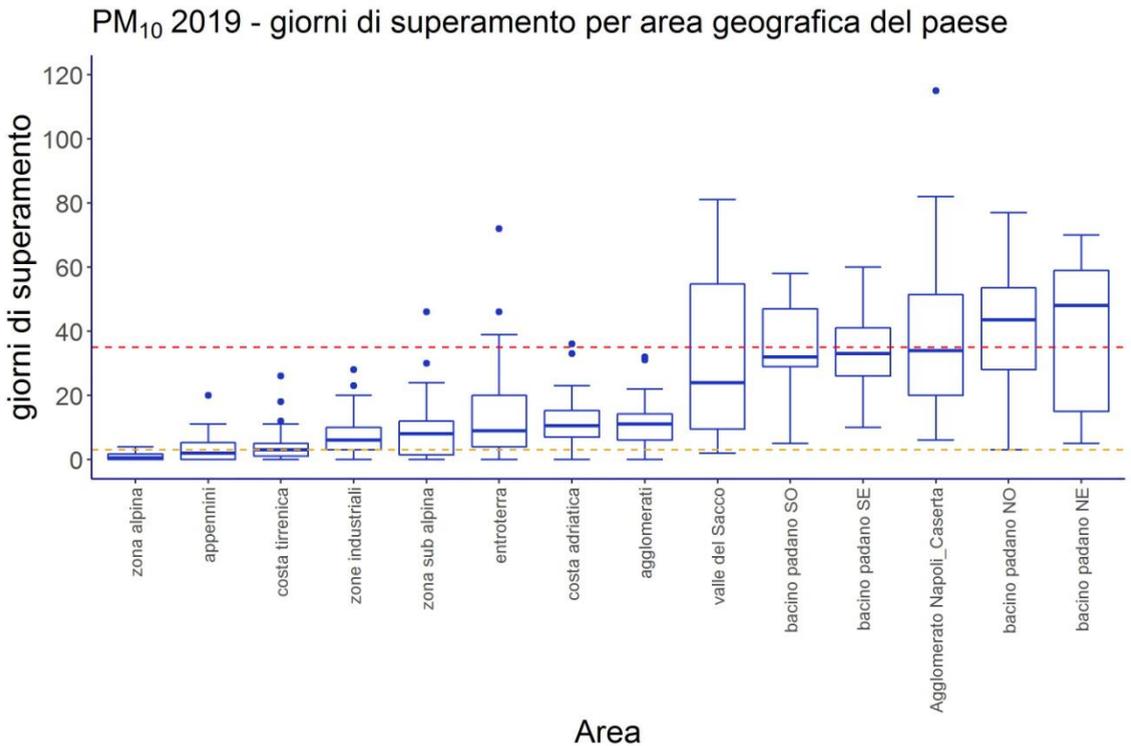


Figura 4.4. PM₁₀ (2019). Distribuzione del numero di giorni con concentrazioni superiori a 50 µg/m³ per zona geografica. Oltre al bacino padano (suddiviso in quattro classi, Nord Ovest, Nord Est, Sud Ovest e Sud Est) sono evidenziate le altre due zone critiche, la Valle del Sacco e l'agglomerato di Napoli 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 µg/m³ da non superare più di 35 volte per anno civile), quella arancione in valore di riferimento dell'OMS (50 µg/m³ 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. Il punto blu coincide con la media. 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

In **Lombardia** in numerose stazioni si registra ancora il superamento del valore limite giornaliero.

In riferimento alla suddivisione in zone, solo la zona di Montagna ha rispettato il valore limite giornaliero nel

2019. Sebbene il confronto tra anni contigui sia comunque molto dipendente dalla variabilità meteorologica, si rileva che il 2019, apertosi con un bimestre particolarmente sfavorevole alla dispersione

degli inquinanti ma con un mese di novembre e buona parte del mese di dicembre al contrario favorevoli per la qualità dell'aria (anche in relazione alle precipitazioni copiose), ha fatto in generale registrare un numero di giorni di superamento variabile a seconda della stazione da poco superiore a significativamente inferiore a quello registrato nel 2018, anno che già era stato contraddistinto da concentrazioni particolarmente basse rispetto agli anni precedenti.

In **provincia di Bolzano** il 2019 è stato caratterizzato da concentrazioni medie leggermente inferiori rispetto al 2018. Questo comportamento trova un'importante spiegazione analizzando mese per mese la meteorologia del 2019 rispetto a quella del 2018.

Riportiamo alcuni esempi: il gennaio 2019 è stato caratterizzato da frequenti situazioni di Föhn, soprattutto nella parte meridionale della provincia, con conseguente rimescolamento dell'aria e beneficio per la qualità dell'aria. Nel confronto fra marzo 2018 e 2019 si evidenzia il diverso quadro delle temperature, nettamente più rigide nel 2018 rispetto al 2019. A fronte di un aprile 2018 particolarmente mite dal punto di vista delle temperature, l'aprile 2019 è stato molto variabile e più ventoso. Il mese di maggio 2019 è stato particolarmente ricco di precipitazioni, in tutta la provincia di Bolzano. I mesi di ottobre 2018 e 2019 sono risultati simili dal punto di vista delle temperature; le precipitazioni sono state globalmente maggiori nel 2018, ma concentrate in pochissimi giorni, mentre nel 2019 sono state distribuite su tutto il mese, portando un maggior beneficio ambientale in termini di qualità dell'aria. Il novembre 2019 è stato un mese estremamente piovoso: una serie di depressioni mediterranee hanno infatti causato abbondanti precipitazioni con problemi di interruzione della fornitura elettrica e di chiusura di strade.

In **Veneto**, nel 2019, 25 stazioni su 32 superano ancora il valore limite giornaliero; trattasi prevalentemente delle stazioni di traffico, industriali e di fondo situate nell'area di pianura. In tutte le stazioni situate nella zona montana e lungo la fascia pedemontana il valore limite giornaliero è rispettato. La stazione con il numero maggiore di

superamenti è stata *PD-Granze* (70), stazione di tipologia industriale ubicata a Padova. Dal punto di vista meteo climatico, il mese di Gennaio 2019 è stato piuttosto secco e si sono verificati solo quattro passaggi di perturbazioni a metà e alla fine del mese. Al tempo stesso, però si sono verificate numerose giornate ventose per correnti da nord, con foehn nelle valli e anche in pianura nella prima settimana dell'anno, e nella seconda metà del mese, e per un episodio di Bora all'inizio della terza decade. In febbraio sono prevalsi i periodi con tempo stabile, anche con forti inversioni termiche a metà mese, che hanno determinato condizioni favorevoli al ristagno delle polveri sottili. Nel mese di marzo le fasi con tempo stabile nel corso delle quali è stato favorito l'accumulo degli inquinanti sono state intervallate da qualche episodio di instabilità (nei giorni 4, 11, 18 e 25), che ha favorito il rimescolamento. In settembre e ottobre il passaggio di alcuni impulsi perturbati si è alternato a fasi di tempo stabile, interrompendo i periodi di accumulo delle polveri sottili, mentre in novembre e dicembre i passaggi di perturbazioni molto frequenti hanno creato condizioni atmosferiche dispersive.

In **Emilia-Romagna** i mesi in cui si sono registrati il maggior numero di giorni con condizioni favorevoli all'accumulo degli inquinanti, soprattutto gennaio e febbraio (vedi capitolo 3), hanno influito sul superamento del valore limite giornaliero in 17 delle 43 stazioni della rete regionale. Il massimo numero di superamenti, pari a 60, è stato registrato nella stazione di *Ferrara – Isonzo*, seguito da *Modena – Giardini* con 58 superamenti. Seguono poi *Reggio Emilia – Timavo* (53), *Ravenna – Zalamella* (51), *Carpi – Remesina* (49) *Fiorano Modenese – S. Francesco* e *Piacenza – Giordani Farnese* (48), *Modena – Parco Ferrari*, (47), *Mirandola – Gavello* (45), *Ferrara – Villa Fulvia* (44), *Rimini – Flaminia* (43), *Parma – Montebello* (42), *Rimini – Marecchia Guastalla – S. Rocco* e *Cento* (41), *Parma – Cittadella* (39), *Forlì – Roma* (37).

Nel **Lazio** gli unici superamenti del valore limite giornaliero per il PM₁₀ sono stati registrati nella zona Valle del Sacco, nelle postazioni di *Cassino*, *Ceccano*, *Colleferro Europa* e *Frosinone Scalo*. Nell'Agglomerato

di Roma, nelle zone Appenninica e Litoranea non si sono registrati superamenti dei limiti normativi, sebbene il numero di medie giornaliere superiori a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sia stato maggiore nell'agglomerato di Roma rispetto alle altre due zone.

In **Campania** i superamenti del valore limite giornaliero sono concentrati principalmente nel territorio ad est del capoluogo partenopeo e nell'agro acerrano-nolano. Oltre il limite di 35 giorni di superamento per anno solare anche la stazione di *Napoli - NA07 Ente Ferrovie* - in un contesto fortemente esposto alle emissioni da traffico veicolare, e la stazione di Nocera Inferiore, *Scuola Solimena* in provincia di Salerno, rappresentativa della situazione generale registrata nell'agro nocerino-sarnese, che risente anche dell'impatto emissivo rappresentato dal tessuto urbano in cui è situata. Le giornate di superamento sono tendenzialmente concentrate nel periodo autunno-inverno, quando al maggiore carico emissivo corrispondono condizioni meteo particolarmente favorevoli all'accumulo degli inquinanti, con campi anche fortemente stabili di alta pressione e assenza di precipitazioni. Il mese di novembre ha rappresentato una vera eccezione nel trend consueto delle concentrazioni di PM_{10} , con un numero di superamenti sulla rete regionale tra i più bassi nelle serie storiche recenti, a causa degli eventi di precipitazione intensa legati a perturbazioni che hanno interessato la regione per buona parte del mese. I mesi di febbraio e marzo sono risultati poco piovosi e interessati mediamente da campi di alta pressione in corrispondenza dei quali si sono verificati numerosi

superamenti del limite giornaliero, così come i mesi estivi di giugno, luglio e agosto quando eventuali superamenti possono essere ricollegati anche all'apporto di polveri sahariane.

In **Sardegna** non si registrano superamenti del valore limite giornaliero ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ da non superare più di 35 volte per anno civile) come in **Valle d'Aosta, provincia di Bolzano, Trento, Liguria, Umbria, Abruzzo, Puglia, Basilicata, Calabria e Sicilia**.

Da segnalare che in **Toscana, Marche e Molise** è stato registrato il superamento in una sola stazione e il numero di superamenti è di poco superiore a 35: in Toscana, presso la stazione di fondo urbano *LU-Capannori* della Zona Valdarno pisano e Piana lucchese ci sono stati 38 superamenti; nelle Marche, presso la stazione *Via Montegrappa* a Fano in zona costiera e valliva i superamenti sono stati 36; in Molise, presso la stazione di monitoraggio *Venafro2 (VE2)* in provincia di Isernia, ne sono stati registrati 39. Questa è l'unica disponibile per il Molise, poiché le altre stazioni non hanno raggiunto la percentuale di raccolta minima dei dati per poter confrontare i valori registrati con i valori limite.

In **Valle d'Aosta** si è avuto un solo superamento della soglia di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in *Aosta piazza Plouves*, nessuno in *Aosta via Liconi* a fronte di un limite di 35 giornate di superamento indicate dalla normativa. **Valle d'Aosta e provincia di Bolzano** sono le uniche due aree del territorio italiano con un numero di superamenti nel 2019 inferiore al valore di riferimento dell'OMS.

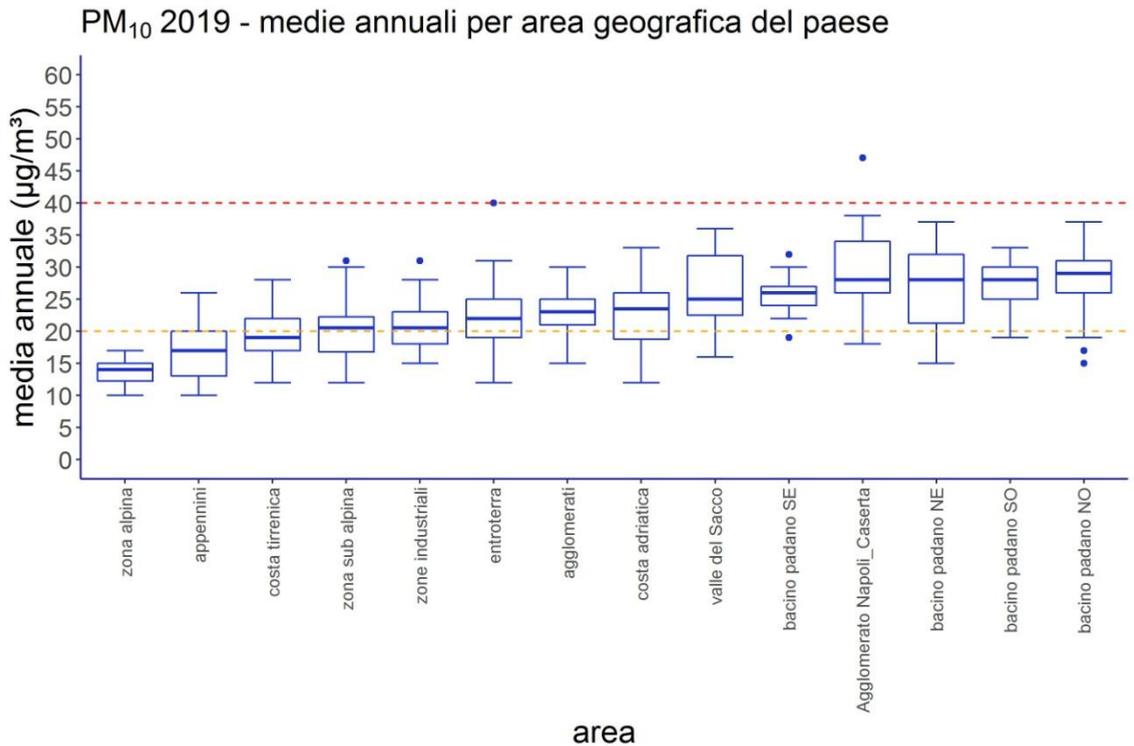


Figura 4.5. PM₁₀ (2019). Distribuzione delle medie annuali per zona geografica, agglomerati e zone industriali non appartenenti al bacino padano. Oltre al bacino padano (suddiviso in quattro classi, Nord Ovest, Nord Est, Sud Ovest e Sud Est) sono evidenziate le altre due zone critiche, la Valle del Sacco e l'agglomerato di Napoli e Caserta.

. La linea rossa rappresenta il valore limite annuale (40 µg/m³), quella arancione in valore di riferimento dell'OMS (20 µg/m³).

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. Il punto blu coincide con la media. 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

Il quadro meteorologico descritto nel capitolo 3 è utile anche per interpretare i livelli medi annuali del PM₁₀. In particolare le condizioni di stabilità atmosferica invernale e il numero di giorni favorevoli all'accumulo del particolato, si riflettono sulle medie annuali, e sulla

distribuzione dei dati nel corso dell'anno nelle diverse zone del Paese.

In Figura 4.5 è riportata la distribuzione delle medie annuali del PM₁₀ per area geografica, analogamente a

quanto riportato in Figura 4.4. Un rettangolo piccolo (piccola distanza interquartile, il 50% delle misure ricade all'interno di tale intervallo) indica che tale variabilità è limitata. I segmenti che si estendono dai lati superiore ed inferiore descrivono quanto i livelli si possono discostare dal valore mediano (rappresentato dalla linea interna al rettangolo). Quanto più grande è la distanza tra gli estremi dei due segmenti, tanto maggiore è l'intervallo di variabilità complessiva riscontrato in una regione. I punti esterni agli estremi dei segmenti sono valori che si discostano significativamente dalle altre osservazioni disponibili.

Il grafico riassume complessivamente i valori rilevati e la variabilità osservata sul territorio di ciascuna area, e il quadro che emerge è ovviamente analogo a quello riportato relativo ai superamenti del valore limite giornaliero, con livelli generalmente più alti nel bacino padano, nella Valle del Sacco e nell'agglomerato di Napoli e Caserta, pur se il rispetto del valore limite annuale appare generalizzato.

In **Valle d'Aosta** e in **provincia di Bolzano** sono stati registrati in tutte le stazioni valori inferiori a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valore di riferimento indicato dall'OMS per la protezione della salute, la metà del limite normativo. Nelle stazioni urbane valdostane i livelli sono inferiori o al più pari al valore delle linee guida per il quinto anno consecutivo.

Anche nella regione **Piemonte**, come nel 2018, il valore limite della media annuale, non è stato superato in nessuna stazione. Si tratta del secondo anno consecutivo in cui il valore limite annuale di PM_{10} è rispettato in tutto il territorio regionale. Tra le stazioni di rilevanza nazionale il valore più elevato della media annuale, pari a $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$, è stato misurato ad Alessandria, nella stazione di traffico urbano di *Alessandria - D'Annunzio* (nel 2018 era stato pari a $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Situazione analoga in **Veneto e Lombardia**, dove in tutte le stazioni è stato rispettato il valore limite sulla media annua. In entrambe le regioni è il quarto anno, dopo il 2014, il 2016 e il 2018, che si verifica un rispetto generalizzato di tale parametro. In **Emilia-Romagna** per

il settimo anno consecutivo, non si registrano superamenti del valore limite annuale in nessuna stazione della regione. Nel 2019 i valori medi annui sono stati in linea con quelli registrati nel 2018. In **Campania** la concentrazione media annuale è risultata superiore a $40 (46 \mu\text{g}/\text{m}^3)$ nella stazione di *S. Vitaliano Scuola Marconi* in provincia di Napoli. Le altre misurazioni, seppur sotto soglia, confermano la situazione di criticità territoriale già evidenziata per l'agro acerrano-nolano e l'agro nocerino-sarnese.

4.6: PM_{10} – ANALISI DEI TREND

Le emissioni di PM_{10} 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 PM₁₀ e PM_{2,5} come 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 che vanno a formare le medesime macrocomponenti.

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 PM₁₀), 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, o prodotte da attività di costruzione, cantieristiche o rilasciate da attività di estrazione.

Nella Figura 4.6 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.

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.

Proseguendo una valutazione preliminare di tipo qualitativo, è interessante osservare l'andamento generale, rappresentato dalla media delle medie annuali, distinto per tipo di stazione (Figura 4.7). In questo caso non sembrano emergere tendenze diverse per tipo di stazione, l'andamento generale delle stazioni di fondo urbano e suburbano segue in modo fedele il profilo dell'andamento delle stazioni di traffico urbano e suburbano.

L'analisi statistica condotta con il metodo di Mann-Kendall corretto per la stagionalità, i cui risultati sono riportati sinteticamente nella Tabella 4.4 e nella Figura 4.8, ha permesso di evidenziare un trend decrescente statisticamente significativo nel 72% dei casi (268 stazioni di monitoraggio su 370; variazione annuale media stimata: $-0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ [$-3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div -0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$]). Un trend crescente statisticamente significativo è stato individuato nel 5% dei casi (18 stazioni di monitoraggio su 370; variazione annuale media stimata: $+0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ [$+0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div +1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$]). Nel restante 23% dei casi (84 stazioni di monitoraggio su 370) non è stato possibile escludere l'ipotesi nulla (assenza di trend) per il dato livello di confidenza (95%).

Nella Figura 4.9 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. Si osserva una riduzione media annuale sulla porzione di

campione considerato per il quale è stato individuato un trend decrescente statisticamente significativo (268 casi su 370) del 2,5% (-6,6% ÷ -0,8%), corrispondente a una riduzione media in termini di concentrazione di 0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (-3,1 ÷ -0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) indicativa dell'esistenza di una

tendenza di fondo alla riduzione delle concentrazioni di PM_{10} in Italia.

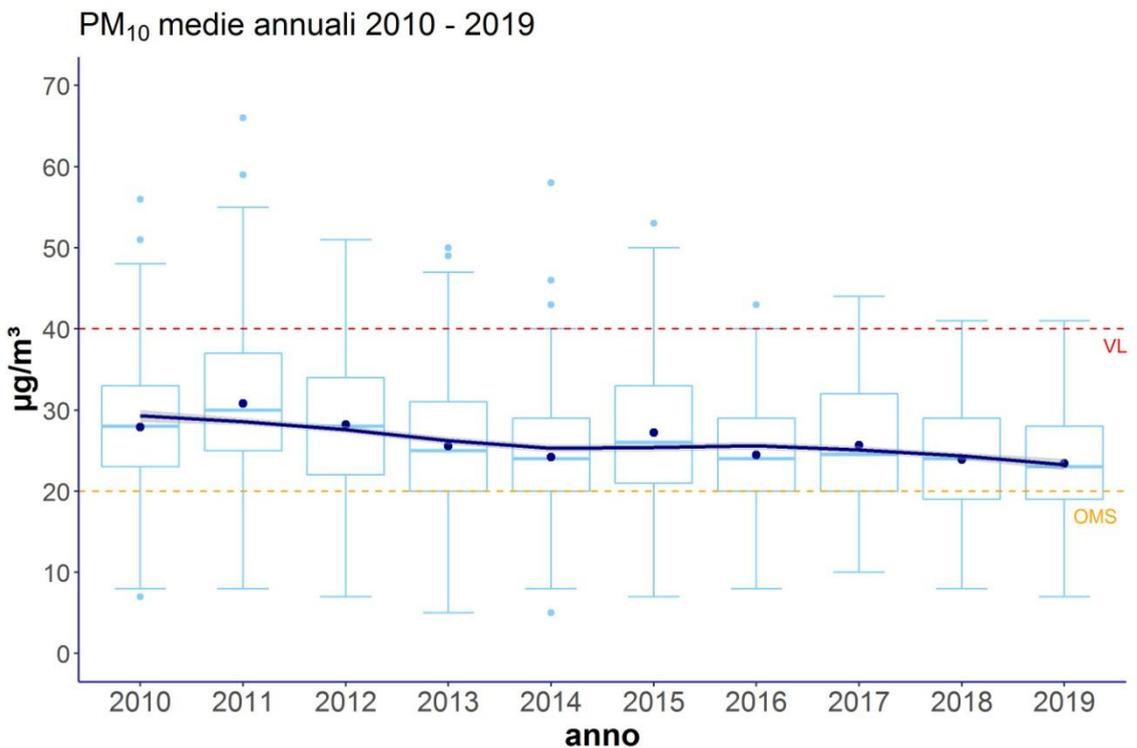


Figura 4.6. PM_{10} , 2010 - 2019. Media annua - Statistiche descrittive calcolate su una selezione di 370 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

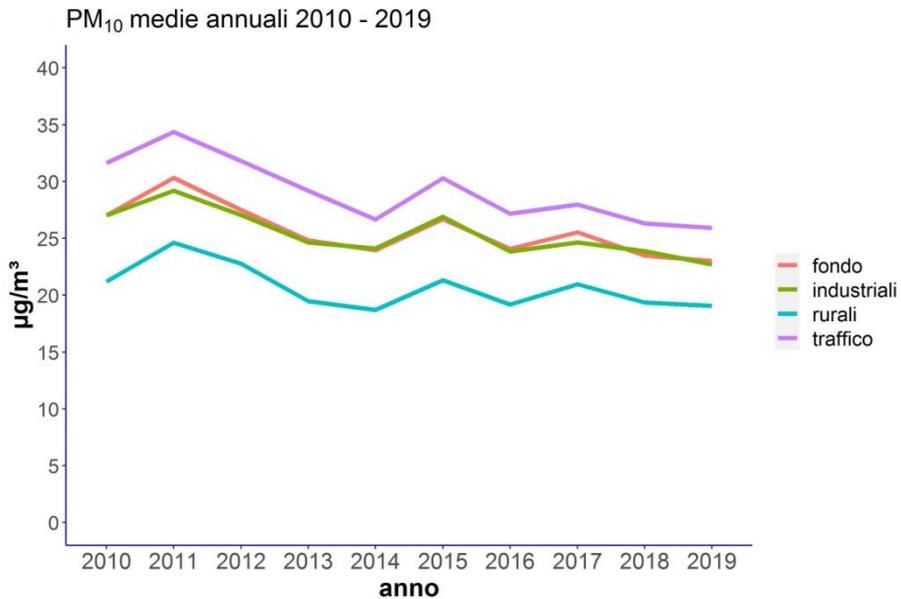


Figura 4.7. PM₁₀, 2010 - 2019. Andamento della media delle medie annuali calcolata su un campione di 370 stazioni, per tipo di stazione. Fondo = stazioni di fondo urbano e suburbano (180 stazioni); industriali = stazioni industriali urbane, suburbane e rurali (37 stazioni); traffico = stazioni di traffico urbano, suburbano e rurale (113 stazioni); rurali: stazioni rurali di fondo, nearcity, e remote (40 stazioni).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

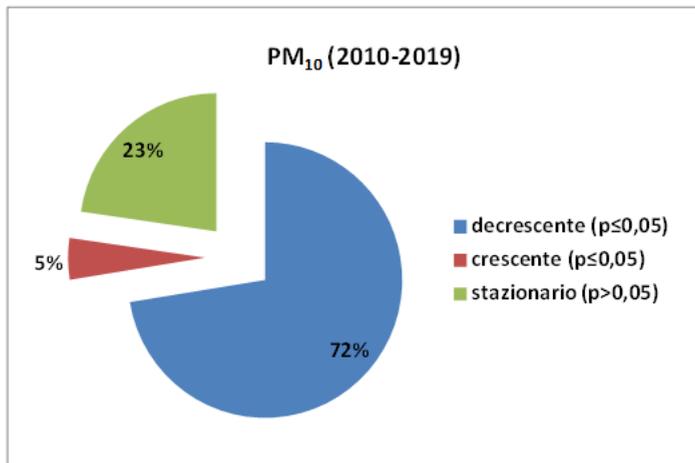


Figura 4.8. Sintesi dei risultati dell'analisi del trend (2010 - 2019) con il test di Kendall corretto per la stagionalità delle concentrazioni di PM₁₀ in Italia su una selezione di 370 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

Tabella 4.4. Sintesi dei risultati dell'analisi del trend (2010 - 2019) con il test di Kendall corretto per la stagionalità delle concentrazioni di PM₁₀ in Italia su una selezione di 370 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

PM ₁₀	Trend decrescente		Trend crescente		Trend non significativo
	($p \leq 0,05$)		($p \leq 0,05$)		($p > 0,05$)
	n	Δy ($\mu\text{g m}^{-3}\text{y}^{-1}$)	n	Δy ($\mu\text{g m}^{-3}\text{y}^{-1}$)	n
2010 - 2019 (370 stazioni)	268	-0,7 [-3,1 ÷ -0,1]	18	0,7 [0,2 ÷ 1,5]	84

Legenda:

$p \leq 0,05$: il trend osservato è statisticamente significativo

$p > 0,05$: non può essere esclusa l'ipotesi nulla (assenza di trend)

Δy : variazione media annuale stimata sulla base dei risultati del test di Kendall corretto per la stagionalità

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

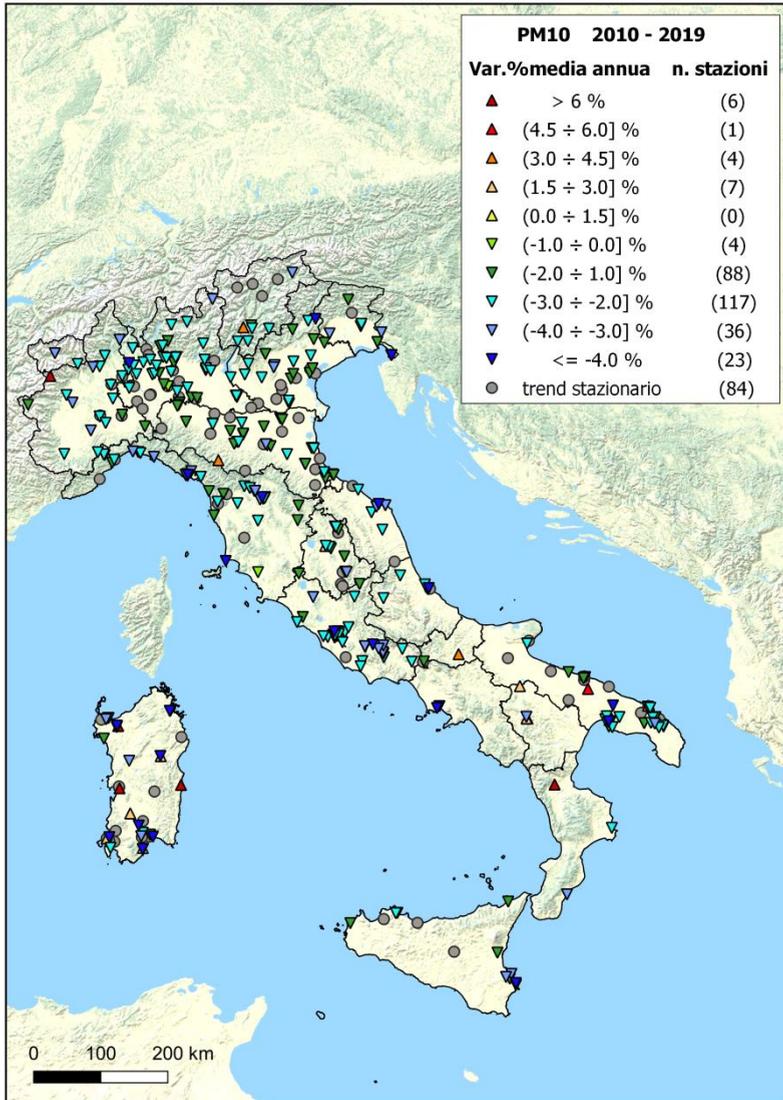


Figura 4.9. PM₁₀, 2010 - 2019. Risultati dell'analisi del trend con il test di Kendall corretto per la stagionalità su una selezione di 370 stazioni. Distribuzione sul territorio delle stazioni analizzate e variazione percentuale media annua stimata della concentrazione.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

4.7. PM_{2,5} - SINTESI DEI LIVELLI SU SCALA NAZIONALE

Le stazioni di monitoraggio che hanno misurato e comunicato dati di PM_{2,5} nel 2019 sono 298. Di queste, 286 (96%) rispettano i criteri di copertura temporale di cui all'allegato I del D.Lgs. 155/2010 (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria). Tutte le Regioni sono rappresentate. La classificazione delle stazioni di monitoraggio di PM_{2,5} secondo i criteri di ubicazione su macroscala previsti dalla normativa è rappresentata in Figura 4.10.

Il valore limite annuale del PM_{2,5} (25 µg/m³) è 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 dell'OMS (80% dei casi, Figura 4.11).

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

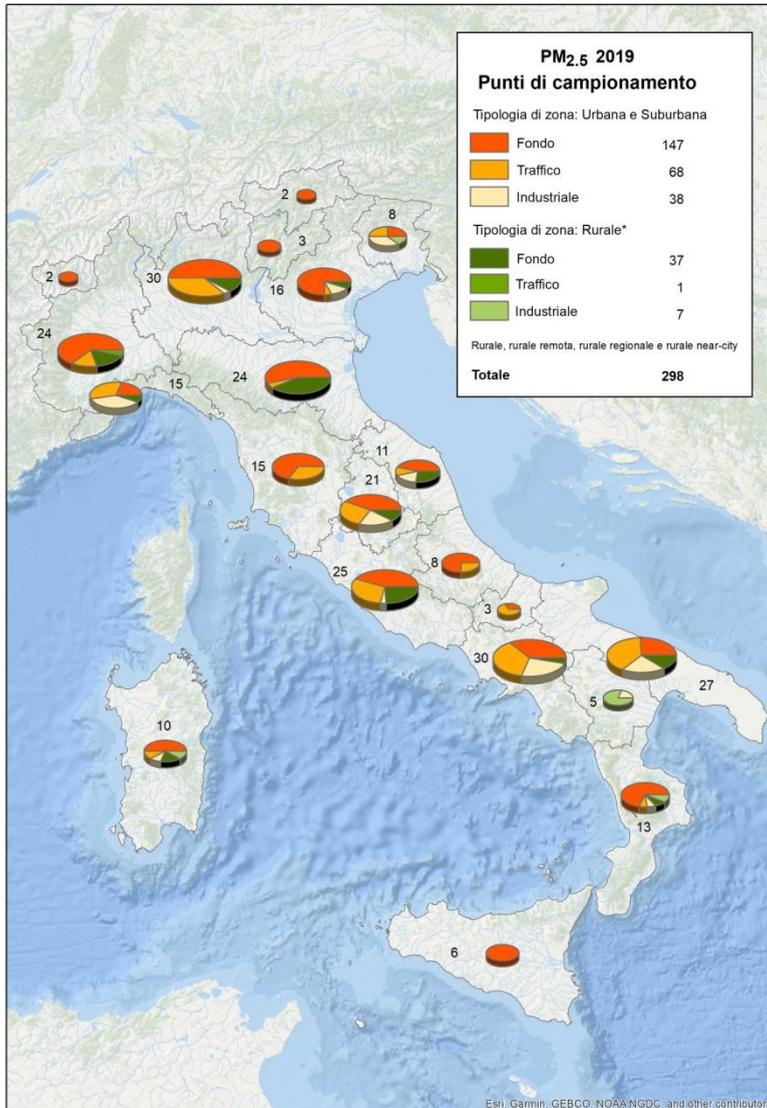


Figura 4.10. PM_{2.5}. Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscale di cui all'Allegato III, D.Lgs. 155/2010 (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

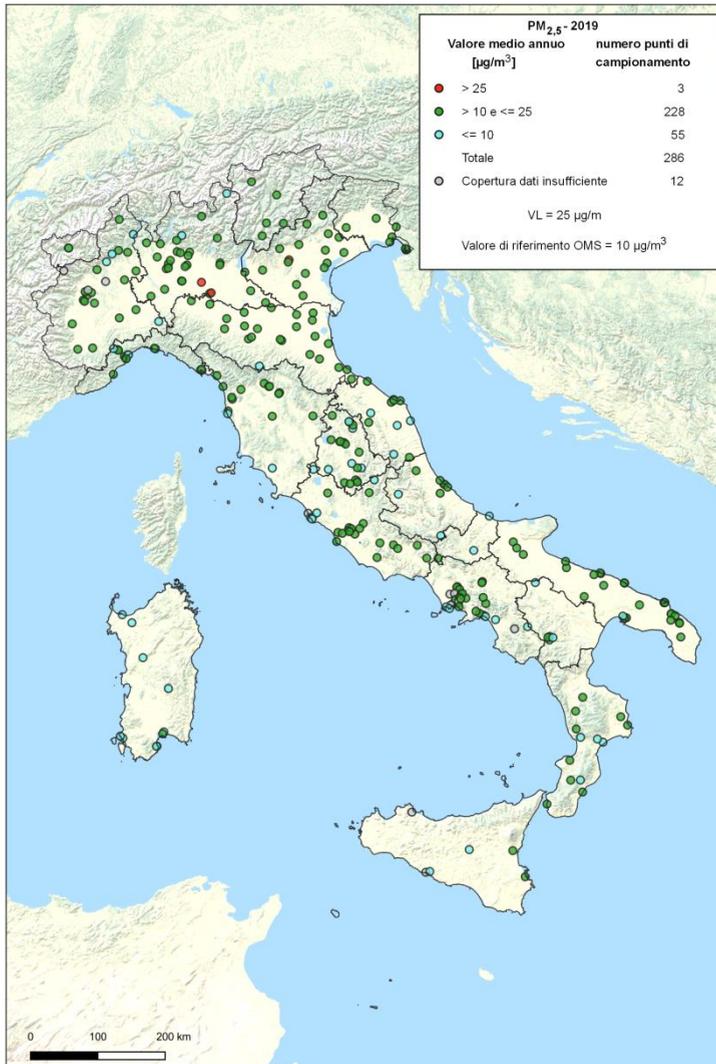


Figura 4.11. PM_{2.5}. Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite annuale per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

Tabella 4.5: PM_{2.5}. 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.

4.8. PM_{2.5} – DETTAGLIO REGIONALE

In Figura 4.12 è riportata la distribuzione delle medie annuali del PM_{2.5} per regione. Il grafico riassume complessivamente i valori rilevati e la variabilità osservata sul territorio di ciascuna regione. Un rettangolo piccolo (piccola distanza interquartile, il 50% delle misure ricade all'interno di tale intervallo) indica che tale variabilità è limitata. I segmenti che si estendono dai lati superiore ed inferiore descrivono quanto i livelli si possono discostare dal valore mediano (rappresentato dalla linea interna al rettangolo). Quanto più grande è la distanza tra gli estremi dei due segmenti, tanto maggiore è l'intervallo di variabilità complessiva riscontrato in una regione. I punti esterni agli estremi dei segmenti sono valori che si discostano significativamente dalle altre osservazioni disponibili. Ciascuna regione ha un numero totale di stazioni di monitoraggio diverso, e differente distribuzione numerica per zona (rurale, urbana e suburbana) e tipo (fondo, traffico, industriale) che discende dai criteri fissati dalla normativa seguiti nella definizione dei programmi di valutazione regionali, e riflette le caratteristiche di ciascuna regione. Un'ampia distanza interquartile, ad esempio, è indice del fatto che le stazioni sono ubicate in zone molto differenti dal punto di vista orografico, climatico e, spesso, dei carichi emissivi (montagna, pianura, zone costiere, agglomerati). Questi grafici non sono quindi da interpretare ai fini del confronto tra le varie regioni, ma piuttosto servono ad evidenziarne le specificità, legate a fattori che rendono ciascuna diversa dalle altre.

Valle d'Aosta, Alto Adige, Trento, Liguria, Abruzzo, Basilicata e Sicilia sono le regioni con i livelli medi più bassi, ampiamente inferiori al limite di 25 µg/m³ stabilito dalla legge, vicini al rispetto del valore di riferimento dell'OMS e al massimo pari a 15 µg/m³.

Anche in questo caso un'importante chiave di lettura dei dati è fornita dal quadro meteorologico descritto nel capitolo 4. In particolare i livelli medi annuali registrati nelle regioni del bacino padano sono influenzati dagli alti livelli invernali che si verificano nei giorni favorevoli all'accumulo degli inquinanti dovuti alle condizioni di stabilità atmosferica e inversione termica a bassa quota.

In **Valle d'Aosta** la concentrazione media annua del PM_{2.5} resta ampiamente inferiore al limite di 25 µg/m³ stabilito dalla legge, mostrando dati sostanzialmente sovrapponibili tra le due stazioni urbane.

In **Lombardia** il valore limite annuale è stato rispettato in tutte le stazioni di monitoraggio del programma di valutazione regionale, con la sola eccezione di *Cremona Fatebenefratelli* e *Soresina*, determinando quindi il mancato rispetto del limite nelle zone di Pianura ad Elevata urbanizzazione e di Pianura. Analogamente al PM₁₀, anche per il PM_{2.5} il dato 2019 conferma il trend in progressiva diminuzione nel corso degli anni, con dati in generale meno elevati che nel 2017 e, in buona parte delle stazioni, inferiori anche a quelli del 2018. In **Veneto** si registra un superamento del valore limite a Vicenza, nella stazione di *VI-Quartiere Italia*. I valori medi su tutte

le stazioni sono in leggera diminuzione rispetto agli anni precedenti (2017 e 2018).

In tutti e tre i casi di superamento la media annuale è stata pari a $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

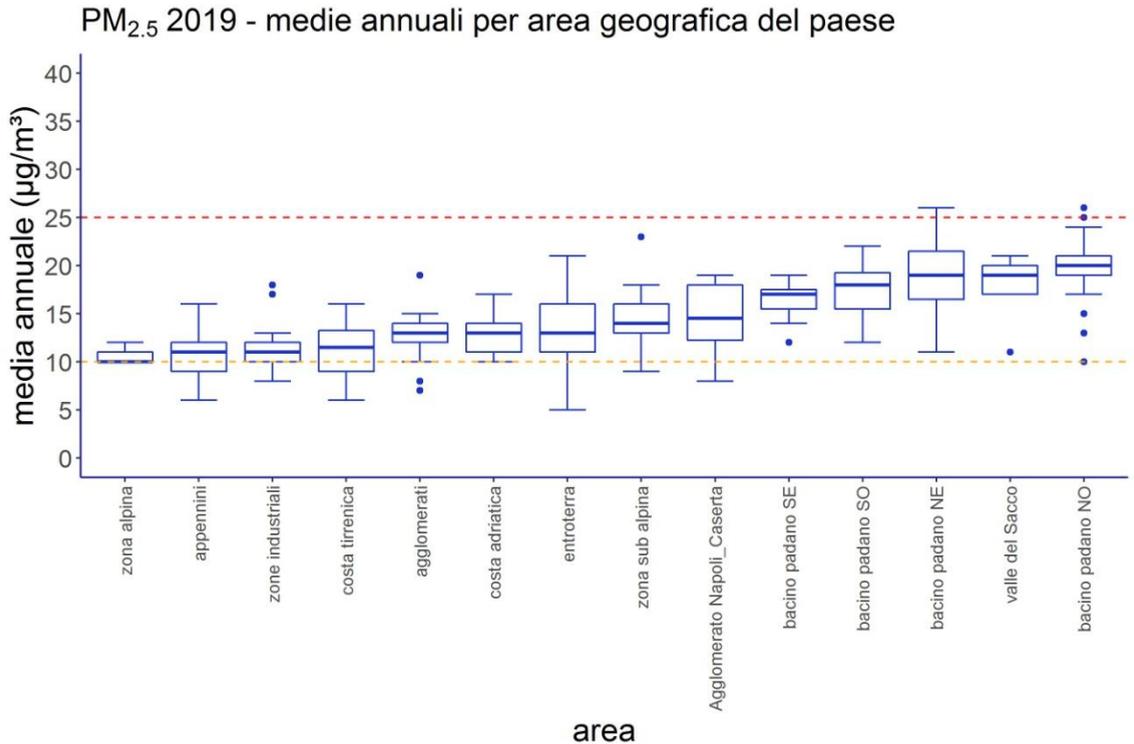


Figura 4.12. PM_{2.5} (2019). Distribuzione delle medie annuali per zona geografica, agglomerati e zone industriali non appartenenti al bacino padano. Oltre al bacino padano (suddiviso in quattro classi, Nord Ovest, Nord Est, Sud Ovest e Sud Est) sono evidenziate le altre due zone critiche, la Valle del Sacco e l'agglomerato di Napoli e Caserta.

. La linea rossa rappresenta il valore limite annuale ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$), quella arancione in valore di riferimento dell'OMS ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

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. Il punto blu coincide con la media. 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

In **Piemonte** i dati riferiti al 2019 rilevano un decremento rispetto al 2018 (che già aveva evidenziato una netta riduzione delle concentrazioni rispetto al 2017) con un rispetto del valore limite annuale su tutto il territorio regionale. Il valore di media annuale più elevato, pari a $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, è stato rilevato nella stazione da traffico urbano di *Torino Rebaudengo*. Nessun superamento anche in **Emilia-Romagna**, così come nel 2018; inoltre i valori medi su tutte le stazioni risultano in leggera diminuzione rispetto all'anno precedente.

In **Sardegna** le medie annuali variano da $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nell'agglomerato di Cagliari, mentre sono vicine al rispetto del valore di riferimento dell'OMS nel resto del territorio come si evince dai valori registrati nella zona Urbana (costituita dai comuni di Sassari e Olbia), in quella Industriale e in quella rurale.

4.9. PM_{2,5} – ANALISI DEI TREND

Il trend delle emissioni di PM_{2,5} 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 PM₁₀, 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, ottenuto confrontando i risultati delle valutazioni annuali disponibili dal 2010 ad oggi. Si tratta, come già descritto per il PM₁₀, di una prima valutazione di screening perché il campione è numericamente variabile di anno in anno (il numero di punti di misura è riportato in blu in corrispondenza di ogni box plot annuale) in relazione all'evoluzione delle reti regionali che si è verificata nel tempo anche in relazione all'entrata in vigore di successive normative. Questo aspetto è particolarmente critico per il PM_{2,5} in quanto la rete si è sviluppata progressivamente proprio negli ultimi anni successivi all'entrata in vigore del D.Lgs. 155/2010.

Si nota comunque 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 3 casi nel 2018 ed in un solo caso 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_{2,5} il set di stazioni con queste caratteristiche è limitato a 126, nel periodo 2010 - 2019 (vedi sezione metodi per i criteri di selezione ed analisi).

Nella Figura 4.13 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, 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.

Proseguendo una valutazione preliminare di tipo qualitativo, è interessante osservare l'andamento generale, rappresentato dalla media delle medie annuali, distinto per tipo di stazione (Figura 4.14). In questo caso non sembrano emergere tendenze diverse per tipo di stazione, l'andamento generale delle stazioni di fondo urbano e suburbano segue in modo fedele il profilo dell'andamento delle stazioni di traffico urbano e suburbano.

L'analisi statistica condotta con il metodo di Mann-Kendall corretto per la stagionalità, i cui risultati sono riportati sinteticamente nella tabella 4.6 e nella Figura 4.15, ha permesso di evidenziare un andamento decrescente statisticamente significativo nel 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% ($-5,4\% \div -1,1\%$), corrispondente a una riduzione media in termini di concentrazione di $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ ($-1,5 \div -0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$). Tale riduzione appare dunque generalizzata, con riferimento al campione di stazioni analizzato.

