

# IMPATTO DELLA DIFFUSIONE DI VEICOLI ELETTRICI E A IDROGENO SULLE CONCENTRAZIONI DI $PM_{10}$ IN EMILIA-ROMAGNA

Sara Fabbi<sup>1,\*</sup>, Giorgio Veratti<sup>1,2</sup>, Alessandro Bigi<sup>1,3</sup>, Grazia Ghermandi<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>Dipartimento di Ingegneria "Enzo Ferrari", Università di Modena e Reggio Emilia, Modena, Italia.

<sup>2</sup>ARPAE-SIMC Servizio Idro Meteo Clima, Bologna, Italia.

<sup>3</sup>Centro Interdipartimentale di Ricerca e per i Servizi nel settore della produzione, stoccaggio e utilizzo dell'Idrogeno H<sub>2</sub>-MO.RE. Università di Modena e Reggio Emilia, Modena, Italia

## Sommario

Il  $PM_{10}$  è un inquinante critico per la qualità dell'aria in Emilia Romagna, regione del Nord Italia che comprende gran parte della Pianura Padana. I livelli atmosferici di  $PM_{10}$  sono fortemente influenzati dalle emissioni del traffico veicolare, dovute sia ai gas di scarico (emissioni exhaust) che anche all'usura di pneumatici, freni e manto stradale, ed alla risospensione delle polveri stradali (emissioni non-exhaust). Questo studio presenta scenari di qualità dell'aria (per il  $PM_{10}$ ) dovuti alle emissioni da traffico veicolare nel 2030 in Emilia Romagna, risultanti dall'aumento di veicoli elettrici a batteria (BEV) e a celle a combustibile a idrogeno (FCEV) circolanti in regione. Vengono considerate sia le emissioni nei gas di scarico che quelle non-exhaust, valutate in base al più aggiornato inventario regionale, che attribuisce circa il 60% delle emissioni primarie totali di  $PM_{10}$  da traffico ai processi di usura. Le mappe di concentrazione del  $PM_{10}$  per gli scenari presente (2019) e futuro (2030) sono ottenute con un modello di dispersione lagrangiano (PMSS). I risultati preliminari evidenziano l'impatto futuro sul  $PM_{10}$  atmosferico primario prodotto da usura (di pneumatici, freni e manto stradale) del contributo dei BEV, a causa della maggiore massa di essi, rispetto ai FCEV, con batterie e massa inferiori. Tali emissioni non-exhaust compenseranno in parte la mancanza di emissioni di  $PM_{10}$  nei gas di scarico per i veicoli elettrici. Infine, i livelli giornalieri di  $PM_{10}$  primario dovuto alle emissioni da traffico simulati dai modelli PMSS e CHIMERE per il 2019 sono stati confrontati in corrispondenza delle stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria (ARPAE ER, Agenzia Prevenzione Ambiente-Energia Emilia Romagna), siti di particolare interesse per il dominio studiato; il confronto è stato svolto anche fra le osservazioni 2019 di  $PM_{10}$  in tali siti e dati ottenuti dalla simulazione.

**Parole chiave:**  $PM_{10}$  emissioni da traffico, qualità dell'aria, veicoli elettrici

## IMPACTS OF THE EXPANSION OF ELECTRIC AND HYDROGEN VEHICLES ON $PM_{10}$ AIR CONCENTRATIONS IN EMILIA-ROMAGNA

### Abstract

$PM_{10}$  is a critical pollutant for the air quality in Emilia Romagna, a Northern Italy region that includes a large part of the Po Valley. The atmospheric levels of  $PM_{10}$  are strongly affected by vehicular traffic emissions, due to fuel exhaust and also to tires, brake and road surface wear, and to road dust resuspension (non-exhaust emissions). This study presents atmospheric  $PM_{10}$  scenarios deriving from vehicular traffic emissions in Emilia Romagna as resulting in 2030 from the growth of the Fuel Cell Electric Vehicle (FCEV) and battery electric vehicles (BEV) fleet in the region. Both exhaust and non-exhaust vehicular emissions are considered, evaluated according to the most up-to-date regional bottom-up emission inventory, which attributes about 60% of total primary  $PM_{10}$  traffic emissions to wear processes.  $PM_{10}$  concentration maps for actual (2019) and 2030 scenarios are obtained by a Lagrangian dispersion model (PMSS). Preliminary results highlight the future impact on atmospheric  $PM_{10}$  from tires, brake and road surface wear produced by battery electric vehicles, due to their larger mass compared to FCEVs, which have smaller batteries and mass. These emissions will partially offset the lack of  $PM_{10}$  exhaust emissions for electric vehicles. Finally, the daily primary  $PM_{10}$  levels by traffic emissions simulated by PMSS and CHIMERE models were compared at specific sites relevant for the studied domain, i.e. the regulatory air quality monitoring stations, only for actual (2019) scenario.

**Keyword:**  $PM_{10}$  traffic emissions, air quality, electric vehicles, Italy

IdA



\*Per contatti: Via P. Vivarelli, 10, 41125, Modena.  
Tel 0592056296; sara.fabbi@unimore.it

Ricevuto il 29-12-2022; Correzioni richieste il 5-1-2022;  
Accettazione finale il 6-2-2022.

## 1. Introduzione

La Commissione europea ritiene il traffico di autovetture e furgoni responsabile di circa il 15% delle emissioni di CO<sub>2</sub> dell'Unione Europea, e ciò rende il passaggio ai veicoli elettrici un passo fondamentale nella strategia dell'UE verso la neutralità climatica entro il 2050. Il pacchetto "Fit for 55", recentemente adottato dalla Commissione (Commissione Europea "Fit for 55", 2022), prevede una riduzione delle emissioni del 55% entro il 2030 di CO<sub>2</sub> da autovetture (del 50% per i furgoni) rispetto ai valori del 2021, e l'azzeramento entro il 2035 delle emissioni per i veicoli nuovi. Considerando le sole emissioni nei gas di scarico di un veicolo, è chiaro il vantaggio nel passare all'elettrico, perché le emissioni exhaust di NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> e gas serra sono evitate: la qualità dell'aria risulta migliorata anche localmente. I veicoli però non emettono inquinanti solo attraverso i gas di scarico: le emissioni di particelle dovute all'usura di pneumatici, freni e manto stradale, ad esempio, sono ormai divenute il contributo più rilevante al PM<sub>10</sub> primario (i.e. emissioni dirette di PM<sub>10</sub> in quanto tale) per i veicoli alimentati a benzina (Padoan et al., 2018). Tali emissioni sono ovviamente prodotte anche dai veicoli elettrici, ed il continuo aumento di essi in circolazione richiede di stimare l'impatto delle emissioni non-exhaust sui livelli ambientali di PM<sub>10</sub>; la composizione del particolato prodotto da usura, inoltre, ha effetto sulla potenziale tossicità di esso (Amato, F. et al. 2014, Grigoratos, T. et al., 2015).

Il 24% circa delle emissioni di PM<sub>10</sub> in Emilia Romagna, regione dell'Italia settentrionale che comprende gran parte della Pianura Padana, è dovuto al trasporto su strada (ARPA ER, 2022). In atmosfera avviene anche formazione di particolato, a partire da gas precursori, in seguito a trasformazioni fisico-chimiche (PM secondario), che in Emilia-Romagna può arrivare a costituire anche il 70% del PM<sub>10</sub> totale (ARPA ER, 2018).

Il bilancio emissivo complessivo della penetrazione della trazione elettrica dovrà poi includere anche eventuali emissioni legate alla modalità di produzione dell'energia elettrica di approvvigionamento estratta dalla rete, che non è oggetto del presente lavoro. Gli impianti di produzione dell'energia elettrica sono nella maggior parte dei casi molto distanti dal punto di utilizzo finale: l'impatto delle eventuali emissioni da impianti di produzione dell'elettricità dipenderà dall'ubicazione del punto sorgente e dal tempo di vita di ciascun inquinante.

La pianura Padana è un grande hotspot di inquinamento atmosferico per l'Europa (EEA, 2020), ove sono stati riscontrati effetti significativi sulla salute pubblica e sull'aspettativa di vita dovuti ad inquinanti atmosferici (ad es. Vinceti et al., 2018; Khomenko et al., 2021). Questo studio esamina gli sce-

nari di PM<sub>10</sub> primario conseguenti alla diffusione di veicoli elettrici a batteria (BEV), elettrici ibridi (HEV) e a celle a combustibile a idrogeno (FCEV) in Emilia-Romagna. Le previsioni sulla penetrazione del parco veicolare BEV, HEV e FCEV utilizzate nel presente lavoro si basano su studi europei ed italiani (MOTUS-E, 2020, H2IT, 2019).

Uno scenario emissivo futuro, riferito al 2030, viene confrontato con la situazione attuale rappresentata dall'anno 2019, scelto come riferimento in quanto il più recente privo degli effetti della pandemia sulla circolazione veicolare. L'impatto delle emissioni da traffico è stato simulato con la suite Parallel Micro SWIFT SPRAY (PMSS, Arianet, Milano e Aria Technologies, Parigi), che comprende principalmente un modello meteorologico 3D diagnostico ed un modello stocastico lagrangiano a particelle. I risultati ottenuti con PMSS per un periodo scelto del 2019 sono stati confrontati con le simulazioni del modello fotochimico euleriano CHIMERE, utilizzato da ARPAE ER (Agenzia Prevenzione Ambiente-Energia Emilia Romagna) nelle analisi della qualità dell'aria ed assunte come riferimento. I risultati delle simulazioni sono stati confrontati anche con osservazioni ARPAE ER di PM<sub>10</sub> per lo stesso periodo del 2019.

## 2. Materiali e metodi

### 2.1. Metodologia di calcolo dei Fattori di emissione del PM<sub>10</sub>

La valutazione delle emissioni di PM<sub>10</sub> si è avvalsa dei dati dell'inventario regionale delle emissioni più recente, pubblicato nel 2017 (INEMAR, 2017): esso fornisce le emissioni in atmosfera annue di PM<sub>10</sub> da traffico sia relative ai gas di scarico (EE, exhaust emission) che all'usura di pneumatici, freni e manto stradale (NEE, non exhaust-emission), mentre non considera la risospensione delle polveri stradali, delle quali quindi non si tiene conto nel presente lavoro. I dati di tale inventario sono stati forniti in input al modello di dispersione PMSS, operativo sull'intera regione Emilia Romagna.

Per rappresentare lo scenario 2019, le emissioni (INEMAR, 2017) sono state inizialmente disaggregate con una procedura top-down spaziale: le emissioni da traffico 2019 di PM<sub>10</sub> relative a ciascuna unità territoriale (comune) sono state attribuite alle sole celle della griglia (in cui viene suddiviso il dominio di simulazione) corrispondenti al tracciato delle autostrade e strade principali (statali, provinciali, tangenziali e strade classificate come "residenziali" secondo Open Street Map (OSM)) presenti nell'area di quel comune. È poi seguita una disaggregazione temporale delle emissioni con modulazione sia oraria che settimanale, come descritto nella sezione 2.2.

Lo scenario emissivo 2030 risulta invece da un approccio bottom-up, che consiste nella stima delle emissioni di PM10 da traffico in Emilia Romagna nel 2030 a partire dalla composizione prevista per la flotta veicolare. La composizione della flotta 2030 è stata ottenuta applicando alla flotta veicolare attuale (ovvero quella al 2019), a numero totale di veicoli invariato, il tasso di rinnovo previsto dal Piano Aria Integrato Regionale, PAIR 2020. L'aliquota di veicoli in ingresso, che costituisce il rinnovo della flotta, è stata composta inserendo BEV, HEV e FCEV nelle percentuali di penetrazione previste da (MOTUS-E, 2020) e (H2IT, 2019) rispettivamente. Sul totale di 2 918 129 autoveicoli (PC) presenti in regione e secondo i valori di penetrazione previsti, è stata stimata la percentuale di BEV, HEV e FCEV nel 2030, che risulta rispettivamente del 10%, 2,3% e 0,7%. La stessa procedura è stata applicata ai trattori stradali (road tractors: RT) ed agli autobus (BUS). In Emilia Romagna la quota di RT elettrici ed alimentati ad idrogeno è prevista in aumento rispetto ai valori 2019, 0,01% e 0,00% (assenti), al 9,8% e 0,9% nel 2030. Gli autobus elettrici ed alimentati ad idrogeno nel 2019 erano rispettivamente lo 0,2% e lo 0,0% (assenti) e dovrebbero passare al 4,2% ed il 3,4% nel 2030. Per i veicoli pesanti (heavy duty vehicle: HDV) si è inserito solamente l'adeguamento della composizione della flotta legato all'ammodernamento dei mezzi, secondo stime di produttori e operatori del settore (QNMOTORI, 2021, PNEURAMA, 2022), perché non è prevista penetrazione di veicoli elettrici e ad idrogeno.

Nella costruzione dell'inventario annuale delle emissioni di PM<sub>10</sub> aggiornato al 2030 sono state inoltre seguite metodologie diverse per ricavare le emissioni exhaust e non-exhaust.

Per le EE, il fattore di emissione per il PM<sub>10</sub> nei gas di scarico a caldo ( $EF_{EE}$ ), dipendente dalla categoria (ed anche da standard Euro, alimentazione...) del veicolo e disponibile nel database COPERT 5, è stato applicato alla flotta veicolare secondo la composizione prevista nel 2030 per le diverse categorie, ipotizzando una percorrenza media annua di 14 000 km per PC e di circa 40 000 km per HDV+BUS+RT. Si è così ricavata l'emissione totale annua di PM<sub>10</sub> da EE per il 2030.

Per la stima delle NEE è stata ipotizzata una relazione non lineare ricavata da Beddows et al. (2021), tra fattore di emissione per il PM<sub>10</sub> da abrasione ( $EF_{NEE}$ ) (Ntziachristos and Boulter, 2019) e massa del veicolo, che ha fornito la NEE di PM<sub>10</sub> per unità di massa veicolare. Gli  $EF_{NEE}$  per PC sono stati valutati assumendo la massa di un'automobile FCEV pari a 1,4 Mg e quella di una BEV 1,8 Mg (Timmers et al., 2016). Gli  $EF_{NEE}$  per HDV+BUS+RT sono stati ottenuti considerando valori medi della massa di un RT alimentato a idrogeno, 17 Mg, di un RT elettrico, 21 Mg, di un BUS a idrogeno, 16

Mg, e di un BUS elettrico, 20 Mg, coerentemente con la classificazione COPERT 5. Per i veicoli con motore a combustione interna (ICE) è stata utilizzata la massa corrispondente alle relative sottocategorie (cioè mini, piccola, media e grande).

Per le automobili a batteria si è tenuto conto anche degli effetti del sistema di frenata rigenerativa (RBS): questo sistema permette di ricaricare la batteria recuperando energia che altrimenti verrebbe dissipata in fase di decelerazione e frenata, riducendo l'usura dei freni rispetto ai sistemi di frenata tradizionali (Hamada, A.T., 2022). L'energia recuperata con questo sistema corrisponde ad un incremento dell'autonomia del veicolo (efficienza) generalmente non superiore al 30 ÷ 40 %.

Ciò ha permesso di calcolare l'emissione totale annua di PM<sub>10</sub> anche da NEE per il 2030.

## 2.2. Suite modellistica e set-up del modello

L'impatto delle emissioni da traffico veicolare è stato simulato con la suite Parallel Micro SWIFT SPRAY (PMSS, Arianet, Milano e Aria Technologies, Parigi, Oldrini et al., 2017, Trini Castelli et al., 2018), un sistema a microscala basato sull'utilizzo della modellistica tridimensionale lagrangiana "a particelle" per la simulazione del trasporto e della dispersione degli inquinanti in atmosfera, estesamente applicato alle emissioni veicolari e ad altri fenomeni di inquinamento in ambiente urbano (Veratti et al., 2020, Veratti et al., 2021). Il sistema è costituito principalmente dal preprocessore meteorologico diagnostico a divergenza nulla con ostacoli Swift e dal modello di dispersione lagrangiana a particelle Spray, in configurazione a microscala e parallela.

Alle sorgenti considerate è stata applicata una modulazione delle emissioni sia oraria che settimanale (giorni feriali, sabato e domenica) secondo i profili contenuti nel modello TREFIC (Pallavidino et al., 2014, Silibello et al., 2020). Il periodo di simulazione ha coperto l'intero mese di febbraio 2019. Per il calcolo dei campi 3D di vento e temperatura sono stati utilizzati sia dati simulati (20 profili verticali di vento e temperatura ottenuti dal modello meteorologico WRF-ARW (Skamarock et al., 2008)) che osservazioni a livello del suolo (dati meteorologici basati su 12 stazioni della rete di monitoraggio ARPAE ER). Il dominio di simulazione copre l'intera regione Emilia Romagna e parte delle regioni e dei mari limitrofi, per una superficie complessiva di circa 285 x 150 km<sup>2</sup>, con risoluzione di 500 x 500 m<sup>2</sup>. La rete stradale considerata comprende come suddetto autostrade e strade principali, urbane ed extraurbane, dell'Emilia Romagna.

Ci si è avvalsi, come descritto nel seguito, anche dei risultati di simulazioni effettuate sullo stesso dominio

con risoluzione orizzontale circa 9 x 6 km<sup>2</sup> dal modello euleriano fotochimico CHIMERE (Mailler et al., 2017), supportato da campi meteorologici COSMO, suite modellistica utilizzata da diversi anni da ARPAE ER per l'analisi della qualità dell'aria, oltre che per la valutazione di scenari e la previsione. Nelle simulazioni con CHIMERE, fatte da ARPAE ER nel 2020, fu utilizzato l'inventario delle emissioni più recente allora disponibile, INEMAR 2015.

La ripetuta applicazione e l'esperienza acquisita sulle potenzialità di CHIMERE ne fanno un riferimento cui rapportarsi per stimare l'efficacia della modellizzazione con PMSS e per valutare il contributo secondario al PM10 totale misurato in corrispondenza delle centraline di qualità dell'aria.

La simulazione dello scenario 2030 è stata ottenuta modificando la composizione della flotta veicolare secondo le previsioni sopradette e lasciando invariata la meteorologia (condizioni e campi di variabili) del febbraio 2019.

### 3. Risultati

#### 3.1. Fattori di emissione ed emissioni totali

In questa sezione sono presentati i risultati preliminari riguardanti EF<sub>NEE</sub> di PM<sub>10</sub> per le categorie di veicoli analizzate: PC, RT, BUS e HDV. Utilizzando i valori medi delle masse delle diverse categorie di veicoli che comporranno il parco 2030 riportati nella sezione 2.1, sono stati ottenuti i valori EF<sub>NEE</sub>, i cui valori medi, insieme a quelli di EF<sub>EE</sub>, sono riportati in Tabella 1.

Sono state quindi valutate, e sono riportate in Tabella 2, le emissioni totali annue di PM<sub>10</sub> nel gas di scarico veicolare e quelle prodotte da usura (di pneumatici, freni e manto stradale) per le categorie di veicoli considerate e per gli anni 2019 e 2030, utilizzando i fattori di emissione per combustione EF<sub>EE</sub> e per abrasione EF<sub>NEE</sub> riportati in Tabella 1.

A causa della modificazione della flotta veicolare, è prevista nel 2030 una diminuzione del 52.4% delle emissioni totali annue di PM<sub>10</sub> dovute ai gas di scarico di PC rispetto al 2019, in linea con l'introduzione di un elevato numero di BEV e FCEV. Più contenuta la diminuzione stimata per HDV+BUS+RT (26.6%), categorie ove la penetrazione elettrica dovrebbe essere inferiore.

Le emissioni totali annue di PM<sub>10</sub> da usura per PC nel 2030 risultano 1003 Mg yr<sup>-1</sup> se si ipotizza un'efficienza del 40% del sistema di frenata rigenerativa: il dato è molto simile al valore 2019 (1009 Mg yr<sup>-1</sup>), poiché l'introduzione di veicoli elettrici e ad idrogeno porterà ad un aumento significativo della massa veicolare. È necessario però evidenziare che l'efficienza del 40% per il sistema RBS è auspicabile ma molto ottimistica, e che assumendo tale efficienza al 30% (ipotesi ancora ottimistica) le emissioni totali annue di PM<sub>10</sub> da usura per PC nel 2030 risultano 1010 Mg yr<sup>-1</sup>, potrebbero cioè superare il valore 2019. Ponendo nulla l'efficienza della frenata rigenerativa, le emissioni totali annue di PM<sub>10</sub> da usura per PC nel 2030 si attesterebbero a 1013 Mg yr<sup>-1</sup>.

**Tabella 1.** EF<sub>EE</sub> e EF<sub>NEE</sub> (mg km<sup>-1</sup> veic<sup>-1</sup>) di PM<sub>10</sub> stimati per le categorie di veicoli PC, RT, BUS e HDV.

	PC				RT			BUS			HDV	
	ICE		BEV	HEV	FCEV	ICE	BEV	FCEV	ICE	BEV	FCEV	ICE
fuel	petrol	diesel		petrol/ diesel		diesel			diesel			diesel
EF <sub>EE</sub> (mg km <sup>-1</sup> veic <sup>-1</sup> )	2.3	36.2	0.0	1.6	0.0	180	0.0	0.0	162	0.0	0.0	130
EF <sub>NEE</sub> (mg km <sup>-1</sup> veic <sup>-1</sup> )	25.5		24.4	22.8	21.7	120	135	119	112	128.4	113	107

**Tabella 2.** Emissioni totali annue (Mg yr<sup>-1</sup>) EE e NEE per le categorie di veicoli PC, RT, BUS e HDV negli scenari 2019 e 2030.

EE (Mg yr <sup>-1</sup> )	PC					RT				BUS				HDV	
Anno	ICE	BEV	HEV	FCEV	TOT <sub>PC</sub>	ICE	BEV	FCEV	TOT <sub>RT</sub>	ICE	BEV	FCEV	TOT <sub>BUS</sub>	ICE	TOT
2019	344	0.0	3.0	0.0	347	42.0	0.0	0.0	42	30	0.0	0.0	30.5	284	357
2030	176	0.0	2.0	0.0	178	32.0	0.0	0.0	32	22	0.0	0.0	22	208	262
NEE (Mg yr <sup>-1</sup> )	PC					RT				BUS				HDV	
Anno	ICE	BEV	HEV	FCEV	TOT <sub>PC</sub>	ICE	BEV	FCEV	TOT <sub>RT</sub>	ICE	BEV	FCEV	TOT <sub>BUS</sub>	ICE	TOT
2019	994	1.0	14	0.0	1009	86	0.0	0.0	86	30	0.0	0.0	30	233	349
2030	872	102	22	7.0	1003	77	9.5	1.0	87.5	28	1.5	1.0	30.5	233	351

Risultati simili sono stati ottenuti anche per la categoria HDV+BUS+RT: è stato stimato un leggero aumento delle emissioni totali di  $PM_{10}$  da usura, pari allo 0.6%, dal 2019 al 2030.

L'affidabilità delle stime delle emissioni totali qui riportate dipende principalmente dall'incertezza insita nei dati utilizzati. I valori delle emissioni derivano dall'Inventario nazionale delle emissioni in atmosfera INEMAR, 2017, stimati secondo la metodologia riportata in EMEP/EEA (2016), aggiornata al 2018, implementata nel modello di stima adottato a livello Europeo COPERT 5. L'incertezza di queste stime è riportata anche in Beddows et al. (2021). I fattori di emissione esprimono valori medi a livello nazionale.

È necessario inoltre considerare che anche i tassi di rinnovo della flotta veicolare e di penetrazione della trazione elettrica sono valori medi stimati con approssimazioni. Tutto ciò comporta che le modeste variazioni nei totali NEE tra il 2019 e il 2030 non si possano ritenere significative sia per PC che per HDV+BUS+RT.

Complessivamente, ossia per tutte le categorie di veicoli considerate, i risultati ottenuti fanno prevedere che le emissioni totali da traffico (EE + NEE) di  $PM_{10}$  nel 2030 diminuiranno rispetto al valore attuale quasi del 13%, nelle condizioni più vantaggiose (efficienza RBS 40%), e che tale diminuzione dipenderà solo dal minor contributo dei gas di scarico, mentre quello da usura potrebbe mostrare un modesto incremento.

### 3.2. Mappe di concentrazione di $PM_{10}$

Le mappe di simulazione della concentrazione atmosferica ( $\mu g m^{-3}$ ) di  $PM_{10}$  primario da EE e NEE di tutte le categorie di veicoli (PC e HDV+BUS+RT) a livello del suolo (cioè entro i primi 4 metri dal suolo) per lo scenario attuale e al 2030 sono presentate in Figura 1. I risultati in Figura 1 si riferiscono al valore medio per il 15 febbraio 2019, giorno in cui ARPAE ER ha osservato elevate concentrazioni di  $PM_{10}$  atmosferico (livello medio nei siti di fondo urbano e rurale:  $67 \pm 8 \mu g m^{-3}$ ). Queste mappe mostrano la diminuzione della concentrazione di  $PM_{10}$  nello scenario futuro, in particolare lungo le principali autostrade, strade e aree urbane.

Il confronto qualitativo tra le mappe di concentrazione 2019 e 2030 della Figura 1a) (solo EE) mostra il beneficio sulla qualità dell'aria del rinnovo della flotta con ingresso della trazione elettrica: la riduzione delle emissioni è dovuta soprattutto alla modificazione della flotta di autovetture ed in misura molto minore ad HDV+BUS+RT, come mostrato anche in Tabella 2. La condizione meteorologica invariata evidenzia l'effetto del mutato scenario emissivo per EE.

Rispetto alla riduzione delle emissioni di  $PM_{10}$  nei gas di scarico tra il 2019 ed il 2030, la variazione di quelle

da usura NEE non produce effetti significativi per tutte le categorie di veicoli considerate (PC e HDV+BUS+RT), come mostrato in Figura 1b) (solo NEE).

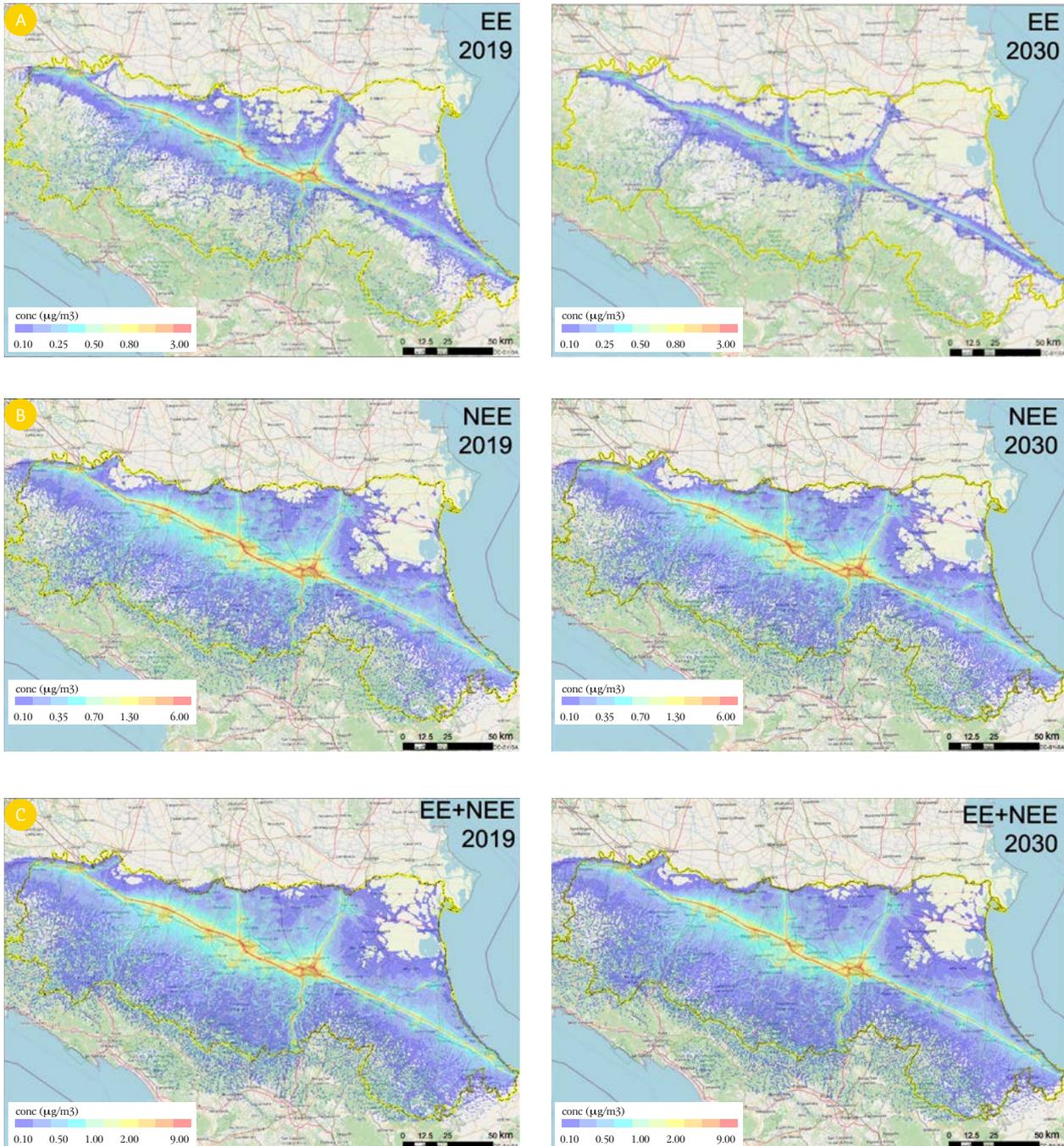
Essendo il contributo di NEE più rilevante di quello EE, soprattutto per la componente autovetture che è quella con emissione complessiva più importante, nel confronto qualitativo fra lo scenario 2019 e quello 2030 (EE + NEE), in Figura 1c), la riduzione delle concentrazioni appare veramente poco rilevante.

I valori massimi di concentrazione del  $PM_{10}$  totale, cioè risultante dalle EE +NEE, sono dell'ordine di  $9 \mu g m^{-3}$  per il 2019 e di  $8 \mu g m^{-3}$  per il 2030. Il contributo più consistente è dovuto a NEE, circa  $6 \mu g m^{-3}$  in entrambi gli scenari, mentre il rimanente è dovuto ad EE. Questi valori rappresentano la frazione primaria del  $PM_{10}$  determinata da emissioni da traffico: poiché il primario costituisce in Emilia Romagna circa il 30% del totale  $PM_{10}$  atmosferico, e di questo circa il 24% è dovuto ad emissioni veicolari, si sta quantificando circa il 7% del valore misurato in atmosfera. I valori medi di tali concentrazioni sono dell'ordine di alcuni,  $2 \div 4 \mu g m^{-3}$ . Considerata la incertezza della simulazione modellistica e quella, già citata, nella stima delle emissioni, si può ritenere di aver rappresentato significativamente il livello del contributo delle emissioni primarie da traffico, nelle condizioni meteorologiche adottate.

### 3.3. Discussione dell'efficacia della simulazione modellistica

L'efficacia della simulazione modellistica effettuata con PMSS è stata valutata confrontando i risultati forniti dal modello (livelli medi giornalieri di  $PM_{10}$ ) con quelli ottenuti con CHIMERE, modello utilizzato da anni da ARPAE ER nell'analisi della qualità dell'aria della regione, e con i dati di misura di stazioni ARPAE ER. La comparazione ha consentito anche di evidenziare le differenze di risposta dei due modelli, che operano a diversa scala spaziale, nella simulazione della dispersione di emissioni veicolari su un dominio vasto, la Regione Emilia Romagna, nel quale la variabilità dell'intensità del traffico è notevole, ed è rappresentata dalla diversa tipologia dei siti delle stazioni di qualità dell'aria.

Sono state estratte le serie temporali di concentrazioni orarie del  $PM_{10}$  primario dovuto solamente al traffico (EE e NEE) simulate con PMSS per il primo strato atmosferico a partire dal suolo (4 m), in corrispondenza delle 51 stazioni di qualità dell'aria di ARPAE ER: da tali dati orari sono state poi calcolate le concentrazioni medie giornaliere di  $PM_{10}$ , poiché i limiti normativi per la qualità dell'aria si riferiscono a quel periodo di mediazione, ed ARPAE ER per quei 51 siti fornisce le osservazioni dei livelli giornalieri di  $PM_{10}$  (Direttiva CE 50/2008). I valori medi giornalieri ottenuti dalle



**Figura 1.** Concentrazione di  $PM_{10}$  primario giornaliero a livello del suolo (cioè i primi 4 m da terra) dovuto alle emissioni di autovetture, veicoli pesanti, autobus e trattori stradali (PC e HDV+BUS+RT) da dei gas di scarico (EE) in alto, A, da usura (NEE) al centro, B, e totali (EE +NEE) in basso, C, modellizzati con la meteorologia del 15 febbraio 2019. Gli scenari simulati nella condizione attuale (2019) sono a sinistra, quelli futuri (2030) a destra.

simulazioni PMSS sono stati quindi confrontati con i valori medi giornalieri forniti da una simulazione eseguita sullo stesso dominio con CHIMERE, supportata da campi meteorologici COSMO, fatta da ARPAE ER utilizzando l'inventario delle emissioni INEMAR, 2015 (i.e. sezione 2.2). CHIMERE, contrariamente a PMSS, fornisce stime del  $PM_{10}$  atmosferico dovuto a tutte le sorgenti di emissione considerate e presenti all'interno della regione (es. traffico, combustione industriale

e non, ...), al trasporto atmosferico di  $PM_{10}$  generato fuori dal dominio (ad es. polveri Sahariane: CHIMERE opera alla risoluzione suddetta sulla regione, ma a più bassa risoluzione considera un dominio molto maggiore con condizioni al contorno da modelli a copertura ancora più vasta) e stima anche la formazione di  $PM_{10}$  secondario.

Per poter confrontare le prestazioni dei due modelli è quindi necessario isolare nel  $PM_{10}$  primario antropo-

genico totale, stimato e fornito in output da CHIMERE, l'aliquota che rappresenta il solo PM<sub>10</sub> primario da traffico; per valutare tale aliquota, si è fatto riferimento ancora all'inventario regionale delle emissioni INEMAR 2017 che, per il periodo invernale con impianti di riscaldamento in funzione, attribuisce mediamente al PM<sub>10</sub> da traffico in siti inquinati urbani il 23% delle emissioni primarie (ad eccezione dell'agglomerato di Bologna, ove il dato è superiore), in siti suburbani il 15%, in siti rurali (compresi alcuni siti suburbani puliti) il 10.5% e in zone remote il 6%. Si è assunto che queste percentuali rappresentino le frazioni di PM<sub>10</sub> primario da traffico del primario totale antropico simulato da CHIMERE rispettivamente in aree urbane, suburbane, rurali e remote: ciò ha consentito di estrarre il contributo del PM<sub>10</sub> primario giornaliero da traffico dall'output CHIMERE.

In Tabella 3 sono riportate le correlazioni fra le due serie di concentrazioni di PM<sub>10</sub> così ottenute, espresse dal coefficiente  $r$  di Pearson, per l'intero mese di febbraio 2019 e per il periodo centrale, 9-24 febbraio 2019. Questo secondo periodo è stato esaminato perché nella prima settimana del febbraio 2019 in corrispondenza di molte stazioni di qualità dell'aria della regione si sono verificate precipitazioni e, dato che la simulazione di PMSS non considera fenomeni di deposizione secca e umida, le concentrazioni risultano sovrastimate da PMSS, a discapito della bontà della simulazione. La correlazione lineare tra le concentrazioni stimate da PMSS e da CHIMERE nei siti di qualità dell'aria risulta piuttosto ampia, in particolare nel periodo dal 9 al 24 febbraio: per l'intero mese di febbraio 2019 in 28 siti su 51 il coefficiente  $r > 0.50$ , ed

**Figura 1.** Coefficiente di correlazione di Pearson ( $r$ ) tra le concentrazioni di PM10 primario stimate da PMSS e CHIMERE, dovute alle emissioni da traffico (EE + NEE) nei siti delle stazioni ARPAE ER di qualità dell'aria. Le sigle "urb" e "sub" indicano il tipo di sito, urbano e suburbano; "rur" indica siti rurali e suburbani puliti, "rem" indica siti remoti.

Nome Stazione	Tipo	$r$		Nome Stazione	Tipo	$r$	
		1 – 28 Feb	9 – 24 Feb			1 – 28 Feb	9 – 24 Feb
Bogolese	urb	0.39	0.74	Timavo	urb	0.44	0.75
Cabina Mainsite	urb	0.15	0.39	Via Chiarini	urb	0.38	0.75
Caorle	urb	0.67	0.75	Villa Fulvia	urb	0.62	0.75
Ceno	urb	0.22	0.51	Zalamella	urb	0.74	0.80
Cittadella	urb	0.42	0.78	Castellarano	sub	0.62	0.76
De Amicis	urb	0.62	0.79	Cento	sub	0.74	0.82
Flaminia	urb	0.81	0.78	Remesina	sub	0.76	0.85
Franchini-Angeloni	urb	0.80	0.80	Badia	rur	0.61	0.79
Gerbido	urb	0.39	0.58	Besenzone	rur	0.44	0.34
Giardini	urb	0.73	0.87	Cabina Molinella	rur	0.70	0.73
Giardini Margherita	urb	0.11	0.37	Delta Cervia	rur	0.70	0.61
Giordani-Farnese	urb	0.48	0.73	Gavello	rur	0.50	0.51
Isonzo	urb	0.75	0.84	Gherardi	rur	0.59	0.56
Marecchia	urb	0.75	0.68	Lugagnano	rur	0.45	0.60
Montebello	urb	0.32	0.75	Malcantone	rur	0.58	0.61
Paradigna	urb	0.20	0.71	S. Rocco	rur	0.68	0.75
Parco Bertozzi	urb	0.68	0.82	San Pietro Capof.	rur	0.69	0.74
Parco Edilcarani	urb	0.56	0.82	Saragat	rur	0.41	0.55
Parco Ferrari	urb	0.78	0.87	Savignano	rur	0.82	0.77
Parco Montecucco	urb	0.51	0.65	Verucchio	rur	0.71	0.72
Parco Resistenza	urb	0.29	0.74	Castelluccio	rem	0.48	0.73
Porta San Felice	urb	0.36	0.61	Corte Brugnatella	rem	0.40	0.55
Roma	urb	0.40	0.71	Febbio	rem	0.41	0.68
S. Lazzaro	urb	0.46	0.82	San Leo	rem	0.71	0.71
San Francesco	urb	0.43	0.81	Savignano di Rigo	rem	0.51	0.67
San Lazzaro	urb	0.14	0.66				

il numero di siti aumenta a 48 per il periodo centrale (dal 9 al 24 febbraio) della simulazione.

La correlazione tra le concentrazioni stimate da PMSS e da CHIMERE nei siti di qualità dell'aria è maggiore nei siti rurali, probabilmente a causa dell'incapacità di CHIMERE di riprodurre i picchi di traffico nelle aree urbane, operando a scala spaziale più ampia di PMSS. Il confronto fra PMSS e CHIMERE mostra inoltre che le concentrazioni di  $PM_{10}$  sono generalmente più elevate per PMSS che con CHIMERE nella maggior parte dei siti urbani (mediana Normalized mean Bias, NMB = 56%), dove il modello fotochimico tende generalmente a sottostimare i valori osservati, e solo nella metà dei siti rurali, riportando risultati contrastanti per questo tipo di siti, mediana NMB = -24% e NMB medio = 14%. Questi dati, uniti all'analisi del coefficiente di correlazione di Pearson, ci portano ad evidenziare la peculiare attitudine di PMSS a simulare la dispersione di inquinanti primari nelle aree urbane, in parte dovuta anche alla maggiore risoluzione spaziale adottata rispetto a CHIMERE.

Al fine di validare le stime modellistiche condotte tramite PMSS, i valori giornalieri di  $PM_{10}$  osservati nel monitoraggio ARPAE ER e relativi all'intero mese di febbraio 2019 per le 44 stazioni in attività della rete, sono stati confrontati con le concentrazioni medie simulate, ottenute seguendo la seguente procedura:

- I. dalle simulazioni CHIMERE sono stati estratti i contributi di  $PM_{10}$  totale primario e secondario;
  - II. dal  $PM_{10}$  primario totale è stata estratta la frazione rappresentativa dei contributi non di traffico (secondo l'inventario regionale INEMAR 2017);
  - III. con la simulazione PMSS si è ottenuto il solo contributo primario di  $PM_{10}$  da traffico (EE+ NEE)
- sono stati quindi sommati  $PM_{10}$  secondario (CHIMERE),  $PM_{10}$  primario non da traffico (CHIMERE) e  $PM_{10}$  primario (PMSS) da traffico. La serie temporale dei valori "somma" così calcolati è stata raffrontata con i valori misurati da ARPAE ER. Seguendo le linee guida proposte da Chang e Hanna (2004) i seguenti indicatori statistici sono stati calcolati: Normalized Mean Bias (NMB), coefficiente di correlazione di Pearson ( $r$ ) e la frazione di valori simulati entro un fattore due delle osservazioni (FAC2). I risultati mostrano che le valutazioni modellistiche sono generalmente sottostimate per la quasi totalità delle stazioni, in particolare per i siti di fondo urbano, dove la mediana NMB = -27%, mentre nei siti sub-urbani e rurali la mediana NMB è rispettivamente pari a -19% e -18%. Il FAC2 medio è invece uguale al 69% per i siti rurali e di fondo urbano e pari al 73% per le stazioni sub-urbane.

Gli stessi Chang e Hanna (2004), per gli indicatori statistici proposti, definiscono dei limiti di riferimento che dovrebbero essere rispettati da un modello per fornire prestazioni di "buona qualità". Tali limiti sono

fissati pari a  $\pm 30\%$  per NMB e  $FAC2 \geq 50\%$ . L'analisi delle metriche esposte in precedenza mostra che le concentrazioni primarie da traffico simulate da PMSS, unite alla stima della componente secondaria di un modello fotochimico, soddisfano i criteri di accettabilità presi come riferimento, confermando l'adeguatezza dello strumento modellistico allo scopo dello studio. Inoltre, il confronto modello-osservazioni mostra un'elevata correlazione, con  $r > 0.6$  nel 85% e  $r > 0.70$  in più della metà dei siti urbani e rurali, mentre per i siti remoti la correlazione è minore, causa la bassa densità del reticolo stradale in tali zone.

Come già rilevato, infatti, data la diversa scala cui operano i modelli e quindi le differenti dimensioni delle celle in cui PMSS e CHIMERE suddividono il dominio, insorgono difficoltà operative nella simulazione nelle zone ove sono presenti poche sorgenti, quali appunto i siti remoti.

#### 4. Conclusioni

In questo lavoro viene confrontato uno scenario emissivo futuro (2030), in cui è prevista l'introduzione di un numero elevato di veicoli elettrici a batteria (BEV) e a celle a combustibile alimentati ad idrogeno (FCEV) nella flotta veicolare della regione Emilia Romagna (Italia settentrionale), con quello attuale, riferito al 2019, focalizzando l'attenzione sulle concentrazioni di  $PM_{10}$  atmosferico.

Il rinnovo del parco veicolare porterà una riduzione delle emissioni di  $PM_{10}$  nei gas di scarico, non si osservano però differenze sostanziali tra i due scenari per le emissioni da usura, che costituiscono più del 60% del  $PM_{10}$  primario da traffico, il contributo delle quali potrebbe anche aumentare. La massa minore (di circa il 20%) dei FCEV rispetto ai BEV determina tuttavia fattori di emissione di  $PM_{10}$  da usura inferiori per i veicoli elettrici a celle a combustibile. Non si è tenuto conto degli effetti di risospensione delle polveri stradali, perché non considerati dall'inventario di riferimento, INEMAR 2017. La progressiva penetrazione di veicoli elettrici eviterà le emissioni di gas di scarico: l'impatto positivo sarà prevedibilmente rilevante sulle concentrazioni atmosferiche di taluni inquinanti, come gli ossidi di azoto, non sarà altrettanto evidente sulla concentrazione di  $PM_{10}$ , per ridurre la quale bisogna intervenire sui precursori della frazione secondaria. Peraltro ciò era stato in parte già evidenziato dagli effetti sulla qualità dell'aria del lockdown 2020 per la pandemia da COVID-19 (ARPAE ER, 2021).

Le concentrazioni medie giornaliere di  $PM_{10}$  primario prodotte da emissioni da traffico (gas di scarico e usura) simulate dalla suite PMSS sono state confrontate con quelle stimate dal modello CHIMERE su un

periodo di tempo (febbraio 2019) presso i siti di monitoraggio ARPAE ER. I modelli mostrano un buon accordo nell'andamento temporale delle concentrazioni, a riprova dell'efficacia della simulazione ottenuta da PMSS. Buona correlazione è stata ottenuta anche tra dati osservati e simulati per lo stesso periodo di indagine (febbraio 2019), questi ultimi ottenuti combi-

nando la stima della componente primaria da traffico (PMSS) e dalle altre sorgenti (CHIMERE), con quella della componente secondaria del modello fotochimico. Le elaborazioni statistiche convergono nell'evidenziare l'idoneità di PMSS nel simulare le variabilità dell'impatto atmosferico delle emissioni veicolari tra aree urbane, rurali e remote in un dominio vasto. ■

## Riferimenti bibliografici

- Amato, F., F. R. Cassee, H. A. C. D. van der Gon, R. Gehrig, M. Gustafsson, W. Hafner, R.M. Harrison, M. Jozwicka, F.J. Kelly, T. Moreno, A.S.H. Prevot, M. Schaap, J. Sunyer, & X. Querol, 2014, Urban air quality: The challenge of traffic non-exhaust emissions, *Journal of Hazardous Materials.*, 275, 31 - 36.
- Beddows, D.C.S. and R.M. Harrison, 2021: PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> emission factors for non-exhaust particles from road vehicles: Dependence upon vehicle mass and implications for battery electric vehicles. *Atmos. Environ.*, 244, 117886.
- Chang, J., Hanna, S., 2004, Air quality model performance evaluation. *Meteorol Atmos Phys* 87, 167–196.
- EEA, 2020: Air quality in Europe — 2020 report. *EEA Report* 09/2020
- Grigoratos, T. and G. Martini, 2015, Brake wear particle emissions: a review, *Environ Sci Pollut Res*, 22, 2491–2504.
- Hamada, A.T., M. F. Orhan, 2022, An overview of regenerative braking systems, *Journal of Energy Storage*, 52 105033, 1-33.
- H2IT, Piano Nazionale di Sviluppo: Mobilità Idrogeno Italia, 2019
- Khomenko, S., M. Cirach, E. Pereira-Barboza, N. Mueller, J. Barrera-Gómez, D. Rojas-Rueda, and M. Nieuwenhuijsen, 2021: Premature mortality due to air pollution in European cities: a health impact assessment. *Lancet Planet. Health*, 5, e121–e134.
- Mailler, S., L. Menut, D. Khvorostyanov, M. Valari, F. Couvidat, G. Siour, S. Turquety, R. Briant, P. Tuccella, B. Bessagnet, A. Colette, L. Létinois, K. Markakis, and F. Meleux, 2017: CHIMERE-2017: from urban to hemispheric chemistry-transport modeling, *Geosci. Mod. Devel.*, 10, 2397-2423
- MOTUS-E, Il futuro della mobilità elettrica: l'infrastruttura di ricarica in Italia @2030, 2020
- Ntziachristos, L., P. Boulter, 2019 : EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook, Categories: 1.A.3.b.vi Road transport: Automobile tyre and brake wear; and 1.A.3.b.vii Road transport: Automobile road abrasion.
- Oldrini, O., P. Armand, C. Duchenne, O. Christophe, J. Moussafir, G. Tinarelli, 2017: Description and preliminary validation of the PMSS fast response parallel atmospheric flow and dispersion solver in complex built-up areas. *Environ Fluid Mech*, 17, 997–1014.
- Padoan, E. and F. Amato, 2018: Vehicle Non-Exhaust Emissions: Impact on Air Quality, in *Non-Exhaust Emissions*, F. Amato editor, Academic Press, 21–65.
- Pallavidino, L., R. Prandi, A. Bertello, E. Bracco, F. Pavone, 2014: Compilation of a road transport emission inventory for the Province of Turin: Advantages and key factors of a bottom-up approach, *Atm. Pol. Res.*, 5, 648-655.
- Skamarock, W., J. Klemp, J. Dudhia, D. Gill, D. Barker, M. Duda, X-Y. Huang, W. Wang, and J. Powers, 2008: A Description of the Advanced Research WRF V.3, NCAR Technical Note/TN-475+STR.
- Silibello, C., A. Nanni, N. Pepe, G. Calori, G. Brusasca, 2020: Milano senza diesel: quanto migliorerebbe la qualità dell'aria?, *Ingegneria dell'ambiente*, Vol. 7, n.2, 74-84.
- Timmers, V.R.J.H. and P.A.J. Achten, 2016: Non-exhaust PM emissions from electric vehicles, *Atmos. Environ.*, 134, 10-17.
- Trini Castelli S., P. Armand, G. Tinarelli, C. Duchenne and M. Nibart, 2018: Validation of a Lagrangian particle dispersion model with wind tunnel and field experiments in urban environment, *Atmos. Environ.*, 193, 273-289.
- Veratti, G., S. Fabbi, A. Bigi, A. Lupascu, G. Tinarelli, S. Teggi, G. Brusasca, T. Butler, G. Ghermandi, 2020 - Towards the coupling of a chemical transport model with a micro-scale Lagrangian modelling system for evaluation of urban NO<sub>x</sub> levels in a European hotspot / In: *Atmos. Environ.*, 223, 1-19.

• Veratti, G., A. Bigi, A. Lupascu, T. Butler, G. Ghermandi, 2021 - Urban population exposure forecast system to predict NO<sub>2</sub> impact by a building-resolving multi-scale model approach. *Atmos. Environ.*, 261, 118566.

• Vinceti M., M. M. Werler, T. Filippini, G. De Girolamo, G. Ghermandi, S. Fabbi, G. Astolfi and S. Teggi, 2018: Adverse pregnancy outcomes in women with changing patterns of exposure to the emissions of a municipal waste incinerator. *Environ. Res.*, 164, 444-451.

• ARPAE ER, 2018, *disponibile su* [https://drive.google.com/file/d/1eUO3\\_q6XsMuNYb1NLxL4SKIrYzkj4KK5/view](https://drive.google.com/file/d/1eUO3_q6XsMuNYb1NLxL4SKIrYzkj4KK5/view)

• ARPAE ER, 2021, *disponibile su* <https://www.arpae.it/it/notizie/covid-19-e-qualita-dell-aria>

• ARPAE ER, 2022, *disponibile su* <https://www.arpae.it/it/temi-ambientali/aria/inventari-emissioni/inventario-inemar/inventario-emissioni-piu-recente>

• EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2016, *disponibile su* <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016>

• EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook, Categories: 1.A.3.b.vi Road transport: Automobile tyre and brake wear; and 1.A.3.b.vii Road transport: Automobile road abrasion, *disponibile su* <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-vi/view>

• Green Deal europeo, *disponibile su* <https://www.consilium.europa.eu/en/policies/green-deal/fit-for-55-the-eu-plan-for-a-green-transition/#:~:text=The%20European%20climate%20law%20makes,EU%20climate%20neutral%20by%202050>

• Inventario delle emissioni in atmosfera nell'anno, INEMAR, 2017, *disponibile su* <https://www.ARPAE.it/it/temi-ambientali/aria/inventari-emissioni/archivio-inventario-inemar/inventario-emissioni>

• OSM, *disponibile su* <https://www.openstreetmap.org/>

• PNEURAMA, 2022, *disponibile su* <https://www.pneurama.com/magazine>

• QNMOTORI, 2021, *disponibile su* <https://motori.quotidiano.net/news/continental-sui-mezzi-pesanti-parco-circolante-datato-rischi-sicurezza-ambiente.htm>

## Lista degli Acronimi

<b>ARPAE ER</b>	Agenzia Prevenzione Ambiente-Energia Emilia Romagna
<b>BEV</b>	Battery Electric Vehicle
<b>BUS</b>	autobus
<b>CO<sub>2</sub></b>	Carbon dioxide
<b>COSMO</b>	Consortium for Small-scale Modeling
<b>EE</b>	Exhaust Emission
<b>EF</b>	Emission Factor
<b>FCEV</b>	Full Cell Electric Vehicle
<b>HDV</b>	Heavy Duty Vehicle
<b>HEV</b>	Hybrid Electric Vehicle
<b>ICE</b>	Internal Combustion Engine
<b>INEMAR</b>	Inventario Emissioni ARia
<b>MAE</b>	Mean Absolute Error
<b>NEE</b>	Non Exhaust Emission
<b>NMB</b>	Normalized Mean Bias
<b>NO<sub>x</sub></b>	Ossidi di azoto
<b>OSM</b>	Open Street Map
<b>PAIR</b>	Piano Aria Integrato Regionale
<b>PC</b>	Passenger Car
<b>PM</b>	Particulate Matter
<b>PMSS</b>	Parallel Micro Swift Spray
<b>r</b>	coefficiente di Pearson
<b>RBS</b>	Recuperative Brake System
<b>rem</b>	remoto
<b>RMSE</b>	Root Mean Square Error
<b>RT</b>	Road Tractor
<b>rur</b>	rurale
<b>sub</b>	suburbano
<b>TREFIC</b>	Traffic Improved Calculator
<b>urb</b>	urbano
<b>WRF-ARW</b>	Weather Research and Forecasting model-Advanced Research WRF

## Ringraziamenti

La simulazione con il modello CHIMERE è stata realizzata nell'ambito del progetto PREPAIR "LIEF15 IPE IT013" da ARPAE-SIMC Servizio Idro Meteo Clima. Questo studio è supportato dalla Regione Emilia Romagna e da Landi Renzo SpA nell'ambito di un progetto finanziato nella call 2019 del programma "Aiuti a favore della ricerca e sviluppo, art. 6 LR 14/2014".



# INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

per il 2022 è sostenuta da:

