

EFFETTI DEGLI INTERVENTI DI CONTRASTO ALLA DIFFUSIONE DEL COVID19 SULLA QUALITÀ DELL'ARIA IN PIANURA PADANA

Federico Riva*, Giovanni Lonati

Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Milano.

Sommario – In questo lavoro si è analizzata l'evoluzione dello stato della qualità dell'aria nella pianura padana (Emilia-Romagna, Lombardia, Piemonte e Veneto) nei primi sei mesi del 2020 in cui l'usuale regime delle fonti emissive ha subito forti variazioni per i provvedimenti progressivamente attuati per il contenimento della pandemia causata dal virus SARS-COV2, fino all'attuazione del cosiddetto *lockdown*. Le analisi vertono sul confronto dei dati di qualità dell'aria del 2020 rispetto al periodo 2014-2019 ed hanno riguardato i principali inquinanti (NO_2 , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, C_6H_6 , NH_3) rilevati dalle reti ARPA di monitoraggio della qualità dell'aria, estendendosi anche alla composizione del materiale particolato relativamente a benzo(a)pirene, arsenico, cadmio, nichel e piombo. I risultati evidenziano che la riduzione delle attività antropiche ha avuto effetti diversi sulle presenze atmosferiche degli inquinanti considerati. Le riduzioni più consistenti e persistenti delle concentrazioni nel periodo di *lockdown*, prolungatesi anche dopo la revoca dei provvedimenti restrittivi, hanno riguardato gli inquinanti associati al traffico veicolare (NO_2 e C_6H_6) e sono state più marcate nei grandi agglomerati urbani, e, più in generale, in tutte le stazioni principalmente esposte alle emissioni del traffico. La riduzione delle polveri (PM_{10} e $\text{PM}_{2.5}$), dovute non solo alle emissioni primarie del traffico ma anche, soprattutto in alcune aree, alla combustione domestica di biomasse ed alla formazione secondaria, è stata invece meno rilevante. L'effetto meno marcato del *lockdown* sull'attività delle sorgenti di combustione di biomassa trova riscontro anche nella presenza in atmosfera di benzo(a)pirene, tipico tracciante di tale fonte, i cui livelli sono rimasti sostanzialmente inalterati nel 2020, quando non in aumento proprio nel pieno del *lockdown*. Anche per l'ammoniaca, le concentrazioni del 2020 non mostrano alcuna sostanziale variazione rispetto agli anni precedenti, coerentemente con il fatto che il settore agricolo, non interessato dalle restrizioni, è quasi interamente responsabile delle sue emissioni nella pianura padana.

Parole chiave: inquinanti, qualità dell'aria, Covid19, lockdown, pianura padana.

EFFECTS OF INTERVENTIONS TO COMBAT THE SPREAD OF COVID19 ON AIR QUALITY IN THE PO VALLEY

Abstract – In this work air quality data in the Po Valley (Emilia-Romagna, Lombardy, Piedmont and Veneto) of the first six months of 2020 are compared with the period 2014-2019. In 2020 the measures progressively

implemented to contain the pandemic caused by the SARS-COV2 virus, resulted in strong variations of the usual emission regime, up to the so-called lockdown. The analyses concerned the main pollutants (NO_2 , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, C_6H_6 , NH_3) measured by the air quality monitoring networks, also considering the composition of the particulate material as regards benzo(a)pyrene, arsenic, cadmium, nickel and lead. The results showed that the reduction of anthropogenic activities had different effects on the atmospheric presence of the pollutants. The most consistent and persistent reductions in concentration levels during the lockdown period, which lasted even after the revocation of the restrictive measures, concerned the pollutants associated with vehicular traffic (NO_2 and C_6H_6) and were more marked in large urban agglomerations, and, more generally, at all stations mainly exposed to traffic emissions. The reduction of PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$, determined not only by primary traffic emissions but also, especially in some areas, by domestic biomass combustion and secondary formation, was less significant, with levels overall in line with those registered in 2014-2019. The less marked effect of the lockdown on the activity of biomass combustion sources is also reflected benzo(a)pyrene, a typical tracer of this source, whose levels remained substantially unchanged in 2020. Also for ammonia, the concentrations of 2020 showed no substantial variation compared to 2014-2019, consistently with the fact that the agricultural sector, not affected by the restrictions, was almost entirely responsible for its emissions in the Po Valley.

Keywords: pollutants, air quality, Covid19, lockdown, Po Valley.

Ricevuto il 11-3-2021; Correzioni richieste il 25-3-2021; Accettazione finale il 9-4-2021.

1. INTRODUZIONE

La rapida diffusione della pandemia causata dal virus SARS-COV-2 all'inizio del 2020 ha portato le amministrazioni regionali ed il governo italiano a prendere misure urgenti in materia di contenimento e gestione dell'emergenza epidemiologica. I provvedimenti progressivamente attuati, già a partire dalla fine di febbraio nelle regioni della pianura padana, hanno limitato fortemente numerose attività, quali la frequenza di scuole e università, gli spostamenti individuali, il commercio, molte attività industriali, fino a culminare con l'attuazione del cosiddetto *lockdown* (9 marzo-18 maggio) per l'inte-

* Per info: via Roma 139 Pioltello (MI), E-mail: federico3.riva@mail.polimi.it.

ro territorio nazionale (Figura S1 nel materiale supplementare). Le restrizioni imposte hanno determinato una forte riduzione dell'attività di molte fonti emissive, con conseguente impatto sulla qualità dell'aria, in uno scenario reale mai verificatosi in passato tanto per durata temporale quanto per estensione dell'area interessata dai provvedimenti. L'impatto sulla qualità dell'aria è stato messo in evidenza sia da osservazioni satellitari sia da rilevamenti al suolo nelle diverse aree in cui sono stati adottati analoghi provvedimenti restrittivi, in particolare in Asia (Bao e Zhang, 2020; Marlier et al., 2020; Seo et al., 2020; Kumar et al., 2020; Broomandi et al., 2020) ma anche in Europa Occidentale (Menuet et al., 2020; Tobias et al., 2020), Africa ed America (Fuwape et al., 2020; Xiang et al., 2020). Gli studi sviluppati per l'Italia, sono tipicamente riferiti a singole città ed aree metropolitane (Cameletti, 2020; Collivignarelli et al., 2020; Lovarelli et al., 2020; Zoran et al., 2020) o regioni (Piccoli et al., 2020; Regione Lombardia, 2020;) e solo in alcuni casi fanno riferimento ad aree territoriali più vaste (Deserti et al., 2020) e con un orizzonte temporale non limitato al solo periodo di *lockdown*.

Con l'obiettivo di sviluppare un'analisi più estesa tanto dal punto di vista spaziale quanto temporale, questo lavoro ha inteso valutare l'impatto delle misure di contenimento del virus sulla qualità dell'aria nell'intera pianura padana (Emilia-Romagna, Lombardia, Piemonte, Veneto) nel primo semestre del

2020, con riferimento sia agli inquinanti gassosi (biossido d'azoto, benzene e ammoniaca) sia al particolato atmosferico (PM₁₀ e PM_{2,5}) ed alla sua composizione in termini di elementi (arsenico, cadmio, nichel, piombo) e composti organici (benzo(a)pirene) oggetto di limiti di qualità dell'aria (D. Lgs. 155/2010). L'area della pianura padana è di particolare interesse per la ben nota criticità della qualità dell'aria, per l'importante regime emissivo determinato da livelli di urbanizzazione, densità abitativa, e industrializzazione e traffico stradale molto elevati, e perché qui sono stati presi provvedimenti drastici fin dall'inizio della pandemia. Complessivamente, sulla base dei più recenti dati regionali di inventario INEMAR (Inventario Emissioni ARia) le emissioni delle quattro regioni ammontano a circa 320 kt/anno per gli ossidi di azoto (NO_x), 690 kt/anno per i composti organici volatili (COV), 185 kt/anno per l'ammoniacca (NH₃), 48 kt/anno e 58 kt/anno per PM_{2,5} e PM₁₀ primari. Come evidenziato in Figura 1, gli NO_x derivano principalmente dalle sorgenti mobili (trasporto su strada per il 52%, altre sorgenti mobili per il 12%), seguite dalla combustione industriale (16%). Le polveri primarie derivano dalla combustione non industriale, principalmente legata al riscaldamento con biomassa, responsabile per il 51% delle emissioni di PM₁₀ e del 60% per il PM_{2,5}, seguita dal trasporto su strada, con percentuali pari al 23% e 16% rispettivamente per PM₁₀ e PM_{2,5}. Le emis-

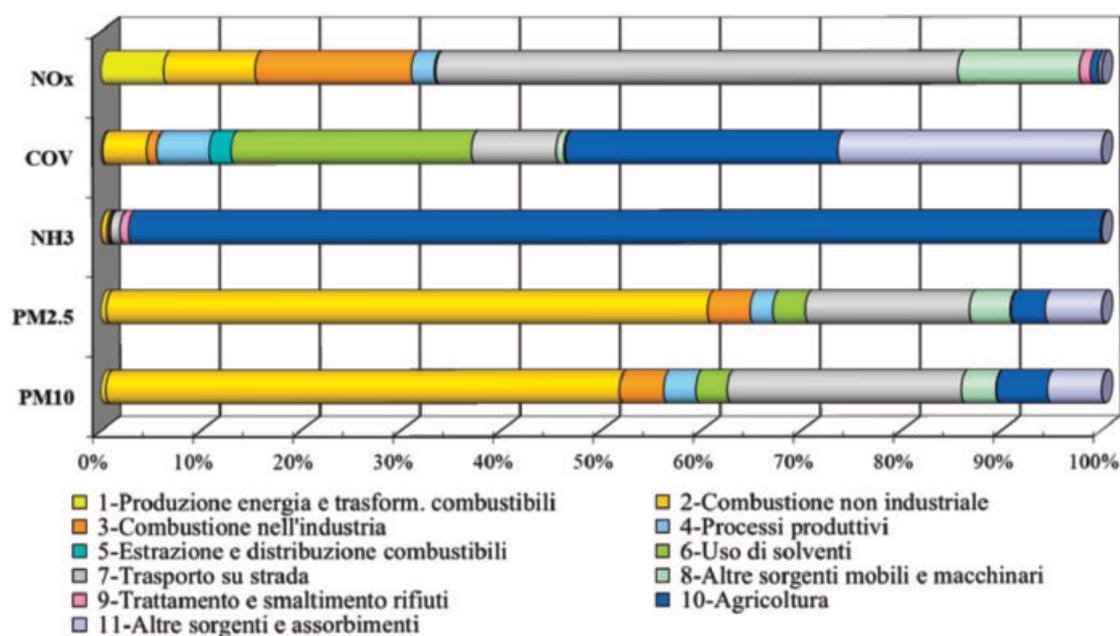


Figura 1 – Contributi percentuali alle emissioni della pianura padana per macrosettore di attività (elaborazione dei dati degli inventari regionali INEMAR: anno 2015 per Emilia-Romagna, Piemonte e Veneto, anno 2017 per la Lombardia)

sioni di composti organici volatili sono più uniformemente distribuite tra i macrosettori, in particolare uso di solventi (24%), agricoltura (27%), altre sorgenti (26%), con un minor contributo da trasporto su strada (9%) e combustione domestica (4%). Tuttavia, con specifico riferimento al benzene, stime a livello nazionale indicano che il trasporto stradale contribuisce per oltre il 50% delle emissioni nelle grandi aree urbane e mediamente per circa il 47% in quelle di minori dimensioni (ISPRA, 2016). Infine, l'ammoniaca è emessa quasi interamente (97%) dal macrosettore dell'agricoltura, con contributi marginali dalle combustioni e dal trasporto stradale. I provvedimenti restrittivi messi in atto nel 2020 hanno avuto effetti diversi sui settori di attività e sulle relative emissioni in atmosfera. Secondo stime per la regione Lombardia (ARPA Lombardia, 2020), le riduzioni più consistenti hanno riguardato il settore del traffico su strada (70% circa per tutti gli inquinanti), la combustione industriale (tra il 15% per il PM₁₀ ed il 30% per l'NH₃) ed i processi produttivi (tra il 10% per il PM₁₀ ed il 15% per NO_x e COV). Pertanto, per i mesi di marzo e aprile sono state stimate riduzioni complessive dell'ordine del 35% per gli NO_x, del 12%-15% per COV e PM₁₀ e, invece, un regime emissivo sostanzialmente invariato per l'NH₃ data la sua pressoché totale origine dal settore agricolo, non interessato dalle restrizioni. Queste valutazioni hanno inoltre evidenziato una marcata variabilità spaziale delle riduzioni delle emissioni, in particolare con le variazioni più consistenti per NO_x e PM₁₀, rispettivamente dell'ordine di 40%-60% e 20%-35%, negli agglomerati urbani di maggiori dimensioni.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Rete di monitoraggio qualità dell'aria

Nell'area analizzata la rete di monitoraggio della qualità dell'aria è gestita in maniera autonoma dalle Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA) di Emilia-Romagna, Lombardia, Piemonte e Veneto. I dati di concentrazione sono raccolti tramite stazioni di monitoraggio fisse distribuite su tutto il territorio (Figura 2). I dati di NO₂ sono disponibili con risoluzione temporale oraria, ad eccezione del Veneto per cui si hanno le concentrazioni medie giornaliere; i dati del benzene sono disponibili come concentrazioni medie orarie per Emilia-Romagna e Piemonte e come medie giornaliere per Lombardia e Veneto; infine, i dati di ammoniaca e polveri sono disponibili con risoluzione media giornaliera. Gli elementi (As, Cd, Ni, Pb) ed il benzo(a)pirene (B(a)P) sul particolato presentano serie temporali non continue, perché, in generale, il campionamento e la determinazione analitica non avvengono con frequenza giornaliera e talora senza uno schema temporale predefinito. In ogni caso, tendenzialmente, ogni stazione di monitoraggio presenta almeno un dato medio giornaliero per settimana. Per le analisi condotte si sono utilizzati i soli dati validati, ad eccezione del 2020 per il quale i dati sono da considerarsi non definitivi fino alla validazione finale che avviene entro il 30 marzo dell'anno successivo.

Le stazioni di monitoraggio sono classificate in base a due diversi criteri. Il primo criterio considera l'assetto urbanistico, la densità abitativa, il carico emissivo, le caratteristiche orografiche e meteo-climatiche.

	Emilia-Romagna	Lombardia	Piemonte	Veneto
NO ₂	44	84	52	41
PM10	43	64	36	38
PM2.5	25	32	17	21
C ₆ H ₆	9	23	22	9
NH ₃	-	9	2	-
B(a)P	7	14	34	20
Elementi	6	14	33	17

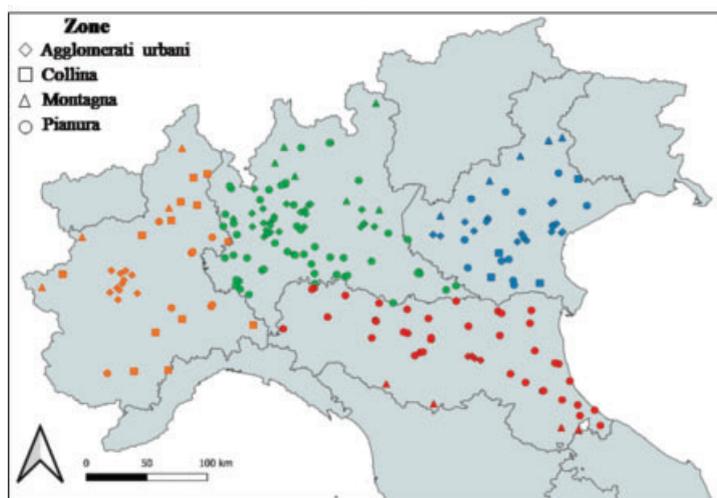


Figura 2 – Numero, distribuzione spaziale e ripartizione in zone delle stazioni di monitoraggio di qualità dell'aria

matiche del territorio, individuandone parti con caratteristiche simili (“zone”) distinte dagli agglomerati urbani (città e conurbazione della città con più di 250000 abitanti). Il secondo criterio considera la tipologia della stazione, individuata dalla principale fonte emissiva a cui la stazione è esposta (traffico, industriale e fondo) ed il contesto geografico, in termini di grado di urbanizzazione (urbano, suburbano e rurale), in cui la stazione è situata.

Poiché la zonizzazione del territorio per la classificazione delle stazioni viene eseguita a livello regionale, nelle quattro regioni considerate si hanno complessivamente 23 classi diverse, talora corrispondenti (i 10 agglomerati urbani, ad esempio) ma che, più frequentemente, rispecchiano la particolarità e specificità del territorio della pianura padana. Per agevolare le successive analisi e sviluppare un’analisi più generale, sulla base di simili caratteristiche geografiche e livelli tipici di concentrazione degli inquinanti le classi sono state ridotte a quattro: agglomerati urbani, pianura, colline, montagne.

Gli agglomerati urbani comprendono le stazioni situate nelle grandi conurbazioni di Lombardia e Piemonte (città di Milano, Brescia, Bergamo e Torino) e nelle più grandi città del Veneto e dell’Emilia-Romagna (Padova, Treviso, Venezia, Verona, Vicenza e Bologna); la zona di pianura raggruppa tutte le stazioni nell’area pianeggiante della pianura padana, comprese quelle situate nei piccoli capoluoghi di provincia e nel fondovalle della Lombardia settentrionale; la zona di collina comprende le stazioni dalle aree collinari del Piemonte e del Veneto e, la zona di montagna quelle situate in località Alpine, Prealpine e dell’Appennino emiliano-romagnolo.

Nella Tabella 1 è riportato per ogni inquinante il numero complessivo di stazioni considerate nelle analisi sviluppate e la loro ripartizione secondo i due criteri di classificazione adottati.

2.2. Elaborazione dei dati di qualità dell’aria

I dati sulla qualità dell’aria sono stati scaricati dai siti istituzionali delle ARPA e organizzati in un’unica base di dati per il periodo 2014-2020. Al fine di valutare l’effetto della riduzione delle emissioni atmosferiche nella pianura padana a seguito del *lockdown*, i dati del primo semestre 2020 sono stati confrontati con quelli dei sei anni precedenti (2014-2019). Le analisi sono state sviluppate con diversa risoluzione temporale, esaminando le concentrazioni medie mensili, l’andamento temporale delle concentrazioni medie settimanali e quello delle concentrazioni medie giornaliere a livello mensile e settimanale. Per tenere conto della stagionalità dei livelli di concentrazione i confronti sono stati eseguiti separatamente per ogni singolo mese, valutando le variazioni assolute e relative dei livelli di concentrazione sia per l’intera base di dati sia per basi di dati stratificate secondo i criteri di classificazione delle stazioni. Test statistici sono stati applicati sia a parametri aggregati (valori medi mensili complessivi, $\alpha = 0,95$) sia all’intera distribuzione dei dati medi mensili (test di Kolmogorov-Smirnov, $\alpha = 0,99$) del 2020 e del 2014-2019. L’analisi dei dati giornalieri, oltre che con la rappresentazione degli andamenti temporali, è stata sviluppata con la valutazione della frequenza con cui, giorno per giorno, i dati del 2020 si sono distribuiti nei quartili delle distribuzioni osservate nei sei anni precedenti.