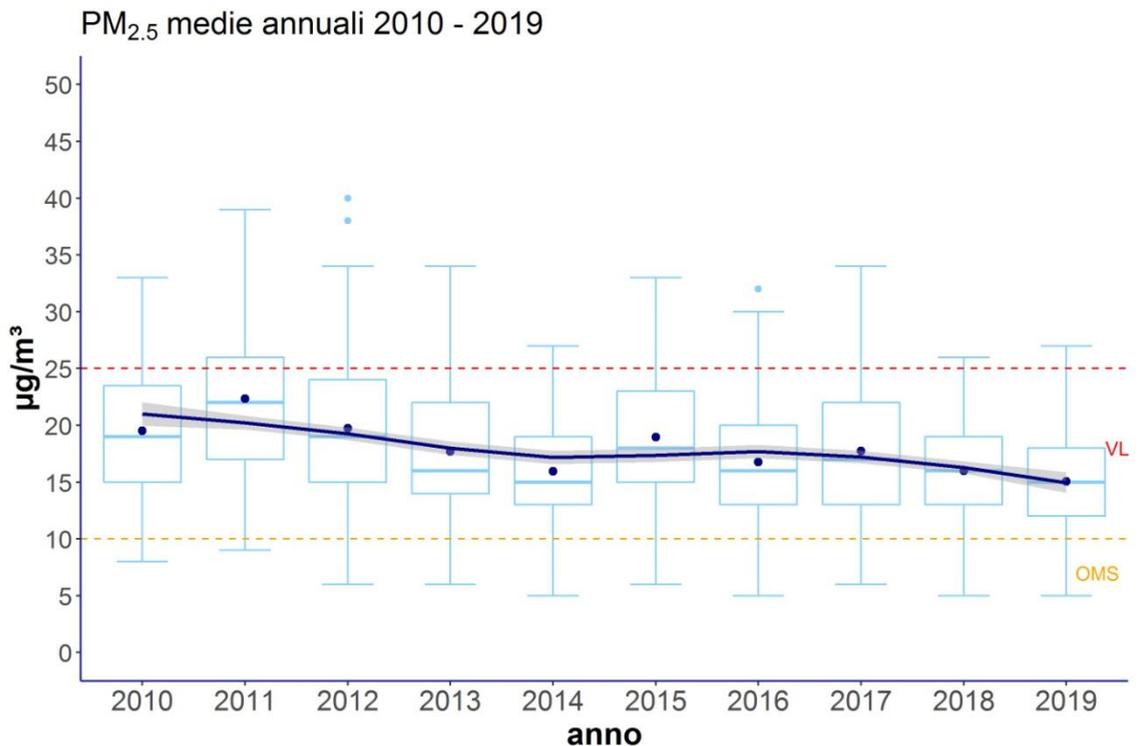


Figura 4.13. PM_{2.5}, 2010 – 2019. Media annua - Statistiche descrittive calcolate su una selezione di 126 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

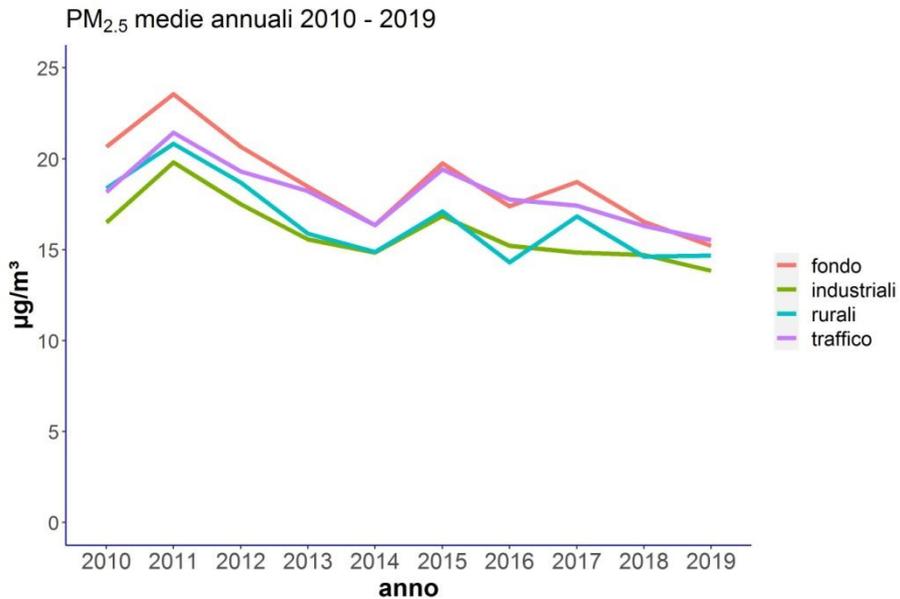


Figura 4.14. PM_{2,5}, 2010 – 2019. Andamento della media delle medie annuali calcolata su un campione di 126 stazioni, per tipo di stazione. Fondo = stazioni di fondo urbano e suburbano (67 stazioni); industriali = stazioni industriali urbane, suburbane e rurali (14 stazioni); traffico = stazioni di traffico urbano, suburbano (26 stazioni); rurali: stazioni rurali di fondo, nearcity, e remote (19 stazioni).

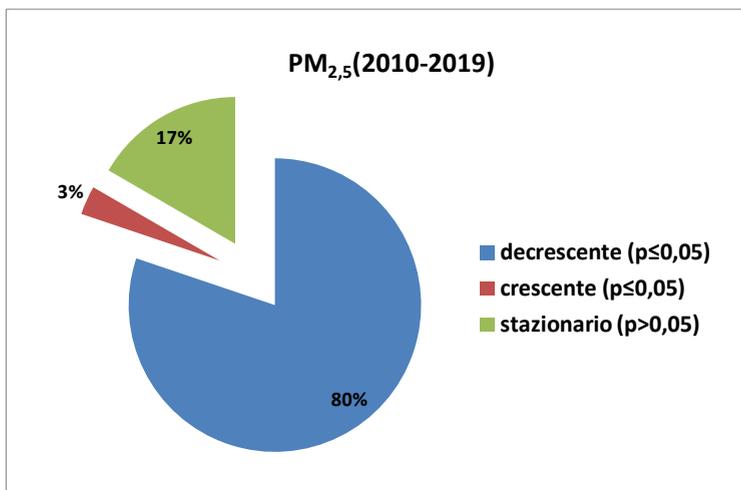


Figura 4.15. Sintesi dei risultati dell'analisi del trend (2010 – 2019) con il test di Kendall corretto per la stagionalità delle concentrazioni di PM_{2,5} in Italia su una selezione di 126 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

Tabella 4.6. Sintesi dei risultati dell'analisi del trend (2010 – 2019) con il test di Kendall corretto per la stagionalità delle concentrazioni di PM_{2.5} in Italia su una selezione di 126 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

PM _{2.5}	Trend decrescente		Trend crescente		Trend non significativo
	(p≤0,05)		(p≤0,05)		(p>0,05)
	n	Δy (μg m ⁻³ y ⁻¹)	n	Δy (μg m ⁻³ y ⁻¹)	n
2010 – 2019 (126 stazioni)	101	-0,5 [-1,5 ÷ -0,2]	4	0,7 [0,2 ÷ 0,9]	21

Legenda:

p≤ 0,05: il trend osservato è statisticamente significativo

p>0,05: non può essere esclusa l'ipotesi nulla (assenza di trend)

Δy: variazione media annuale stimata sulla base dei risultati del test di Kendall corretto per la stagionalità.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

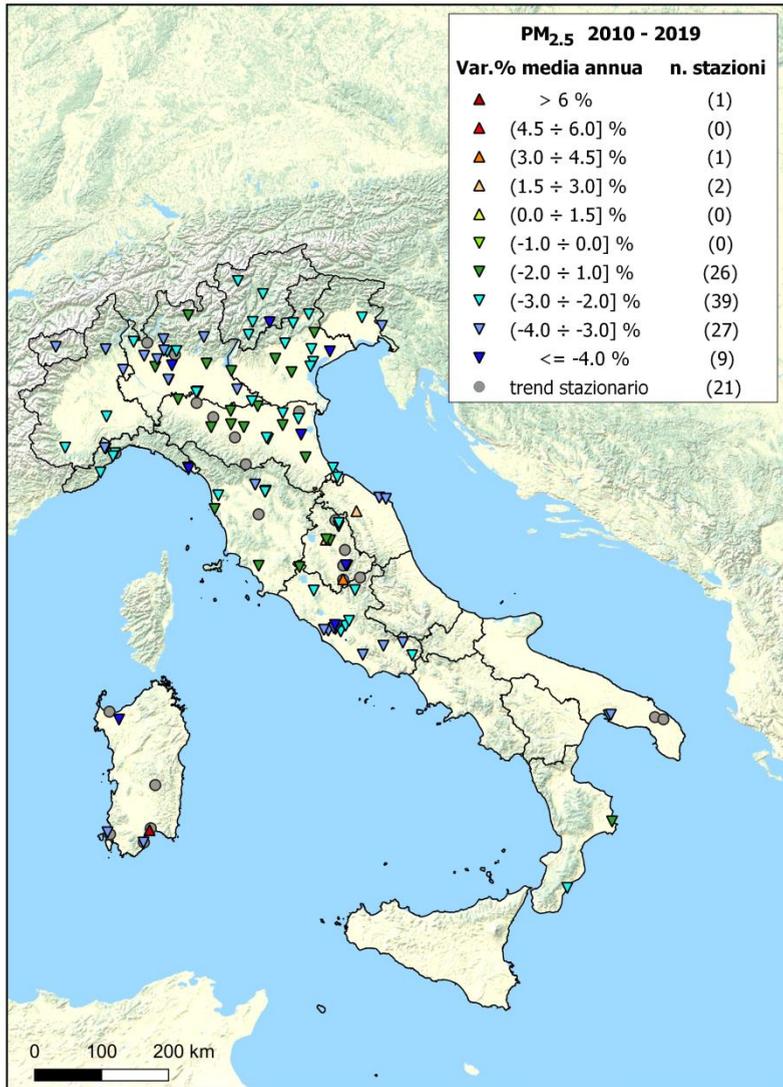


Figura 4.16. PM_{2,5}, 2010 – 2019. Risultati dell'analisi del trend con il test di Kendall corretto per la stagionalità su un campione di 126 stazioni. Distribuzione sul territorio delle stazioni analizzate e variazione percentuale media annua stimata della concentrazione.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

4.10. PM_{2,5} – INDICATORE DI ESPOSIZIONE MEDIA

In questo paragrafo è descritto l'andamento dell' "indicatore di esposizione media" 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 degli stessi nella riduzione nel tempo dei livelli, in modo progressivo e coerente nel Paese (vedi paragrafo 4.3).

La valutazione di tale indicatore su base nazionale integra la normativa vigente rispetto a quanto previsto per il PM_{2,5} 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 4.7).

Il grafico di Figura 4.17 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/m³) 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 4.7. Stazioni individuate dal D.M. 13 marzo 2013 ai fini del calcolo dell'Indicatore di esposizione media per il PM_{2,5}.

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 ASTRONOMIC0
PUGLIA	Taranto	Taranto	TARANTO MACHIAVELLI
	Lecce	Lecce	LECCE - GARIGLIANO
CALABRIA	Cosenza	Cosenza	CITTÀ DEI RAGAZZI

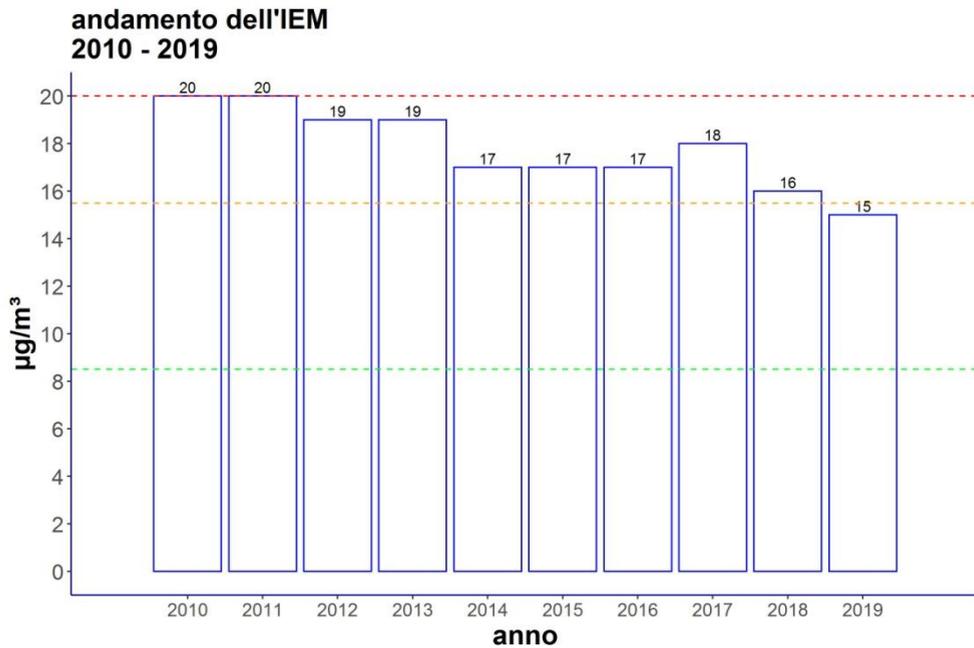


Figura 4.17. Andamento dell'indicatore di esposizione media (IEM) al PM_{2.5}. La linea rossa indica il valore corrispondente all' "obbligo di esposizione" (raggiungere entro il 2015 e non superare un valore dell'IEM pari al massimo a 20 µg/m³). La linea gialla rappresenta il valore corrispondente al 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

5. BIOSSIDO DI AZOTO

5.1. CARATTERISTICHE CHIMICO FISICHE E SORGENTI

Gli ossidi di azoto si formano durante qualsiasi combustione dove l'aria sia il comburente, in ragione della presenza di azoto e ossigeno. Nella miscela di reazione il monossido di azoto (NO) è prevalente ed è accompagnato da quote variabili di biossido di azoto (NO₂).

Quest'ultimo si forma in atmosfera prevalentemente in conseguenza di reazioni chimiche che coinvolgono l'ossido di azoto (NO) emesso da fonti primarie, l'ozono (O₃) e alcuni radicali ossidrillici o organici come HO₂ o RO₂ (dove R è una catena di atomi di carbonio, a saturazione variabile con la possibile presenza di gruppi funzionali di vario tipo). Generalmente solo una parte (<10%) dell'NO₂ presente in atmosfera è emesso direttamente dalle fonti antropiche o naturali. Attraverso numerose altre reazioni che coinvolgono gli stessi radicali, l'O₃, l'ossigeno, l'acqua e la radiazione ultravioletta solare, gli ossidi di azoto (NO_x) possono essere trasformati in acido nitroso, acido nitrico e perossiacetilnitrati (PAN). In funzione dell'entità delle emissioni dei precursori (NO e composti organici volatili), dell'intensità della radiazione solare, delle condizioni di stabilità delle masse d'aria e dei gradienti verticali di temperatura, possono essere favoriti o meno i processi che portano alla formazione di alcune delle sostanze citate rispetto alle altre, determinando così gli episodi di smog fotochimico. Le forme idrate degli ossidi di azoto possono formare in atmosfera sali nitrati che diventano parte importante del particolato secondario. Le principali sorgenti di ossidi di azoto sono costituite dalle combustioni nel settore dei trasporti (in particolare dai motori diesel), negli impianti industriali, negli impianti di

produzione di energia elettrica, di riscaldamento civile e di incenerimento dei rifiuti. Le sorgenti naturali di emissione sono i suoli, i vulcani e i fenomeni temporaleschi (EC, 1997a).

5.2. EFFETTI SULLA SALUTE

L'NO₂ è tra i vari ossidi di azoto quello più importante da un punto di vista tossicologico. Tale composto possiede un forte potere ossidante, che esercita prevalentemente sulle mucose con cui viene in contatto. Numerosi lavori hanno evidenziato una associazione statisticamente significativa tra le concentrazioni atmosferiche giornaliere di NO₂ e le consultazioni mediche, i ricoveri ospedalieri per malattie respiratorie, la sintomatologia respiratoria nei bambini e l'incidenza di attacchi d'asma. È stata anche riscontrata un'associazione significativa tra le concentrazioni atmosferiche di NO₂ e la mortalità giornaliera in varie città.

Le evidenze supportano un valore guida per esposizioni a breve termine (un'ora) di 200 µg/m³ e per esposizioni a lungo termine di 40 µg/m³ (OMS, 2000; OMS, 2006). Inoltre sono noti effetti dannosi per i materiali e per gli ecosistemi (acidificazione ed eutrofizzazione) causati dall'NO₂ e dalle deposizioni dei composti dell'azoto che si formano in atmosfera.

5.3: VALORI LIMITE E VALORI DI RIFERIMENTO OMS

I valori limite del biossido di azoto nell'aria ambiente definiti dalla normativa insieme ai valori di riferimento OMS sono riportati nella Tabella 5.1.

Tabella 5.1: NO₂- Valori limite per la protezione della salute umana ai sensi del D.Lgs.155/2010 e valori di riferimento OMS

Fonte: D.Lgs.155/2010

Periodo di mediazione	Valore limite D.Lgs.155/2010	Valori di riferimento OMS
1 ora	200 µg/m ³ da non superare più di 18 volte per anno civile	200 µg/m ³ da non superare mai in un anno civile
Anno civile	40 µg/m ³	40 µg/m ³

5.4: NO₂ - SINTESI DEI LIVELLI SU SCALA NAZIONALE

Le stazioni di monitoraggio che hanno misurato e comunicato dati di NO₂ sono 622 nel 2019. Di queste, 578 (93%) hanno copertura temporale minima del 90% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria). Tutte le Regioni sono rappresentate. La classificazione delle stazioni di monitoraggio di NO₂ secondo i criteri di ubicazione su macroscala previsti dalla normativa è rappresentata in Figura 5.1.

Il valore limite orario (200 µg/m³, 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 5.2). Il valore di riferimento OMS, che non prevede superamenti dei 200 µg/m³, è stato superato in 13 stazioni (pari al 2% delle stazioni con copertura temporale sufficiente).

Il valore limite annuale, pari a 40 µg/m³, 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 5.3).

I superamenti del valore limite annuale hanno interessato 16 zone su 81 distribuite in 9 Regioni e 2 Province Autonome (Tabella 5.2). 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"¹ ai fini della valutazione della qualità dell'aria) e altre importanti città (Trento, Modena, Rimini, Salerno, Campobasso).

La Figura 5.4 illustra in particolare la distribuzione dei livelli rilevati per tipo di stazione e di zona.

Si osserva come 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.

¹ 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 2 superiore a 3.000 abitanti;

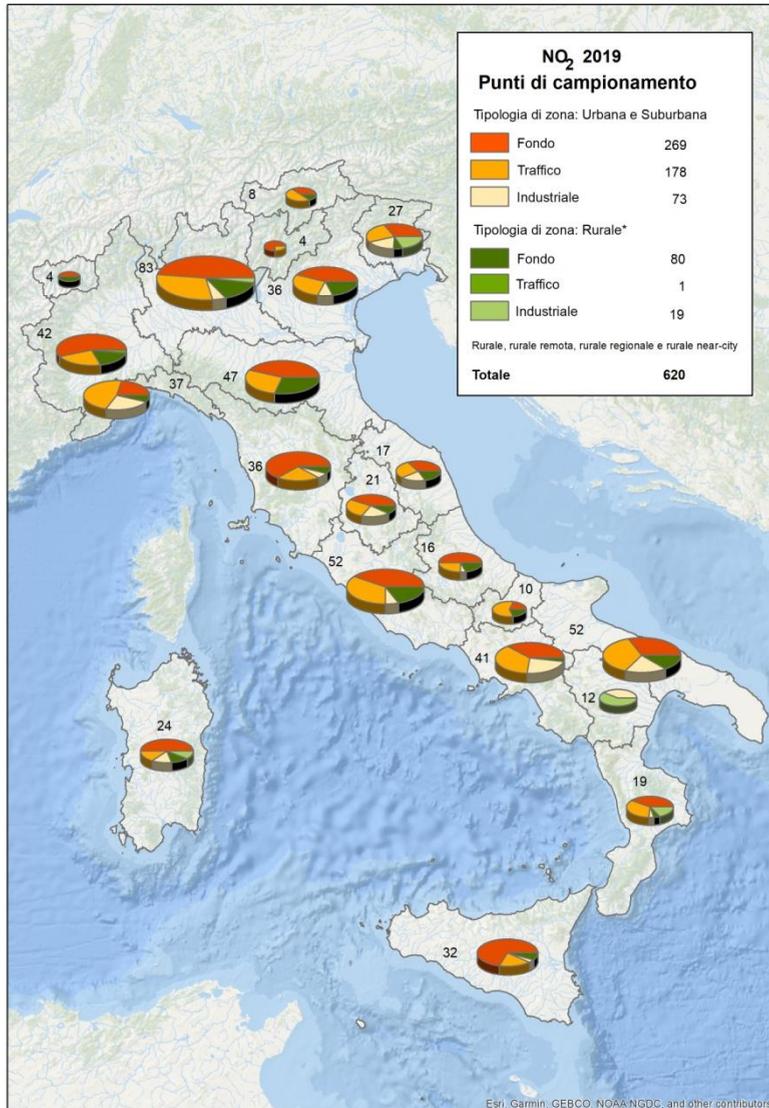


Figura 5.1. NO₂. Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscale di cui all'Allegato III, D.Lgs.155/2010 (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA



Figura 5.2. NO₂. Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite orario per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA



Figura 5.3. NO₂. Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite annuale per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

Tabella 5.2: NO₂. 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 PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento.

5.5: NO₂ – DETTAGLIO REGIONALE

Per quanto riguarda le condizioni atmosferiche registrate nel 2019 si rimanda alla lettura del capitolo 3. Le condizioni meteorologiche di stabilità atmosferica e inversione termica diurna a bassa quota, che, nel periodo invernale, favoriscono l'accumulo e l'aumento delle concentrazioni di materiale particolato, influenzano in modo analogo le concentrazioni di biossido di azoto. Anche il profilo stagionale è simile, con valori minimi nel periodo estivo.

In Figura 5.4 è riportata la distribuzione delle medie annuali dell'NO₂ per regione. Il grafico riassume complessivamente i valori rilevati e la variabilità osservata sul territorio di ciascuna regione. Un rettangolo piccolo (piccola distanza interquartile, il 50% delle misure ricade all'interno di tale intervallo) indica che tale variabilità è limitata. I segmenti che si estendono dai lati superiore ed inferiore descrivono quanto i livelli si possono discostare dal valore mediano (rappresentato dalla linea interna al rettangolo). Quanto più grande è la distanza tra gli estremi dei due segmenti, tanto maggiore è l'intervallo di variabilità complessiva riscontrato in una

regione. I punti esterni agli estremi dei segmenti sono valori che si discostano significativamente dalle altre osservazioni disponibili. Ciascuna regione ha un numero totale di stazioni di monitoraggio diverso, e differente distribuzione numerica per zona (rurale, urbana e suburbana) e tipo (fondo, traffico, Industriale) che discende dai criteri fissati dalla normativa seguiti nella definizione dei programmi di valutazione regionali, e riflette le caratteristiche di ciascuna regione. Un'ampia distanza interquartile, ad esempio, è indice del fatto che le stazioni sono ubicate in zone molto differenti dal punto di vista orografico, climatico e, spesso, dei carichi emissivi (montagna, pianura, zone costiere, agglomerati). Questi grafici non sono quindi da interpretare ai fini del confronto tra le varie regioni, ma piuttosto servono ad evidenziarne le specificità, legate a fattori che rendono ciascuna diversa dalle altre.

In dieci regioni (**Valle d'Aosta, Friuli Venezia Giulia, Veneto, Umbria, Marche, Abruzzo, Puglia, Basilicata, Calabria e Sardegna**) il valore limite annuale per la protezione della salute umana ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) è rispettato in tutte le stazioni di monitoraggio. In **Valle d'Aosta** per il terzo anno consecutivo il biossido di azoto, tipico delle combustioni e caratteristico delle emissioni da traffico, diminuisce in ambito urbano, sia in *Aosta piazza Plouves*, sia in *Aosta via Liconi*. La media annuale registrata è compresa tra i 21 e i $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

In **Piemonte** le concentrazioni di biossido di azoto (NO_2) presentano nel 2019 una relativa stabilità dei valori misurati, pur in un quadro generale di decremento, attribuibile anche alle riduzioni sul lungo periodo delle emissioni degli impianti produttivi, per i quali sono stati introdotti limiti stringenti alle emissioni a camino.

I valori più elevati di NO_2 sono stati misurati prevalentemente nelle stazioni di traffico e il superamento del valore limite si è verificato, come lo scorso anno, nel capoluogo piemontese, nella stazione da traffico urbano di *Torino-Consolata* ($53 \mu\text{g}/\text{m}^3$), mentre in tutti gli altri punti di misura il valore limite è stato rispettato.

In **Lombardia** il biossido di azoto (NO_2) nel 2019 ha fatto registrare un andamento complessivamente in miglioramento su base pluriennale, con concentrazioni medie annue che sono oscillate intorno (e spesso sono state inferiori) a quelle del 2018, sebbene superamenti del valore limite annuale siano ancora presenti, in particolare in stazioni da traffico degli agglomerati urbani di Milano, compreso Monza, e Brescia e della zona di Pianura ad Elevata Urbanizzazione.

In **provincia di Bolzano** il 2019 è stato caratterizzato da concentrazioni medie leggermente inferiori rispetto al 2018. La valutazione sulla meteorologia, che ha senz'altro contribuito a tale miglioramento, è riportata nel paragrafo 3.5.

In **provincia di Trento** è stato registrato un superamento nel capoluogo, in una stazione di traffico urbano (Trento VBZ, $43 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Analogamente in **Liguria**, si sono verificati tre superamenti nelle stazioni di traffico urbano dell'agglomerato di Genova (Multedo – Pegli $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$; Corso Europa $57 \mu\text{g}/\text{m}^3$; Via Buozi $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

In **Veneto** non si sono registrati superamenti del valore limite annuale per il biossido di azoto (NO_2) nel 2019, analogamente a quanto accaduto nel 2018.

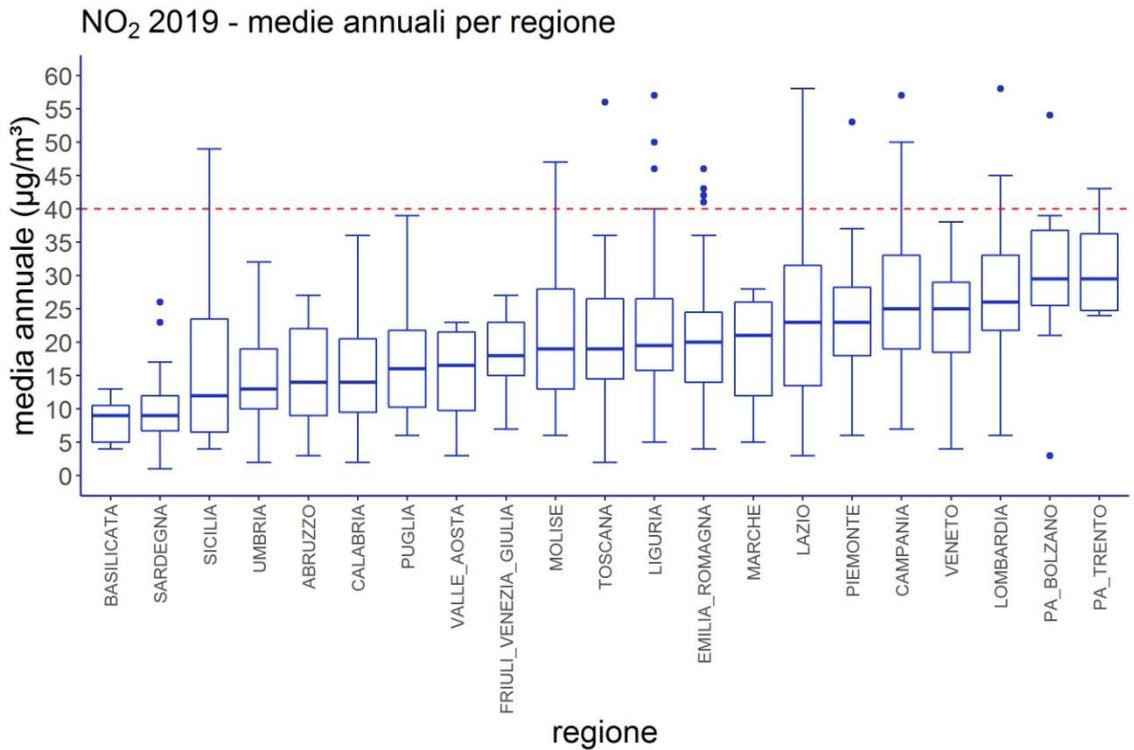


Figura 5.4. NO₂ (2019). Distribuzione delle medie annuali per regione. La linea rossa rappresenta il valore limite annuale, che coincide con il valore di riferimento dell'OMS.

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. Il punto blu coincide con la media. 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

In **Emilia-Romagna** la media annuale di biossido di azoto (NO₂) su tutte le stazioni mostra valori in linea con quelle dell'anno precedente. Il valore limite annuale è stato superato in 4 delle 47 stazioni che misurano l'inquinante, di cui 2 sono le stesse dello scorso anno (*Fiorano Modenese – Circ. S. Francesco* con 43 e *Bologna – P. San Felice* con 46), sebbene per queste

siano stati osservati valori medi annuali inferiori. Se ne aggiungono 2, *Modena - Giardini* e *Rimini - Flaminia*, i cui valori medi annuali, rispettivamente di 41 e 42 sono comunque di poco superiori rispetto a quelli osservati nel 2018, quando erano prossimi al superamento del valore limite (40 *Giardini* e 39 *Flaminia*).

In **Toscana** permane l'ampio superamento del valore limite annuale nella stazione di traffico di *FI-Gramsci*; i valori medi registrati presso i siti di traffico sono stati nettamente maggiori dei valori del fondo, con media complessiva superiore al doppio di quella delle stazioni di fondo.

Nel **Lazio** le criticità rilevate per il biossido di azoto sono relative al solo agglomerato di Roma: la concentrazione media annuale supera il valore prescritto dalla legge nelle stazioni di *Arenula, Fermi, Francia, Magna Grecia* e *Tiburtina*.

In **Campania** si conferma l'impatto di questo inquinante sulla qualità dell'aria soprattutto nei centri urbani medio-grandi, caratterizzati da significativi volumi di traffico ed elevata urbanizzazione, con valore medio annuo superiore al limite di legge per alcune stazioni situate nelle città di Napoli e Salerno.

In **Molise** è stato registrato un unico superamento nella stazione da traffico installata nel capoluogo di regione

denominata *Campobasso1*. Questa stazione non fa parte del Programma di Valutazione della Regione Molise, ma è ancora attiva per monitorare i livelli di inquinamento a seguito di superamento dello stesso parametro nel 2017.

In **Sicilia** sono stati registrati due superamenti del valore limite annuale di NO₂ nell'Agglomerato di Palermo nelle stazioni di traffico urbano *PA-Castelnuovo* e *PA-Di Blasi* confermando il traffico veicolare come la principale sorgente emissiva degli ossidi di azoto negli agglomerati urbani. In **Sardegna** si registrano medie annue molto basse che variano tra 1 µg/m³ (*CENSE0*) e 10 µg/m³ (*CESG11*) nella zona rurale, tra 10 µg/m³ (*CENMO1*) e 26 µg/m³ (*CENCA1*) nell'agglomerato di Cagliari, tra 11 µg/m³ (*CENS16*) e 23 µg/m³ (*CENS12*) nella zona urbana di Sassari e Olbia e tra 3 µg/m³ (*CENPS6*) e 16 µg/m³ (*CENAS9*) nella zona industriale.

5.6: NO_x – ANALISI DEI TREND

Le emissioni di NO_x 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_x 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 5.5 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'andamento generale, rappresentato dalla media delle medie annuali, distinto per tipo di stazione è riportato in Figura 5.6. Come nel caso del PM₁₀, non sembrano emergere tendenze diverse per tipo di stazione, l'andamento generale delle stazioni di fondo urbano e suburbano segue in modo fedele il profilo dell'andamento delle stazioni di traffico urbano e suburbano.

L'analisi statistica condotta con il metodo di Mann-Kendall corretto per la stagionalità, i cui risultati sono riportati sinteticamente in tabella 5.3 e in Figura 5.5, 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% ($-13\% \div -0,5\%$), corrispondente a una riduzione media in termini di concentrazione di $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($-4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \div -0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) indicativa dell'esistenza di una tendenza di fondo alla riduzione delle concentrazioni di NO₂ in Italia.

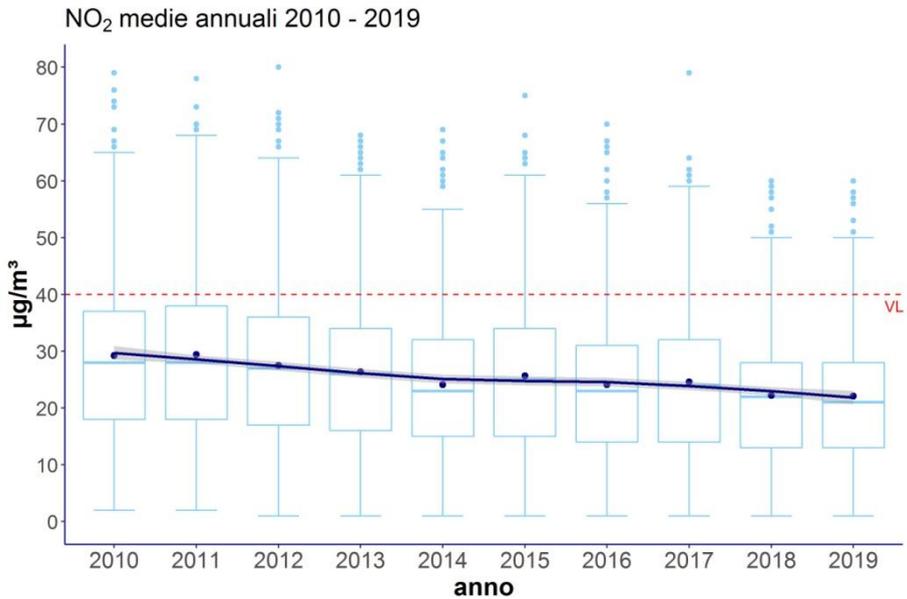


Figura 5.5. NO₂, 2010 - 2019. Media annua - Statistiche descrittive calcolate su una selezione di 421 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale. I punti blu rappresentano la media delle medie annuali. La linea blu interpola le medie delle medie annuali con il metodo LOESS (local scatter plot smoother).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

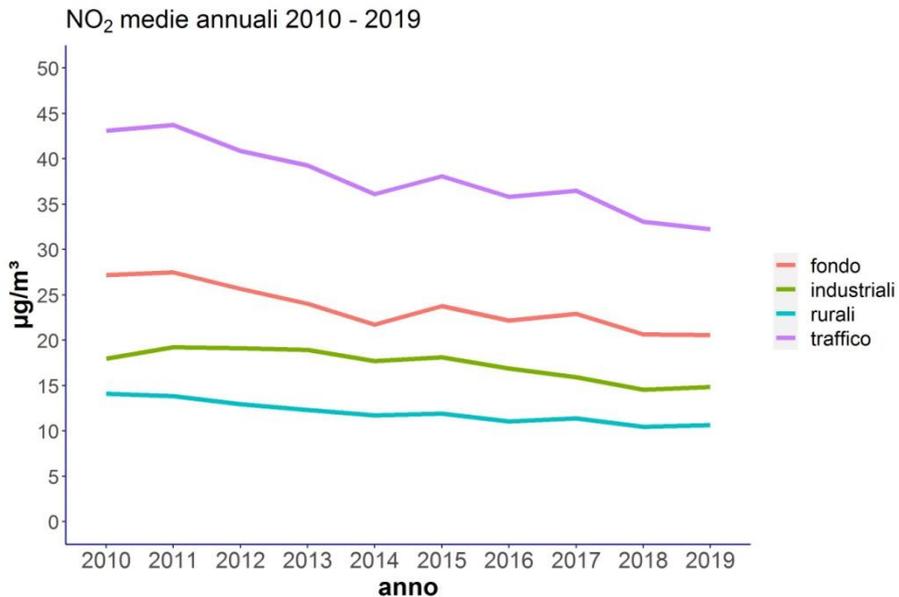


Figura 5.6. NO₂, 2010 - 2019. Andamento della media delle medie annuali calcolata su un campione di 421 stazioni, per tipo di stazione. Fondo = stazioni di fondo urbano e suburbano (190 stazioni); industriali = stazioni industriali urbane, suburbane e rurali (51 stazioni); traffico = stazioni di traffico urbano, suburbano (127 stazioni); rurali: stazioni rurali di fondo, nearcity, e remote (53 stazioni).

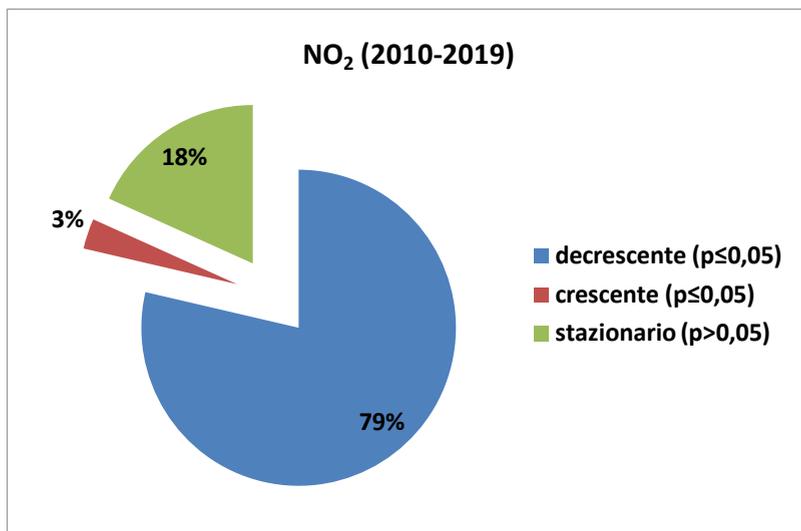


Figura 5.7. Sintesi dei risultati dell'analisi del trend (2010 - 2019) con il test di Kendall corretto per la stagionalità delle concentrazioni di NO₂ in Italia su una selezione di 421 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

Tabella 5.3. sintesi dei risultati dell'analisi del trend (2010 - 2019) con il test di Kendall corretto per la stagionalità delle concentrazioni di NO₂ in Italia su una selezione di 421 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

NO ₂	Trend decrescente (p≤0,05)		Trend crescente (p≤0,05)		Trend non significativo (p>0,05)
	n	Δy (μg m ⁻³ y ⁻¹)	n	Δy (μg m ⁻³ y ⁻¹)	n
2010 - 2019 (421 stazioni)	331	-1,0 [-4,5 ÷ -0,1]	13	0,6 [0,2 ÷ 2,0]	77

Legenda:

p≤ 0,05: il trend osservato è statisticamente significativo

p>0,05: non può essere esclusa l'ipotesi nulla (assenza di trend)

Δy: variazione media annuale stimata sulla base dei risultati del test di Kendall corretto per la stagionalità

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

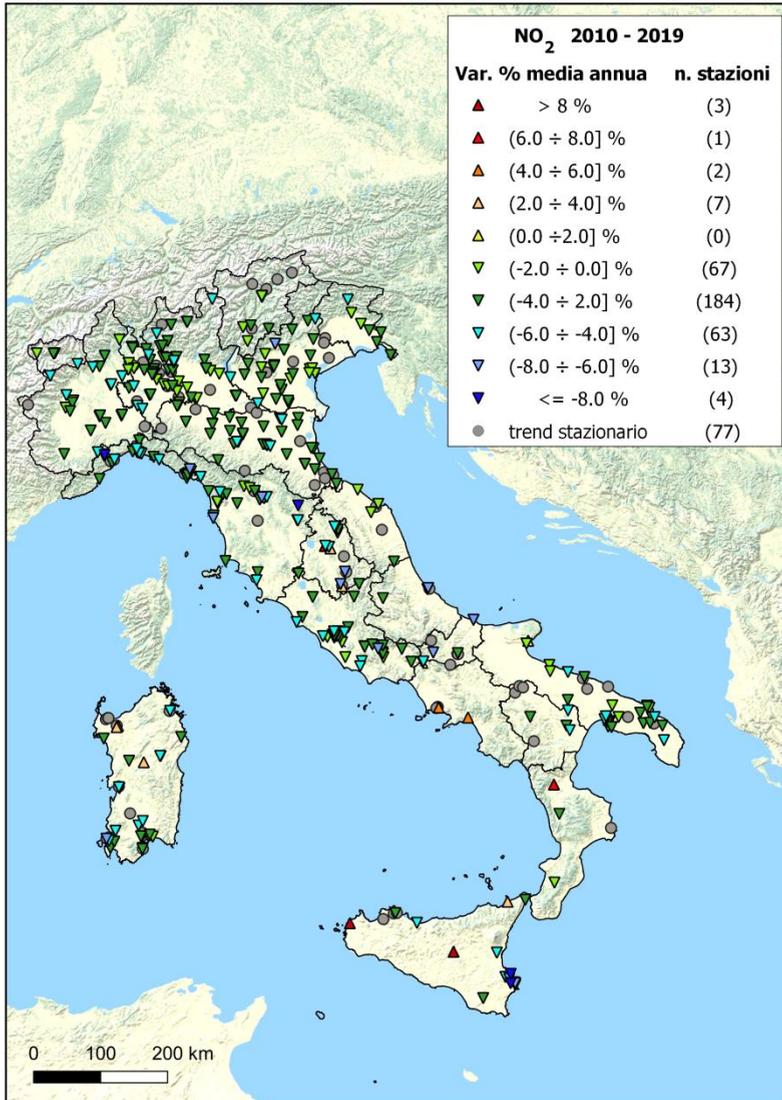


Figura 5.8. NO₂, 2010 - 2019. Risultati dell'analisi del trend con il test di Kendall corretto per la stagionalità su un campione di 421 stazioni. Distribuzione sul territorio delle stazioni analizzate e variazione percentuale media annua stimata della concentrazione.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

6: OZONO

6.1: CARATTERISTICHE CHIMICO FISICHE

L'ozono (O₃) è un gas costituito da tre atomi di ossigeno, forte agente ossidante, dotato chimicamente di un'alta reattività legata alla particolare conformazione molecolare, caratterizzata da spiccata instabilità.

Le concentrazioni medie giornaliere a livello troposferico, variano da poche unità di parti per miliardo (ppb) fino a superare in alcune zone nel periodo estivo 100 ppb. Si stima che le concentrazioni medie in zone rurali in Europa siano raddoppiate rispetto all'epoca pre-industriale (EC, 1999a).

L'accumulo di O₃ nella troposfera in un dato intervallo di tempo, fenomeno legato allo "smog fotochimico", dipende in modo complesso dal contemporaneo verificarsi di una serie di condizioni:

- l'emissione di inquinanti primari (cioè direttamente emessi dalle fonti) in una data zona, in particolare l'emissione di specie chimiche dotate di particolare reattività quali il monossido di azoto (NO) e i composti organici volatili (COV). Tra questi, quelli insaturi (COV contenenti almeno un doppio legame) sono i più reattivi ai fini della formazione dell'ozono; tuttavia anche COV scarsamente reattivi come il metano, ma la cui concentrazione in aria ha subito un notevole aumento a livello globale negli ultimi 100 anni, determinano un contributo rilevante all'aumento delle concentrazioni medie di ozono nelle zone rurali e sulla superficie degli oceani;

- l'esistenza delle condizioni necessarie per il trasporto di tali sostanze e per la persistenza delle stesse in atmosfera per il tempo necessario affinché le reazioni chimiche che costituiscono il ciclo di formazione dell'ozono possano procedere;

- l'entità della radiazione solare, dal momento che diversi stadi intermedi di reazione necessitano della radiazione nel campo dell'UV per procedere;

- il verificarsi delle condizioni per cui la maggior parte dell'NO emesso dalle fonti primarie sia stato ossidato a NO₂ per effetto delle reazioni chimiche cui partecipano i COV.

Non è possibile individuare una relazione di tipo lineare tra produzione dei precursori e concentrazione di ozono nella troposfera. Questa complessità, determinata dall'esistenza di un "ciclo" dell'ozono, si riflette sulla distribuzione spaziale e temporale dei livelli di ozono. A livello spaziale le concentrazioni di O₃ salgono più facilmente a distanza dalle sorgenti dei precursori essendo favorite quelle zone dove le concentrazioni di questi ultimi siano sostenute da un apporto costante, ma dove gli stessi non hanno modo di accumularsi (divenendo essi stessi responsabili del consumo dell'O₃). A livello temporale, nelle zone di pianura o a livello del mare, le concentrazioni di O₃ seguono abbastanza bene il profilo dell'intensità della radiazione solare (tendendo quindi ad aumentare nelle ore di massima insolazione e a diminuire nella notte).

La complessità dei meccanismi di formazione-deplezione in gioco e il ruolo dei fattori climatici rende arduo apprezzare gli effetti delle misure intraprese per limitare le emissioni dei precursori, sui livelli di ozono misurati al suolo.

Non c'è dubbio tuttavia che al fine di ridurre gli effetti sulla salute e sull'ecosistema determinati da elevati livelli di O₃ nell'aria troposferica, occorra agire sulle fonti dei precursori sui quali l'uomo può esercitare un controllo. In questo senso le fonti dei precursori più rilevanti sono le emissioni da trasporto su strada, la produzione e l'utilizzo di solventi organici o di preparati che li contengano, i

processi di combustione nella produzione di energia e nell'industria (con riferimento in particolare alle emissioni di monossido di azoto). A livello internazionale la comunità scientifica concorda generalmente sul fatto che il fenomeno dell'inquinamento da O₃, in considerazione della peculiarità dei fenomeni che lo determinano, abbia una rilevanza per lo meno regionale.

Altri elementi di incertezza nella valutazione dell'esposizione della popolazione sono legati alla relazione tra esposizione outdoor e indoor. In generale diversi studi hanno evidenziato che i dati determinati all'aperto sono maggiormente rappresentativi dell'esposizione reale della popolazione in quei contesti dove la percentuale di tempo spesa all'esterno è maggiore (Weschler, 2006); tale abitudine è tuttavia poco aderente alla realtà della maggior parte della popolazione occidentale e in particolare di quella dei paesi del centro e del nord Europa. I dati disponibili sono relativi per la gran parte a livelli misurati o stimati all'aperto e non è facile individuare correlazioni significative tra questi livelli e quelli in ambienti chiusi, in ragione dell'elevata reattività dell' O₃ che rapidamente tende a degradarsi a contatto con le superfici.

6.2: EFFETTI SULLA SALUTE

Numerosi studi sono stati condotti con l'obiettivo di evidenziare gli effetti acuti e cronici dell'esposizione ad O₃. Sono stati esplorati gli effetti acuti sul sistema polmonare e sul sistema cardiovascolare attraverso studi epidemiologici sulla morbilità e sulla mortalità della popolazione esposta. Riguardo agli effetti cronici le principali evidenze sono emerse riguardo alla riduzione della funzionalità polmonare, allo sviluppo di

arteriosclerosi ed asma e alla riduzione della speranza di vita.

6.3: VALORI OBIETTIVO, VALORI A LUNGO TERMINE, SOGLIE DI INFORMAZIONE E DI ALLARME E VALORI DI RIFERIMENTO OMS

Le soglie di informazione e di allarme per la protezione della salute umana, i valori obiettivo e gli obiettivi a lungo termine per la protezione della salute umana e della vegetazione dell'ozono nell'aria ambiente ai sensi del D.Lgs. 155/2010 sono riportati nella Tabella 6.1.

Le informazioni sugli effetti sulla salute sono state raccolte ed organizzate in maniera sintetica nelle linee guida sulla qualità dell'aria dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS, 2006; OMS, 2000). Sulla base di tali informazioni la OMS individua diversi livelli, basati sullo stesso indicatore di esposizione, il valore medio massimo giornaliero su otto ore calcolato sulla base delle medie consecutive di otto ore (Tabella 6.2).

Le linee guida e i valori obiettivo possono essere utilizzati al fine di stimare, con gli strumenti propri dell'epidemiologia ambientale, gli effetti sanitari attribuibili all'esposizione a breve-medio termine all'ozono. L'OMS ritiene che le evidenze relative agli effetti cronici legati all'esposizione a lungo termine all'ozono non siano sufficienti per raccomandare linee guida riferite a un valore medio su base annua.

Tabella 6.1: O₃: Soglia di informazione, soglia di allarme, valore obiettivo e obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana ai sensi del D.Lgs.155/2010

Fonte: D.Lgs. 155/2010

Finalità	Indicatori	Periodo di mediazione	Valore	Data entro la quale deve essere raggiunto il valore obiettivo
protezione della salute umana	Soglia di informazione	1 ora	180 µg/m ³	-
	Soglia di allarme	1 ora	240 µg/m ³ (1)	-
	Valore obiettivo	Media massima giornaliera calcolata su 8 ore (media su tre anni)	120 µg/m ³ da non superare più di 25 volte per anno civile come media su tre anni	01/01/2010
	Obiettivo a lungo termine (OLT)	Media massima giornaliera calcolata su 8 ore	120 µg/m ³	Non definito

(1) Per l'applicazione dell'articolo 10 (Piani per la riduzione del rischio di superamento dei valori limite, dei valori obiettivo e delle soglie di allarme), comma 1 (recante adozione di azioni in caso di superamenti della soglia di allarme) del D.Lgs. 155/2010, deve essere misurato o previsto un superamento per tre ore consecutive.

Tabella 6.2: Linee guida OMS per l'esposizione ad ozono

Fonte: adattata da Air quality guidelines - globale update. OMS, 2006.

Indicatori OMS	Media massima di otto ore	effetti
High level	240 µg/m ³	Effetti significativi sulla salute rilevanti per una significativa porzione di popolazione esposta
OMS interim target 1	160 µg/m ³	Effetti importanti sulla salute; il rispetto di tale livello non è sufficiente a garantire una adeguata protezione della salute pubblica
OMS air quality guideline	100 µg/m ³	Livello al di sotto del quale è prevedibile un'adeguata protezione della salute pubblica sebbene effetti avversi per la salute non possono essere del tutto esclusi (non è possibile individuare con certezza una soglia di non effetto)

6.4: O₃ - SINTESI DEI LIVELLI SU SCALA NAZIONALE

Per l'O₃ i dati sono relativi a 351 stazioni. 322 di queste (pari al 91%) hanno raggiunto la copertura temporale minima prevista dall'Allegato I del D.Lgs.155/2010 per l'ozono (90% di dati validi in estate e il 75% di dati validi in inverno al netto delle perdite dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria).

La classificazione delle stazioni di monitoraggio di O₃ secondo i criteri di ubicazione su macroscala previsti dalla normativa è rappresentata in Figura 6.1.

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 6.2). 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 (4%)

su 322. I valori di concentrazione più elevati si registrano prevalentemente nel Nord Italia.

L'intero territorio nazionale è suddiviso in zone e agglomerati ai fini della valutazione della qualità dell'aria ambiente ai sensi del D.Lgs. 155/2010. Contrariamente a quanto previsto per gli altri inquinanti, per l'ozono le zone non sono classificate rispetto a determinate soglie ma rispetto ai superamenti dell'obiettivo a lungo termine in almeno uno sui cinque anni civili precedenti; in assenza di superamenti in tutti i 5 anni civili precedenti, il numero delle stazioni di misurazione dell'ozono può essere ridotto secondo i criteri di cui all'allegato IX, punto 4 del D.Lgs. 155/2010. Nel 2019 i superamenti dell'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana (OLT) hanno interessato 61 zone su 64.

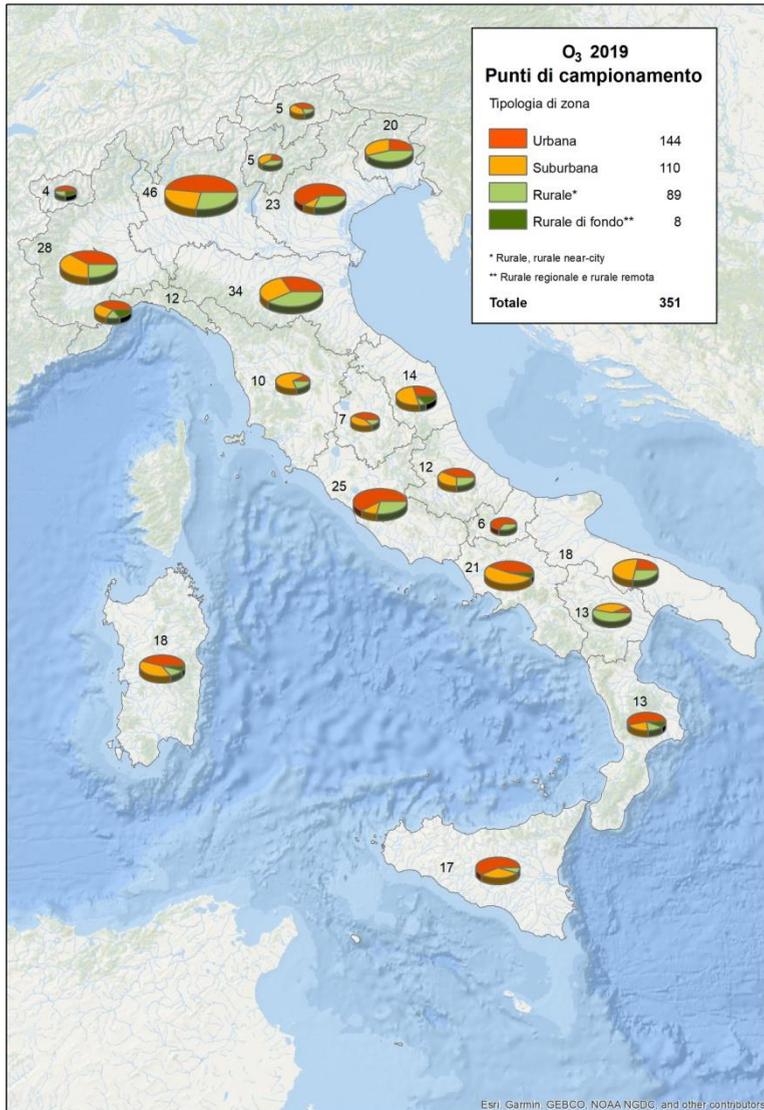


Figura 6.1. O₃. Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscala di cui all'Allegato VIII, D.Lgs.155/2010 (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA



Figura 6.2: O₃. Stazioni di monitoraggio e superamenti dell'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

6.5: O₃ – DETTAGLIO REGIONALE

In Figura 6.3 è riportata la distribuzione del numero di giorni di superamento dell'obiettivo a lungo termine (120 µg/m³ come media massima giornaliera calcolata su 8 ore) per regione. Il grafico riassume complessivamente i valori rilevati e la variabilità osservata sul territorio di ciascuna regione. Un rettangolo piccolo (piccola distanza interquartile, il 50% delle misure ricade all'interno di tale intervallo) indica che tale variabilità è limitata. I segmenti che si estendono dai lati superiore ed inferiore descrivono quanto i livelli si possono discostare dal valore mediano (rappresentato dalla linea interna al rettangolo). Quanto più grande è la distanza tra gli estremi dei due segmenti, tanto maggiore è l'intervallo di variabilità complessiva riscontrato in una regione. I punti esterni agli estremi dei segmenti sono valori che si discostano significativamente dalle altre osservazioni disponibili. Ciascuna regione ha un numero totale di stazioni di monitoraggio diverso, e differente distribuzione numerica per zona (rurale, urbana e suburbana) e tipo (fondo, traffico, Industriale) che discende dai criteri fissati dalla normativa seguiti nella definizione dei programmi di valutazione regionali, e riflette le caratteristiche di ciascuna regione. Un'ampia distanza interquartile, ad esempio, è indice del fatto che le stazioni sono ubicate in zone molto differenti dal punto di vista orografico, climatico e, spesso, dei carichi emissivi (montagna, pianura, zone costiere, agglomerati). Questi grafici non sono quindi da

interpretare ai fini del confronto tra le varie regioni, ma piuttosto servono ad evidenziarne le specificità, legate a fattori che rendono ciascuna diversa dalle altre.

Nel periodo estivo a causa del forte e prolungato irraggiamento 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 intensi i quali favoriscono le proprietà dispersive del PBL nelle ore diurne. In queste condizioni le concentrazioni degli inquinanti primari, del particolato e del biossido di azoto tendono a raggiungere i valori minimi.

L'accumulo di ozono nella troposfera, dipende in modo complesso dal contemporaneo verificarsi di una serie di condizioni completamente diverse da quelle che governano la variabilità temporale degli altri inquinanti, in cui gioca un ruolo fondamentale l'intensità della radiazione solare, dal momento che diversi stadi intermedi di reazione necessitano della radiazione nel campo dell'UV per procedere. Sotto questo punto di vista le valutazioni sulle condizioni meteorologiche prevalenti che hanno caratterizzato il semestre caldo (aprile-settembre) sembrano indicare complessivamente una prevalenza di situazioni sfavorevoli per la qualità dell'aria, con riferimento all'ozono, per l'anno 2019.

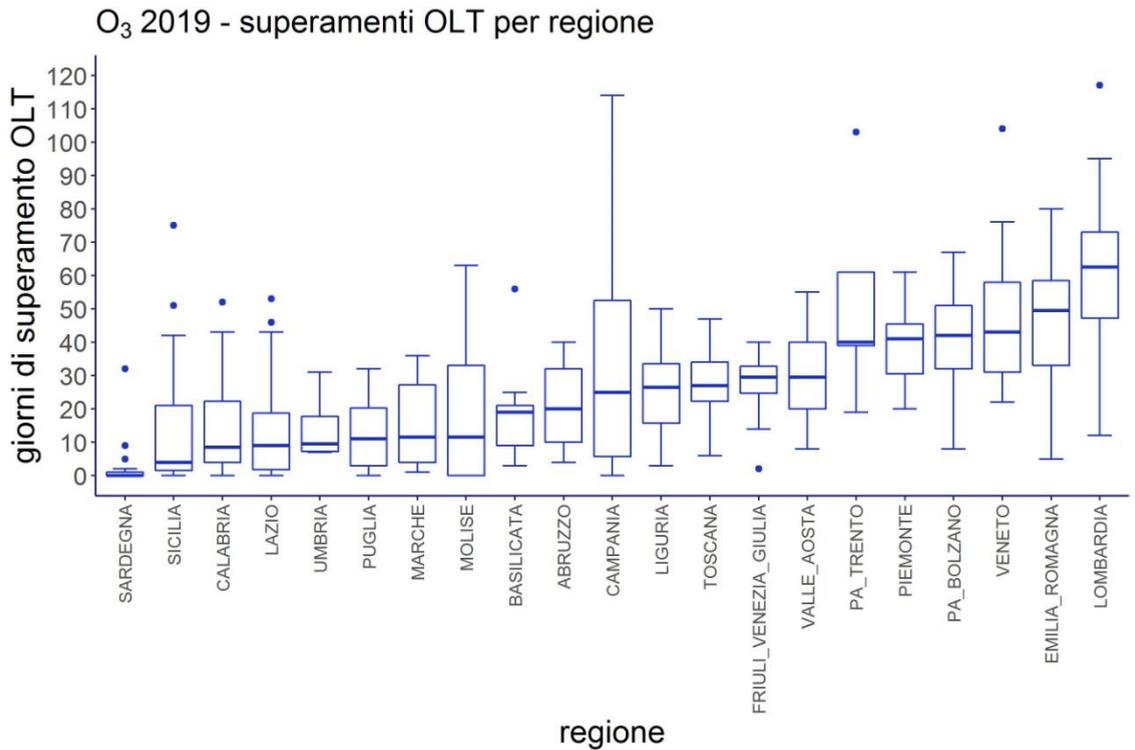


Figura 6.3. O₃ (2019). Distribuzione dei giorni di superamento dell'obiettivo a lungo termine per regione.

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. Il punto blu coincide con la media. 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

In **Valle d'Aosta**, oltre agli aspetti meteorologici, un ruolo importante è determinato dalla quota media estremamente elevata della regione. La "Bassa Valle" al confine con la Pianura Padana, inoltre è influenzata da masse d'aria ricche d'ozono provenienti dalle aree urbane piemontesi. L'ozono, supera il valore obiettivo a lungo termine in tutte le stazioni della regione. In

Piemonte si è registrato un leggero incremento della percentuale di stazioni interessate dai superamenti dell'OLT, passata dal 75% del 2018 al 77% del 2019 accompagnato però da una leggera diminuzione dei valori dei superamenti nella maggioranza dei punti di misura. Da segnalare i superamenti del valore della soglia di allarme in tre stazioni della rete regionale situate

nelle province di Novara, Alessandria, Verbano Cusio Ossola e Torino, verificatisi tutti alla fine del mese di giugno, caratterizzato da temperature anormalmente elevate.

Anche in **Lombardia** a differenza degli altri inquinanti, l'ozono non mostra invece un andamento evidente negli anni. Durante il 2019, infatti, si sono registrati diffusi superamenti del valore obiettivo per la protezione della salute. In particolare, il valore obiettivo per la protezione della salute di non più di 25 giorni con la massima media mobile su 8 ore superiore a $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, risulta superato in tutte le zone del territorio lombardo.

Nel 2019, anche le soglie di informazione ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ come massima media oraria) e di allarme ($240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ come massima media oraria) sono state superate in un numero significativo di stazioni del programma di valutazione. Basti pensare che la soglia di allarme è stata superata in 20 stazioni (da un minimo di 1 ora a un massimo di 11 ore) su 46 e la soglia di informazione è stata superata per almeno un'ora in 45 stazioni su 46.

In **Veneto** tutte le stazioni hanno fatto registrare superamenti dell'obiettivo a lungo termine per la protezione della popolazione ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La quasi totalità delle stazioni ha oltrepassato i 25 superamenti consentiti nella media sugli ultimi 3 anni del valore obiettivo con l'eccezione di *Area Feltrina* (22). L'obiettivo a lungo termine per la protezione della vegetazione (AOT40, $6000 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$) non è stato rispettato in nessuna delle stazioni di fondo utilizzate per la misura di tale parametro.

In **Liguria** la situazione nel 2019 appare in miglioramento rispetto agli anni precedenti con il superamento della soglia di informazione, per la prima volta, in una sola postazione della rete regionale – Bolano - nello spezzino. Persiste tuttavia il superamento del valore obiettivo per la protezione della salute in molte postazioni di misura sul territorio regionale e dell'obiettivo a lungo termine.

In **Emilia-Romagna** i superamenti dei valori obiettivo per la protezione della salute umana ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$) hanno interessato pressoché l'intera regione. Nel periodo estivo 2019 (aprile-settembre) l'ozono ha superato l'obiettivo a

lungo termine in tutte le stazioni, e la quasi totalità delle stazioni ha oltrepassato i 25 superamenti nella media sugli ultimi 3 anni del valore obiettivo con l'eccezione di *Febbio* (RE), *Castelluccio* (BO) e *Ballirana* (RA). I superamenti del valore obiettivo si sono mantenuti in linea con quelli riscontrati negli anni precedenti.

La soglia di informazione (media oraria di $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valore per il quale vengono indicati possibili rischi per la salute in soggetti sensibili) è stata superata in 26 stazioni su 34. Questi valori sono superiori rispetto a quelli del 2018 ed uguali a quelli registrati nel 2017. Dal 26 al 28 giugno in tutta la regione sono stati rilevati superamenti diffusi della soglia di informazione, con picchi massimi misurati nella parte occidentale e centrale (*Piacenza/Parco Montecucco* 236 , *Besenzone* 230 , *Bologna/Via Chiarini* $226 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Luglio è stato il mese più critico: dal 1° al 6 il superamento ha visto picchi nella parte occidentale e centrale della regione ($208 \mu\text{g}/\text{m}^3$ *Bologna/Via Chiarini*, $206 \mu\text{g}/\text{m}^3$ *Piacenza/Parco Montecucco*); dal 22 al 26 sempre le stesse stazioni di rilevamento hanno fatto registrare picchi di 210 (*Bologna/Via Chiarini*) e 204 (*Piacenza/Parco Montecucco*) $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Il mese di agosto non ha registrato episodi acuti di ozono; le concentrazioni riscontrate hanno comunque superato il valore obiettivo di $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ma non la soglia di informazione.

Nessuna stazione ha fatto rilevare superamenti della soglia di allarme ($240 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

In **Toscana** il 50% delle stazioni supera il VO e tutte le zone sono oggetto di superamento. Il valore obiettivo di 25 giorni di superamento della media su 8 ore di $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ non è stato rispettato in 5 stazioni. Nell'Agglomerato fiorentino la stazione di *FI-Settignano* ha registrato 31 superamenti, nella zona delle pianure interne la stazione di *PT-Montale* ha registrato 30 superamenti, nella zona delle pianure costiere la stazione di *LU-Carignano* ha registrato 45 superamenti e la stazione di *GR-Maremma* 47, nella zona collinare e montana la stazione di *PI-Montecerboli* ne ha registrati 35. Inoltre si sono verificati alcuni episodi di superamento della soglia di informazione di $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$, rispettivamente 10 per la stazione di *FI-Settignano*, 1 per

la stazione di *PT-Montale* e 2 per la stazione di *LU-Carignano*.

Nel **Lazio** la soglia di allarme non è stata mai raggiunta mentre la soglia di informazione registra qualche sporadico superamento nella regione.

L'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana nel 2019 è raggiunto in quattro stazioni di monitoraggio, *Rieti*, *Latina Tasso*, *Castel di Guido e Cipro*, in cui il numero dei superamenti dei $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ come massimo della media mobile su otto ore è pari a zero.

Il valore obiettivo per la salute umana, media dei superamenti della massima media mobile sulle 8 ore per gli anni 2017-2019 inferiore a 25, non è rispettato in cinque stazioni della rete di misura, *Allumiere e Allumiere Moro* in zona litoranea, *Leonessa* in zona Appenninica, *Largo Perestrello* nell'agglomerato di Roma e *Fontechiari* in Valle del Sacco.

In **Campania** l'ozono rappresenta una criticità soprattutto nelle zone interne del territorio e a quote più elevate. I dati 2019 evidenziano numerosi superamenti dell'obiettivo a lungo termine sia nelle zone pianeggianti, con particolare riferimento alla piana anti-appenninica della Terra di Lavoro, che nelle aree ad alta quota dell'Appennino Campano e del Cilento. Le temperature mediamente più elevate registrate nella stagione estiva del 2019 hanno favorito la formazione dell'ozono, con numerosi superamenti del valore della soglia di informazione per le stazioni di San Vitaliano, Avellino e Ariano Irpino. I mesi più caldi dell'anno 2019 sono stati giugno, luglio e agosto seguiti da settembre e ottobre. Nella zona costiera le temperature nei mesi di novembre e dicembre sono risultate confrontabili con quelle dei mesi primaverili, diversamente da quanto si osserva nelle zone più interne, sia in pianura che sui rilievi, dove risultano invece più basse di quelle primaverili.

In **Basilicata**, l'ozono rappresenta una delle poche criticità estese a tutta la regione, infatti l'OLT è superato in tutte le stazioni della rete mentre non si registrano superamenti della soglia di informazione e la soglia di allarme.

In **Sicilia** sono stati registrati superamenti dell'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in quasi tutte le stazioni; nelle stazioni di Gela-Capo Soprano, di Melilli e di Enna sono stati registrati rispettivamente 42, 75 e 51 superamenti. Sono stati registrati 13 superamenti della soglia di informazione (SI) ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$), distribuiti in 6 giorni tra giugno ed agosto, nella stazione Melilli della zona Aree Industriali; il superamento del valore obiettivo per la protezione della salute umana (VO) è stato registrato nella stazione di Melilli, di Gela-Capo, di Soprano ed di Enna.

In **Sardegna** non si registra nessun superamento dell'obiettivo a lungo termine nell'agglomerato di Cagliari, mentre si registrano diversi superamenti nelle altre zone, con particolare evidenza nella stazione di *Seulo*, classificata fondo rurale regionale, inserita nella rete nazionale per la misura dell'ozono nei siti rurali, con 32 superamenti dell'OLT.

6.6: O₃ – ANALISI DEI TREND

Sono descritti nel seguito i risultati dell'analisi dei trend delle concentrazioni di O₃ determinate dal 2010 al 2019 in 224 stazioni di monitoraggio sul territorio nazionale.

Il campione è omogeneo, ovvero tutte queste stazioni hanno prodotto dati continuo per almeno otto anni su dieci, con una copertura annuale pari almeno al 75%.

Nella Figura 6.4 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. Analogamente, dalla Figura 6.5, che riporta l'andamento medio del SOMO0 per tipo di stazione (urbana, suburbana e rurale) non si evince una diversa tendenza in funzione della classificazione della stazione.

I risultati dell'analisi dei trend dell'indicatore SOMO0 rilevati nel periodo 2010 – 2019 riportati nella Figura 6.6 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 6.7 sono riportati su mappa i risultati dell'analisi dei trend per ciascuna stazione di monitoraggio considerata.

Non esiste una relazione lineare tra le concentrazioni di ozono nella bassa atmosfera e le emissioni dei precursori. La riduzione delle emissioni di quest'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 VOCNM e 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 (Duglokencky et al., 2009).

È stato evidenziato recentemente 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).

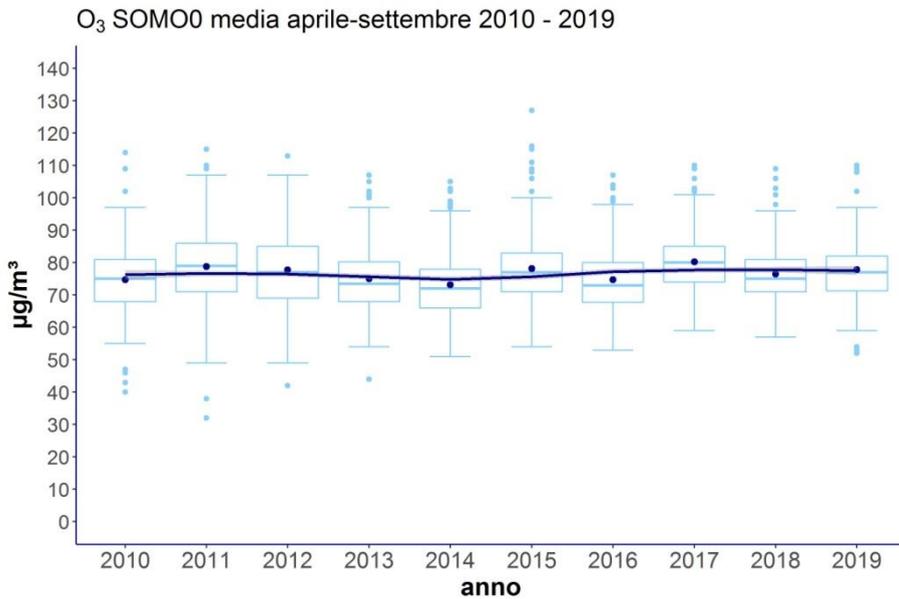


Figura 6.4. Ozono (SOMO0), 2010 – 2019. - Statistiche descrittive calcolate su una selezione di 224 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

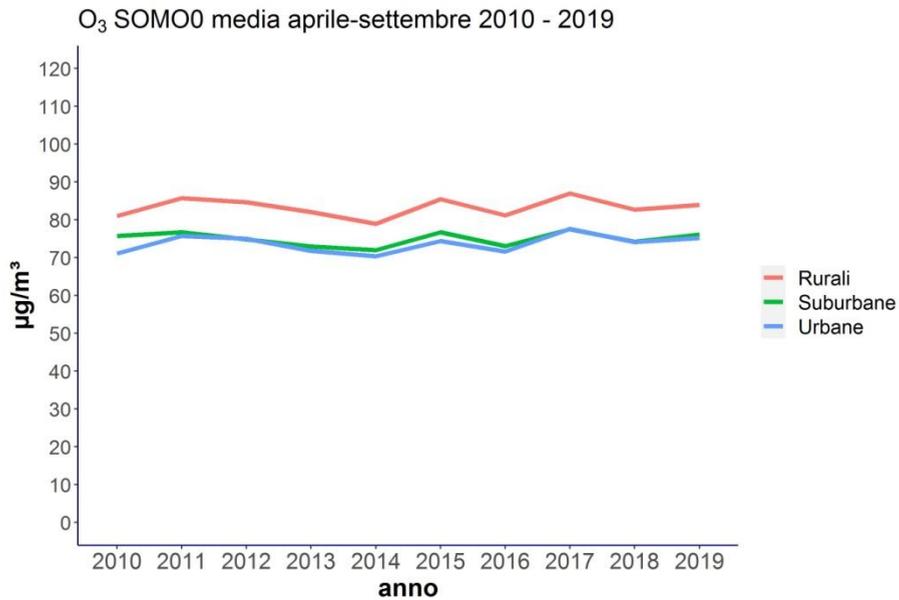


Figura 6.5. O₃, SOMO0, 2010 – 2019. Andamento della media delle medie mobili massime giornaliere di otto ore delle concentrazioni di ozono calcolata su un campione di 224 stazioni, per tipo di stazione.

Legenda: Rurale: stazioni di tipo rurale (57); Suburbana: stazioni di tipo suburbano (63); Urbane; stazioni di tipo urbano (104)

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

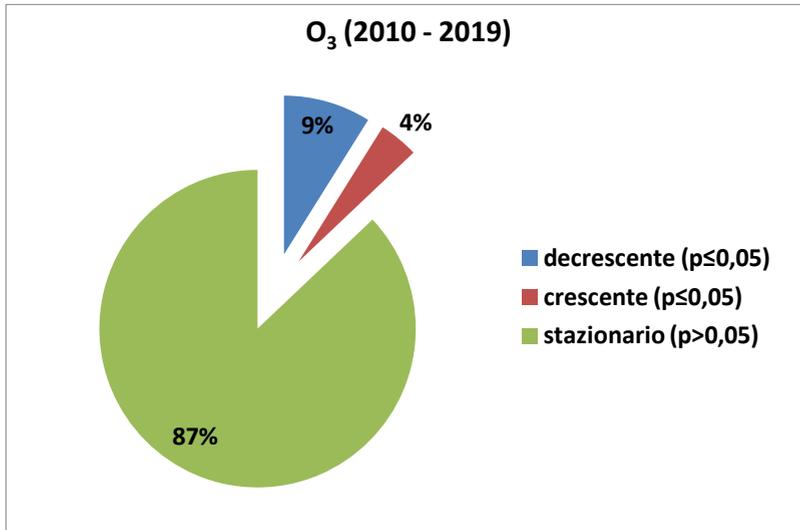


Figura 6.6. Sintesi dei risultati dell'analisi del trend (2010 - 2019) con il test di Kendall corretto per la stagionalità delle concentrazioni di O₃ (SOMO0) in Italia su una selezione di 224 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

Tabella 6.3. Sintesi dei risultati dell'analisi del trend (2010 - 2019) con il test di Kendall corretto per la stagionalità delle concentrazioni di O₃ (SOMO0) in Italia su una selezione di 224 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

O ₃	Trend decrescente		Trend crescente		Trend non significativo
	(p < 0,05)		(p < 0,05)		(p > 0,05)
	n	Δy (μg m ⁻³ y ⁻¹)	n	Δy (μg m ⁻³ y ⁻¹)	n
2010 – 2019 (224 stazioni)	20	-2,1 [-4,4 ÷ -1,1]	9	2,1 [1,3 ÷ 3,8]	195

Legenda:

SOMO0: media delle medie mobili massime giornaliere di otto ore delle concentrazioni di ozono. L'analisi dei trend è stata effettuata a partire dalle medie mensili dell'indicatore calcolate per il semestre aprile – settembre di ciascun anno.

p ≤ 0,05: il trend osservato è statisticamente significativo

p > 0,05: non può essere esclusa l'ipotesi nulla (assenza di trend)

Δy: variazione media stimata sulla base dei risultati del test di Kendall corretto per la stagionalità.

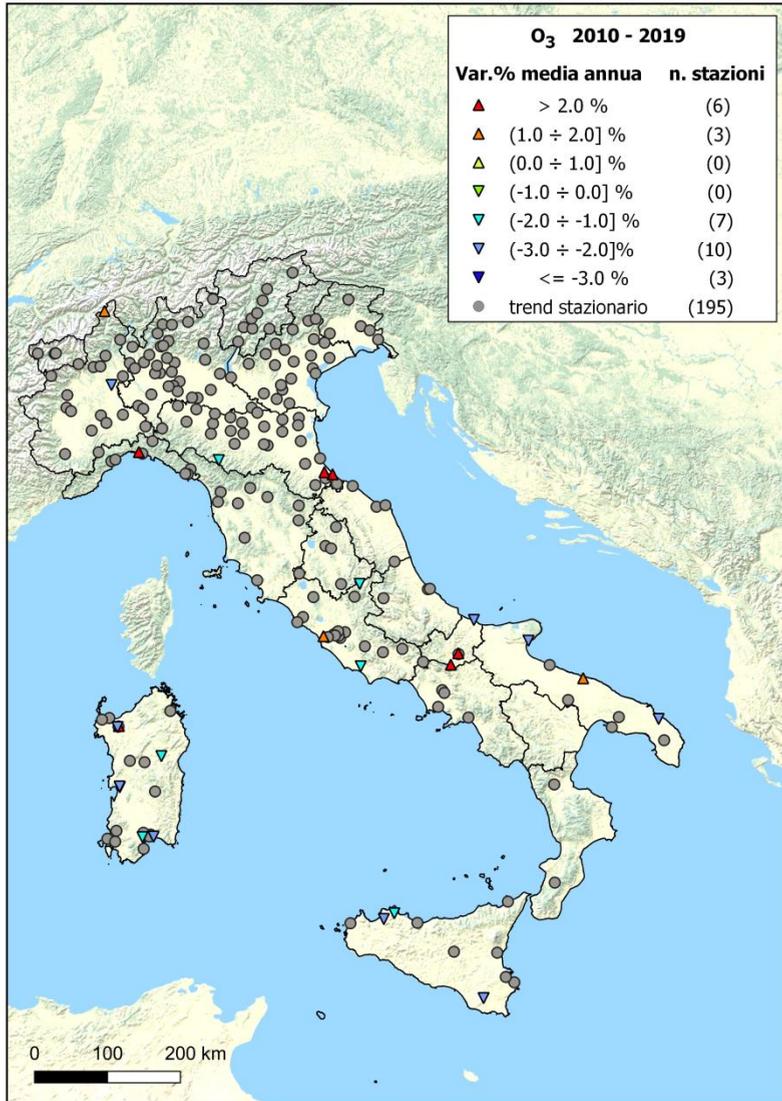


Figura 6.7. O₃ (SOMO0 aprile-settembre), 2010 – 2019. Risultati dell'analisi del trend con il test di Kendall su un campione di 200 stazioni. Distribuzione sul territorio delle stazioni analizzate e variazione percentuale media annua stimata della concentrazione.

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

7. BENZO[A]PIRENE

7.1: CARATTERISTICHE CHIMICO-FISICHE E SORGENTI.

La combustione incompleta di materiali organici determina l'emissione in atmosfera di idrocarburi policiclici aromatici (IPA) quasi totalmente adsorbiti sul materiale particolato.

Si stima che nel 2016 in Italia siano state emesse 81,5 tonnellate di IPA e le sorgenti principali sono gli impianti di combustione non industriale (56,6 tonnellate), i processi produttivi nell'industria del ferro e dell'acciaio (9,4 tonnellate) e incenerimento dei rifiuti agricoli all'aperto (6,8 tonnellate).

Sebbene le emissioni stimate da trasporto su strada siano inferiori rispetto a quelle citate (2,0 tonnellate nel 2016) nelle aree urbane ad alta densità di traffico è possibile rilevare livelli di concentrazione elevati dovuti principalmente a tale fonte.

Livelli elevati di IPA sono rilevabili durante la stagione invernale in relazione all'utilizzo generatori di calore (caldaie, stufe, camini e altri apparecchi domestici) alimentati con legna da ardere, carbone di legna e biomasse combustibili (e.g. cippato e pellet). Negli ultimi 15 anni si è verificata una forte penetrazione nel mercato dell'uso di dispositivi alimentati a legna o derivati, sostenuta dalle politiche europee per ridurre gli impatti delle emissioni di sostanze climalteranti, poiché la legna è considerata una fonte rinnovabile, determinata anche dalla competitività economica per l'utente finale rispetto ad altre fonti. Le politiche per il clima sono risultate in questo caso antisinergiche rispetto a quelle per la lotta all'inquinamento atmosferico, con il risultato che le

emissioni di IPA per questo settore sono cresciute in Italia del 49% tra il 2005 e il 2016, rappresentando oggi il settore più importante con una quota del 69% sulle emissioni totali (ISPRA, 2018).

7.2: EFFETTI SULLA SALUTE

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

Il B(a)P è ritenuto un buon indicatore di rischio cancerogeno per la classe degli IPA valutati; è stato stimato un rischio incrementale pari a 9 casi di cancro polmonare ogni 100.000 persone esposte per tutta la vita ad una concentrazione media di 1 ng/m³ di B(a)P. La OMS ha quindi raccomandato un valore guida di 1 ng/m³ per la concentrazione media annuale di B(a)P (OMS, 2000).

7.3: LEGISLAZIONE

Il valore guida raccomandato dalla OMS coincide con il valore obiettivo fissato dal D.Lgs 155/2010 (Tabella 7.1). Sono poi riportate le soglie di valutazione per la classificazione di zone e agglomerati ai fini della valutazione della qualità dell'aria ambiente (Tabella 7.2).

Tabella 7.1. Benzo(a)pirene- Valore obiettivo ai sensi del D.Lgs.155/2010

Periodo di mediazione	Valore obiettivo ⁽¹⁾ D.Lgs. 155/2010	Rischio relativo stimato (OMS) ⁽²⁾
Anno civile	1,0 ng/m ³	0,12 ng/m ³

(1) livello fissato al fine di evitare, prevenire o ridurre effetti nocivi per la salute umana o per l'ambiente nel suo complesso, da conseguire, ove possibile, entro una data prestabilita. Il valore obiettivo è riferito al tenore totale di B(a)P presente nella frazione PM₁₀ del materiale particolato, calcolato come media su un anno civile.

(2) Stimato a partire dal rischio unitario (esposizione per tutta la vita alla concentrazione di) considerando come accettabile un eccesso addizionale di casi pari a 1 su 100.000 esposti.

7.4: SINTESI DEI LIVELLI SU SCALA NAZIONALE

Le stazioni di monitoraggio che hanno misurato e comunicato dati di B(a)P sono 171 nel 2019. Di queste, 164 (96%) rispettano i criteri di copertura temporale di cui all'allegato I del D.Lgs. 155/2010 (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria).

La classificazione delle stazioni di monitoraggio di B(a)P secondo i criteri di ubicazione su macroscala previsti dalla normativa è rappresentata in Figura 7.1.

Il valore obiettivo (1,0 ng/m³), è stato superato in 16 stazioni (10% dei casi). (Figura 7.2).

7.5: DETTAGLIO REGIONALE

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.

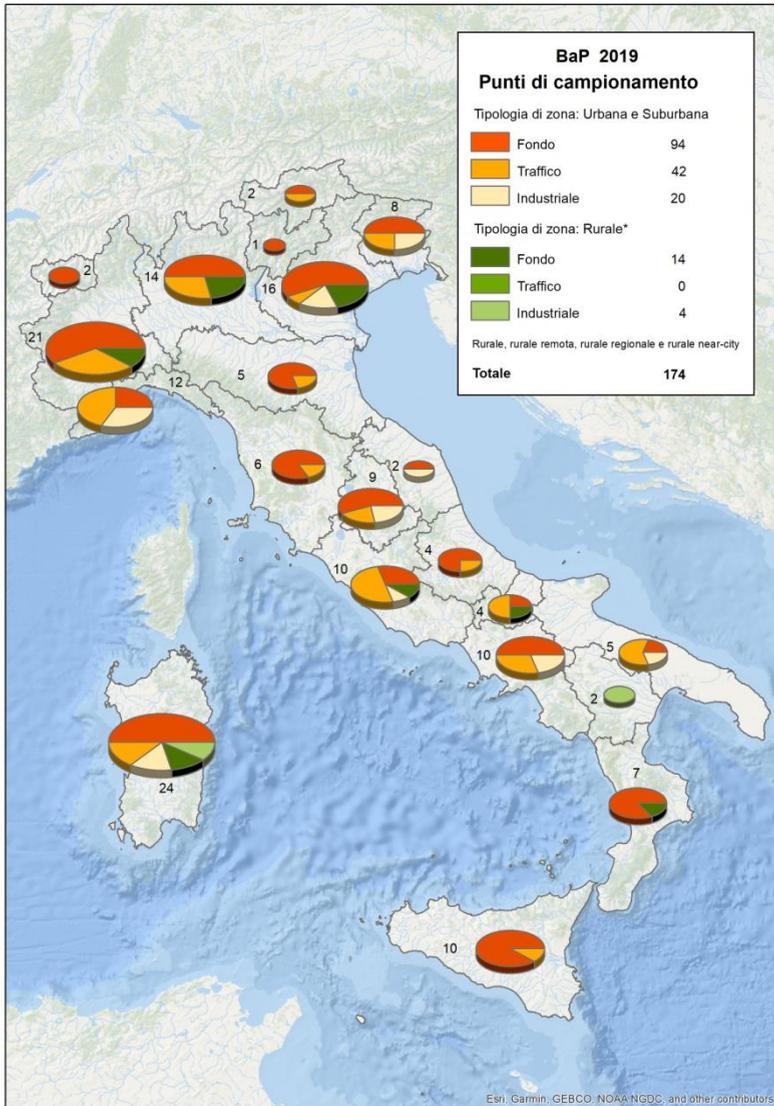


Figura 7.1. B(a)P. Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscala di cui all'Allegato III, D.Lgs.155/2010 (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

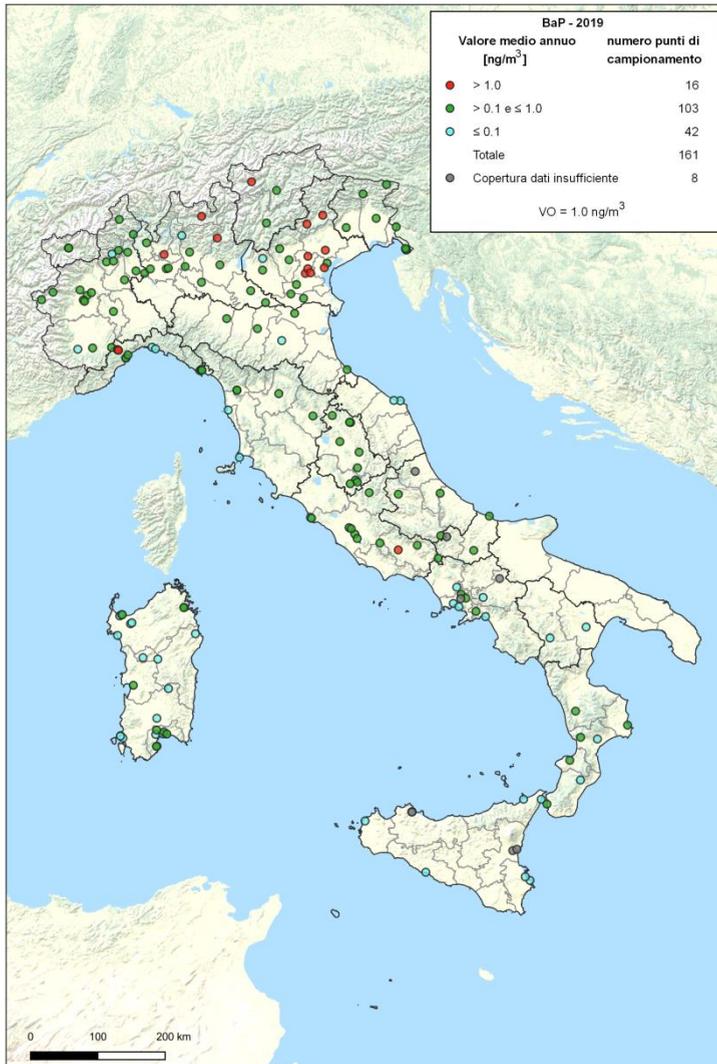


Figura 7.2. - B(a)P - Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore obiettivo per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

8. PIOMBO, CADMIO, NICHEL E ARSENICO

8.1. CARATTERISTICHE CHIMICO-FISICHE E SORGENTI.

I metalli, i semimetalli e i loro composti sono immessi nell'atmosfera sia da sorgenti antropiche (quali i processi di combustione da sorgenti stazionarie, l'industria del ferro e dell'acciaio, l'industria dei metalli non ferrosi, le combustioni da sorgenti mobili), che da sorgenti naturali (quali eruzioni vulcaniche, risollevarimento dal suolo, trasporto a lunga distanza di sabbie sahariane). Essi si ritrovano essenzialmente distribuiti nella massa delle varie frazioni dimensionali del materiale particolato nell'atmosfera. Possono essere associati in misura variabile, in funzione del tipo e della sorgente, alla frazione coarse (particelle con diametro aerodinamico compreso tra 10 e 2,5 μm) e/o alla frazione fine ($\text{PM}_{2.5}$), in cui si presentano generalmente sotto forma di composti chimici diversi, e in diversi stati di ossidazione. Le diverse specie possono differire in modo considerevole tra loro, riguardo la tossicità, il potere cancerogeno, la solubilità, la distribuzione nelle varie frazioni dimensionali del materiale particellare. Permangono per tempi variabili in atmosfera in funzione delle dimensioni delle particelle, dello stato di ossidazione e della solubilità dei composti in cui sono presenti, finché non sono rimossi da diversi processi di deposizione. Questi processi comportano il trasferimento degli elementi dall'aria alle superfici (suolo, vegetazione, acqua) e l'inserimento degli stessi nei cicli biogeologici e nella catena alimentare (Veron et al., 1993).

I metalli e i semimetalli emessi in aria dai processi di combustione hanno in genere solubilità e reattività relativamente alta, a causa delle piccole dimensioni delle particelle su cui sono trasportati (Nriagu, 1984); perciò essi si dissolvono facilmente nella pioggia, specialmente in condizioni di basso pH (Migon et al., 1997).

Tra i metalli e i semimetalli che possono essere liberati in atmosfera, particolare rilevanza assumono piombo, cadmio, nichel e arsenico (vedi paragrafo "effetti per la salute" e "legislazione").

Il cadmio non si trova libero in natura e non esistono minerali in cui sia conglobato e da cui si possa estrarre. Le sorgenti antropogeniche di inquinamento sono: gli stabilizzanti, i pigmenti, l'uso di leghe e miscele, i fanghi, le batterie. Le operazioni di rifusione degli acciai e l'incenerimento di fanghi e di rifiuti solidi urbani sono, inoltre, tra i maggiori responsabili della presenza di cadmio nell'aria.

Il nichel è un elemento ubiquitario rilevato in diversi comparti della biosfera. Le sue principali fonti naturali sono rappresentate dagli aerosol continuamente prodotti dalla superficie oceanica, dalle polveri del terreno trasportate dal vento, dalle ceneri vulcaniche e in quantità minore dagli incendi di foreste. Le fonti principali di emissioni nell'ambiente sono l'uso di carbone e di olii combustibili per la produzione di calore ed energia elettrica, l'incenerimento dei rifiuti, la produzione di leghe resistenti alla corrosione; molti residui vengono dispersi nelle acque. Il trasporto e la distribuzione del nichel in forma particellare dipendono strettamente dalle dimensioni delle particelle stesse e dalle condizioni atmosferiche. Le dimensioni delle particelle dipendono principalmente, invece, dalle fonti di emissione: in genere quelle emesse da fonti antropogeniche risultano più piccole.

L'arsenico è un semimetallo che può formare una grande varietà di composti in cui esso è presente negli stati di ossidazione -3, +3, +5. I composti più comuni nel comparto ambientale sono quelli dell'arsenico (III) e dell'arsenico (V), arseniti e arseniati. Le sorgenti naturali più importanti sono rappresentate dai depositi naturali di

pirite (da cui possono essere rimossi e dispersi nell'ambiente attraverso i fenomeni atmosferici) e dalle emissioni di origine vulcanica (con rilascio di composti solforati). L'arsenico di origine antropogenica deriva prevalentemente dagli impianti siderurgici e dalla combustione dei combustibili fossili con liberazione di arseniti e arseniati (EC, 2001).

Il contributo di piombo proveniente da fonti naturali nell'ambiente è piuttosto limitato; riferendosi all'esposizione umana, queste fonti sono trascurabili.

Le principali sorgenti antropogeniche del piombo nell'ambiente derivano dal suo uso nel settore industriale e tecnologico.

La fonte principale di inquinamento è stata la combustione delle benzine contenenti additivi al Pb-alchile, fino al 2000, quando è stata proibita in tutta l'Unione europea la commercializzazione delle benzine contenenti piombo (UE, 1998).

8.2: EFFETTI SULLA SALUTE

In base all'evidenza scientifica esistente, piombo, cadmio, nichel e arsenico (spesso in dipendenza dello stato di ossidazione in cui si trovano) possono avere un ruolo attivo diretto o indiretto nei meccanismi di azione biologica. Tuttavia diversi fattori chimico-fisici, quali l'idrosolubilità, la distribuzione dimensionale e l'arricchimento superficiale o l'inglobamento nelle particelle di aerosol, possono influenzare la loro biodisponibilità.

Il potenziale rilievo sanitario dei metalli e dei semimetalli presi in considerazione è associato all'esposizione inalatoria alle due frazioni componenti il PM₁₀ (fine e coarse), in cui essi si possono distribuire in proporzioni diverse. Presentando capacità di deposizione differenziata nelle diverse Regioni dell'apparato respiratorio, essi possono esprimere una diversa e specifica azione biologica. Tuttavia la principale via di esposizione per l'arsenico, il cadmio e il nichel è rappresentata dall'ingestione, in quanto essi una volta dispersi nell'ambiente diventano biodisponibili attraverso i cicli biogeochimici, con rilevanti fenomeni di

biomagnificazione. L'esposizione diretta per inalazione, per la popolazione generale (escludendo l'esposizione negli ambienti di lavoro) risulta essere di pochi punti percentuali rispetto alla dose totale assorbita mediamente. Un fattore che può aumentare in modo rilevante la dose di cadmio e nichel, assorbita per via inalatoria, è rappresentata dal fumo di sigaretta. L'organo bersaglio per i composti inorganici dell'arsenico è la pelle. Evidenze di incremento di mortalità per problemi cardiovascolari e di neuropatie sono state derivate da studi epidemiologici su lavoratori professionalmente esposti. Il rene è l'organo bersaglio del cadmio, gli effetti sono in genere derivati dall'accumulo conseguente a esposizioni croniche a lungo termine. Gli effetti non-cancerogeni noti per il nichel sono stati osservati sul tratto respiratorio, il sistema immunitario, e il sistema endocrino. Reazioni allergiche in seguito ad inalazione e per contatto cutaneo sono ampiamente descritte in caso di esposizione professionale.

La IARC e l'Unione Europea hanno classificato il cadmio e i suoi composti, l'arsenico e i suoi composti e alcuni composti del nichel come cancerogeni umani.

Il piombo inorganico è assorbito per via respiratoria e attraverso il tubo digerente (solo il piombo organico è assorbito anche attraverso la cute). Sono assorbite più facilmente (per circa il 50 %) le particelle fini formate da composti solubili del metallo. Nei soggetti adulti, circa il 5-10% del piombo ingerito è assorbito, mentre la parte restante viene eliminata con le feci. Circa il 90-95% del metallo presente nel sangue è legato ai globuli rossi. Il 90% del piombo presente nell'organismo si deposita, legato al fosforo ed al calcio, nelle ossa.

Il piombo si accumula in modo relativamente elevato anche nei reni ed in minor misura nel fegato (organi di escrezione dove il metallo può formare delle caratteristiche inclusioni nucleari). Il piombo si accumula anche nel sistema nervoso, specie in quello dei bambini, in cui la barriera ematoencefalica non è completamente sviluppata.

Nei tessuti molli il piombo ha un metabolismo ed uno scambio abbastanza rapido, mentre tende invece a

depositarsi nelle ossa e nei denti formando composti stabili. In conseguenza di esposizione a piombo sono stati in passato abbondantemente descritti effetti sul sistema ematopoietico (il piombo induce anemia in parte con un effetto mielo-inibitorio), effetti sul sistema immunitario, intossicazione cronica con ipertensione arteriosa e/o arteriosclerosi e/o nefrosclerosi, intossicazione cronica con encefalopatia e neuropatia, impregnazione saturnina o da piombo, fino alla colica saturnina (grave forma di intossicazione dell'adulto della durata di alcuni giorni, non più documentata da decenni in Italia) (EC, 1997c; EC, 2001; OMS, 2000).

8.3: LEGISLAZIONE

Sono riportati nella Tabella 8. 1 i valori obiettivo stabiliti dalla Direttiva 2004/107/CE per arsenico cadmio e nichel e il valore limite stabilito dalla Direttiva 2008/50/CE per il piombo (tutti recepiti nel D.Lgs 155/2010). Questi sono riferiti al tenore totale di ciascun inquinante presente nella frazione PM₁₀ del materiale particolato, calcolato come media su un anno civile.

Tabella 8. 1. Valori obiettivo (arsenico, cadmio, nichel) e valore limite (piombo) ai sensi del D.Lgs.155/2010

	Valore limite	Valori obiettivo	Da raggiungere
Arsenico	-	6,0 ng/m ³	Entro il 31/12/2012
Cadmio	-	5,0 ng/m ³	
Nichel	-	20 ng/m ³	
Piombo	0,5 µg/m ³	-	01/01/2005 ¹

¹Tale valore limite poteva essere raggiunto più tardi (entro il 1° gennaio 2010) in caso di aree poste nelle immediate vicinanze delle fonti industriali localizzate presso siti contaminati da decenni di attività industriali. In tali casi il valore limite che doveva essere rispettato fino al 1° gennaio 2010 era pari a 1,0 µg/m³.

8.4: SINTESI DEI LIVELLI SU SCALA NAZIONALE

Nel 2019 il valore limite per il piombo e i valori obiettivo per il nichel e per il cadmio sono stati rispettati in tutte le stazioni di monitoraggio.

Per l'arsenico un caso di superamento è stato osservato in una stazione della Sicilia (a Priolo Gargallo, in provincia di Sicuracusa, nei pressi del Polo petrolchimico). La stazione fa parte della zona "Aree industriali".

Livelli localmente significativi di nichel, cadmio e arsenico sono stati recentemente documentati nelle aree di massima ricaduta delle emissioni industriali diffuse e

convogliate degli impianti di produzione e lavorazione degli acciai, in uno studio focalizzato sui siti di Aosta, Terni e Vicenza (ARPA VALLE D'AOSTA, ARPA VENETO, ARPA UMBRIA, 2018).

L'origine industriale dell'inquinamento da metalli è confermato dai livelli localmente significativi (superiori alle soglie di valutazione superiore) ma inferiori ai rispettivi valori obiettivo registrati:

- per l'arsenico, presso il sito industriale di Portoscuso (Sardegna);

- per il nichel, a Sondrio (VIA PARIBELLI, Lombardia), a Terni (Namo Scalo, Umbria) e a Napoli (San Vitaliano Scuola Elementare Marconi, Campania);

- per il cadmio, a Venezia (VE - Sacca Fisola, Veneto), e nei siti industriali di Priolo Gargallo (Priolo, Sicilia) e di Portoscuso (CENPS7, CENPS4, Sardegna).

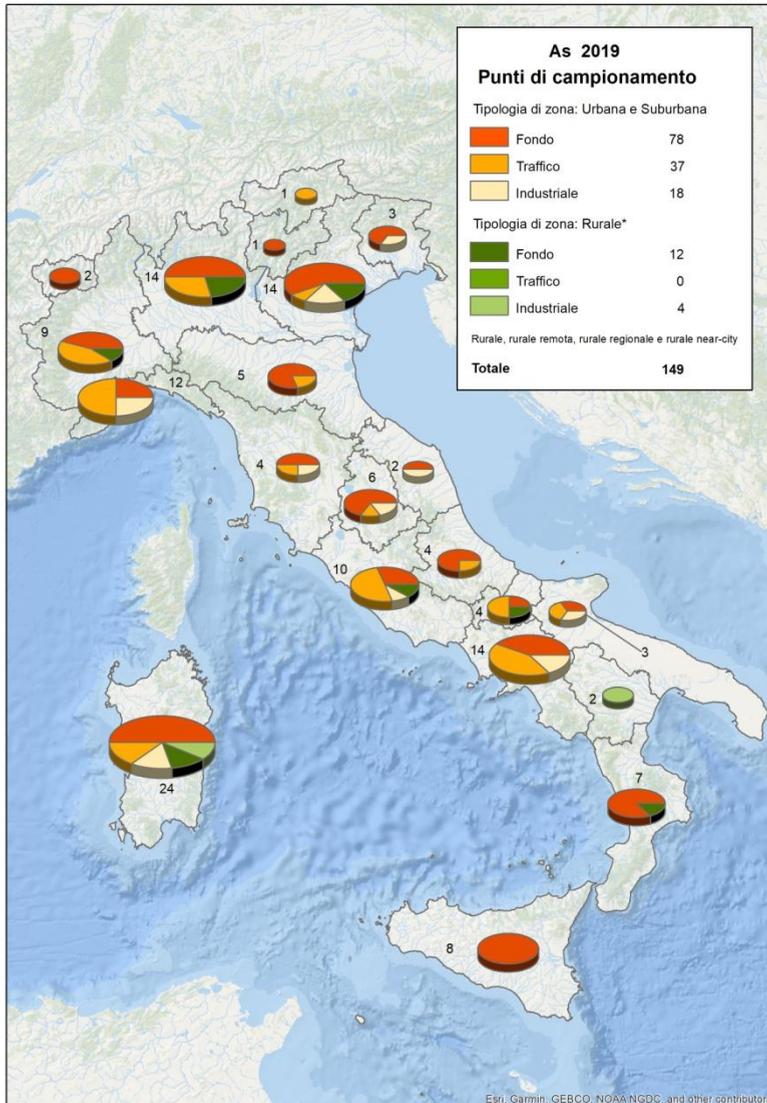


Figura 8.1. Arsenico - Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscala di cui all'Allegato III, D.Lgs.155/2010 (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

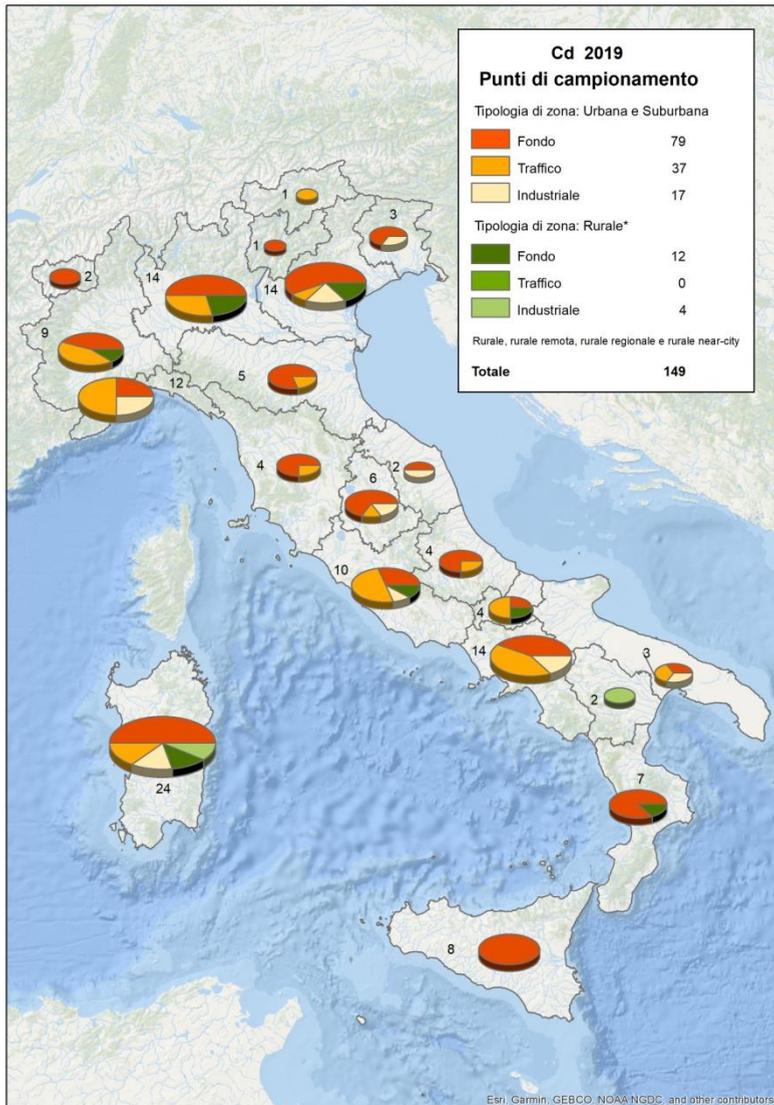


Figura 8.2. Cadmio - Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscale di cui all'Allegato III, D.Lgs.155/2010 (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

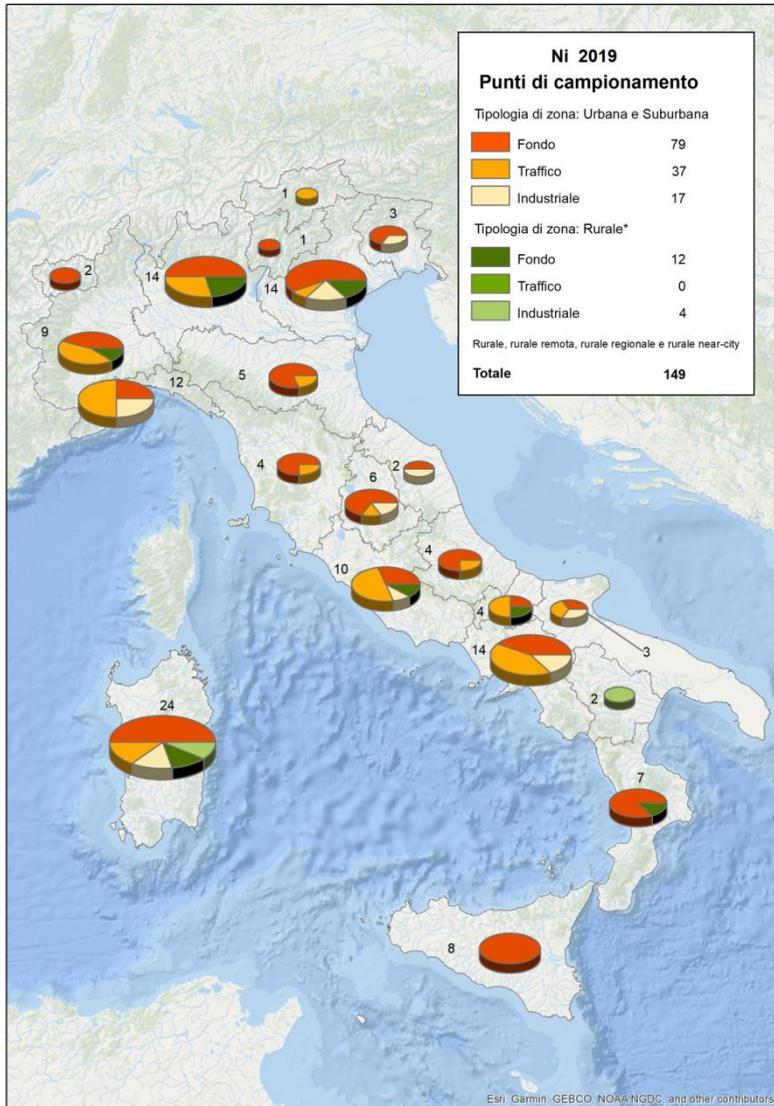


Figura 8.3. Nichel - Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscale di cui all'Allegato III, D.Lgs.155/2010 (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

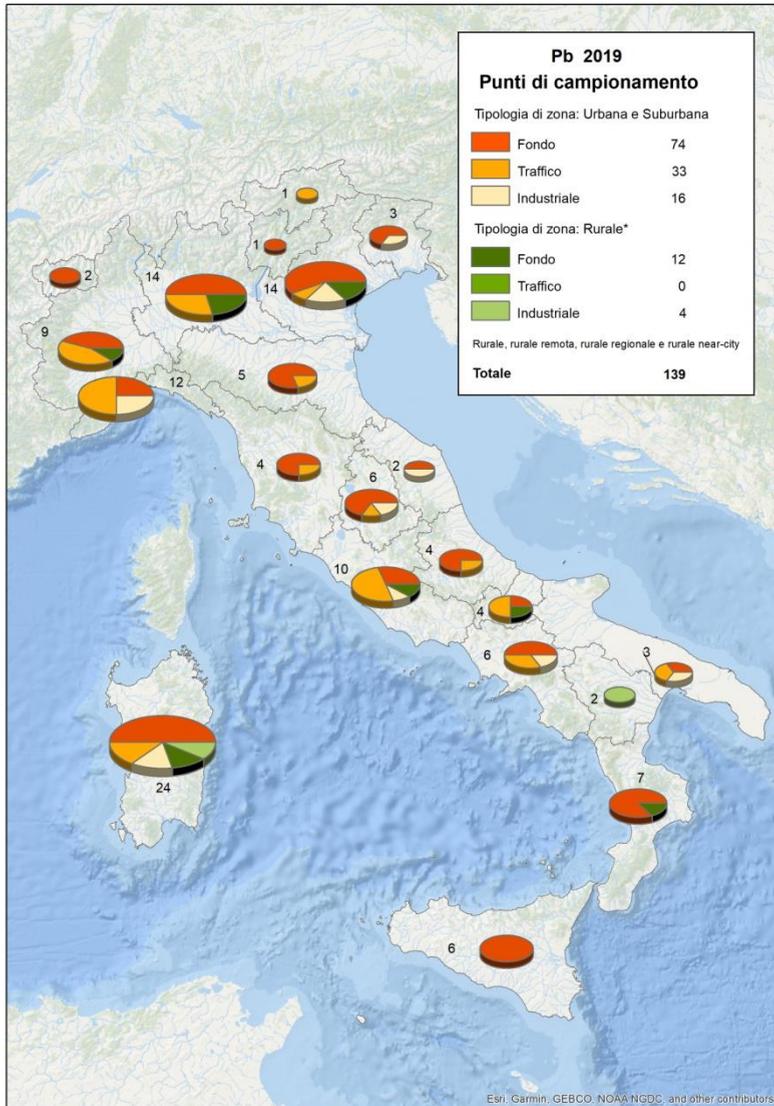


Figura 8.4. Piombo - Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscala di cui all'Allegato III, D.Lgs.155/2010 (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA



Figura 8.5. Arsenico - Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore obiettivo per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA



Figura 8.6. Cadmio - Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore obiettivo per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA



Figura 8.7. Nichel - Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore obiettivo per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA



Figura 8.8. Piombo - Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

9: ALTRI INQUINANTI GASSOSI

9.1: CARATTERISTICHE CHIMICO-FISICHE E SORGENTI.

9.1.1. Monossido di carbonio

Il monossido di carbonio (CO) è un gas incolore, insapore e inodore. È caratterizzato da una scarsa reattività e bassa solubilità in acqua. Si forma in qualsiasi processo di combustione in conseguenza di un'incompleta ossidazione del materiale combustibile contenente carbonio.

Le principali emissioni da attività umane sono determinate dall'uso di combustibili fossili nei trasporti, nei processi industriali, nella produzione di energia elettrica, nel riscaldamento civile, oltre che dal trattamento dei rifiuti mediante incenerimento (EC, 1999b).

Le principali emissioni di origine naturale derivano da combustioni delle aree boschive ed eruzioni vulcaniche.

Il monossido di carbonio oltre che essere emesso direttamente in atmosfera dai processi sopra citati, può essere formato in atmosfera attraverso le reazioni chimiche del ciclo di ossidazione degli idrocarburi e in particolare del metano. Quest'ultimo è presente in atmosfera da fonti antropiche (uso di carbone, petrolio e gas naturale) e da fonti naturali (decomposizione anaerobica di sostanze contenenti carbonio).

9.1.2. Biossido di zolfo

Il biossido di zolfo (SO₂) e i suoi prodotti di ossidazione (triossido di zolfo, SO₃, acido solforico, H₂SO₄, e solfati, SO₄²⁻ sotto forma di aerosol) sono comunemente indicati con il termine generico di "ossidi di zolfo" (SO_x). L'SO₂ è un gas incolore, non infiammabile, molto solubile in acqua e dall'odore pungente. Le sorgenti antropiche principali sono i processi di combustione delle sostanze

che contengono zolfo (principalmente i combustibili fossili come il carbone e gli oli combustibili utilizzati nei processi industriali, nella produzione di energia elettrica e nelle attività marittime); un'importante sorgente è costituita dalle attività estrattive. I vulcani attivi e l'aerosol marino costituiscono le sorgenti naturali principali. L'SO₂ e i suoi prodotti di ossidazione possono essere trasportati dalle masse d'aria in movimento a grande distanza dal punto di emissione, prima di essere rimossi dall'atmosfera attraverso processi di deposizione secca e umida, potendo costituire così un elemento di inquinamento a lunga distanza, anche transfrontaliero (EC, 1997b).

9.1.3. Benzene

Il benzene è un idrocarburo aromatico con formula C₆H₆, incolore, liquido a temperatura ambiente con un punto di ebollizione di 80,1 °C, dall'odore caratteristico con una soglia olfattiva di 1,5 ppm v/v. È presente nell'aria principalmente nella fase vapore, con tempi di permanenza che variano da alcune ore ad alcuni giorni, in dipendenza dell'ambiente, del clima e della concentrazione degli altri inquinanti. La reazione con i radicali idrossilici nell'aria è il modo più importante di degradazione. Le precipitazioni atmosferiche provocano la rimozione del benzene nell'aria. Le emissioni di benzene originano prevalentemente dai processi di combustione per la produzione di energia e per i trasporti, dal riscaldamento domestico e dai processi evaporativi presso i siti produttivi, i siti di distribuzione e gli utenti finali (in particolare dagli autoveicoli).

La fonte di emissione principale di questo inquinante è costituita dal traffico veicolare; un contributo significativo è dovuto ad alcuni processi industriali e all'impiego di solventi e agenti sgrassanti (EC, 1998).

9.2: EFFETTI SULLA SALUTE

9.2.1. Monossido di carbonio

Il monossido di carbonio una volta inalato giunge a contatto con la membrana alveolo-capillare, dove avviene lo scambio gassoso aria - sangue. Nel sangue il CO si lega con l'atomo di ferro presente nell'eme dell'emoglobina, dando luogo alla formazione di carbossiemoglobina. Nel compartimento extravascolare, prevalentemente nel cuore e nel muscolo scheletrico, il CO presente è quasi totalmente legato alla mioglobina (Luomanmaki et al., 1969) e solo una piccola quantità è legata ai citocromi ed ai metallo-enzimi, come la citocromo-ossidasi.

Gli effetti dell'esposizione al monossido di carbonio sono sostanzialmente dovuti alla ipoossigenazione tissutale che interessa in particolare il cuore ed il sistema nervoso centrale. Numerosi studi epidemiologici hanno evidenziato una associazione statisticamente significativa tra le concentrazioni atmosferiche medie di CO e l'aumento della mortalità totale e per cause cardiovascolari. Una forte correlazione è stata evidenziata anche tra le concentrazioni ambientali di CO e i ricoveri ospedalieri per malattie cardiovascolari, anche a basse concentrazioni ambientali di CO (1,2 – 5,6 ppm) (OMS 2000).

Le correnti linee guida della OMS per il CO sono basate sull'equazione esponenziale di Coburn-Foster-Kane e, al fine di non eccedere il livello di 2,5% di carbossiemoglobina (COHb) nel sangue, livello che si ritiene protettivo per la popolazione generale e per i soggetti suscettibili, sono raccomandati i seguenti valori soglia per esposizioni di breve periodo:

- 100 mg/m³ (90 ppm) per esposizioni di 15 minuti
- 60 mg/m³ (50 ppm) per esposizioni di 30 minuti
- 30 mg/m³ (25 ppm) per esposizioni di 1 ora
- 10 mg/m³ (10 ppm) per esposizioni di 8 ore

9.2.2. Biossido di zolfo

Sono noti effetti sulla salute associati al SO₂ e ai composti che si possono formare in aria a partire da esso, sia in relazione ad esposizioni a breve termine che in relazione ad esposizioni a lungo termine. Gli effetti prevalenti riguardano la funzionalità respiratoria, in particolare a carico dei soggetti particolarmente suscettibili, quali asmatici, anziani e bambini.

La OMS (OMS, 2006) raccomanda pertanto due valori guida diversi in relazione alla durata dell'esposizione:

- 500 µg/m³ per esposizioni di 10 minuti
- 20 µg/m³ per esposizioni di 24 ore

Sono inoltre riconosciuti effetti dannosi su ecosistemi, materiali e beni culturali correlati con le proprietà chimico-fisiche dello stesso SO₂ e dei suoi prodotti di ossidazione.

9.2.3. Benzene

In conseguenza di una esposizione prolungata nel tempo sono accertati effetti avversi gravi quali emotossicità, genotossicità e cancerogenicità. Il benzene è stato classificato dalla IARC nel gruppo 1 - cancerogeno accertato per l'uomo: vi è sufficiente evidenza di cancerogenicità nell'uomo in studi epidemiologici adeguati (IARC, 2018). Secondo la OMS in conseguenza della accertata cancerogenicità del benzene non è possibile stabilire livelli di esposizione al di sotto dei quali non c'è rischio di sviluppo degli effetti avversi citati.

9.3: LEGISLAZIONE

Sono riportati nella Tabella 9.1 i valori limite di legge per il monossido di carbonio, il biossido di zolfo e per il benzene.

Tabella 9.1. CO, SO₂, Benzene - Valori limite e soglie d'allarme ai sensi del D.Lgs.155/2010

Inquinante	Parametro	Valore	Data alla quale il valore di legge deve essere raggiunto
Monossido di carbonio CO	Valore limite giornaliero Media massima giornaliera su 8 ore	10 mg/m ³	1° gennaio 2005
Biossido di zolfo SO ₂	Soglia di allarme	500 µg/m ³ Su tre ore consecutive	-
	Valore limite orario	350 µg/m ³ da non superare più di 24 volte per anno civile	1° gennaio 2005
	Valore limite giornaliero	125 µg/m ³ da non superare più di 3 volte per anno civile	1° gennaio 2005
Benzene C ₆ H ₆	Valore limite annuale	5,0 µg/m ³	1° gennaio 2010

9.4. SINTESI DEI LIVELLI SU SCALA NAZIONALE

Le stazioni di monitoraggio che hanno misurato e comunicato dati di CO sono 227 nel 2019. Di queste, 207 (91%) hanno copertura temporale minima del 90% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria). La classificazione delle stazioni di monitoraggio di CO secondo i criteri di ubicazione su macroscale previsti dalla normativa è rappresentata in Figura 9.1.

Le stazioni di monitoraggio che hanno misurato e comunicato dati di SO₂ sono 227. Di queste, 205 (90%) hanno copertura temporale minima del 90% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria). La classificazione delle stazioni di monitoraggio di SO₂ secondo i criteri di

ubicazione su macroscale previsti dalla normativa è rappresentata in Figura 9.2.

Le stazioni di monitoraggio che hanno misurato e comunicato dati di C₆H₆ sono 250. Di queste, 243 (97%) hanno copertura temporale minima del 90% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria). La classificazione delle stazioni di monitoraggio di C₆H₆ secondo i criteri di ubicazione su macroscale previsti dalla normativa è rappresentata rispettivamente in Figura 9.3.

Si stima che in Italia nel 2018 siano stati emessi complessivamente 2,310 Gg di CO; le principali sorgenti sono gli impianti di combustione non industriale (1423 Gg) e il trasporto su strada (473 Gg). Le emissioni di CO da attività antropiche sono diminuite significativamente

negli ultimi 26 anni (ammontavano nel 1990 a 7210 Gg) (ISPRA, 2020a).

Le emissioni degli ossidi di zolfo sono diminuite di circa il 94% nel periodo 1990 – 2018; il trend decrescente è confermato anche nel periodo 2005 – 2018: le emissioni sono passate da 409 a 110 Gg, con una riduzione del 73%. Di fatto il dato del 2018 è già al di sotto dell'obiettivo di riduzione al 2030. I processi produttivi e le combustioni nelle attività industriali sono attualmente le principali sorgenti emissive.

La riduzione delle emissioni si riflette in modo diretto sulle concentrazioni osservate in aria per questi inquinanti essenzialmente primari. Le osservazioni condotte in Europa e in Italia negli ultimi vent'anni mostrano una costante e coerente diminuzione delle concentrazioni di SO₂, CO, C₆H₆, più marcata per quest'ultimi, nei siti di misura collocati in prossimità delle principali arterie di traffico veicolare (siti di traffico urbano; e.g. ISPRA, 2014; Cattani et al. 2010); i livelli di questi inquinanti sono ormai ben al di sotto dei limiti vigenti.

Nel 2019 non sono stati registrati superamenti dei valori limite per nessuno dei tre inquinanti (Figura 9.4; Figura 9.5; Figura 9.6).

Relativamente al benzene, per il quale in nessuna stazione è stato registrato il superamento del limite di concentrazione come media annua, ARPA Sicilia ha effettuato nel 2019 una indagine sulle concentrazioni medie orarie registrate nelle stazioni della zona Aree Industriali e degli agglomerati urbani. È stato evidenziato che nelle stazioni della zona Aree Industriali si sono registrati dei ripetuti incrementi orari di concentrazione superiore a 20 µg/m³, soprattutto nella stazione Priolo sita nell'Area ad Elevato Rischio di Crisi Ambientale di Siracusa dove sono stati registrati 31 superamenti.

Nelle stazioni ME-Bocchetta e PA-Boccadifalco, rispettivamente negli agglomerati di Messina e Palermo, non si evidenziano analoghi incrementi consistenti rispetto la rispettiva concentrazione media annua.

La concentrazione oraria di benzene registrata nelle stazioni della zona Aree industriali risente delle attività industriali che per loro natura possono essere caratterizzate da discontinuità emissive, anche di breve durata, che possono essere alla base dei picchi di concentrazione riscontrati in tali aree.

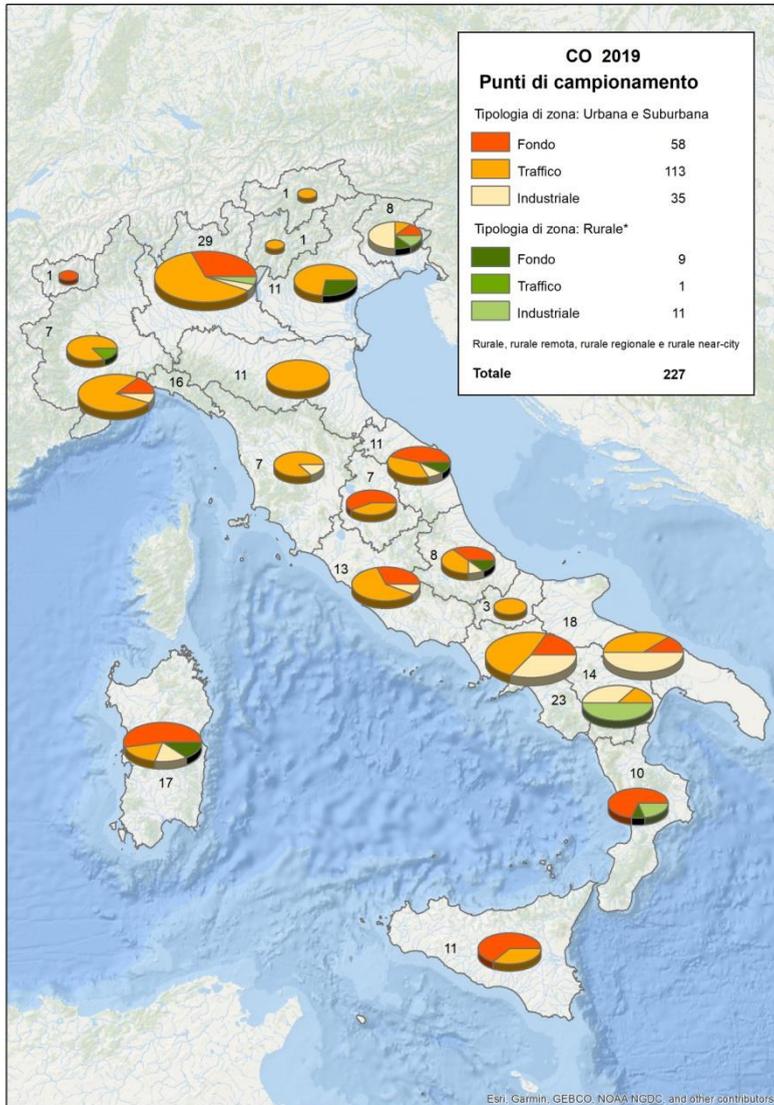


Figura 9.1. CO. Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscale di cui all'Allegato III, D.Lgs.155/2010 (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

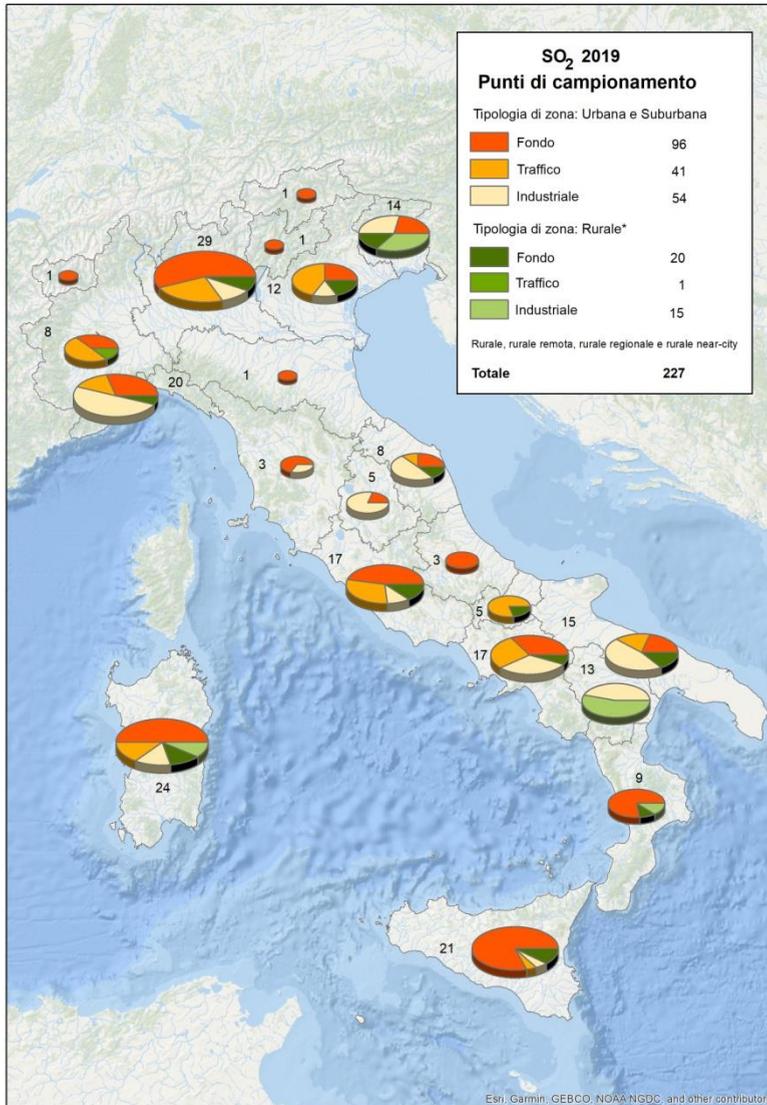


Figura 9.2. SO₂. Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscale di cui all'Allegato III, D.Lgs.155/2010 (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

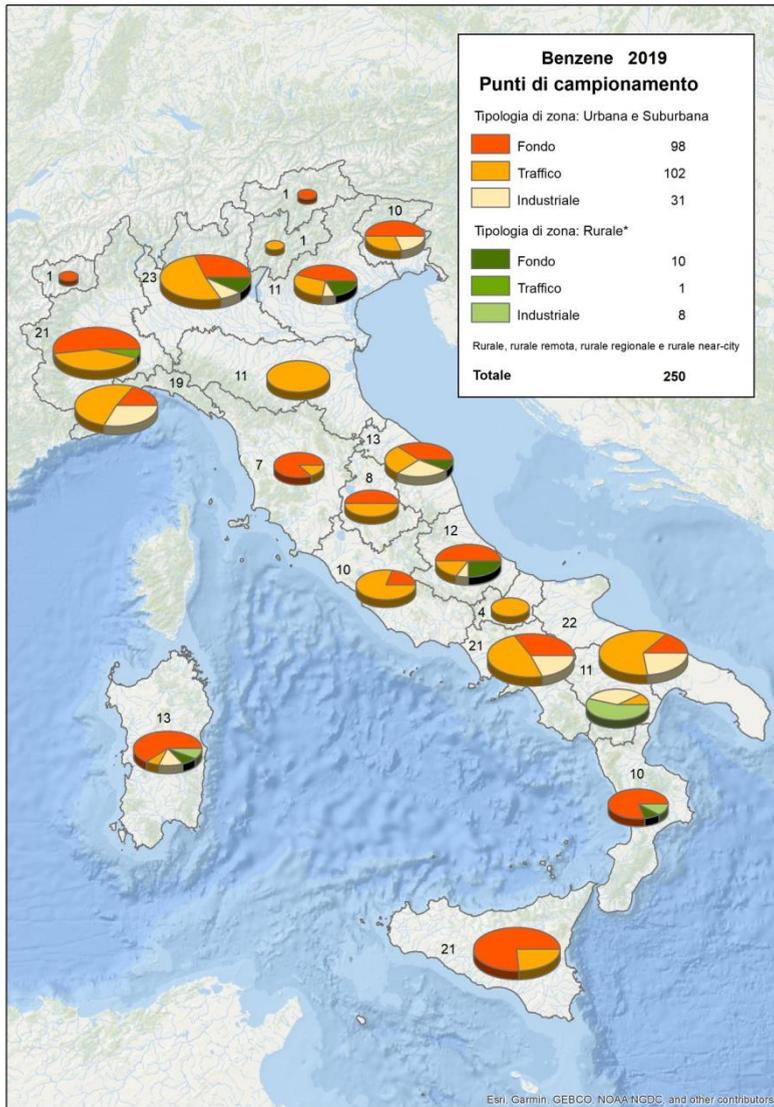


Figura 9.3. C₆H₆. Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscala di cui all'Allegato III, D.Lgs.155/2010 (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA



Figura 9.4. CO - Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite (media massima giornaliera su 8 ore) (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA



Figura 9.5. SO₂ - Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite orario per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA



Figura 9.6. SO₂ - Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite giornaliero per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA



Figura 9.7. C_6H_6 - Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite annuale per la protezione della salute (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA

10. VALUTAZIONE DELLA QUALITA' DELL'ARIA AI FINI DELLA PROTEZIONE DELLA VEGETAZIONE

10.1. INQUINANTI DANNOSI PER LA VEGETAZIONE, CARATTERISTICHE CHIMICO-FISICHE E SORGENTI.

Alcuni inquinanti come gli ossidi di azoto e di zolfo e l'ozono sono riconosciuti come potenzialmente dannosi per la vegetazione.

È noto infatti che gli ossidi di azoto presenti in aria, entrando a contatto con le superfici delle piante, possono penetrare nelle stesse. Essi infatti sciogliendosi nell'acqua della cavità degli stomi formano nitriti e nitrati; attraverso successive fasi di riduzione fino ad ammoniaca finiscono per entrare nel metabolismo dell'azoto. (es. Wellburn, A.R., Wilson, J., Aldrige, P.H. 1980). L'assorbimento prolungato nel tempo può determinare danni acuti sotto forma di necrosi. Si presume che le membrane biologiche (ad esempio Mudd et al.1984) e i cloroplasti possano subire danni (Wellburn et al.1972). Vari effetti legati all'esposizione a lungo termine sono descritti nella letteratura scientifica (e.g. Guderian and Tingey, 1987).

Anche il biossido di zolfo può influire direttamente sulla vegetazione a causa del suo assorbimento attraverso le parti delle piante che si trovano sopra il terreno con effetti diretti sulle foglie, variabili in funzione dalle concentrazioni in aria.

Gli effetti biochimici e fisiologici che si verificano nel tessuto vegetale a seconda della quantità di SO₂ assorbita per unità di tempo sono vari; questi includono la degradazione della clorofilla, ridotta fotosintesi, aumento della frequenza respiratoria e cambiamenti nel metabolismo delle proteine. Le piante inferiori come

licheni e muschi, a causa della loro struttura presentano una particolare sensibilità all'SO₂.

Anche l'ozono, alle concentrazioni normalmente rilevate in Italia e in Europa, può determinare una serie di danni che vanno da effetti necrotici visibili sulle foglie, riduzione della crescita e della resa dei raccolti (e.g. Avnery et al., 2011), alterazione della sensibilità delle piante agli stress biotici ed abiotici.

10.2. LEGISLAZIONE

La legislazione vigente prevede che siano individuati dei *siti fissi di campionamento in cui si valuta la qualità dell'aria ambiente ai fini della protezione della vegetazione e degli ecosistemi naturali*.

Per quanto riguarda l'ozono la valutazione va eseguita presso i punti di misura individuati e classificati come suburbani, rurali e rurali di fondo i cui criteri di rappresentatività e di ubicazione su macroscale, sono riportati nell' allegato VIII del D.Lgs. 155/2010. Il criterio generale è quello di rappresentare l'esposizione ai livelli più alti di ecosistemi naturali, foreste o colture (seguendo un principio di cautela nella valutazione del rischio) attraverso punti di misura che abbiano, per quanto possibile, una rappresentatività spaziale elevata (da alcune decine ad alcune migliaia di km²).

Alcune indicazioni generali sono riportate nel D.Lgs. 155/2010 sebbene *tali condizioni possono comunque essere oggetto di deroga alla luce delle condizioni geografiche o dell'opportunità di tutelare zone particolarmente vulnerabili*.

In particolare *le stazioni di misurazione devono essere localizzate ad oltre 20 km dalle aree urbane e ad oltre 5 km da altre zone edificate, impianti industriali, autostrade o strade principali con conteggi di traffico superiori a 50.000 veicoli al giorno.*

L'area di rappresentatività delle stazioni di misurazione deve essere pari ad almeno 1.000 km². I siti fissi di campionamento devono essere individuati anche sulle isole ove necessario ai fini della protezione della vegetazione e degli ecosistemi naturali.

Tali indicazioni valgono per tutti gli inquinati citati (ossidi di azoto, ossidi di zolfo ed ozono).

Per gli ossidi di azoto e gli ossidi di zolfo, sulla base di una valutazione preliminare analoga a quella effettuata per gli altri inquinanti, sono stabilite zone, anche sovra regionali, ai fini della valutazione della qualità dell'aria, in modo da confrontare i livelli registrati con i rispettivi obiettivi ambientali.

Sulla base di questa valutazione preliminare è fissato il numero minimo di punti di misura da utilizzare che deve essere pari almeno a 1 ogni 20 000 km² se dalla valutazione risulta che la soglia di valutazione superiore è superata, ovvero pari a 1 ogni 40 000 km² nel caso i livelli risultino compresi tra la soglia di valutazione inferiore e quella superiore.

La zonizzazione relativa alla valutazione della qualità dell'aria con riferimento alla vegetazione ed agli ecosistemi non corrisponde necessariamente a quella relativa alla valutazione della qualità dell'aria con riferimento alla salute umana. Ai fini di tale zonizzazione le regioni e le province autonome individuano zone sovvraregionali ai sensi dell'articolo 3, comma 4.

La particolare conformazione orografica del nostro Paese rende difficile, in molte parti del territorio,

rispettare i requisiti di ubicazione su macroscala previsti dalla direttiva. Non sono state ancora individuate zone sovra regionali, sebbene siano state fatte diverse valutazioni nell'ambito del coordinamento stabilito ex art. 20 D.Lgs. 155/2010. La maggior parte delle regioni, stante tale difficoltà, non hanno individuato specifiche zone per la protezione della vegetazione pur effettuando tutte il monitoraggio presso i punti di misura stabiliti ai fini della protezione della salute umana anche per gli inquinanti rilevanti ai fini della protezione della vegetazione. I dati rilevati sono trasmessi regolarmente alla Commissione Europea dalle regioni e province autonome, per il tramite del MATTM, ai sensi della Decisione 2011/850/EU.

È auspicabile che sia realizzata una zonizzazione sovra regionale per ovviare a tale problema e per far sì che la valutazione della qualità dell'aria ai fini della protezione della vegetazione sia pienamente conforme al dettato legislativo.

In questo rapporto si vuole rappresentare il risultato di questi monitoraggi e il quadro complessivo che emerge da esso, al solo fine di descrivere il fenomeno e la diversa rilevanza che oggi possono avere i livelli di NO_x, SO₂ e O₃ per la vegetazione e gli ecosistemi del Paese.

In base alle conoscenze scientifiche, sono fissati dei livelli critici oltre i quali possono sussistere effetti negativi diretti su recettori quali gli alberi, le altre piante o gli ecosistemi naturali.

Sono riportati nella Tabella 10.1 i livelli critici di legge per il biossido di zolfo e per gli ossidi di azoto e l'obiettivo a lungo termine e il valore obiettivo per l'ozono.

Tabella 10.1: Valore obiettivo, obiettivo a lungo termine e livelli critici per la protezione della vegetazione ai sensi del D.Lgs.155/2010
Fonte: D.Lgs.155/2010

Finalità	Indicatori	Periodo di mediazione	Valore	Data entro la quale deve essere raggiunto il valore obiettivo
Ozono - protezione della vegetazione	Valore obiettivo	1 ora cumulativa da maggio a luglio (media su 5 anni)	18.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$ come media su 5 anni	01/01/2010
	Obiettivo a lungo termine (AOT40v)	1 ora cumulativa da maggio a luglio	6.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$	Non definito
Biossido di zolfo	Livello critico	Anno civile	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Non definito
	Livello critico invernale	Ottobre - marzo	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Non definito
Ossidi di azoto ⁽¹⁾	Livello critico	Anno civile	30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Nessuno

⁽¹⁾ come somma di ossido di azoto (NO) e biossido di azoto (NO₂).

10.3. SINTESI DEI LIVELLI SU SCALA NAZIONALE

Sulla base dei dati osservati presso le stazioni suburbane, rurali e rurali di fondo dove viene effettuato il monitoraggio dell'ozono, emerge un quadro di generale mancato rispetto degli obiettivi individuati ai fini della protezione della vegetazione.

In particolare le stazioni che rispettano la percentuale minima richiesta per il calcolo dell'obiettivo a lungo termine per la protezione della vegetazione (AOT40v) sono 93 su 106.

L'obiettivo a lungo termine per la protezione della vegetazione (AOT40v) è stato superato in 88 stazioni su 94 (94%) con valori molto superiori all'obiettivo a lungo termine (6000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$). In 66 stazioni è stato superato

anche il valore obiettivo (18.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$, come media su 5 anni).

Per quanto riguarda gli ossidi di azoto, emerge un quadro opposto: il livello critico è stato superato solo in una stazione su 50 (2%).

Le stazioni che rispettano la percentuale minima richiesta per il calcolo del livello critico per la protezione della vegetazione sono 50 su 56 (Figura 10.2).

Per quanto riguarda il biossido di zolfo non è stato registrato nessun superamento del livello critico e del livello critico invernale in continuità con quanto osservato negli ultimi anni.



10.1. O₃ - Stazioni di monitoraggio e superamenti dell'obiettivo a lungo termine per la protezione della vegetazione (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA



Figura 10.2. NO_x - Stazioni di monitoraggio e superamenti del livello critico annuale per la protezione della vegetazione (2019).

Fonte: Elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA