



Progetto PULVIRUS

OBIETTIVO 2 - Valutazione sull'intero territorio nazionale della riduzione delle emissioni e concentrazioni di inquinanti atmosferici per effetto dell'introduzione di misure per contrastare la diffusione del COVID 19.

ATTIVITÀ 2.3 – Simulazioni di qualità dell'aria di scenario.

Data: 13/10/2021



GRUPPO DI LAVORO

ENEA

Gino Briganti, Andrea Cappelletti, Massimo D'Isidoro, Mario Adani, Lina Vitali, Ilaria D'Elia, Antonio Piersanti, Mihaela Mircea, Maria Gabriella Villani

Arpa Lazio

Andrea Bolignano

Arpa Emilia Romagna

Michele Stortini

Roberta Amorati



SOMMARIO

1. INTRODUZIONE.....	4
2. IL MODELLO MINNI E IL SETUP DELLE SIMULAZIONI PULVIRUS	6
2.1 L'input meteorologico	8
2.2 L'input emissivo.....	9
2.3 Il modello FARM	11
3. L'ANALISI DELLE SIMULAZIONI	13
3.1 Le variazioni emissive	13
3.2 Il confronto con le osservazioni	20
3.3 Le variazioni di concentrazione	27
3.4 Il confronto con la simulazione CAMS	30
4. CONCLUSIONI.....	34
REFERENCES.....	37
APPENDICE A	41
A.1 Gli indicatori statistici	41
A.2 NMB e NMGE	42
APPENDICE B	44
B.1 Le variazioni emissive mensili	44
B.2 Le variazioni mensili di concentrazione.....	46

1. INTRODUZIONE

La principale finalità dell'Obiettivo 2 del Progetto Pulvirus è la ricostruzione, attraverso gli strumenti resi disponibili dalle Istituzioni coinvolte, dell'impatto sulla qualità dell'aria delle misure restrittive adottate dai diversi Decreti per il contenimento della diffusione del virus SARS-CoV-2 in Italia durante la cosiddetta prima ondata della pandemia (da febbraio a maggio 2020). A questo scopo, lo scenario di qualità dell'aria "con misure" (scenario *lockdown*) viene confrontato con uno scenario teorico in assenza di tali misure e a parità di meteorologia (scenario *base*).

La finalità di tale attività è di affrontare le seguenti questioni:

- verificare se i modelli di qualità dell'aria siano in grado di riprodurre l'effetto di significative variazioni emissive circoscritte ad un periodo temporale limitato (4 mesi);
- quantificare le variazioni emissive dei settori coinvolti dalle misure restrittive istituite durante il *lockdown* e valutare le relative variazioni in termini di concentrazioni di inquinanti (NO₂, O₃, PM₁₀ e PM_{2.5});
- valutare, in particolare, gli effetti di tali variazioni sugli inquinanti secondari (O₃ e PM).

La risposta a tali questioni è stata affrontata attraverso la realizzazione di simulazioni nazionali con due diversi modelli: il modello MINNI (ENEA) e il modello SNPA-ASI (ArpaE), aventi una risoluzione spaziale orizzontale rispettivamente di 4 e 7 km.

L'approccio seguito dai due modelli è riassunto in Fig. 1.

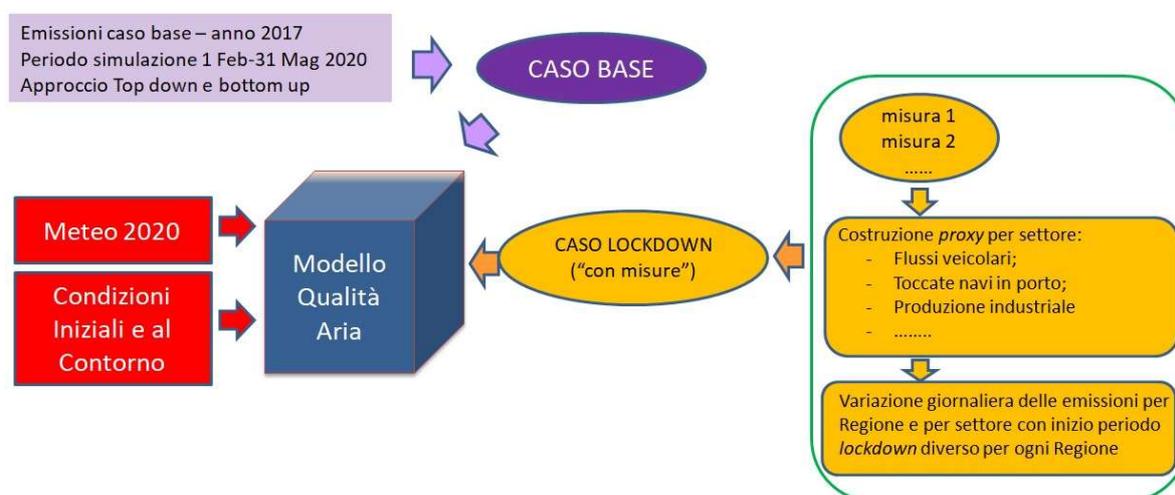


Fig. 1 – Schema approccio seguito per simulazioni nazionali del caso *base* e *lockdown* nel progetto Pulvirus.



La definizione dell'input emissivo del caso *base* per l'annualità 2017 è stata descritta nel report "Report_ob2_attività_2.1.pdf" relativo all'attività 2.1 del progetto Pulvirus, mentre la definizione del caso *lockdown* e di tutte le *proxy* utilizzate per ciascun settore è stata descritta nel report "Report_ob2_attività_2.2.pdf" relativo all'attività 2.2 cui si rimanda per ulteriori dettagli e approfondimenti.

Il prodotto finale dell'attività 2.3 del progetto è stato suddiviso in due report:

- il presente report in cui viene descritta la simulazione realizzata con il modello nazionale MINNI;
- il report in cui verrà descritta la simulazione del modello SNPA-ASI, in corso di realizzazione, e mostrato un confronto con la simulazione del modello MINNI.

La simulazione nazionale con il modello MINNI prodotta nell'attività 2.3 è stata condivisa e messa a disposizione del gruppo di lavoro. Simulazioni regionali di maggiore dettaglio spaziale potranno invece avvalersi delle simulazioni nazionali per ottenere coerenti condizioni al contorno. Attualmente ne hanno fatto richiesta Arpa Lazio e Arpa Puglia, e sono disponibili per qualunque regione ne faccia richiesta.



2. IL MODELLO MINNI E IL SETUP DELLE SIMULAZIONI PULVIRUS

Il modello MINNI (Modello Integrato Nazionale a supporto della Negoziazione internazionale sui temi dell'Inquinamento atmosferico, Mircea et al., 2014; Vitali et al., 2019) nasce nel 2002 in un progetto coordinato da ENEA, finanziato dal MITE (Ministero della Transizione Ecologica) e sviluppato in collaborazione con ARIANET s.r.l. e IIASA e utilizza le risorse computazionali della infrastruttura ENEA - CRESCO/ENEAGRID High Performance Computing Infrastructure (Iannone et al., 2019). MINNI è il modello nazionale di riferimento per le simulazioni di qualità dell'aria, ai sensi del D.Lgs. 155/2010, per cui produce e valida ogni 5 anni simulazioni nazionali con una risoluzione spaziale orizzontale attuale di 4 km (Vitali et al., 2019). Numerosi sono oggi i progetti e le applicazioni in cui viene utilizzato e sviluppato, su scala nazionale (D'Elia et al., 2021; Piersanti et al., 2021; Gandini et al., 2018, 2019; De Marco et al., 2017) ed europea (Barré et al., 2021; Cadum et al., 2016; Ghigo et al., 2017; Otero et al., 2018; Vivanco et al., 2018).

La componente del modello integrato MINNI utilizzata nel progetto Pulvirus è il Sistema Modellistico Atmosferico (SMA) rappresentato in Fig. 2, suite modellistica complessa ed integrata, a sua volta, costituita da

- pre-processore emissivo EMISSION MANAGER che, a partire da un inventario emissivo nazionale annuale disaggregato a livello provinciale, produce l'input emissivo orario e su griglia di 4 km delle diverse specie chimiche ed aerosol per il modello FARM;
- modello WRF che fornisce campi meteorologici ad intervalli temporali orari;
- SURFPRO, il modulo diagnostico che, a partire dai campi meteorologici, orografia ed uso del suolo, consente il calcolo dei parametri micrometeorologici (diffusività orizzontali e verticali e parametri per lo strato limite planetario (PBL)), velocità di deposizione delle diverse specie chimiche, emissioni naturali (sale marino e dust) e biogeniche (codice MEGAN);
- modello FARM (Flexible Atmospheric Regional Model), euleriano tridimensionale, utilizzato per trasporto, diffusione turbolenta, trasformazione chimica e deposizione degli inquinanti atmosferici.

Il setup del sistema modellistico adottato nel progetto Pulvirus verrà descritto in dettaglio nei paragrafi seguenti.

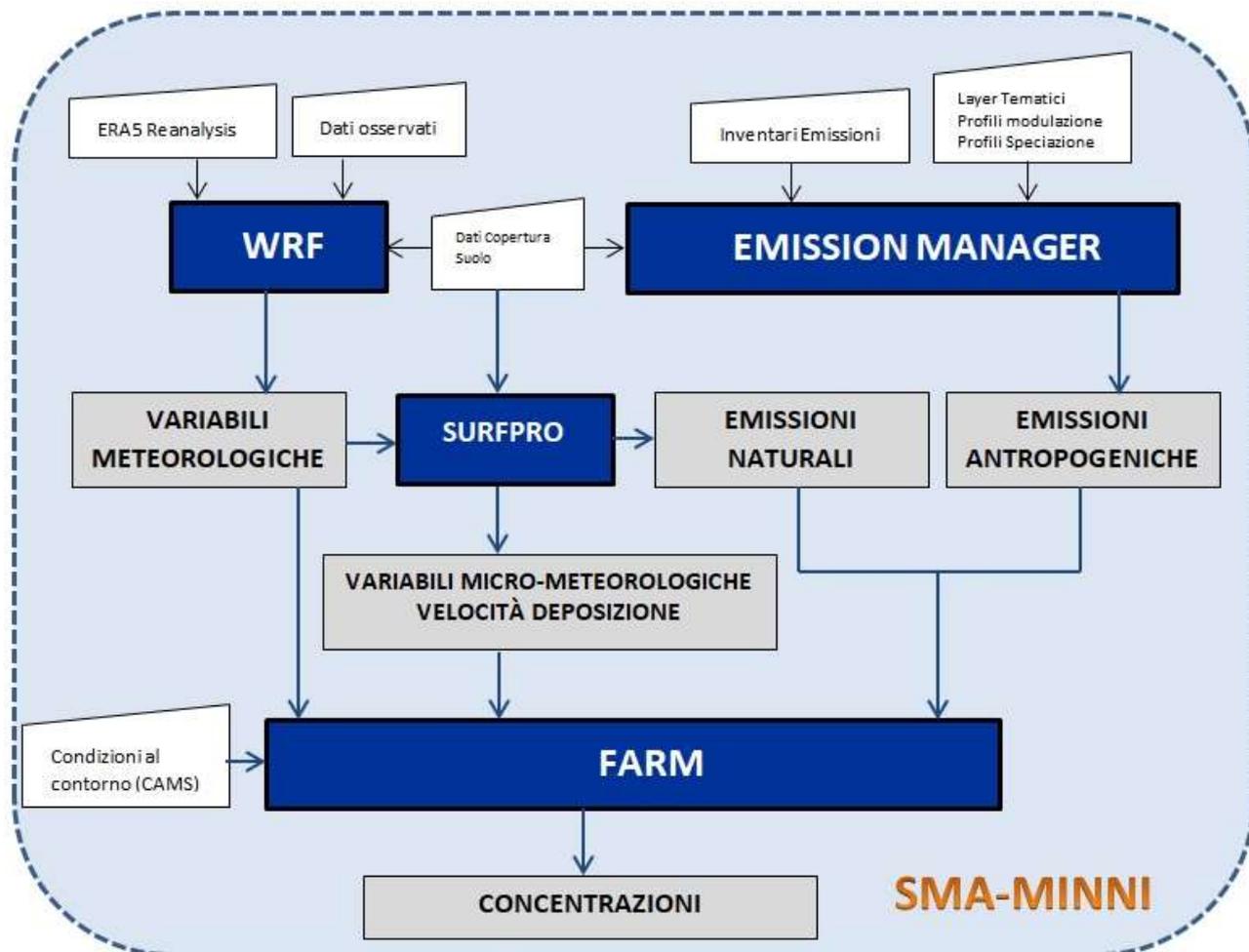


Fig. 2 – Schema del Sistema Modellistico Atmosferico del modello MINNI.

2.1 L'input meteorologico

I campi tridimensionali meteorologici utilizzati per simulare trasporto, diffusione e reazioni chimiche degli inquinanti, sono stati preparati utilizzando il modello meteorologico ad area limitata WRF (Weather Research and Forecasting model, Skamarock et al., 2019; versione 4.1.2).

La simulazione ha riguardato il periodo dal 1 febbraio al 31 maggio 2020 ed è stata eseguita a partire dalle rianalisi ERA5 (Hersbach et al., 2020), disponibili a circa 30 km di risoluzione orizzontale, utilizzate come condizioni al contorno. Il modello è stato impiegato in configurazione *two-way nesting* con due griglie annidate aventi rispettivamente la risoluzione di 12 e 4 km. La simulazione è stata portata a termine sull'infrastruttura di calcolo parallelo dell'ENEA denominata CRESCO (Iannone et al., 2019), utilizzando 336 *core* per un totale di circa 55 ore di calcolo e un'occupazione del disco pari a circa 2 TB per i dati di input e output.

I campi simulati sono stati successivamente post-elaborati per essere fruibili sul dominio di integrazione di FARM, mostrato in Fig. 3.

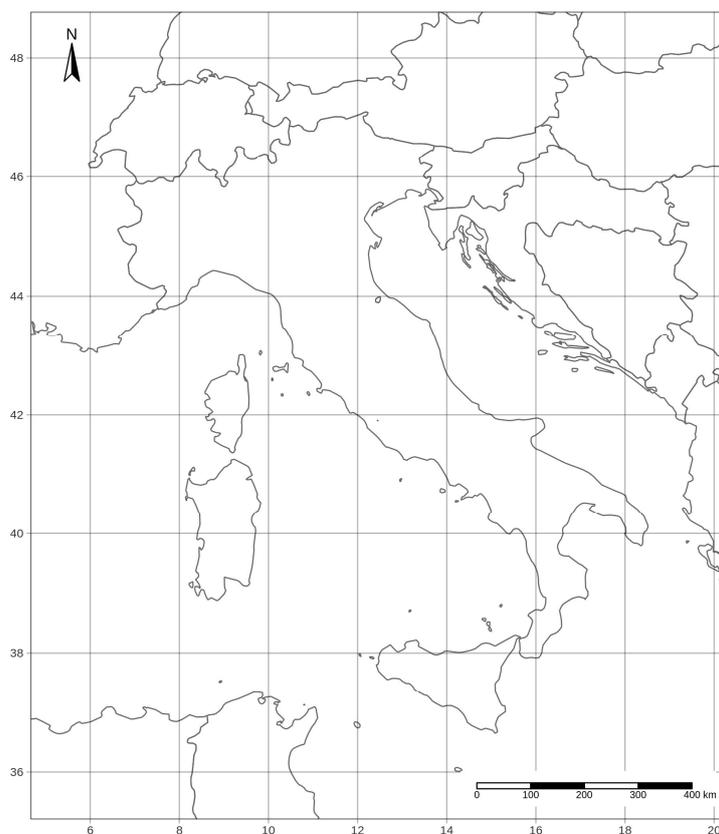


Fig. 3 - Area coperta dal grigliato di FARM a 4 km di risoluzione orizzontale.



2.2 L'input emissivo

I campi tridimensionali ed orari delle emissioni utilizzati per simulare trasporto, diffusione e reazioni chimiche degli inquinanti sono stati preparati utilizzando il processore Emission Manager (EMMA, Arianet, 2014) e un insieme di tools (eseguibili fortran e script bash sviluppati da ENEA, denominati ETPs), appositamente creati per lo scenario *lockdown*.

Le fasi di calcolo possono essere schematizzate nel modo seguente:

- 1) lo scenario emissivo *base* 2017 è stato suddiviso in sottocasi emissivi (sub-scenari), in base alla diversa evoluzione temporale che le variazioni emissive dei settori coinvolti dalle misure restrittive hanno avuto durante il *lockdown*, così come descritto nella relazione dell'attività 2.2. Sono stati individuati 8 diversi sottocasi emissivi ed un nono sub-scenario relativo alle emissioni antropiche e naturali che non hanno subito variazioni nel *lockdown* rispetto al caso *base*;
- 2) per ognuno di questi sottocasi emissivi e per ogni giorno di simulazione (dal 1 febbraio al 31 maggio 2020) è stato creato un file (PRF) che riporta, per regione e per cella della griglia di calcolo del modello, la variazione emissiva, come rapporto tra caso *lockdown* e caso *base* (frazione compresa fra 0 e 1). Convenzionalmente a tutte le specie chimiche coinvolte si applica la medesima variazione emissiva del settore in esame;
- 3) per ognuno degli 8+1 sottocasi emissivi sono state create con EMMA le emissioni orarie tridimensionali del caso *base* per l'intero periodo di simulazione;
- 4) le emissioni tridimensionali create al punto 3) sono state modificate tramite le ETPs e i file giornalieri PRFs di cui al punto 2), ottenendo per ogni sottocaso emissivo (ad esclusione del nono che non ha subito modifiche) le emissioni orarie tridimensionali del caso *lockdown* per l'intero periodo di simulazione. Queste emissioni sono state utilizzate per la simulazione del caso *lockdown*. Le ETPs forniscono per ogni sottocaso emissivo, per regione e per giorno di simulazione, la quantità in massa delle specie chimiche aggregate emesse nel caso emissivo *base* e nel caso *lockdown*, nonché la loro differenza.

Il calcolo delle emissioni è stata portato a termine sull'infrastruttura di calcolo parallelo CRESCO, utilizzando esclusivamente *core* dedicati al calcolo seriale. Il tempo

di esecuzione è risultato di circa 24 ore. L'occupazione di disco pari a circa 1 TB. La Fig. 4 illustra lo schema di calcolo.

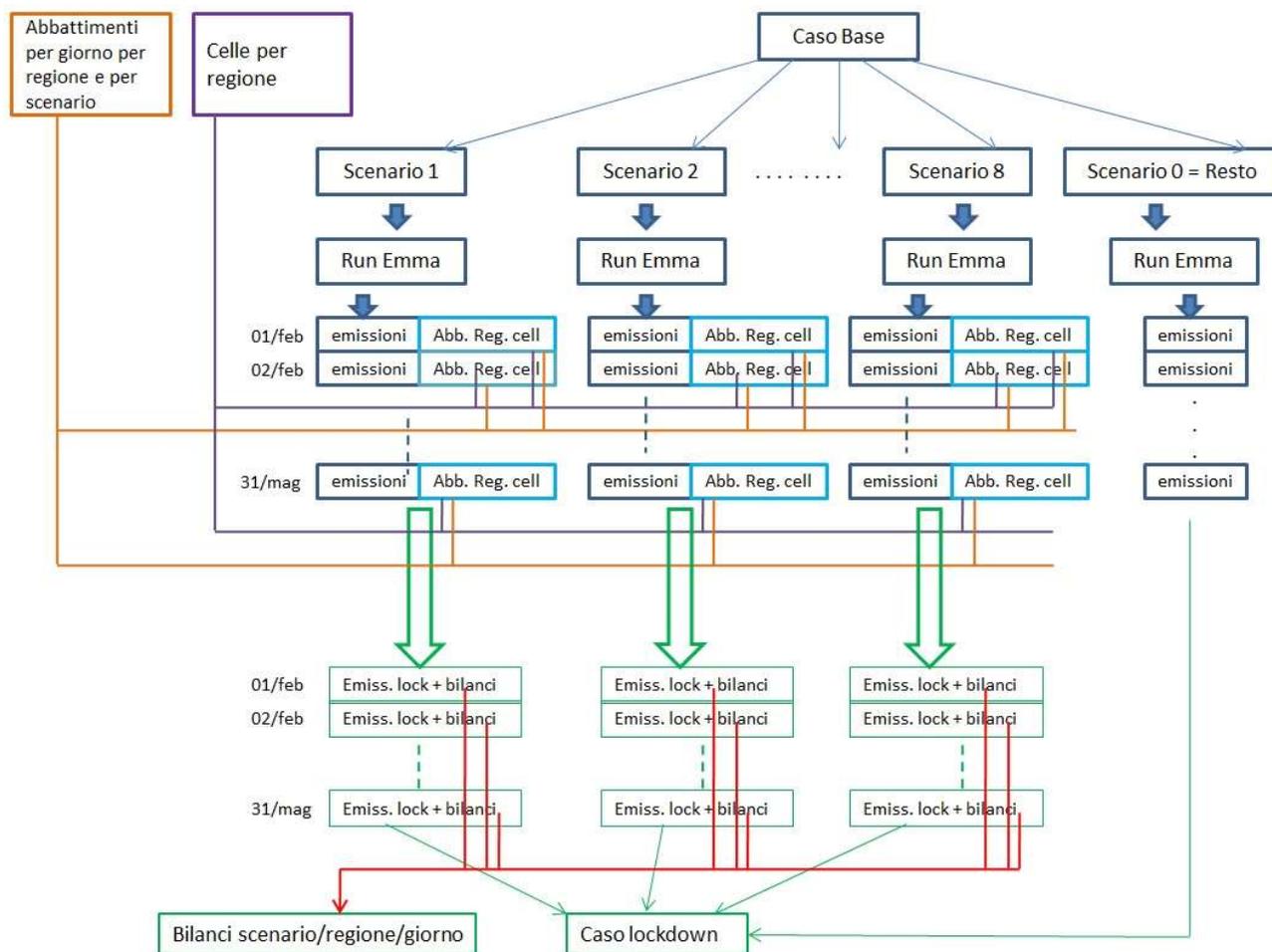


Fig. 4 – Schema di calcolo del *run* emissivo del preprocessore EMMA del modello MINNI.



2.3 Il modello FARM

Le simulazioni relative a trasporto, diffusione, deposizione e trasformazioni chimiche multifase degli inquinanti atmosferici sono state eseguite mediante il codice FARM (Flexible Air quality Regional Model, Arianet, 2020; versione 5.1).

FARM è un modello euleriano tridimensionale derivato dal software STEM (Carmichael et al., 1998). Può essere configurato con diversi schemi chimici in fase gassosa, in base alle esigenze dell'utente, grazie alla flessibilità offerta dal preprocessore chimico KPP (Kinetic Pre-Processor, Damian et al., 2002). Per l'esecuzione delle simulazioni Pulvirus è stata utilizzata la versione aggiornata di SAPRC-99, che può all'occorrenza includere anche gli Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA), i metalli e la chimica del mercurio (Silibello et al., 2012; Adani et al., 2015). L'aggiornamento è stato implementato per soddisfare le indicazioni della Direttiva UE sulla qualità dell'aria ambiente e un'aria più pulita per l'Europa (Direttiva 2008/50/CE) che fa esplicito riferimento ai microinquinanti: arsenico, cadmio, mercurio, nichel e idrocarburi policiclici aromatici.

Per quanto riguarda i processi dinamici e chimici dell'aerosol è stato utilizzato il modulo AERO3 (Binkowski e Roselle, 2003), dove la distribuzione granulometrica è rappresentata attraverso tre distribuzioni lognormali, caratterizzate da tre mode: *Aitken* (diametro mediano $< 0.1 \mu\text{m}$), *accumulation* ($0.1 \mu\text{m} < \text{diametro mediano} < 2.5 \mu\text{m}$) e *coarse* (diametro mediano $> 2.5 \mu\text{m}$). La dinamica dell'aerosol tiene conto dei processi di formazione e accrescimento del PM: nucleazione (*Aitken*), condensazione (*accumulation*) e coagulazione (*coarse*). Il trasferimento di massa di gas/particelle viene effettuato mediante ISORROPIA (Fountoukis and Nenes, 2007) e SORGAM (Schell et al., 2001) rispettivamente per aerosol inorganico e organico secondario.

Le deposizioni secche delle specie in fase gassosa vengono valutate mediante il noto modello a resistenze (vedasi, per es., Seinfeld and Pandis, 1998). Per quanto concerne l'aerosol, essendo la velocità di deposizione dipendente dalla granulometria, secondo la legge di Stokes, il calcolo della velocità di *settling* è integrato nel modulo AERO3.

Le deposizioni umide di gas e aerosol sono state calcolate mediante l'approccio classico del modello EMEP (2003), distinguendo tra rimozione all'interno e al di sotto della nuvola. Con questa selezione è possibile usare solo lo schema chimico *in-cloud* semplificato per i solfati, che descrive la trasformazione da S(IV) a S(VI) secondo Seinfeld e Pandis (1998).



Essendo un modello di dispersione di tipo off-line, FARM necessita dei campi di vento e turbolenza, che sono forniti tramite *run* del modello meteorologico e del post-processore meteorologico diagnostico SURFPRO (Arianet, 2011), in grado di caratterizzare la micrometeorologia dello strato limite e della bassa troposfera in maniera più adatta ad applicazioni meteo-diffusive, rispetto ad un codice meteorologico. A partire dalla versione 4 è tuttavia supportata la lettura da file di input dei flussi superficiali (sensibile, latente e flusso nel terreno) e/o dei parametri di scala del surface layer e dell'altezza del PBL, in modo da consentire all'utente esperto una maggiore flessibilità. All'interno di questo codice sono determinate le velocità di deposizione delle specie gassose trattate dal meccanismo chimico. SURFPRO è anche l'ambiente software ideale per il calcolo delle emissioni naturali, essendo in esso calcolati tutti i parametri micrometeorologici; in particolare, sono in esso integrati i moduli seguenti: calcolo della sorgente da erosione dei suoli (Zender et al., 2003), valutazione dell'emissione di spray marino (Zhang et al., 2005) e stima delle emissioni biogeniche mediante il modello MEGAN (Guenther et al., 2006).

Per il calcolo dei coefficienti di diffusione orizzontale e verticale sono state utilizzate, rispettivamente, le parametrizzazioni di Smagorinsky (1963) e di Lange (1989). L'altezza di rimescolamento è stata invece valutata utilizzando il metodo del bulk Richardson number (Troen e Mahrt, 1986).

Riguardo alla valutazione del bilancio di energia al suolo ed al calcolo dei principali parametri micrometeorologici, si veda, ad es., Holtslag e Van Ulden (1983).

3. L'ANALISI DELLE SIMULAZIONI

Una delle finalità del progetto Pulvirus è stata di investigare l'effetto di riduzione delle emissioni legato al primo stringente periodo di *lockdown*, attuato tra febbraio e maggio 2020 in tutte le regioni italiane.

3.1 Le variazioni emissive

La Fig. 5 mostra la variazione a livello nazionale delle emissioni dei singoli inquinanti stimate durante il *lockdown* (LOCK nel grafico) confrontate con uno scenario *base* (BASE nel grafico), che rappresenta una stima delle emissioni che ci sarebbero state se non fosse intervenuta la pandemia. I grafici mostrano variazioni consistenti per le emissioni di NO_x e SO_x dalla metà di marzo alla fine di aprile; nel mese di maggio, con l'alleggerimento delle misure, si osserva una leggera risalita delle emissioni. Variazioni più contenute sono stimate per COVNM, PM_{2.5} e CO, mentre le emissioni di NH₃ non mostrano modifiche significative.

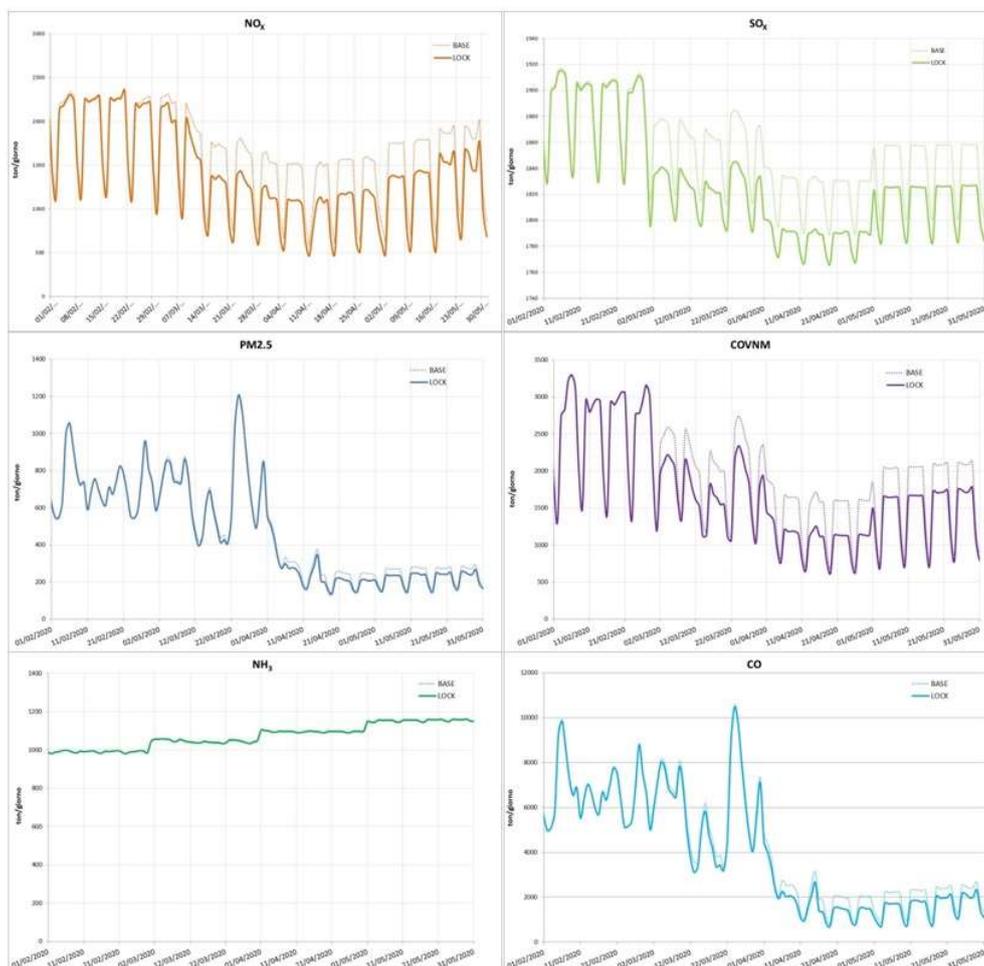


Fig. 5 – Variazione emissioni nazionali giornaliere per inquinante dal 1 febbraio al 31 maggio 2020, in tonnellate.

In Fig. 6 viene mostrato il contributo dei settori coinvolti dalle misure di *lockdown* alla variazione delle emissioni degli inquinanti atmosferici.

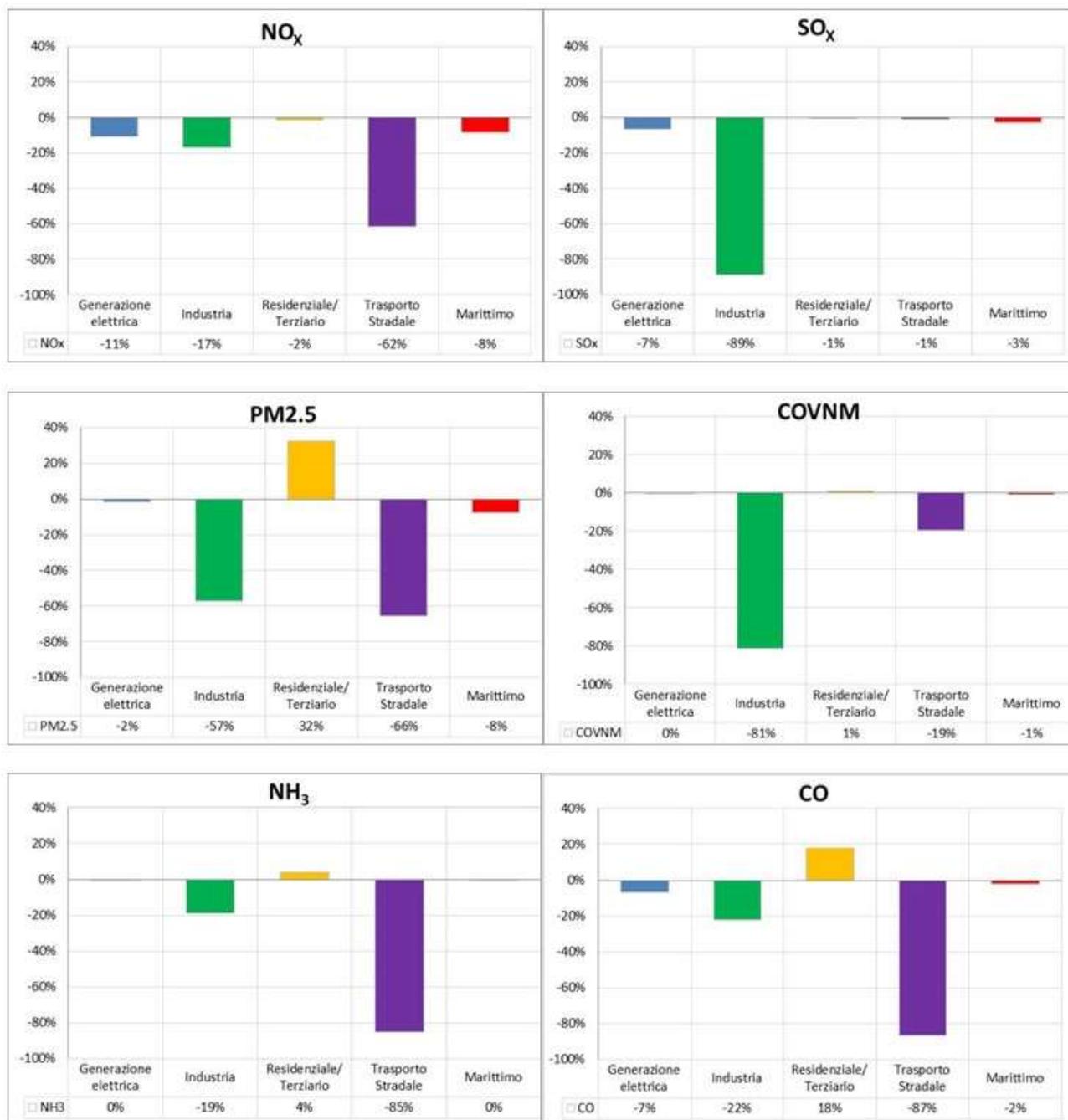


Fig. 6 – Contributo di ogni settore alla riduzione delle emissioni totali per inquinante.

Il settore che ha maggiormente trainato la riduzione è il trasporto stradale, con una riduzione degli NO_x totali di circa il 60%, del PM_{2.5} di circa il 66% e di circa l'87% per il CO totale. Il settore industriale ha maggiormente inciso sulla riduzione delle emissioni di SO_x (circa 90%) e COVNM

(circa 80%). Il settore residenziale/terziario ha registrato un incremento delle emissioni di $PM_{2.5}$, legato alla maggiore presenza delle persone nelle abitazioni e quindi ad un maggior utilizzo della biomassa (legna e pellet) per il riscaldamento, che vista la stagionalità dell'inquinante, risulta più marcato nei mesi di marzo e aprile, in cui il riscaldamento era ancora acceso. Il settore marittimo ha poi contribuito ad una riduzione delle emissioni di NO_x e $PM_{2.5}$ di circa l'8% e di SO_x di circa il 3%.

Il grafico in Fig. 7 mostra il contributo delle regioni alla riduzione delle emissioni totali per inquinante, dove, per facilità di lettura, sono state esplicitate le regioni con un contributo di almeno il 5% di riduzione su almeno un inquinante, mentre le restanti sono state inserite nella voce "Altre Regioni". La Lombardia rappresenta la regione che offre il maggior contributo alla riduzione di tutti gli inquinanti, che in funzione dell'inquinante, oscilla tra il 15% e il 21%, seguita dall'Emilia Romagna, entrambe regioni in cui il *lockdown* è partito prima rispetto alle altre.

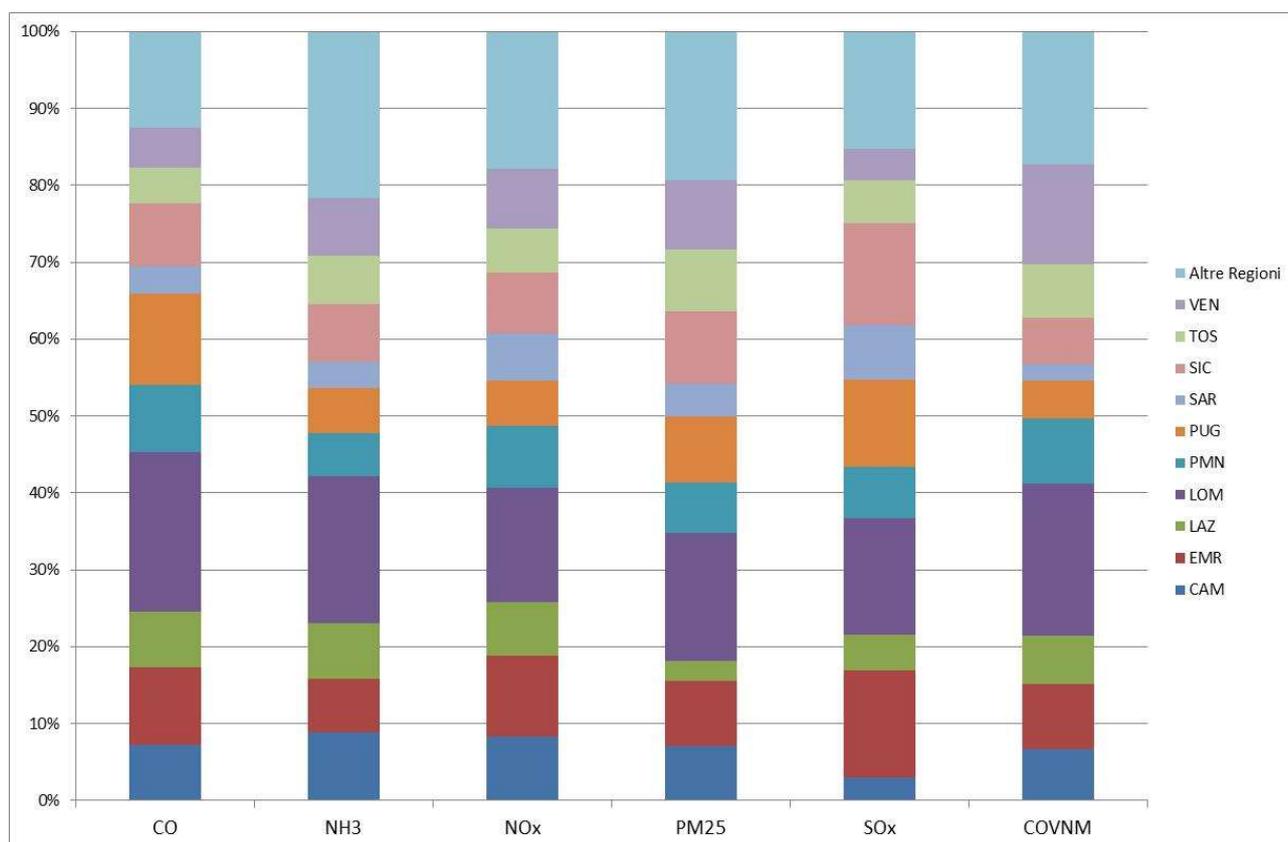


Fig. 7 – Contributo delle regioni alla riduzione delle emissioni per inquinante.

Concentrandosi sulle emissioni di NO_x e $PM_{2.5}$ (Fig. 8), si osserva una maggiore variazione

emissiva nel mese di aprile per gli NO_x, con valori che oscillano dal 21% al 35% e, per gran parte delle regioni, nel mese di maggio per il PM_{2.5} con scostamenti dal 5% al 20%. Il diverso comportamento del particolato è attribuibile, come evidenziato in precedenza, all'incremento delle emissioni nel settore residenziale più marcato nei mesi di marzo e aprile dove il riscaldamento era ancora attivo in gran parte delle regioni italiane. A conferma di ciò si osserva che in alcune regioni del Sud (Puglia e Sicilia), meno influenzate dal contributo del settore riscaldamento, il comportamento tra NO_x e PM_{2.5} è coerente, con maggiori variazioni anche di PM_{2.5} nel mese di aprile.

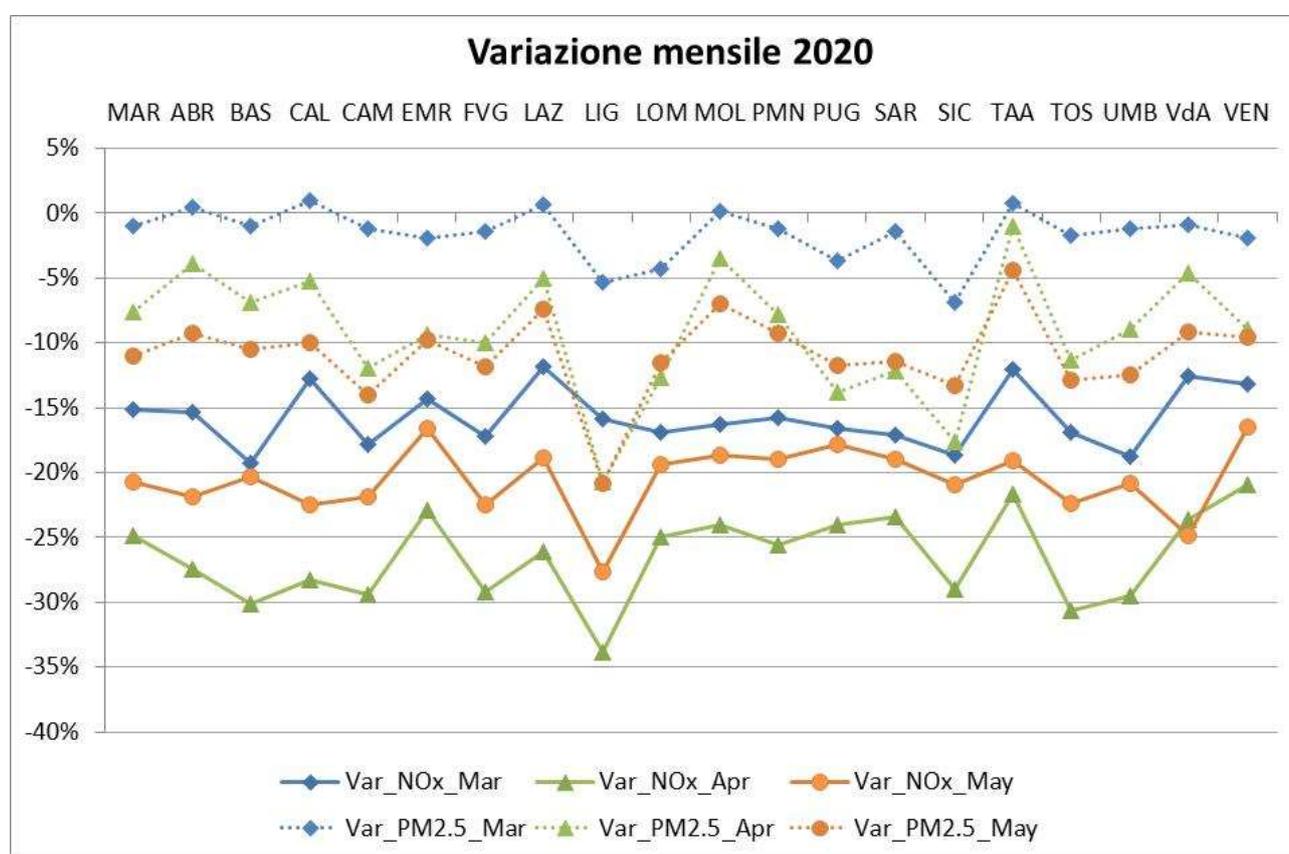


Fig. 8 – Variazione mensile delle emissioni di NO_x e PM_{2.5} per tutte le regioni italiane.

Per quanto riguarda la variazione spaziale delle emissioni, sono state analizzate le differenze nelle emissioni sia per l'intero periodo analizzato che per le medie mensili, prodotte per i mesi da marzo a maggio e riportate in Appendice B.1.

Le variazioni di emissioni di ossidi di azoto, precursori dell'ozono e del particolato, appaiono molto diffuse (Fig. 9 e Fig. B.1), ma con valori assoluti più elevati nelle aree urbane: le riduzioni medie più elevate (fino al 50% circa) sono simulate per il mese di aprile, mentre differenze più contenute

si hanno a marzo e maggio. Le variazioni più contenute relative a marzo sono dovute all'applicazione del lockdown solo su una parte del mese (dal 9 al 31 marzo). Le aree interessate dalle diminuzioni più rilevanti sono le arterie di traffico ed i siti urbani, con l'abbattimento di NO_x che interessa prevalentemente il settore del trasporto stradale.

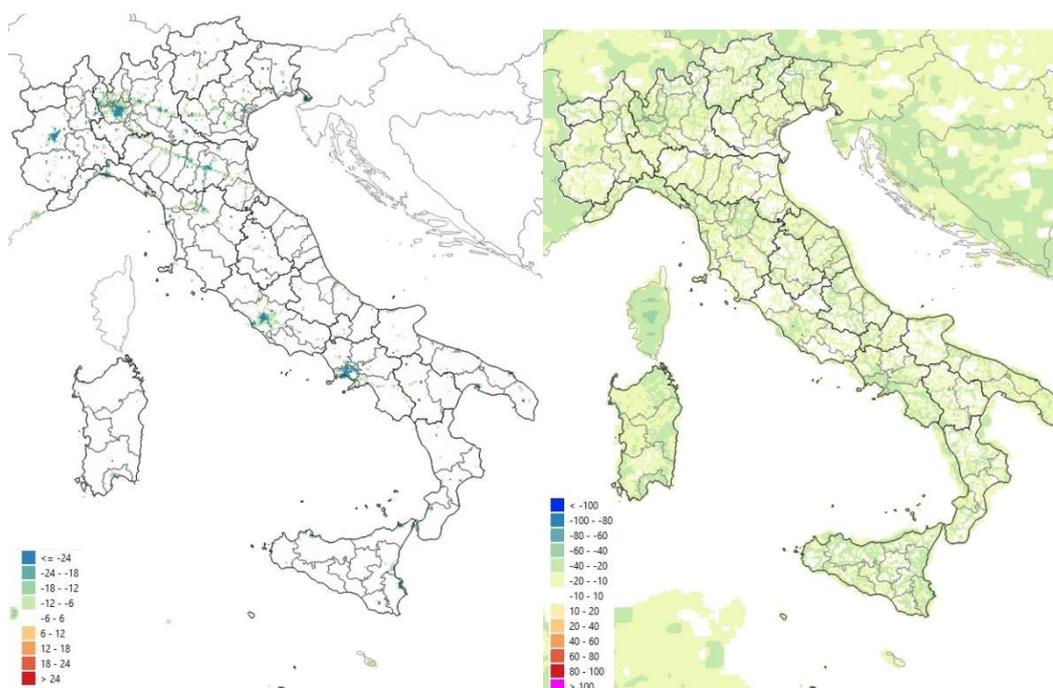


Fig. 9 –Mappa della variazione cumulata, sul periodo 1 febbraio – 31 maggio 2020, delle emissioni di NO_x in valore assoluto (sx in tonnellate/cella) e in percentuale (a dx in %).

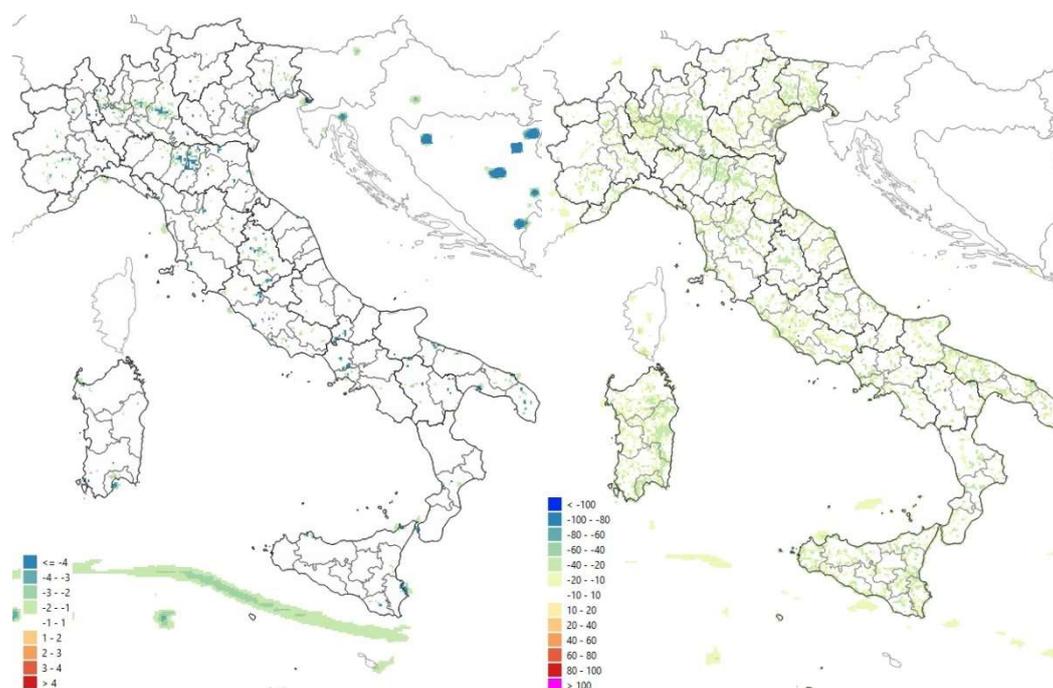


Fig. 10 - Mappa della variazione cumulata, sul periodo 1 febbraio – 31 maggio 2020, delle emissioni di SO_x in valore assoluto (sx in tonnellate/cella) e in percentuale (a dx in %).

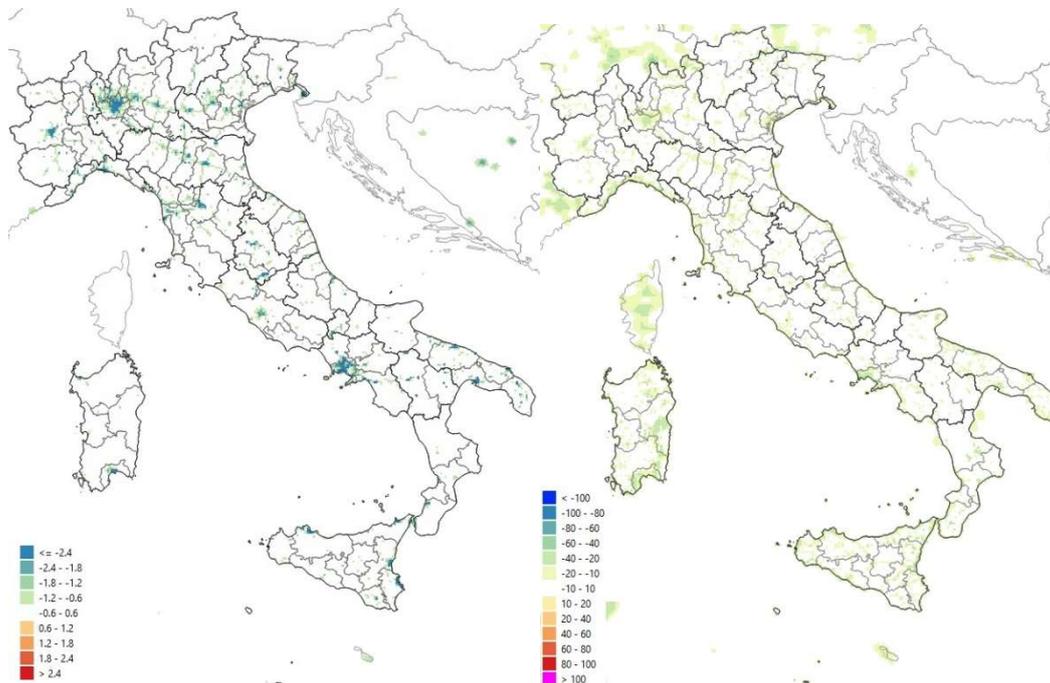


Fig. 11 - Mappa della variazione cumulata, sul periodo 1 febbraio – 31 maggio 2020, delle emissioni di PM_{2.5} in valore assoluto (sx in tonnellate/cella) e in percentuale (a dx in %).

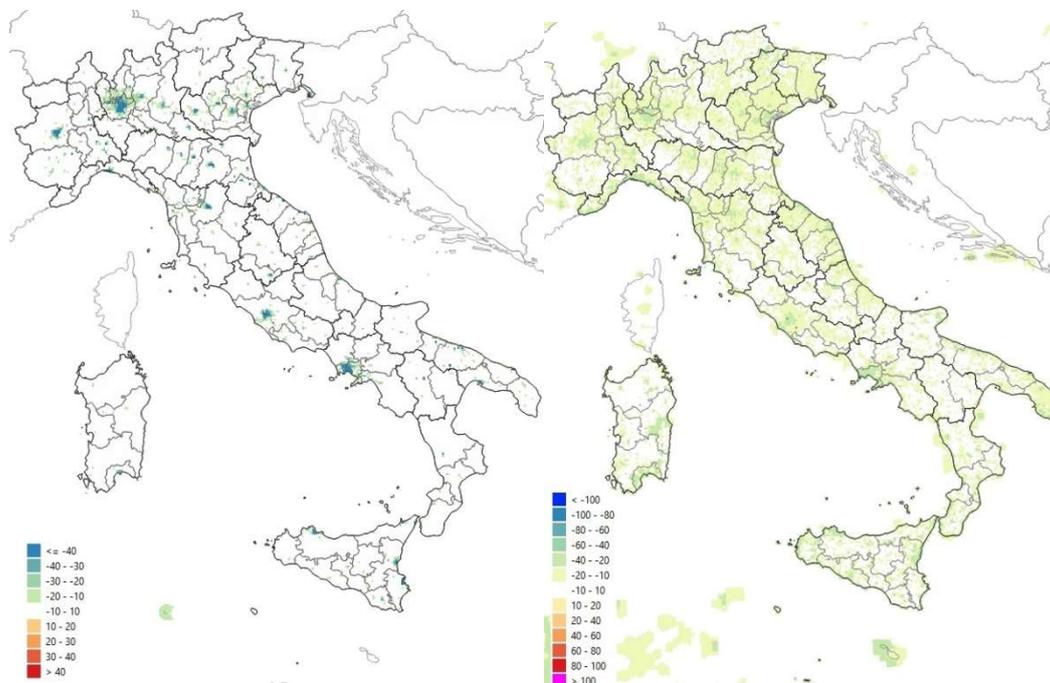


Fig. 12 – Mappa della variazione cumulata, sul periodo 1 febbraio – 31 maggio 2020, delle emissioni di COVNM in valore assoluto (sx in tonnellate/cella) e in percentuale (a dx in %).

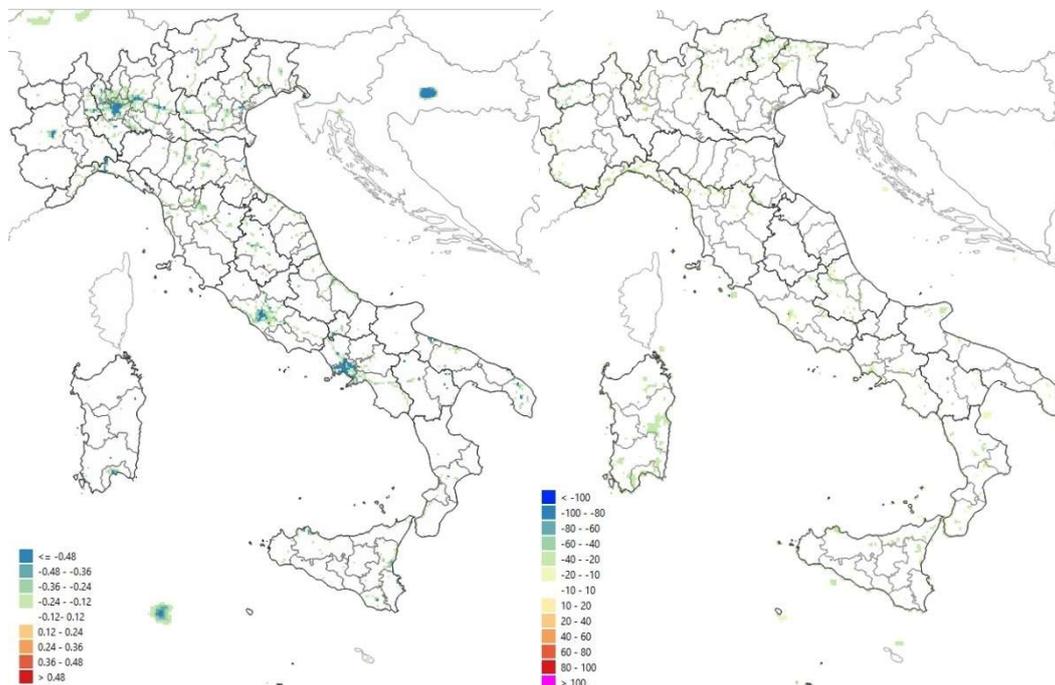


Fig. 13 - Mappa della variazione cumulata, sul periodo 1 febbraio – 31 maggio 2020, delle emissioni di NH₃ in valore assoluto (sx in tonnellate/cella) e in percentuale (a dx in %).

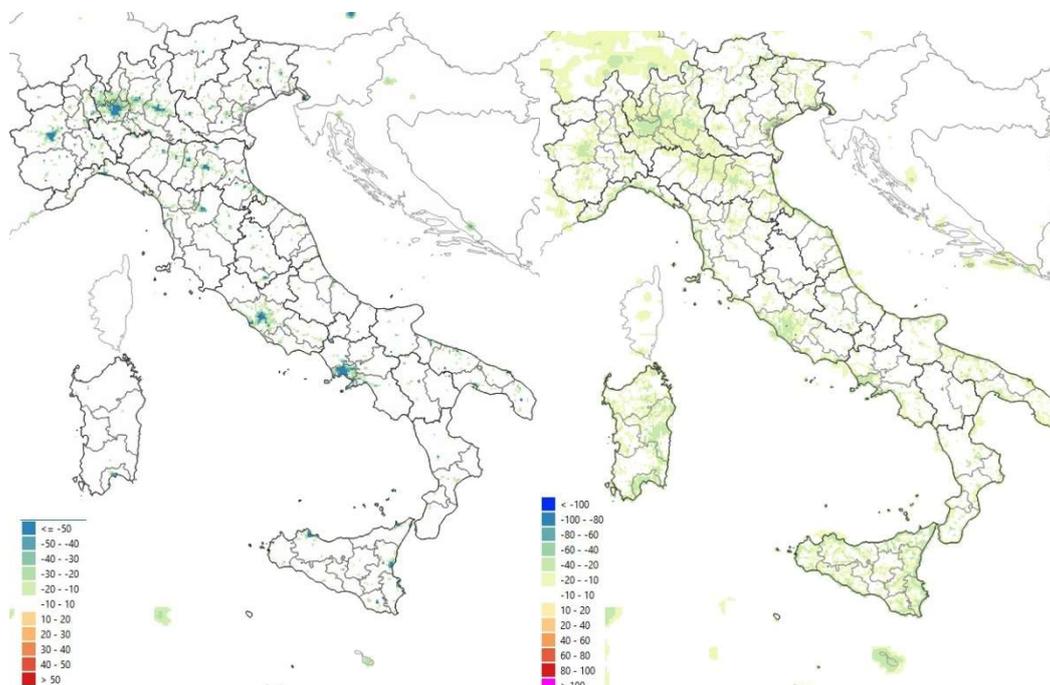


Fig. 14 - Mappa della variazione cumulata, sul periodo 1 febbraio – 31 maggio 2020, delle emissioni di CO in valore assoluto (sx in tonnellate/cella) e in percentuale (a dx in %).

Le variazioni di SO_x, PM_{2.5} e COVNM (rispettivamente, Fig. 10, Fig. 11 e Fig. 12) sono molto più



contenute e ridotte rispetto a quelle degli NO_x . In particolare, per quanto riguarda i COVNM, precursori dell'ozono, risultano piuttosto uniformemente abbattuti, con un massimo del 60% durante il mese di aprile 2020 (Fig. B.4) seppur con valori assoluti contenuti. Inoltre, in aree “VOC-sensitive”, caratterizzate da rapporti elevati di emissioni in atmosfera NO_x/COVNM (tipicamente le aree urbanizzate), la loro diminuzione produce una decrescita delle concentrazioni di ozono.

L'ammoniaca è un precursore del particolato, tendendo a produrre solfati e nitrati di ammonio in soluzione acquosa, che durante il periodo osservato non mostra variazioni significative (Fig. 13).

3.2 Il confronto con le osservazioni

Le simulazioni realizzate nel progetto Pulvirus sono state confrontate con le osservazioni. Per il confronto è stato utilizzato lo scenario *lockdown*, ossia la simulazione che meglio rappresenta le condizioni reali sperimentate nel periodo simulato. Le stazioni di monitoraggio con cui si è realizzato il confronto sono state individuate nell'ambito delle attività dell'Obiettivo 1, e la loro selezione è stata determinata dall'aver superato i criteri di completezza della serie storica riportati al seguente link <https://progettopulvirus.github.io/pulvirus/complezza.html>.

Numerosi sono i possibili indicatori statistici suggeriti in letteratura per la valutazione di una simulazione modellistica (Chang e Hanna, 2004), che, nel progetto Pulvirus, sono stati calcolati con la funzione ‘modStats’ del pacchetto openair (Carslaw e Ropkins, 2012) del software R (v.4.0.3, <http://www.R-project.org>).

Dei diversi indicatori statistici calcolati, nel presente paragrafo verranno presentati il Mean Bias (MB), il Root Mean Square Error (RMSE) e il coefficiente di correlazione (corr). La scelta è motivata dal fatto che, oltre ad essere tra gli indicatori maggiormente utilizzati in letteratura (Simon et al., 2012), MB, RMSE e corr catturano globalmente diverse caratteristiche delle prestazioni del modello in termini di ampiezza, fase e bias. Per contro, sia MB che RMSE, esprimendo errori non normalizzati, sono dipendenti dal valore delle corrispondenti grandezze in gioco. Pertanto a completare il quadro, in APPENDICE A, oltre alla formulazione matematica degli indicatori selezionati, sono riportati anche i risultati per due indicatori normalizzati, il Normalised Mean Bias (NMB) e il Normalised Mean Gross Error (NMGE).

I valori degli indicatori statistici per NO_2 , O_3 , PM_{10} e $\text{PM}_{2.5}$, riportati nelle figure seguenti, sono stati calcolati a partire da metriche giornaliere di concentrazione, sono riferiti all'intero periodo di simulazione (1 febbraio – 31 maggio 2020) e sono distinti in base al tipo di stazione: fondo rurale (FR), fondo suburbano (FS) e fondo urbano (FU). In particolare, per NO_2 , PM_{10} e $\text{PM}_{2.5}$ la metrica



giornaliera utilizzata è la media, mentre per O_3 si è scelto l'MDA8 (Maximum Daily 8-hour Average). I risultati in Fig. 15 indicano che le prestazioni del modello in questa simulazione sono in linea con i risultati ottenuti in altri studi effettuati con MINNI (ad esempio, D'Elia et al., 2021). Dalla Fig. 16 alla Fig. 19 sono riportati i risultati degli indicatori statistici per il medesimo periodo e la medesima tipologia di stazioni della Fig. 15, ma ulteriormente suddivisi per zona climatica. Le figure mostrano che, se per NO_2 si riscontra un miglioramento delle prestazioni (almeno per quanto riguarda MB ed RMSE) nelle stazioni rurali rispetto a quelle suburbane e urbane, per quanto riguarda O_3 e particolato (PM_{10} e $PM_{2.5}$) le prestazioni sembrano essere influenzate più dalla zona climatica che dalla zona della stazione (rurale, suburbana, urbana). È inoltre interessante notare che, sia per NO_2 che per O_3 , indipendentemente dalla zona della stazione, i valori più alti della correlazione si ottengono in Pianura Padana, dove, anche per quanto riguarda il particolato (PM_{10} e $PM_{2.5}$), si riscontrano valori di correlazione tra i migliori. Tale risultato è di particolare interesse, visto che in Pianura Padana si sono registrati i maggiori effetti dovuti al *lockdown*; le buone prestazioni in termini di correlazione sono indicative di una corretta modulazione temporale delle emissioni e delle corrispondenti riduzioni applicate. In APPENDICE A sono inoltre riportati i risultati degli indicatori normalizzati (NMB e NMGE) per tipologia di stazione e per mese. I valori di tali indicatori non risentono dell'andamento stagionale della grandezza da simulare e consentono quindi un utile confronto tra i vari mesi interessati dalle misure di *lockdown*. Per tutti gli inquinanti non si osserva un trend di cambiamento delle prestazioni di NMB e NMGE al variare dei mesi, risultato indicativo di prestazioni del modello sostanzialmente stabili durante la simulazione.

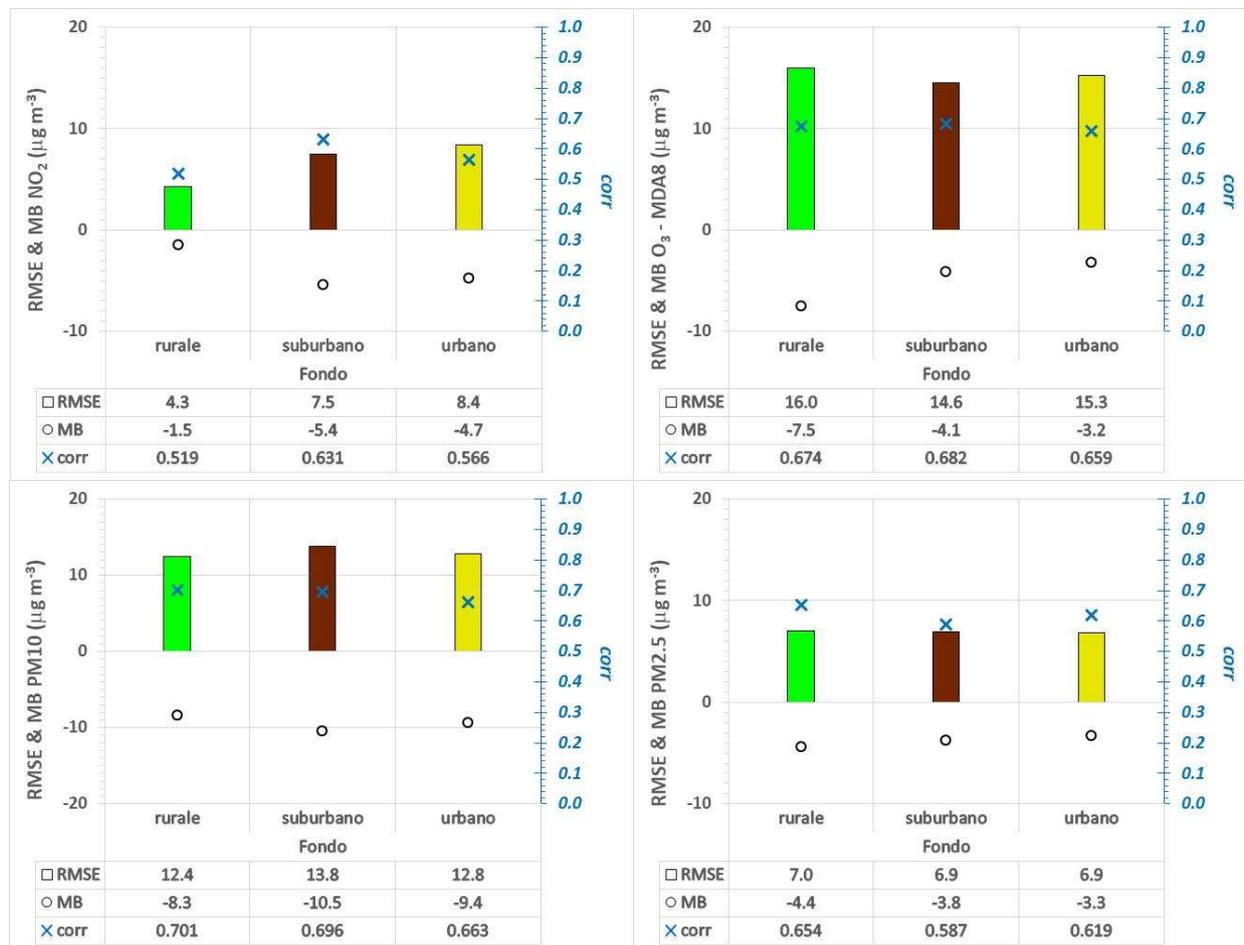


Fig. 15 – Sintesi degli indicatori statistici RMSE, MB e corr calcolati per NO₂ (pannello in alto a sinistra), O₃-MDA8 (pannello in alto a destra), PM₁₀ (pannello in basso a sinistra) e PM_{2.5} (pannello in basso a destra) per tutte le stazioni di fondo rurale, suburbano e urbano, sul periodo 1 febbraio – 31 maggio 2020.

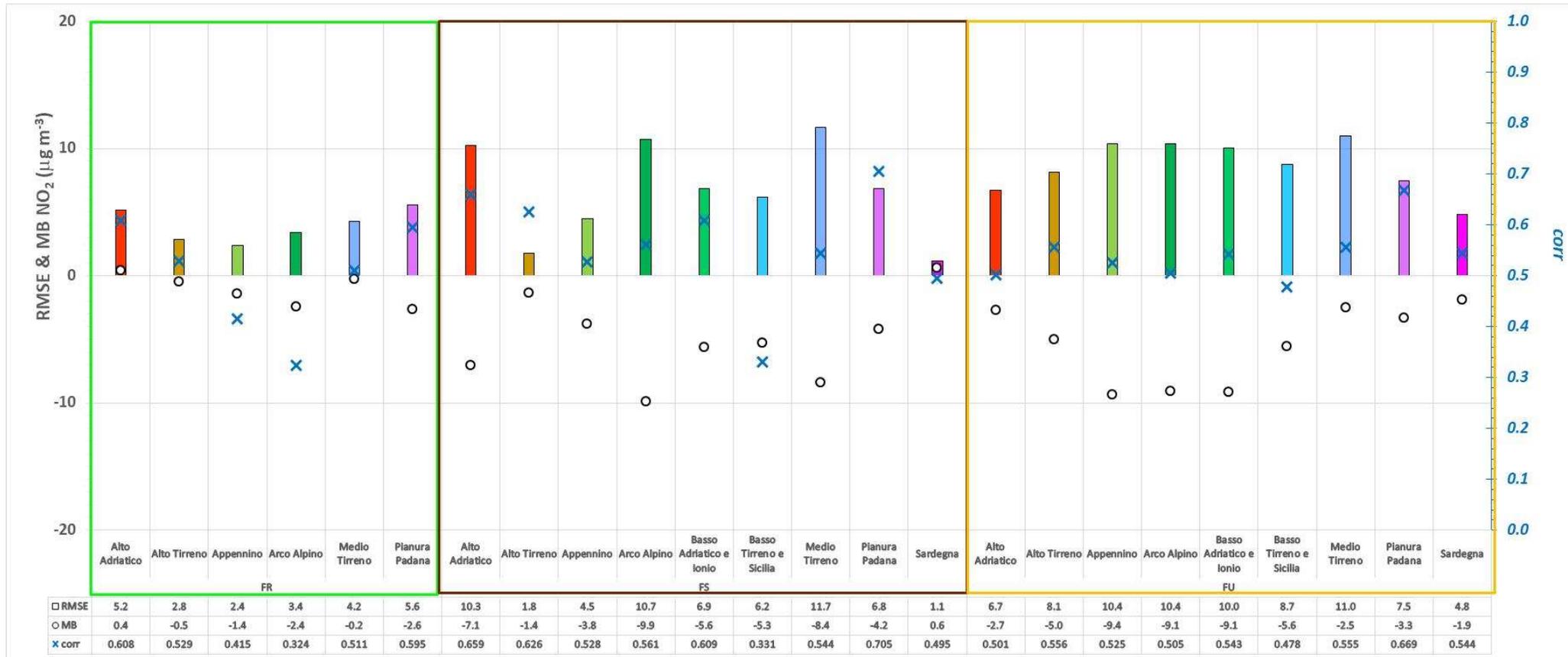


Fig. 16 – RMSE, MB e corr per NO₂ relativi alle stazioni valide di fondo rurale (FR), suburbano (FS) e urbano (FU) e per zona climatica calcolati per il periodo 1 febbraio – 31 maggio 2020.

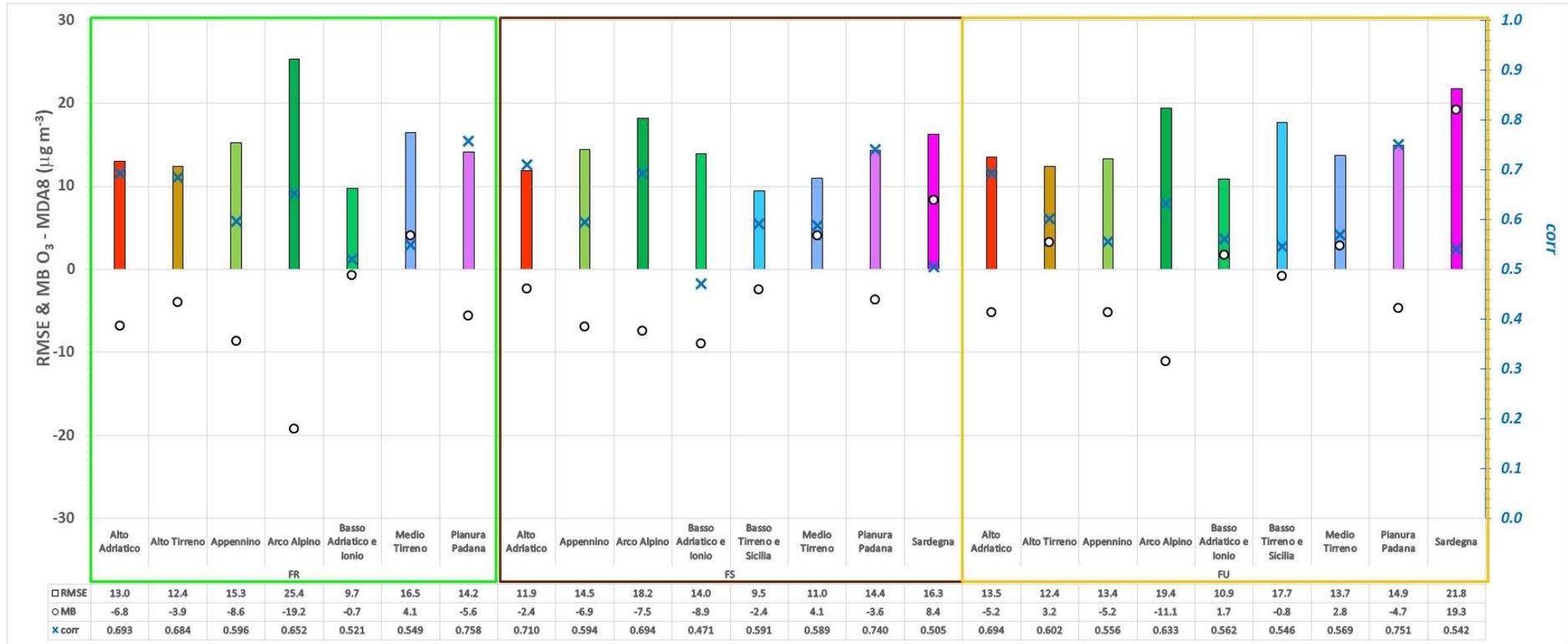


Fig. 17 – RMSE, MB e corr per O₃ – MDA8 relativi alle stazioni valide di fondo rurale (FR), suburbano (FS) e urbano (FU) e per zona climatica calcolati per il periodo 1 febbraio – 31 maggio 2020.

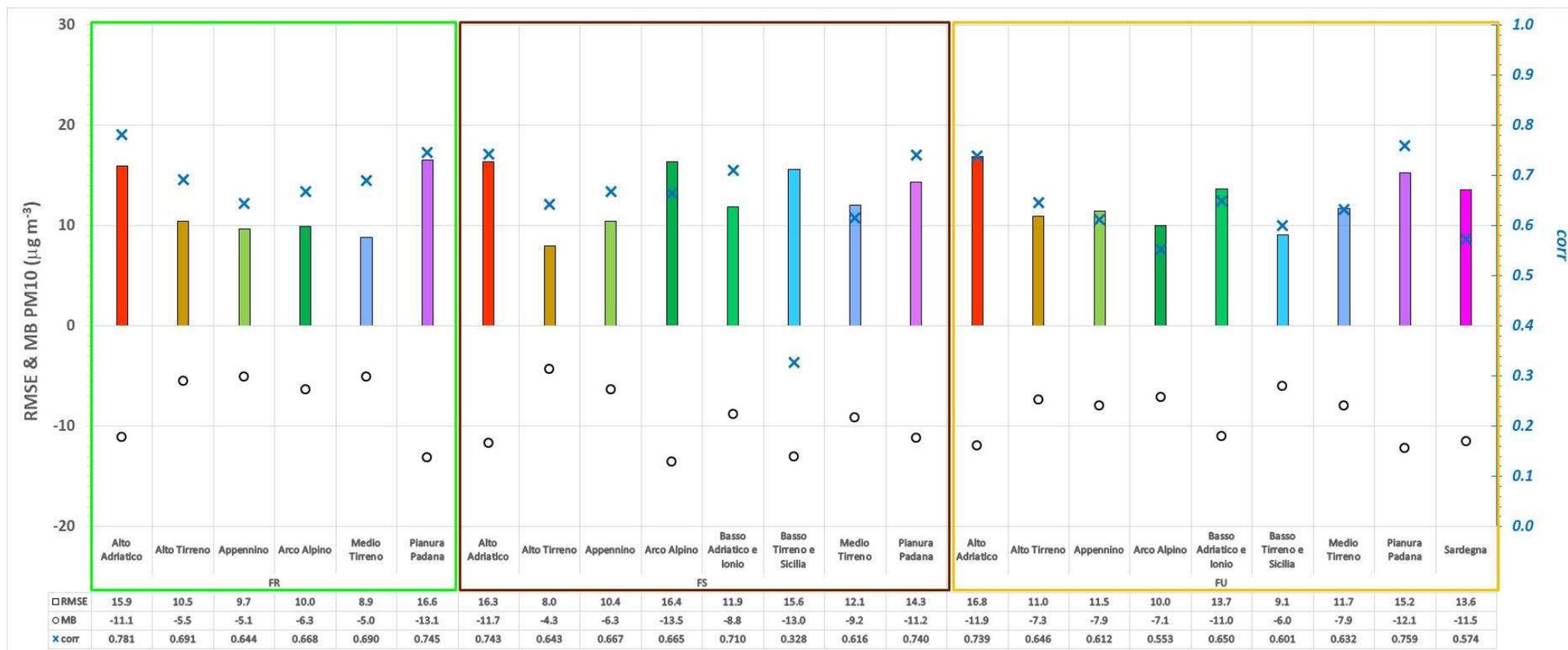


Fig. 18 – RMSE, MB e corr per PM₁₀ relativi alle stazioni valide di fondo rurale (FR), suburbano (FS) e urbano (FU) e per zona climatica calcolati per il periodo 1 febbraio – 31 maggio 2020.

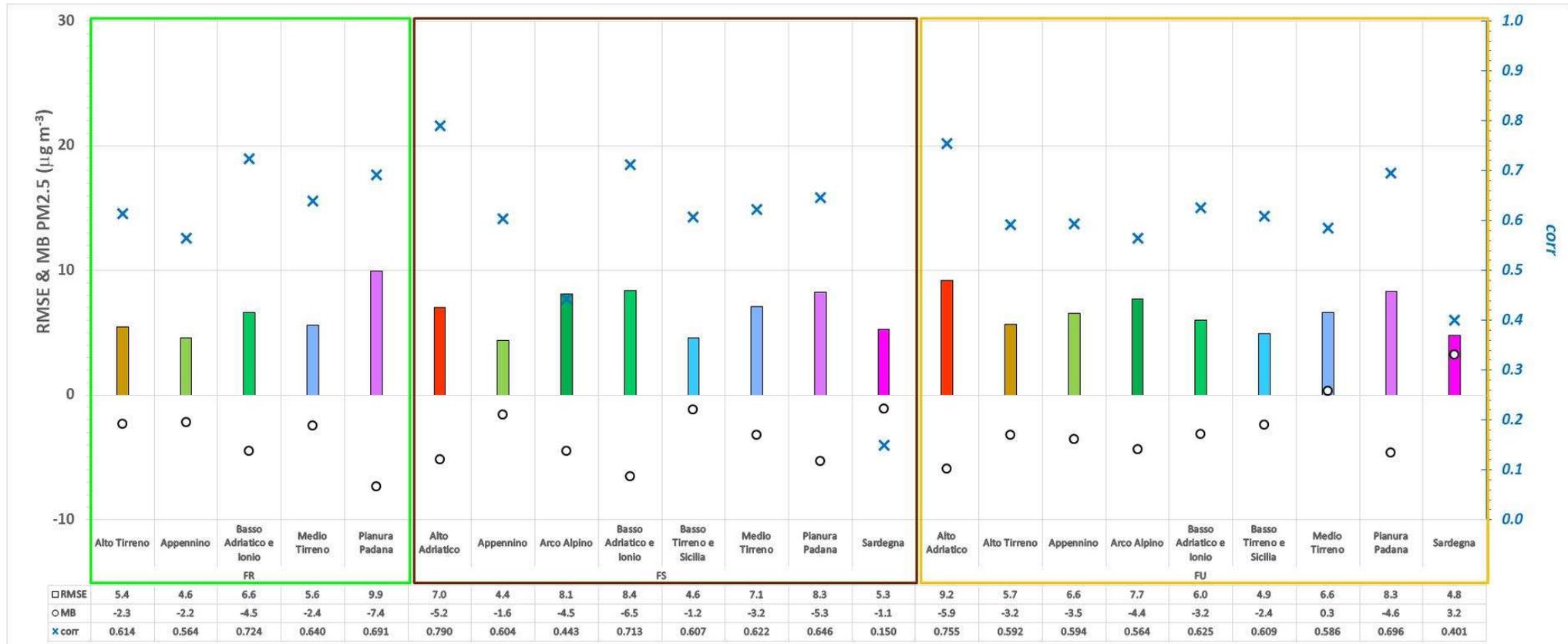


Fig. 19 – RMSE, MB e corr per PM_{2.5} relativi alle stazioni valide di fondo rurale (FR), suburbano (FS) e urbano (FU) e per zona climatica calcolati per il periodo 1 febbraio – 31 maggio 2020.

3.3 Le variazioni di concentrazione

Le variazioni di concentrazione sono state analizzate valutando la simulazione del caso LOCK rispetto al caso BASE, sia per l'intero periodo analizzato che per le medie mensili prodotte per i mesi da marzo a maggio, riportate in Appendice B.2.

Le variazioni di concentrazione di NO₂ nell'intero periodo di simulazione (Fig. 20) mostrano riduzioni maggiori, fino a 9 µg/m³, nelle aree urbane ed in particolare nelle aree di Milano, Torino, Roma e Napoli, in cui sono intervenute le maggiori riduzioni delle emissioni di NO_x (Fig. 9) legate al settore dei trasporti stradali.

Le variazioni mensili di concentrazioni di NO₂ (Fig. B.6, Fig. B.7) hanno una distribuzione spaziale che segue le riduzioni percentuali di emissione di NO_x (Fig. B.1), con le riduzioni massime simulate in aprile 2020: su quasi tutto il territorio nazionale, si osserva una diminuzione dal 20 al 40%, con picchi fino al 60% in Campania e Lombardia. Valori al di sotto del 20% si osservano in corrispondenza della foce del Po, in Maremma, sul Gargano e sulle isole maggiori. Rispetto alle omologhe mappe di emissione, le riduzioni di concentrazione appaiono più smussate, a causa della diluizione prodotta da avvezione e dispersione, dovute alla meteorologia, ed ai tempi di scala dei processi chimici.

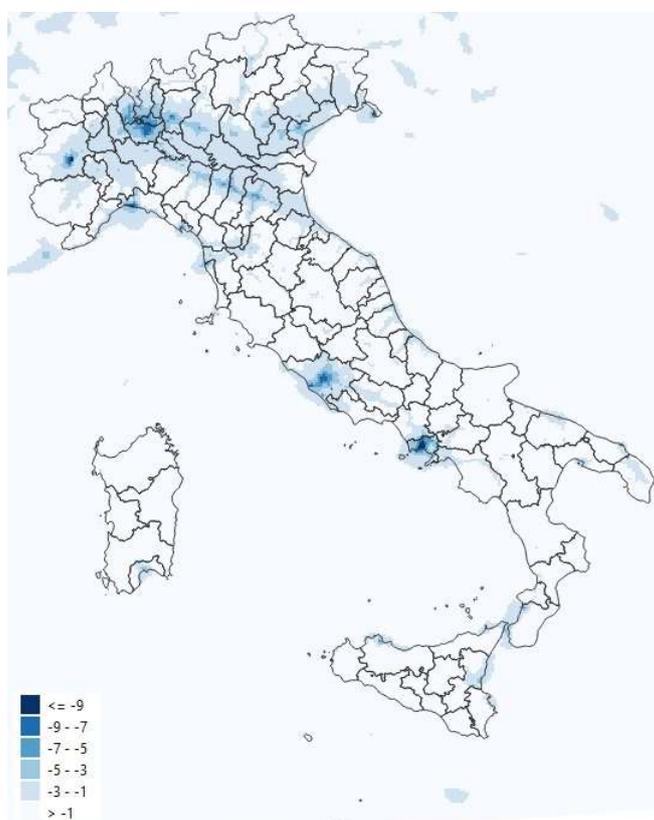


Fig. 20 – Variazione assoluta delle concentrazioni (µg/m³) di NO₂ nell'intero periodo di simulazione (febbraio – maggio 2020).

Il comportamento osservato in area urbana nella variazione simulata delle concentrazioni di NO_2 si ripercuote sull'andamento delle variazioni delle concentrazioni di O_3 (Fig. 21): le maggiori riduzioni nelle concentrazioni di NO_2 in area urbana causano un incremento delle concentrazioni di O_3 fino a $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mentre nelle restanti zone si osserva una riduzione delle concentrazioni. Tale andamento è imputabile al regime di formazione di O_3 che è “VOC-limited” in area urbana (come ampiamente dimostrato in numerosi studi, come per esempio Beekmann e Vautard, 2010).

Le variazioni mensili di concentrazione di SOMO00 e SOMO35 di O_3 sono riportate da Fig. B.14 a Fig. B.17.



Fig. 21 – Variazione assoluta delle concentrazioni ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) di O_3 nell'intero periodo di simulazione (febbraio – maggio 2020).

Le variazioni nelle concentrazioni di $\text{PM}_{2.5}$ e PM_{10} (Fig. 22) sono più contenute rispetto agli altri inquinanti e localizzabili in particolare nel bacino padano, dove si osservano le maggiori concentrazioni di particolato atmosferico.

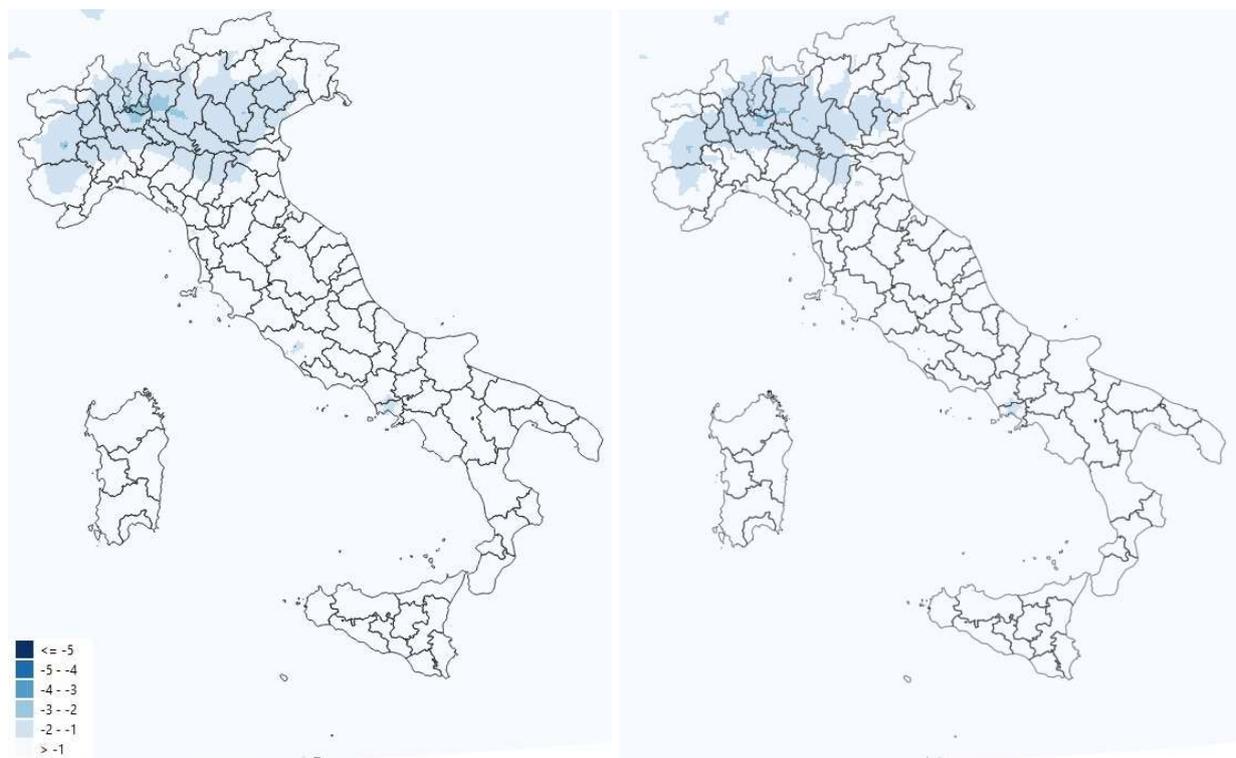


Fig. 22 – Variazione assoluta delle concentrazioni ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) di $\text{PM}_{2.5}$ (a sinistra) e PM_{10} (a destra) nell'intero periodo di simulazione (febbraio – maggio 2020).

Per quanto riguarda l'analisi mensile, le variazioni di concentrazione di PM_{10} (Fig. B.8, Fig. B.9) più marcate si osservano in aprile (dal 10 al 20% sul centro-nord), con valori che raggiungono il 40% sul nord Italia. Queste distribuzioni appaiono molto più smussate, rispetto ad NO_2 (Fig. B.7) e ciò è determinato, oltre ai discussi effetti di trasporto e diffusione meteorologica, dai tempi di scala di formazione di nitrati e solfati. Il PM_{10} è costituito, infatti, da una componente *coarse*, di natura essenzialmente primaria, che è interessata da dinamiche di dispersione prettamente locali, subendo peraltro una rimozione per via secca più consistente, a causa della maggiore velocità di *settling*, rispetto alla componente fine. La formazione di quest'ultima è caratterizzata da processi di accrescimento (nucleazione a accumulazione) che coinvolgono inquinanti secondari come nitrati e solfati, i quali hanno scale temporali di formazione dell'ordine della decina di ore, corrispondenti a scale euleriane spaziali dell'ordine del centinaio di km. Non è, quindi, strano che l'effetto di smussamento appaia accentuato, qualora si vadano ad osservare le differenze percentuali sul $\text{PM}_{2.5}$ (Fig. B.10).

Le variazioni mensili di concentrazione di SO_2 sono visibili nelle Fig. B.12 e Fig. B.13.



3.4 Il confronto con la simulazione CAMS

Le simulazioni prodotte a livello nazionale sono state poi confrontate con le stime rese disponibili dal progetto Copernicus per il periodo febbraio-maggio 2020, grazie alla partecipazione del modello MINNI di ENEA al consorzio dei modelli previsionali dei Servizi Atmosferici Copernicus (CAMS_50). Tali elaborazioni sono state oggetto di alcune pubblicazioni (Barré et al., 2021; Guevara et., 2021) e sono in aggiornamento. Il confronto qui riportato fa riferimento alle stime pubblicate in Barré et al. (2021) e denominate MINNI_CAMS mentre con MINNI_Pulviris si intendono le simulazioni del modello MINNI realizzate nel progetto Pulviris. I due sistemi sono diversi nella risoluzione spaziale orizzontale, nel modello meteorologico, nell'inventario emissivo e nelle riduzioni emissive del caso *lockdown*. CAMS (CAMS71/COVID) usa campi IFS come condizioni iniziali ed al contorno meteorologiche e chimiche (IFS-MOZART). L'inventario delle emissioni utilizzato per la simulazione di riferimento è quello costruito da TNO nell'ambito del Servizio CAMS_81, basato sulle emissioni ufficiali comunicate dai paesi all'UE (ai sensi della direttiva NEC) e UNECE (ai sensi della Air Convention e del programma EMEP) e denominato CAMS-REG-AP (v3.1 per l'anno di riferimento 2016); la risoluzione spaziale è di circa 6x6 km. Gli output di concentrazione sono calcolati su un grigliato regolare lat/lon sull'Europa, alla risoluzione di circa 10 km.

Nonostante queste differenze, il confronto riportato da Fig. 23 a Fig. 25 mostra variazioni spaziotemporali e tendenze molto simili, con riduzioni più accentuate nel caso MINNI_CAMS dovute, ad esempio, ai diversi fattori di riduzione adottati per il settore del trasporto stradale che potrebbero portare ad una sovrastima delle riduzioni (Guevara et al., 2021). Il dettagliato confronto emissivo è riportato nella relazione dell'attività 2.2 del progetto Pulviris cui si rimanda per maggiori dettagli.

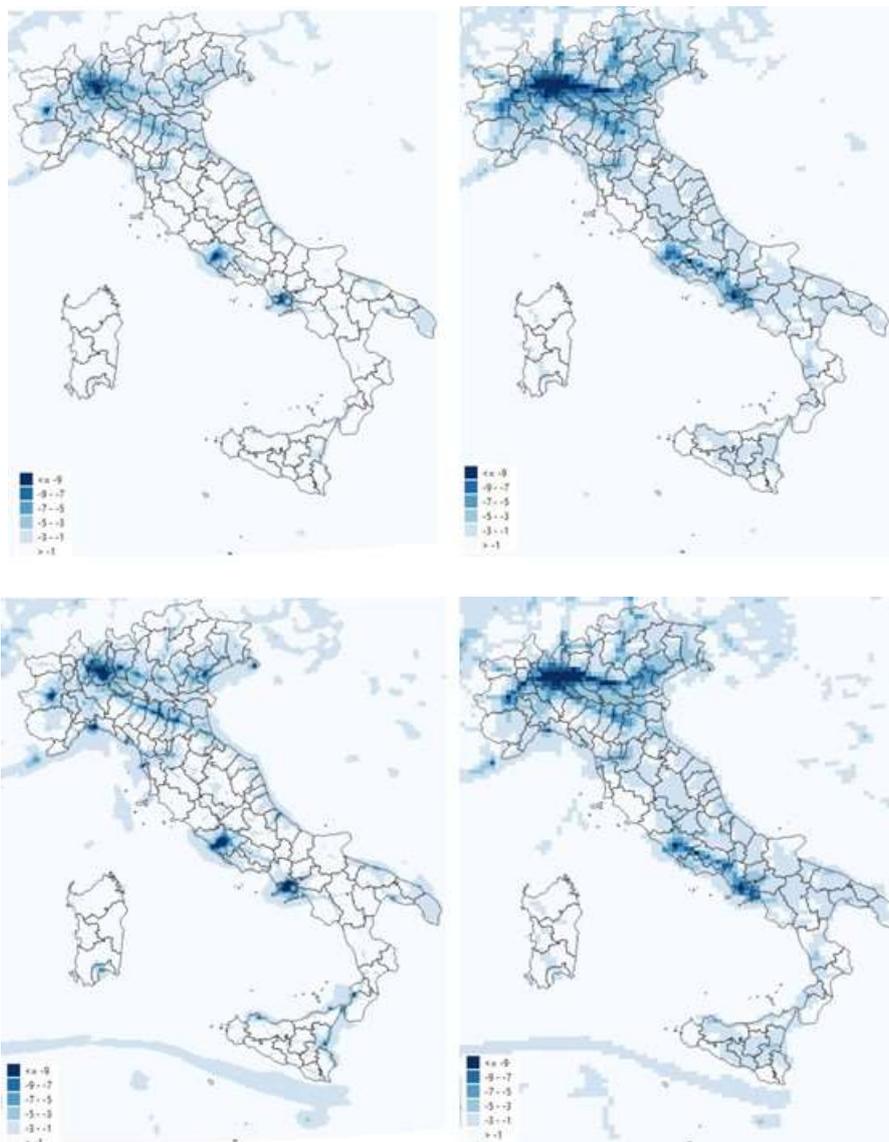


Fig. 23 – Confronto simulazioni di NO_2 del modello MINNI con risoluzione di 4 km (a sx, per Pulvirus) e 10 km (a dx, per CAMS) nei mesi di marzo (in alto) e aprile (in basso).

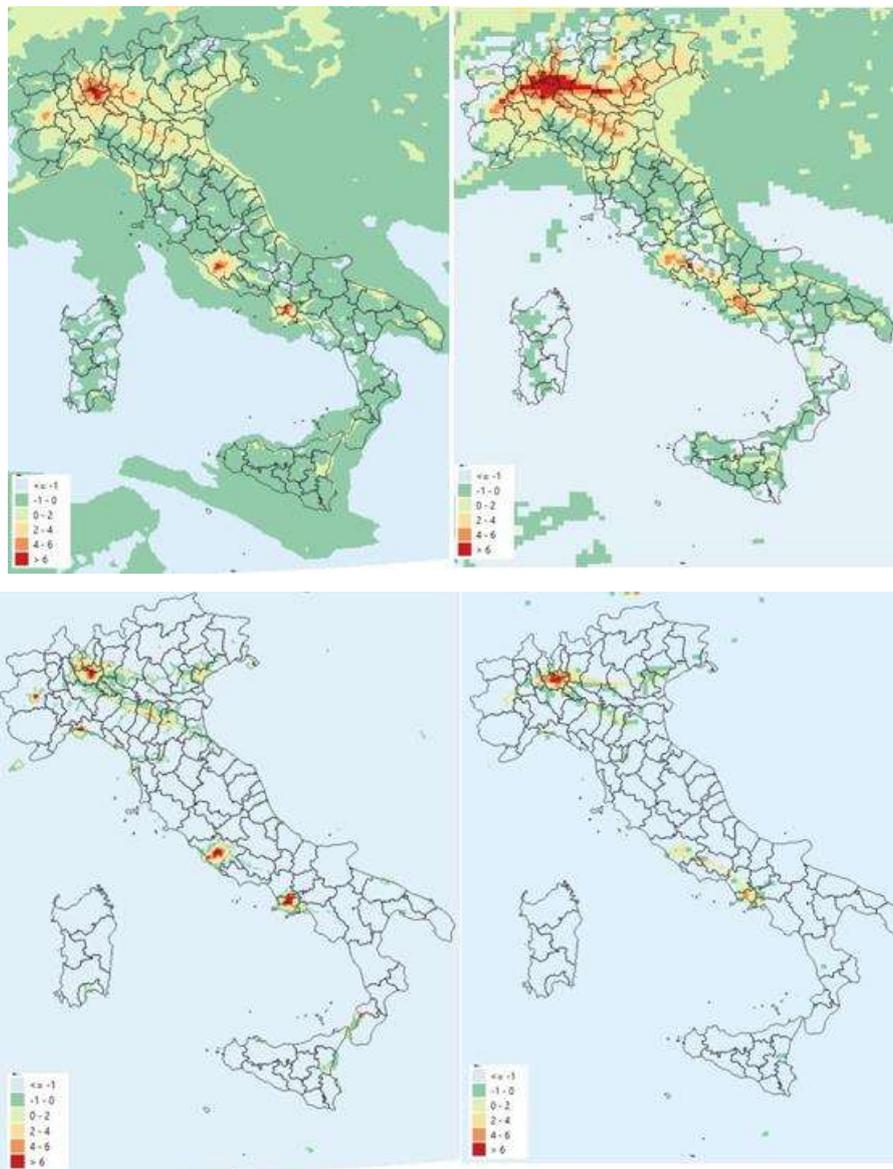


Fig. 24 – Confronto simulazioni di O₃ del modello MINNI con risoluzione di 4 km (a sx, per Pulvirus) e 10 km (a dx, per CAMS) nei mesi di marzo (in alto) e aprile (in basso).

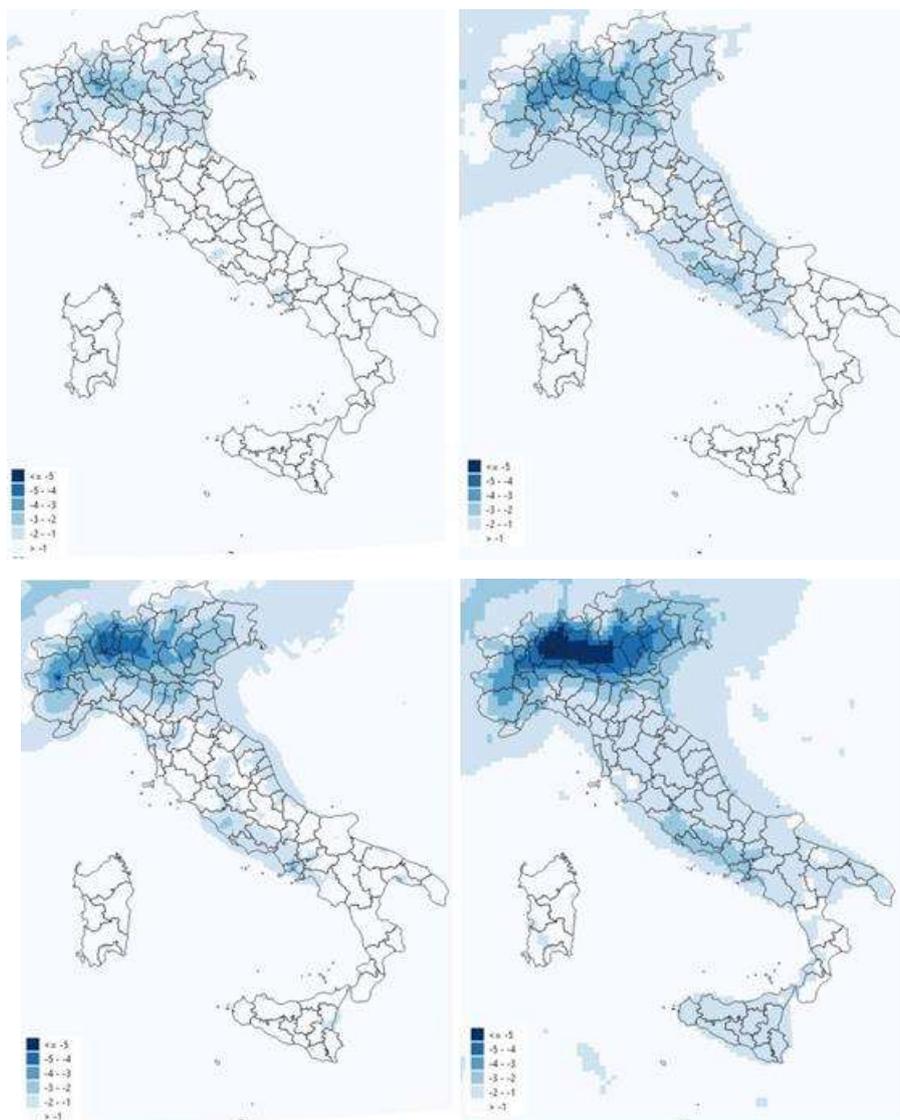


Fig. 25 – Confronto simulazioni di $PM_{2.5}$ del modello MINNI con risoluzione di 4 km (a sx, per PulVirus) e 10 km (a dx, per CAMS) nei mesi di marzo (in alto) e aprile (in basso).



4. CONCLUSIONI

Il presente rapporto ha mostrato la ricostruzione dell'impatto sulla qualità dell'aria delle misure restrittive adottate tra febbraio e maggio 2020 per il contenimento del virus SARS-CoV-2, ottenuta mediante l'impiego del sistema modellistico MINNI dell'ENEA. In primo luogo, nel periodo considerato, si è effettuata una simulazione in cui le emissioni antropiche non sono state modificate, come se le misure restrittive legate alla pandemia non ci fossero state. Per tale simulazione, definita scenario *base*, è stato utilizzato l'inventario emissivo riferito all'anno 2017, già illustrato in dettaglio all'interno della relazione dell'attività 2.1 del Progetto. Successivamente, è stato simulato uno scenario *lockdown* avente gli stessi dati di input (meteorologia e condizioni al contorno) del *base*, ma con emissioni antropiche modificate mediante variazioni emissive dei settori coinvolti dalle restrizioni adottate, come descritto nella relazione per l'attività 2.2.

Tale ricostruzione aveva la finalità di rispondere alla domanda iniziale che ci eravamo posti: sono in grado i modelli di qualità dell'aria di riprodurre l'effetto di significative variazioni emissive circoscritte ad un periodo temporale limitato (4 mesi)? La risposta a tale domanda avrebbe giovato dell'applicazione di un ensemble modelling, che però non sarà possibile essendo troppo poche (due) le simulazioni nazionali disponibili. Per tale motivo, quando la simulazione nazionale prodotta dal sistema modellistico dell'Arpa Emilia Romagna sarà disponibile, verranno effettuati dei confronti tra le due simulazioni i cui risultati saranno discussi in una successiva relazione.

Allo stato attuale, per valutare la simulazione del modello MINNI di ENEA descritta nella presente relazione e rispondere quindi alla domanda, si sono preliminarmente confrontate la simulazione *lockdown*, ossia la simulazione maggiormente vicina alle condizioni reali verificatesi tra febbraio e maggio 2020, sia con i dati osservati (selezionati nell'ambito delle attività dell'Obiettivo 1), mediante indicatori statistici comunemente utilizzati in letteratura, sia con le simulazioni prodotte dal sistema MINNI di ENEA nell'ambito del progetto CAMS. Il confronto con la simulazione MINNI in CAMS ha mostrato variazioni spazio-temporali e tendenze molto simili e un buon accordo è stato ottenuto anche con le osservazioni, in linea con le performance modellistiche disponibili in letteratura. Si è, inoltre, notato che, sia per NO₂ che per O₃, indipendentemente dalla zona della stazione di monitoraggio (rurale, suburbana, urbana), i valori più alti della correlazione si ottengono in Pianura Padana dove, anche per quanto riguarda il particolato (PM₁₀ e PM_{2,5}), si riscontrano tra i più alti valori di correlazione, indicativi di una corretta modulazione temporale



delle emissioni e delle corrispondenti riduzioni applicate. Quest'ultimo risultato è particolarmente importante, essendo stata la Pianura Padana interessata dai maggiori effetti del *lockdown*. Ciò indica che le variazioni emissive applicate nel caso *lockdown* sono state costruite in maniera efficace, grazie all'utilizzo di fonti informative non convenzionali (ad es. classificazione Google degli spostamenti e delle permanenze residenziali e lavorative, descritte nella relazione dell'attività 2.2), di dati raccolti nelle settimane immediatamente successive al *lockdown* e di algoritmi sviluppati ad hoc (si veda "Report_ob2_attività_2.2.pdf"). I confronti effettuati, seppur limitati all'unica simulazione modellistica disponibile, hanno quindi dimostrato la capacità del modello di rispondere alla domanda e di fornire indicazioni importanti per interpretare le conseguenze delle variazioni emissive sulle concentrazioni di inquinanti atmosferici sull'intero territorio nazionale.

Successivamente, si è cercato di capire: cosa hanno comportato le misure adottate in termini di riduzione delle concentrazioni? come tali azioni si sono ripercosse su inquinanti parzialmente (il particolato) o completamente (l'ozono) secondari, la cui formazione è frutto di una catena di trasformazioni chimico/fisiche piuttosto complesse? Le risposte a questi interrogativi si sono ottenute attraverso il confronto delle simulazioni *base* e *lockdown*, che hanno in comune tutti i dati di input tranne le emissioni. A tale riguardo, le variazioni emissive ipotizzate mostrano significative riduzioni per gli NO_x legate principalmente alla riduzione osservata nel settore del trasporto stradale, mentre le riduzioni di SO_x e COVNM sono guidate maggiormente dalle attività industriali, seppur con valori assoluti piuttosto contenuti. Per il particolato si osservano riduzioni legate al settore trasporti ed incrementi legati al riscaldamento residenziale particolarmente evidenti nei mesi di marzo e aprile. L'ammoniaca non è stata invece scalfita dalle misure, non essendo stato coinvolto il settore agricoltura. Confrontando le simulazioni *base* e *lockdown*, si è visto come le riduzioni emissive abbiano comportato una importante diminuzione nelle concentrazioni di NO₂ soprattutto in area urbana con conseguente incremento delle concentrazioni di O₃ a causa della minore "titration". Le variazioni di particolato appaiono più contenute non essendo stati coinvolti nella riduzione tutti i suoi precursori. Per NO₂ è confermato il nesso diretto fra misure di mitigazione dei precursori emissivi (NO_x) e riduzione delle concentrazioni. Per le polveri sottili il nesso non è diretto, probabilmente perché le riduzioni dei precursori (PM per la parte primaria, NO_x – SO_x – COVNM – ammoniaca per la parte secondaria) sono mediate dalla complessità della modifica della composizione atmosferica, portando riduzioni di concentrazione percentualmente molto inferiori alle riduzioni emissive.



Gli effetti delle variazioni emissive sulle concentrazioni di inquinanti di natura secondaria (O_3) o con una importante componente secondaria (particolato) risultano particolarmente complessi. La comprensione dei meccanismi e le interazioni coinvolte sono tuttora argomento di ricerca, ma di fondamentale importanza in un territorio con le caratteristiche orografiche, meteorologiche e la varietà di emissioni antropiche e naturali quali quelle del territorio italiano.

Ai fini della pianificazione della qualità dell'aria, quale lezione possiamo quindi trarre da questo esercizio modellistico realizzato durante una situazione, che si spera irripetibile, in cui si sono formulate ipotesi di riduzioni emissive rilevanti e molto rapide? Ciò che tale studio ha mostrato è che notevole attenzione deve essere prestata nella selezione di misure per contenere l'inquinamento atmosferico e che interventi mirati in un unico settore non necessariamente portano alle riduzioni di concentrazione auspiccate. La complessità e le profonde interconnessioni dei fenomeni in gioco sottolineano l'importanza di adottare un approccio integrato in cui politiche diverse, aspetti diversi (da quello sociale a quello economico) vengano considerati in maniera olistica e la loro interazione valutata in modo da considerare la totalità dei differenti impatti dovuti all'inquinamento atmosferico. A tale scopo, può essere sicuramente utile ricorrere ad indagini mediante tecniche di "source apportionment", che aiutino a valutare i contributi dalle varie attività antropiche ed a stabilire l'entità di interazioni non lineari che interessano le emissioni dai diversi settori. Inoltre, studi di variabilità meteorologica possono essere d'aiuto a quantificare il peso della componente meteorologica, soprattutto nelle aree con elevata pressione antropica e stagnazione, come la Pianura Padana.

Tutte le informazioni prodotte sono state condivise con il gruppo modellistico dell'attività 2.3 e sono a disposizione di altri partecipanti al Progetto, incluse le regioni che intendessero sviluppare proprie simulazioni regionali di maggiore dettaglio spaziale per ottenere coerenti condizioni al contorno.



REFERENCES

- Adani, M., Mircea, M., D'Isidoro, M., Costa, M.P., Silibello, C., 2015. Heavy Metal Modelling Study over Italy: Effects of Grid Resolution, Lateral Boundary Conditions and Foreign Emissions on Air Concentrations. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226:46 <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-015-2324-7>.
- Arianet, 2011. SURFPRO3 User's guide (SURFace-atmosphere interface PROcessor, Version 3). Software manual. Arianet R2011.31.
- Arianet, 2014. Emission Manager. Modular processing system for model-ready emission input Preparation. Software Manual.
- Arianet, 2020. FARM 5.1 Model formulation and user's manual. Arianet R2020.11.
- Barré, J., Petetin, H., Colette, A., Guevara, M., Peuch, V.-H., Rouil, L., Engelen, R., Inness, A., Flemming, J., Pérez García-Pando, C., Bowdalo, D., Meleux, F., Geels, C., Christensen, J. H., Gauss, M., Benedictow, A., Tsyro, S., Friese, E., Struzewska, J., Kaminski, J. W., Douros, J., Timmermans, R., Robertson, L., Adani, M., Jorba, O., Joly, M., Kouznetsov, R., 2021. Estimating lockdown-induced European NO₂ changes using satellite and surface observations and air quality models, *Atmos. Chem. Phys.*, 21, 7373–7394, <https://doi.org/10.5194/acp-21-7373-2021>.
- Beekman, M., Vautard, R., 2010. A modelling study of photochemical regimes over Europe: robustness and variability, *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 10067–10084, <https://doi.org/10.5194/acp-10-10067-2010>.
- Binkowski, F.S., Roselle, S.J., 2003. Models-3 community multiscale air quality (CMAQ) model aerosol component 1. Model description. *Journal of Geophysical Research*, 108, 4183, <http://dx.doi.org/10.1029/2001JD001409>.
- Cadum, E., Rowinski, M., Berti, G., Basagaña, X., Ciancarella, L., Spadea, T., Annesi-Maesano, I., Otorepec, P., Zanini, G., Costa, G., 2016. LIFE MED HISS ENV/it/000834: an 'health surveillance' pilot project on long term effects exposure to air pollution to implement a european system. In: Abstracts of the 2016 meeting of the International Society for Environmental Epidemiology (ISEE), pp P2–310, <https://doi.org/10.1289/ehp.isee2016>.
- Carmichael, G.R., Uno, I., Phadnis, M.J., Zhang, Y., Sunwoo, Y., 1998. Tropospheric ozone production and transport in the springtime in east Asia. *Journal of Geophysical Research*, 103, 10649-10671, <http://dx.doi.org/10.1029/97JD03740>.
- Carslaw, D.C., Ropkins, K., 2012. Openair – an R package for air quality data analysis, *Environ. Modell. Softw.*, 27-28, 52-61, <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.008>.
- Chang, J. C., Hanna, S. R., 2004. Air quality model performance evaluation, *Meteorol. Atmos. Phys.*, 87, 167–196, <https://doi.org/10.1007/s00703-003-0070-7>.
- Damian, V., Sandu, A., Damian, M., Potra, F., Carmichael, G. R., 2002. The kinetic preprocessor KPP-a software environment for solving chemical kinetics. *Computers & Chemical Engineering*, 26, 1567-1579, [http://dx.doi.org/10.1016/S0098-1354\(02\)00128-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0098-1354(02)00128-X).



D'Elia, I., Briganti, G., Vitali, L., Piersanti, A., Righini, G., D'Isidoro, M., Cappelletti, A., Mircea, M., Adani, M., Zanini, G., Ciancarella, L., 2021. Measured and modelled air quality trends in Italy over the period 2003–2010, *Atmos. Chem. Phys.*, 21, 10825–10849, <https://doi.org/10.5194/acp-21-10825-2021>.

De Marco, A., Screpanti, A., Mircea, M., Piersanti, A., Proietti, C., Fornasier, M. F., 2017. High resolution estimates of the corrosion risk for cultural heritage in Italy. *Environmental Pollution*, 226, 260-267, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.066>.

EMEP, 2003. Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe. EMEP Status Report 2003, Norwegian Meteorological Institute, August 2003.

Fountoukis, C., and Nenes, A., 2007. ISORROPIA II: A Computationally Efficient Aerosol Thermodynamic Equilibrium Model for K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NH₄⁺, Na⁺, SO₄²⁻, NO₃⁻, Cl⁻, H₂O Aerosols, *Atmos. Chem. Phys.*, 7, 4639–4659, <https://doi.org/10.5194/acp-7-4639-2007>.

Gandini, M., Scarinzi, C., Bande, S., Berti, G., Carnà, P., Ciancarella, L., Costa, G., Demaria, M., Ghigo, S., Piersanti, A., Rowinski, M., Spadea, T., Stroschia, M., Cadum, E., 2018. Long term effect of air pollution on incident hospital admissions: Results from the Italian Longitudinal Study within LIFE MED HISS project. *Environment International*, 121 (2), 1087-1097, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.10.020>.

Gandini, M., Scarinzi, C., Bande, S., Berti, G., Ciancarella, L., Costa, G., Demaria, M., Ghigo, S., Marinacci, C., Piersanti, A., Sebastiani, G., Cadum, E., 2019. LIFE Med Hiss: An innovative cohort design for public health. *MethodsX*, 6, 82-91, ISSN 2215-0161, <https://doi.org/10.1016/j.mex.2018.12.007>.

Ghigo, S., Bande, S., Ciancarella, L., Mircea, M., Piersanti, A., Righini, G., Baldasano, J. M., Basagaña, X., Cadum, E., 2017. Mapping air pollutants at municipality level in Italy and Spain in support to health impact evaluations. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 11 (1), 69-82, <http://dx.doi.org/10.1007/s11869-017-0520-x>.

Guenther, A., Karl, T., Harley, P., Wiedinmyer, C., Palmer, P. I., Geron, C., 2006. Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6, 3181-3210, <http://dx.doi.org/10.5194/acp-6-3181-2006>.

Guevara, M., Jorba, O., Soret, A., Petetin, H., Bowdalo, D., Serradell, K., Tena, C., Denier van der Gon, H., Kuenen, J., Peuch, V.-H., and Pérez García-Pando, C.: Time-resolved emission reductions for atmospheric chemistry modelling in Europe during the COVID-19 lockdowns, *Atmos. Chem. Phys.*, 21, 773–797, <https://doi.org/10.5194/acp-21-773-2021>, 2021.

Hersbach, H., Bell, B., Berrisford, P., Hirahara, S., Horányi, A., Muñoz-Sabater, J., Nicolas, J., et al. 2020. “The ERA5 Global Reanalysis.” *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 146 (730): 1999–2049. <https://doi.org/10.1002/QJ.3803>.

Holtzlag, A. A. M., Van Ulden A. P., 1983. A Simple Scheme for Daytime Estimates of the Surface Fluxes from Routine Weather Data. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 22 (4), 517–529, <https://doi.org/10.1175/1520->



[0450\(1983\)022%3C0517:ASSFDE%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1109/HPCS48598.2019.9188135)

Iannone, F., Ambrosino, F., Bracco, G., De Rosa, M., Funel, A., Guarnieri, G., Migliori, S., et al. 2019. “CRESCO ENEA HPC Clusters: A Working Example of a Multifabric GPFs Spectrum Scale Layout.” In *2019 International Conference on High Performance Computing and Simulation, HPCS 2019*, 1051–52. Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc. <https://doi.org/10.1109/HPCS48598.2019.9188135>.

Lange, R., 1989. Transferability of a three-dimensional air quality model between two different sites in complex terrain. *Journal of Applied Meteorology*, 28 (7), 665-679, [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450\(1989\)028<0665:TOATDA>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450(1989)028<0665:TOATDA>2.0.CO;2)

Mircea, M., Ciancarella, L., Briganti, G., Calori, G., Cappelletti, A., Cionni, I., Costa, M., Cremona, G., D'Isidoro, M., Finardi, S., Pace, G., Piersanti, A., Righini, G., Silibello, C., Vitali, L., Zanini, G., 2014. Assessment of the AMS-MINNI system capabilities to predict air quality over Italy for the calendar year 2005, *Atmos. Environ.*, 84, 178–188, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.11.006>.

Otero, N., Sillmann, J., Mar, K. A., Rust, H. W., Solberg, S., Andersson, C., Engardt, M., Bergström, R., Bessagnet, B., Colette, A., Couvidat, F., Cuvelier, C., Tsyro, S., Fagerli, H., Schaap, M., Manders, A., Mircea, M., Briganti, G., Cappelletti, A., Adani, M., D'Isidoro, M., Pay, M.-T., Theobald, M., Vivanco, M. G., Wind, P., Ojha, N., Raffort, V., Butler, T., 2018. A multi-model comparison of meteorological drivers of surface ozone over Europe, *Atmos. Chem. Phys.*, 18, 12269–12288, <https://doi.org/10.5194/acp-18-12269-2018>.

Piersanti, A., D'Elia, I., Gualtieri, M., Briganti, G., Cappelletti, A., Zanini, G., Ciancarella, L., 2021. The Italian National Air Pollution Control Programme: Air Quality, Health Impact and Cost Assessment. *Atmosphere* 2021, 12, 196. <https://doi.org/10.3390/atmos12020196>.

Schell, B., Ackermann, I. J., Hass, H., Binkowski, F. S., Ebel, A., 2001. Modeling the formation of secondary organic aerosol within a comprehensive air quality modeling system. *Journal of Geophysical Research*, 106, D22, 28275-28293, <https://doi.org/10.1029/2001JD000384>.

Seinfeld, J.H., Pandis, S. N., 1998. *Atmospheric Chemistry and Physics*. John Wiley&Sons, Inc.

Silibello, C., Calori, G., Costa, M.P., Dirodi, M.G., Mircea, M., Radice, P., Vitali, L., Zanini, G., 2012. Benzo[a]pyrene modelling over Italy: comparison with experimental data and source apportionment. *Atmospheric Pollution Research*, 3, 399-407, ISSN 1309-1042, <http://dx.doi.org/10.5094/APR.2012.046>.

Simon, H., Baker, K.R., and Phillips, S., 2012. Compilation and interpretation of photochemical model performance statistics published between 2006 and 2012. *Atmospheric Environment*, 61, 124-139, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.012>, 2012.

Skamarock, W. C., Klemp, J. B., Dudhia, J., Gill, D. O., Liu, Z., Berner, J., ... Huang, X. -yu., 2019. A Description of the Advanced Research WRF Model Version 4.1 (No. NCAR/TN-556+STR). doi:10.5065/1dfh-6p97

Smagorinsky, J., 1963. General circulation experiments with the primitive equations: 1. The basic experiment. *Monthly*



Weather Review, 91, 99-164, [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1963\)091<0099:GCEWTP>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1963)091<0099:GCEWTP>2.3.CO;2)

Troen, I.B., Mahrt, L., 1986. A simple model of the atmospheric boundary layer; sensitivity to surface evaporation. *Boundary-Layer Meteorol* 37, 129–148. <https://doi.org/10.1007/BF00122760>.

Vitali, L., Adani, M., Briganti, G., Cappelletti, A., Ciancarella, L., Cremona, G., D'Elia, I., D'Isidoro, M., Guarnieri, G., Mircea, M., Piersanti, A., Righini, G., Russo, F., Villani, M.G., and Zanini, G., 2019. AMS-MINNI National Air Quality Simulation on Italy for the Calendar Year 2015. Annual Air Quality Simulation of MINNI Atmospheric Modelling System: Results for the Calendar Year 2015 and Comparison with Observed Data, ENEA Technical Report, RT/2019/15/ENEA, ISSN 2499-5347, <http://hdl.handle.net/20.500.12079/52259>.

Vivanco, M. G., Theobald, M. R., García-Gómez, H., Garrido, J. L., Prank, M., Aas, W., Adani, M., Alyuz, U., Andersson, C., Bellasio, R., Bessagnet, B., Bianconi, R., Bieser, J., Brandt, J., Briganti, G., Cappelletti, A., Curci, G., Christensen, J. H., Colette, A., Couvidat, F., Cuvelier, C., D'Isidoro, M., Flemming, J., Fraser, A., Geels, C., Hansen, K. M., Hogrefe, C., Im, U., Jorba, O., Kitwiroon, N., Manders, A., Mircea, M., Otero, N., Pay, M.-T., Pozzoli, L., Solazzo, E., Tsyro, S., Unal, A., Wind, P., Galmarini, S., 2018. Modeled deposition of nitrogen and sulfur in Europe estimated by 14 air quality model systems: evaluation, effects of changes in emissions and implications for habitat protection, *Atmos. Chem. Phys.*, 18, 10199–10218, <https://doi.org/10.5194/acp-18-10199-2018>.

Zender, C. S., Bian, H., Newman, D., 2003. Mineral Dust Entrainment and Deposition (DEAD) model: Description and 1990s dust climatology, *Journal of Geophysical Research*, 108, 4416, <http://dx.doi.org/10.1029/2002JD002775>.

Zhang, K.M., Knipping, E.M., Wexler, A.S., Bhave, P.V., Tonnesen, G.S., 2005. Size distribution of sea-salt emissions as a function of relative humidity. *Atmospheric Environment*, 39, 3373-3379, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.02.032>.



APPENDICE A

A.1 Gli indicatori statistici

Per valutare le prestazioni del modello MINNI, i valori simulati sono stati confrontati con i valori osservati, utilizzando i seguenti indicatori statistici:

MB (Mean Bias)

$$MB = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n M_i - O_i$$

RMSE (Root Mean Squared Error)

$$RMSE = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (M_i - O_i)^2}{n} \right)^{1/2}$$

corr (correlation coefficient)

$$corr = \frac{1}{(n-1)} \sum_{i=1}^n \left(\frac{M_i - \bar{M}}{\sigma_M} \right) \left(\frac{O_i - \bar{O}}{\sigma_O} \right)$$

NMB (Normalised Mean Bias)

$$NMB = \frac{\sum_{i=1}^n M_i - O_i}{\sum_{i=1}^n O_i}$$

NMGE (Normalised Mean Gross Error)

$$NMGE = \frac{\sum_{i=1}^n |M_i - O_i|}{\sum_{i=1}^n O_i}$$

dove le lettere O e M indicano, rispettivamente, i valori osservati e simulati, l'indice i indica il passo temporale, n il numero totale di osservazioni nell'intervallo temporale e σ la deviazione standard.

A.2 NMB e NMGE

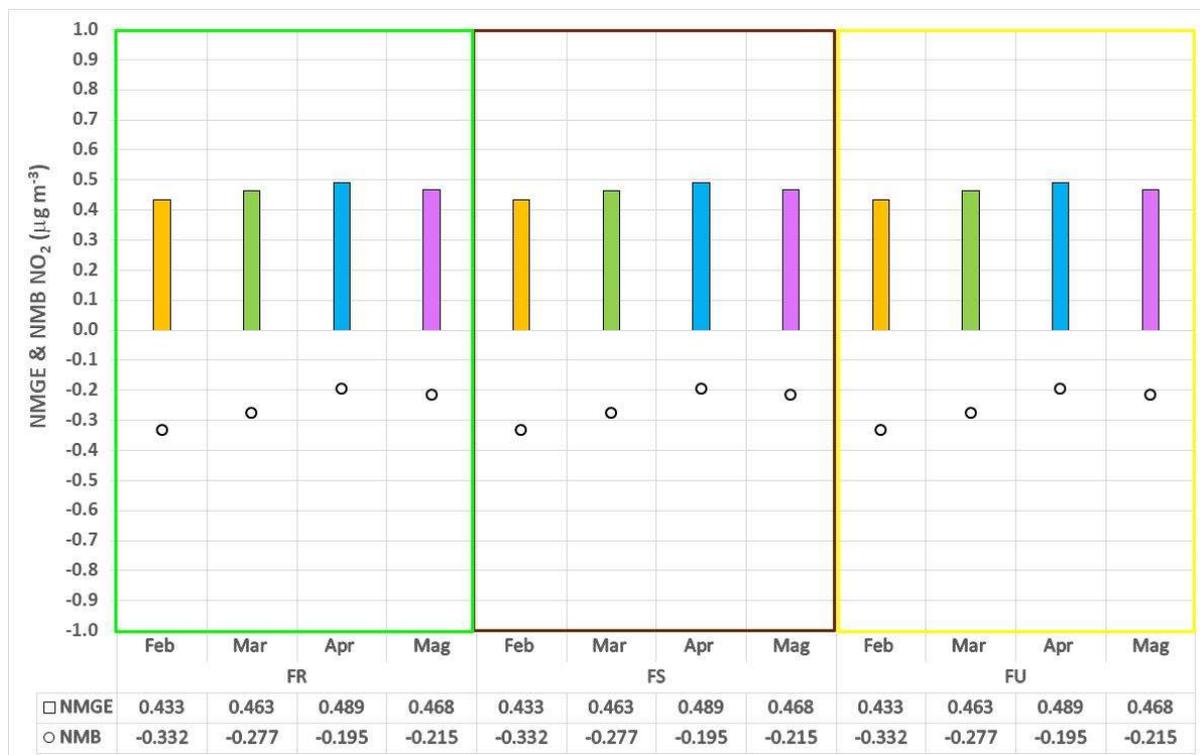


Fig. A.1 – NMGE e NMB per NO₂ per tutte le stazioni valide di fondo rurale (FR), suburbano (FS) e urbano (FS) calcolati per i mesi da febbraio a maggio 2020.

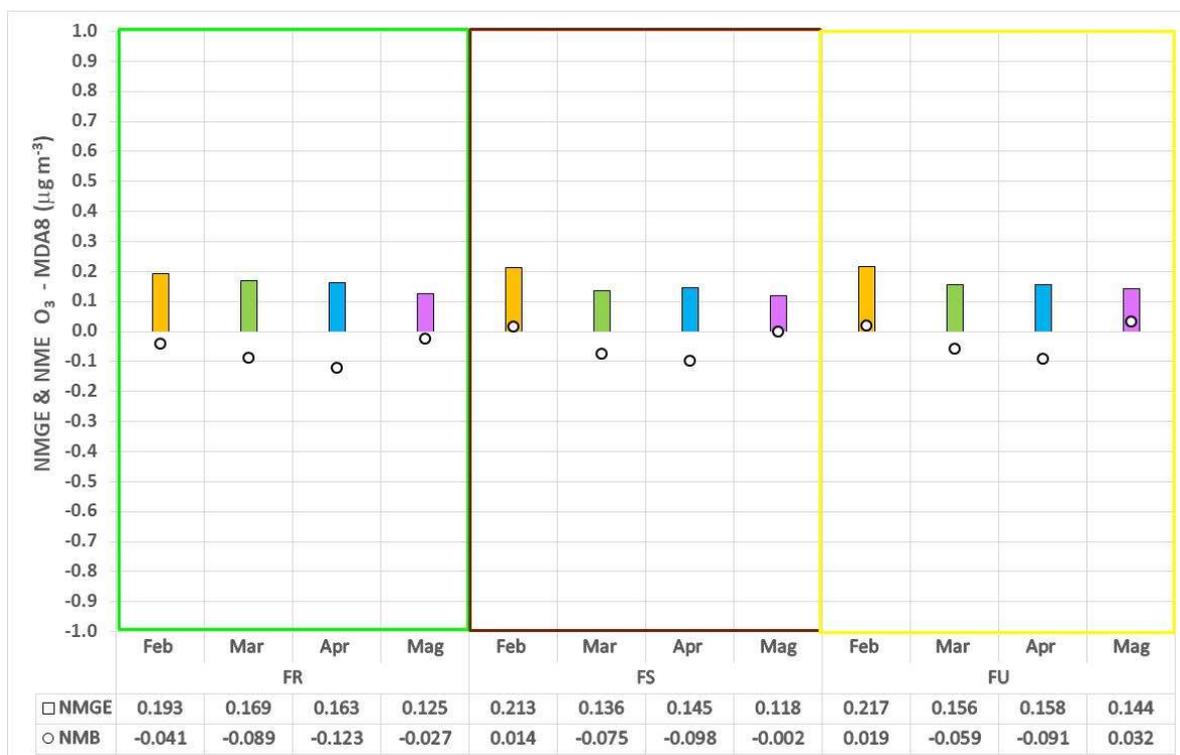


Fig. A.2 – NMGE e NMB per O₃-MDA8 per tutte le stazioni valide di fondo rurale (FR), suburbano (FS) e urbano (FS) calcolati per i mesi da febbraio a maggio 2020.

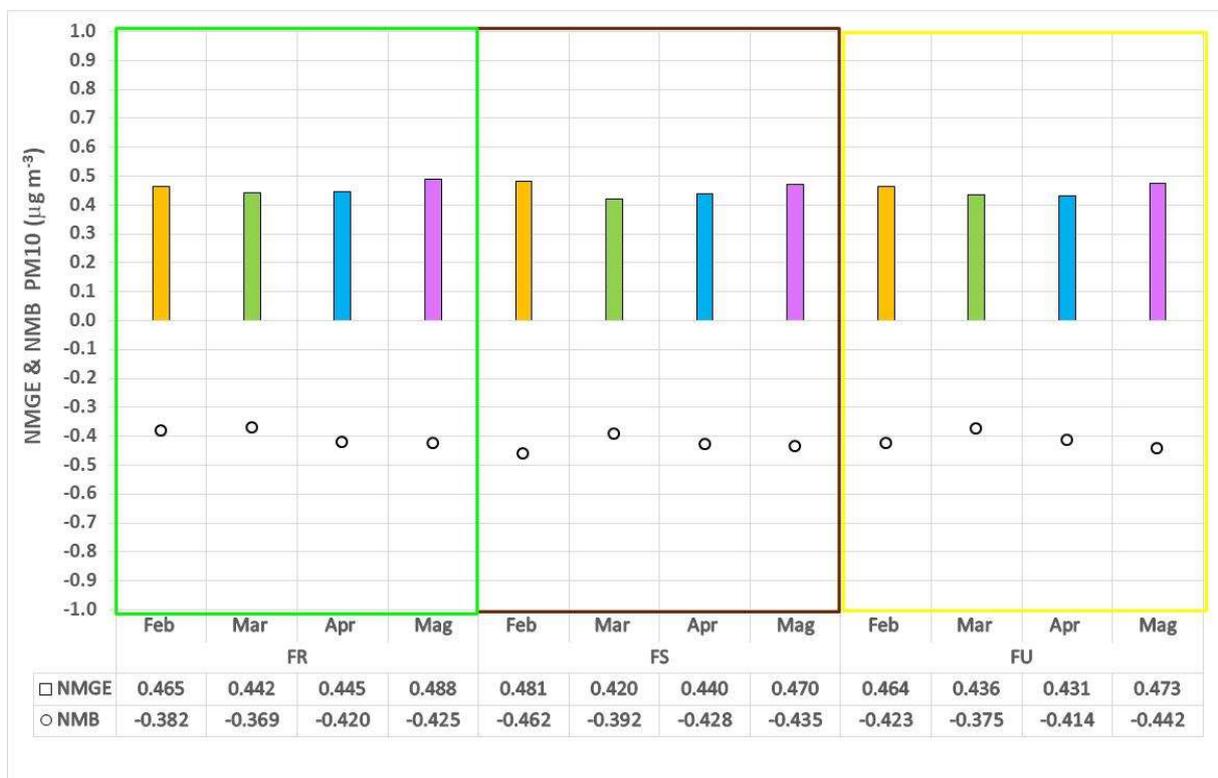


Fig. A.3 – NMGE e NMB per PM₁₀ per tutte le stazioni valide di fondo rurale (FR), suburbano (FS) e urbano (FS) calcolati per i mesi da febbraio a maggio 2020.

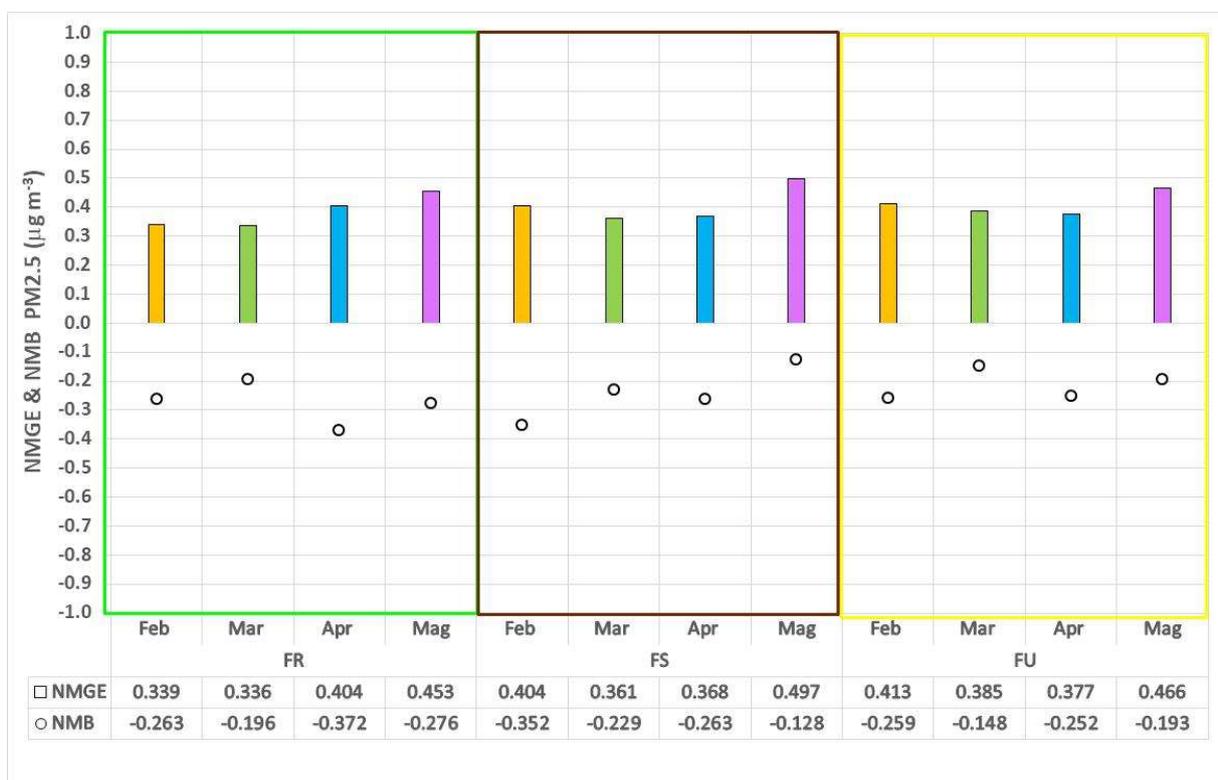


Fig. A.4 – NMGE e NMB per PM_{2.5} per tutte le stazioni valide di fondo rurale (FR), suburbano (FS) e urbano (FS) calcolati per i mesi da febbraio a maggio 2020.

APPENDICE B

B.1 Le variazioni emissive mensili



Fig. B.1 - Variazioni percentuali simulate di emissioni di NO_x . Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.



Fig. B.2 - Variazioni percentuali simulate di emissioni di SO_x . Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.



Fig. B.3 - Variazioni percentuali simulate di emissioni di $\text{PM}_{2.5}$. Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.



Fig. B.4 - Variazioni percentuali simulate di emissioni di COVNM. Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.



Fig. B.5 - Variazioni percentuali simulate di emissioni di NH₃. Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.

B.2 Le variazioni mensili di concentrazione

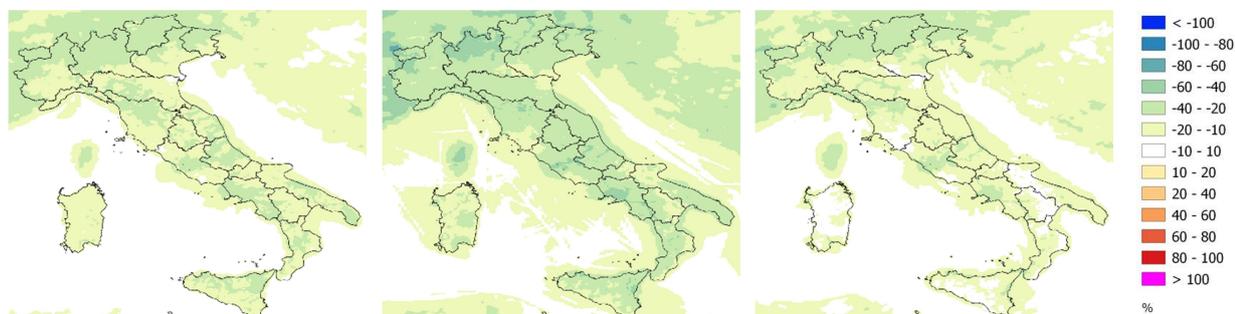


Fig. B.6 - Variazioni percentuali simulate di concentrazione di NO_2 . Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.

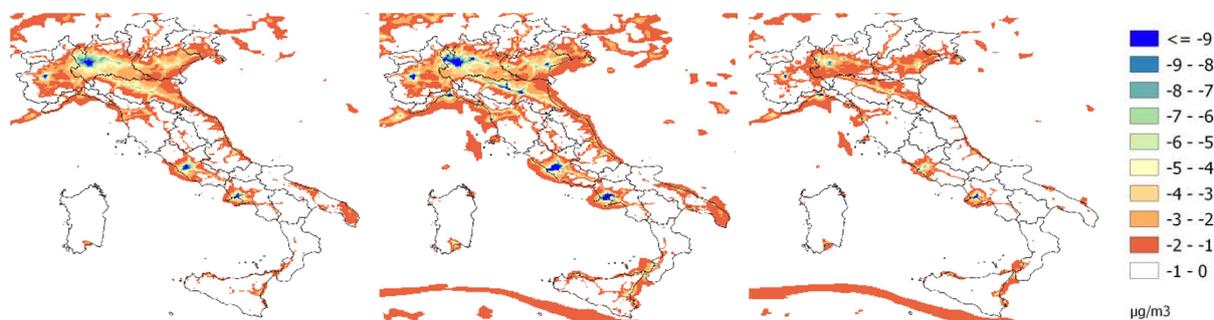


Fig. B.7- Variazioni assolute simulate di concentrazione di NO_2 . Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.



Fig. B.8- Variazioni percentuali simulate di concentrazione di PM_{10} . Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.

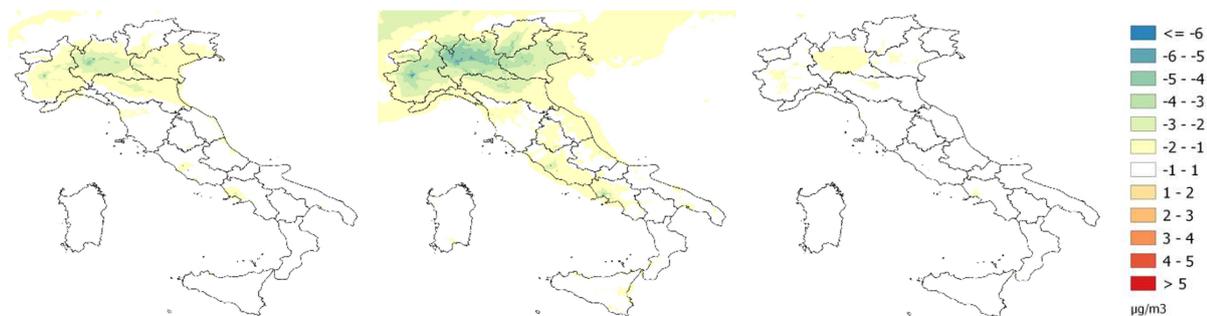


Fig. B.9 - Variazioni assolute simulate di concentrazione di PM_{10} . Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.



Fig. B.10 - Variazioni percentuali simulate di concentrazione di $PM_{2.5}$. Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.

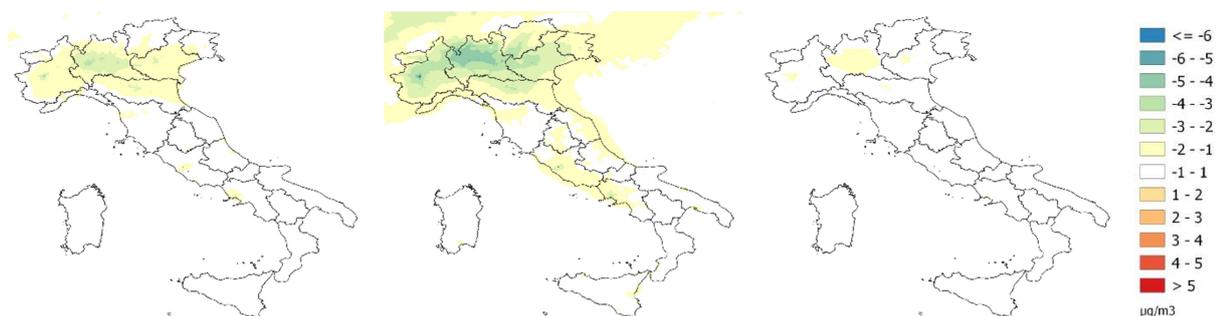


Fig. B.11 - Variazioni assolute simulate di concentrazione di $PM_{2.5}$. Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.

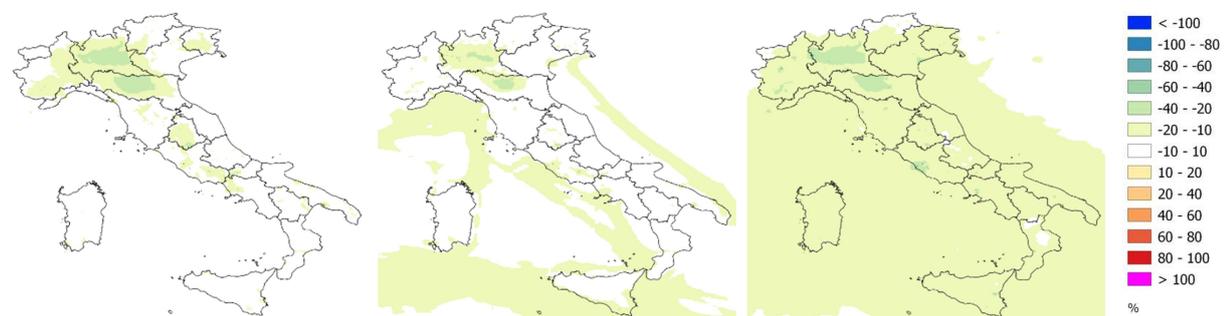


Fig. B.12 - Variazioni percentuali simulate di concentrazione di SO_2 . Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.

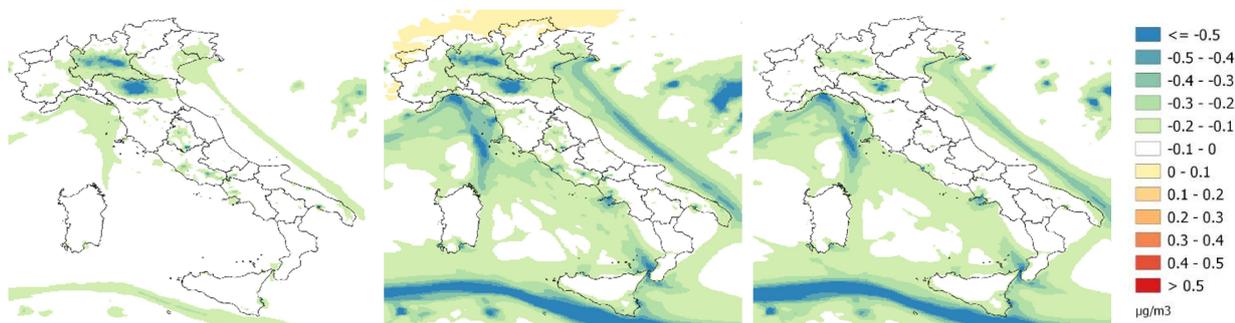


Fig. B.13 - Variazioni assolute simulate di concentrazione di SO_2 . Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.



Fig. B.14 - Variazioni percentuali simulate di SOMO00. Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.

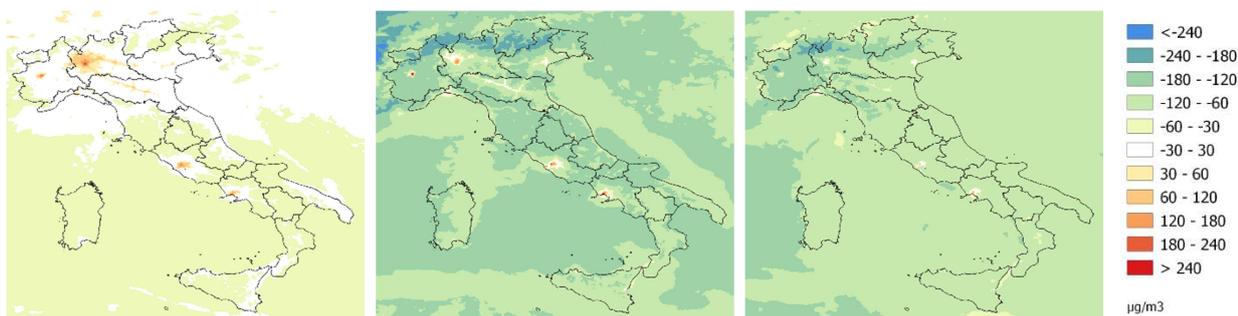


Fig. B.15 - Variazioni assolute simulate di SOMO00. Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.

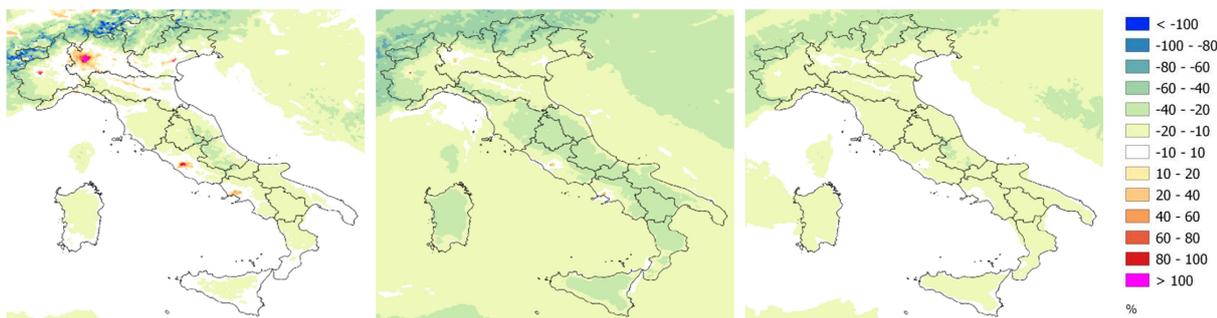


Fig. B.16 - Variazioni percentuali simulate di SOMO35. Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.

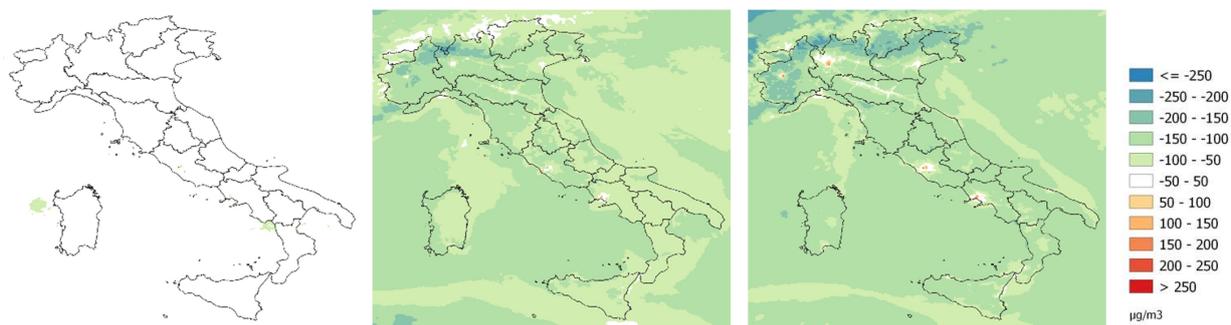


Fig. B.17 - Variazioni assolute simulate di SOMO35. Da sinistra: marzo, aprile e maggio 2020.