Tabella 1 – Numero di stazioni ripartito per inquinante e scala spaziale

Classificazione	Scala spaziale	NO ₂	CH ₆	PM ₁₀	PM _{2.5}	NH ₃
Zonizzazione territorio	Agglomerati urbani	64	20	50	28	2
	Collina	18	5	15	7	0
	Montagna	22	4	15	6	2
	Pianura	117	34	10	54	7
Tipologia stazione	Industriale	13	0	11	6	1
	Fondo rurale	39	6	26	17	4
	Fondo urbano e suburbano	104	24	90	56	5
	Traffico	65	33	53	16	1
TOTALE	Bacino padano	221	63	180	95	11

Tabella 2 – Parametri statistici riassuntivi ($\mu\text{g m}^{-3}$) delle distribuzioni delle concentrazioni medie mensili di NO_2 nel 2020 e nel 2014-2019

Parametro	Gennaio		Febbraio		Marzo		Aprile		Maggio		Giugno	
	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19
Media	42,5	42,2	33,6	38,3	19,7	31,5	13,5	22,8	12,5	19,3	13,6	18,3
Dev. St.	15,5	16,0	13,2	15,8	8,3	14,4	6,2	11,8	5,8	11,3	6,7	10,5
N° dati	218	1275	218	1278	218	1277	218	1276	218	1278	218	1283
Test medie	non rigetto		rigetto		rigetto		rigetto		rigetto		rigetto	
Test K-S	non rigetto		rigetto		rigetto		rigetto		rigetto		rigetto	

3. RISULTATI

3.1. NO_2

I parametri statistici riassuntivi delle distribuzioni delle concentrazioni medie mensili di NO_2 osservate nel 2020 e nel 2014-2019 sono riportati in Tabella 2, insieme con i risultati dei test per le medie e di Kolmogorov-Smirnov (Test K-S); grafici a dispersione di confronto tra i dati del

2020 e quelli 2014-2019 delle singole stazioni di misura sono riportati nella Figura S2. In generale, mentre a gennaio i livelli di concentrazione del 2020 sono stati sostanzialmente analoghi a quelli dei sei anni precedenti, da febbraio in poi essi sono stati significativamente inferiori, con riduzioni dei valori medi comprese tra circa $5 \mu\text{g m}^{-3}$ (a febbraio e giugno) e $12 \mu\text{g m}^{-3}$ in marzo. I grafici di Figura 3 mostrano la distribuzione del

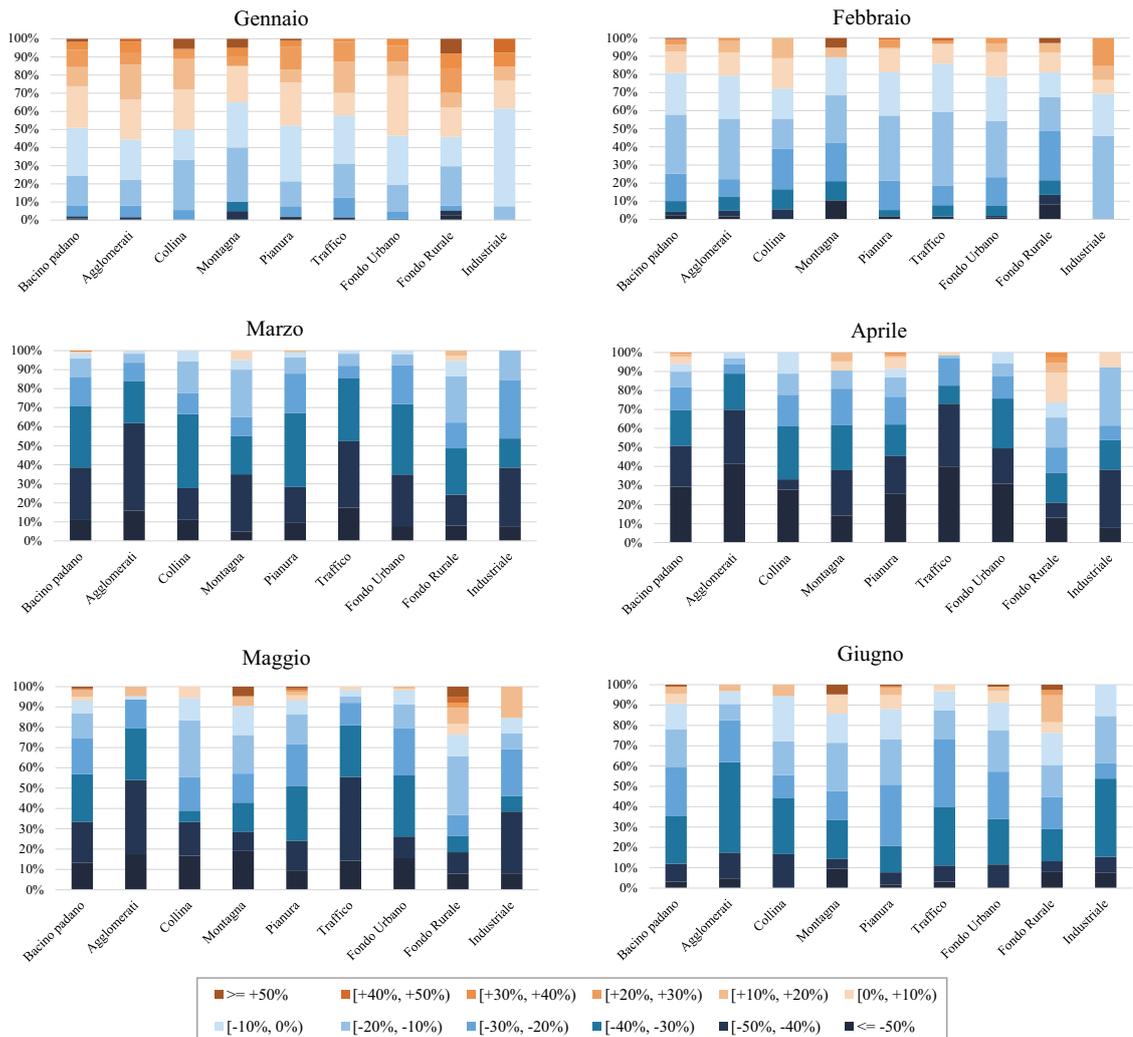


Figura 3 – Distribuzioni della variazione relativa delle concentrazioni medie mensili di NO_2 tra il 2020 e il periodo 2014-2019 per il bacino padano e per i raggruppamenti di stazioni considerati

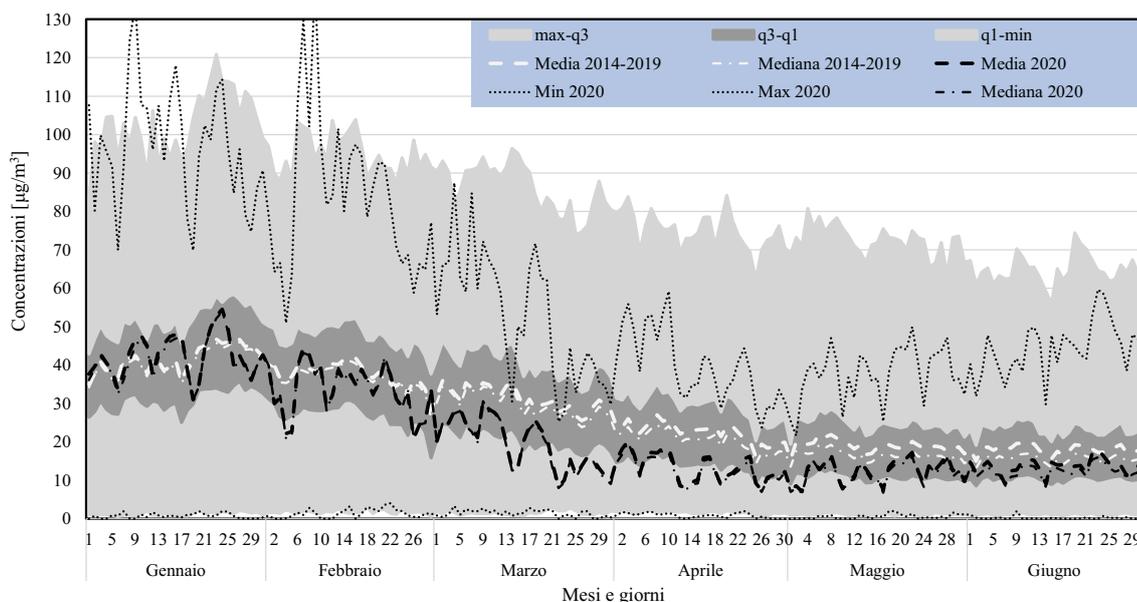
Bacino padano - NO₂

Figura 4 – Andamento temporale della distribuzione statistica delle concentrazioni di NO₂ per il 2020 rispetto ai valori corrispondenti per il 2014-2019

numero percentuale di stazioni che nel 2020 hanno registrato una variazione nella concentrazione media mensile rispetto a quella dei sei anni precedenti. In ogni grafico sono riportati sia i risultati per l'intero bacino padano sia per i diversi raggruppamenti in base alla zonizzazione territoriale e alla tipologia di stazione. Le variazioni positive (incrementi) sono rappresentate dai colori rosa-arancio, quelle negative (riduzioni) dai colori azzurro-blu; in entrambi i casi, più i colori sono scuri maggiore è l'intensità di variazione. Nei primi due mesi dell'anno, in particolare a gennaio, totalmente esente dalle misure restrittive, si osservano variazioni di entità limitata ed abbastanza equamente ripartite tra incrementi e riduzioni. Invece, nei mesi da marzo a giugno, si osserva a colpo d'occhio la pressoché esclusiva presenza dei colori azzurro e blu scuro, ad indicare una generalizzata e consistente riduzione, statisticamente significativa, delle concentrazioni in tutta la pianura padana. In particolare, il mese di aprile presenta le riduzioni più intense, che hanno interessato il 94% delle stazioni, delle quali il 54% con riduzioni superiori al 40%. Le stazioni degli agglomerati urbani e da traffico hanno registrato le riduzioni più frequenti e più rilevanti rispetto alla media del bacino padano: ad aprile rispettivamente il 70% (agglomerati urbani) e il 73% (traffico) delle stazioni hanno presentato riduzioni superiori al 40%. D'altro canto, le stazioni di fondo inserite in contesto

rurale hanno presentato riduzioni mensili decisamente inferiori rispetto alla media del bacino padano, con alcuni casi contraddistinti da moderati incrementi di concentrazione, in numero limitato (6%) a marzo e più elevato ad aprile (30%).

Gli andamenti temporali dei valori dei parametri statistici (media, mediana, minimo e massimo) delle distribuzioni delle concentrazioni medie giornaliere del 2020 sono rappresentati in Figura 4 insieme con quelli del periodo 2014-2019, per i quali sono anche evidenziati gli intervalli tra primo quartile e valore minimo e (q1-min), terzo e primo e quartile (q3-q1), valore massimo e terzo quartile e (max-q3). A partire dalla fine di febbraio, si osservano delle riduzioni consistenti nei valori medi giornaliere del 2020 rispetto ai sei anni precedenti, sia per i valori medi sia per quelli massimi. Nel periodo di *lockdown* totale (fine marzo-inizio maggio), nel quale erano in vigore le misure restrittive più stringenti, si osservano riduzioni giornaliere medie pari al 45%. In particolare, in tutti i giorni dei mesi di marzo e aprile la concentrazione media complessiva del bacino padano è risultata inferiore alla mediana degli anni precedenti e, nel 50% circa dei giorni, anche inferiore al primo quartile q1. Valori medi giornaliere inferiori alla mediana si osservano anche nel mese di maggio, ma con una maggior frequenza di valori compresi nell'intervallo q2-q1 (mediana-primo quartile), e di giugno in cui, nonostante le misure

Tabella 3 – Anno 2020: percentuali mensili di giorni per classi di concentrazione media giornaliera di NO₂ definite dai quartili dell'insieme dei dati 2014-2019. Bacino padano

Intervallo	Gennaio	Febbraio	Marzo	Aprile	Maggio	Giugno
<q1	0,0%	17,2%	51,6%	50,0%	29,0%	6,7%
q2-q1	32,3%	48,3%	48,4%	50,0%	67,7%	80,0%
q3-q2	64,5%	34,5%	0,0%	0,0%	3,2%	13,3%
>q3	3,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

restrittive non fossero più in vigore, ben l'87% dei giorni ha presentato una concentrazione media giornaliera inferiore al valore mediano del periodo 2014-2019 (Tabella 3). Restringendo l'analisi alle sole stazioni degli agglomerati urbani e di tipo traffico la frequenza e l'entità relativa delle riduzioni diventano ancor più rilevanti (Tabelle S1 e S2 e Figure S3 e S4 del materiale supplementare), interessando tutti i giorni della settimana ed

in particolare il sabato e la domenica (Tabella S3 e Figura S5).

3.2. Benzene

L'analisi delle concentrazioni medie mensili di benzene, sia in forma aggregata (Tabella 4, Figura 5) sia con riferimento alle singole stazioni (Figura S6), porta a risultati sostanzialmente analoghi

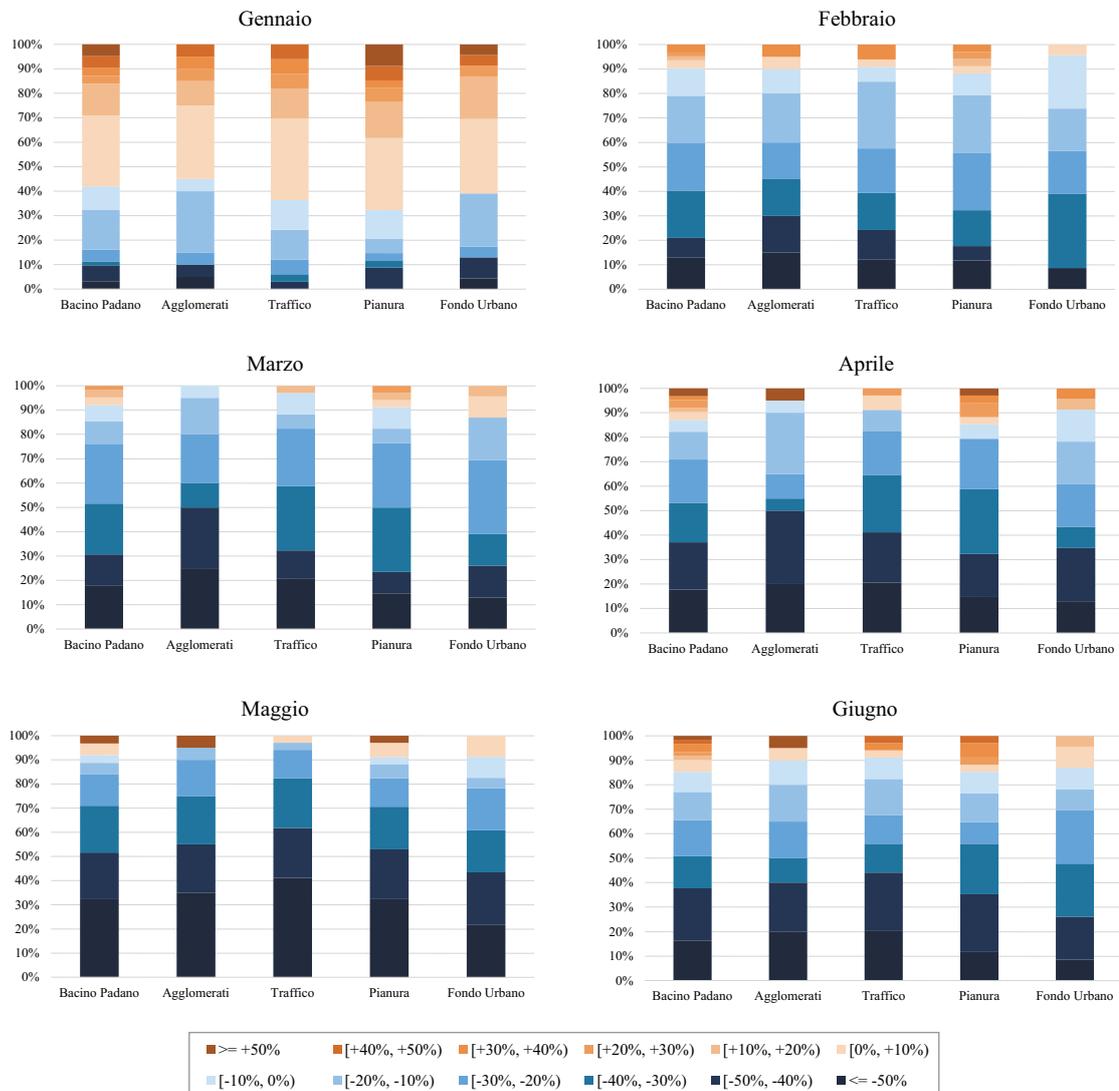


Figura 5 – Distribuzione della variazione relativa delle concentrazioni medie mensili di benzene tra il 2020 e il periodo 2014-2019 per il bacino padano e i raggruppamenti di stazioni analizzati

Tabella 4 – Parametri statistici riassuntivi ($\mu\text{g m}^{-3}$) delle distribuzioni delle concentrazioni medie mensili di benzene nel 2020 e nel 2014-2019

Parametro	Gennaio		Febbraio		Marzo		Aprile		Maggio		Giugno	
	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19
Media	2,4	2,4	1,4	1,8	0,8	1,2	0,4	0,7	0,3	0,5	0,3	0,4
Dev. St.	1,0	0,9	0,5	0,7	0,3	0,5	0,2	0,3	0,1	0,4	0,2	0,3
N° dati	62	353	62	355	62	355	62	357	62	357	62	356
Test medie	non rigetto		rigetto		rigetto		rigetto		rigetto		rigetto	
Test K-S	non rigetto		rigetto		rigetto		rigetto		rigetto		rigetto	

Bacino padano - Benzene

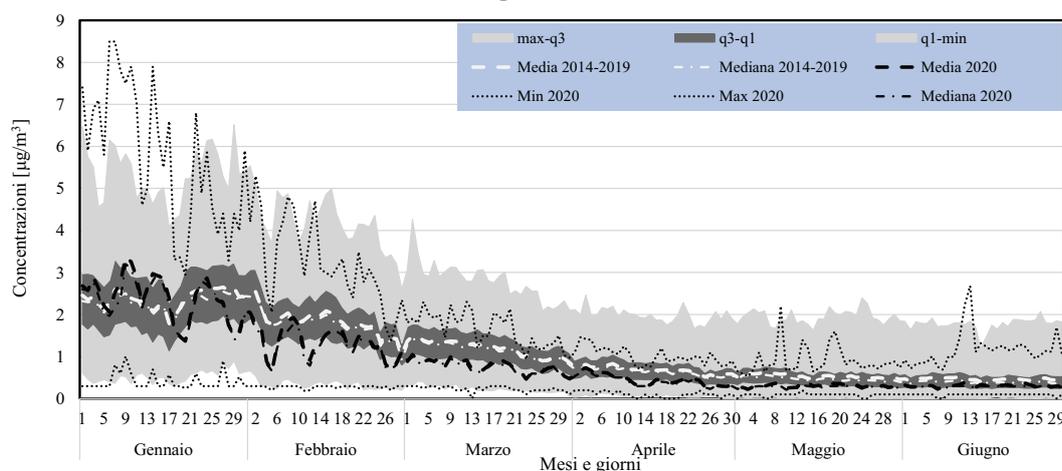


Figura 6 – Andamento temporale della distribuzione statistica delle concentrazioni di benzene per il 2020 rispetto ai valori corrispondenti per il 2014-2019

a quelli ottenuti per il biossido di azoto. Infatti, ad una situazione simile al passato nel mese di gennaio ha fatto seguito un progressivo e diffuso abbassamento delle concentrazioni, con riduzioni in oltre l'85% delle stazioni nei mesi di *lockdown* e *post-lockdown*.

Così come per l' NO_2 anche per il benzene il mese di aprile variazioni delle concentrazioni mensili più diffuse, con riduzioni superiori al 40% in oltre il 35% delle stazioni. Le riduzioni hanno riguardato più intensamente e frequentemente le stazioni degli agglomerati urbani e da traffico, dove sono state superiori al 30% rispettivamente nel 55% e nel 65% dei casi. Anche l'analisi dell'andamento temporale delle concentrazioni medie giornaliere (Figura 6) evidenzia riduzioni già a partire dalla fine di febbraio, che si fanno più intense nel periodo di *lockdown* totale (fine marzo-inizio maggio), quando i livelli di concentrazione sono stati mediamente inferiori del 37% rispetto a quelli del periodo 2014-2019, e si protraggono anche a maggio e a giugno. Più in ge-

nerale, in tutti i mesi da marzo fino a giugno, i valori medi giornalieri del 2020 sono risultati inferiori al valore mediano dei sei anni precedenti e molto spesso anche al primo quartile q1, in particolare nelle stazioni da traffico come evidenziato nella Tabella S4 riportata nei materiali supplementari. Le analisi effettuate su basi di dati stratificate confermano il forte impatto del traffico sui livelli di concentrazione di benzene non solo nelle stazioni direttamente esposte alle sue emissioni ma anche in quelle degli agglomerati urbani, dove mediamente si osservano riduzioni superiori al 40% nel periodo di *lockdown* totale e riduzioni altrettanto consistenti (34%) anche nel *post-lockdown*.

3.4. Ammoniaca

In assenza di standard di qualità dell'aria il monitoraggio dell'ammoniaca non è obbligatorio e la base di dati è pertanto molto ristretta e limitata a circa una decina di stazioni, principalmente loca-

Tabella 5 – Parametri statistici riassuntivi ($\mu\text{g m}^{-3}$) delle distribuzioni delle concentrazioni medie mensili di NH_3 nel 2020 e nel 2014-2019. (Test K-S non effettuato per limitato numero di dati disponibili)

Parametro	Gennaio		Febbraio		Marzo		Aprile		Maggio		Giugno	
	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19
Media	13,4	8,7	13,2	8,4	8,9	10,0	8,7	8,4	8,4	7,7	8,3	9,4
Dev. St.	14,6	5,8	9,8	5,7	4,6	5,9	3,8	5,1	3,2	6,2	4,2	6,6
N° dati	9	48	9	48	9	52	9	48	9	45	9	45
Test medie	non rigetto											

lizzate in aree a vocazione agricola nella porzione meridionale della Lombardia, con due stazioni situate nell'area urbana di Milano e di Torino. Inoltre, una di queste stazioni non è stata considerata in questo lavoro per la sua collocazione in un contesto rurale molto particolare che la rende poco rappresentativa dello stato generale di qualità dell'aria (Lonati e Cernuschi, 2020).

Diversamente da NO_2 e benzene, l'ammoniaca, mostra un andamento temporale delle concentrazioni medie giornaliere del 2020 in linea con quello registrato nei sei anni precedenti (Tabella 5, Figura S7), in pieno accordo con il fatto che essa deriva quasi interamente dall'agricoltura, le cui emissioni non sono state influenzate dalle misure restrittive delle attività. Anzi, come evidenziato nella Figura 7, nei mesi di gennaio e febbraio i valori medi e i valori massimi del 2020 sono risultati decisamente superiori a quelli del 2014-2019. Questo fenomeno può essere attribuito all'assenza di attività di spandimento di liquami nell'autunno 2019, a causa di condizioni meteorologiche sfavorevoli, che hanno costretto gli agricoltori a posticipare tali attività ai primi mesi del 2020 (Lova-

relli et al., 2020). Nei mesi di *lockdown* e post-*lockdown* si osservano fluttuazioni delle concentrazioni con valori medi generalmente all'interno del range interquartile (q3-q1) del 2014-2019, senza le sistematiche riduzioni apprezzate per NO_2 e benzene. Questo andamento, con concentrazioni in linea con il periodo 2014-2019, può ragionevolmente indicare che le condizioni meteorologiche del 2020 non siano state particolarmente difformi dai sei anni precedenti, dato che nel periodo di *lockdown* le emissioni di ammoniaca del settore agricolo non hanno subito variazioni.

Per quanto limitati a poche stazioni, i livelli di concentrazione nelle aree urbane non hanno mostrato un calo nemmeno durante il mese di aprile, quando NO_2 e benzene hanno mostrato le riduzioni più forti. Pertanto, la forte riduzione delle emissioni di ammoniaca da traffico (stimata fino all'80%, ARPA Lombardia, 2020) non ha influenzato i livelli di concentrazione nemmeno a scala locale, confermando che la presenza atmosferica di ammoniaca nella pianura padana è completamente guidata dalle emissioni agricole, trasportate in tutta l'area dai moti di circolazione locale delle masse d'aria.

Bacino padano - Ammoniaca

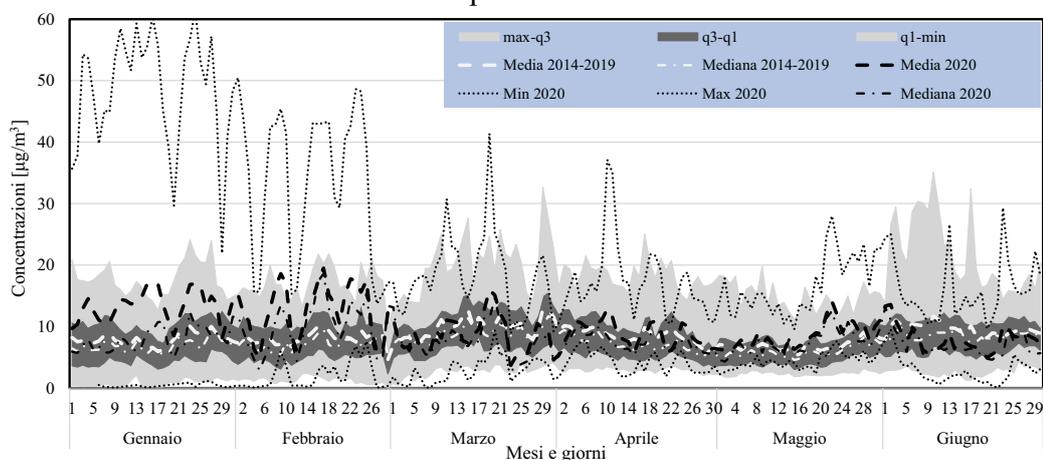


Figura 7 – Andamento temporale della distribuzione statistica delle concentrazioni di ammoniaca per il 2020 rispetto ai valori corrispondenti per il 2014-2019

Tabella 6 – Parametri statistici riassuntivi ($\mu\text{g m}^{-3}$) delle distribuzioni delle concentrazioni medie mensili di PM_{10} nel 2020 e nel 2014-2019

Parametro	Gennaio		Febbraio		Marzo		Aprile		Maggio		Giugno	
	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19
Media	53,0	45,2	40,8	38,1	28,8	31,9	21,2	22,2	15,0	16,5	13,2	19,9
Dev. St.	5,9	2,0	8,6	3,2	9,5	5,0	10,2	5,2	6,8	4,5	5,2	4,9
N° dati	218	1275	218	1278	218	1277	218	1276	218	1278	218	1283
Test medie	rigetto		rigetto		rigetto		rigetto		rigetto		rigetto	
Test K-S	rigetto		rigetto		rigetto		non rigetto		rigetto		rigetto	

Tabella 7 – Parametri statistici riassuntivi ($\mu\text{g m}^{-3}$) delle distribuzioni delle concentrazioni medie mensili di $\text{PM}_{2,5}$ nel 2020 e nel 2014-2019

Parametro	Gennaio		Febbraio		Marzo		Aprile		Maggio		Giugno	
	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19	2020	2014-19
Media	42,4	35,7	30,8	29,5	18,8	23,5	14,6	14,2	8,8	10,3	8,2	12,4
Dev. St.	3,6	1,0	5,2	1,8	5,2	2,8	8,6	2,9	4,0	0,1	4,0	0,5
N° dati	102	595	104	596	104	597	104	597	105	597	105	597
Test medie	rigetto		rigetto		rigetto		non rigetto		rigetto		rigetto	
Test K-S	rigetto		rigetto		rigetto		non rigetto		rigetto		rigetto	

3.4. PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$

I parametri riassuntivi delle distribuzioni delle concentrazioni medie mensili di PM_{10} e di $\text{PM}_{2,5}$ osservate nel 2020 e nel 2014-2019, riportati nelle Tabelle 6 e 7 insieme con i risultati dei test statistici ed i grafici a dispersione delle Figure S8 e S9, indicano comportamenti sostanzialmente simili per i due tagli granulometrici che differiscono tuttavia in maniera abbastanza marcata da quelli degli inquinanti gassosi che hanno risentito delle misure restrittive delle attività. Nella maggior parte dei casi, infatti, i livelli di concentrazione del 2020 sono stati significativamente diversi da quelli dei sei anni precedenti, maggiori nei primi due mesi e minori in quelli successivi. Le concentrazioni medie giornaliere di gennaio 2020 sono state diffusamente più elevate rispetto al periodo di riferimento ($53,0 \mu\text{g m}^{-3}$ contro $45,2 \mu\text{g m}^{-3}$ per il PM_{10} e

$42,4 \mu\text{g m}^{-3}$ contro $35,7 \mu\text{g m}^{-3}$ per il $\text{PM}_{2,5}$ come media complessiva dell'area), con quasi il 75% dei giorni caratterizzato da valori superiori alla mediana del 2014-2019 (Tabella 8 e Tabella S5 per $\text{PM}_{2,5}$). Una serie ripetuta di eventi particolarmente acuti si è poi manifestata a partire dalla seconda decade del mese di gennaio fino alla fine di febbraio, con picchi di concentrazione anche due volte superiori, tanto nei valori medi quanto in quelli massimi, a quelli registrati nel recente passato (Figura 9). Conseguentemente, anche il mese di febbraio è stato caratterizzato da livelli di concentrazione significativamente superiori al passato, con situazioni già critiche per il rispetto del limite di qualità dell'aria per le medie giornaliere di PM_{10} in molte stazioni. Il diffuso incremento dei livelli di concentrazione nei mesi di gennaio e febbraio è ben evidenziato dall'analisi della distribuzione delle stazioni per classi di variazione per-

Tabella 8 – Anno 2020: percentuali mensili di giorni per classi di concentrazione media giornaliera di PM_{10} definite dai quartili dell'insieme dei dati 2014-2019. Bacino padano

Intervallo	Gennaio	Febbraio	Marzo	Aprile	Maggio	Giugno
<q1	9,7%	17,2%	45,2%	20,0%	38,7%	70,0%
q2-q1	16,1%	27,6%	32,3%	36,7%	19,4%	20,0%
q3-q2	41,9%	20,7%	9,7%	36,7%	22,6%	10,0%
>q3	32,3%	34,5%	12,9%	6,7%	19,4%	0,0%

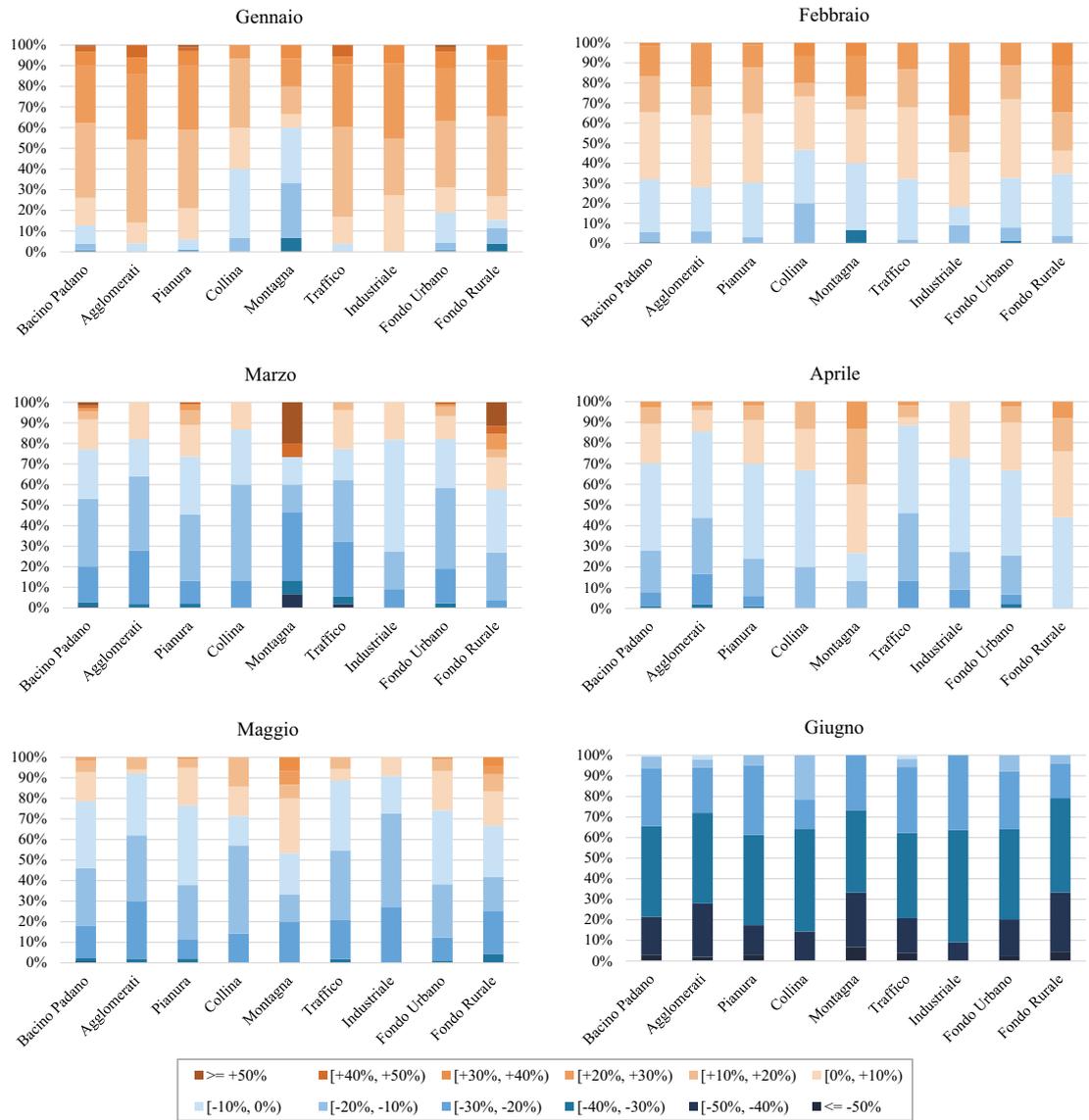


Figura 8 – Distribuzione della variazione relativa delle concentrazioni medie mensili di PM₁₀ tra il 2020 e il periodo 2014-2019 per il bacino padano e i raggruppamenti di stazioni analizzati

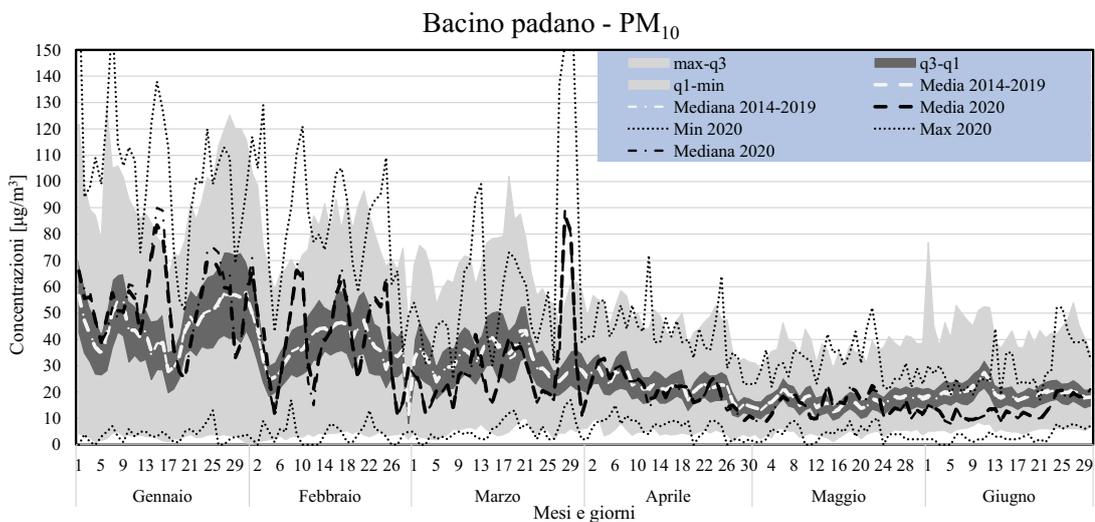


Figura 9 – Andamento temporale della distribuzione statistica delle concentrazioni di PM₁₀ per il 2020 rispetto ai valori corrispondenti per il 2014-2019

centuale della concentrazione media mensile nel 2020 rispetto al 2014-2019 è rappresentata in Figura 8 per il PM_{10} ed in Figura S10 per il $PM_{2.5}$. Nei mesi successivi, invece, le concentrazioni di PM_{10} e $PM_{2.5}$ sono state significativamente inferiori, con la sola eccezione del $PM_{2.5}$ in aprile, ma con riduzioni solo dell'ordine di alcuni $\mu g m^{-3}$. In particolare, nei mesi di *lockdown* e a maggio si è osservata una riduzione delle concentrazioni medie mensili nel 70%-80% delle stazioni, ma quasi sempre (circa nel 95% dei casi) inferiore al 30%. Riduzioni più frequenti sono state osservate nelle stazioni degli agglomerati urbani (oltre l'80%) e da traffico (oltre il 90% ad aprile e maggio), ma comunque sempre di entità relativamente contenuta, soprattutto in confronto con quelle osservate per NO_2 e benzene. L'analisi riassuntiva dei dati medi giornalieri (Tabella 8) e del loro andamento temporale (Figura 9) conferma queste acquisizioni: a livello dell'intero bacino padano le concentrazioni giornaliere sono state superiori alla mediana del periodo 2014-2019 in circa il 75% (gennaio) e 55% (febbraio) dei giorni del mese; viceversa, a marzo sono state generalmente inferiori alla mediana (77% circa) e prevalentemente inferiori al primo quartile (45%). Nei giorni di aprile e maggio 2020 le concentrazioni giornaliere hanno presentato una maggiore variabilità, distribuendosi più uniformemente negli intervalli di riferimento, pur con una lieve prevalenza (56-57%) di valori inferiori alla mediana.

I dati riassuntivi per il PM_{10} nel mese di giugno ($-6,7 \mu g m^{-3}$ per la media complessiva dell'area) e quelli della Tabella 8 mettono in luce una generalizzata e consistente riduzione delle concentrazioni (oltre il 30% in circa i due terzi delle stazioni, ma del 40%-50% nel 20% delle stazioni), chiaramente evidenziata anche dalla Figura 8. Questa peculiarità, che si osserva anche per il $PM_{2.5}$ ($-4,2 \mu g m^{-3}$ per la media complessiva dell'area, Figura S11), non trova riscontro tra gli altri inquinanti ed è essenzialmente dovuta alle particolari condizioni meteorologiche del mese di giugno 2020, caratterizzato da precipitazioni particolarmente intense in tutta la pianura padana, che hanno determinato la rimozione umida del particolato atmosferico con la conseguente rilevante riduzione delle concentrazioni di PM_{10} e $PM_{2.5}$. La maggiore complessità delle dinamiche che determinano la presenza di materiale particolato in atmosfera rispetto al caso degli inquinanti gassosi, per effetto tanto dei fenomeni me-

teorologici locali quanto dei processi di formazione secondaria da precursori gassosi, è ulteriormente evidenziata dal ruolo del trasporto a lungo raggio di polveri che, occasionalmente, può interessare anche le regioni del bacino padano. Un episodio di tale natura si è riscontrato in alcuni giorni di fine marzo 2020, quando il trasporto di polveri grossolane dalla zona del Mar Caspio ha improvvisamente determinato l'innalzamento delle concentrazioni di PM_{10} , con valori medi giornalieri anche superiori a $150 \mu g m^{-3}$ nella porzione più orientale della pianura padana. Conseguentemente, la concentrazione media giornaliera di PM_{10} nel bacino padano ha superato gli $80 \mu g m^{-3}$, a fronte di valori medi del periodo tipicamente dell'ordine di $30 \mu g m^{-3}$ e valori massimi di $60 \mu g m^{-3}$. La particolarità di questi eventi risiede anche nel loro diverso impatto sulla granulometria del particolato atmosferico: l'incremento dei livelli di PM_{10} è infatti essenzialmente determinato dall'aumento della frazione grossolana ($PM_{2.5}$ - PM_{10}), senza rilevanti variazioni dei livelli di polveri fini (Figura S11). Ciò è ben evidenziato dalla variazione dei valori del rapporto $PM_{2.5}/PM_{10}$ che nell'episodio di marzo 2020 sono bruscamente calati da valori di circa 0,6-0,7 a poco meno di 0,3.

3.5. Elementi e benzo(a)pirene nel particolato

Le valutazioni sviluppate riguardano gli elementi (arsenico, cadmio, nichel, piombo) e benzo(a)pirene, sistematicamente misurati per la verifica dei limiti di qualità dell'aria. I dati, disponibili su base media giornaliera in maniera discontinua e senza uno schema temporale comune, hanno consentito lo sviluppo delle valutazioni di confronto tra il 2020 ed i sei anni precedenti soltanto su base media mensile per il complesso delle stazioni. Con riferimento al mese di aprile, periodo di pieno *lockdown*, i grafici di Figura 10 riassumono la frequenza e l'entità delle variazioni delle concentrazioni tra il 2020 ed il 2014-2019. Per gli elementi considerati si osservano riduzioni diffuse (oltre l'80% delle stazioni) e consistenti e su tutto il territorio, con riduzioni superiori al 30% in oltre il 50% delle stazioni. Queste variazioni sono in linea con la riduzione delle emissioni dei processi produttivi e della combustione industriale, principali fonti emissive dei metalli pesanti, determinata dai provvedimenti di *lockdown*. In Figura 10 non viene rappresentato l'effetto di questi provvedimenti sull'arsenico per-

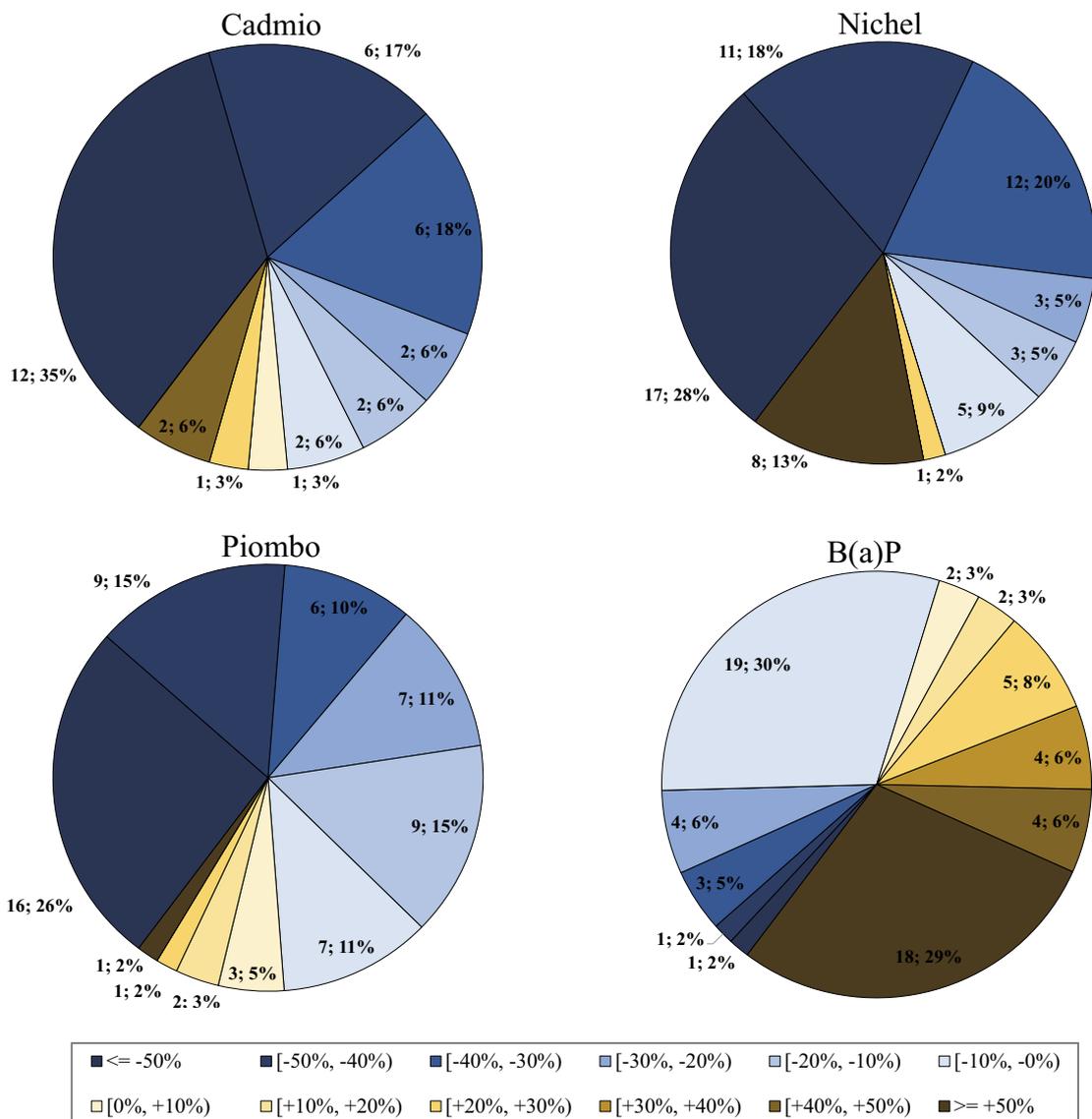


Figura 10 – Elementi (Cd, Ni, Pb) e benzo(a)pirene (B(a)P): distribuzione della variazione relativa delle concentrazioni medie del mese di aprile del 2020 e del periodo 2014-2019 (numero e percentuale di stazioni per fascia di variazione)

ché i valori di concentrazione, già normalmente molto bassi e spesso inferiori al limite di rilevanza strumentale, non hanno permesso di quantificare compiutamente le variazioni osservate, pur sempre in un contesto di riduzione generalizzata dei livelli in atmosfera (Figura S12).

Per il benzo(a)pirene si osserva, invece, un comportamento del tutto diverso, sia per quanto riguarda il tipo di variazione osservata sia per l'entità delle riduzioni. In questo caso, infatti, non si osserva una generalizzata riduzione delle concentrazioni che, al contrario, nel 2020 sono risultate più frequentemente (55% delle stazioni) superiori all'analogo periodo del 2014-2019 e con incrementi superiori al 30% nel 40% delle stazioni. Le riduzioni, che hanno comunque interessato il 45%

delle stazioni, sono state decisamente più contenute rispetto al caso degli elementi e più spesso inferiori al 10%. L'emissione di benzo(a)pirene, principalmente dovuta alla combustione non industriale, ed in particolare alla combustione delle biomasse in ambito domestico, non pare pertanto avere risentito delle misure di *lockdown* che non hanno limitato l'attività delle sorgenti di riscaldamento civile.

4. CONCLUSIONI

L'elaborazione dei dati di qualità dell'aria del 2020 evidenzia che la riduzione delle attività antropiche ha avuto effetti diversi sulle presenze atmosferiche dei principali inquinanti. Le riduzioni più consi-

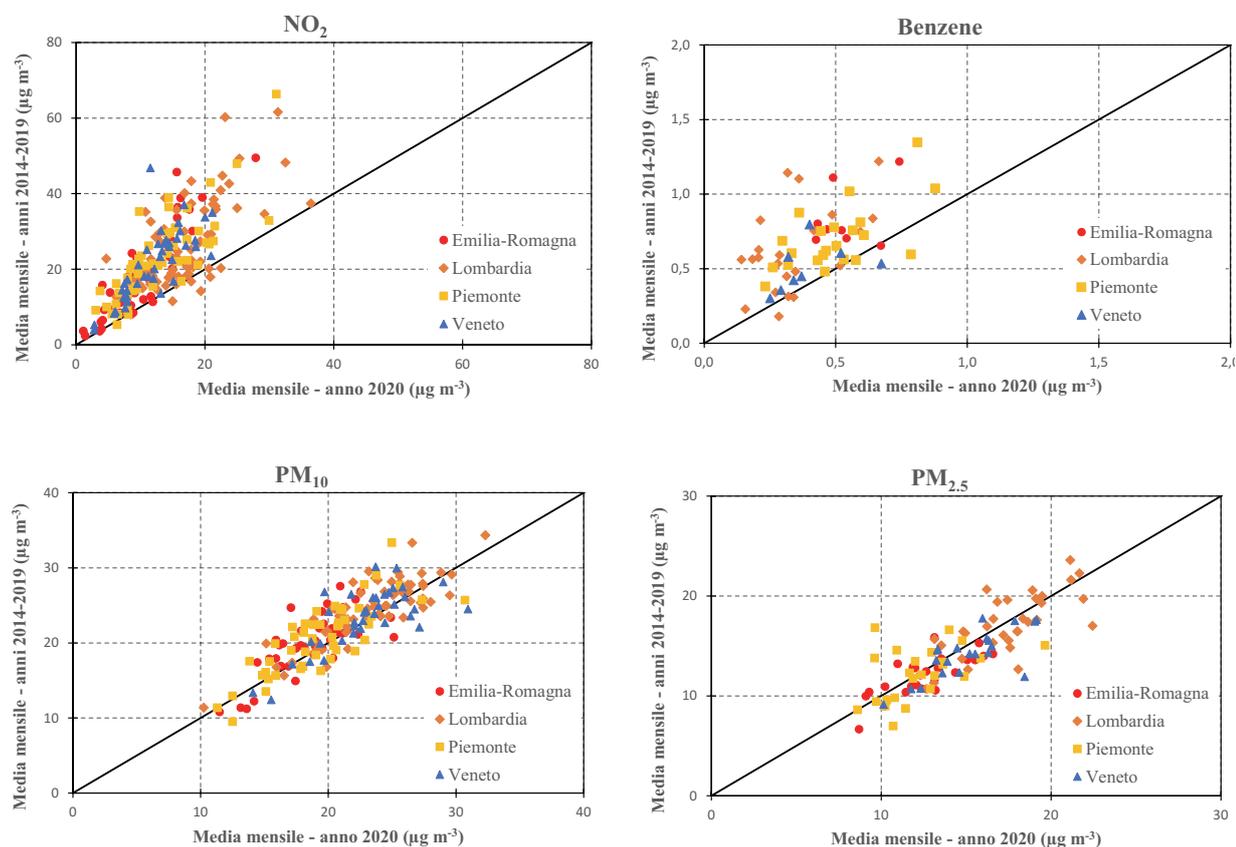


Figura 11 – Mese di aprile: confronto tra le concentrazioni medie mensili del 2020 e le medie del periodo 2014-2019: a) NO_2 ; b) benzene; c) PM_{10} ; d) $\text{PM}_{2,5}$

stenti e persistenti dei livelli di concentrazione durante il periodo del *lockdown*, peraltro prolungatesi anche dopo la revoca dei provvedimenti restrittivi, hanno riguardato gli inquinanti associati alle emissioni del traffico veicolare, biossido di azoto e benzene. Per questi inquinanti, già a partire dalla prima settimana di *lockdown* parziale (24 febbraio) si osservano riduzioni rispetto ai sei anni precedenti che si intensificano progressivamente fino ad aprile, mese in cui le misure di *lockdown* sono state più forti ed hanno interessato tutto il mese (Figura 11a, 11b). In particolare, si evidenzia un maggior effetto delle misure di contrasto alla diffusione del virus sulla qualità dell'aria delle stazioni situate nei grandi agglomerati urbani, dove le emissioni legate al traffico sono state ridotte al minimo, e, più in generale, in tutte le stazioni principalmente esposte alle emissioni del traffico. L'entità delle riduzioni osservate, dell'ordine del 35%-40% rispetto al periodo 2014-2019, è in sostanziale accordo con le stime della riduzione delle emissioni di ossidi di azoto e benzene dal traffico stradale nell'ordine del 35% su base media regionale. Le misure eccezionali imposte a livello na-

zionale, caratterizzate da ampia estensione territoriale e prolungata continuità temporale, hanno determinato un netto miglioramento della qualità dell'aria per gli inquinanti legati al traffico, a differenza degli interventi a livello locale, solitamente limitati alle aree urbane e per lo più applicati per brevi periodi di tempo in caso di eventi critici di inquinamento.

La variazione delle concentrazioni delle polveri (PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$) appare meno evidente (Figura 11c, 11d), in quanto, determinate non solo, dalle emissioni primarie del traffico, ma anche, in alcune aree, soprattutto dalla combustione domestica di biomasse e dalla formazione secondaria. In generale, si osservano andamenti complessivamente in linea con quelli registrati nei sei anni precedenti, con livelli leggermente inferiori nel periodo di *lockdown* ma senza riduzioni particolarmente sensibili come quelle osservate per biossido d'azoto e benzene. Del resto, le stime sulla riduzione delle emissioni di polvere primaria indicano valori dell'ordine del 15% come media dell'area e comprese tra il 20% ed il 35% nelle aree urbane. L'effetto meno marcato del *lockdown* sulle polveri trova

riscontro anche nella presenza in atmosfera di inquinanti tossici organici (benzo(a)pirene) ed inorganici (arsenico, cadmio, nichel, piombo) da esse veicolati. I livelli di benzo(a)pirene del 2020, emesso principalmente dalla combustione domestica di biomassa, risultano del tutto in linea con quelli dei sei anni precedenti, coerentemente con il minimo impatto generato dal *lockdown* su tale sorgente. Per contro, i livelli di metalli di origine principalmente attribuibile alla combustione industriale e ai processi produttivi, registrano valori mediamente inferiori durante il *lockdown* rispetto alla media dei sei anni precedenti.

Per l'ammoniaca, infine, i livelli di concentrazione del 2020 non mostrano alcuna sostanziale variazione rispetto agli anni precedenti, coerentemente con il fatto che il settore agricolo, non interessato dalle restrizioni, è quasi interamente responsabile delle sue emissioni nella pianura padana.

5. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- ARPA Lombardia, 2020. Aggiornamento – stima preliminare delle emissioni in lombardia durante l'emergenza covid-19 nel periodo febbraio aprile. Disponibile a: https://www.arpalombardia.it/sites/DocumentCenter/Documents/Aria%20-%20Relazioni%20approfondimento/report%20stima%20emissiva%20COVID%2019%20lombardia_aprile20.pdf (Ultimo accesso: Ottobre 2020).
- Bao R., Zhang A. Does lockdown reduce air pollution? evidence from 44 cities in northern China. *Sci Total Environ.* 2020, 731, 139052.
- Broomandi P., Karaca F., Nikfal A., Jahanbakhshi A., Tamjidi M., Kim J.R. Impact of COVID-19 Event on the Air Quality in Iran. *Aerosol Air Qual. Res.* 2020, 20, 1793-1804.
- Cameletti M. 2020. The Effect of Corona Virus Lockdown on Air Pollution: Evidence from the City of Brescia in Lombardia Region (Italy). *Atmos. Environ.* 2020, 239, 117794.
- Collivignarelli M.C., Abbà A., Bertanza G., Pedrazzani R., Ricciardi P., Carnevale Miino M. Lockdown for CoViD-2019 in Milan: What are the effects on air quality? *Sci Total Environ.* 2020, 732, 139280.
- 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. G.U. n. 216 del 15/09/2010 – Suppl. ord. n. 217.
- Deserti M., Raffaelli K., Ramponi L., Carbonara C. Studio Preliminare Degli Effetti Delle Misure COVID-19 Sulle Emissioni in Atmosfera e Sulla Qualità Dell'aria nel Bacino Padano. ARPAE Emilia-Romagna: Emilia-Romagna, Italy, 2020.
- Fuwape I.A., Okpalaonwuka C.T., Ogunjo S.T. Impact of COVID-19 pandemic lockdown on distribution of inorganic pollutants in selected cities of Nigeria. *Air Qual Atmos Health* 2020 doi: 10.1007/s11869-020-00921-8.
- Kumar P., Hama S., Omidvarborna H., Sharma A., Sahani J., Abhijith K.V., Debele S.E., Zavala-Reyes J.-C., Barwise Y., Tiwari A. Temporal reduction in fine particulate matter due to 'anthropogenic emissions switch-off' during COVID-19 lockdown in Indian cities. *Sustain Cities Soc.* 2020, 62, 102382
- ISPRA, 2016. Inventari regionali delle emissioni in atmosfera e loro articolazione a livello locale. Disponibile a: www.isprambiente.gov.it/files/snpa/consiglio-federale/DOC78_CFINventariemissioniinatmconallegati.pdf (Ultimo accesso: Ottobre 2020)
- Lonati G., Cernuschi S. Temporal and spatial variability of atmospheric ammonia in the Lombardy region (Northern Italy). *Atm Poll Res* 2020, 11, doi: 10.1016/j.apr.2020.06.004.
- Lovarelli D., Conti C., Finzi A., Bacenetti J., Guarino M. Describing the trend of ammonia, particulate matter and nitrogen oxides: The role of livestock activities in northern Italy during Covid-19 quarantine. *Env Res* 2020, 191, 110048
- Marlier M.E., Xing J., Zhu Y., Wang S. Impacts of COVID-19 response actions on air quality in China. *Environ. Res. Commun.* 2020, 2, 075003.
- Menut L., Bertrand Bessagnet B., Siour G., Mailler S., Pennel R., Cholakian A. Impact of lockdown measures to combat Covid-19 on air quality over western Europe. *Sci Total Environ.* 2020, 741, 140426.
- Piccoli A., Agresti V., Balzarini A., Bedogni M., Bonanno R., Collino E., Colzi F., Lacavalla M., Lanzani G., Pirovano G., Riva F., Riva G.M., Toppetti A.M. Quantifying the mobility impact on the Lombardy region NO₂ concentration by modelling Covid-19 lockdown. *Atmosphere* 2020, 11, 1319.
- Regione Lombardia-ARPA Lombardia. Analisi preliminare della qualità dell'aria in Lombardia durante l'emergenza COVID-19. Disponibile a: www.arpalombardia.it/sites/DocumentCenter/Documents/Aria%20-%20Relazioni%20approfondimento/Analisi%20preliminare%20QA-COVID19.pdf (Ultimo accesso: Ottobre 2020).
- Seo J.H. Jeon H.W., Sung U.J., Sohn J.-R. Impact of the COVID-19 Outbreak on Air Quality in Korea. *Atmosphere* 2020, 11, 1137.
- Tobías A., Carnerero C., Reche C., Massagué J., Via M., Minguillón M.C., Alastuey A., Querol X. Changes in air quality during the lockdown in Barcelona (Spain) one month into the Sars-cov-2 epidemic. *Sci Total Environ.* 2020, 726, 138540.
- Xiang J., Austin E., Gould T., Larson T., Shirai J., Liu Y., Marshall J. Seto E. Impacts of the COVID-19 responses on traffic-related air pollution in a Northwestern US city. *Sci Total Environ.* 2020, 747, 141325.
- Zoran M.A., Savastru R.S., Savastru D.M., Tautan M.N. Assessing the relationship between ground levels of ozone (O₃) and nitrogen dioxide (NO₂) with coronavirus (COVID-19) in Milan, Italy. *Sci Total Environ.* 2020, 740, 140005.

RINGRAZIAMENTI

Gli autori ringraziano il personale delle ARPA regionali per il supporto nell'accesso ai dati di qualità dell'aria, con particolare riferimento agli elementi tossici del particolato.

Materiale supplementare è disponibile gratuitamente all'indirizzo www.ingegneriadellambiente.net



INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

per il 2021 è sostenuta da:

