



MASTER PLAN 2021
AEROPORTO "MARCO POLO" DI TESSERA – VENEZIA
PROGETTO DI MONITORAGGIO AMBIENTALE
Attività in corso d'opera
ATMOSFERA
Simulazioni modellistiche annuali della dispersione
degli inquinanti emessi dalle attività aeroportuali
Anno 2019



Data documento	Revisione	Redazione	Controllo	Approvazione
31/07/2020	0	EZIPM-ARIANET	Regazzi A./Sollecito S.	Bassano D.

Autori: D. Barbero, M. P. Costa, C. Pozzi, P. Radice, G. Tinarelli

Riferimento: R2020.08

Luglio 2020

Rapporto R2020.08

Autori: D. Barbero, M. P. Costa, C. Pozzi, P. Radice, G. Tinarelli

Cliente:

Ente zona Industriale di Porto Marghera per SAVE S.p.A.

SOMMARIO

1	Introduzione.....	3
2	Area di indagine.....	4
3	Dati meteorologici.....	6
3.1	Simulazioni con il codice meteorologico WRF	6
3.2	Validazione della simulazione con il modello WRF	9
3.2.1	Vento	9
3.2.2	Temperatura	17
3.3	Discesa di scala con i modelli Swift e SurfPro.....	19
4	Modellistica emissiva	26
4.1	Traffico aeroportuale	26
4.1.1	Aerei.....	26
4.1.2	Mezzi a terra	28
4.1	Altre sorgenti presenti nel sedime aeroportuale	31
4.1.1	Centrali termiche	31
4.1.2	Serbatoi	33
4.2	Traffico stradale nelle aree afferenti all'aeroporto	34
4.2.1	Trasporto privato via terra.....	34
4.2.2	Trasporto pubblico su gomma	36
4.3	Traffico navale	38
4.3.1	Metodologia	38
4.3.2	Applicazione della metodologia alle imbarcazioni che fanno trasporto passeggeri dall'aeroporto alla città di Venezia.....	42
4.4	Confronti con le emissioni del 2018	44
5	Simulazione della dispersione di inquinanti.....	47
5.1	Quadro normativo di riferimento	47
5.2	Configurazione delle simulazioni modellistiche di dispersione	48
5.3	Risultati – mappe di concentrazione	48
5.3.1	Ossidi di azoto totali	48
5.3.2	Biossido di azoto	56
5.3.3	PM10.....	61
5.3.4	PM2.5	72
5.3.5	Biossido di zolfo.....	73
5.3.6	Monossido di Carbonio.....	81
5.3.7	Benzene	83
5.4	Differenze d'impatto rispetto alla simulazione 2018	86
5.5	Risultati - Confronto con i dati misurati dalle stazioni di monitoraggio.....	88

5.5.1	Ossidi di azoto totali	89
5.5.2	Biossido di azoto	91
5.5.3	Particolato fine	92
5.6	Risultati – Stima dei contributi delle diverse sorgenti emissive	94
6	Conclusioni.....	96
7	Appendice - Modelli di simulazione	99
7.1	Modello Swift.....	99
7.2	Modello SurfPro 3	100
7.3	Modello Spray 3.1.....	101
7.4	Applicazioni dei codici.....	102
8	Bibliografia	104

1 Introduzione

Nell'ambito del servizio di reportistica dello stato di qualità dell'aria in corso presso l'aeroporto Marco Polo di Venezia per il gruppo SAVE (che gestisce il Sistema Aeroportuale di Venezia e Treviso), stipulato con Ente Zona Industriale di Porto Marghera (EZIPM), ARIANET srl è incaricata dell'esecuzione di studi su base annuale sull'impatto atmosferico delle emissioni che afferiscono alle diverse attività dell'aeroporto. Tali studi sono basati sull'uso di un sistema modellistico tridimensionale avanzato, in grado di descrivere sul territorio circostante l'aeroporto il destino in atmosfera degli inquinanti emessi, tenendo conto delle diverse complessità territoriali presenti (disomogeneità nell'uso del suolo, interfaccia terra-laguna-mare), ad una risoluzione orizzontale soddisfacente.

ARIANET srl vanta una lunga esperienza nel campo degli studi sulla qualità dell'aria in generale e anche in ambito aeroportuale e sviluppa e distribuisce in esclusiva per l'Italia il modello di dispersione lagrangiano a particelle SPRAY, identificato come il più adatto a trattare i fenomeni di inquinamento atmosferico in condizioni complesse e con il dettaglio richiesto. Lo stesso modello è utilizzato da anni da EZIPM per la sorveglianza dell'inquinamento nell'area industriale di Venezia.

In presenza delle forti variazioni spaziali e temporali delle grandezze meteorologiche che normalmente si registrano in siti costieri come quello del sedime dell'aeroporto di Venezia, il vantaggio d'uso di un modello di dispersione lagrangiano a particelle come SPRAY, rispetto a modelli meno evoluti (come per esempio i modelli gaussiani) è sostanziale e legato al fatto che il pennacchio virtuale d'inquinante risente esplicitamente della tridimensionalità di meteorologia e turbolenza in ogni suo punto e non solo in corrispondenza del suo baricentro. Questo consente per esempio di simulare fenomeni quali la separazione verticale di porzioni del pennacchio in presenza di forti variazioni della direzione del vento ("shear") o di circolazioni a regime di brezza. Infine, SPRAY consente una separazione dei contributi che le diverse sorgenti o comparti emissivi danno sul campo di concentrazioni totali, permettendo rapidamente il calcolo della ripartizione percentuale di ognuno.

Il presente rapporto descrive la metodologia e i risultati ottenuti relativamente allo studio modellistico per l'anno **2019**. Sono illustrati nel dettaglio i dati e i metodi utilizzati per costruire le componenti in input al sistema modellistico, ovvero la meteorologia e le emissioni, nonché i risultati in termini di indicatori, sul territorio considerato, per le specie emesse sottoposte alla normativa sulla qualità dell'aria. Ove possibile, nei risultati vengono separati i contributi di alcuni tra i comparti emissivi presi in considerazione nelle simulazioni.

Dato che le simulazioni prendono in considerazione l'impatto delle sole sorgenti emissive connesse al funzionamento dell'aeroporto (aerei, attività aeroportuali al suolo, centrali per la produzione di energia, traffico veicolare da/verso l'aeroporto su strada e in acqua), vengono infine confrontati i valori di concentrazione al suolo modellati con le misure disponibili, effettuando anche un confronto tra le diverse misure, per fornire sia una valutazione della qualità della simulazione che una stima del contributo che le attività aeroportuali determinano sull'inquinamento atmosferico complessivo nella zona.

Il seguente capitolo 2 mostra il dettaglio sull'area di indagine scelta e la risoluzione modellistica adottata. Il capitolo 3 descrive le procedure e i dati utilizzati per la ricostruzione meteorologica tridimensionale sull'area, Il capitolo 4 dettaglia le procedure e i dati utilizzati per la ricostruzione delle emissioni. Il capitolo 5 descrive la metodologia e i risultati ottenuti dalla simulazione di dispersione, insieme ai confronti con le misure disponibili. Nel capitolo 6 sono riassunte le conclusioni del lavoro, mentre in Appendice vengono descritti con maggiore dettaglio i contenuti della tecnologia modellistica utilizzata per la simulazione meteo-dispersiva alla risoluzione finale adottata, contenuta nel pacchetto ARIA Impact 3D, di cui il modello di dispersione SPRAY fa parte.

2 Area di indagine

Per la caratterizzazione degli impatti relativi alle emissioni afferenti alle attività aeroportuali, è stata considerata un'area di indagine, o dominio di calcolo, costituita dal quadrato di lato 25 km, rappresentato in rosso in Figura 1.

Il territorio considerato comprende, oltre alla zona dell'aeroporto, evidente in figura e localizzato nella zona centrale, anche diversi comuni circostanti. Sono infatti inclusi una consistente parte del comune di Venezia (comprendente sia la città storica sia l'abitato di Mestre), e i comuni di Mogliano Veneto, Marcon e Quarto d'Altino. Nella parte a Nord, il dominio arriva a lambire l'abitato di Casale sul Sile, mentre ad Est arriva a coprire la parte ovest del litorale del Cavallino. Le caratteristiche ed il posizionamento del dominio sono stati scelti sia per considerare i possibili effetti del trasporto di inquinanti verso i principali centri abitati, generati dalle caratteristiche ricorrenti del flusso atmosferico nella zona, che per contenere la maggior parte dell'impatto al suolo delle sorgenti prese in considerazione.

Il territorio è caratterizzato dalla completa assenza di un profilo orografico significativo, mentre sono presenti importanti discontinuità nelle caratteristiche del terreno, che comprende sia la fascia dell'entroterra di Venezia a partire da Mestre, la zona lagunare che include il centro storico e, in prossimità del vertice Sud Est, la zona di interfaccia tra i litorali e il mare aperto. L'aeroporto di Venezia Tessera è collocato nella zona centrale del dominio, leggermente spostato in direzione Nord Est.

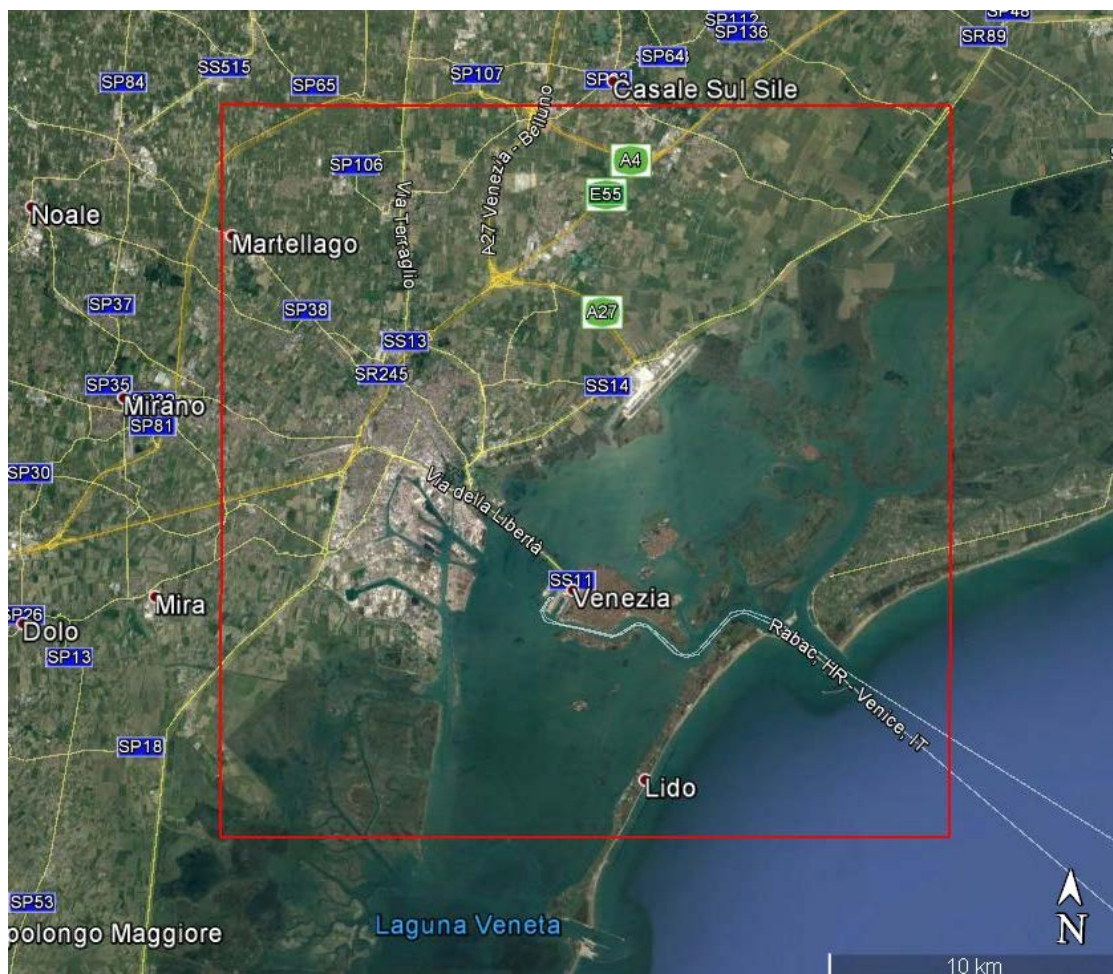


Figura 1. Dominio di calcolo per le simulazioni di qualità dell'aria

Il dominio ha come coordinate (x, y) del vertice Sud Ovest, nel sistema di proiezione UTM-WGS 84 (fuso 33 N) il punto (278000 m, 5027000 m).

La risoluzione orizzontale utilizzata per descrivere sia i dati meteorologici in input che le concentrazioni in output (recettori di calcolo disposti regolarmente all'interno del dominio) è di 200 m, compatibile con la durata delle simulazioni su scala annuale da eseguire ed in grado di fornire un sufficiente dettaglio sia alla scala complessiva considerata che in vicinanza dell'aeroporto.

La griglia di calcolo orizzontale è quindi caratterizzata da 125 celle nelle due direzioni x e y.

L'estensione verticale del dominio di simulazione per la ricostruzione meteorologica è di 5000 m con i seguenti 16 livelli di calcolo sopra l'orografia espressi in metri:

0, 10, 26, 90, 180, 300, 430, 630, 860, 1160, 1520, 1890, 2230, 2850, 3600, 5000.

3 Dati meteorologici

Il sistema modellistico utilizzato necessita di campi meteorologici 3D sul dominio di dettaglio a 200 m di risoluzione orizzontale e su base oraria. Per ottenere i campi meteorologici ad una tale risoluzione per un intero anno necessari al modello di dispersione, è stata effettuata una simulazione 3D mediante una discesa di scala di modelli.

La configurazione modellistica utilizzata è caratterizzata da una prima ricostruzione sul territorio in esame mediante il codice meteorologico alle equazioni primitive WRF fino alla risoluzione orizzontale di 1 km. I campi ricostruiti a questa scala, in grado di riprodurre le principali caratteristiche della circolazione locale, subiscono un'ulteriore discesa di scala fino alla risoluzione target di 200 m sul dominio considerato mediante l'applicazione dei codici Swift (per la ricostruzione dei campi di vento medio e temperatura) e SurfPro (per la ricostruzione della turbolenza). Durante questa discesa di scala, i campi vengono ulteriormente adattati alle condizioni locali mediante una matrice di uso del suolo che tiene conto delle caratteristiche locali del terreno ad alta risoluzione.

3.1 Simulazioni con il codice meteorologico WRF

Per la ricostruzione dei campi meteorologici fino alla risoluzione orizzontale di 1 km è stato utilizzato il codice meteorologico WRF (Weather Research Model, versione ARW 3.8.1), sviluppato dal National Center for Atmospheric Research (NCAR), dal National Centers for Environmental Prediction (NCEP) ed altri istituti meteorologici statunitensi (<http://www.wrf-model.org/>; <http://www.mmm.ucar.edu/wrf/users/>), distribuito in modalità *open-source*.

WRF è fra i modelli meteorologici ad area limitata che hanno trovato maggior sviluppo ed utilizzo recente, sia per applicazioni di ricerca che per la previsione meteorologica operativa. Il modello è utilizzato da importanti istituti europei per attività di ricerca e sviluppo e, in ambito italiano, è usato per le previsioni meteorologiche dal consorzio toscano LAMMA (<http://www.lamma.rete.toscana.it/>) e da alcune Agenzie Regionali come ad esempio ARPA Lazio o ARPA Puglia per la generazione di campi meteorologici e micrometeorologici in grado di pilotare simulazioni di previsione di qualità dell'aria. Utilizzando griglie di calcolo innestate, permette di simulare campi meteorologici tridimensionali, alla risoluzione richiesta e su domini di interesse, a partire da dati a scala sinottica, come quelli distribuiti da alcuni servizi meteorologici come ad esempio il sopraccitato NCEP (<http://www.ncep.noaa.gov/>) o ECMWF, European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (<http://www.ecmwf.int/>). L'aumento progressivo della risoluzione spaziale è necessario per risolvere i fenomeni di circolazione indotti dalle caratteristiche geografiche od orografiche locali, quali ad esempio la circolazione a carattere di brezza in presenza di interfaccia terra-mare.

Il periodo in esame, costituito dall'intero anno 2019, è stato ricostruito utilizzando come set di dati al contorno le analisi meteorologiche ERA-Interim (<http://www.ecmwf.int/en/research/climate-reanalysis/browse-reanalysis-datasets>) di ECMWF, uno dei riferimenti principali a livello internazionale per la produzione di analisi meteorologiche globali ad alta risoluzione (0.75 gradi).

La configurazione del modello WRF usata in questo lavoro si basa su 4 domini di calcolo innestati aventi maglie di risoluzione orizzontale pari a 45, 9, 3 e 1 km, rispettivamente centrati su Europa continentale, Nord Italia, Veneto e Nord-Est Italia, zona di Venezia, come illustrato in sequenza in Figura 2 e in Figura 3. La Figura 4 illustra invece la copertura dei punti relativi dominio WRF più interno sulla zona di Venezia alla risoluzione orizzontale di 1 km sovrapposti al dominio target di simulazione di dispersione a 200 m di risoluzione orizzontale.

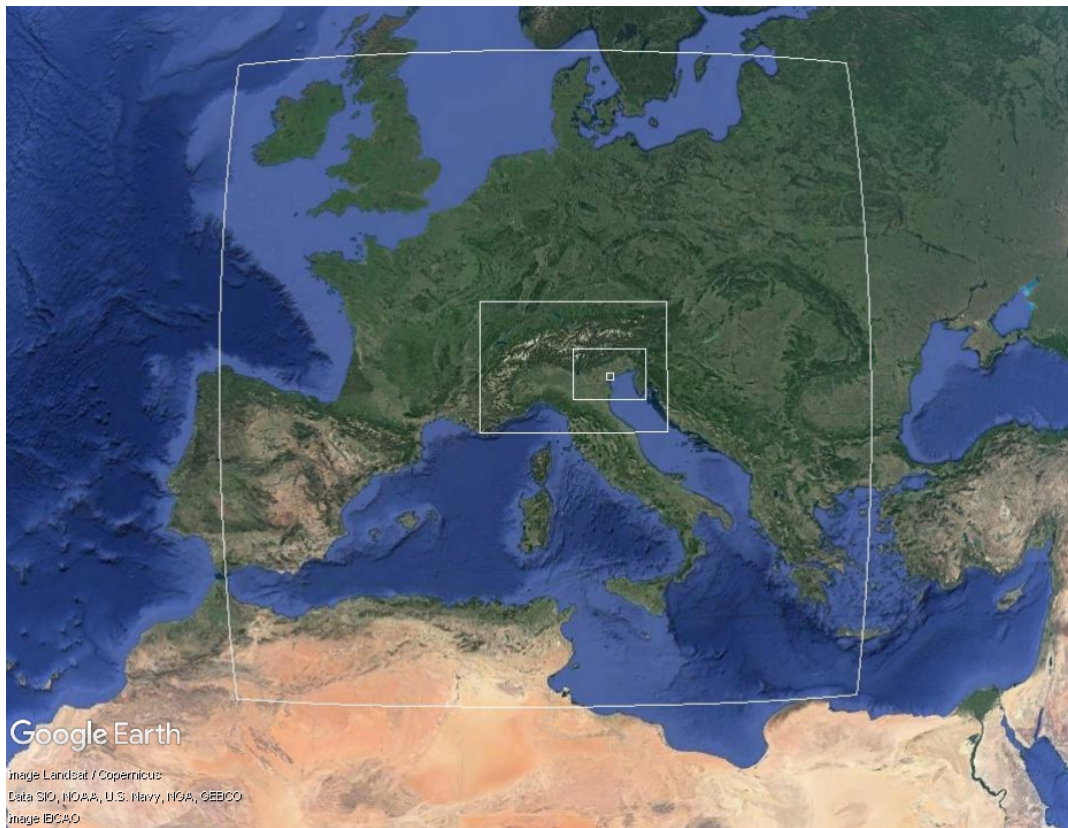


Figura 2. Vista di insieme di tutti i domini innestati di integrazione per il modello WRF



Figura 3. Dettaglio dei tre domini di simulazione WRF più interni

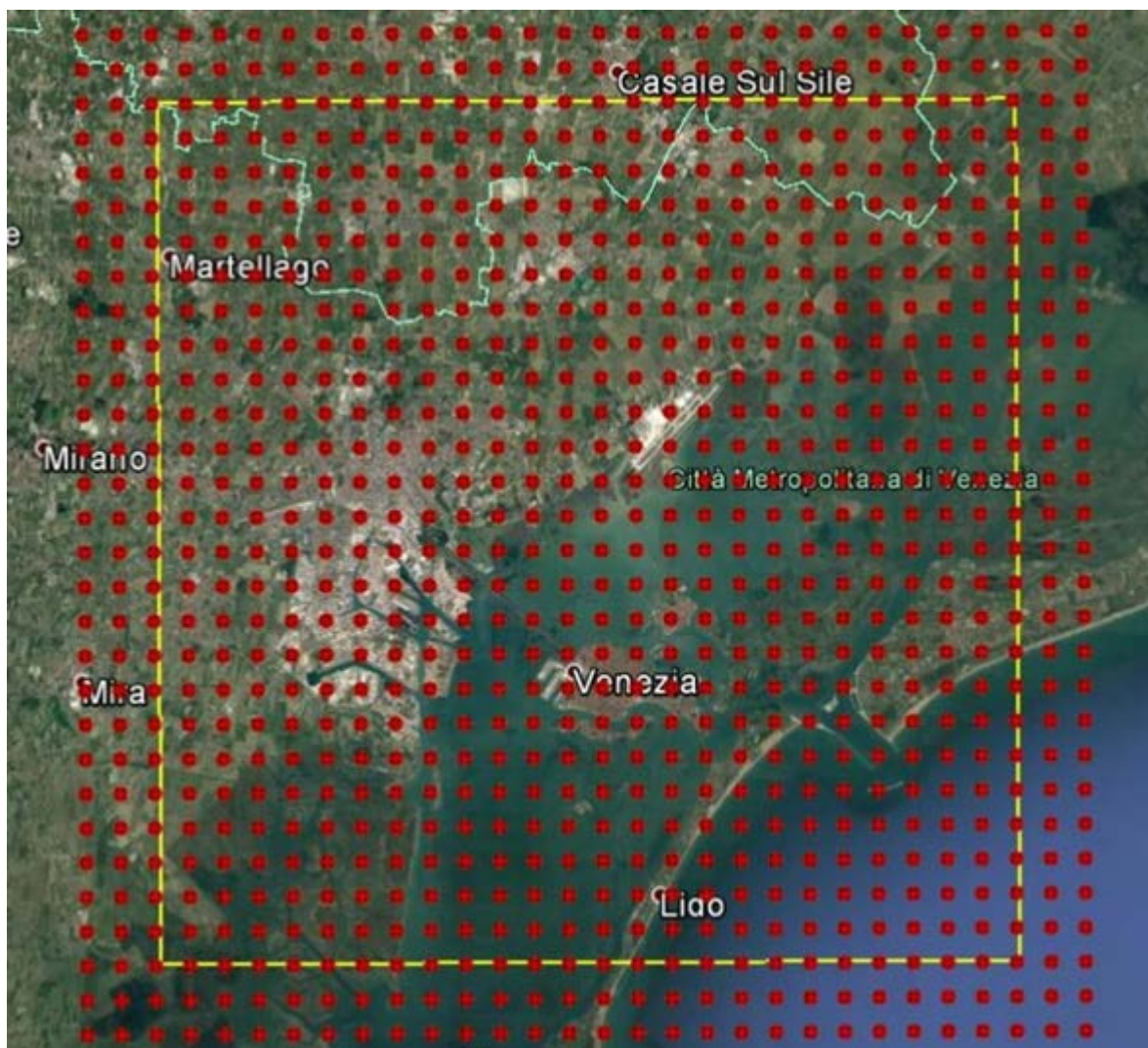


Figura 4. Dettaglio del posizionamento dei punti di simulazione WRF sul dominio più interno ad 1 km di risoluzione (in rosso), rispetto al dominio target di simulazione della dispersione (quadrato in giallo).

Per le simulazioni WRF sono stati utilizzati 35 livelli verticali aventi spaziatura crescente con l'altezza, fino alla quota corrispondente ad una pressione atmosferica di 50 hPa, con il livello più prossimo al suolo localizzato all'altezza di circa 29 m sopra il terreno. Il calcolo, tenendo conto dei diversi domini innestati, è stato effettuato in modalità di *two-way-nesting*. Il modello ha riprodotto la meteorologia su base oraria a partire dalle ore 01:00 del 1/1/2019 fino alle 00:00 del 1/1/2020.

Le parametrizzazioni fisiche utilizzate nella configurazione della simulazione di WRF sono riportate in Tabella 1.

Tabella 1. Parametrazioni fisiche utilizzate per la simulazione di WRF-ARW

WRF schema fisico di WRF ARW 3.8.1	Descrizione
Microfisica	WRF Single-Moment 6-class scheme (ice, snow and graupel processes)
Radiazione a onda lunga	RRTMG (Rapid Radiative Transfer Model for GCMs)
Radiazione a onda corta	RRTMG
Parametrizzazione della convezione dei cumuli	Kain-Fritsch scheme (deep and shallow convection). <u>Solo sulla griglia più esterna.</u>
Fenomeni superficiali	Noah Land Surface Model
Surface Layer	Eta similarity (based on Monin-Obukhov theory).
Strato limite atmosferico	Mellor-Yamada-Janjic Eta operational scheme

In Figura 5 sono illustrati, a titolo di esempio, i campi di vento in prossimità del suolo calcolati per il giorno 1/1/2019 alle ore 01:00 e 12:00 dal codice WRF.

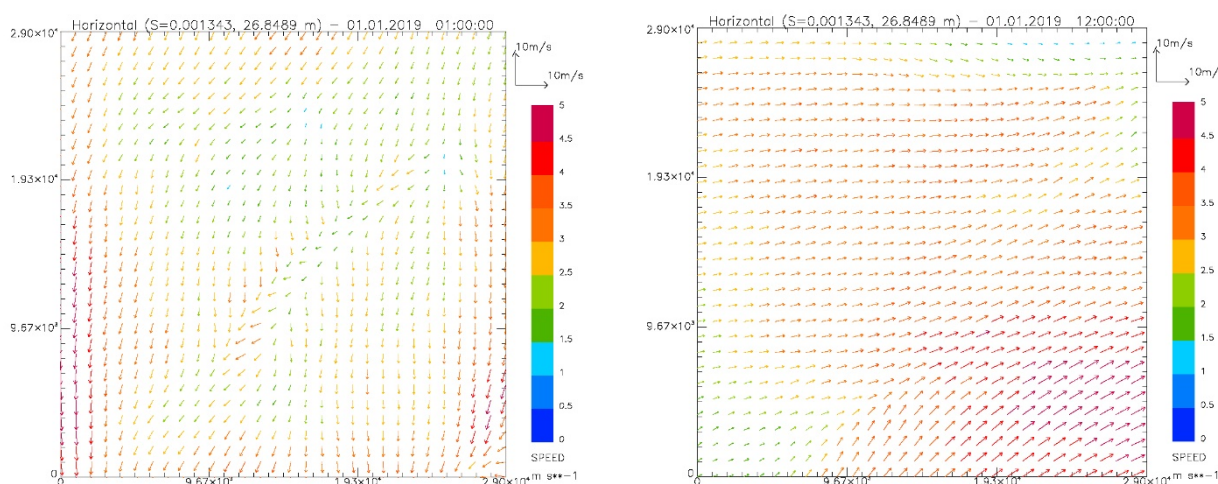


Figura 5. Campo di vento in prossimità del suolo simulato dal modello WRF alle ore 01:00 (sinistra) e 12:00 (destra) del giorno 01/01/2019. Intensità del vento secondo la scala colorata in m/s a destra di ogni grafico.

3.2 Validazione della simulazione con il modello WRF

3.2.1 Vento

La Figura 6 mostra il confronto tra le rose dei venti per l'intero anno 2019 ottenute dai dati METAR del Servizio Meteorologico dell'Aeronautica Militare (SMAM) presso l'aeroporto di Tessera (a sinistra) e i dati estratti dal database della simulazione WRF a risoluzione 1 km nello stesso punto in prossimità del suolo. La Figura 7 riporta invece il confronto tra le rose dei venti per l'anno 2019 ottenute dai dati ISPRA del mareografo di Venezia della Rete Mareografica Nazionale, situato sulla diga della bocca di porto del Lido, e i dati di WRF nello stesso punto. Il confronto mostra come le simulazioni WRF siano in grado di riprodurre in maniera soddisfacente le principali caratteristiche del flusso misurato su base annuale sia nella zona dell'aeroporto che del mareografo, caratterizzato da due direzioni principali di provenienza, la prima da Nord Est e la seconda da Sud Est. Le intensità del vento in prossimità del suolo vengono ricostruite dal modello WRF in maniera coerente per entrambe le direzioni nel caso del mareografo, mentre nel punto dell'aeroporto solo per i venti di provenienza da Nord Est, mentre per quelli da Sud Est sono stimate velocità mediamente maggiori.

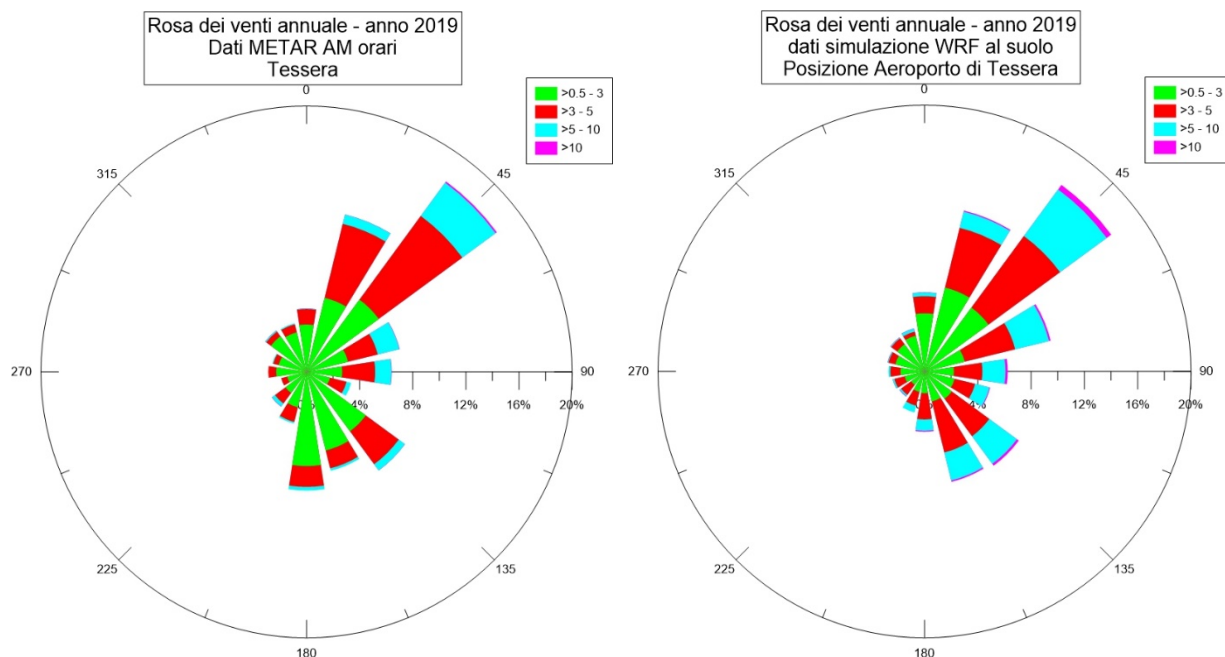


Figura 6. Rosa dei venti annuale 2019 presso l'aeroporto di Tesserà. Dati anemometro SMAM a sinistra, dati simulazione WRF estratti in prossimità del suolo a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

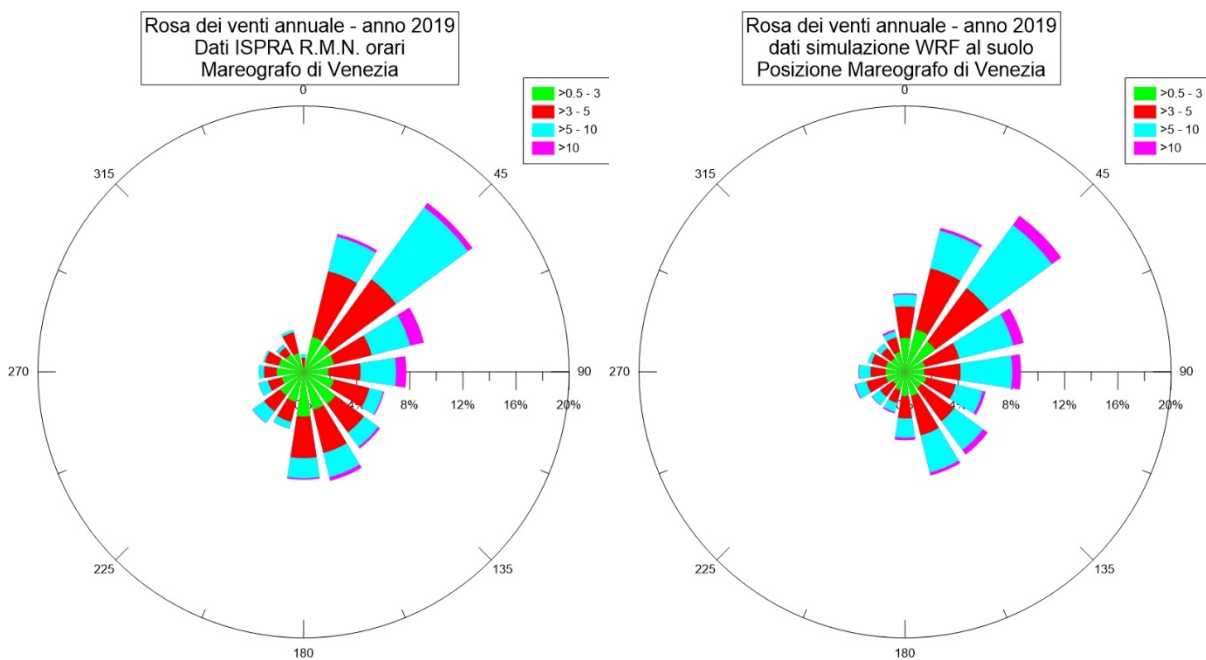


Figura 7. Rosa dei venti annuale 2019 presso il mareografo di Venezia. Dati mareografo R.M.N. a sinistra, dati simulazione WRF estratti in prossimità del suolo a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

La Figura 8, la Figura 9, la Figura 10 e la Figura 11 mostrano rispettivamente i confronti tra la rosa dei venti misurata presso la stazione SMAM e presso il mareografo durante le ore diurne e notturne e quelle ottenuta con dati WRF. Anche in questo caso le simulazioni WRF mostrano una sostanziale coerenza con i dati misurati. Durante le ore notturne il vento tende a fluire principalmente dai quadranti settentrionali, mentre durante le ore diurne compaiono anche le direzioni di provenienza da Sud Est, legate al fenomeno della brezza di mare.

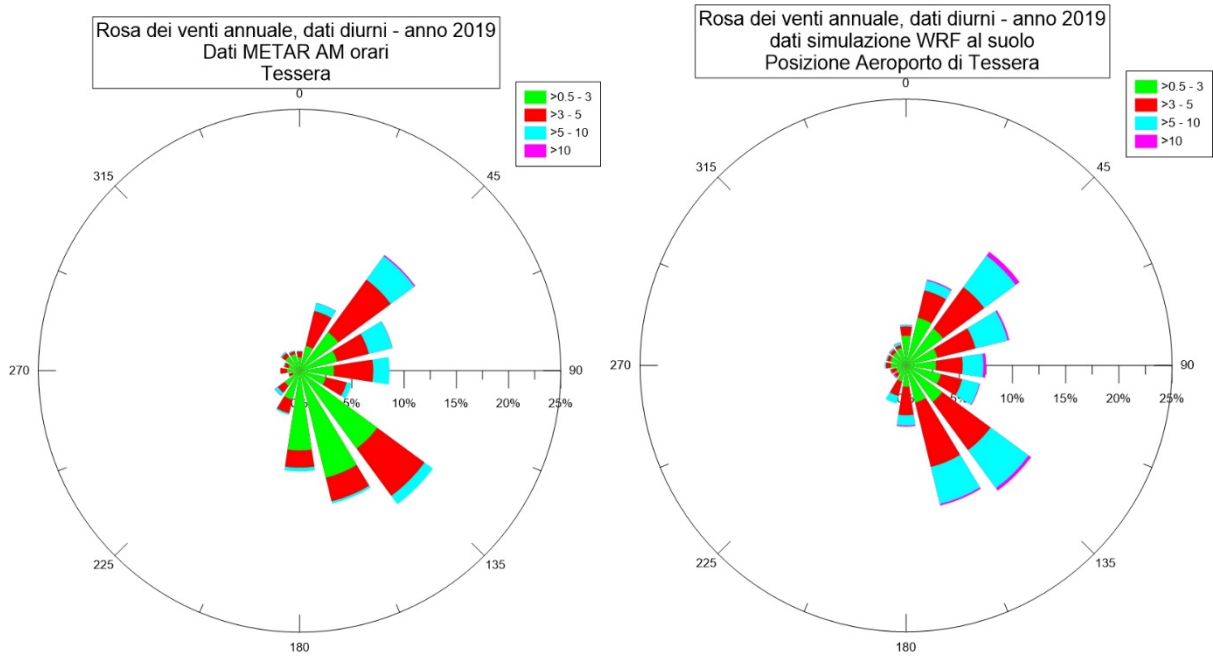


Figura 8. Rosa dei venti annuale 2019, dati diurni, presso l'aeroporto di Tesserà. Dati anemometro SMAM a sinistra, dati simulazione WRF estratti in prossimità del suolo a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

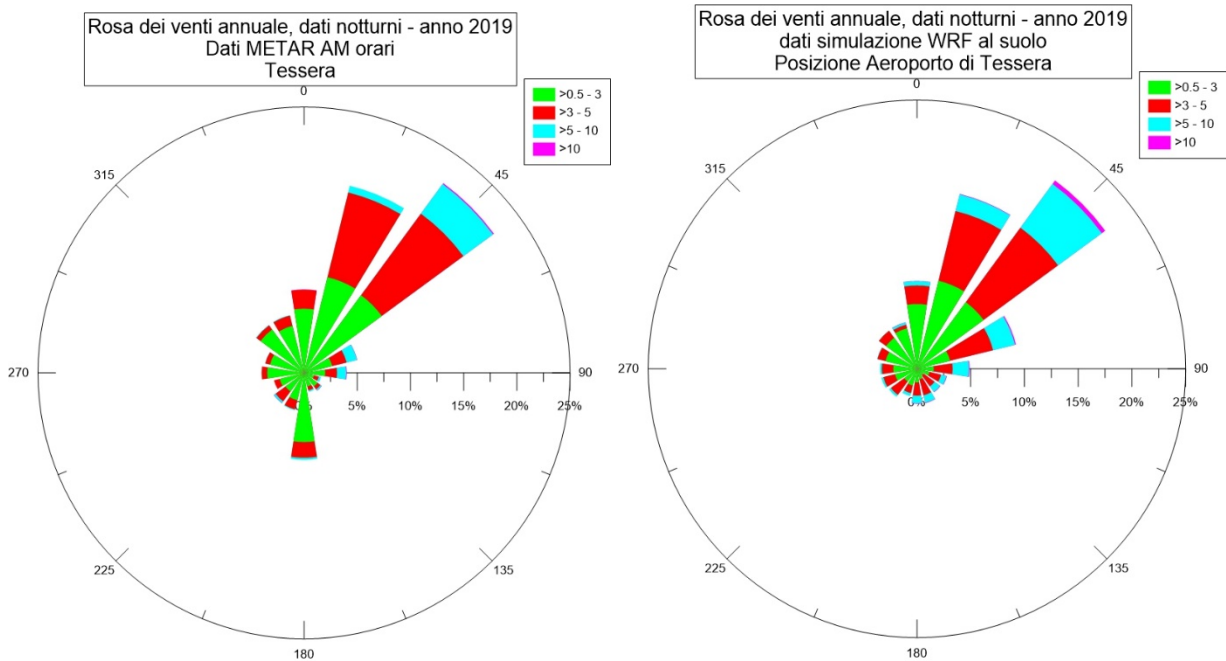


Figura 9. Rosa dei venti annuale 2019, dati notturni, presso l'aeroporto di Tesserà. Dati anemometro SMAM a sinistra, dati simulazione WRF estratti in prossimità del suolo a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

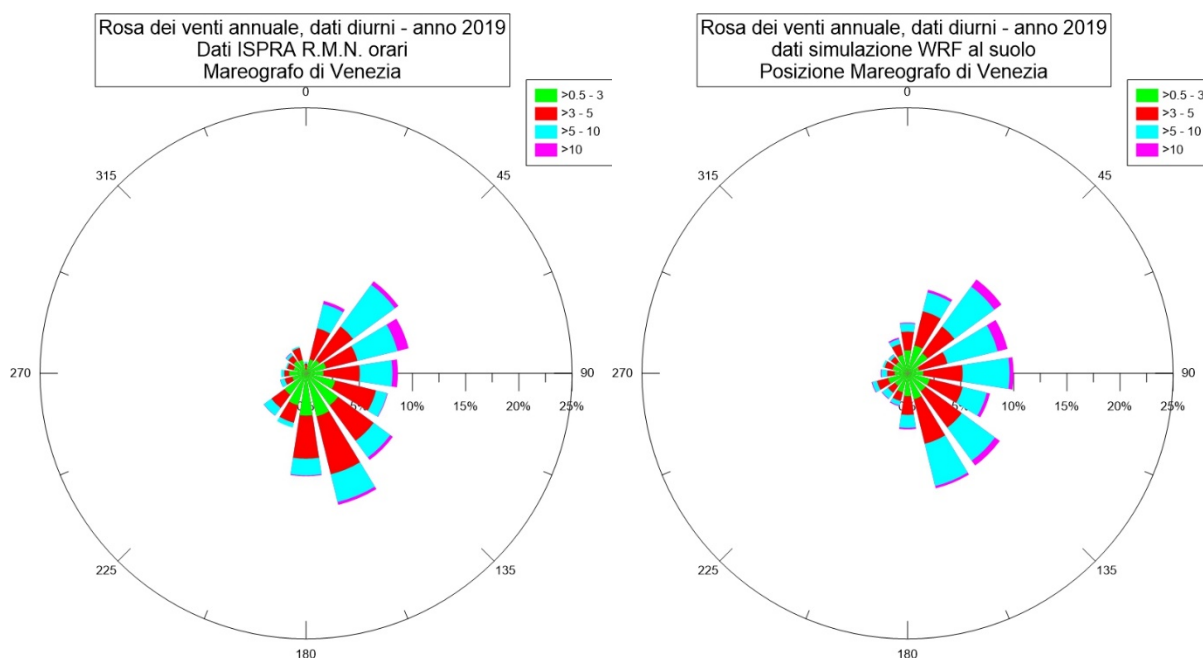


Figura 10. Rosa dei venti annuale 2019, dati diurni, presso il mareografo di Venezia. Dati mareografo R.M.N. a sinistra, dati simulazione WRF estratti in prossimità del suolo a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

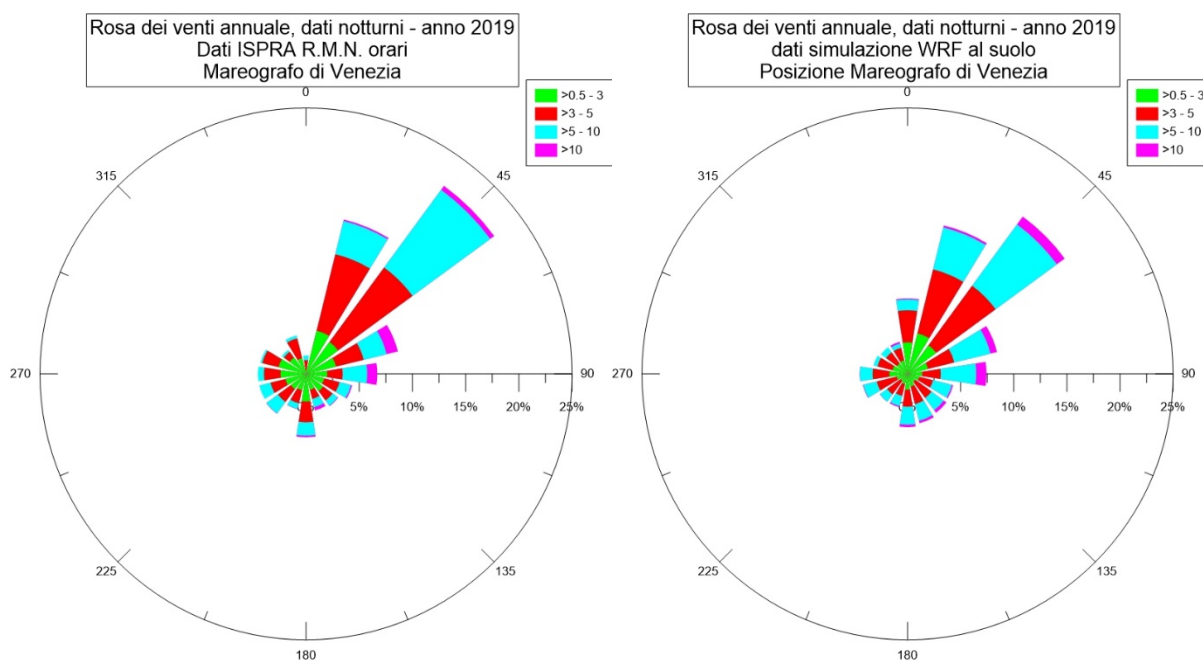


Figura 11. Rosa dei venti annuale 2019, dati notturni, presso il mareografo di Venezia. Dati mareografo R.M.N. a sinistra, dati simulazione WRF estratti in prossimità del suolo a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

La Figura 12, la Figura 13, la Figura 14 e la Figura 15 mostrano rispettivamente i confronti per le rose dei venti rispettivamente nel periodo invernale (gennaio, febbraio, dicembre), primaverile (marzo, aprile, maggio), estivo (giugno, luglio, agosto) e autunnale (settembre, ottobre, novembre) per l'aeroporto di Tessera. Le figure successive (Figura 16, Figura 17, Figura 18 e Figura 19), riportano gli stessi confronti per il mareografo di Venezia. Le caratteristiche del flusso su base stagionale sono rispettate dal codice WRF in maniera soddisfacente. Durante i mesi più caldi, alle situazioni di vento di provenienza Nord Est si alterna un ciclo di brezza che induce la presenza di venti predominanti da Sud Est, con una tendenza del modello WRF a stimare velocità del vento più

elevate. Durante i mesi freddi le direzioni predominanti di provenienza sono quelle settentrionali, principalmente da Nord e Nord Est. Si sottolinea tuttavia che la rosa dei venti invernale in Figura 16 costruita con i dati del mareografo di Venezia non può essere ritenuta attendibile in quanto i dati dei mesi di gennaio e febbraio risultano mancanti.

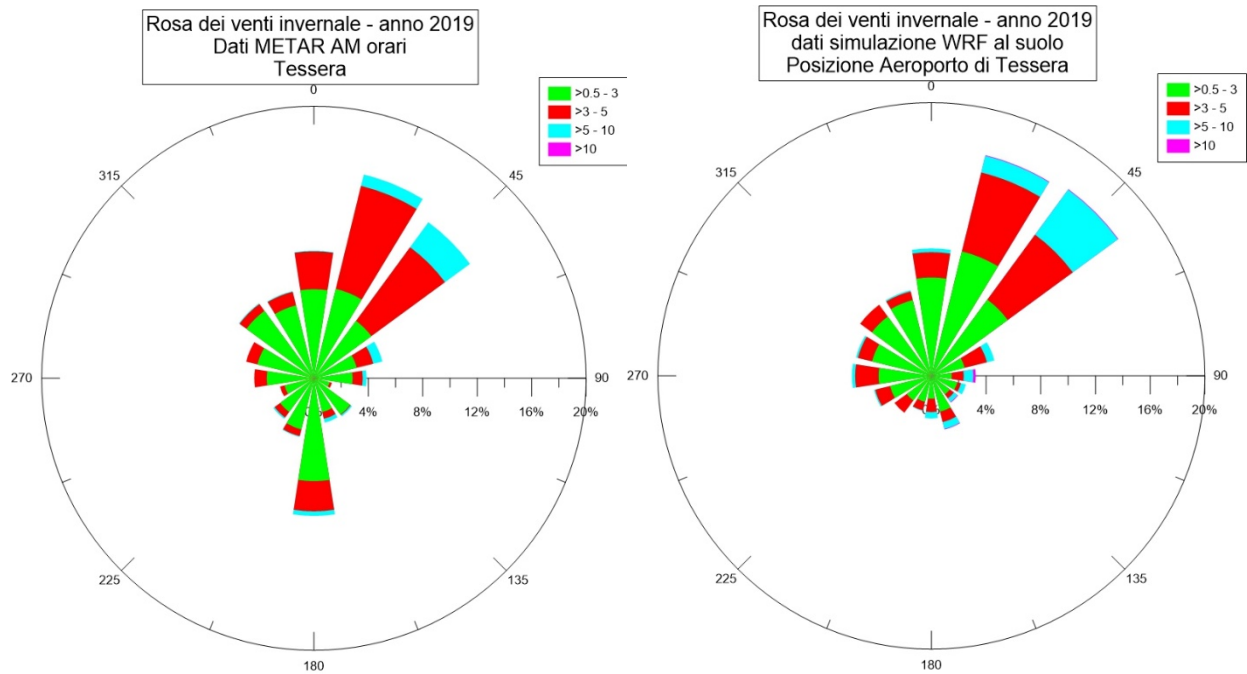


Figura 12. Rosa dei venti invernale 2019 presso l'aeroporto di Tessera. Dati anemometro SMAM a sinistra, dati simulazione WRF estratti in prossimità del suolo a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

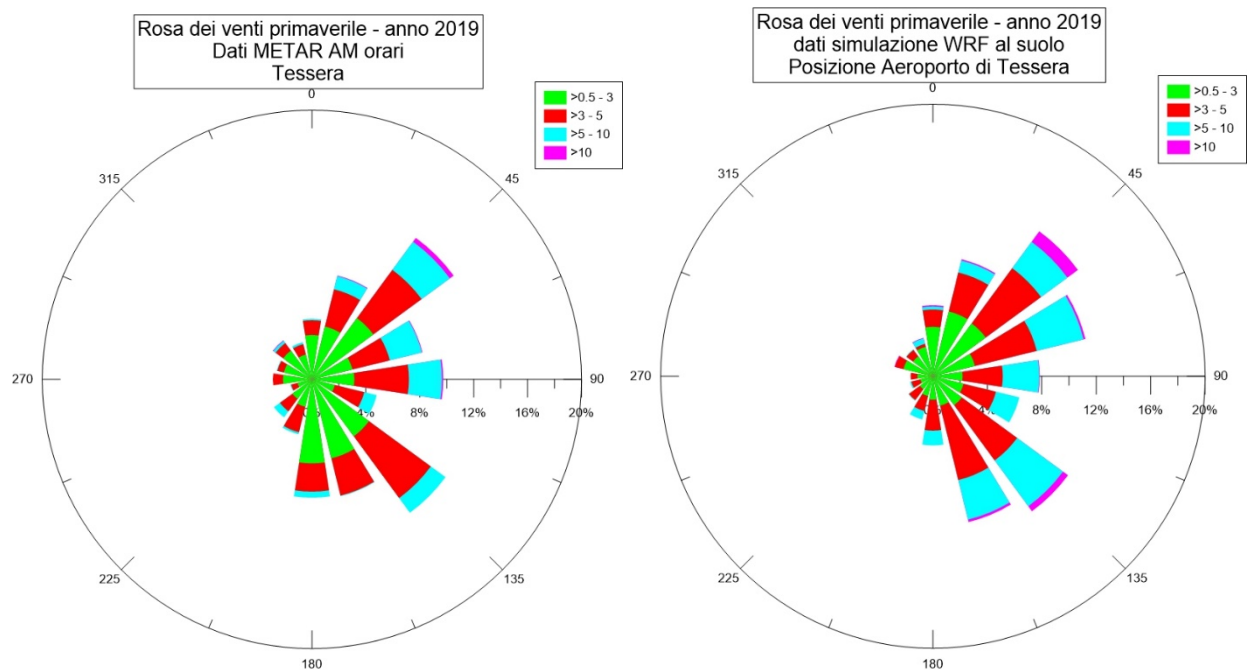


Figura 13. Rosa dei venti primaverile 2019 presso l'aeroporto di Tessera. Dati anemometro SMAM a sinistra, dati simulazione WRF estratti in prossimità del suolo a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

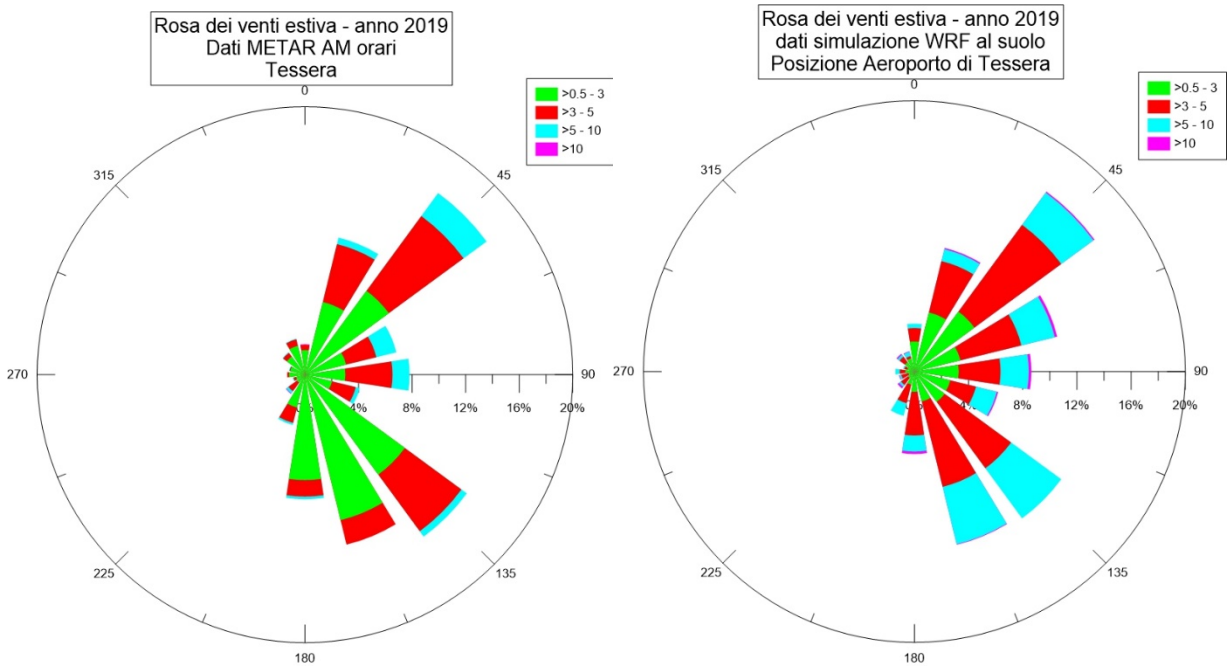


Figura 14. Rosa dei venti estiva 2019 presso l'aeroporto di Tesserà. Dati anemometro SMAM a sinistra, dati simulazione WRF estratti in prossimità del suolo a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

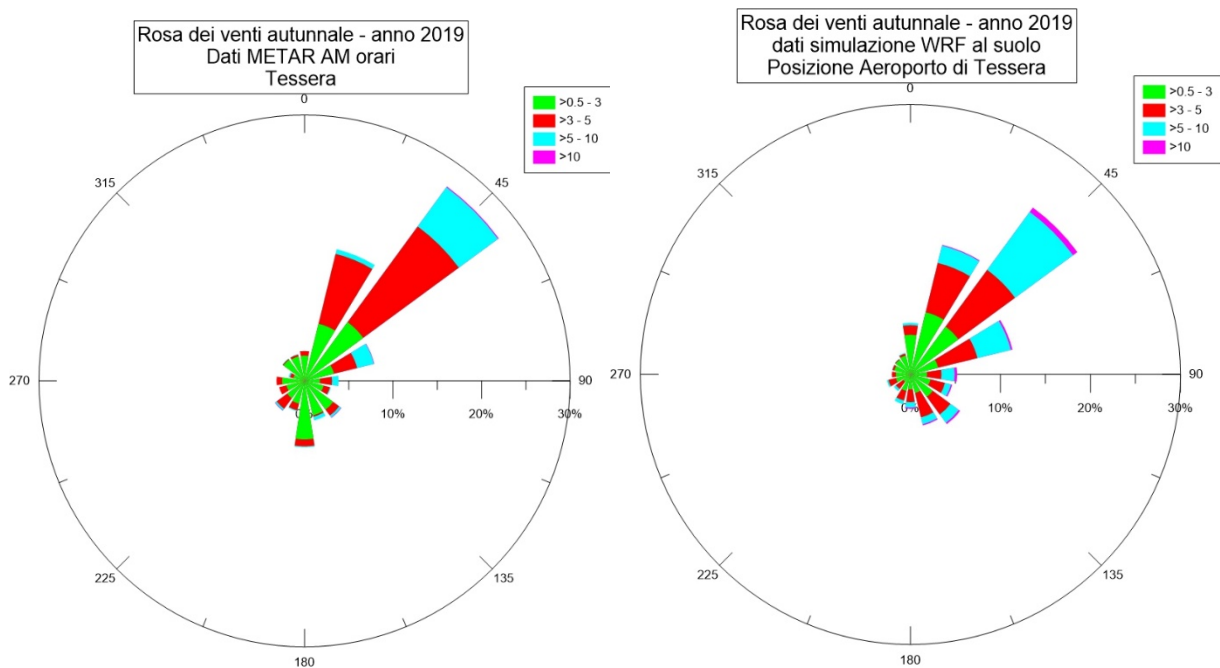


Figura 15. Rosa dei venti autunnale 2019 presso l'aeroporto di Tesserà. Dati anemometro SMAM a sinistra, dati simulazione WRF estratti in prossimità del suolo a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

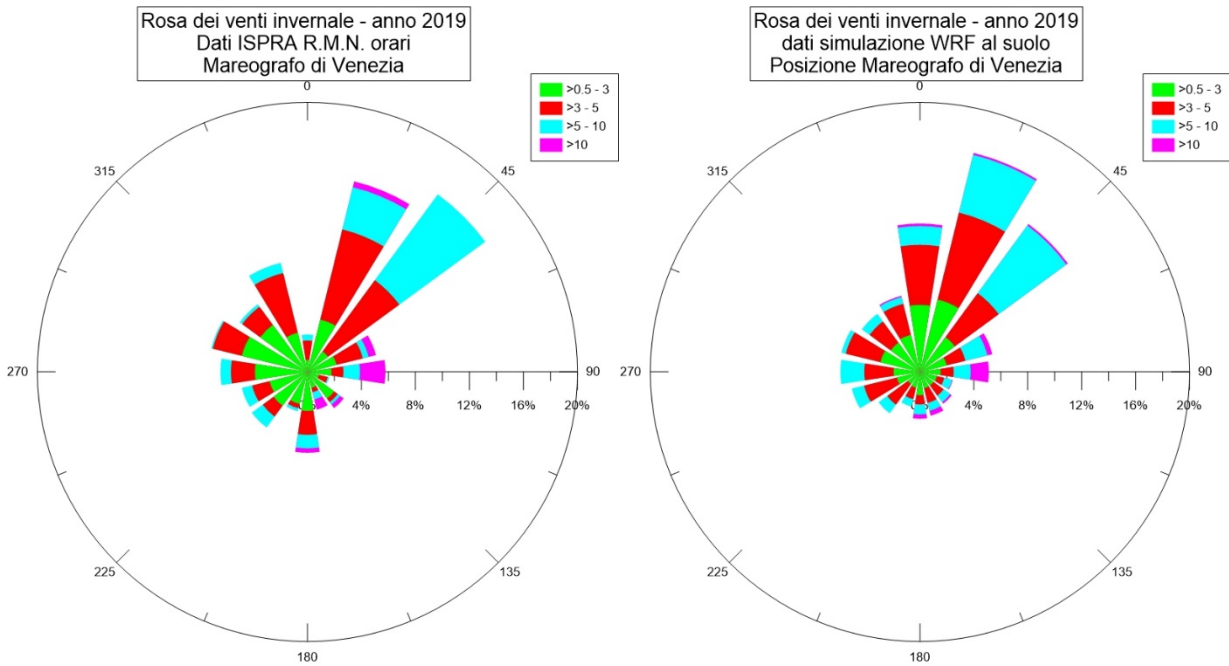


Figura 16. Rosa dei venti invernale 2019, presso il mareografo di Venezia. Dati mareografo R.M.N. a sinistra, dati simulazione WRF estratti in prossimità del suolo a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

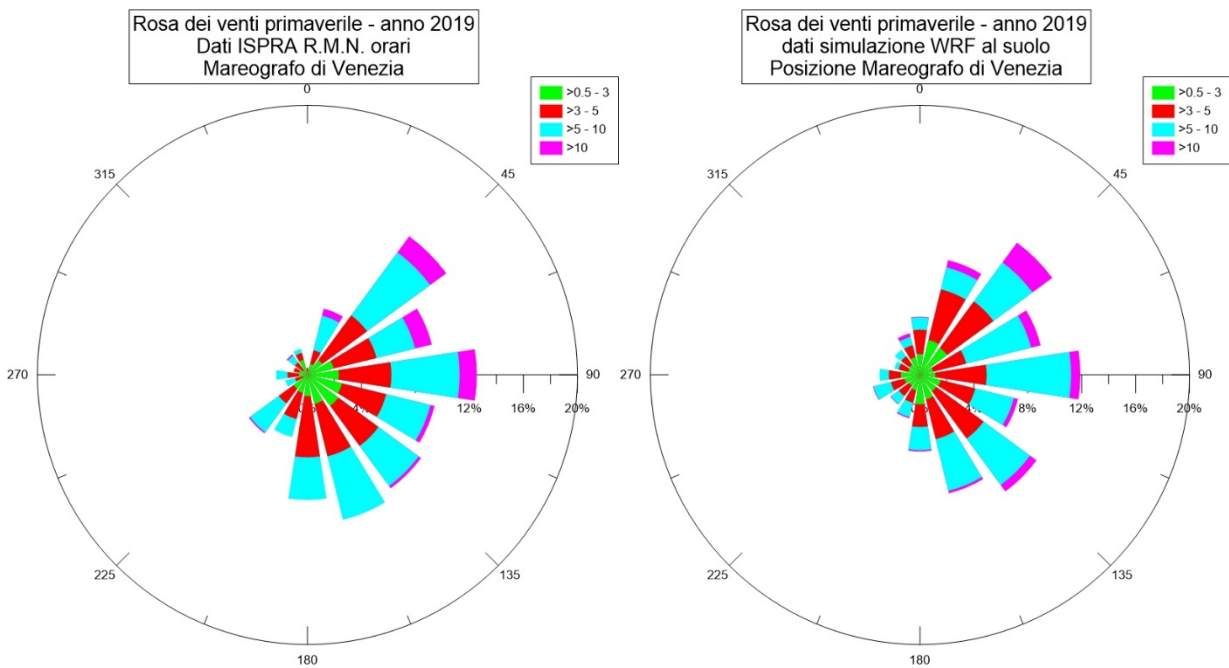


Figura 17. Rosa dei venti primaverile 2019, presso il mareografo di Venezia. Dati mareografo R.M.N. a sinistra, dati simulazione WRF estratti in prossimità del suolo a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

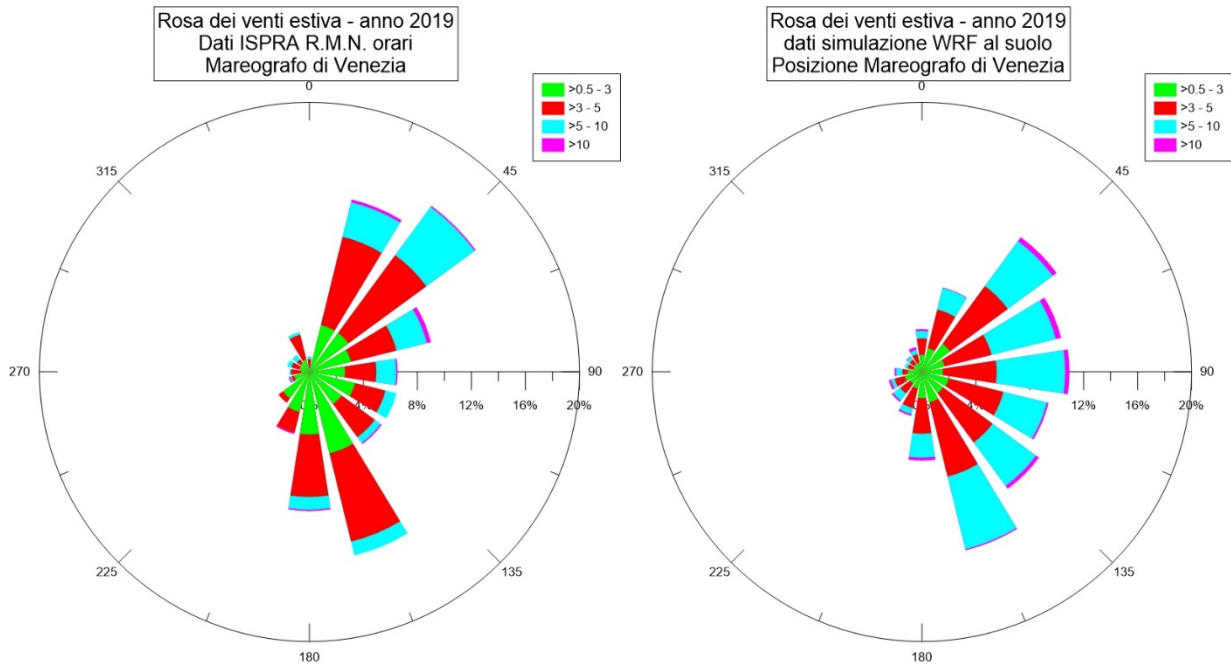


Figura 18. Rosa dei venti estiva 2019, presso il mareografo di Venezia. Dati mareografo R.M.N. a sinistra, dati simulazione WRF estratti in prossimità del suolo a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

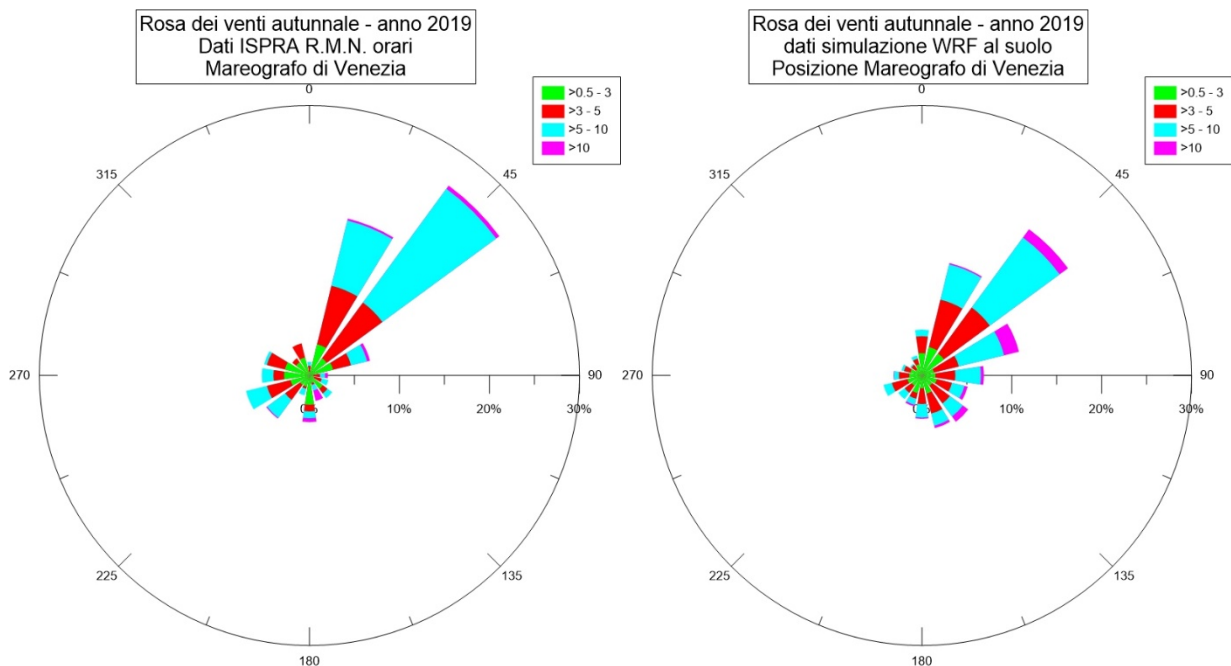


Figura 19. Rosa dei venti autunnale 2019, presso il mareografo di Venezia. Dati mareografo R.M.N. a sinistra, dati simulazione WRF estratti in prossimità del suolo a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

Un confronto su base climatologica del regime di flusso nella zona è possibile analizzando le rose dei venti prodotte nell'ambito del progetto nazionale SCIA (<http://www.scia.sinanet.apat.it/>), basate su serie temporali di lungo periodo, a partire dall'anno 1961 fino al 2018. La Figura 20 mostra il confronto tra la rosa dei venti climatologica ottenuta con le misure SMAM presso l'aeroporto di Tesserà e la rosa dei venti annuale 2019 ottenuta con i dati presso l'aeroporto dalle simulazioni

WRF. Risulta evidente come le principali caratteristiche del flusso climatologico siano correttamente riprodotte su base statistica dalla simulazione annuale WRF per l'anno 2019.

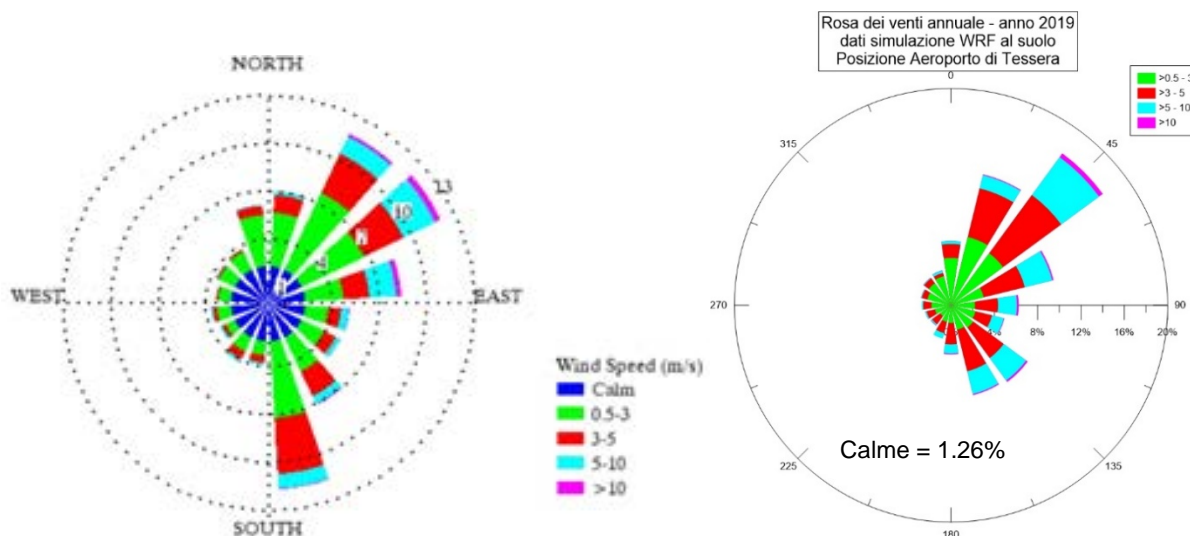


Figura 20. Rosa dei venti climatologica SCIA presso l'aeroporto di Tesserà da dati anemometro SMAM a sinistra, rosa dei venti dati simulazione 2019 WRF estratti in prossimità del suolo a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

3.2.2 Temperatura

La Figura 21 mostra il confronto a livello statistico fra le temperature registrate dalle osservazioni METAR SMAM presso l'aeroporto di Tesserà e i dati estratti dal database della simulazione WRF a risoluzione 1 km nello stesso punto in prossimità del suolo. Il confronto si riferisce all'intero anno 2019. Gli istogrammi sovrapposti forniscono un confronto diretto delle distribuzioni, senza selezione delle scadenze temporali presenti in entrambe le serie. Le osservazioni sono caratterizzate da una presenza di dati validi pari al 99% del totale, mentre i valori calcolati non contengono dati mancanti e coprono quindi il 100% dei valori orari annuali. I due istogrammi appaiono ben sovrapposti, con un lieve scostamento verso le temperature più basse dei valori calcolati da WRF. I valori medi minimi e massimi delle distribuzioni sono riportati sulla figura.

L'analisi delle distribuzioni viene confermata dal confronto statistico fra i valori calcolati e misurati sui periodi di presenza delle osservazioni, che ha prodotto una correlazione pari a 0.98, uno scostamento della media (*bias*) pari a -0.4 °C e un errore quadratico medio (*RMSE*) pari a 1.51 °C.

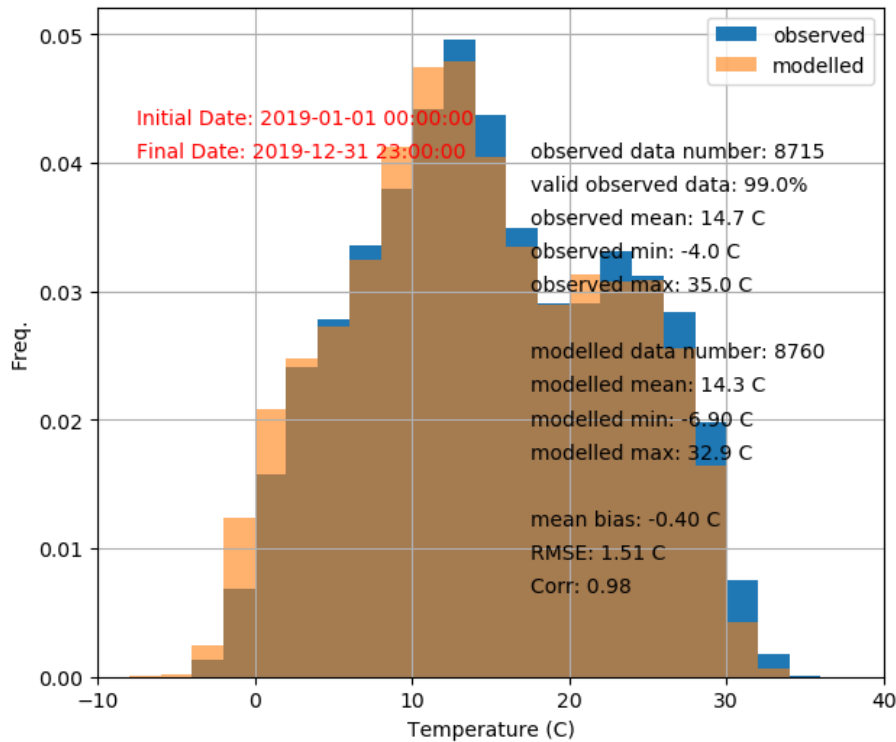


Figura 21. Confronto fra gli istogrammi delle temperature misurate presso l'aeroporto di Tesserà (blu) e calcolate da WRF in prossimità del suolo (giallo). Sulla figura sono riportati: il periodo temporale di riferimento (rosso) i parametri statistici principali delle distribuzioni (nero) ed i valori di BIAS, RMSE e correlazione relativi al confronto misure-calcoli.

La riproduzione del ciclo diurno delle temperature osservate è illustrata in Figura 22 attraverso il confronto dei giorni tipo relativi all'anno 2019. Il ciclo diurno delle temperature calcolate da WRF riproduce i valori osservati con un lieve ritardo nella crescita delle temperature diurne.

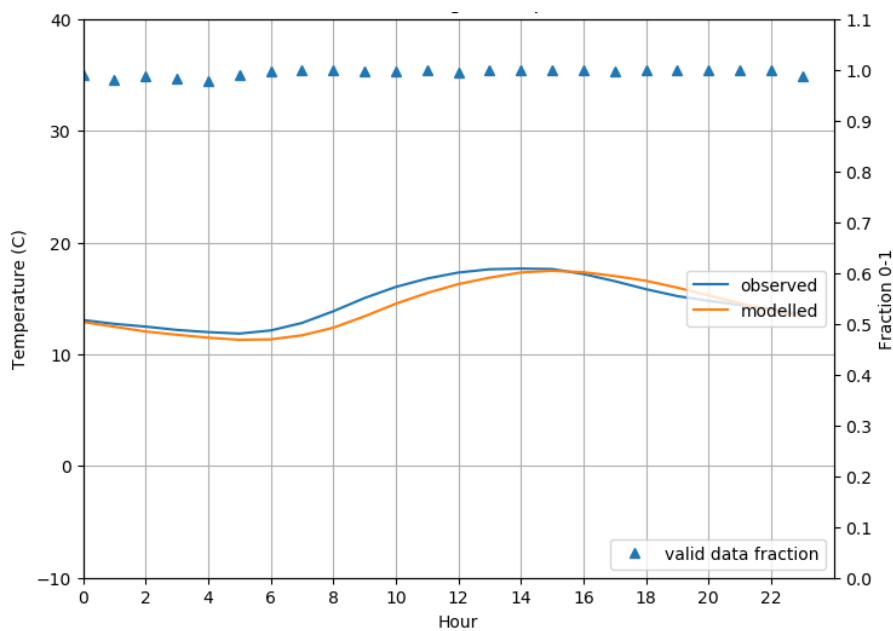


Figura 22. Confronto fra i giorni tipo delle temperature misurate presso l'aeroporto di Tesserà (blu) e calcolate da WRF in prossimità del suolo (giallo) per l'anno 2019. Sulla figura sono riportate le frazioni di dati osservati validi relativi alle diverse ore del giorno (triangoli blu), i cui valori sono riferiti alla scala dell'asse verticale destro.

Il confronto diretto fra le temperature medie orarie misurate e calcolate da WRF (Figura 23) per l'anno 2019 permette di evidenziare la capacità del modello di riprodurre la variabilità meteorologica annuale e di descrivere correttamente sia l'escursione termica diurna che gli eventi meteorologici più significativi. Si notino ad esempio la battuta d'arresto nella crescita delle temperature tra aprile e maggio, il mese di luglio più fresco, il repentino aumento delle temperature a metà dicembre.

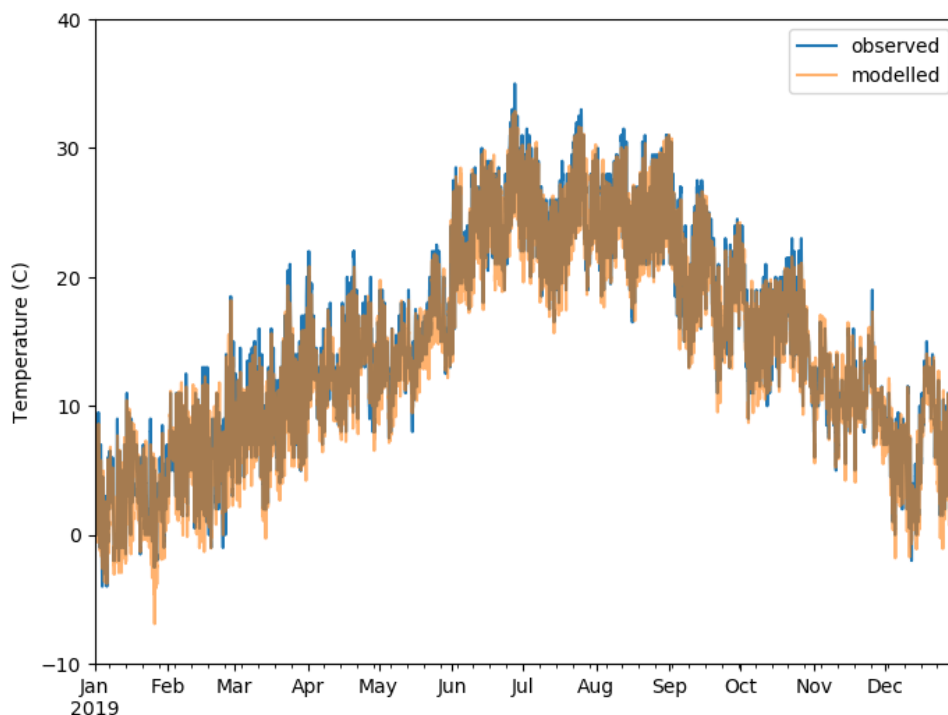


Figura 23. Confronto fra i valori medi orari di temperatura misurati presso l'aeroporto di Tesserà (blu) e calcolati da WRF in prossimità del suolo (marrone) per l'anno 2019.

3.3 Discesa di scala con i modelli Swift e SurfPro

I campi prodotti dal codice WRF alimentano la sezione meteorologica del sistema per la discesa di scala, costituita dai codici Swift e SurfPro che ricostruiscono, su base oraria, il flusso medio (velocità e direzione del vento) e la temperatura dell'aria mediante campi tridimensionali nonché la turbolenza atmosferica mediante campi bidimensionali di opportune variabili di scala su un grigliato discreto di punti a risoluzione più elevata, in grado di tenere meglio conto degli effetti locali indotti dalle caratteristiche di dettaglio del terreno. Queste informazioni vengono direttamente utilizzate dal codice di dispersione Lagrangiano a particelle SPRAY per definire il moto delle particelle virtuali che rappresentano le diverse emissioni considerate, allo scopo di produrre campi di concentrazione su base oraria per l'intero periodo di simulazione. La seguente Figura 24 illustra il diagramma a blocchi dei modelli coinvolti e delle loro relazioni.

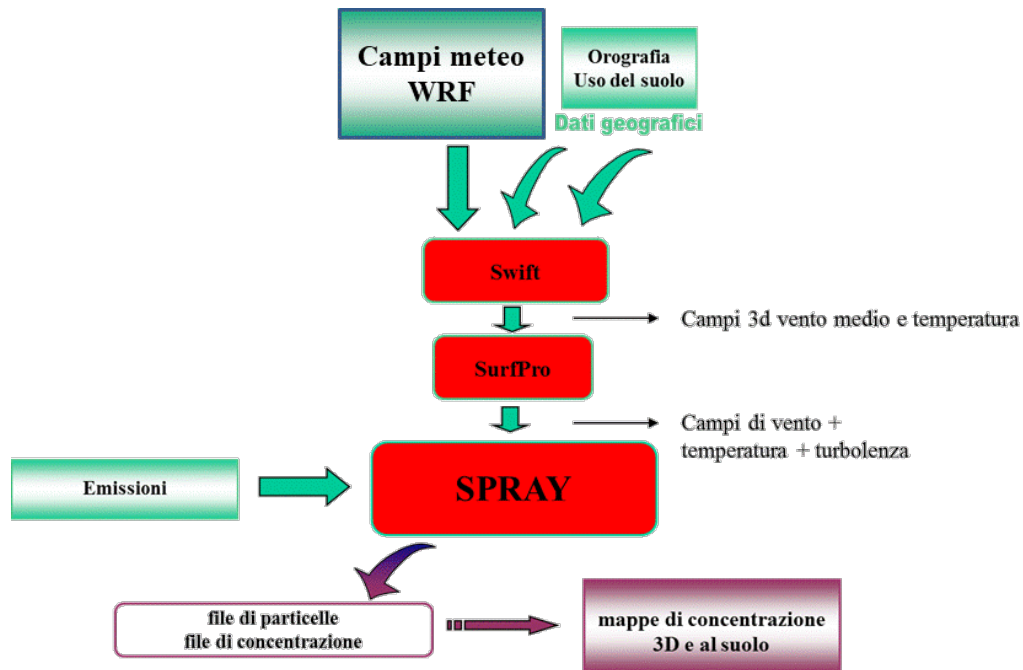


Figura 24. Diagramma a blocchi relativo al funzionamento del sistema modellistico

Le caratteristiche locali di maggior dettaglio del terreno vengono definite alla risoluzione orizzontale target di 200 metri mediante un modello digitale del terreno ed una matrice di uso del suolo. La Figura 25 mostra la matrice di uso del suolo insieme alle isolinee del modello digitale del terreno (sostanzialmente piatto e a livello del mare nella zona di interesse). I codici di uso del suolo sono definiti secondo una classificazione a 21 classi ricavata da quella standard europea CORINE a 44 classi (EEA Data Service), mediante accorpamento di alcune categorie, secondo la didascalia riportata nella medesima figura. Il dominio è prevalentemente caratterizzato dalla presenza di superfici d'acqua lagunari e, nella zona Sud Est, dal mare Adriatico. Sono presenti non trascurabili aree urbanizzate e industriali nella zona di Mestre e Marghera, oltre alla città di Venezia, Mogliano Veneto e Quarto d'Altino, oltre all'area aeroportuale.

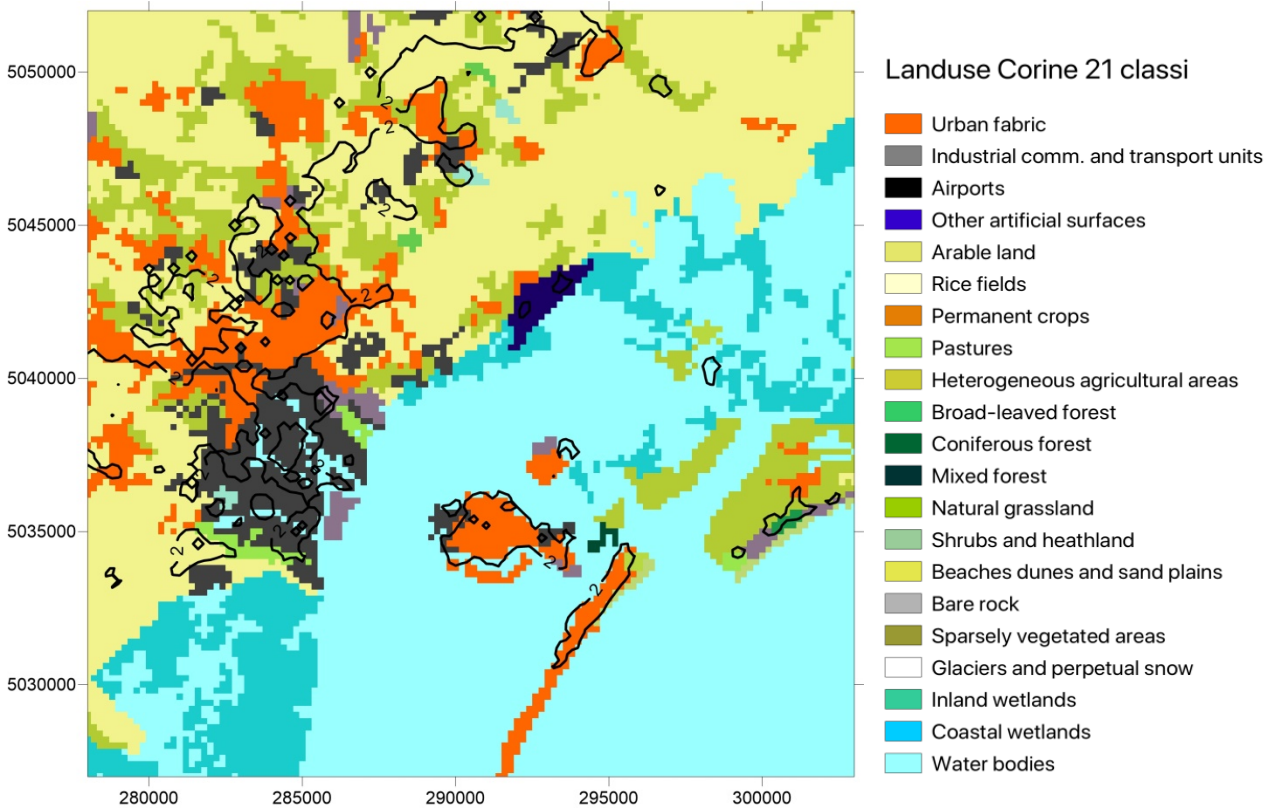


Figura 25. Dominio di calcolo con uso del suolo CORINE 21 classi a 200 m di risoluzione e iso-linee dei livelli orografici.

Per l'anno 2019, così come per gli anni precedenti, esistono misure locali in prossimità dell'aeroporto raccolte da una stazione meteorologica gestita da EZIPM. La Figura 26 riporta il confronto tra la rosa dei venti annuale ottenuta mediante queste misure e quella estratta dal database della simulazione Swift in prossimità della posizione della stazione al primo livello verticale (10 m sopra il suolo).

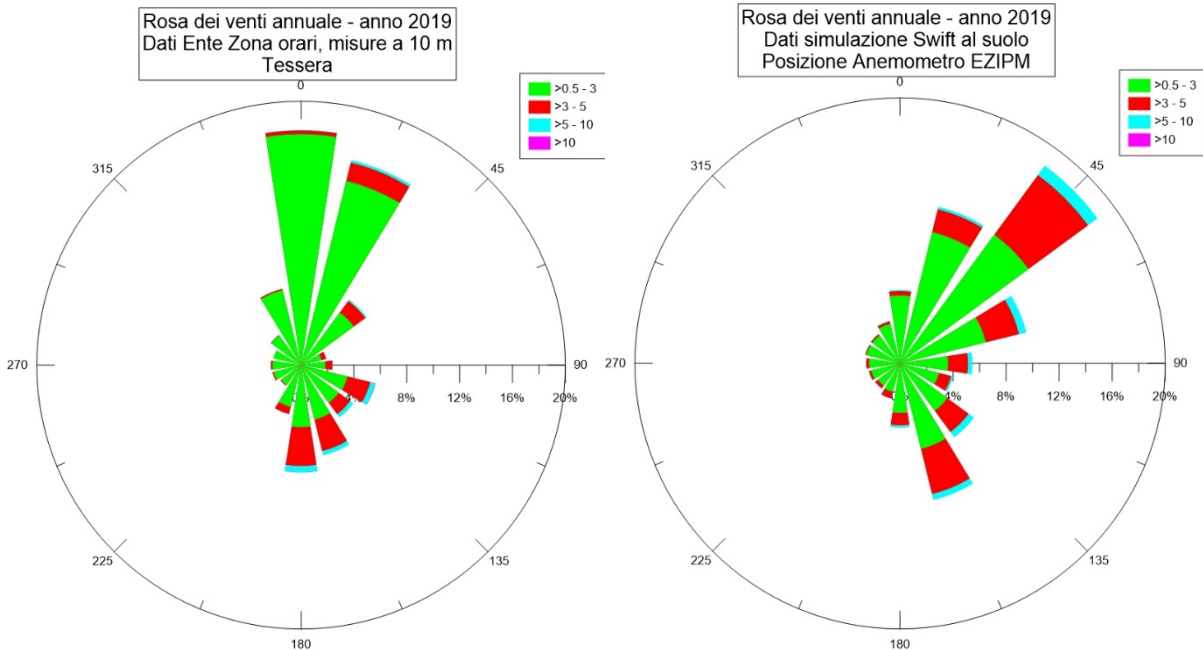


Figura 26. Rosa dei venti annuale 2019 presso l'aeroporto di Tessera. Dati anemometro EZIPM a sinistra, dati simulazione Swift estratti in prossimità della stazione EZIPM a 10 m di quota a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

Gli effetti locali di rugosità superficiale sono in grado di determinare delle sostanziali diminuzioni dell'intensità del flusso, come risulta dalla rosa dei venti Swift sulla destra della figura, effettuando un confronto diretto con la rosa dei venti WRF in Figura 8 che ne costituisce l'input, estratta in una posizione simile dal database delle simulazioni modellistiche realizzate ad una risoluzione più ampia. L'anemometro locale di EZIPM, pur mantenendo alcune caratteristiche generali comuni agli output della simulazione Swift, come ad esempio la presenza di due direzioni di provenienza prevalenti dai settori settentrionali e meridionali, mostra un maggior allineamento nelle direzioni Nord e Sud e una marcata diminuzione delle intensità soprattutto dai settori di provenienza settentrionali. Ciò è dovuto alla presenza di edifici che ostacolano il flusso e ne determinano un parziale mascheramento. In Figura 27 è infatti riportato nuovamente il confronto tra la rosa dei venti annuale 2019 misurata presso la stazione meteorologica SMAM dell'aeroporto di Tessera e quella dell'anemometro EZIPM che mostra differenze ancora superiori, pur essendo le due stazioni posizionate ad una non grande distanza tra loro: quella di EZIPM posta al confine sud della zona aeroportuale (Figura 82), mentre la stazione SMAM utilizza sensori in posizioni completamente libere da ostacoli. Occorre ricordare che i sistemi di misura installati da SMAM presso gli aeroporti italiani sono posizionati in modo da fornire un'informazione rappresentativa di una scala relativamente ampia e sono in genere considerati per l'inizializzazione di sistemi modellistici di previsione meteorologica anche a scala europea e globale, come ad esempio quello ECMWF. L'anemometro EZIPM, essendo rappresentativo di una situazione influenzata da fattori locali, viene quindi considerato solo per un'utile comparazione qualitativa rispetto agli input della discesa di scala meteorologica. Quest'ultima infatti, pur essendo ad una risoluzione orizzontale (200 m) relativamente elevata, copre comunque una dimensione complessiva decisamente superiore rispetto alla zona di rappresentatività dell'anemometro.

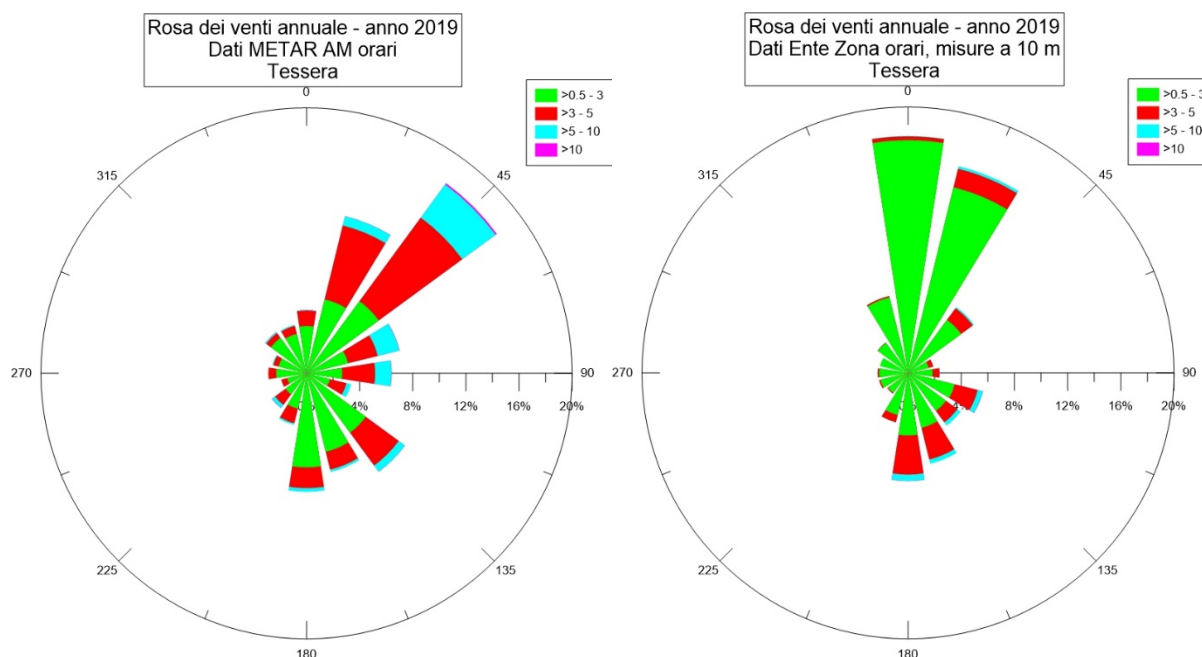


Figura 27. Rosa dei venti annuale 2019 presso l'aeroporto di Tessera. Dati METAR SMAM a sinistra, anemometro EZIPM a 10 m di quota a destra. Classi di velocità del vento espresse in m/s

Il modello diagnostico Swift, applicato per ricostruire il campo di vento e temperatura alla risoluzione orizzontale di 200 m sul dominio target è stato utilizzato per ricostruire una parte dell'informazione meteorologica ad alta risoluzione per l'intero anno 2019 necessaria al modello SPRAY. La Figura 28 illustra, a titolo di esempio, la rappresentazione del campo di vento alla quota di 10 m sopra il livello del suolo ricostruito dal modello Swift il giorno 1/1/2019 alle ore 10:00.

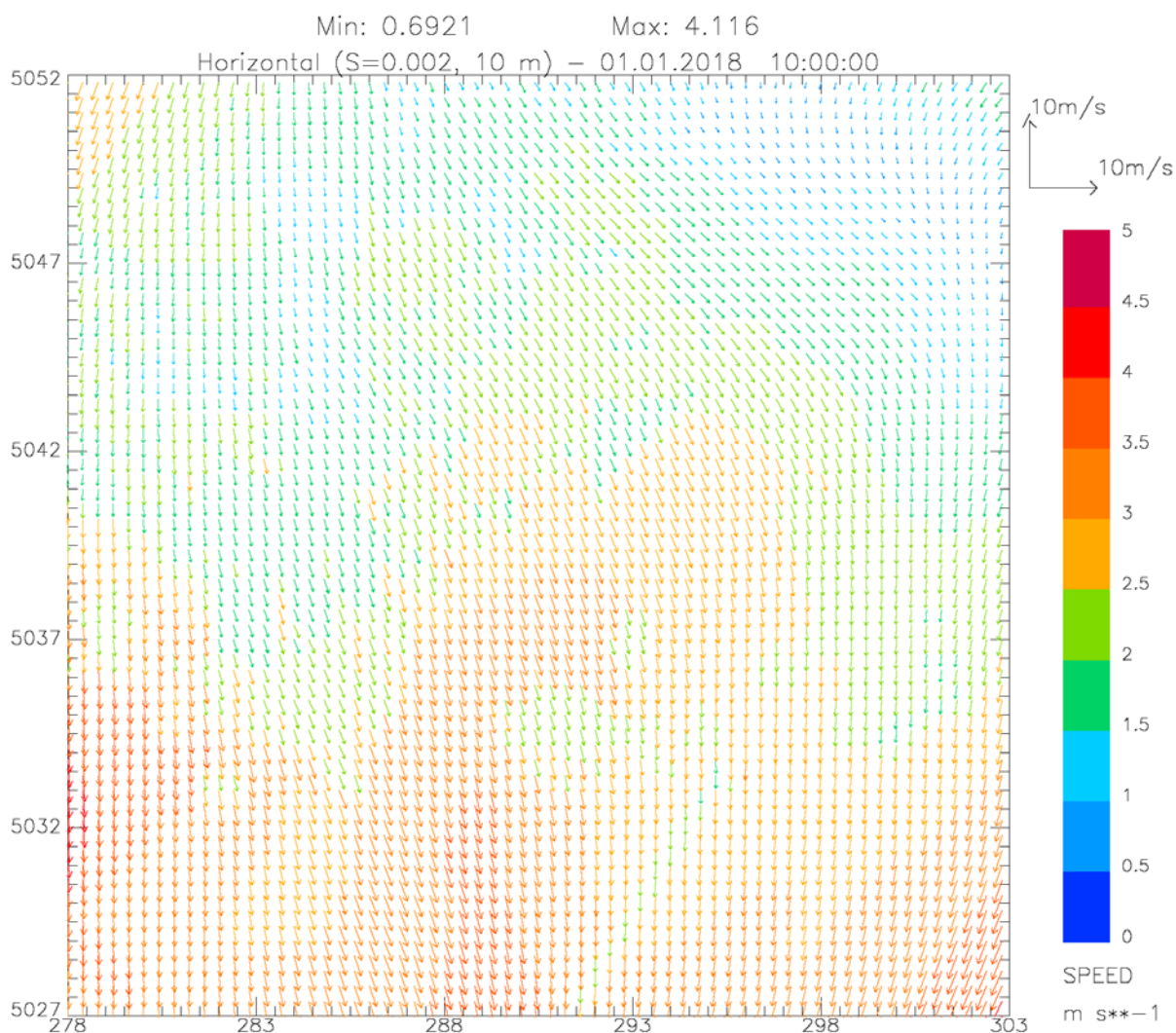


Figura 28. Campo di vento in prossimità del suolo calcolato il giorno 1/1/2019 alle ore 10:00. Per maggiore chiarezza il campo è rappresentato con risoluzione orizzontale di 400 m. Velocità del vento in m/s secondo la scala colorata a destra.

Il modello di dispersione SPRAY, per determinare il trasporto degli inquinanti emessi in atmosfera oltre alle caratteristiche del vento che domina il trasporto in direzione orizzontale richiede che siano definite le caratteristiche della turbolenza atmosferica, cioè dei moti disordinati che hanno origine sia meccanica che termica e che favoriscono, in condizioni di instabilità, la dispersione anche nella direzione verticale.

Nei modelli utilizzati per il presente lavoro, la turbolenza viene descritta attraverso opportune variabili fisiche dette 'di scala', che hanno il compito di riassumerne le principali caratteristiche. Tali variabili sono:

- u^* o velocità di frizione, che descrive gli effetti legati alla turbolenza di tipo 'meccanico', dovuti alla presenza di ostacoli superficiali o variazioni con la quota della velocità del vento (shear);
- H_{mix} o altezza dello strato limite, che rappresenta lo strato adiacente al suolo variabile nel tempo e nello spazio all'interno del quale avvengono i principali fenomeni turbolenti generati dall'interazione del flusso atmosferico con la superficie, e dove vengono in genere immesse le sostanze inquinanti;
- L o lunghezza di Monin-Obukhov che rappresenta un indicatore della stabilità atmosferica. Un'atmosfera stabile tende ad un minore rimescolamento e dispersione delle sostanze emesse, al contrario un'atmosfera instabile è caratterizzata da una maggiore efficienza

dispersiva. Valori negativi vicini allo zero sono rappresentativi di un'atmosfera instabile in condizioni convettive diurne, valori positivi piccoli sono invece caratteristici di un'atmosfera stabile tipicamente notturna;

- w^* o velocità convettiva di scala che rappresenta una misura dell'intensità della turbolenza nelle ore più calde in presenza di forte irraggiamento solare.

I campi di queste variabili vengono ricostruiti ora per ora su tutto il dominio mediante l'utilizzo del preprocessore SurfPro, sviluppato da ARIANET S.r.l. (Silibello, 2006, ARIANET, 2015) e descritto in appendice, tenendo conto delle disomogeneità orizzontali indotte dalla presenza di differenti caratteristiche di uso del suolo.

In particolare, per il calcolo del flusso di calore sensibile alla superficie è stato utilizzato lo schema iterativo di bilancio energetico suggerito da Holtslag e van Ulden (1983), mentre per il calcolo della velocità di frizione sono stati utilizzati gli schemi suggeriti da Holtslag e van Ulden (1983) nelle situazioni neutre ed instabili diurne e da Venkatram (1980) e Weil e Brower (1983) nelle situazioni stabili e notturne.

Per il calcolo della lunghezza di Monin-Obukhov e dell'altezza dello strato limite, nelle condizioni diurne convettive viene utilizzato uno schema dovuto a Carson (1973), mentre in condizioni neutre e stabili vengono utilizzati gli schemi sviluppati da Venkatram (1980).

A titolo di esempio, la Figura 29 e la Figura 30 illustrano rispettivamente i campi orizzontali delle variabili H_{mix} , L alle ore 12:00 del giorno 2/1/2019, che mostrano lo sviluppo di uno strato limite moderatamente instabile diurno e la presenza, nonostante il terreno sostanzialmente piatto, di disuniformità orizzontali dovute, oltre alla variabilità dei campi di vento e temperatura, all'utilizzo di campi di uso del suolo ad alta risoluzione.

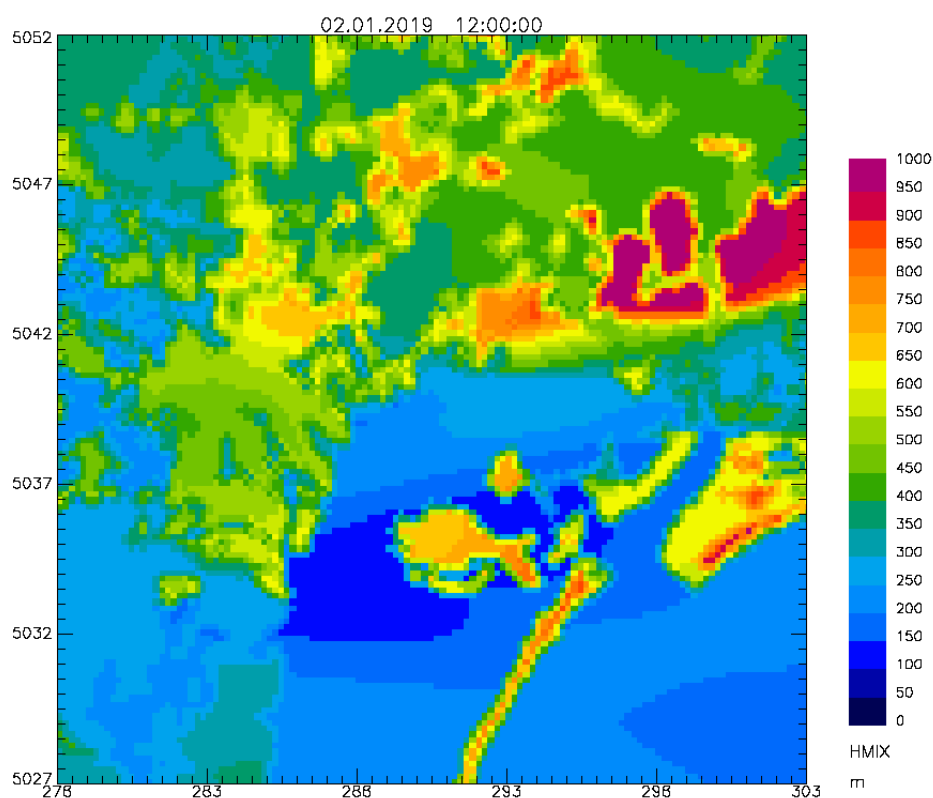


Figura 29. Campo dell'altezza dello strato limite H_{mix} (m) simulato dal modello SurfPro alle ore 12:00 del giorno 2/1/2019.

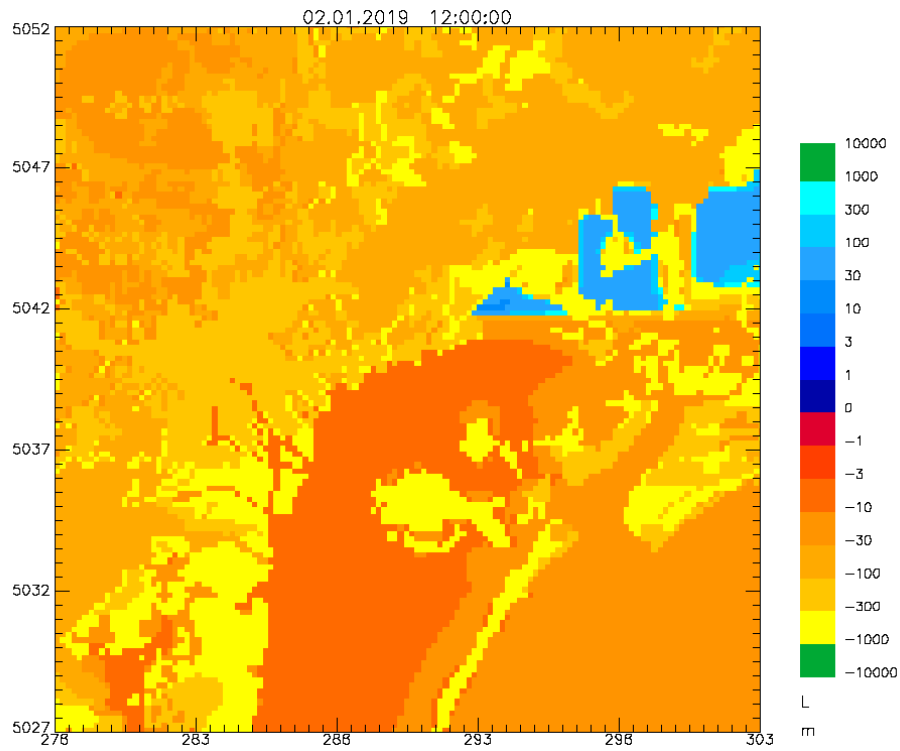


Figura 30. Campo della lunghezza di Monin-Obukhov (m) simulato dal modello SurfPro alle ore 12:00 del giorno 2/1/2019.

4 Modellistica emissiva

Nei paragrafi seguenti sono illustrati i dati utilizzati e le modellazioni effettuate, così come l'approccio utilizzato per predisporre l'input emissivo al modello di dispersione a partire dal database emissivo complessivo messo a punto.

4.1 Traffico aeroportuale

4.1.1 Aerei

Per realizzare la stima di maggior dettaglio delle emissioni degli aeromobili, sia in termini di quantità emesse da ciascun mezzo sia della loro articolazione nel tempo e nello spazio, si è fatto riferimento alle linee guida europee dell'Emission Inventory Guidebook (EMEP/EEA, 2019), dove vengono definite diverse metodologie di calcolo in base ai dati effettivamente a disposizione. Se si dispone dei dati di ogni volo con l'indicazione della tipologia di ciascun aeromobile e la distanza percorsa si suggerisce la metodologia di calcolo più dettagliata disponibile (Tier3b) per cui si rimanda all'applicazione del Advanced Emission Model (AEM) sviluppato da EUROCONTROL.

Tale modello implementa una metodologia pienamente riconosciuta dall'ICAO (International Conference of Aviation Organization) nel 2008 come raccomandata per valutare l'impatto del carburante e delle emissioni delle operazioni di traffico aereo.

Mediante AEM son stati processati tutti i movimenti di aviazione generale e civile contenuti nel registro dei voli 2019 dell'aeroporto Marco Polo per calcolare inizialmente la massa di combustibile bruciato, mediante la metodologia ICAO basata sul ciclo LTO valida al di sotto dei 3000 piedi, quindi esaustiva per il nostro caso di studio.

Ogni ciclo LTO su cui opera l'aeromobile è suddiviso in sei fasi:

- Taxi-Out (rullaggio dal piazzale di sosta verso la pista);
- Take-Off (prima fase di decollo);
- Climb out (salita fino a 3000 ft);
- Approach (discesa sotto i 3000 ft);
- Landing (fase conclusiva di atterraggio);
- Taxi-In (rullaggio dalla pista fino al piazzale di sosta).

Successivamente vengono calcolate le emissioni in atmosfera in termini di sostanze gassose (tra cui CO₂, NO_x, SO_x, HC, CO, benzene, VOC) e particolato dovute alla combustione del carburante.

I fattori di emissione sono specifici per motore e per fase LTO, per cui il modello mette in corrispondenza ciascun aereo con il motore su di esso installato tramite il suo Numero Identificativo Univoco (UID), in accordo con il Database delle emissioni esauste da motori dell'ICAO.

Poiché l'unità di misura dei fattori di emissione è la massa per unità di tempo, è necessario caratterizzare la durata di ciascuna fase e, solo nel caso di "climb-out" e "approach", la durata necessaria per compiere quella porzione di rotta che ricade nel dominio di studio.

Per quanto riguarda i percorsi degli aeromobili nelle varie fasi, l'atterraggio è stato sempre considerato da sud-ovest mentre i decolli sono diretti a NORD-EST con successiva virata a EST-SUDEST nella maggior parte dei casi (oltre il 70%) e in misura minore con virata a Nord sorvolando Quarto d'Altino (circa un quarto dei decolli). In caso di vento che spira da WSW (3% dei decolli) gli aerei invertono del tutto la direzione di decollo già sulla pista, dirigendosi verso Campalto/Venezia, come rappresentato in Figura 31.

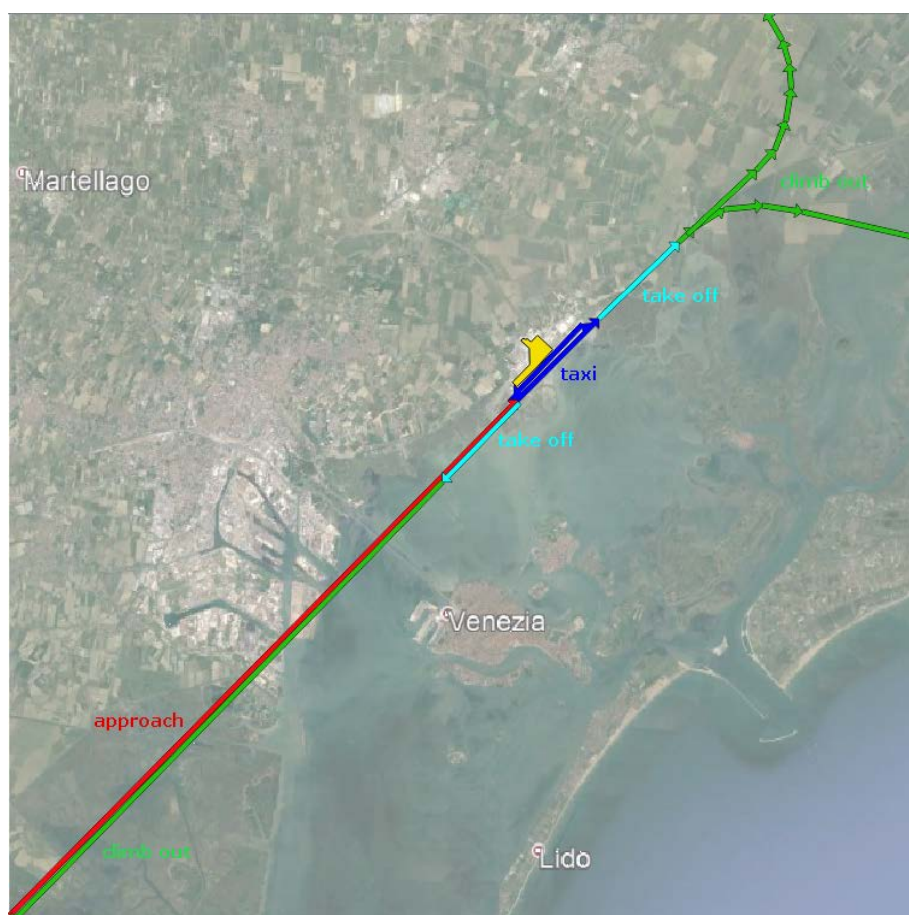


Figura 31. Schema delle sorgenti legate al traffico aereo (rotte, pista e piazzale)

I tempi delle fasi di taxi-in e taxi-out sono specifici per ogni movimento, in quanto è un'informazione contenuta nel registro dei voli, mentre per le altre fasi il tempo medio di ogni fase LTO caratteristico dello scalo è stato fornito dal gestore aeroportuale.

Per l'atterraggio l'aeromobile si porta da 1000 metri a 0 metri di quota in 240 secondi, secondo una traiettoria che indipendentemente dal suo peso o dalle sue caratteristiche ha un'inclinazione rispetto al suolo di 3°.

Per la salita fino ai 1000 metri impiega circa 70 secondi, con un gradiente di salita fissato nelle procedure AIP, che in media si assesta sugli 8°.

In definitiva, adattando i tempi sulle distanze reali da coprire nel dominio di studio, un ciclo LTO completo si compone delle fasi elencate in Tabella 2, con le relative durate.

Tabella 2. Durate medie di ciascuna fase del ciclo LTO (Time-in-mode [s])

Approach	Landing	Taxi-in	Taxi-out	Take-off	Climb out
120	120	380 (media)	738 (media)	72	74

I movimenti si distribuiscono nel tempo secondo tipici andamenti orari, settimanali e mensili (Figura 32) ricavati dal registro dei voli per descrivere in modo realistico il contributo emissivo nel corso dell'anno.

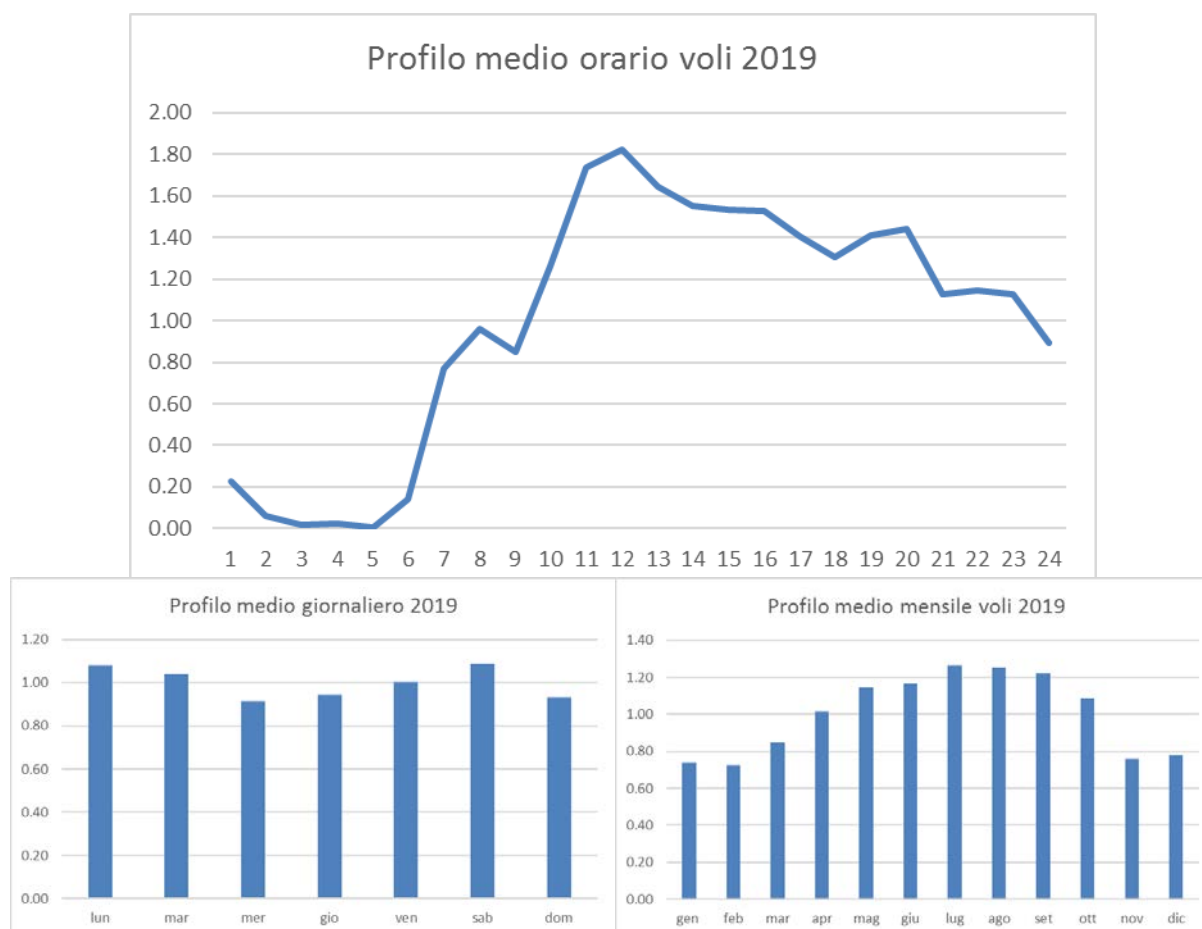


Figura 32. Profili di modulazione ricavati dal registro dei Voli 2019 Aeroporto Marco Polo

In sintesi, le emissioni prodotte dai velivoli così come calcolate dal modello AEM sono riportate in Tabella 3.

Tabella 3. Emissioni generate dagli aeromobili nel 2019 (t/anno)

	NM VOC	C ₆ H ₆	CO	NO _x	PM _{2.5}	SO _x
Taxi-Out	19.83	0.387	177.75	36.14	0.90	6.84
Take-Off	0.63	0.012	4.13	196.62	0.90	6.37
Climb-Out	0.56	0.011	3.74	129.35	0.80	5.25
Approach	0.88	0.017	10.50	35.59	0.43	3.04
Landing	0.88	0.017	10.50	35.59	0.43	3.04
Taxi-In	10.06	0.196	91.33	18.70	0.47	3.53
TOTALE	32.84	0.641	297.94	452.00	3.92	28.08

4.1.2 Mezzi a terra

Per quanto riguarda i mezzi di terra (Ground Support Equipment, nel seguito GSE), il gestore aeroportuale, SAVE S.p.A., ha fornito i dati relativi a tutti i mezzi di terra delle compagnie che operano nel sedime (aggiornati a inizio 2019 a seguito di cambiamenti riguardanti le società di handler) e in particolare l'elenco di mezzi che circondano ciascun aeromobile per il supporto delle operazioni a terra (Tabella 4).

Tabella 4. Elenco dei mezzi di supporto per le operazioni a terra per ciascun aeromobile

#	mezzi
2	trattorini (elettrici) porta carrelli porta bagagli
1	nastro per carico bagagli in stiva
1	cargo loader per carico bagagli in stiva
1	mezzo per trasportare le merci
1	autobotte per rifornimento
1	push-back per spingere l'aereo e allinearlo alla via di uscita dal piazzale
1	mezzo per caricare acqua
1	mezzo per pulire le toilette di bordo
2	scalette per permettere lo sbarco (tali mezzi non si usano se l'aereo è attraccato a finger; inoltre molte scalette sono trainate dai trattori elettrici.)
2	autobus per muovere i passeggeri verso il terminal o verso l'aeromobile
1	GPU (in caso l'alimentazione elettrica di terra non funzioni)
1	air starter nel caso in cui l'APU dell'aeromobile non funzioni
1	unità di condizionamento aria (solo estate e usata se l'APU non funziona)
1	macchina agenti di rampa
1	furgone per pulizia aereo
1	mezzo per rifornimento viveri
1	mezzo per trasportare disabili
1	APU

Per questi mezzi si sono utilizzati i fattori di emissione EDMS forniti in massa per unità di potenza e disponibili anno per anno. Poiché i cambiamenti occorsi nel 2019 hanno comportato un rinnovo del parco e l'introduzione in alcuni casi dell'alimentazione elettrica al posto dei motori endotermici, sono stati applicati fattori di emissione medi pesati sulla base dell'anzianità della flotta e sul tipo di alimentazione (Tabella 5).

Tabella 5. Fattori di emissione medi per i mezzi a terra elaborati da EDMS

E.F. [g/Hp/h]	TYPE	CO	HC	NOX	PM
media pesata 1990-2019	Air Conditioner	0.605	0.223	2.195	0.133
media pesata 1990-2019	Air Start	0.846	0.219	3.145	0.146
media pesata 1990-2019	Aircraft Tractor	0.403	0.088	1.027	0.077
media pesata 1990-2019	Belt Loader	0.649	0.117	1.202	0.113
media pesata 1990-2019	Cargo Loader	2.113	0.540	3.336	0.404
media pesata 1990-2019	Deicer	0.000	0.000	0.000	0.000
media pesata 1990-2019	Fork Lift	4.688	1.205	7.257	0.951
media pesata 1990-2019	Generator	3.121	0.899	11.025	0.837
media pesata 1990-2019	Ground Power Unit	1.021	0.318	3.712	0.231
media pesata 1990-2019	Lavatory Truck	0.345	0.182	0.999	0.030
media pesata 1990-2019	Lift	7.056	1.719	10.368	1.305
media pesata 1990-2019	Passenger Stand	0.372	0.135	1.212	0.081
media pesata 1990-2019	Service Truck	1.064	0.344	2.664	0.351
media pesata 1990-2019	Sweeper	4.656	0.843	7.120	0.965

E.F. [g/Hp/h]	TYPE	CO	HC	NOX	PM
media pesata 1990-2019	Water Service	0.345	0.182	0.999	0.030

Il tempo effettivo di utilizzo varia a seconda della tipologia di mezzo coinvolto e dell'operazione compiuta, ma in ogni caso non oltre i 45' complessivi di sosta dell'aeromobile (tempo medio di un giro volo per ciascuno dei 131 voli giornalieri), dettagliato in Tabella 6.

Tabella 6. Tempi medi effettivi di operatività dei mezzi a terra

Elenco mezzi supporto	Minuti	% utilizzo annuo
Cargo loader per carico bagagli in stiva	30	104% (2 mezzi - voli di categoria D-E)
Mezzo per trasportare le merci	45	100 %
Autobotte per rifornimento	10	100 %
Push back	6.5	100 %
Mezzo per caricare acqua	10	100 %
Mezzo per pulire le toilette di bordo	10	100 %
Scalette per sbarco	5	69 % (voli che non attraccano a finger)
GPU	45	1 % (casi di assenza alimentazione elettrica di terra)
Airstarter	5	0.5% (caso di guasto APU)
Unità di condizionamento aria	30	0.5% (caso di guasto APU)
Furgone per pulizia aereo	45	4 % - voli di categoria ICAO D-E
Mezzo per rifornimento viveri	45	4 % - voli di categoria ICAO D-E
Mezzo per trasportare disabili	6	50% (cautelativamente)
APU	10	100% (in estate tempo di utilizzo triplica)

Per il dato di potenza e del fattore di carico del motore si sono utilizzati i valori di default di EDMS relativi ai mezzi in questione, e moltiplicando questi ultimi per le ore di funzionamento e per i fattori di emissione citati, si è ottenuta la massa inquinante emessa (Tabella 7).

Tabella 7. Contributo emissivo dei mezzi speciali a supporto dell'aereo in sosta

#	mezzi	EDMS TYPE	HP	Load factor	ton/day CO	ton/day NMVOC	ton/day NOx	ton/day PM10
1	Cargo loader per carico bagagli in stiva	Cargo Loader	59	0.5	0.00420	0.00107	0.00664	0.00080
1	Mezzo per trasportare le merci	Baggage Tractor	59	0.55	0.00665	0.00170	0.01050	0.00127
1	Autobotte per rifornimento	Hydrant Truck	235	0.7	0.00124	0.00065	0.00357	0.00011
1	Push back per spingere l'aereo	Aircraft Tractor	174	0.8	0.00079	0.00017	0.00202	0.00015
1	Mezzo per caricare acqua	Catering Truck	58	0.53	0.00023	0.00012	0.00067	0.00002
1	Mezzo per pulire le toilette di bordo	Catering Truck	58	0.53	0.00023	0.00012	0.00067	0.00002
2	Scalette	Passenger Stand	58	0.57	0.00018	0.00007	0.00060	0.00004
1	GPU	Generator	106	0.82	2.7E-04	7.7E-05	9.4E-04	7.1E-05

1	Airstarter	Air Start	353	0.9	1.5E-05	3.8E-06	5.4E-05	2.5E-06
1	Unità di condizionamento	Air Conditioner	300	0.75	4.4E-05	1.6E-05	1.6E-04	9.7E-06
1	Furgone per pulizia aereo	Catering Truck	58	0.53	0.00005	0.00003	0.00016	0.00000
1	Mezzo per rifornimento viveri	Catering Truck	59	0.53	0.00028	0.00007	0.00044	0.00005
1	Mezzo per trasportare disabili	Ambulift EDMS	115	0.5	0.00265	0.00064	0.00389	0.00049

L'APU (Auxiliary Power Unit) non rientra tra i GSE in quanto si tratta di un motore ausiliario installato sull'aereo che si avvia per 30 minuti complessivi per ogni volo eseguito nel periodo giugno-agosto e per 10 minuti nei restanti mesi. Per il calcolo delle emissioni relative si sono usati i fattori di emissione delle turbine a gas contenuti nell'Emission Inventory Guidebook 2019, considerando una potenza di funzionamento costante per ciascun APU pari a 300 Hp (Tabella 8).

Tabella 8. Contributo emissivo delle APU degli aeromobili

Mezzo	ton/day CO	ton/day NMVOC	ton/day NOx	ton/day PM10
APU	1.22E-04	4.06E-05	1.22E-03	5.07E-06

Gli unici mezzi che compiono spostamenti sono gli autobus e le autovetture, per cui le relative emissioni sono state stimate basandosi sulla metodologia Copert 5.2 che fornisce i fattori di emissione in massa per unità di percorrenza, ipotizzando un percorso di 2.5 km A/R interno al piazzale ad una velocità media di 20 km/h (Tabella 9).

Tabella 9. Contributo emissivo dei mezzi a terra che compiono spostamenti

t/giorno	CO	NMVOC	NOx	PM10
Emissioni 1 AUTO e 2 BUS interpista	0.00151	0.00023	0.00558	0.000222

Le modulazioni dei mezzi di supporto sono analoghe a quelle degli aerei (Figura 32).

Queste sorgenti emissive legate ai mezzi di servizio handling sono state distribuite su tutto il piazzale di sosta degli aeromobili (area in giallo in Figura 31).

Tabella 10. Emissioni generate da tutte le attività a terra a supporto degli aeromobili (t/anno).

	CO	NMVOC	NOx	PM2.5	PM10	SO ₂
ATTIVITÀ A TERRA	6.7	1.8	13.5	1.2	1.2	0.55

4.1 Altre sorgenti presenti nel sedime aeroportuale

4.1.1 Centrali termiche

Nel sedime aeroportuale sono presenti 10 Centrali Termiche (elencate in Tabella 11) atte a produrre l'energia necessaria per il riscaldamento ed il condizionamento. A esse sono associati uno o più camini, identificati da un codice riportato anche in Figura 33, la quale mostra la loro precisa dislocazione.

Tabella 11. Elenco delle centrali termiche presenti nel sedime aeroportuale. Si segnala la dismissione ad agosto della centrale termica dell'Officina automezzi.

Denominazione centrale termica	LOCALE	CAMINO N.
centrale tecnologica	CT 01	1
		2
		3
		20
trigenerazione	CT 01	21
		22
hangar	CT 03	16
		17
merci	CT 04	13
		14
		15
Officina automezzi	CT 07	10
Enac	CT 08	8
Villette	CT 10	11
Catering	CT 11	18
		19
Vecchia aerostazione	CT 17	6
		7
		4
		5
Presidio VVF	CT 18	23



Figura 33. Posizione dei camini delle Centrali Termiche

Il calcolo emissivo delle centrali termiche, associate a sorgenti puntiformi, ha considerato ove possibile i seguenti dati forniti dal gestore aeroportuale:

- coordinate dei camini e loro parametri fisici (altezza, diametro, velocità di uscita dei fumi);
- consumi annui (di gasolio o metano);
- potenza.

Sono stati dunque applicati i fattori di emissione riferiti alle specifiche caldaie tenendo conto dei diversi combustibili e si sono ottenuti i totali annui di Tabella 12.

Tabella 12. Emissioni prodotte dalle centrali termiche presenti nel sedime aeroportuale (t/anno).

CO	NH3	NMVOC	NOx	PM10	PM2.5	SOx
6.06	0.00	0.77	6.36	0.06	0.06	0.47

Le emissioni annuali sono poi modulate nel tempo in base al periodo e agli orari di funzionamento delle singole centrali termiche.

4.1.2 Serbatoi

Le emissioni complessive di NMVOC dei serbatoi (la cui dislocazione è rappresentata in Figura 34) è pari a 93.5 t/anno; per la stima sono state considerate le quantità di combustibili stoccati nel corso dell'anno e si sono poi applicati fattori di emissione assegnati ai depositi di prodotti petroliferi. Le emissioni di benzene sono state stimate applicando un fattore percentuale al totale dei composti organici volatili: nel caso del Jet fuel la percentuale di benzene è pari all'1.681%, mentre è nulla per il gasolio.

Tabella 13. Emissioni evaporative complessive generate dai serbatoi (t/anno).

	NMVOC	C ₆ H ₆
SERBATOI	93.5	1.57



Figura 34. Dislocazione dei serbatoi

4.2 Traffico stradale nelle aree afferenti all'aeroporto

4.2.1 Trasporto privato via terra

Per stimare le emissioni da traffico stradale funzionale alle attività aeroportuali nel corso del 2019 ci si è basati sulla metodologia ufficiale europea COPERT5.2, implementata all'interno del software Trefic v.5.2.2 dedicato al calcolo delle emissioni veicolari.

Il modello richiede come input:

- i flussi di traffico distinti per macrocategorie e la velocità media di percorrenza di ogni tratto stradale;
- la rete di strade (in formato GIS) su cui circolano i veicoli;
- la composizione della flotta in termini percentuali della singola tipologia circolante (funzione della cilindrata, classe ambientale, capacità, alimentazione).

La flotta è stata ricostruita su base dati ACI considerando il parco veicoli della provincia di Venezia più recente pubblicato (2019) suddiviso nelle 418 categorie veicolari previste da COPERT5.2.

Per stimare i flussi di autovetture ci si è basati sulla distribuzione modale degli accessi all'aerostazione calcolata da SAVE sulla base di un'indagine statistica effettuata nel 2019 basata su interviste a 4141 passeggeri (cfr. Tabella 14), da applicare ai passeggeri totali (http://assaeroporti.com/statistiche_201912/).

Tabella 14. Ripartizione tra le modalità di trasporto dei passeggeri aeroportuali

Auto con conducente/autista	2.08%
Auto guidata	14.25%
Auto guidata da altri	19.63%
Auto noleggiato	4.35%
Bus via terra	27.70%
Navetta da parcheggio esterno	2.39%
Navetta hotel	2.00%
Taxi acqueo	2.15%
Taxi via terra	9.37%
Barca in servizio di linea (Alilaguna)	15.50%
Altro - non sa - transito	0.58%

Dai risultati è emerso che complessivamente più del 50% dei passeggeri arriva con qualche tipologia di auto (Tabella 15).

Tabella 15. Ripartizione tra le modalità di trasporto dei passeggeri aeroportuali

%	Modalità	Pax /2019
27.70%	PAX BUS	3 202 402
54.07%	PAX AUTO	6 251 245
17.65%	PAX BARCA	2 040 938
0.58%	Altri PAX	67 007
100.00%	Totale	11 561 594

In generale per le auto da e verso l'aeroporto è stato considerato un coefficiente di riempimento medio pari a due passeggeri, che sale a 4 per le navette per cui un flusso A/R di 4 126 548 auto/anno. In coerenza con il SIA del 2014 del Masterplan 2021 (scaricabile dal sito del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare: <https://va.minambiente.it/it-IT/Oggetti/Documentazione/1492/2277>) i flussi di auto sono stati distribuiti lungo le 3 principali direttrici di accesso all'aeroporto secondo la distribuzione percentuale che si basa su informazioni fornite dal gestore aeroportuale:

- 85% delle auto va verso la Bretella (collegamento Aeroporto-A57 Tangenziale di Mestre) percorrendo inizialmente un tratto di 900 m della Strada Statale Triestina;
- 5% delle auto prende la Strada Statale Triestina in direzione est;
- 10% delle auto prende la Strada Statale Triestina in direzione ovest.

La distribuzione del traffico durante le ore della giornata è stata modulata sull'andamento dei voli del 2019, considerando l'espansione del profilo un'ora prima delle partenze e un'ora dopo gli atterraggi, come da Figura 35.

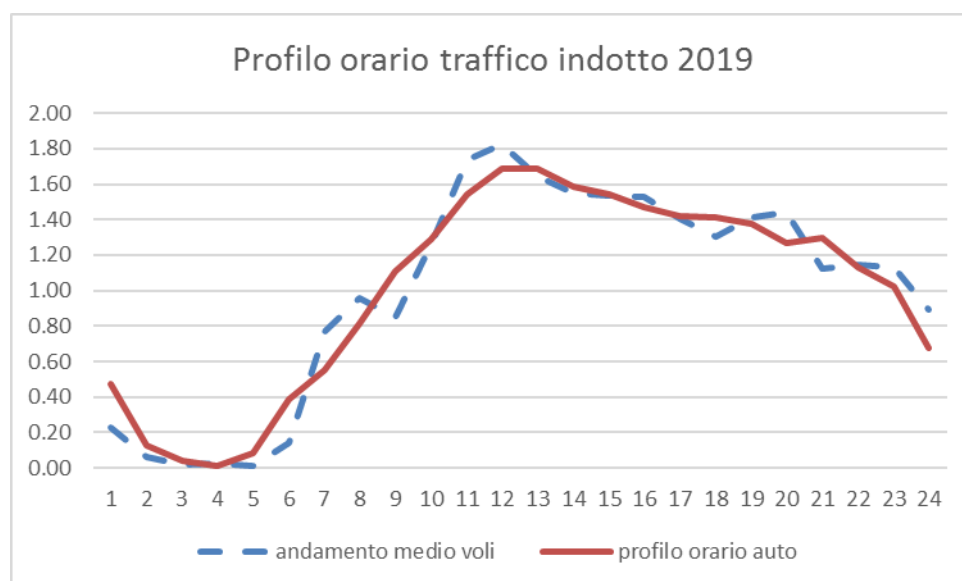


Figura 35. Profilo di modulazione orario del traffico ricavato a partire dai movimenti aerei

La distribuzione settimanale e mensile del traffico si è ipotizzato seguano esattamente l'andamento del traffico aereo (Figura 32).

In aggiunta alle auto private dei passeggeri è stato stimato il contributo emissivo delle auto dei dipendenti dell'aeroporto, a partire da un questionario sulla mobilità condotto nel 2019 su un campione di impiegati nelle varie società.

Il flusso A/R stimato risulta di 1 516 663 auto/anno, distribuito sulla rete analogamente al traffico indotto dall'aeroporto.

La distribuzione temporale dei viaggi dei dipendenti è stata dedotta invece dagli accessi-uscite ai parcheggi loro dedicati.

Dal dato relativo agli accessi al Park Bus del 2019 sono stati calcolati i flussi di bus Gran Turismo che trasportano passeggeri da e verso l'aeroporto, per un totale di 50 520 ingressi e altrettante uscite, distribuiti sulla rete analogamente alle auto e modulati secondo gli accessi registrati.

4.2.2 *Trasporto pubblico su gomma*

Per quanto riguarda specificatamente gli autobus, sono state considerate tutte le linee ACTV e ATVO che arrivano all'aeroporto da Venezia, Mestre, Jesolo, Punta Sabbioni, Duna Verde, Bibione, Lignano, Eraclea, S. Donà, Treviso. Per ciascuna linea sono state considerate le frequenze orarie delle corse in programma (da orario ufficiale fornito dal gestore) e il percorso ufficiale secondo le mappe interattive "moovit" (https://moovit.com/lines?utm_source=seo_lines&customerId=4908&metroId=2083&lang=it). Per la modellazione sono state individuate cinque direttrici principali (da/verso Venezia, Mestre, Treviso, San Donà e Lido di Jesolo) lungo cui si distribuiscono tutte le 18 linee fornite, come rappresentato in Figura 36.



Figura 36. Rete considerata per il transito degli autobus a servizio dell'aeroporto Marco Polo

Dalla combinazione dei movimenti giornalieri si è ricavato il profilo temporale rappresentato in Figura 37.

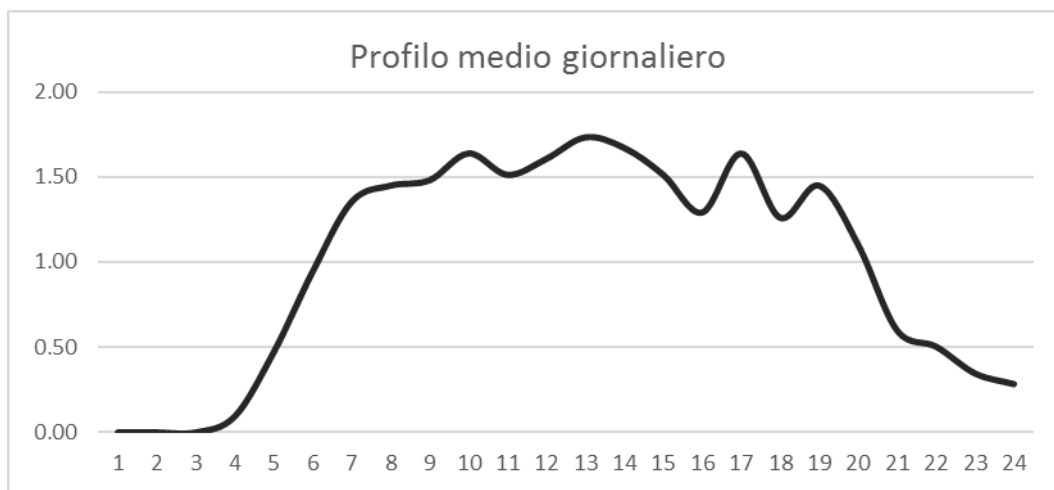


Figura 37. Profilo di modulazione giornaliero degli autobus ricavato dal totale delle corse

Nel complesso le arterie stradali contribuiscono alla produzione delle emissioni annuali con i seguenti quantitativi:

Tabella 16. Emissioni prodotte dal trasporto su gomma afferente l'aeroporto (t/anno)

	CO	NM VOC	C ₆ H ₆	NO _x	PM _{2.5}	PM ₁₀	SO ₂
AUTO (PASS. E DIP.)	37.12	1.35	0.06	29.36	1.83	2.57	0.17
BUS (LINEA E GT)	6.30	1.34	0.001	26.87	0.77	0.99	0.02

4.3 Traffico navale

4.3.1 Metodologia

Per realizzare una stima bottom-up delle emissioni navali, in grado di stimare correttamente le emissioni prodotte in laguna, sia in termini di quantità emesse sia della loro articolazione nel tempo, si è fatto riferimento agli approcci descritti nelle linee guida europee dell'Emission Inventory Guidebook (EMEP/EEA, 2016), dove vengono definite diverse metodologie di calcolo in base ai dati effettivamente a disposizione.

In Figura 38 è illustrato l'approccio che deve essere adottato nella scelta del calcolo emissivo; se sono disponibili i dati dei movimenti delle navi stratificati per tipo di motore si utilizzerà il metodo Tier 3; nel caso in cui questi dati non siano disponibili, ma ci siano solo quelli relativi al tipo di motore si utilizzerà il metodo Tier 2; in caso contrario e quindi in assenza di dati sui movimenti e sui motori si utilizzerà il metodo Tier 1. È importante ricordare come, in special modo nei primi due approcci, oltre ai dati effettivamente disponibili si possano utilizzare dati di letteratura con validità statistica.

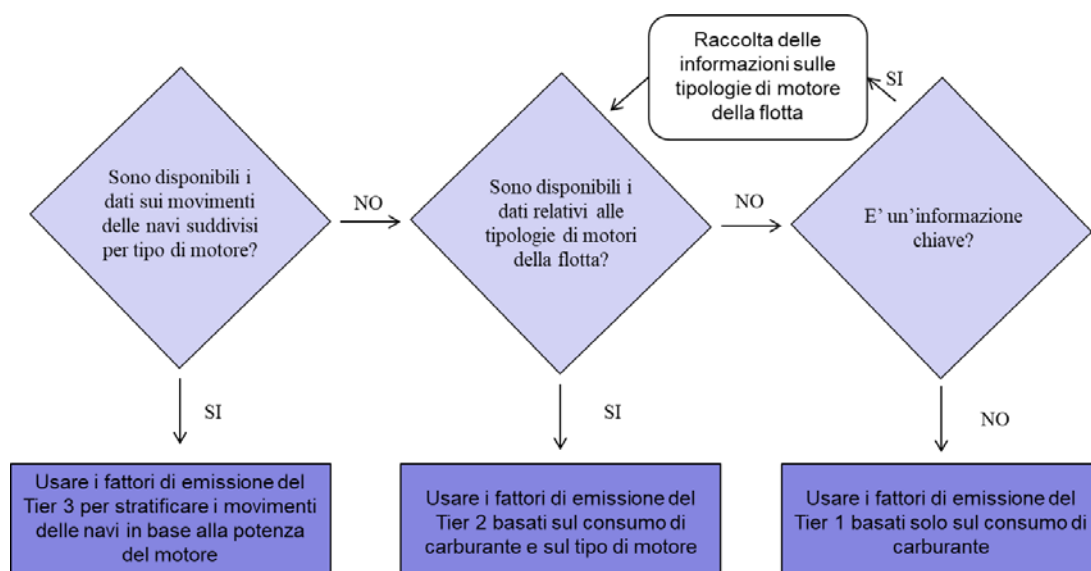


Figura 38. Albero decisionale per la stima delle emissioni derivanti attività navali.

Tier 1 - Approccio predefinito

Questo approccio si basa sull'ipotesi che le quantità di carburante vendute per le attività di navigazione siano disponibili per tipo di carburante dai dati raccolti a livello nazionale e siano suddivisi per navigazione nazionale, internazionale, pesca e militare.

L'approccio Tier 1 per la navigazione utilizza la seguente equazione generale:

$$E_i = \sum_m (FC_m \cdot EF_{i,m})$$

dove:

- E_i = emissione dell'inquinante i in chilogrammi;
- FC_m = massa del tipo di carburante m venduta nel paese per la navigazione (tonnellate);
- $EF_{i,m}$ = fattore di emissione specifico del consumo di carburante legato al tipo di inquinante i e al tipo di carburante m [kg / tonnellata];

- m = tipo di carburante (olio combustibile, diesel marino, gasolio marino, benzina).

Il prodotto $FC_m \cdot EF$ viene sommato per i diversi tipi di carburante utilizzati per fornire così le emissioni totali dalla navigazione.

I fattori di emissione del Tier 1 ($EF_{i,m}$) presuppongono una tecnologia media per la flotta, quindi sono predefiniti per ciascun inquinante e per ciascun tipo di carburante utilizzato.

Tier 2 - Approccio specifico tecnologico

Oltre al consumo di carburante se ne considera anche la tipologia associata al tipo di motore.

L'algoritmo risulta dunque così strutturato:

$$E_i = \sum_m \left(\sum_j FC_{m,j} \cdot EF_{i,m,j} \right)$$

dove:

- E = emissione annuale (tonnellate);
- $FC_{m,j}$ = massa del tipo di carburante m utilizzata dalle navi con tipo di motore j (tonnellate);
- $EF_{i,m,j}$ = fattore di emissione medio per inquinante i da parte di navi con tipo di motore j che utilizzano tipo di carburante m ;
 - i = inquinante;
 - j = tipo di motore (diesel a bassa, media e alta velocità, turbina a gas e turbina a vapore);
 - m = tipo di carburante (olio combustibile, diesel marino / gasolio marino (MDO / MGO), benzina).

Le tipologie di motori che si considerano sono così riassumibili:

- motore diesel a bassa velocità (SSD, Slow Speed Diesel): ha una velocità operativa massima di 300 giri/min, sebbene la maggior parte funziona a velocità comprese tra 80 e 140 giri / min; di solito opera su cicli a due tempi;
- motore diesel a media velocità (MSD, Medium Speed Diesel): motore diesel marino con velocità operativa massima di 300-900 giri/min; di solito funziona su cicli a quattro tempi;
- motore diesel a alta velocità (HSD, High Speed Diesel): motore diesel marino con una velocità operativa superiore a 900 giri/min;
- turbine a vapore (ST, Steam Turbines): i serbatoi a turbina a vapore sono prevalentemente alimentati con olio combustibile piuttosto che con carburanti leggeri;
- turbine a gas (GT, Gas Turbines): questo tipo di motore è il più utilizzato nelle navi militari, spesso in combinazione con motori diesel.

Vengono alimentati da olio combustibile (BFO), diesel marino (MDO) o gasolio marino (MGO), che va ad influenzare fortemente il tipo e la quantità di emissioni che vengono prodotte.

Statisticamente il 99% della flotta navale utilizza motori diesel, mentre le turbine a gas e a benzina sono utilizzate solo nell'1% dei casi.

Poiché in uno studio che comprende tutti i movimenti che si verificano in un porto è molto difficile avere l'informazione specifica relativa alla combinazione motore/carburante di ogni singola nave, per questo parametro ci si affida a statistiche nazionali ed internazionali (ad esempio a livello europeo ci si affida ai dati raccolti da Eurostat da tutti gli Stati membri in base alla direttiva sulle statistiche marittime, dir.96/64/CE, e disponibili nella base dati Eurostat Newcronos Maritime).

Con l'approccio Tier 2 la stima delle emissioni viene così effettuata:

1. raccolta dei dati statistici sugli arrivi nei porti per tipo di nave;
2. calcolo della potenza totale installata per tipo di nave;
3. ripartizione della potenza totale installata per ciascun tipo di imbarcazione in base alla velocità del motore / classe di carburante;
4. calcolo del consumo di carburante;
5. stima delle emissioni usando i fattori di emissione.

Tier 3 - Metodologia di movimento delle navi

Nel caso ottimale in cui siano disponibili dati dettagliati sui movimenti delle navi e informazioni tecniche delle imbarcazioni (ad esempio dimensioni e tecnologia del motore, tempo di permanenza in porto, potenza installata o consumo di carburante) si usa l'approccio cosiddetto Tier 3.

La metodologia considera il viaggio nelle sue diverse fasi (rappresentate in Figura 39) per poi sommarne le emissioni prodotte:

$$E_{viaggio} = E_{stazionamento} + E_{manovra} + E_{crocera}$$

Le fasi sono definite come:

- fase di crociera (cruising), si svolge in mare aperto, all'esterno del porto;
- fase di manovra (manoeuvring), distinguibile in realtà in due movimenti, la prima dalla decelerazione dall'ingresso in porto al momento di ormeggiare, la seconda quando la nave libera gli ormeggi e finisce quando ha raggiunto la velocità di crociera;
- fase di stazionamento (hotelling), in cui la nave rimane in banchina.

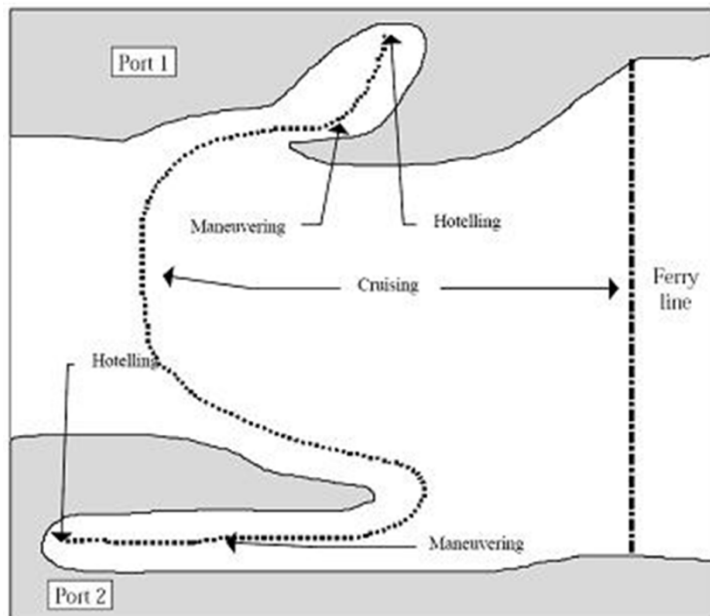


Figura 39. Fasi dei movimenti navali considerate per la stima delle emissioni (da EMEP/EEA, 2016).

L'inventario complessivo è ottenuto mediante somma delle emissioni associate a tutti i viaggi di tutte le navi durante l'intervallo di tempo prescelto.

Nel caso in cui si conosca il consumo di carburante per le diverse fasi del viaggio il calcolo è così composto:

$$E_{viaggio,i,j,m} = \sum_p (FC_{j,m,p} * EF_{i,j,m,p})$$

dove:

- $E_{viaggio}$ = emissione per un viaggio completo (tonnellate);
- FC = consumo di carburante (tonnellate);
- EF = fattore di emissione (kg / t);
 - i = inquinante (NOx, NMVOC, particolato; le emissioni di CO, SOx e microinquinanti possono essere calcolate utilizzando il metodo Tier 1 a seconda del tipo di combustibile);
 - m = tipo di carburante (olio combustibile, diesel marino / gasolio marino (MDO / MGO), benzina);
 - j = tipo di motore (diesel a bassa, media e alta velocità, turbina a gas e turbina a vapore);
 - p = diversa fase del viaggio (crociera, stazionamento, manovra).

Generalmente è molto difficile conoscere il consumo di carburante distinto per singola fase, pertanto l'approccio modificato tiene conto della potenza installata e del tempo trascorso nelle diverse fasi di navigazione.

Le emissioni possono essere calcolate grazie alla conoscenza dettagliata della potenza del motore principale e ausiliario installati, del fattore di carico e del tempo totale trascorso, in ore, per ciascuna fase utilizzando la seguente equazione:

$$E_{viaggio,i,j,m} = \sum_p \left[T_p \sum_e (P_e * LF_e * EF_{e,i,j,m,p}) \right]$$

dove:

- $E_{viaggio}$ = emissione per un viaggio completo (tonnellate);
- EF = fattore di emissione (kg/t) a seconda del tipo di nave;
- LF = fattore di carico del motore (%);
- P = potenza nominale del motore (kW);
- T = tempo (ore);
 - e = categoria del motore (principale, ausiliario);
 - i = (NOx, NMVOC, particolato; le emissioni di CO, SOx e microinquinanti sono calcolate utilizzando il metodo Tier 1 a seconda del tipo di carburante);
 - j = tipo di motore (diesel a bassa, media e alta velocità, turbina a gas e turbina a vapore);
 - m = tipo di carburante (olio combustibile, diesel marino/gasolio marino, benzina);
 - p = diversa fase del viaggio (crociera, stazionamento, manovra).

Il tempo di crociera, se sconosciuto, può essere calcolato come:

$$T_{crociera}(ore) = \frac{distanza\ crociera\ (km)}{velocità\ media\ crociera\ (\frac{km}{ore})}$$

Per stimare le emissioni di piccole imbarcazioni, per le quali non sono state raccolte statistiche separate dalle attività nazionali, in genere i dati valori di attività vengono ricavati dai dati sulla popolazione di queste imbarcazioni, dal tipo di imbarcazione, dal tipo di carburante, dal tipo di motore, dal livello tecnologico e dai dati di attività per il fattore di carico del motore e per le ore di utilizzo annuali stimati.

Il consumo di carburante e le emissioni per tipo di carburante sono stimati come segue:

$$E_{i,m} = \sum_b \sum_e \sum_z (N_{b,e,z} * T_{b,e,z} * P_{b,e,z} * LF_{b,e,z} * EF_{b,e,z})$$

dove:

- E = emissioni per piccole imbarcazioni all'anno (tonnellate);
- N = numero di navi (navi);
- T = durata media di funzionamento di ogni nave per anno (ore/nave);
- P = potenza nominale del motore (kW);
- LF = fattore di carico del motore (%);
- EF = fattore di emissione (g / kWh);
 - b = tipo di imbarcazione (scialuppa, barca con cabina, vela, ...);
 - e = tipo di motore;
 - i = inquinante (NMVOC, NH3, NOx, PM) o consumo di carburante;
 - m = tipo di carburante (benzina, diesel);
 - z = strato tecnologico (convenzionale, 2003/44 / CE).

Le emissioni possono essere stimate in base al consumo del combustibile o alla potenza del motore.

4.3.2 *Applicazione della metodologia alle imbarcazioni che fanno trasporto passeggeri dall'aeroporto alla città di Venezia*

In merito al traffico presente in laguna le emissioni stimate sono state esclusivamente quelle legate alla flotta ALILAGUNA (prendendo in considerazione le linee di collegamento con l'aeroporto, pertanto la Linea Blu, che collega l'Aeroporto Marco Polo con il Terminal Crociere, la linea arancio che collega l'Aeroporto Marco Polo con S. Maria del Giglio passando per Rialto, e la Linea Rossa che collega l'Aeroporto Marco Polo al Terminal Crociere passando per Murano e San Marco) e ai taxi privati.

Le informazioni utili per la stima emissiva delle imbarcazioni di ALILAGUNA sono così sintetizzabili:

1. Tipologia delle imbarcazioni;
2. Percorsi delle linee;
3. Orario dei passaggi;
4. Tempi di percorrenza.

In base alle informazioni raccolte, le imbarcazioni che compongono la flotta di ALILAGUNA sono navi a scafo singolo, GT mediamente pari a 24.5 tonnellate, alimentato con carburante diesel; in base a tali caratteristiche verranno applicati i fattori di emissione di SO_x e CO presentati nel Tier 1 (recreational boats) mentre per gli altri inquinanti (NO_x, NMVOC, PM_{2.5}, PM₁₀ e NH₃) si considerano i fattori di emissione dipendenti dalla potenza del motore presentati nel Tier 3 e riferiti alle imbarcazioni di lunghezza superiore a 10 m.

Le emissioni verranno così calcolate:

$$E = N \times HRS \times HP \times LF \times EF$$

dove:

N = numero natanti

HRS = ore di utilizzo

HP = potenza

LF = fattore di carico

EF = fattore di emissione

Nello specifico le informazioni utilizzate provengono direttamente da ALILAGUNA e riguardano:

- Durata e tracciati del percorso delle diverse linee
- Modulazioni temporali (annuali, settimanale e giornaliera)
- Potenza dei motori media: 209 kW
- LF engine: 0.5 (dato riferito alle cosiddette "recreational craft", National Environmental Research Institute, Denmark, 2006)

Le emissioni dei vaporetta, una volta calcolate, vengono distribuite nel tempo e nello spazio: sui percorsi delle linee Blu e Arancio (Figura 40) le imbarcazioni sono mediamente due all'ora tra le 8 e le 24, mentre sulla linea Rossa si registra una corsa all'ora nell'intervallo tra le 9 e le 20 (Figura 41), in cui i valori ora per ora sono normalizzati alla somma di 24).

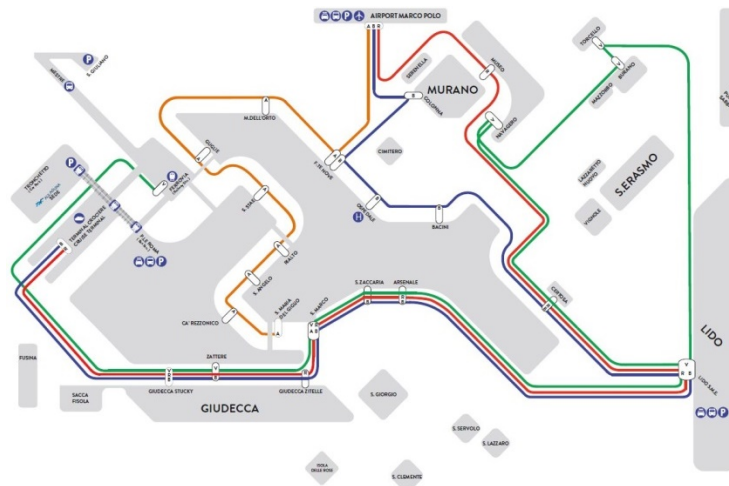


Figura 40. Mappa delle linee ALILAGUNA (fonte: www.alilaguna.it/)

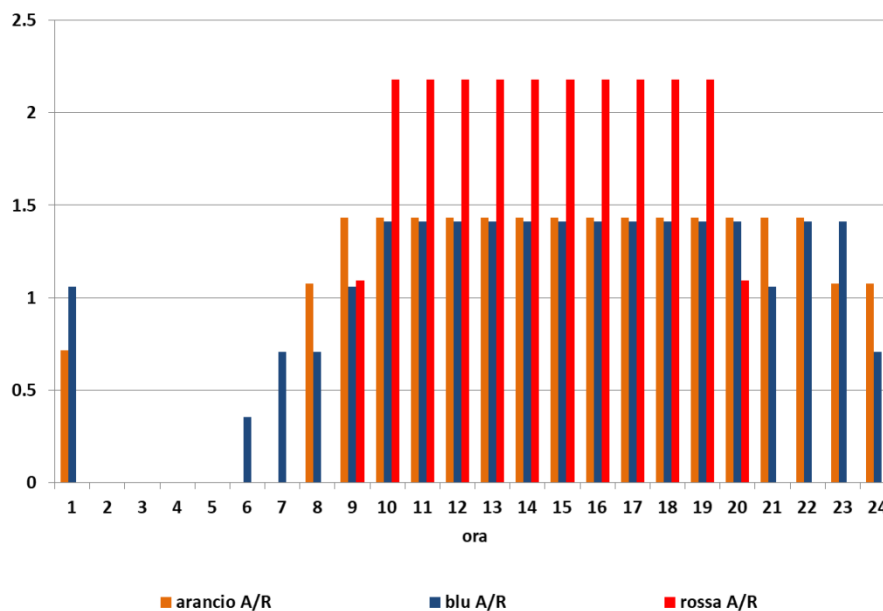


Figura 41. Curve per la modulazione temporale delle emissioni delle linee ALILAGUNA (fonte: www.alilaguna.it/)

L'altra flotta di natanti di cui è necessario stimare le emissioni è quella composta dai taxi privati; il numero delle imbarcazioni è stimato partendo dal profilo dei passeggeri ottenuto mediante interviste su 4141 passeggeri. Riparametrando i numeri ottenuti sui 11 561 594 pax del 2019 si ottengono i passeggeri trasportati a/da Venezia con i taxi d'acqua.

Usando poi le informazioni desumibili da uno studio compiuto dal COSES (Consorzio per la ricerca e la formazione tra il Comune di Venezia e la Provincia di Venezia) nel 2007/2008 (http://coses.comune.venezia.it/news/m_traffico.html) è stato considerato un coefficiente di riempimento medio pari a 2.4 passeggeri su ciascun mezzo, ed è stato dunque possibile stimare il numero complessivo di imbarcazioni.

Le altre informazioni utili alla stima emissiva (comunicate da SAVE) sono relative a:

- Potenza: 74 kW
- Tempi di percorrenza: 35 e 50 minuti
- Consumo di carburante: 230 g/kWh
- LF engine: 0.5 (dato riferito alle cosiddette "recreational craft", National Environmental Research Institute, Denmark,2006)

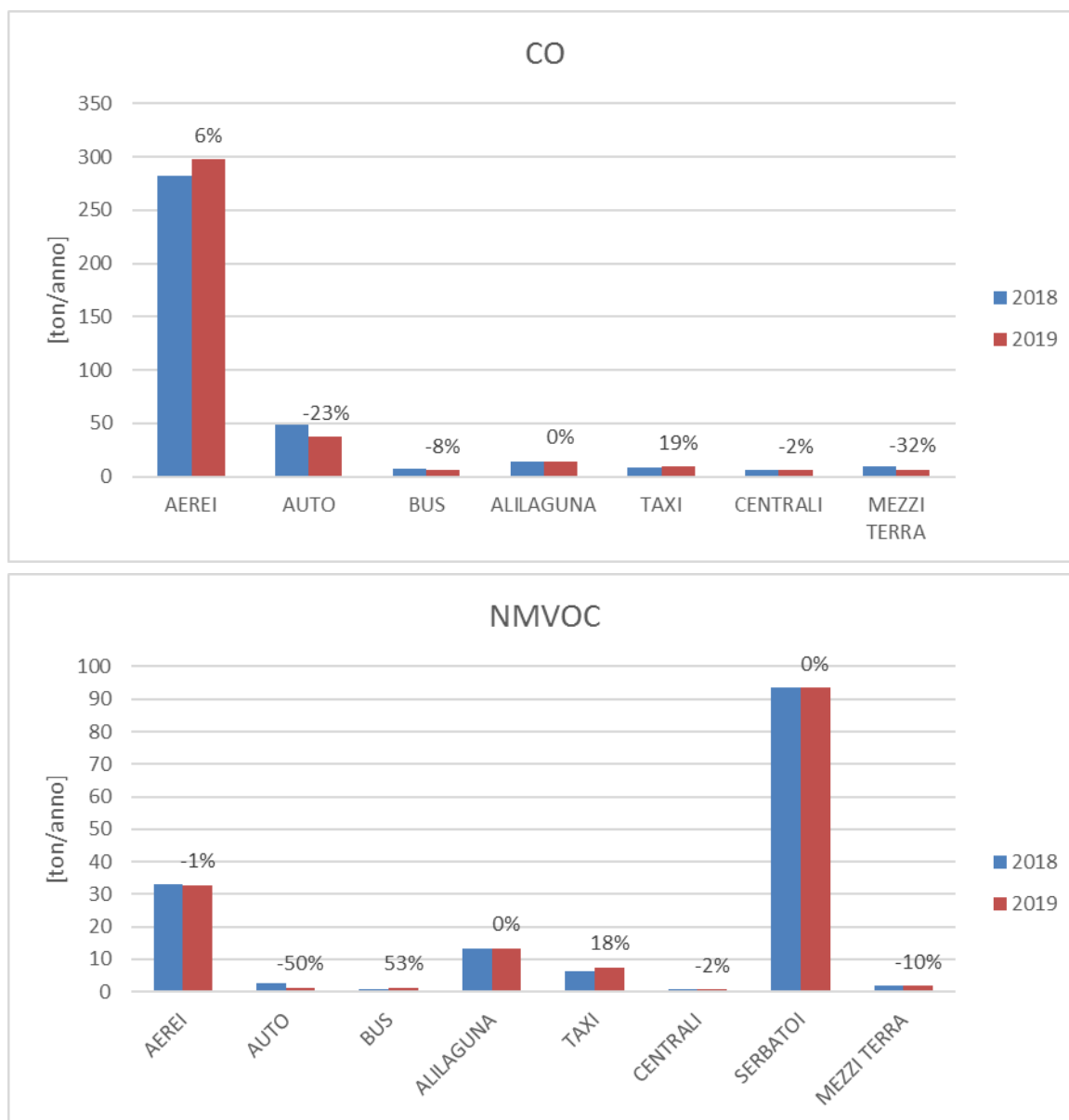
I risultati complessivi su base annuale per le emissioni del traffico lagunare sono riportati in Tabella 17.

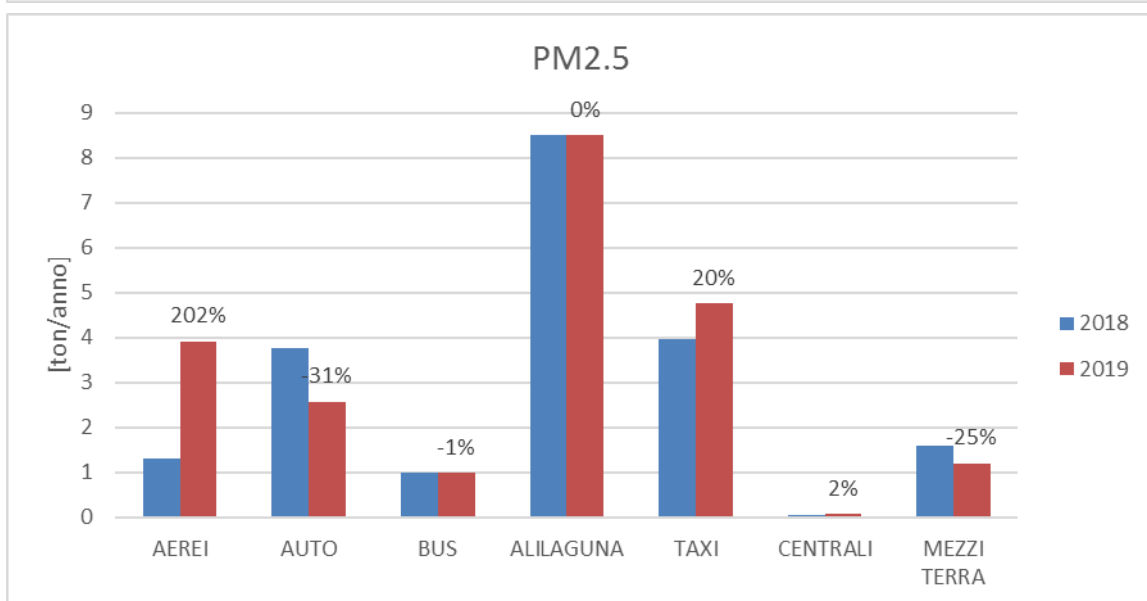
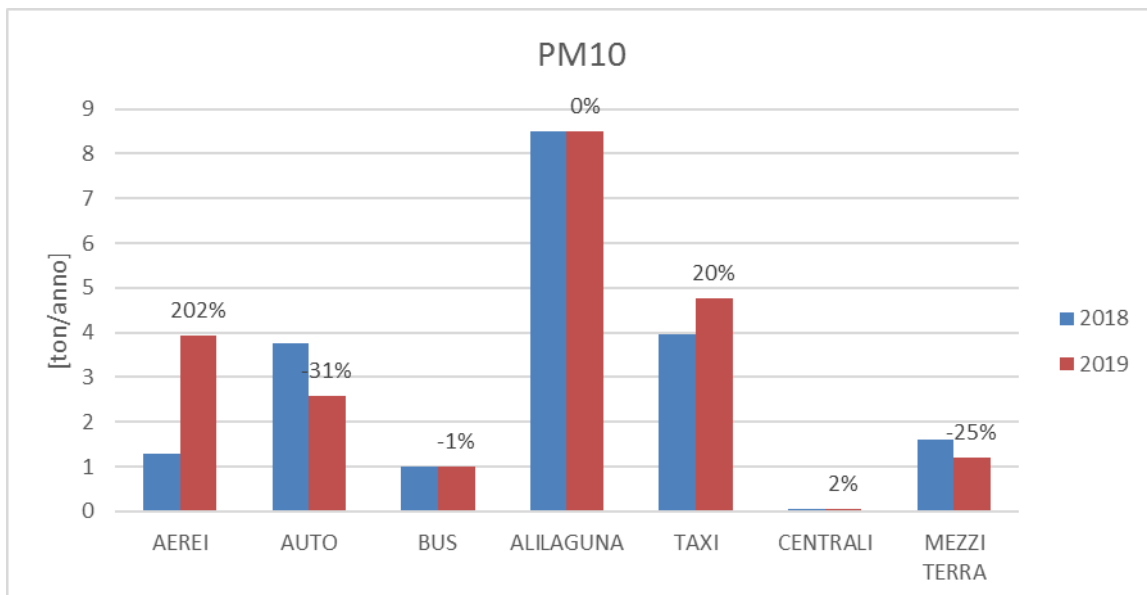
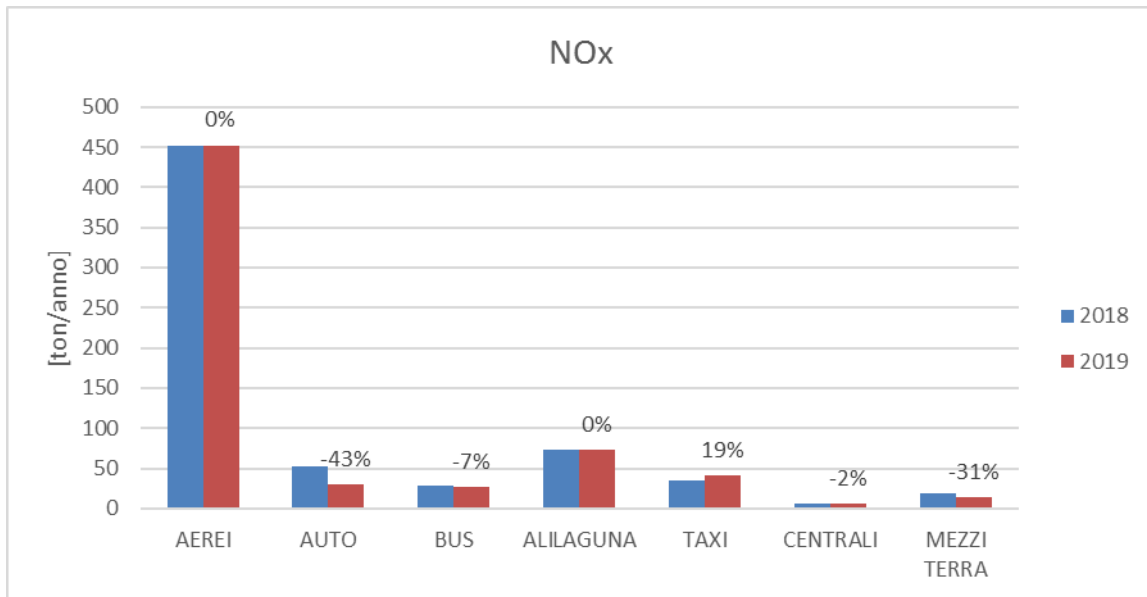
Tabella 17. Emissioni totali per il traffico navale (t/anno).

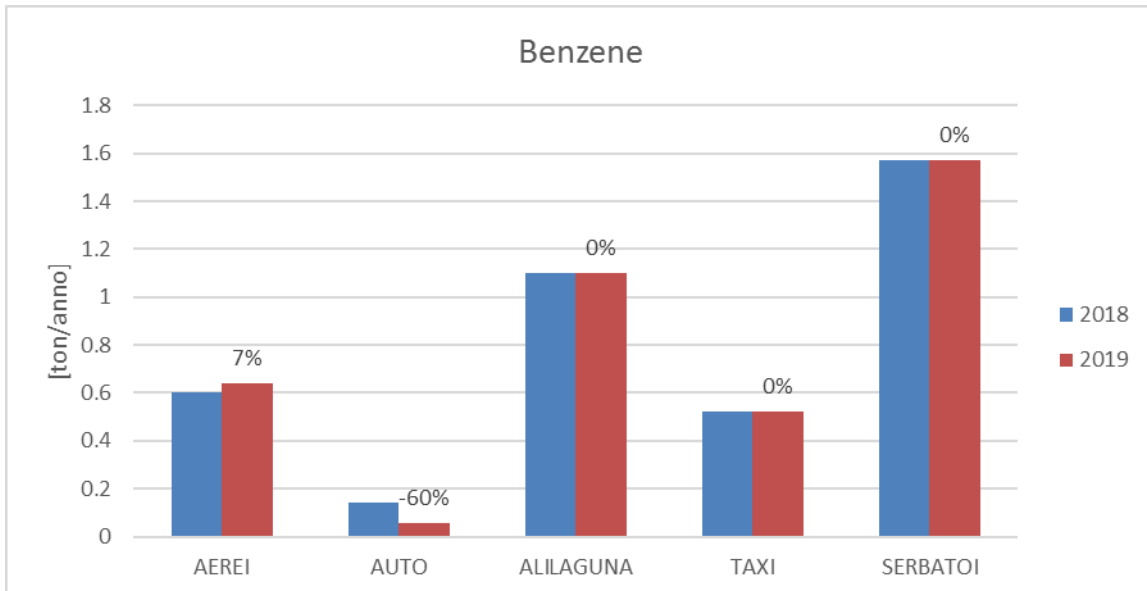
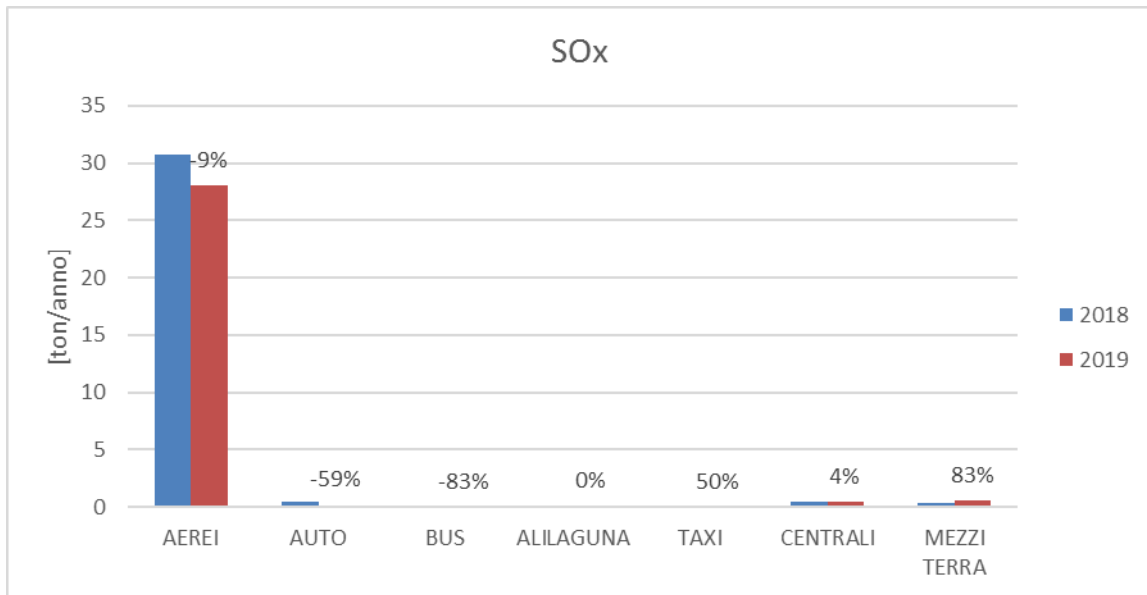
	CO	NMVOC	C ₆ H ₆	NO _x	PM2.5	PM10	SO ₂
Alilaguna	14.5	13.4	1.1	72.7	8.5	8.5	0.04
Taxi	9.43	7.51	0.52	40.90	4.76	4.76	0.03
TOT	23.93	20.87	1.62	113.61	13.21	13.21	0.06

4.4 Confronti con le emissioni del 2018

Si riporta un riepilogo grafico dei contributi emissivi dei diversi settori per il 2019 rispetto alle stime effettuate per lo studio relativo al 2018.







5 Simulazione della dispersione di inquinanti

I dati territoriali, meteorologici ed emissivi descritti ai capitoli precedenti costituiscono l'input per il modello di dispersione SPRAY. Nei paragrafi seguenti viene fornita sia una descrizione generale delle modalità di utilizzo del modello di dispersione che dei risultati ottenuti. I risultati vengono presentati sotto forma di mappe sul territorio della concentrazione al suolo di vari inquinanti normati, riferiti agli indicatori calcolati secondo la tabella riportata nel paragrafo 5.1. Le mappe contengono sia il contributo totale delle sorgenti considerate come afferenti alle attività dell'aeroporto e descritte all'interno del capitolo 4, sia alcuni contributi separati. In particolare, vengono considerati i contributi separati di aerei + attività a terra (GSE), solo aerei, mezzi di trasporto (su strada e su acqua). Infine vengono presentati alcuni confronti tra i valori degli indicatori ottenuti dalle simulazioni modellistiche e le misure in alcuni punti di rilevamento della rete regionale di Monitoraggio della Qualità dell'Aria gestita da ARPAV nonché rispetto ai dati della postazione di misura prossima all'aeroporto, gestita da EZIPM.

5.1 Quadro normativo di riferimento

Sono considerati nelle simulazioni i seguenti parametri: NO₂, NO_x, SO₂, CO, C₆H₆, PM10 e PM2.5, i cui valori limite e/o valori obiettivo sono riportati nel D. Lgs. 155/2010 (Tabella 18).

Tabella 18. Valori limite per la protezione della salute umana e della vegetazione (D. Lgs. 155/2010 e ss.mm.ii.)

Inquinante	Nome limite	Indicatore statistico	Valore
SO ₂	Livello critico per la protezione della vegetazione	media annuale e media invernale	20 µg/m ³
	Soglia di allarme	superamento per 3 ore consecutive del valore soglia	500 µg/m ³
	Limite orario per la protezione della salute umana	media oraria	350 µg/m ³ da non superare più di 24 volte per anno civile
	Limite di 24 ore per la protezione della salute umana	media giornaliera	125 µg/m ³ da non superare più di 3 volte per anno civile
NO _x	Livello critico per la protezione della vegetazione	media annuale	30 µg/m ³
NO ₂	Soglia di allarme	superamento per 3 ore consecutive del valore soglia	400 µg/m ³
	Limite orario per la protezione della salute umana	media oraria	200 µg/m ³ da non superare più di 18 volte per anno civile
	Limite annuale per la protezione della salute umana	media annuale	40 µg/m ³
PM10	Limite di 24 ore per la protezione della salute umana	media giornaliera	50 µg/m ³ da non superare più di 35 volte per anno civile
	Limite annuale per la protezione della salute umana	media annuale	40 µg/m ³
PM2.5	Limite annuale per la protezione della salute umana	media annuale	25 µg/m ³
CO	Limite per la protezione della salute umana	massimo giornaliero della media mobile su otto ore	10 mg/m ³
C ₆ H ₆	Limite annuale per la protezione della salute umana	media annuale	5 µg/m ³

5.2 Configurazione delle simulazioni modellistiche di dispersione

Per pilotare una simulazione di dispersione il modello SPRAY utilizza:

- schemi di equazioni differenziali stocastiche dovute a Thomson (1987) per definire le velocità turbolente delle particelle computazionali;
- campi tridimensionali di vento e temperatura a 200 m di risoluzione, forniti dal codice Swift;
- campi bidimensionali di turbolenza z_0 , H_{mix} , u^* , L , w^* forniti dal codice SurfPro;
- dati di emissione, costituiti da una sequenza di informazioni sulla geometria delle sorgenti al suolo e in quota (traiettorie di decollo/atterraggio) e loro localizzazione spaziale, sui flussi di massa variabili nel tempo di sostanze gassose e particolato espresse in $\mu\text{g/h}$ emesse e sul quantitativo di particelle computazionali da emettere nell'unità di tempo. Ad ogni particella viene attribuita una quantità di sostanza dipendente dal flusso emissivo considerato ottenuto come prodotto della portata e concentrazione all'emissione forniti dal gestore aeroportuale.

Per completare la simulazione su base annua, i modelli vengono richiamati in cascata con frequenza oraria. All'interno di ogni ora vengono inserite nel dominio di calcolo per ogni sorgente un numero di particelle sufficienti per garantire una risoluzione minima (contributo in concentrazione di una singola particella computazionale), di circa $0.02 \mu\text{g/m}^3$ per la specie NO_x nelle celle per il calcolo della concentrazione al suolo, delle dimensioni di $200 \times 200 \times 10 \text{ m}^3$. In questo modo, concentrazioni orarie intorno a $10 \mu\text{g/m}^3$ di NO_x vengono risolte da circa 500 particelle per cella di concentrazione, che costituiscono un numero più che sufficiente per considerare statisticamente stabile la simulazione.

Sono state calcolate matrici di concentrazione orarie espresse in $\mu\text{g/m}^3$, considerando sia il complesso delle emissioni che i contributi separati per diversi comparti emissivi. Ogni media oraria di concentrazione è costruita mediante 120 campionamenti dei pennacchi di particelle all'interno dell'ora, effettuati alla frequenza fissa di 30 secondi.

Lo stato finale di ogni ora (posizioni, velocità e masse associate ad ogni particella) viene utilizzato per inizializzare il run dell'ora successiva. In questo modo la simulazione risulta essere continua durante tutto il periodo annuale descrivendo l'evoluzione spazio-temporale di ogni pennacchio emesso, consentendo eventuali effetti di ritorno dei pennacchi in presenza di rotazioni del vento durante situazioni di innesco della brezza. Complessivamente vengono quindi prodotti 8760 campi di concentrazione suddivisi secondo quanto descritto in precedenza, nell'intervallo meteorologico a partire dal 1/1/2019 01:00 fino al 31/12/2019 24:00.

La sequenza temporale dei campi di concentrazione così ottenuta è stata utilizzata per calcolare i valori statistici di confronto con i limiti della normativa vigente sulla qualità dell'aria.

5.3 Risultati – mappe di concentrazione

5.3.1 Ossidi di azoto totali

La Figura 42 riporta il campo, su tutto il dominio di calcolo considerato, delle concentrazioni al suolo di NO_x medie annuali generate dal complesso delle emissioni afferenti all'aeroporto e descritte nel capitolo 4.

Il valore massimo per questo indicatore sul dominio è di $58 \mu\text{g/m}^3$, che si manifesta all'interno del sedime aeroportuale, lungo il tracciato della pista di decollo/atterraggio. Il limite normativo è di $30 \mu\text{g/m}^3$, peraltro relativo alla protezione della vegetazione e non della salute umana. All'esterno del sedime aeroportuale i valori simulati di concentrazione media annua sono inferiori o intorno a $10 \mu\text{g/m}^3$, come più evidente in Figura 43, che rappresenta il dettaglio intorno all'aeroporto del campo illustrato nella figura precedente. La Figura 44 e la Figura 45 illustrano invece il contributo al campo di concentrazione media annuale al suolo (rispettivamente su tutto il dominio e in dettaglio nell'intorno dell'aeroporto) delle emissioni dovute al solo traffico degli aerei, che identifica come questi ultimi siano responsabili della parte più consistente delle concentrazioni al suolo, con massimi

dello stesso ordine di grandezza di quelli generati da tutte le emissioni considerate. La Figura 46 e la Figura 47 riportano invece le concentrazioni ottenute sommando al contributo degli aerei anche quello delle attività a terra, che non introducono aumenti significativi. La Figura 48 e la Figura 49 riportano invece il contributo del traffico determinato dall'aeroporto (sia su strada che su acqua). Per questo comparto emissivo i valori massimi delle medie annuali non superano i $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con un impatto principale solo nella zona intorno agli assi stradali o alle rotte dei vaporetto/taxi. Non vengono riportati i contributi delle sole sorgenti puntuali (centrali termiche) in quanto sostanzialmente trascurabili, con un valore massimo della media annuale di circa $0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

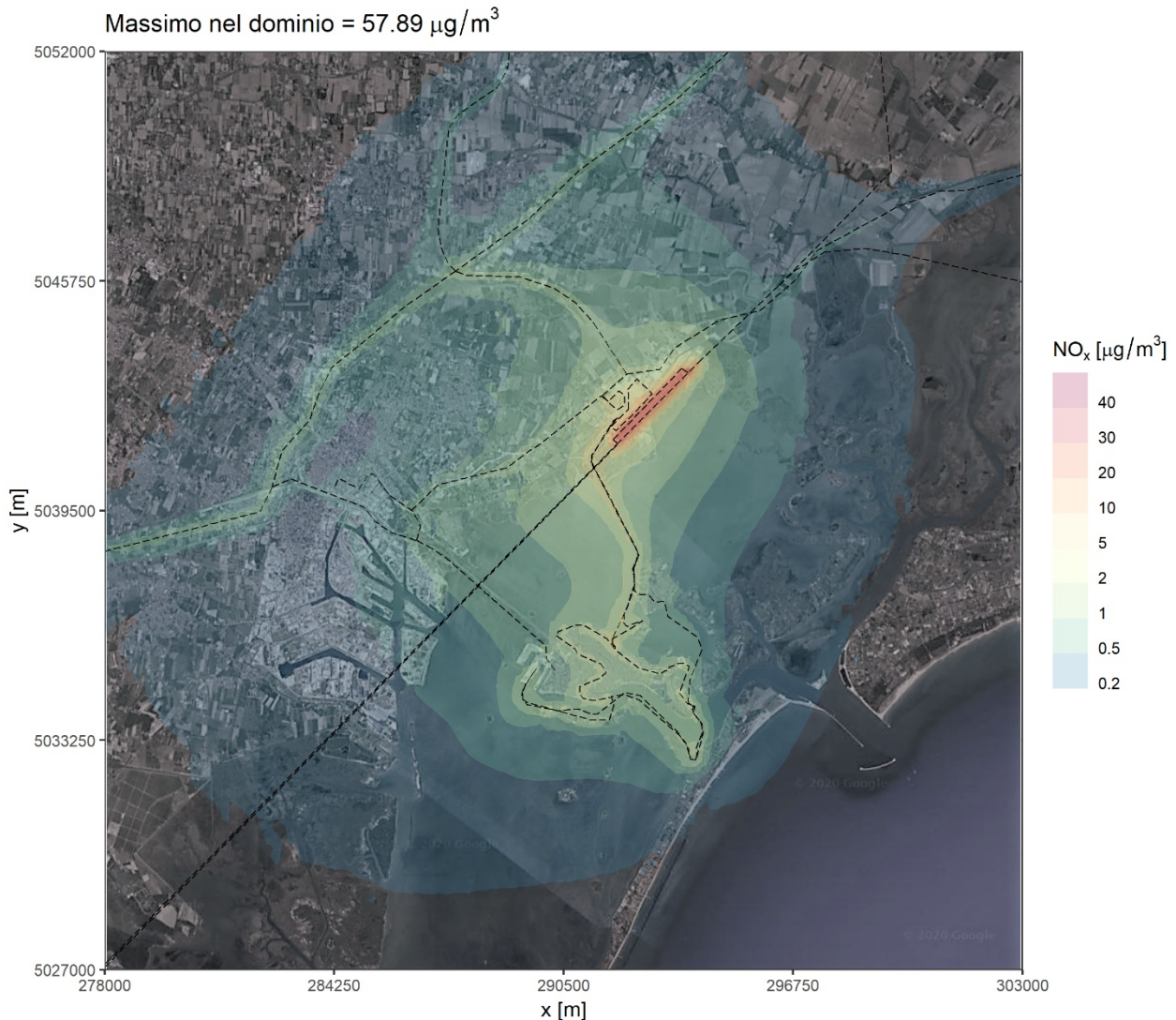


Figura 42. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di NO_x – Impatto complessivo.

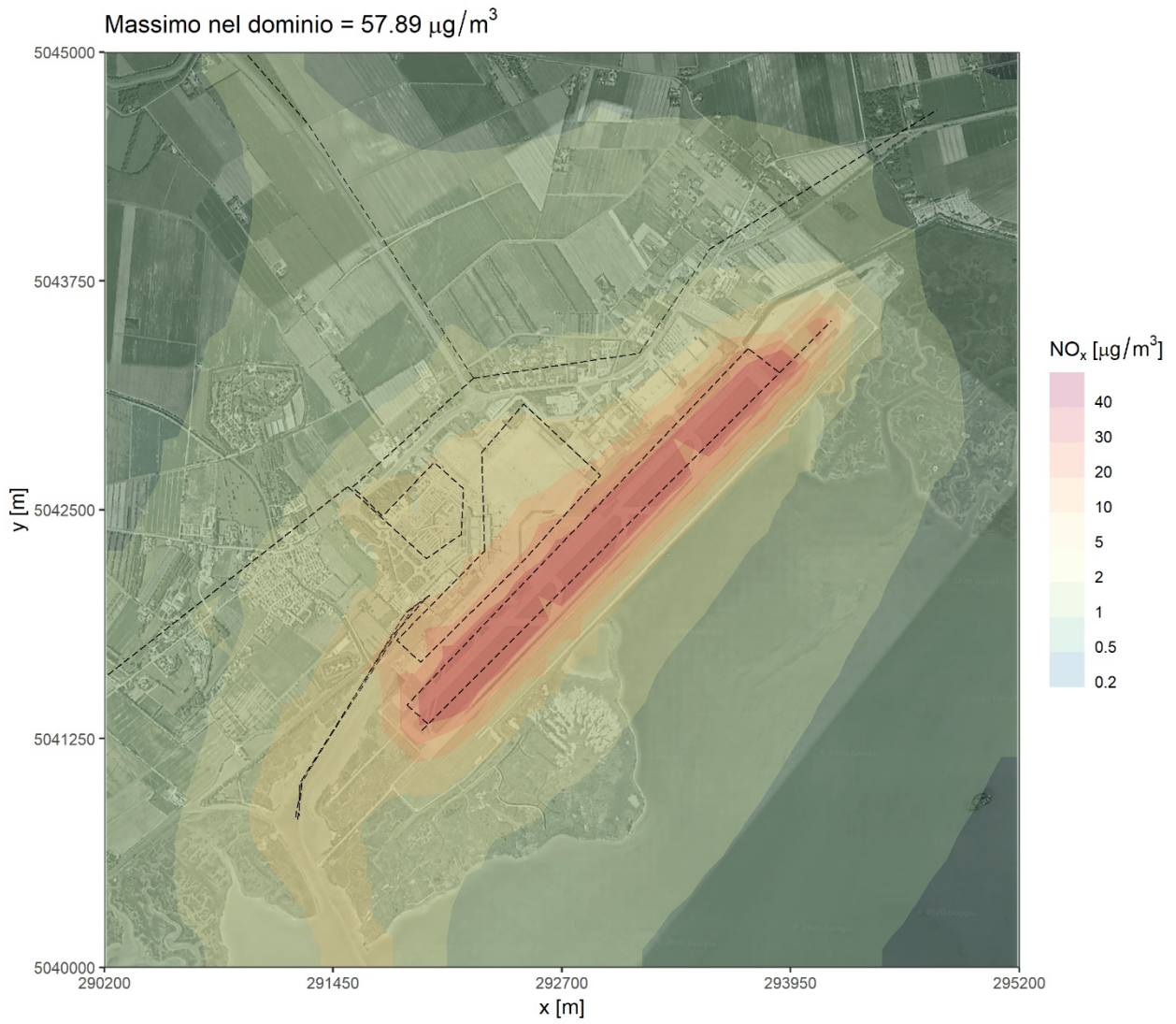


Figura 43. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di NO_x – Impatto complessivo – Dettaglio intorno all'aeroporto.

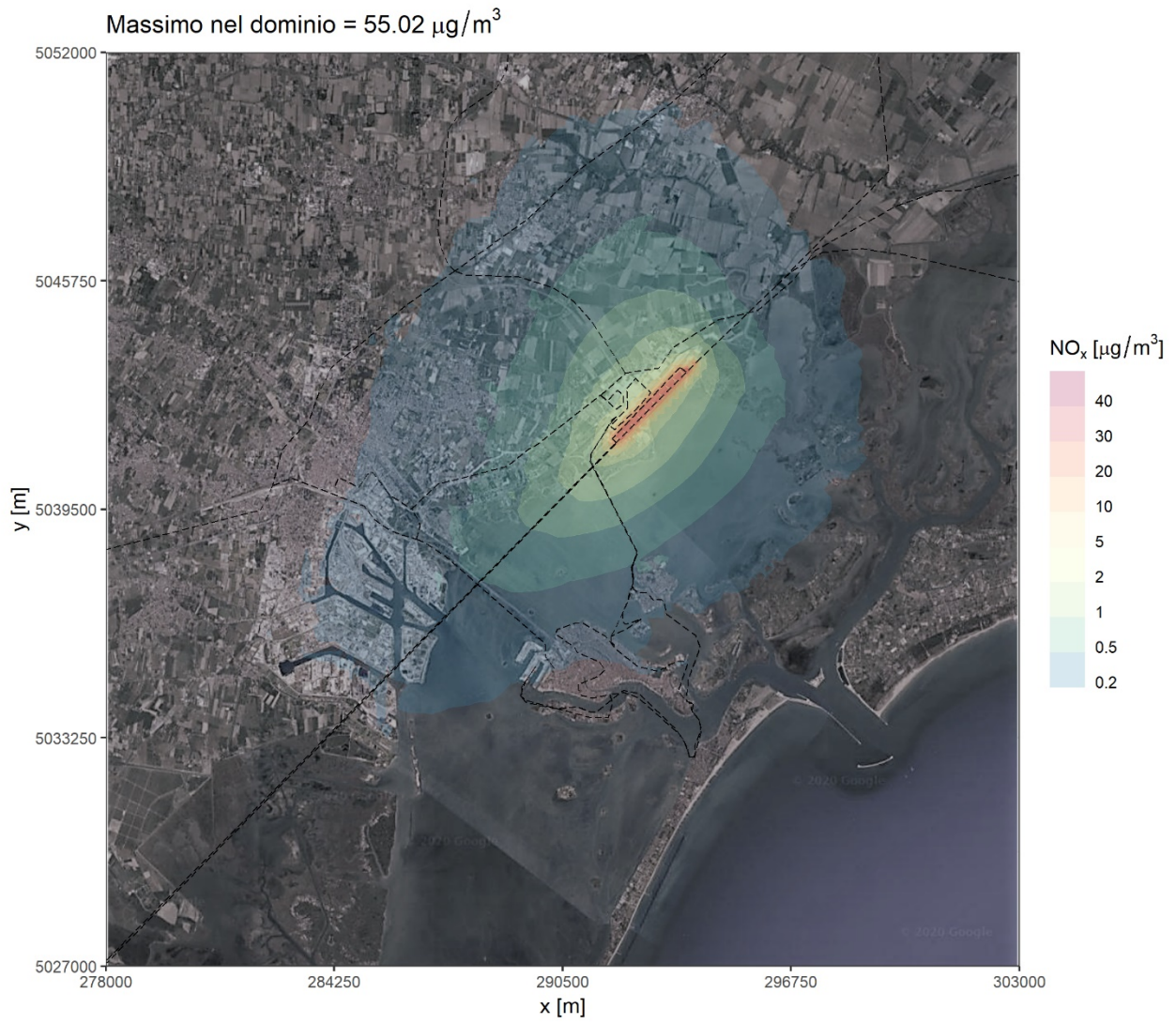


Figura 44. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di NO_x – Solo AEREI

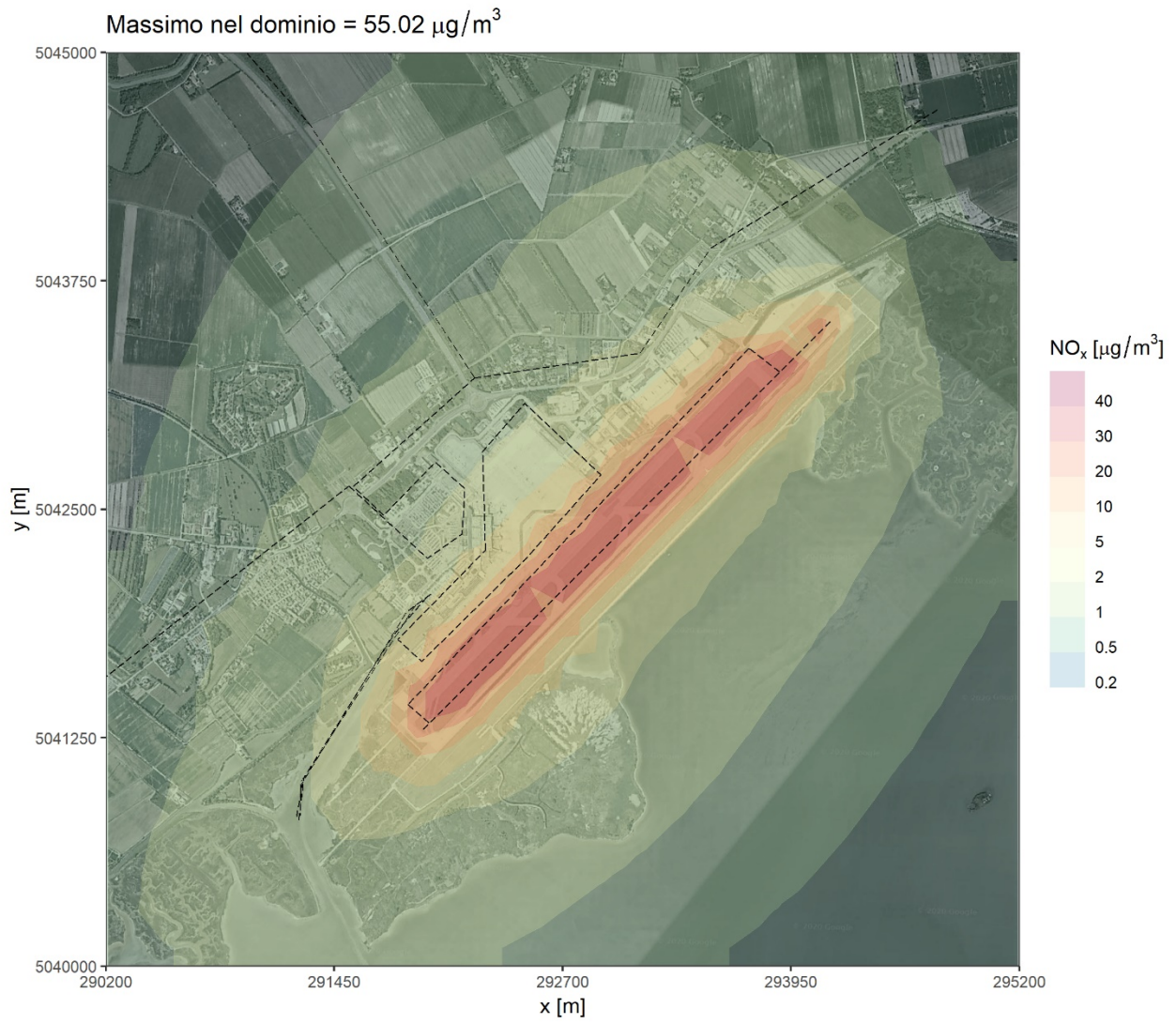


Figura 45. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di NO_x – Solo AEREI – Dettaglio intorno all'aeroporto

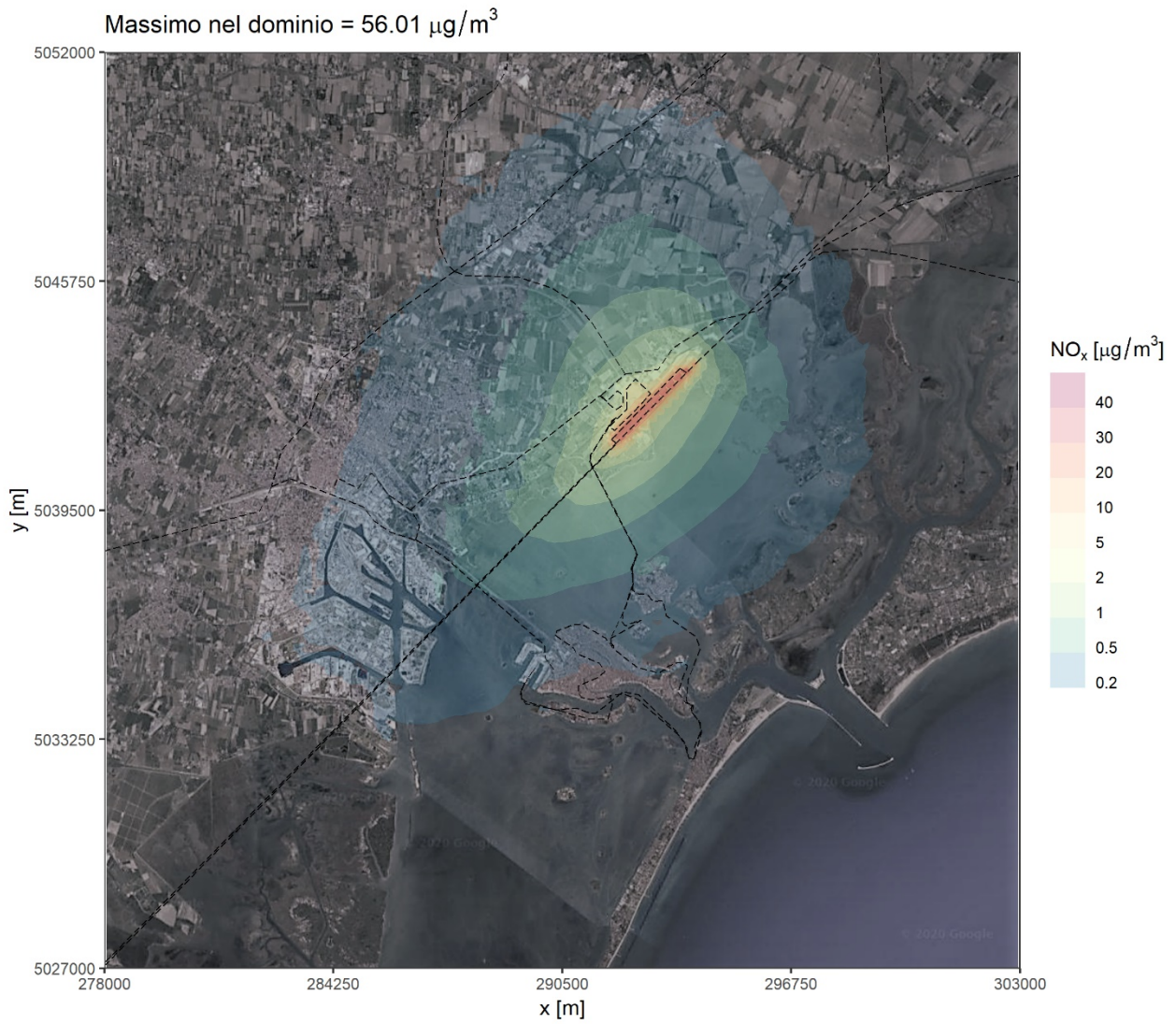


Figura 46. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di NO_x – AEREI + GSE

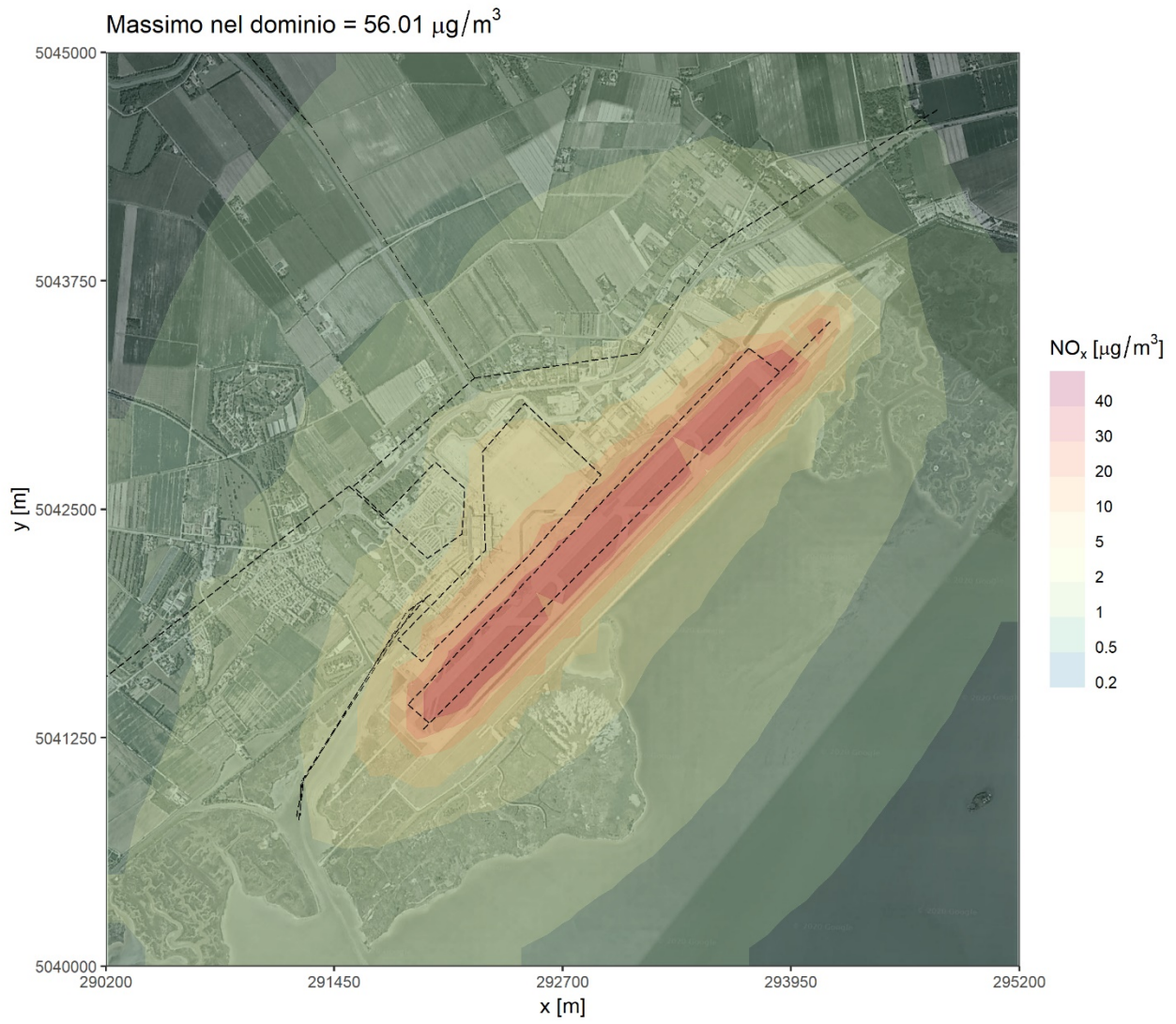


Figura 47. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di NO_x – AEREI + GSE – Dettaglio intorno all'aeroporto

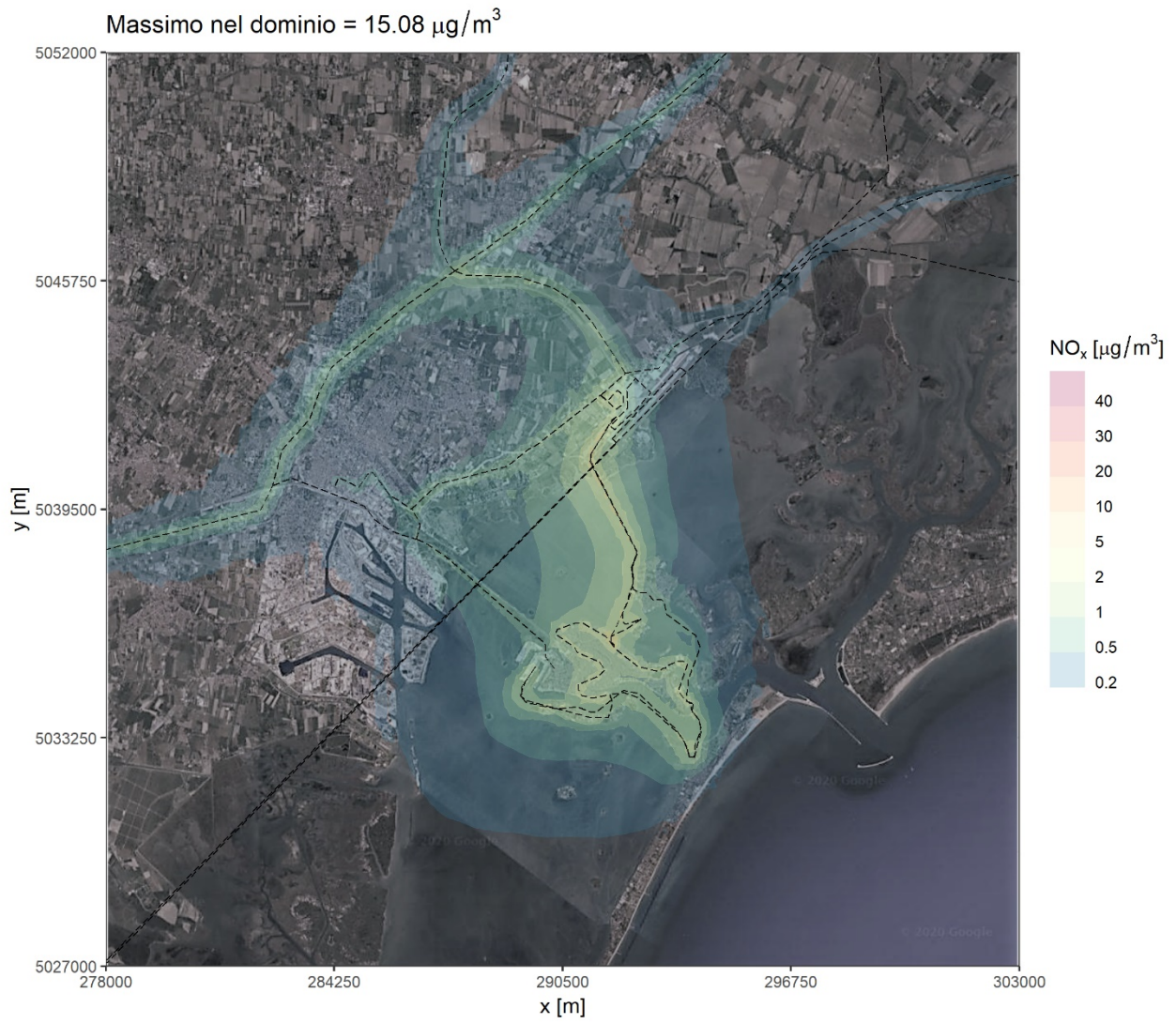


Figura 48. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di NO_x – Mezzi di trasporto

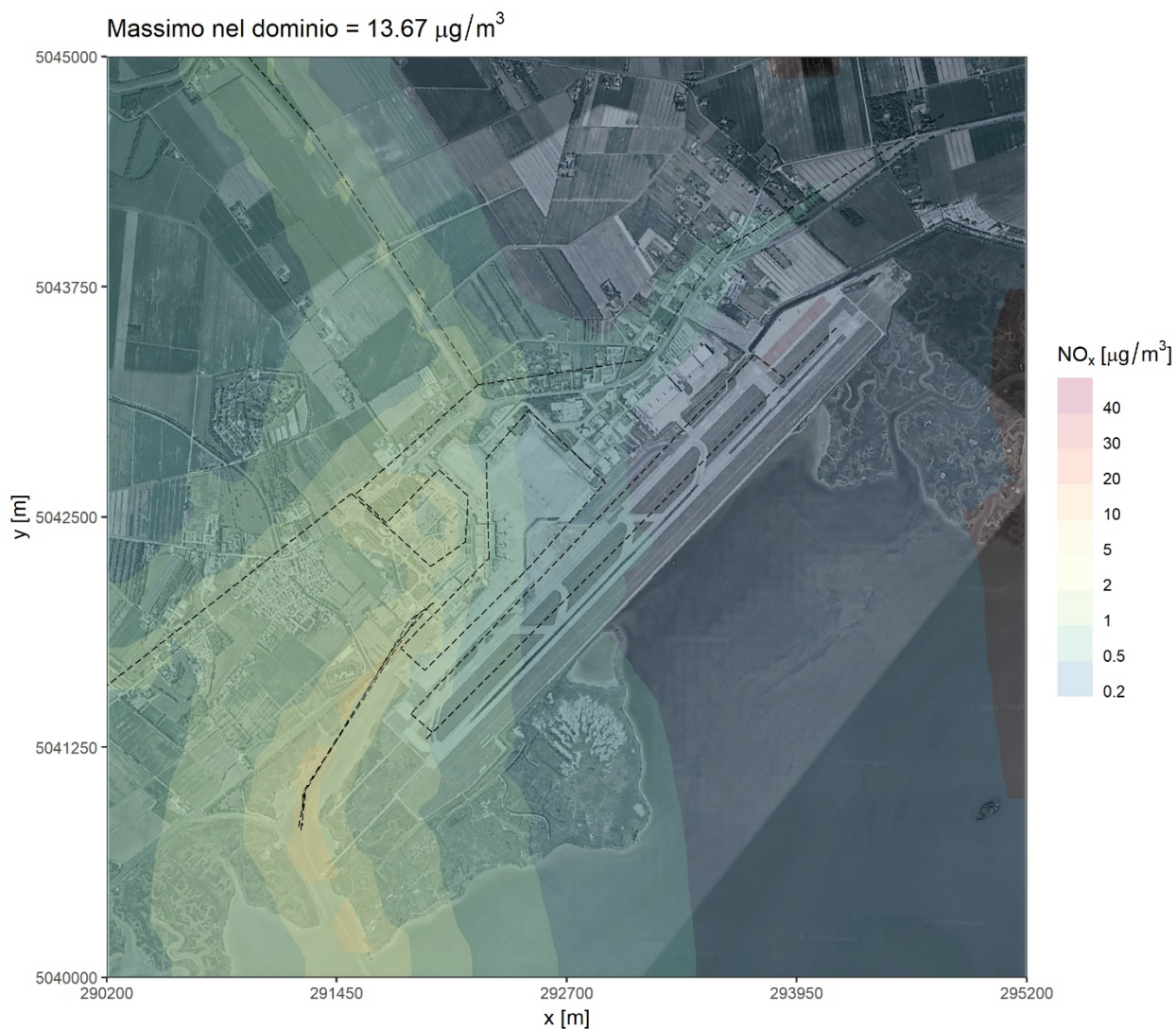


Figura 49. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di NO_x – Mezzi di trasporto – Dettaglio intorno all'aeroporto

5.3.2 Biossido di azoto

Considerando come inquinanti atmosferici gli ossidi di azoto, come descritto nel paragrafo 5.1 i limiti di legge per la protezione della salute umana riguardano il biossido di azoto (NO_2) mentre la miscela complessiva (NO_x) emessa durante i processi di combustione è composta anche da monossido (NO) oltre che biossido di azoto. La specie NO_2 è in genere presente all'emissione all'interno della miscela NO_x solamente in piccola frazione (tra il 5% e il 10%) e si forma in atmosfera per reazione del NO con l'ossigeno in presenza di ozono. La specie NO è un gas presente nella miscela NO_x all'emissione in maniera preponderante. Poiché le metodologie modellistiche utilizzate nello studio trattano il solo inquinamento primario, e dunque gli ossidi di azoto nel loro complesso, in fase di elaborazione dei risultati ottenuti si è calcolata la frazione di NO_2 .

La ripartizione tra monossido e biossido di azoto dipende da reazioni chimiche il cui effetto viene derivato dai dati orari di concentrazione modellati di NO_x , attraverso l'utilizzo di una relazione empirica basata sull'analisi della serie storica sperimentale dei dati di NO_2/NO_x ricavate dalla stazione EZIPM per il rilevamento della qualità dell'aria, rappresentativa della situazione intorno all'aeroporto. La serie storica consente di calcolare i coefficienti di una curva interpolante (Derwent e Middleton, 1996, Dixon et al, 2000, rapporto FAIRMODE, <http://acm.eionet.europa.eu/reports/>

ETCACM_TP_2011_15_FAIRMODE_guide_modelling_NO2) che determina i valori medi orari di NO₂ noti i valori delle concentrazioni di NO_x.

La Figura 50 mostra l'andamento della curva interpolante calcolata, rappresentata dai simboli in rosso, mentre i simboli in blu rappresentano i valori sperimentali. I campi di concentrazione totali di NO₂ orari vengono ottenuti attraverso l'applicazione della relazione descritta dalla curva.

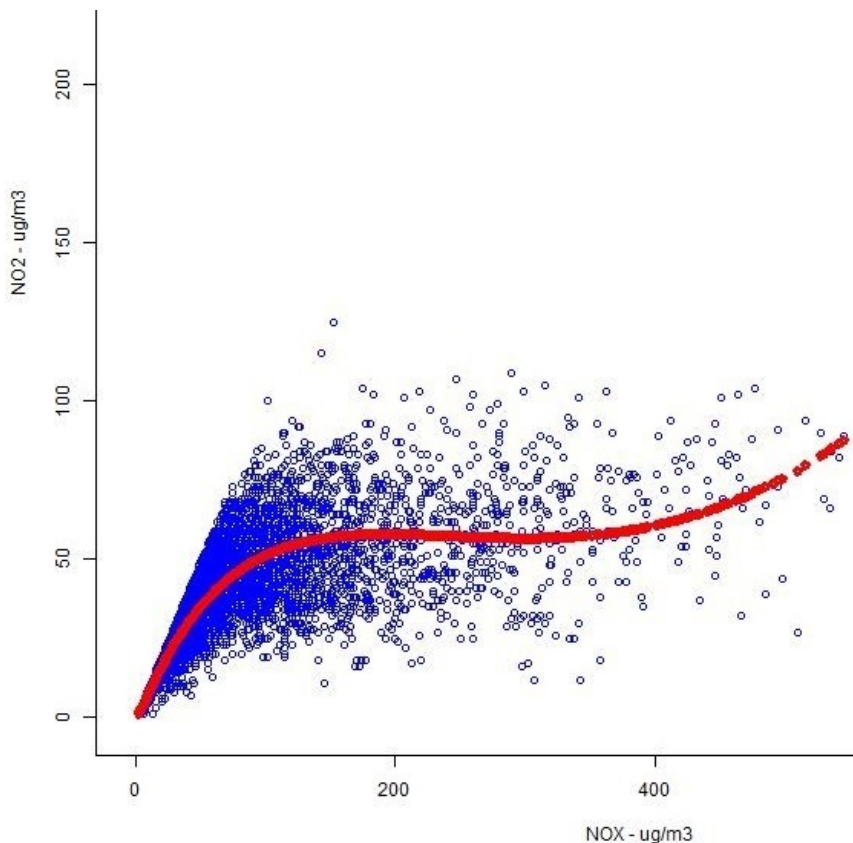


Figura 50. Curva interpolante NO₂/NO_x ricavata dalla regressione delle misure della stazione EZIPM

La Figura 51 riporta il campo, su tutto il dominio di calcolo considerato, delle concentrazioni al suolo di NO₂ medie annuali generate dal complesso delle emissioni considerate.

Il valore massimo per questo indicatore sul dominio è di circa 30.5 µg/m³, che si manifesta anche in questo caso all'interno del sedime aeroportuale lungo il tracciato della pista. Il limite normativo per la protezione della salute umana è di 40 µg/m³. All'esterno del sedime aeroportuale i valori simulati di concentrazione media annua sono intorno a 5 µg/m³ o inferiori, come risulta in Figura 52 che rappresenta il dettaglio intorno all'aeroporto del campo illustrato nella figura precedente.

La Figura 53 e la Figura 54 illustrano il 99.8 percentile delle concentrazioni medie orarie di NO₂ nell'anno, da confrontare con il valore limite legislativo di 200 µg/m³ da non superare per più di 18 volte l'anno. Un valore del 99.8 percentile annuo delle medie orarie di concentrazione superiore al limite di 200 µg/m³ indica la presenza di un numero di superamenti maggiore del limite consentito, mentre un valore inferiore indica un eventuale numero di superamenti sicuramente inferiore al limite. Il valore massimo simulato dell'indicatore, di poco inferiore a 150 µg/m³, indica che, anche all'interno del sedime aeroportuale dove si manifesta, le emissioni afferenti all'aeroporto non sono in grado di determinare superamenti del limite legislativo.

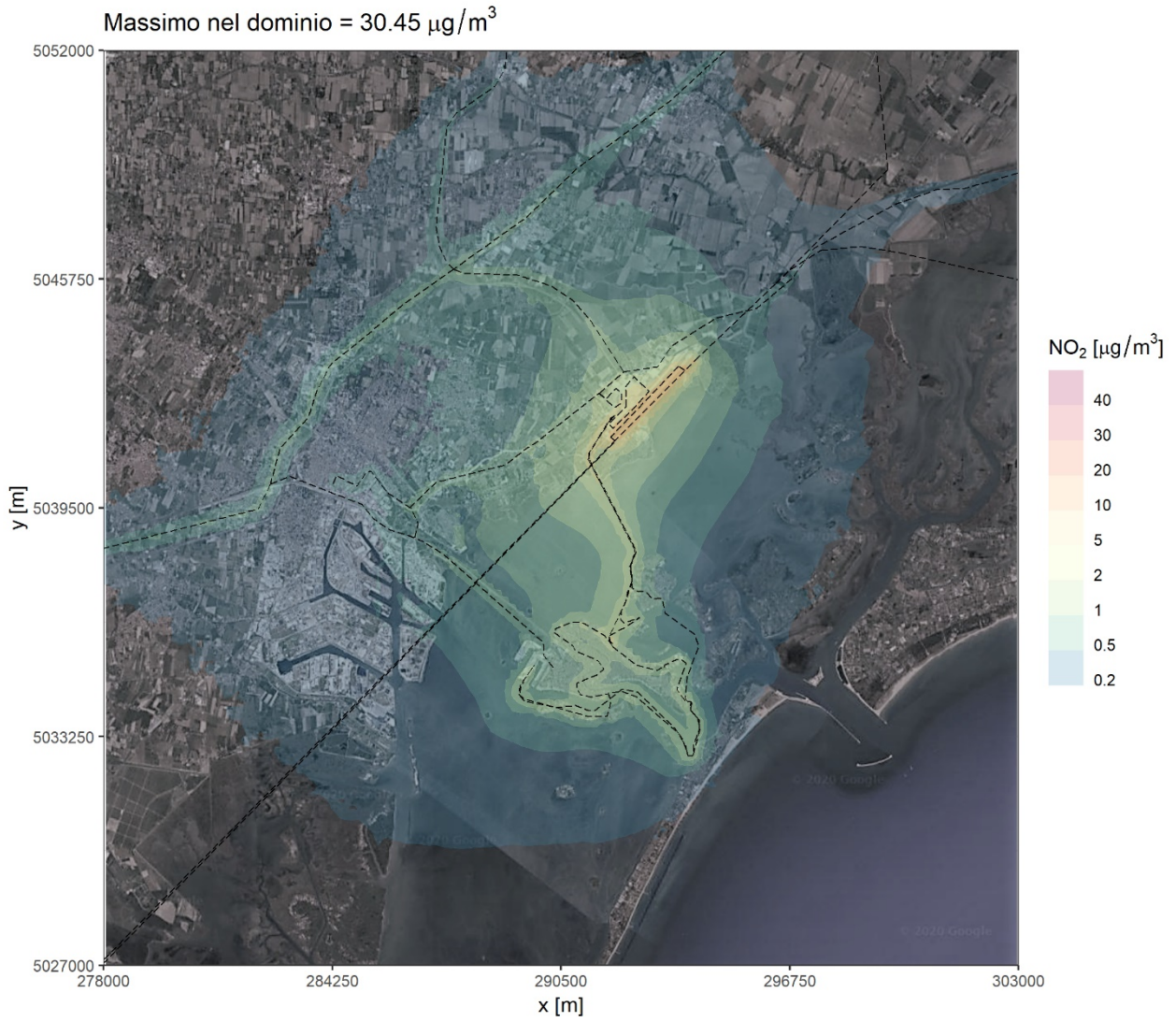


Figura 51. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di NO₂ – Impatto complessivo.

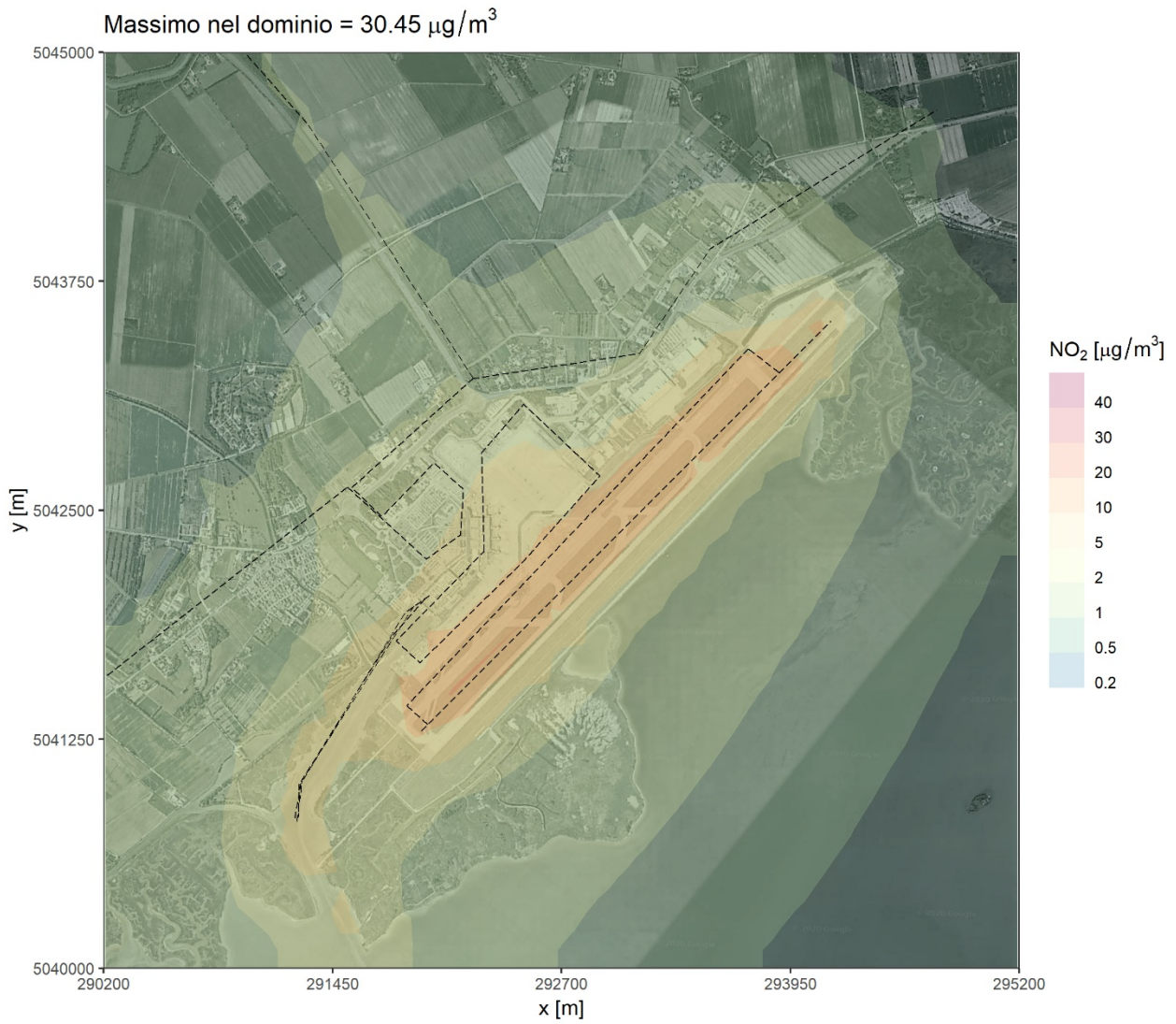


Figura 52. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di NO₂ – Impatto complessivo – Dettaglio intorno all'aeroporto

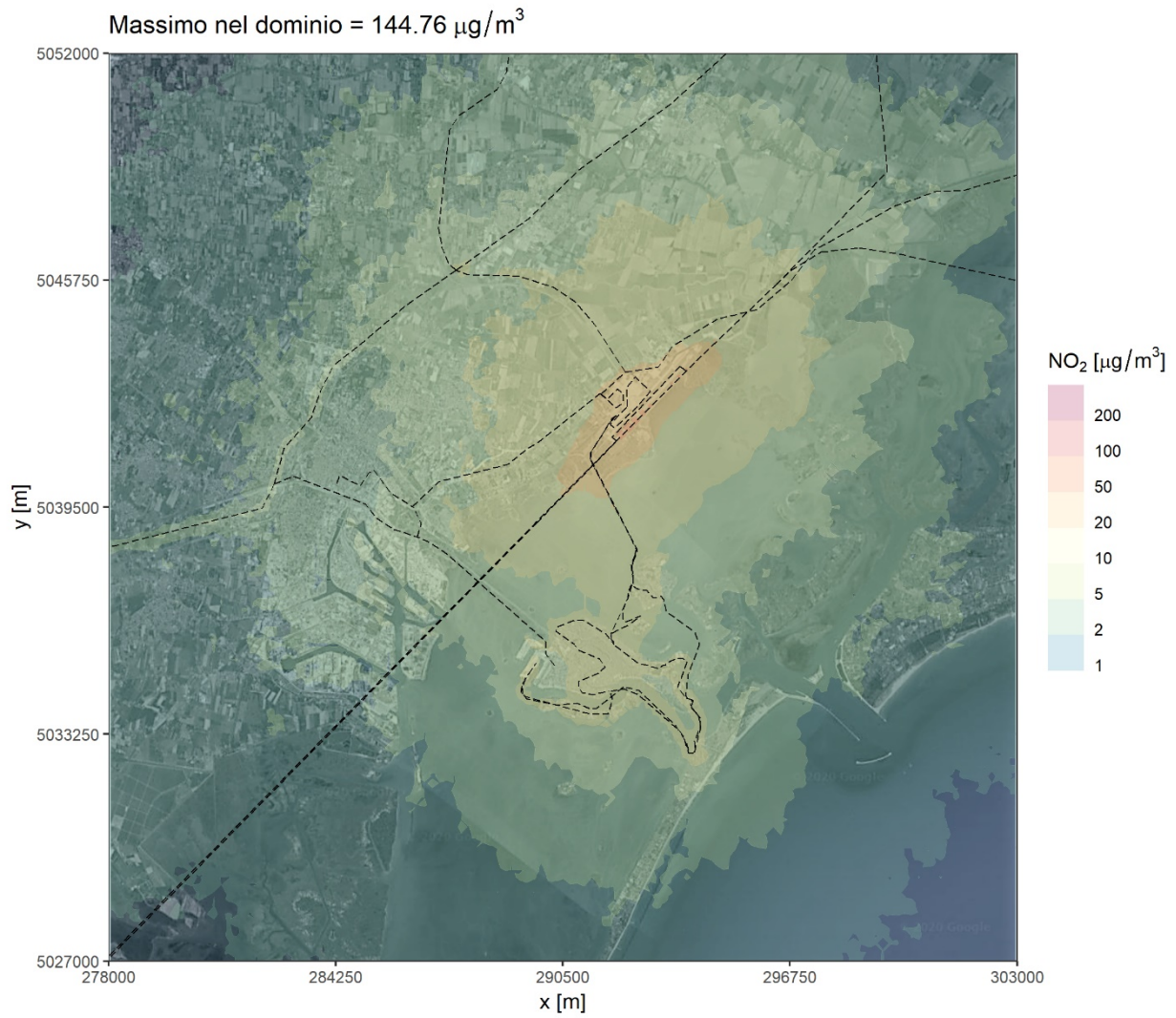


Figura 53. Anno 2019 – 99.8° percentile delle concentrazioni medie orarie di NO₂- Impatto complessivo

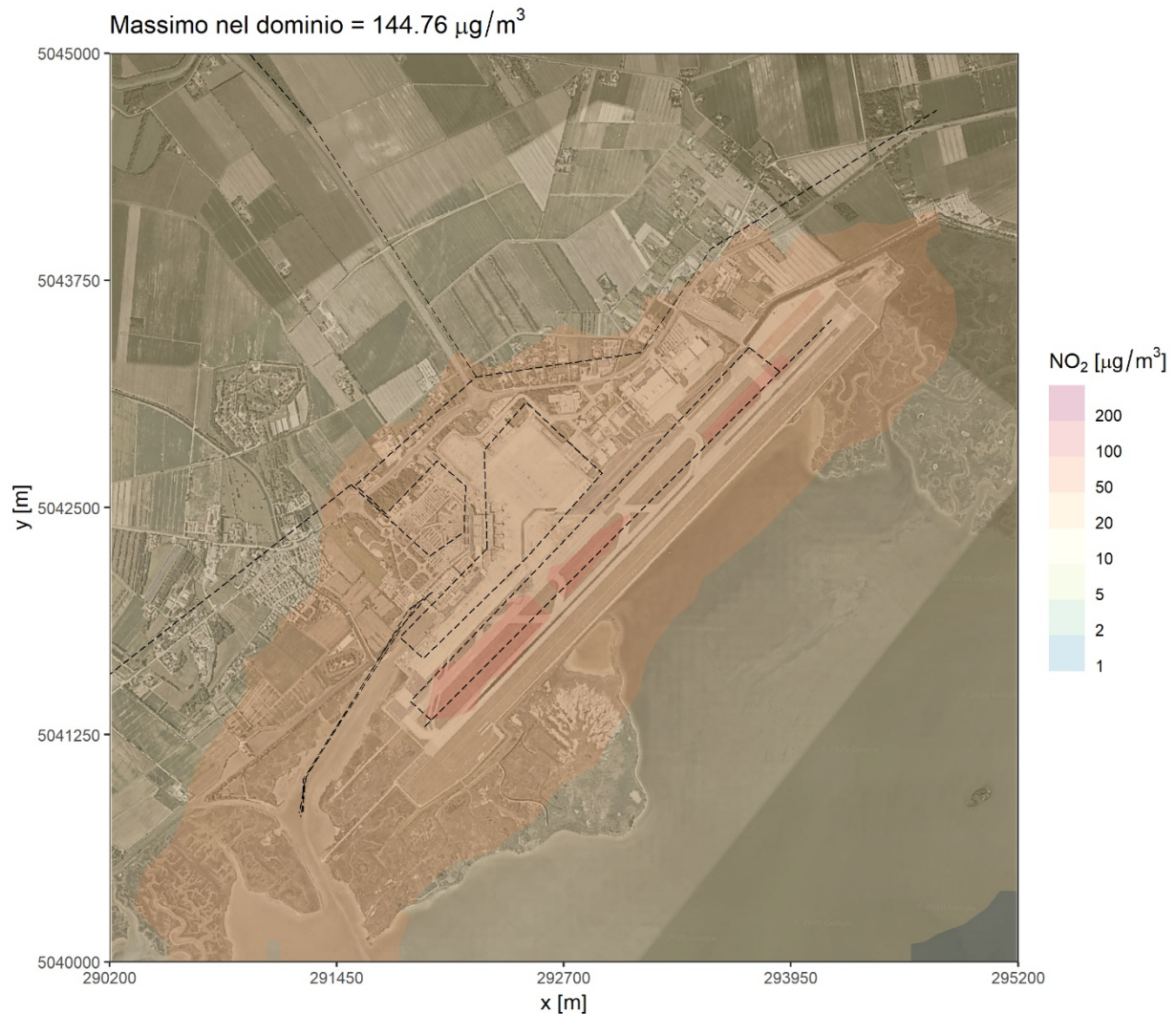


Figura 54. Anno 2019 – 99.8° percentile delle concentrazioni medie orarie di NO₂ - Impatto complessivo – Dettaglio intorno all'aeroporto

5.3.3 PM₁₀

La Figura 55 e la Figura 56 riportano rispettivamente il campo, su tutto il dominio di calcolo considerato e su un'area di dettaglio intorno all'aeroporto, delle concentrazioni al suolo di PM₁₀ medie annuali generate dal complesso delle emissioni. Occorre preventivamente ricordare che il modello SPRAY utilizzato è in grado di determinare l'impatto della sola componente primaria delle polveri determinata dalle sole sorgenti considerate nella simulazione. La componente secondaria, che deriva da trasformazioni chimiche che coinvolgono gas e aerosol presenti in atmosfera, non viene calcolata.

Il valore massimo della media annuale di concentrazioni sul dominio è inferiore a $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e si manifesta lungo le traiettorie dei mezzi di trasporto su acqua oltre che sul piazzale aeromobili dell'aerostazione. L'impatto è prevalentemente dato dalle emissioni delle barche e quelle degli aerei, soprattutto nella fase di rullaggio verso la pista (taxiing), come illustrato anche nei grafici dalla Figura 57 alla Figura 62, che riportano i contributi separati per i soli aerei, per aerei + GSE e per i mezzi di trasporto. Essendo il valore limite legislativo di $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, l'aeroporto contribuisce con un impatto piuttosto limitato.

La Figura 63 e la Figura 64 illustrano il 90.4 percentile delle concentrazioni medie giornaliere di PM₁₀ nell'anno, da confrontare con il valore limite legislativo di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ da non superare per più di

35 volte l'anno. Un valore del 90.4 percentile annuo delle medie giornaliere di concentrazione superiore al limite di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ indica la presenza di un numero di superamenti maggiore del limite consentito, mentre un valore inferiore indica un eventuale numero di superamenti inferiore al limite. Il valore massimo simulato dell'indicatore, inferiore a $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, conferma il non superamento del limite e un impatto complessivo poco importante per le polveri primarie da parte delle emissioni afferenti all'aeroporto.

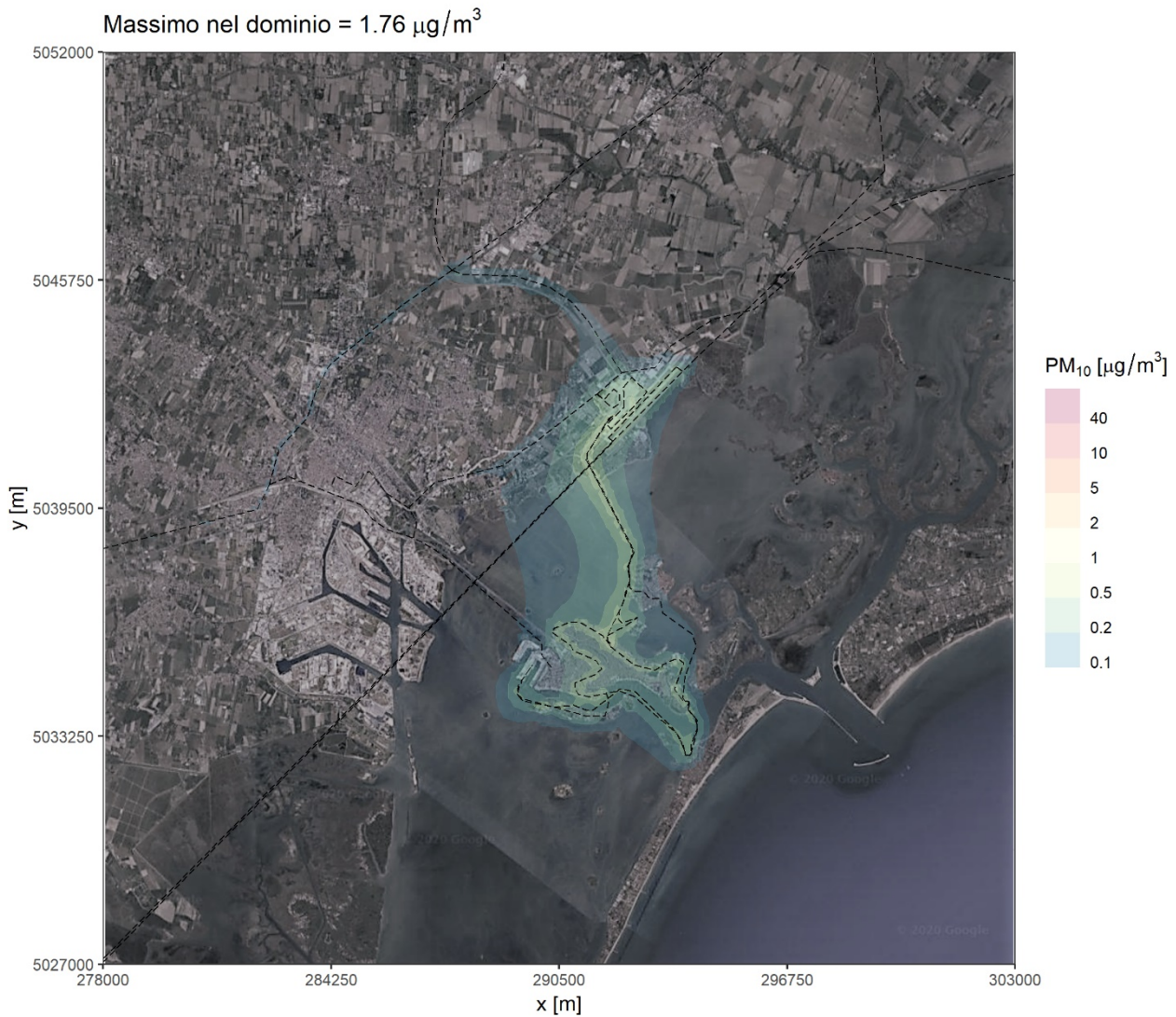


Figura 55. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di PM₁₀ – Impatto complessivo

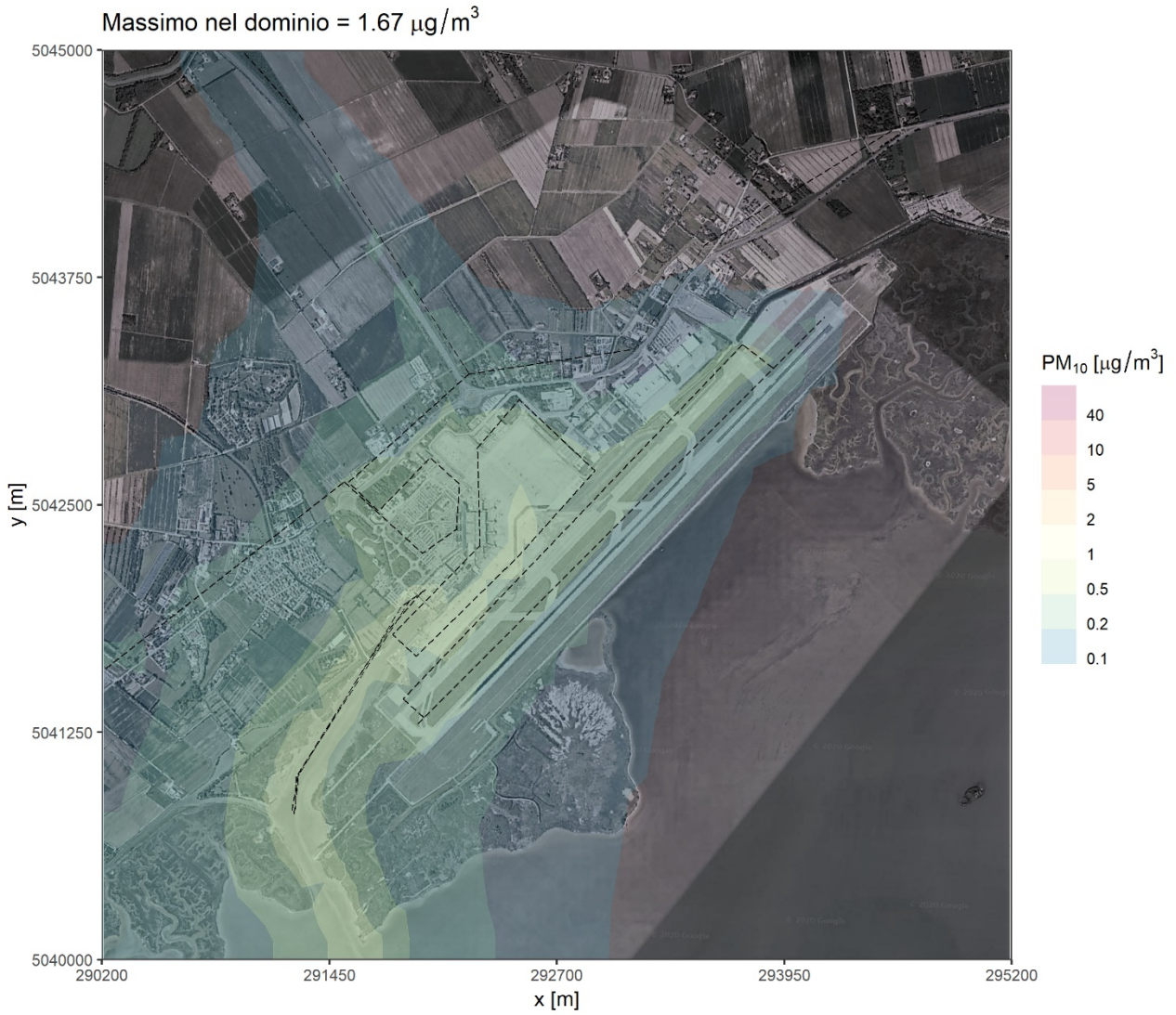


Figura 56. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di PM10 – Impatto complessivo – Dettaglio intorno all'aeroporto

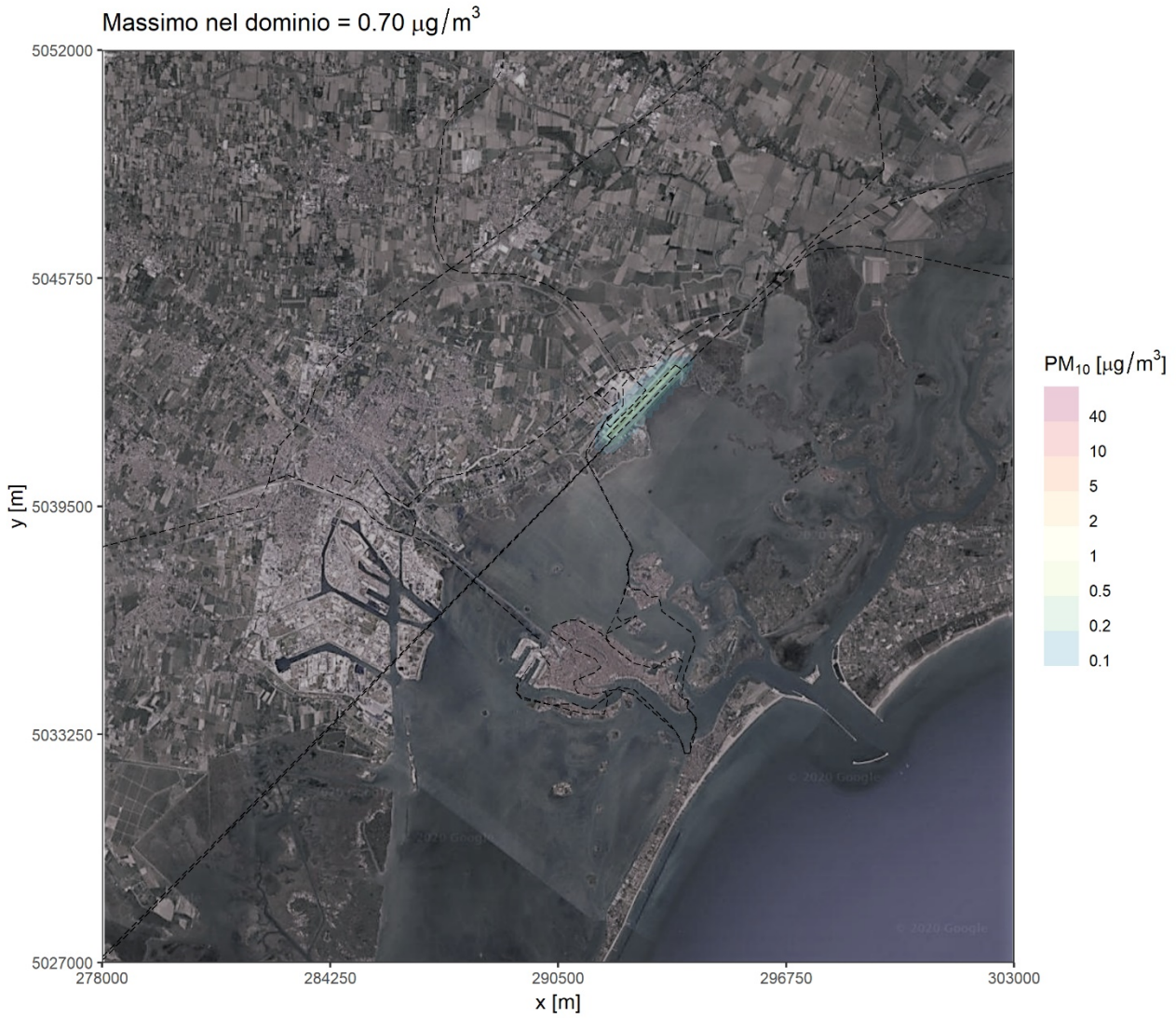


Figura 57. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di PM10 – Solo AEREI

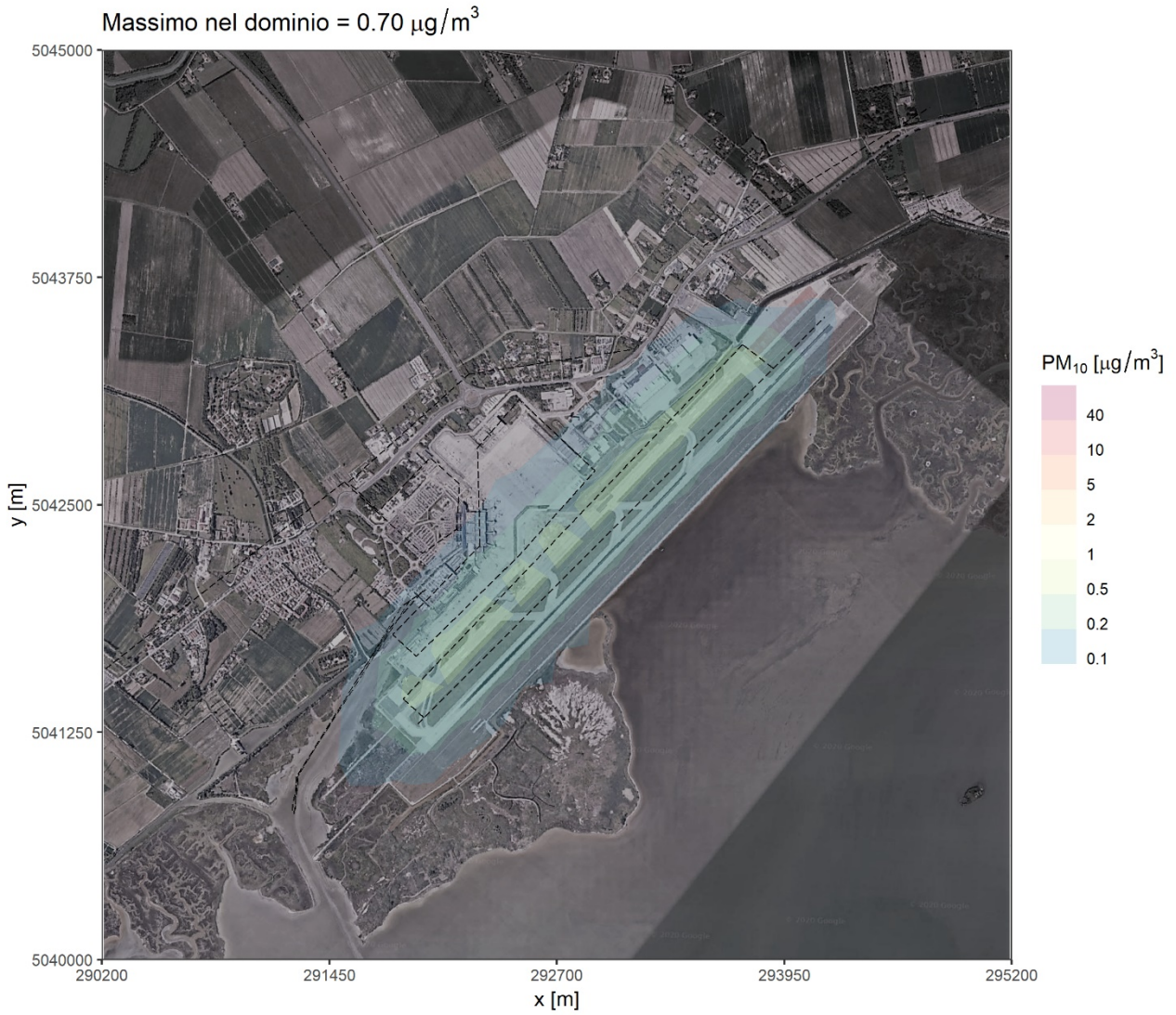


Figura 58. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di PM10 – Solo AEREI – Dettaglio intorno all'aeroporto

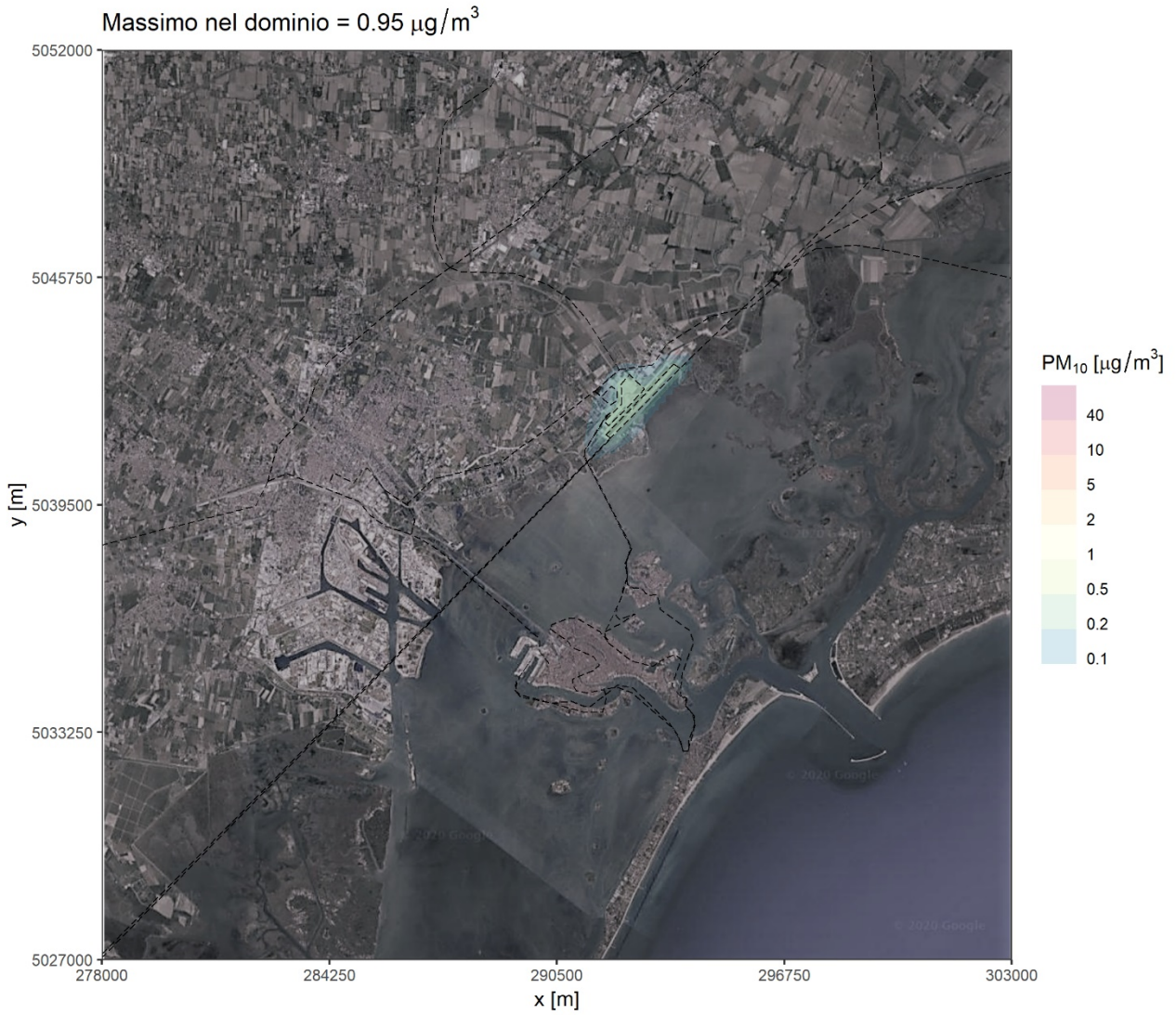


Figura 59. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di PM10 – AEREI + GSE

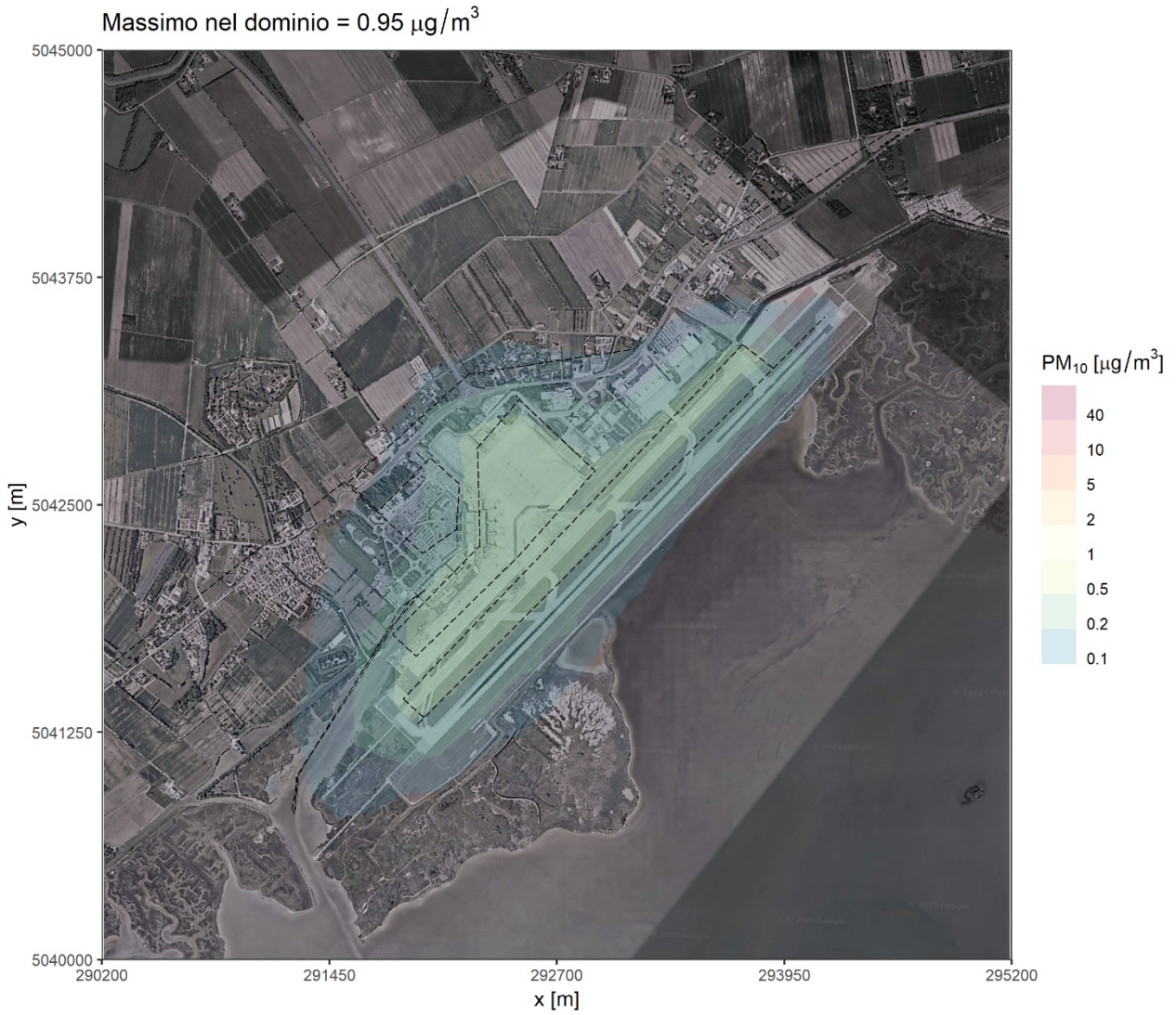


Figura 60. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di PM₁₀ – AEREI + GSE – Dettaglio intorno all'aeroporto

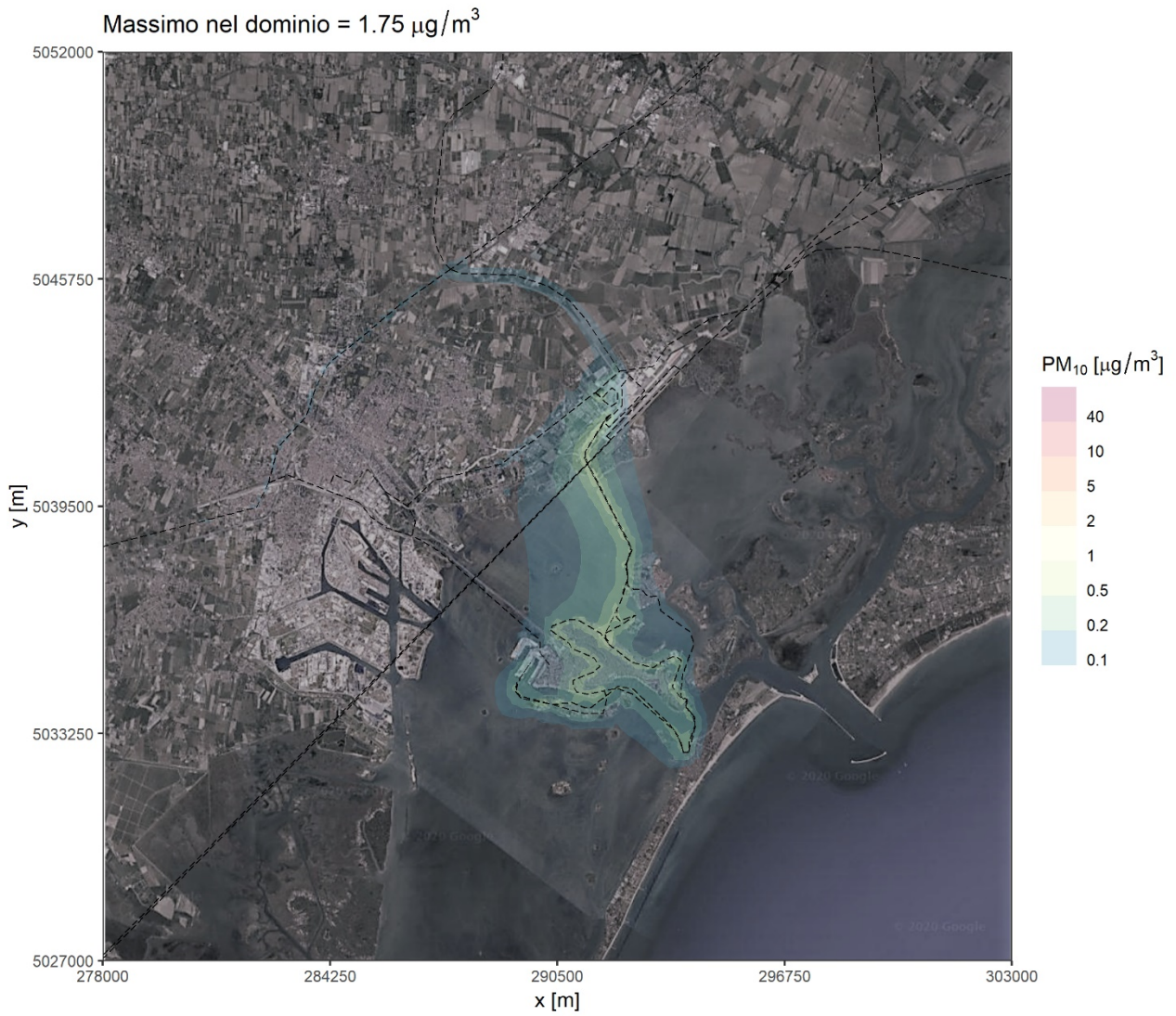


Figura 61. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di PM10 – Mezzi di trasporto

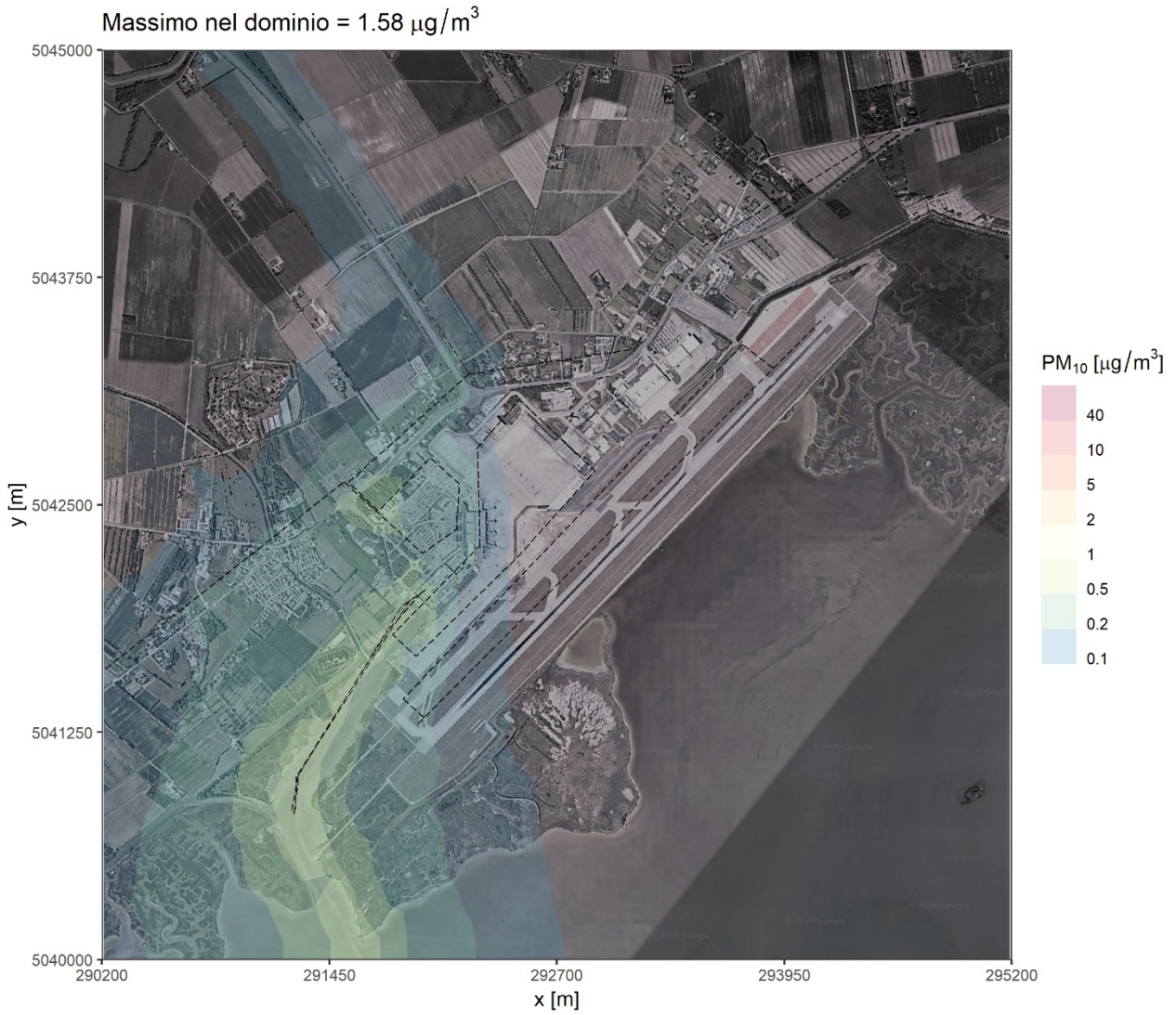
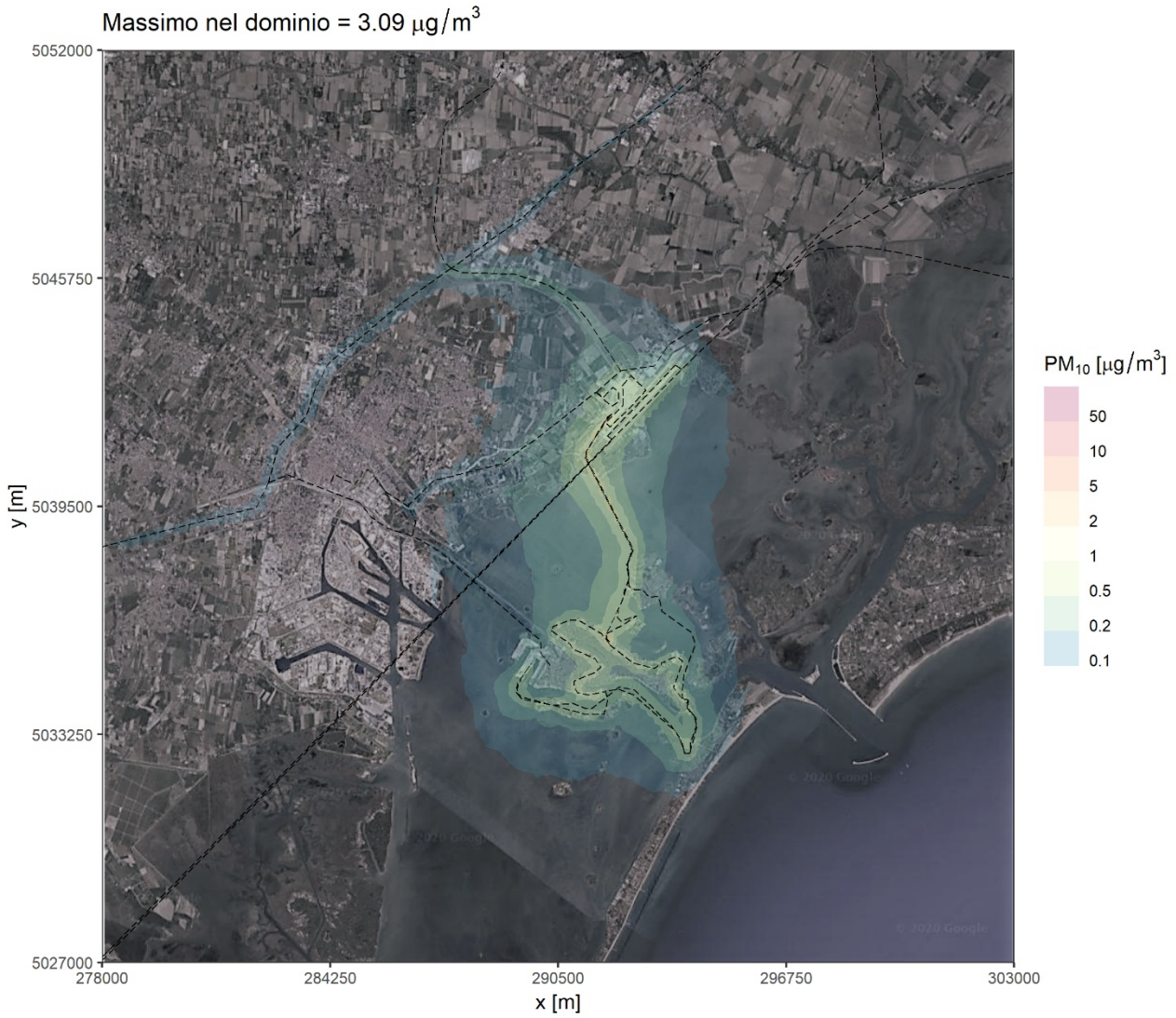


Figura 62. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di PM10 – Mezzi di trasporto – Dettaglio intorno all'aeroporto



**Figura 63. Anno 2019 – 90.4° percentile delle concentrazioni medie giornaliere di PM10
Impatto complessivo**

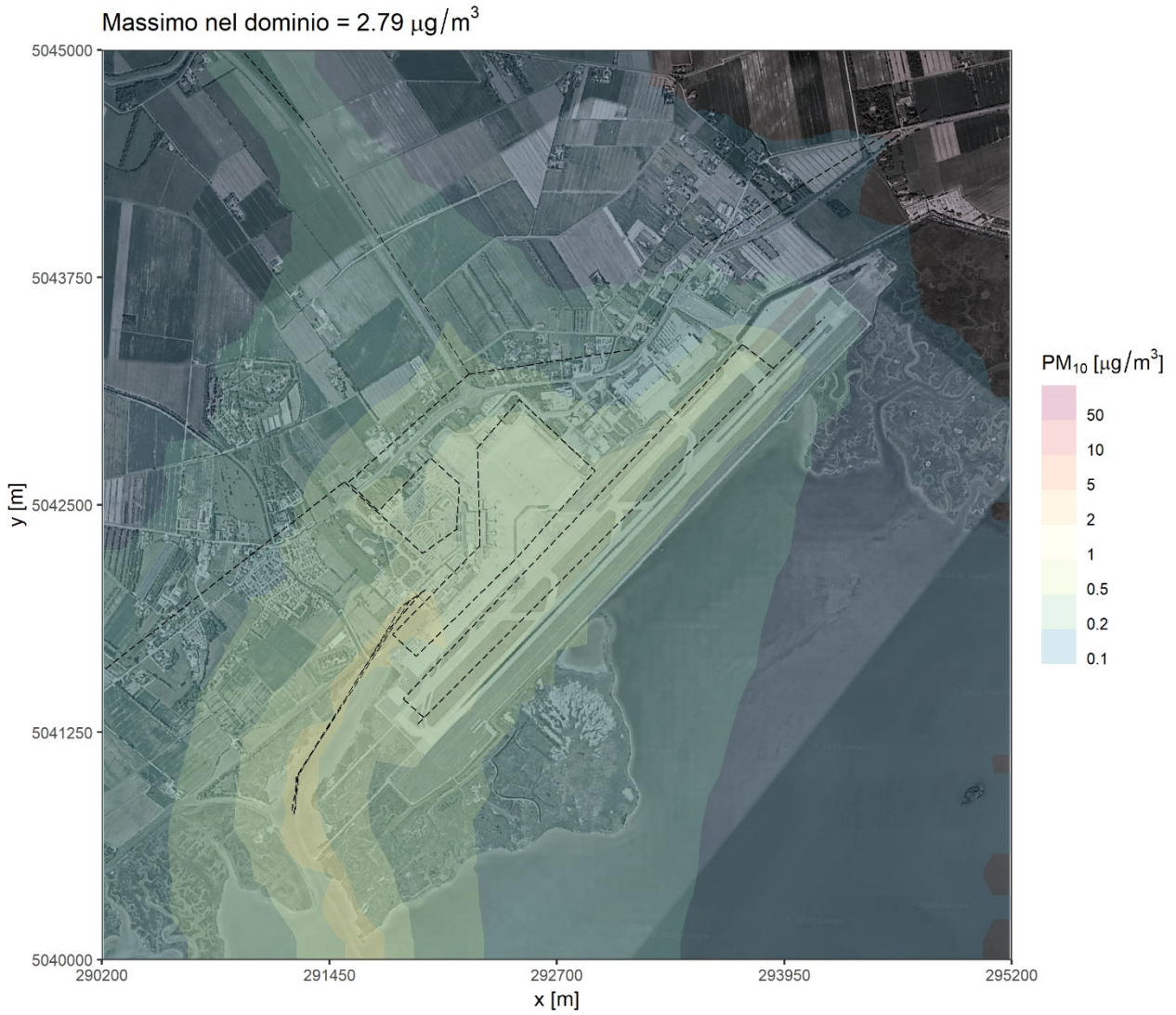


Figura 64. Anno 2019 – 90.4° percentile delle concentrazioni medie giornaliere di PM10 Impatto complessivo – Dettaglio intorno all'aeroporto

5.3.4 PM_{2.5}

La Figura 65 e la Figura 66 riportano rispettivamente il campo su tutto il dominio di calcolo considerato e su un'area di dettaglio intorno all'aeroporto, delle concentrazioni al suolo di PM_{2.5} medie annuali generate dal complesso delle emissioni.

Il valore massimo per questo indicatore sul dominio, pari a 1.75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, è sugli stessi valori della frazione PM₁₀, in quanto generato lungo le traiettorie dei vaporette che si suppone emettano sostanzialmente tutto il particolato nella frazione granulometrica sotto i 2.5 μm .

Il valore limite legislativo è di 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con un contributo dell'aeroporto che rimane complessivamente trascurabile.

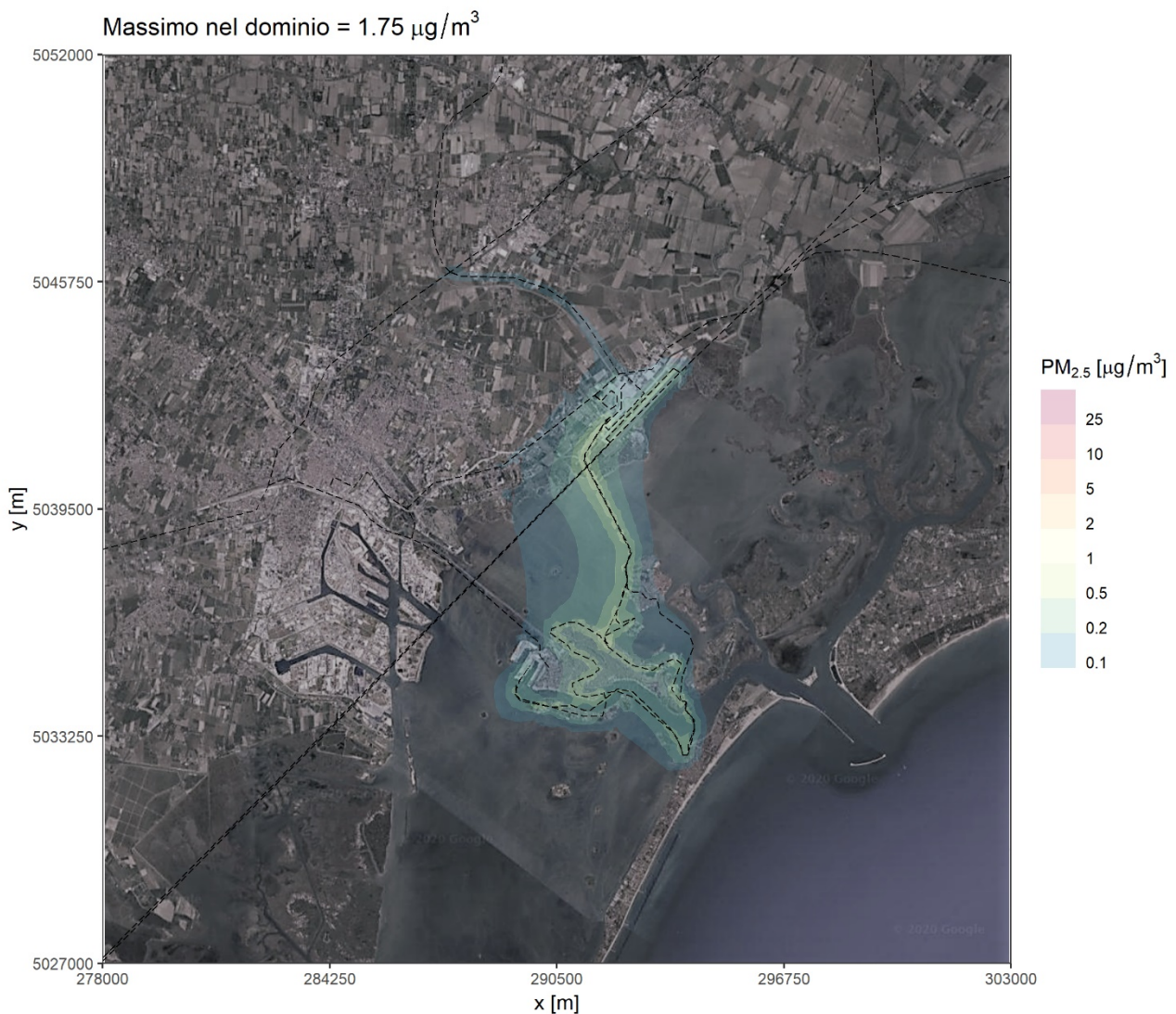


Figura 65. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di PM_{2.5} – Impatto complessivo

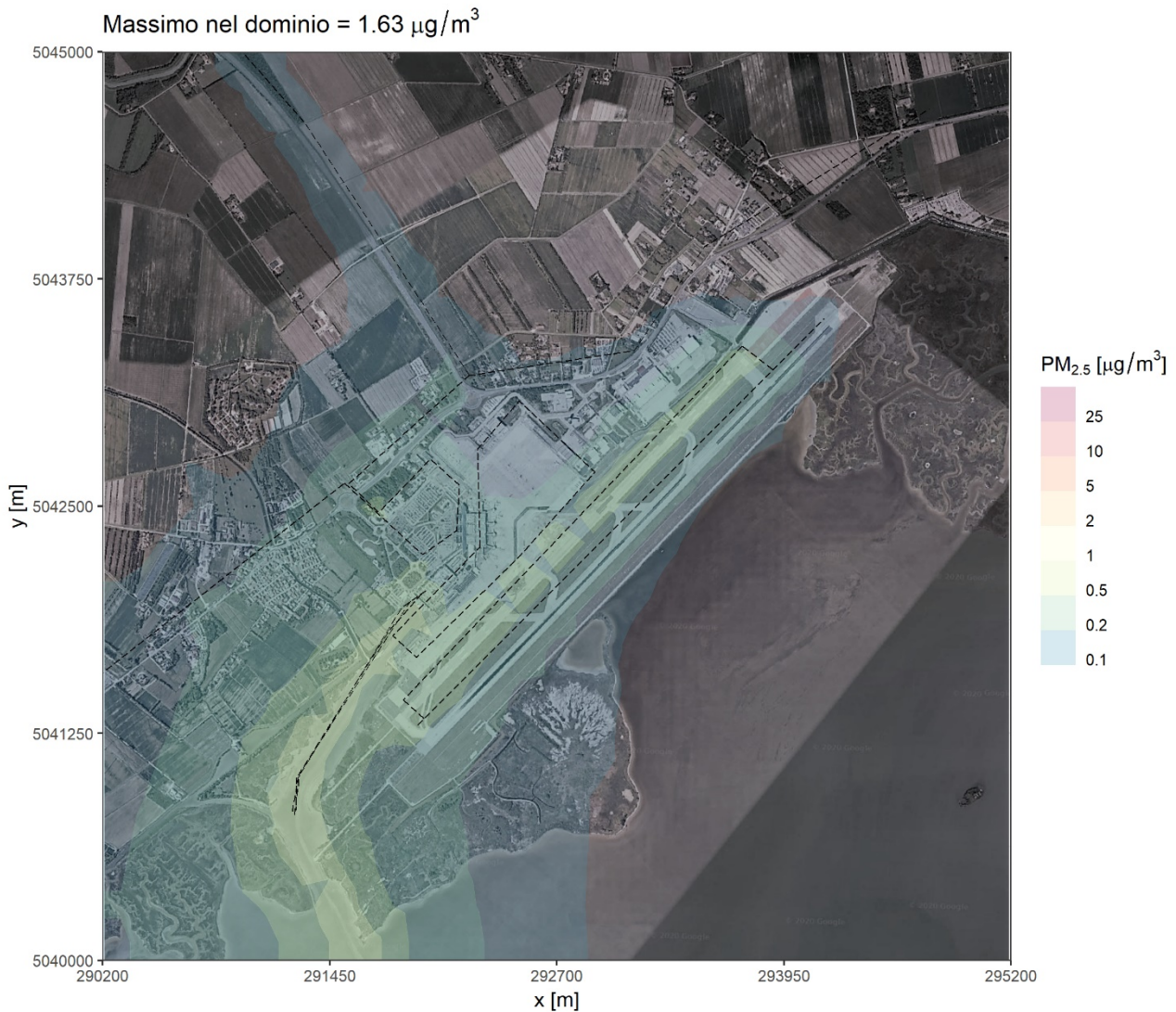


Figura 66. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di PM_{2.5} – Impatto complessivo Dettaglio intorno all'aeroporto

5.3.5 Biossido di zolfo

La Figura 67 e la Figura 68 riportano rispettivamente il campo, su tutto il dominio di calcolo considerato e su un'area di dettaglio intorno all'aeroporto, delle concentrazioni al suolo di SO₂ medie annuali generate dal complesso delle emissioni.

Il valore massimo per questo indicatore sul dominio è inferiore a $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e si manifesta solo all'interno del sedime aeroportuale, da confrontare con un valore limite di $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ peraltro relativo alla protezione della vegetazione e non della salute umana. Il maggior contributo all'impatto di questa specie risulta infatti quello dalle emissioni degli aerei, come illustrato in Figura 69 e in Figura 70 che riportano il campo di concentrazioni medie annuali di SO₂ generato solamente da questi ultimi. Non sono infatti visibili impatti lungo le strade o le traiettorie dei mezzi di trasporto su acqua al di sopra del minimo valore considerato nei grafici (pari a $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

La Figura 71 e Figura 72 illustrano il 99.7 percentile delle concentrazioni medie orarie di SO₂ nell'anno che rappresentano l'impatto di picco per questa specie, da confrontare con il valore limite legislativo di $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ da non superare per più di 24 volte l'anno. Un valore del 99.7 percentile annuo delle medie orarie di concentrazione superiore al limite di $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ indica la presenza di un numero di superamenti maggiore del limite consentito, mentre un valore inferiore indica un numero eventuale di superamenti inferiore al limite. Il valore massimo simulato dell'indicatore di poco superiore a $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, che si manifesta all'interno del sedime aeroportuale, indicando il non

superamento del limite in tutto il dominio. L'impatto complessivo di picco dell'aeroporto è, nel caso peggiore, circa un ordine di grandezza al di sotto del limite.

La Figura 73 e la Figura 74 illustrano il 99.2 percentile delle concentrazioni medie giornaliere di SO_2 nell'anno, da confrontare con il valore limite legislativo di $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ da non superare per più di 3 volte l'anno. Un valore del 99.2 percentile annuo delle medie giornaliere di concentrazione superiore al limite di $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ indica la presenza di un numero di superamenti maggiore del limite consentito, mentre un valore inferiore indica un numero eventuale di superamenti inferiore al limite. Il valore massimo simulato dell'indicatore, anche in questo caso all'interno del sedime aeroportuale, è inferiore a $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e indica una considerevole distanza dal limite.



Figura 67. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di SO_2 – Impatto complessivo

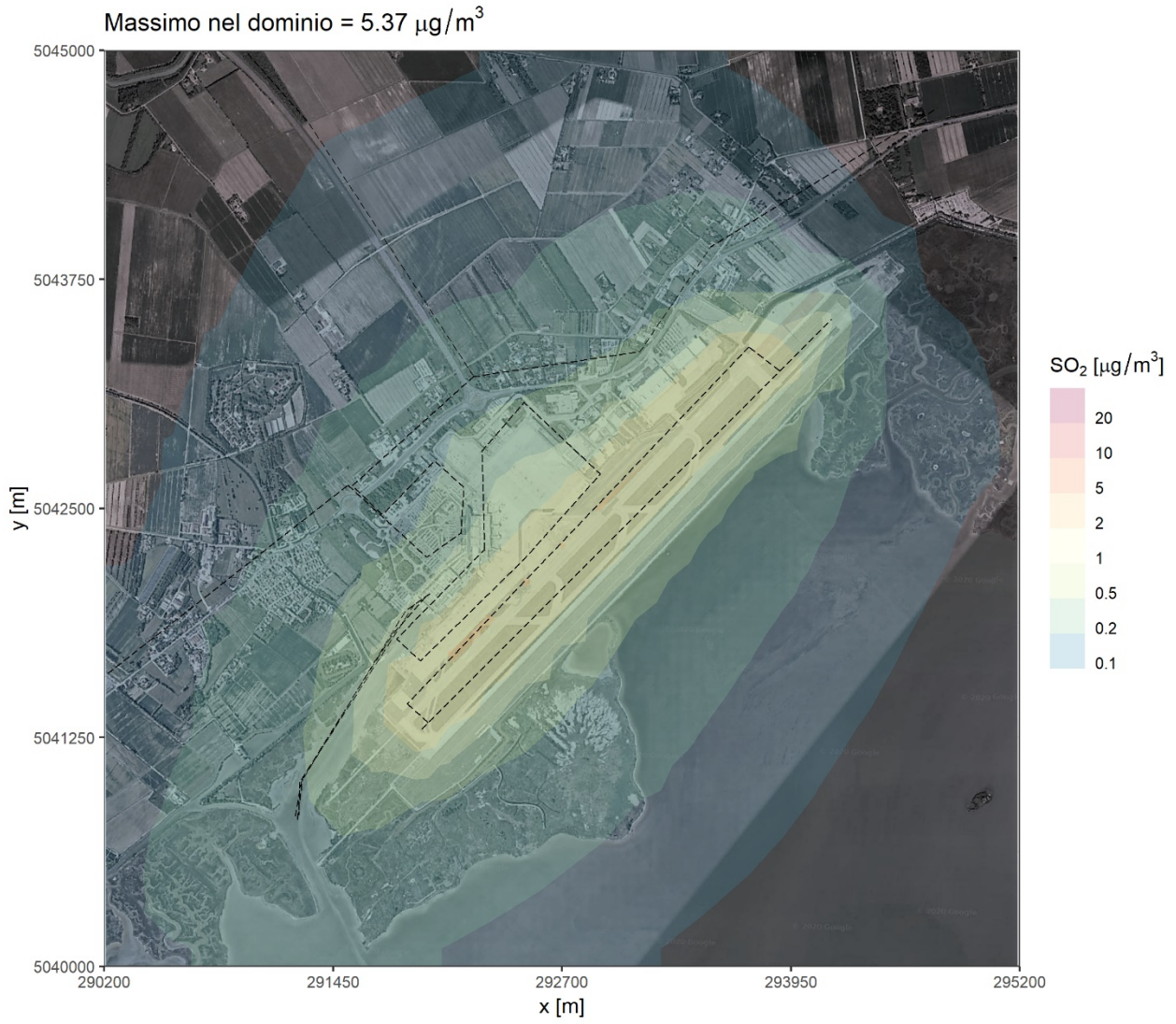


Figura 68. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di SO₂ – Impatto complessivo Dettaglio intorno all'aeroporto

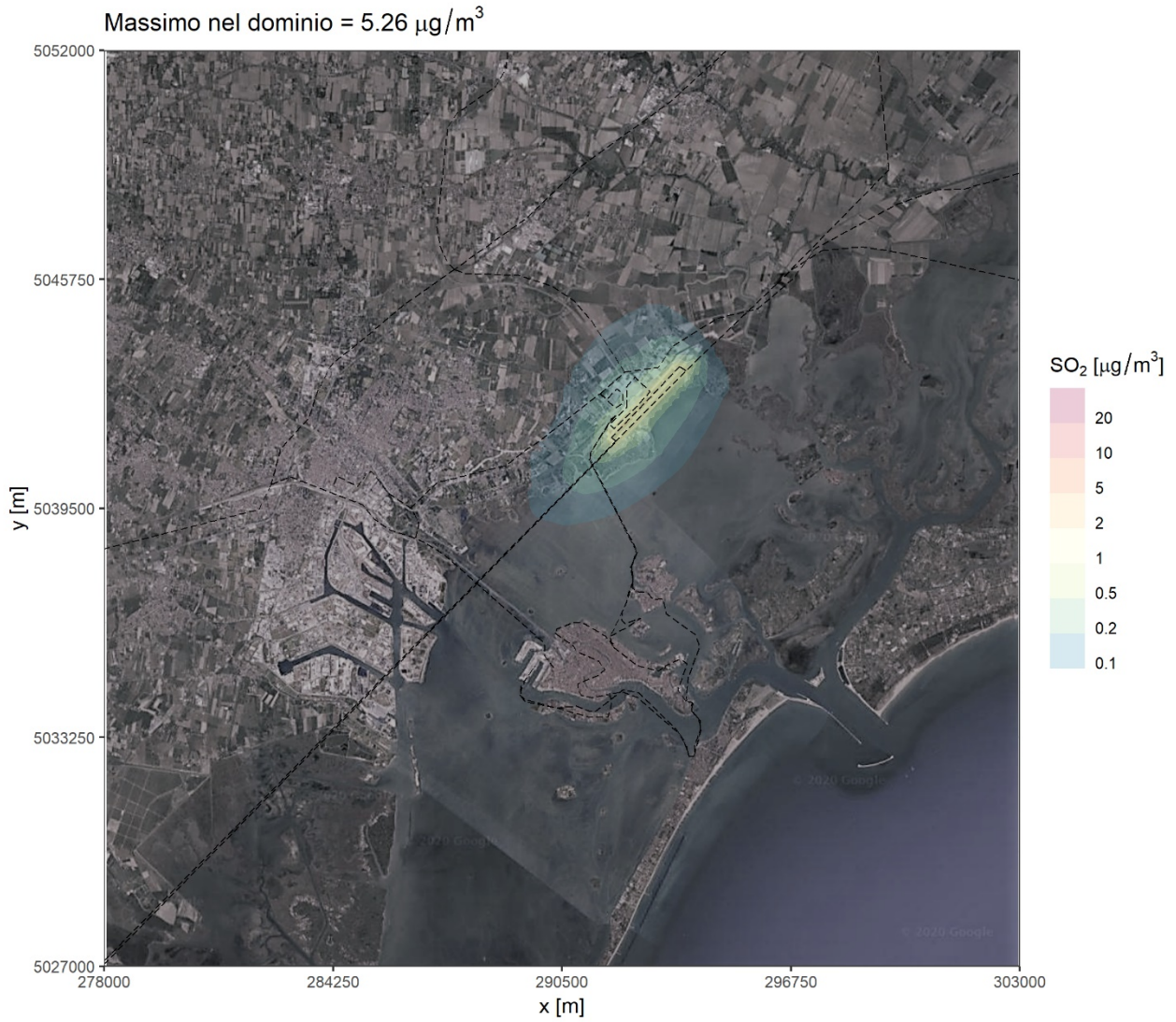


Figura 69. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di SO₂ - Solo AEREI

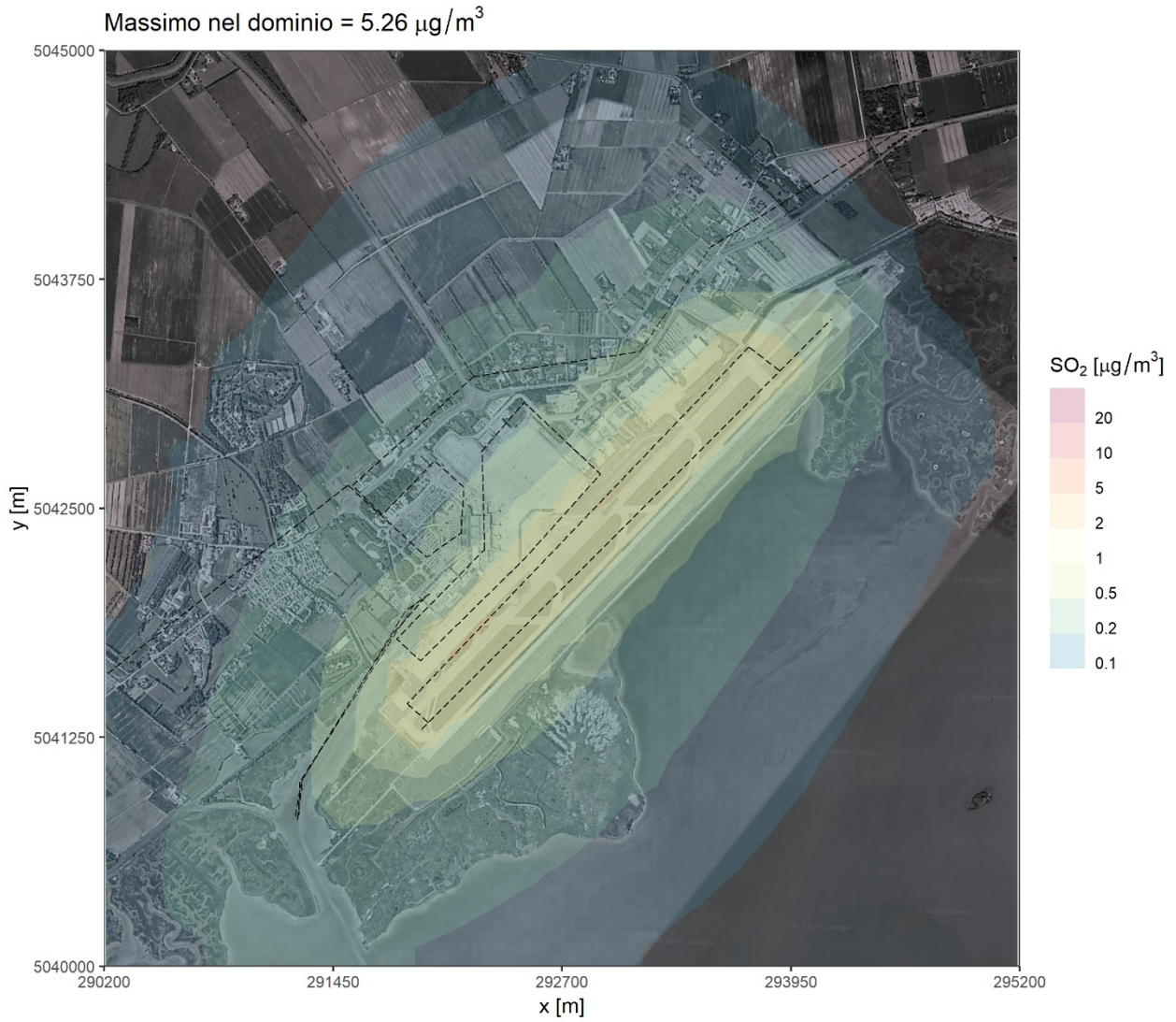


Figura 70. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di SO₂ – Solo AEREI
Dettaglio intorno all'aeroporto

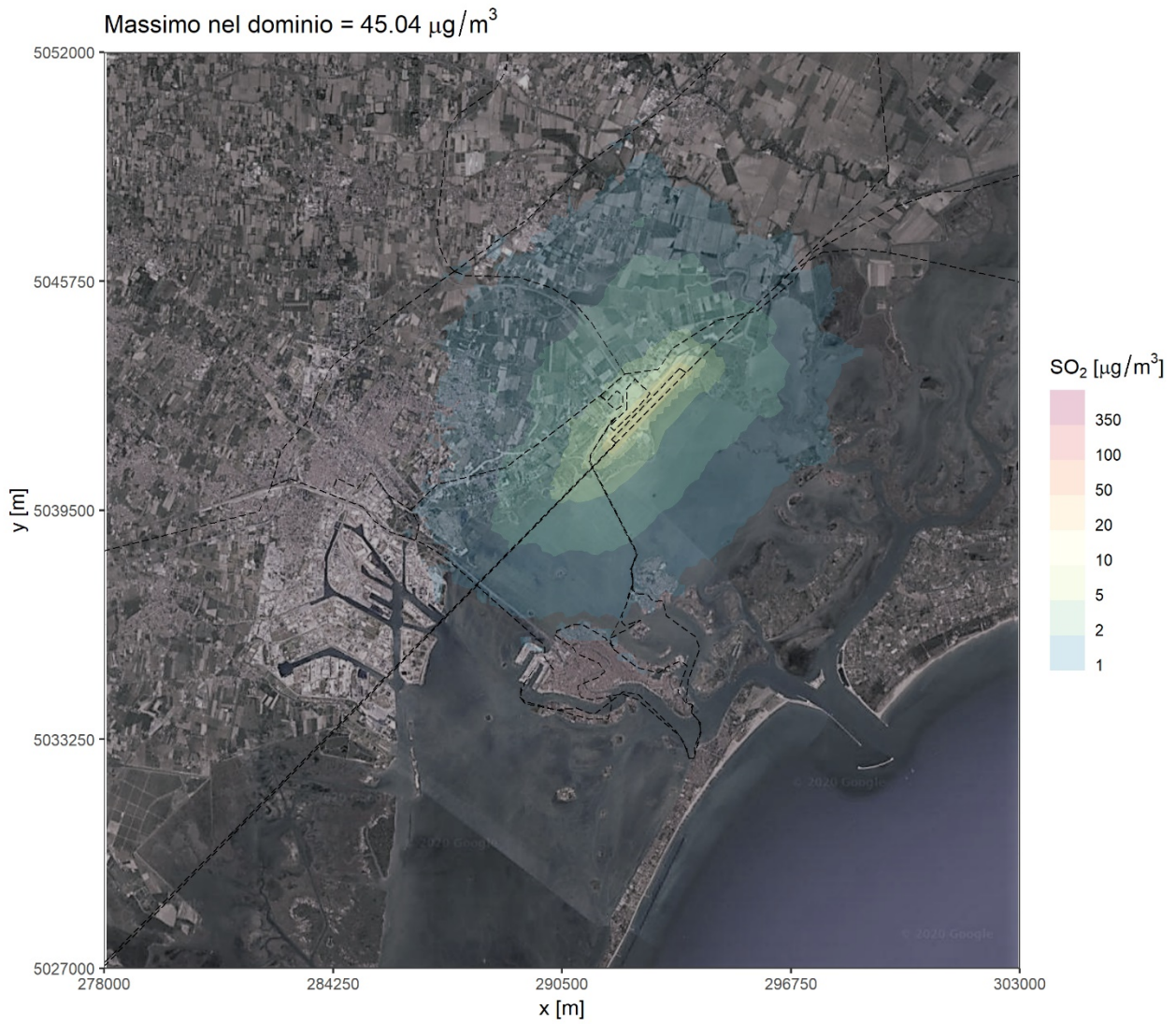
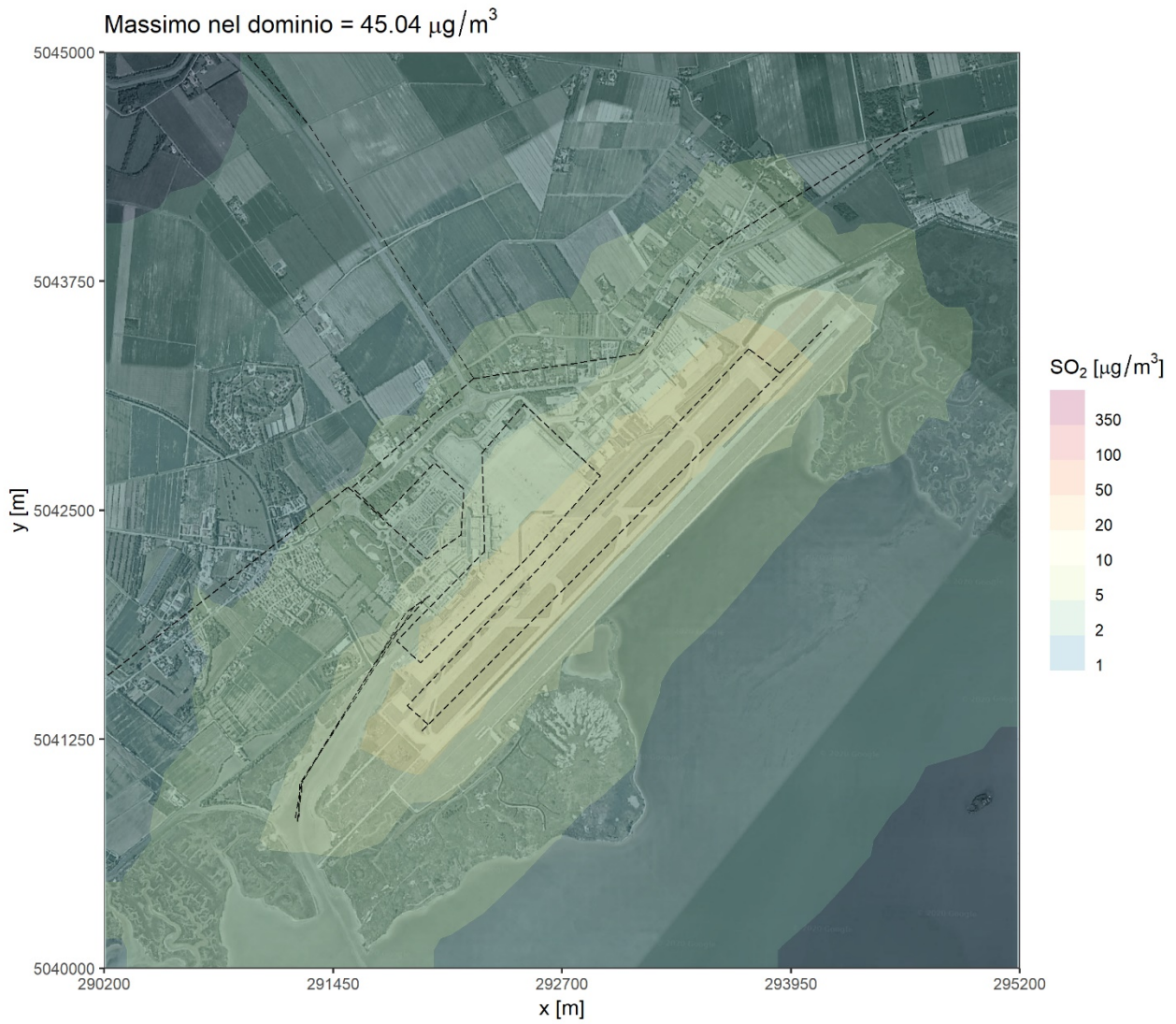


Figura 71. Anno 2019 – 99.7 percentile delle medie orarie di SO₂ – Impatto complessivo



**Figura 72. Anno 2019 – 99.7 percentile delle medie orarie di SO₂ – Impatto complessivo
Dettaglio intorno all'aeroporto**

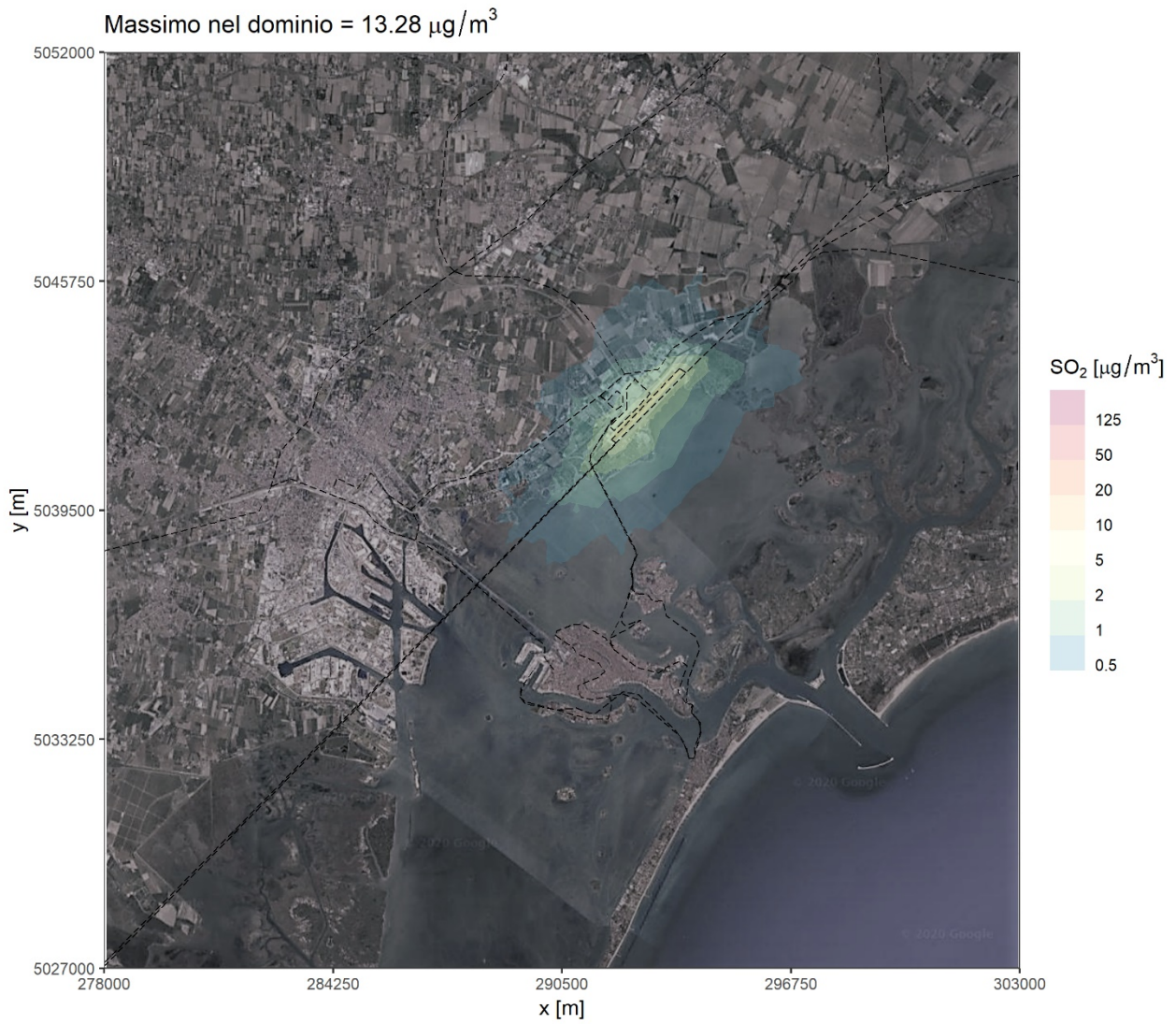
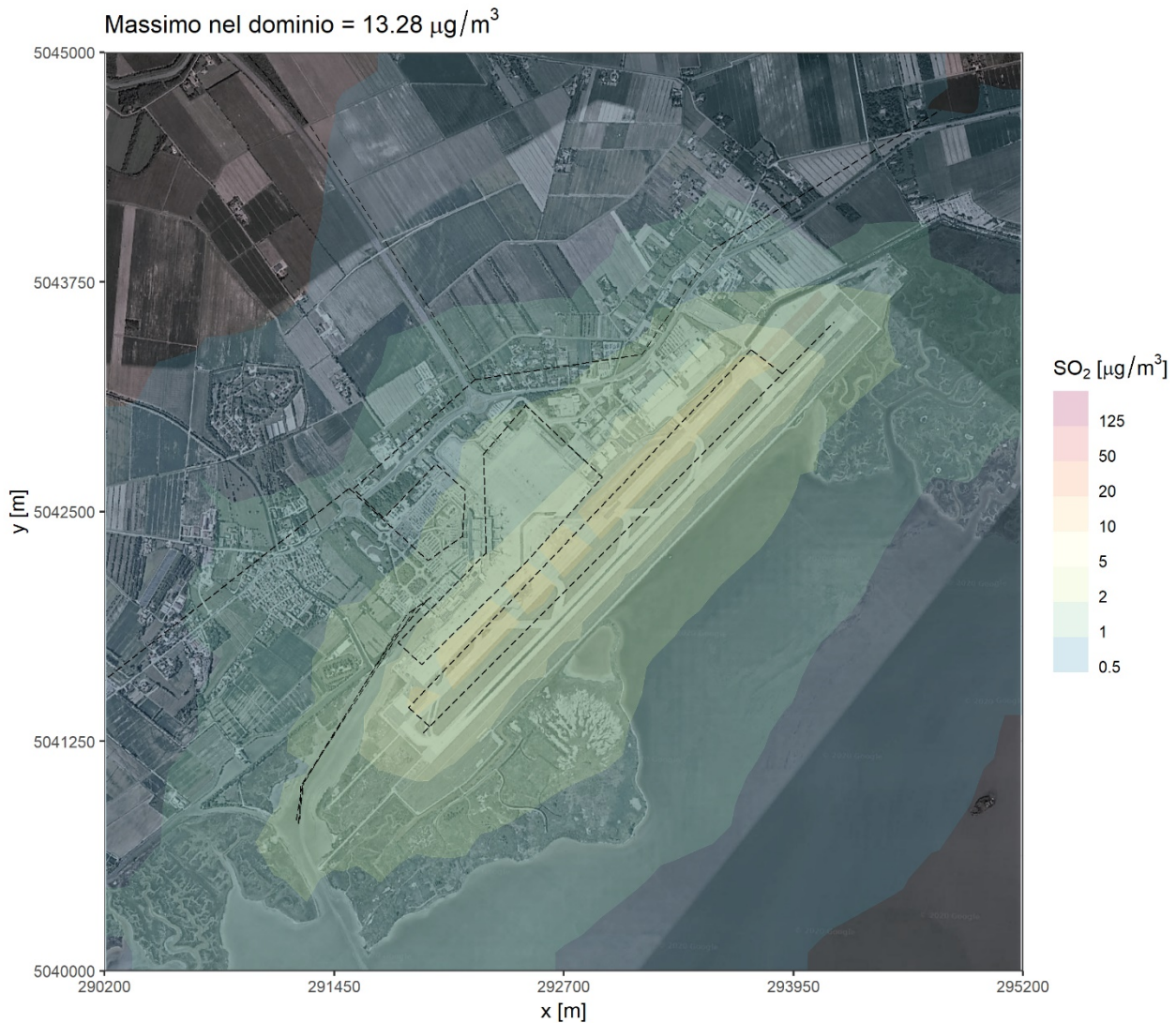


Figura 73. Anno 2019 – 99.2 percentile delle medie giornaliere di SO₂ – Impatto complessivo



**Figura 74. Anno 2019 – 99.2 percentile delle medie giornaliere di SO₂ – Impatto complessivo
Dettaglio intorno all'aeroporto**

5.3.6 Monossido di Carbonio

La Figura 75 e la Figura 76 riportano rispettivamente il campo, su tutto il dominio di calcolo considerato e su un'area di dettaglio intorno all'aeroporto, del valore massimo annuale delle medie trascinate su 8 ore di concentrazione al suolo per il CO generate dal complesso delle emissioni, da confrontare con un valore limite legislativo di $10000 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Il valore massimo per questo indicatore sul dominio è di circa $740 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e l'impatto risulta concentrato all'interno del sedime aeroportuale dove sono presenti le maggiori emissioni per questa specie, mentre i contributi sia della parte relativa ai mezzi di trasporto che delle sorgenti puntuali risultano trascurabili. In ogni caso, anche nella zona dell'impatto massimo i valori dell'indicatore generati dalle emissioni aeroportuali sono oltre 20 volte più piccoli rispetto al limite.



Figura 75. Anno 2019 – Massimo delle medie trascinate di concentrazione su 8 ore di CO – Impatto complessivo

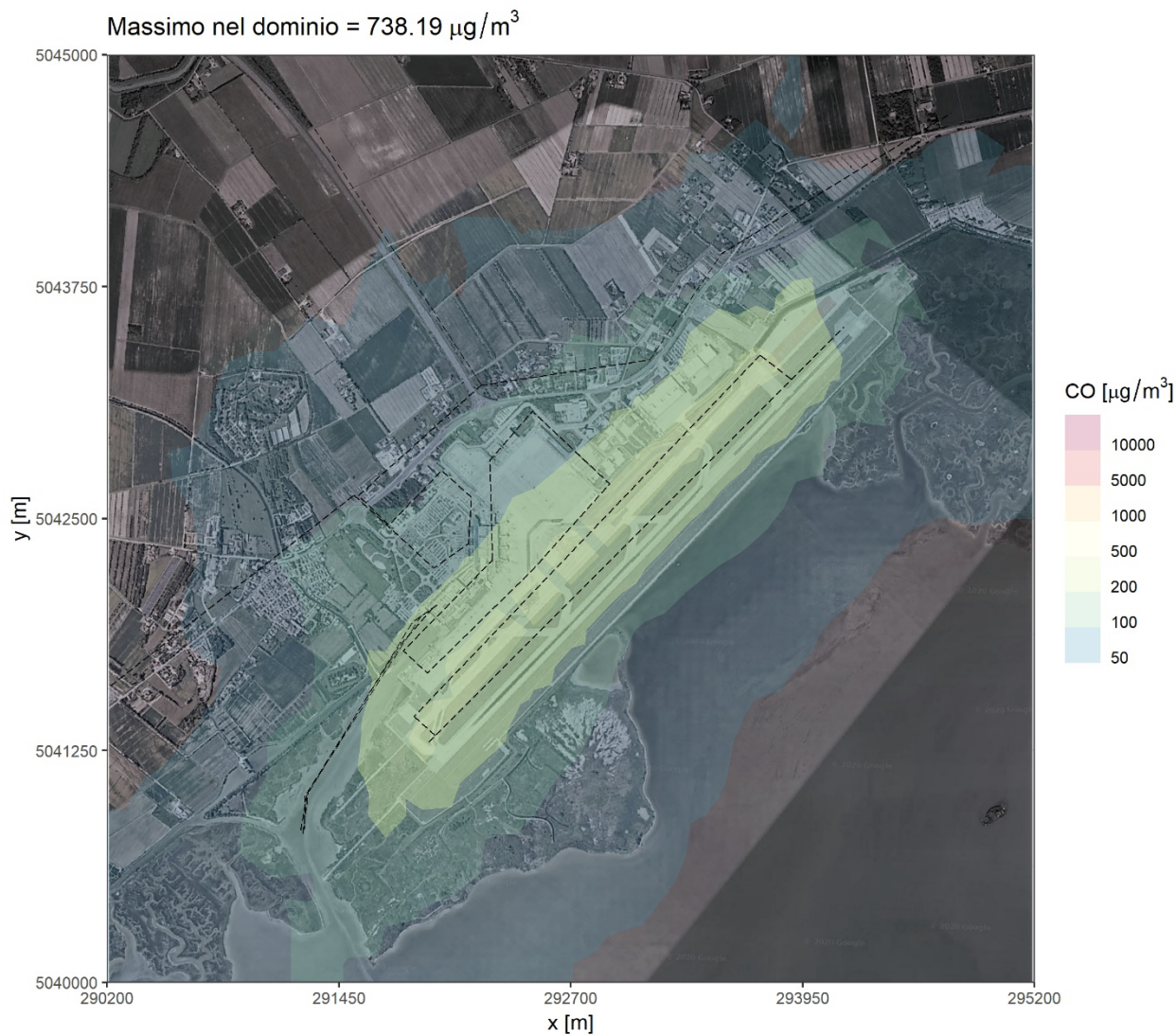


Figura 76. Anno 2019 – Massimo delle medie trascinate di concentrazione su 8 ore di CO – Impatto complessivo – Dettaglio intorno all'aeroporto

5.3.7 Benzene

La Figura 77 e la Figura 78 illustrano rispettivamente il campo, su tutto il dominio di calcolo considerato e su un'area di dettaglio intorno all'aeroporto, delle medie di concentrazione al suolo annuali di Benzene, generate dal complesso delle emissioni, da confrontare con un valore limite legislativo di $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. L'impatto complessivo risulta essere dovuto sia alle emissioni all'interno del sedime aeroportuale, proveniente in particolare dai serbatoi di carburante, che lungo le traiettorie dei mezzi, in particolare su acqua.

Il valore massimo per questo indicatore sul dominio è di poco inferiore a $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ma i valori più elevati, ovvero superiori a $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sono concentrati solo all'interno del sedime aeroportuale e scendono rapidamente di un ordine di grandezza al di fuori di esso.

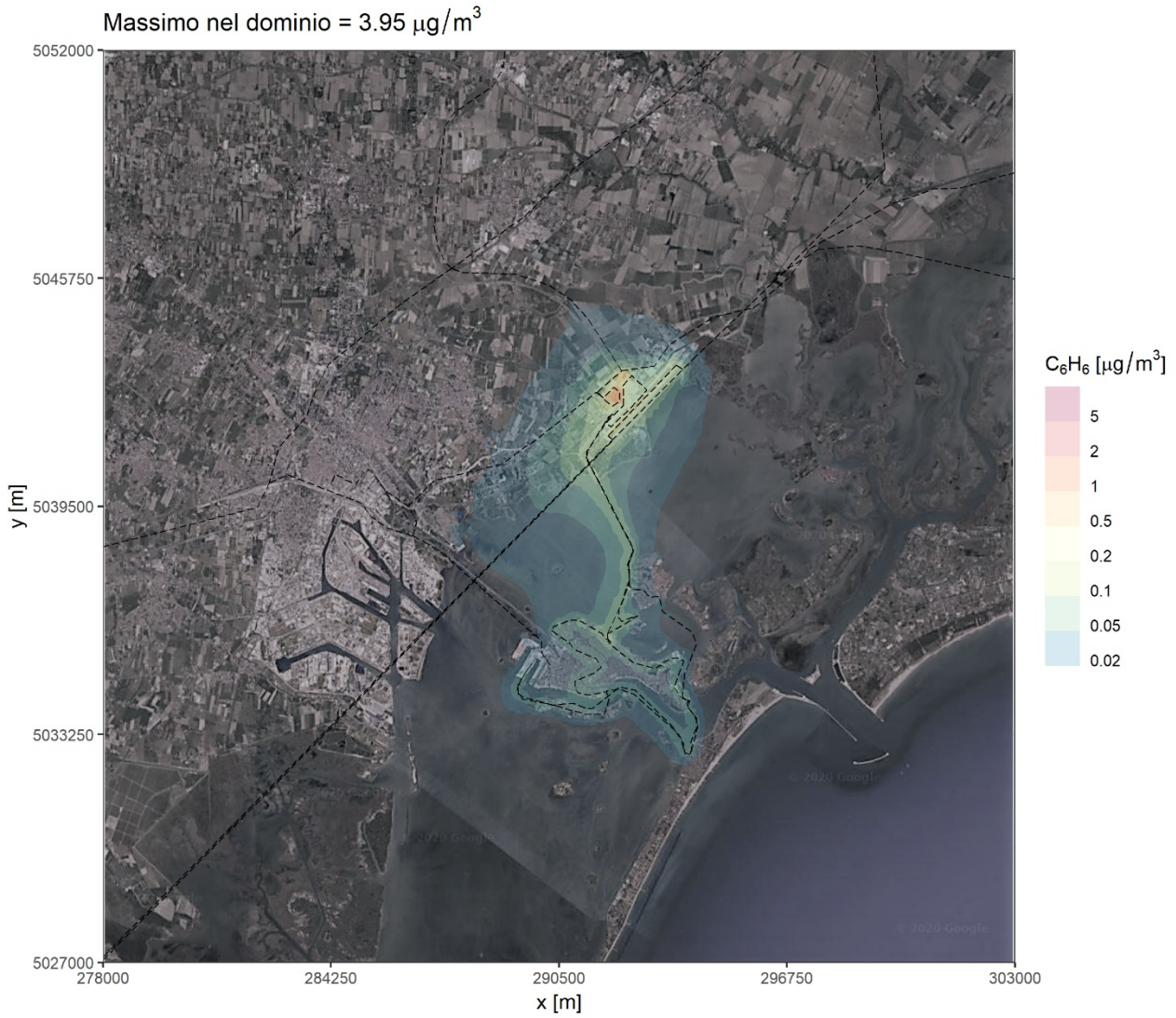
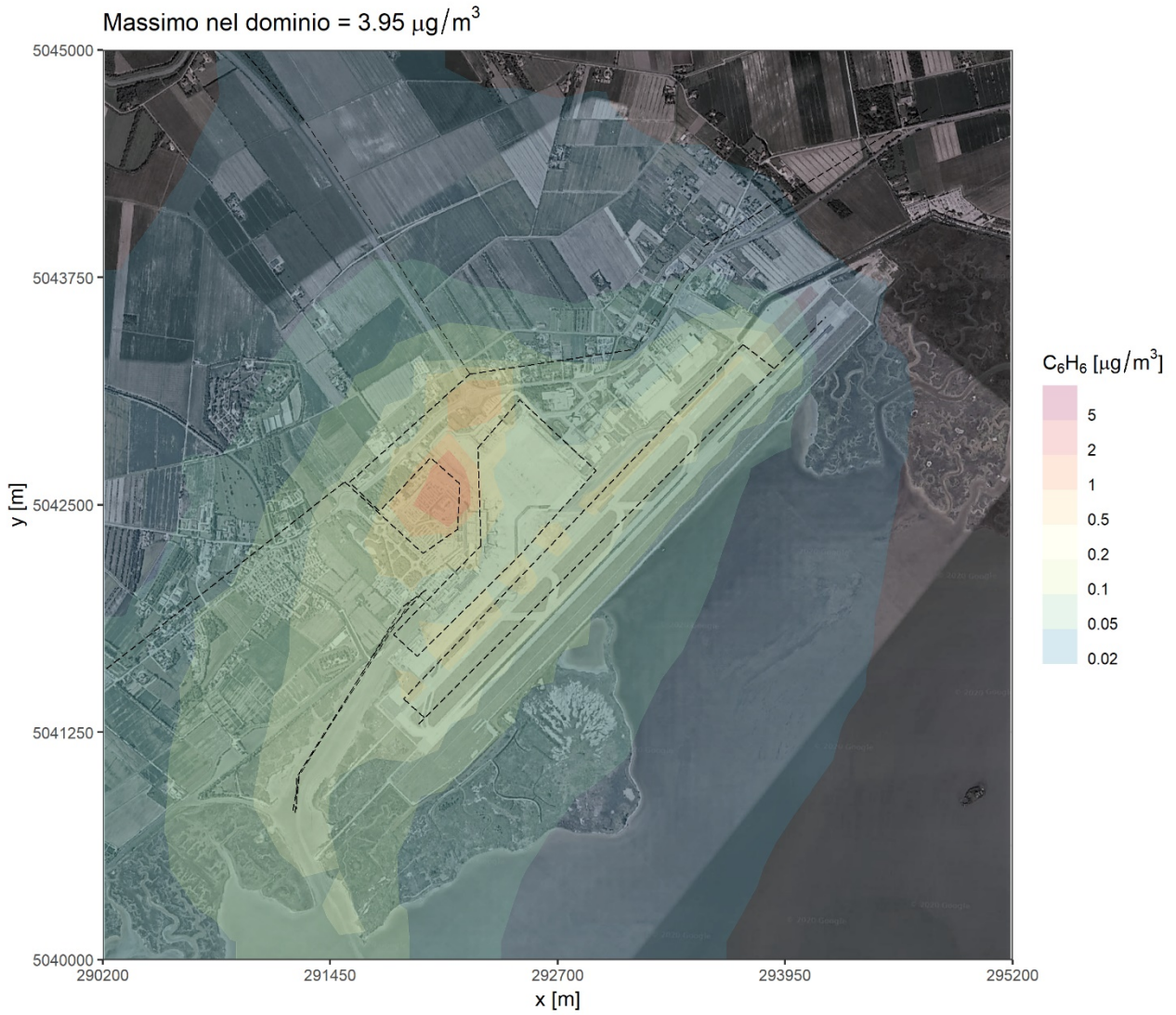


Figura 77. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di Benzene – Impatto complessivo



**Figura 78. Anno 2019 – Concentrazioni medie annuali di Benzene – Impatto complessivo
Dettaglio intorno all'aeroporto**

5.4 Differenze d'impatto rispetto alla simulazione 2018

Si riportano qui di seguito le mappe delle differenze (2019 – 2018) tra le concentrazioni medie annuali di tre inquinanti significativi (NO_x , PM_{10} e C_6H_6). In tutti i casi si tratta sempre di variazioni contenute.

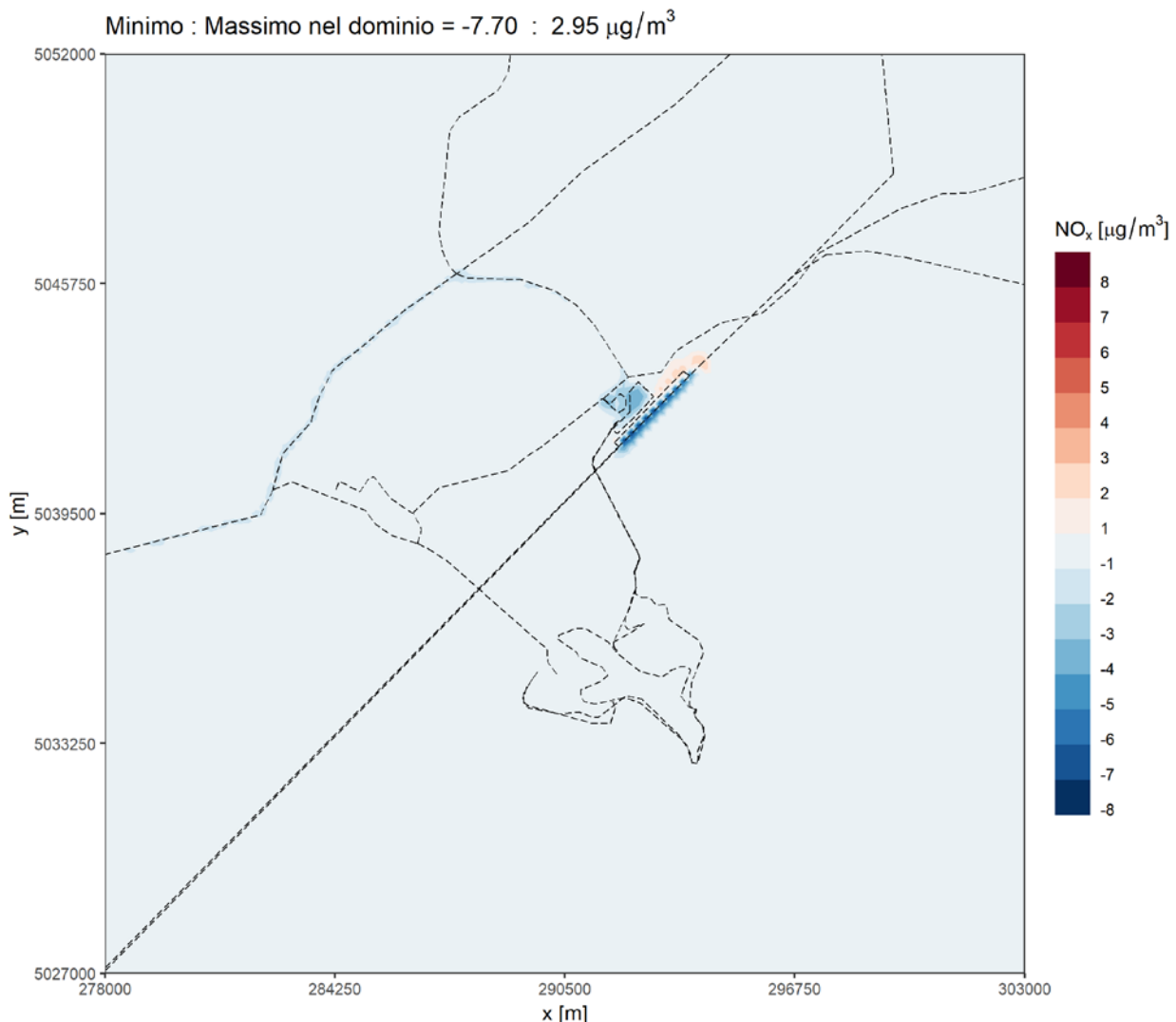


Figura 79. Mappa differenziale della media annuale di NO_x (2019-2018)

La distribuzione della differenza di concentrazioni di NO_x mostra la variabilità maggiore sul sedime aeroportuale. Si riscontra una minor concentrazione nel 2019 rispetto al 2018 sul piazzale, dovuta alla riduzione delle emissioni dei mezzi a terra, mentre sul resto del sedime si ha un aumento sulle vie di accesso alla pista e una riduzione sulla pista vera e propria, per via della diversa distribuzione delle emissioni nelle varie fasi (aumento nella fase di taxi, diminuzione nelle fasi di decollo e atterraggio).

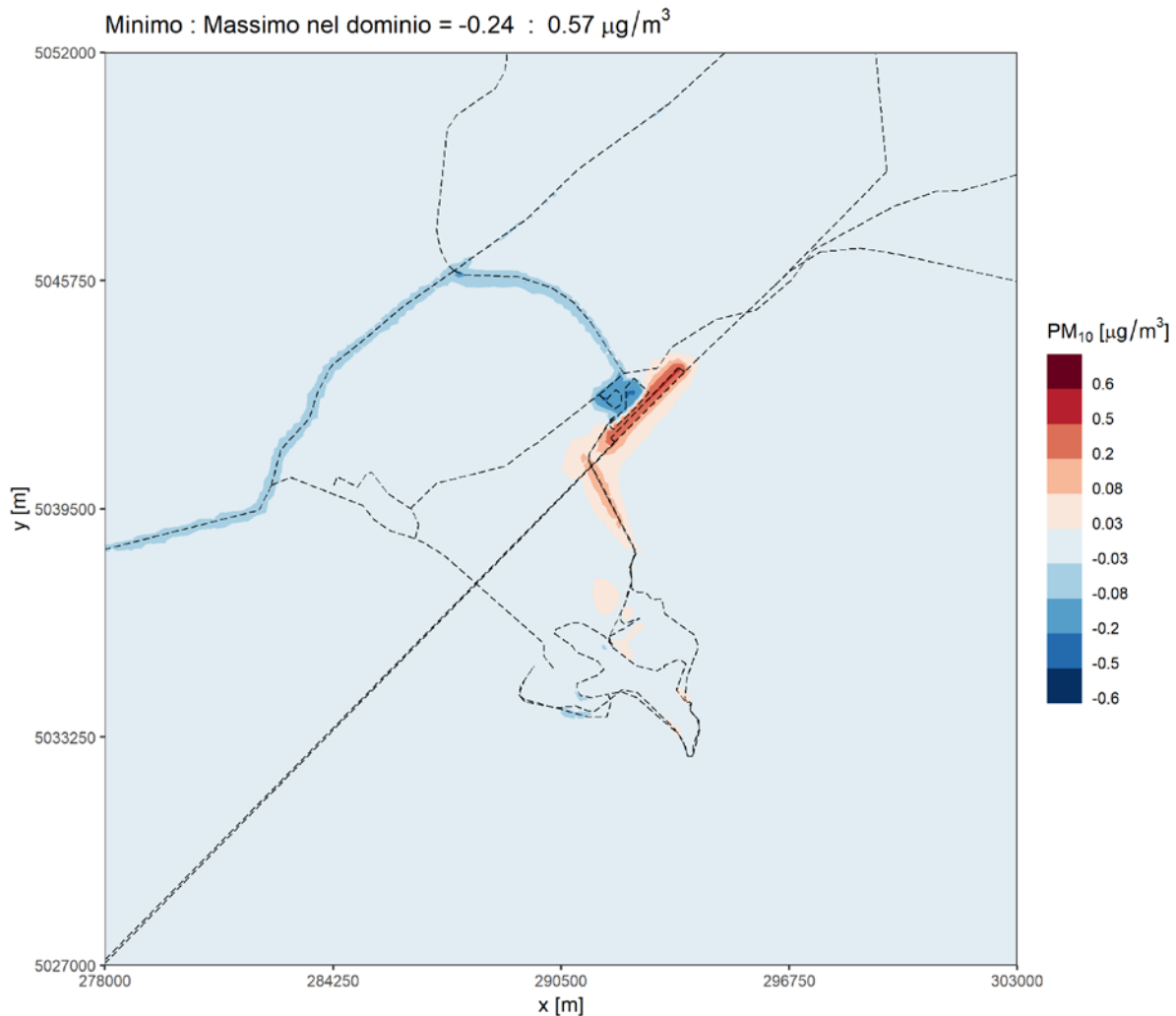


Figura 80. Mappa differenziale della media annuale di PM10 (2019-2018)

La mappa delle differenze del PM10 mostra un lieve aumento in corrispondenza delle direttrici del traffico acquico e una riduzione sulle strade, dovuti alla variazione delle emissioni nel 2019 rispetto all'anno precedente, e un aumento più significativo sulla pista aeroportuale, legato al cambiamento di metodologia nel calcolo delle emissioni.

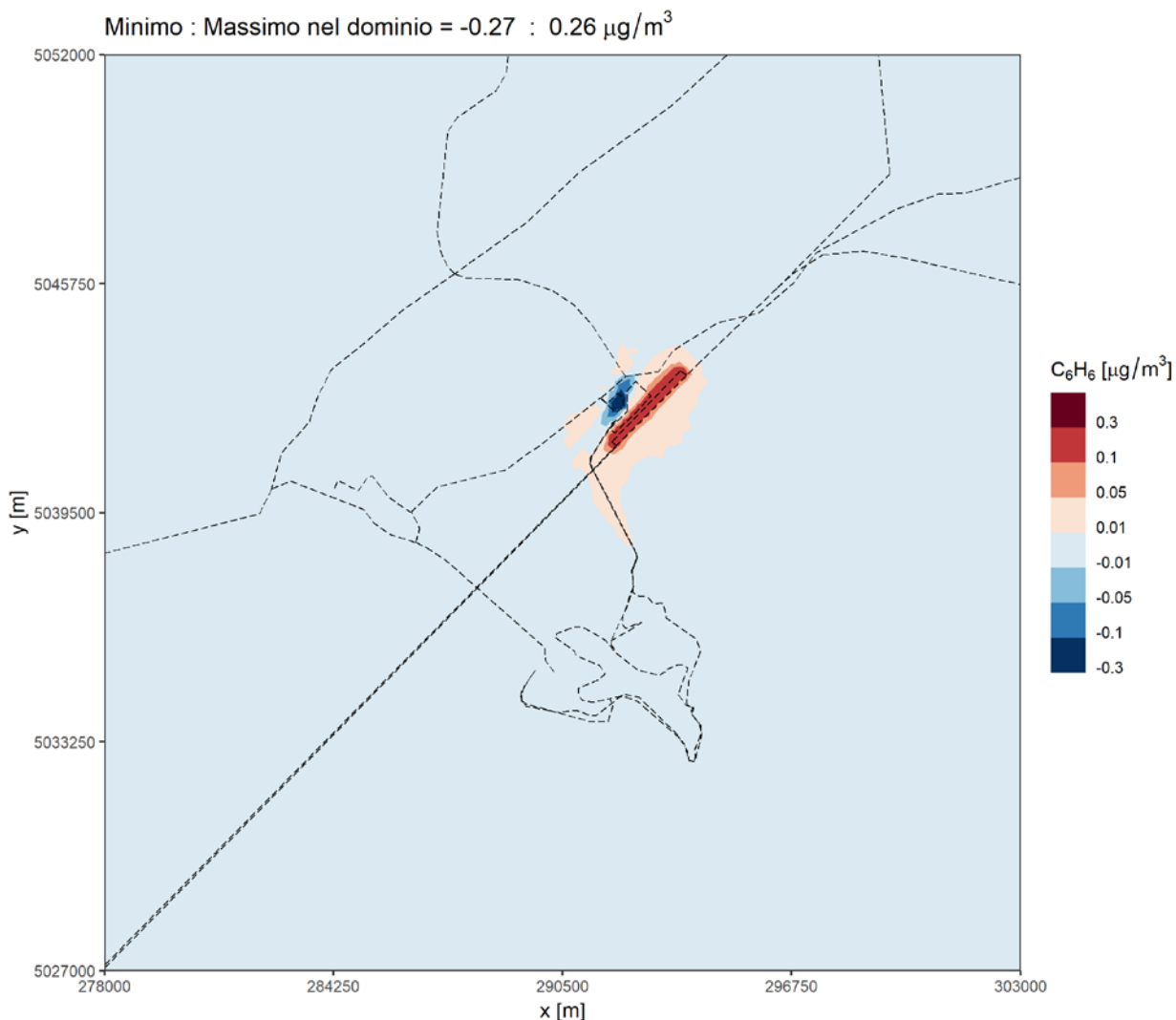


Figura 81. Mappa differenziale della media annuale di benzene (2019-2018)

La mappa di differenza delle concentrazioni di benzene varia di poco nello spazio, mostrando la variabilità maggiore nei pressi del sedime aeroportuale. La macchia rosso-arancio rappresenta un aumento delle concentrazioni medie del 2019 rispetto al 2018 coerentemente con l'aumento delle emissioni di benzene degli aerei, mentre la riduzione nell'area antistante al terminal è legata alla forte riduzione delle emissioni di benzene stimate per il traffico automobilistico.

5.5 Risultati - Confronto con i dati misurati dalle stazioni di monitoraggio

Una stima dell'impatto sulla qualità dell'aria di un certo insieme di sorgenti, scopo del presente studio modellistico, non può prescindere da un confronto con i livelli di concentrazione misurati dalle postazioni di monitoraggio presenti nell'area circostante.

SAVE S.p.A., in collaborazione con Ente Zona Industriale di Porto Marghera, ha promosso nel 2008 un progetto per il monitoraggio della qualità dell'aria nei pressi dell'aeroporto. Da giugno 2009 sono monitorate in continuo le concentrazioni dei principali contaminanti atmosferici con una centralina mobile di proprietà di Ente Zona Industriale. La postazione di misura (Figura 82) è localizzata a sud ovest del terminal (latitudine $45^\circ 30' 02.47''$ N, longitudine $12^\circ 20' 06.69''$), presso la darsena per i collegamenti via acqua tra l'aeroporto e Venezia, al limitare di un parcheggio auto.



Figura 82. Anno 2019 – Posizione della postazione di misura EZIPM (giallo)

I grafici che seguono mostrano le serie annuali dei valori medi giornalieri misurati dalla centralina per alcune specie e dei corrispondenti valori calcolati dal modello SPRAY.

5.5.1 *Ossidi di azoto totali*

In generale, come lecito attendersi, il modello riproduce solo una parte delle concentrazioni misurate a causa di sorgenti non considerate nello studio, in quanto non associate alle attività aeroportuali (si possono segnalare in particolare il traffico veicolare sulla statale Triestina e le emissioni del vicino abitato di Tesserà) oltre all'inquinamento dovuto al trasporto delle masse d'aria dall'esterno del dominio considerato. Nel periodo invernale il modello non riproduce i frequenti episodi di picco rilevati, suggerendo che questi ultimi possano essere dovuti ad altre emissioni e a fenomeni a scala più grande. Questa ipotesi trova conferma nel confronto fra le misure della cabina EZIPM dell'aeroporto e quelle delle stazioni di monitoraggio ARPAV (posizionamento illustrato in Figura 83) classificate "di fondo" nella città metropolitana di Venezia (Figura 85).

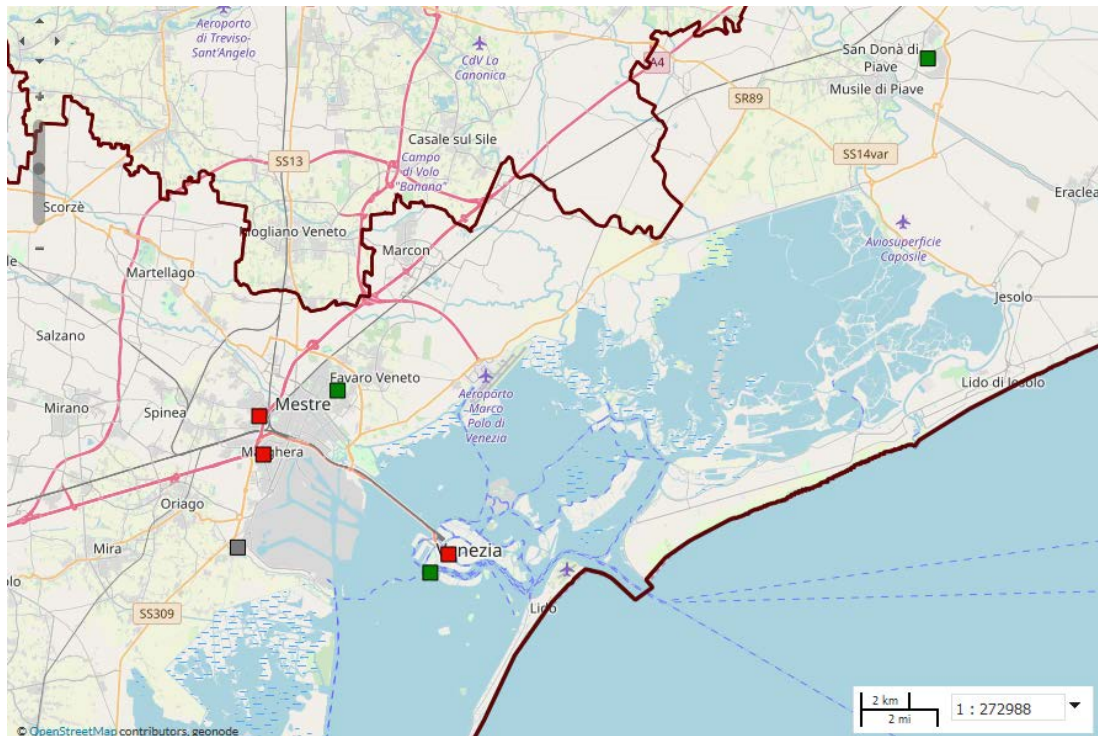


Figura 83. Posizione delle postazioni di misura ARPAV nella zona di Venezia, stazioni di fondo (simboli verdi), da traffico (simboli rossi) e industriali (simbolo grigio)

Le simulazioni delle emissioni delle attività aeroportuali non evidenziano contributi significativi in queste stazioni. Tutte le serie temporali hanno un andamento pressoché uguale, determinato dalle condizioni meteo-dispersive. L'effetto delle emissioni locali appare aggiungersi a livelli di fondo già piuttosto elevati, senza alterare in modo massiccio l'andamento complessivo delle concentrazioni.

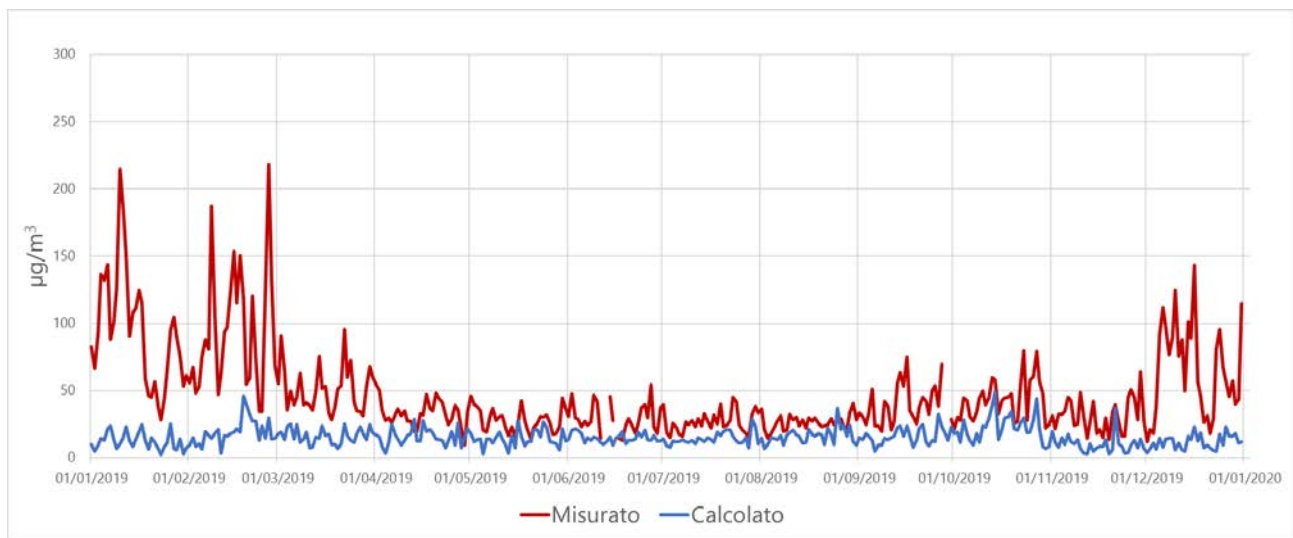


Figura 84. Anno 2019 – Concentrazioni medie giornaliere di NO_x in corrispondenza della centralina EZIPM. Rosso: dato misurato, blu: modello SPRAY

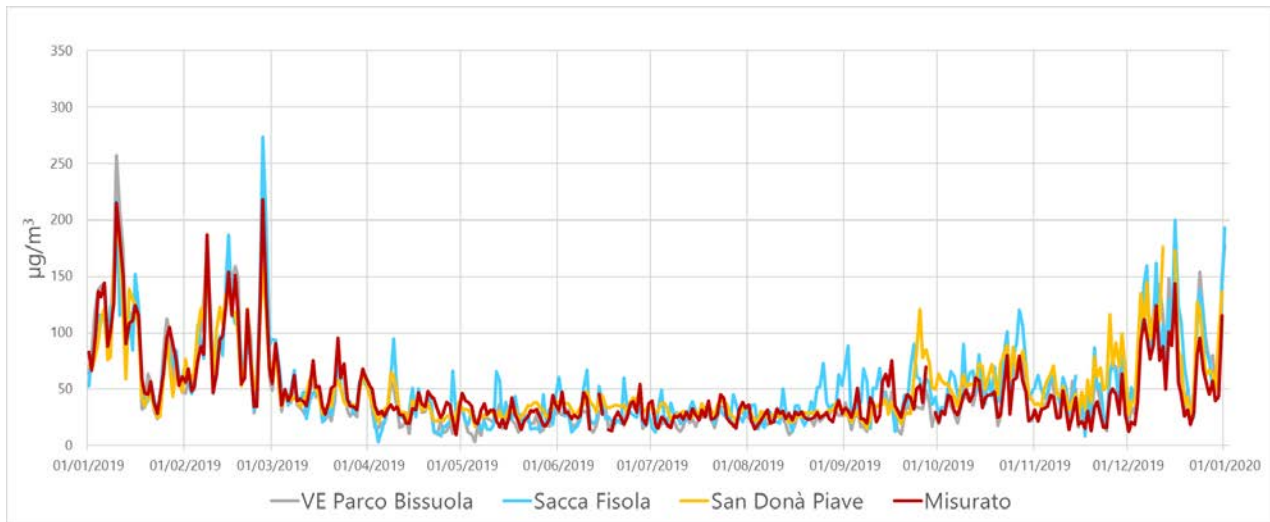


Figura 85. Anno 2019 – Concentrazioni medie giornaliere di NO_x rilevate dalla centralina EZIPM (rosso) e dalle stazioni ARPAV classificate "di fondo" (altri colori)

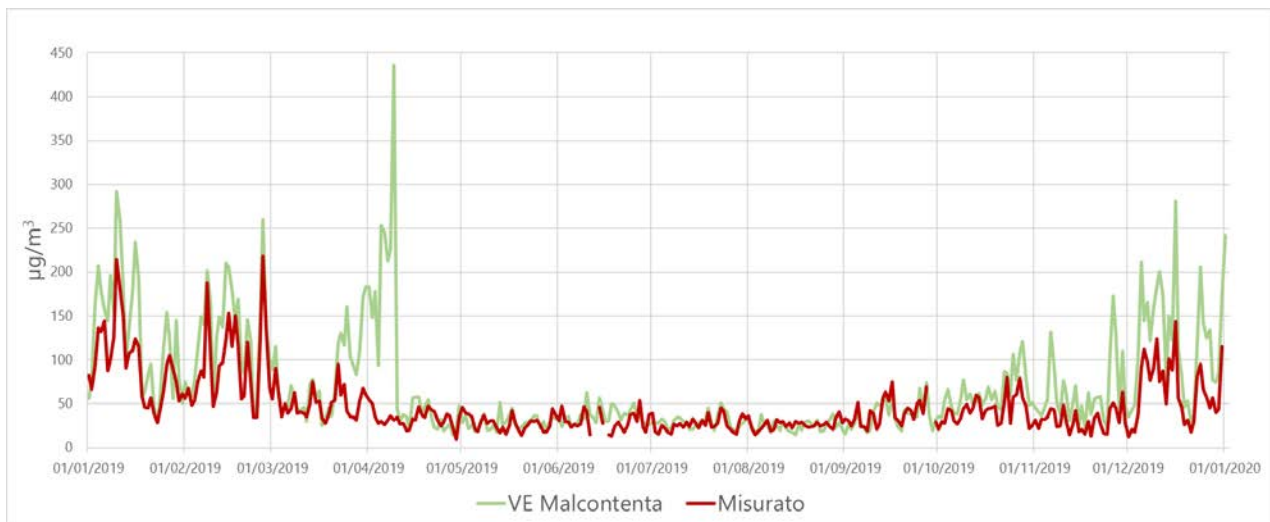


Figura 86. Anno 2019 – Concentrazioni medie giornaliere di NO_x rilevate dalla centralina EZIPM (rosso) e dalla stazione ARPAV classificata come "industriale" (verde)

5.5.2 Biossido di azoto

Considerazioni simili a quelle fatte per gli ossidi di azoto totali emergono osservando gli andamenti stimati relativi a NO₂ (Figura 87). Il contributo alle concentrazioni di NO₂ misurate al suolo dovute alle emissioni delle attività aeroportuali è più significativo in estate, mentre nella stagione invernale è una percentuale molto meno rilevante rispetto alle altre fonti emissive (traffico e riscaldamento).

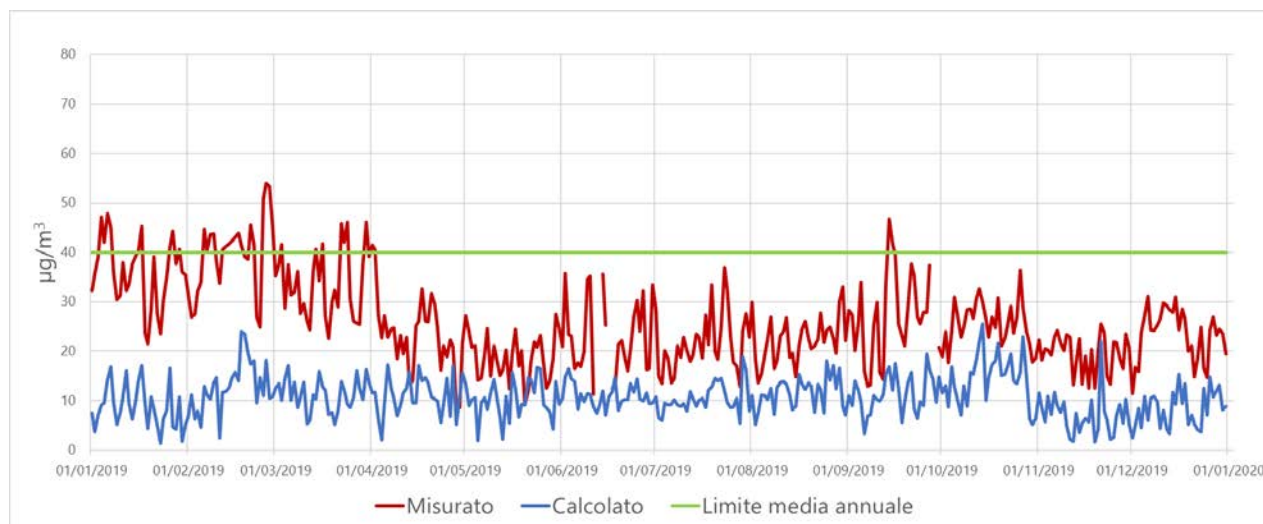


Figura 87. Anno 2019 – Concentrazioni medie giornaliere di NO₂ in corrispondenza della centralina EZIPM. Rosso: dato misurato, blu: modello SPRAY

5.5.3 *Particolato fine*

Come già visto, il contributo delle emissioni aeroportuali alle concentrazioni di particolato è molto limitato. Oltre a ciò, la natura più ubiquitaria di questo inquinante fa sì che i livelli di concentrazione medi siano determinati dalle condizioni a scala più grande rispetto al dominio di calcolo. Infine, la rilevante frazione secondaria che di norma caratterizza il particolato non è considerata dal modello non reattivo utilizzato. Non sorprende quindi che il confronto fra le serie delle medie giornaliere del particolato (PM10 e PM2.5) (Figura 88) mostri che le concentrazioni simulate non descrivono la quasi totalità di quelle misurate.

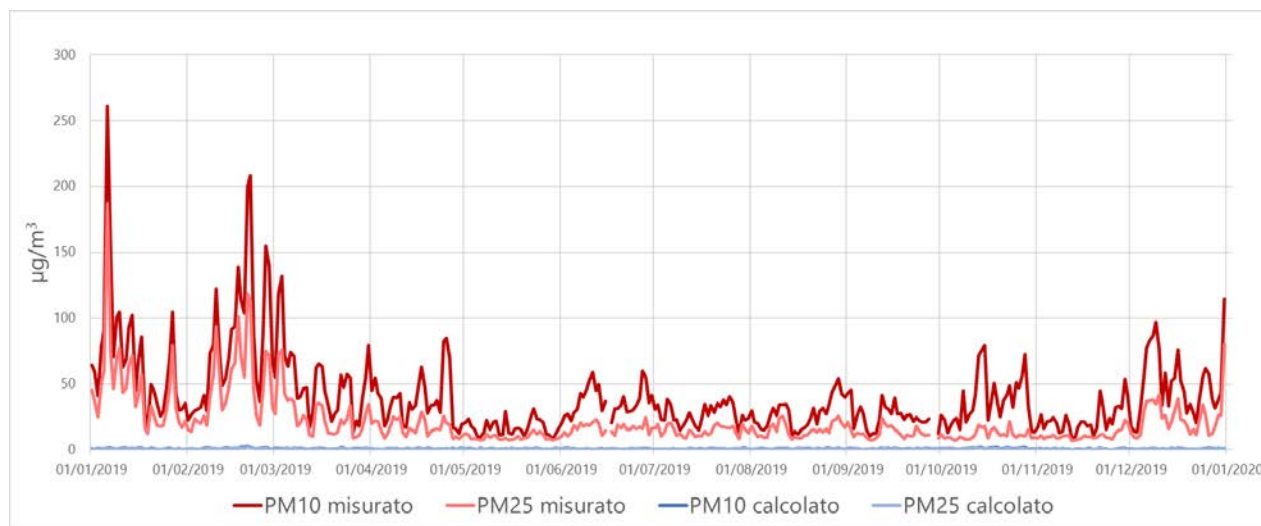


Figura 88. Anno 2019 – Concentrazioni medie giornaliere di PM2.5 (colore tenue) e PM10 (colore pieno) in corrispondenza della centralina EZIPM. Rosso: misure, blu: SPRAY

Come per gli ossidi di azoto totali, gli andamenti misurati dalla centralina in aeroporto sono in buon accordo con quelli delle stazioni ARPAV (Figura 89 e Figura 90), confermando che le variazioni nei livelli medi del particolato sono spesso apprezzabili su scale spaziali più ampie rispetto a quelle di un'area urbana.

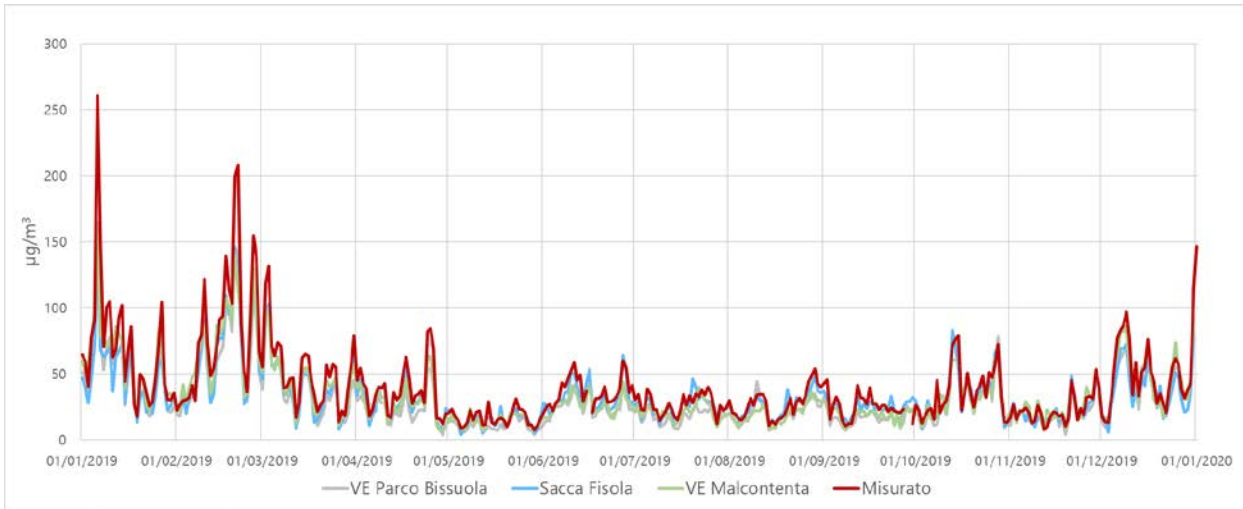


Figura 89. Anno 2019 – Concentrazioni medie giornaliere di PM10 rilevate dalla centralina EZIPM (rosso) e dalle stazioni ARPAV disponibili (altri colori)

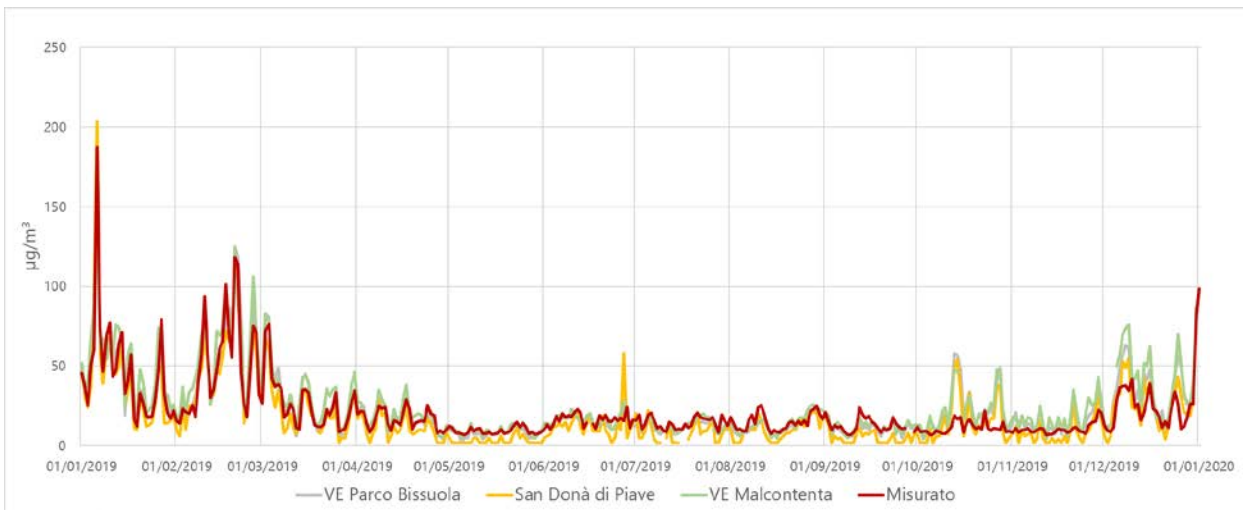


Figura 90. Anno 2019 – Concentrazioni medie giornaliere di PM2.5 rilevate dalla centralina EZIPM (rosso) dalle stazioni ARPAV disponibili (altri colori)

5.6 Risultati – Stima dei contributi delle diverse sorgenti emissive

Come già visto, il modello lagrangiano SPRAY è per sua natura configurabile al fine di simulare in modo accurato i contributi di diversi insiemi di sorgenti, separando il calcolo della dinamica con cui evolvono le particelle virtuali che descrivono la concentrazione degli inquinanti considerati. Nel presente studio, per gli ossidi di azoto totali e per il PM10 sono stati separati i contributi in concentrazione afferenti ai seguenti comparti:

- Centrali termiche
- Traffico veicolare (su strada e su acqua)
- Attività a terra (GSE)
- Movimento degli aeromobili (atterraggio, decollo, taxi)

I valori medi annuali di concentrazione stimati da SPRAY in corrispondenza della centralina EZIPM sono riepilogati in Tabella 19 e Tabella 20, confrontati con il corrispondente valore misurato. La terza colonna delle tabelle e la Figura 91 mostrano il peso relativo delle diverse sorgenti rispetto al totale. Per il NO_x sono gli aeromobili a determinare il maggior contributo, mentre sono meno significativi sul totale del PM10. Il traffico (soprattutto quello acqueo) dà un contributo preponderante al PM10 ma il modello gli attribuisce quasi il 40% di contributo anche per il NO_x. Le emissioni convogliate (camini delle centrali termiche) danno un contributo trascurabile. L'ultima colonna delle tabelle fornisce la percentuale rispetto al valore misurato di ciascuno dei contributi stimati dal modello. Complessivamente, si stima che le emissioni aeroportuali contribuiscano per il 33% alle concentrazioni misurate di ossidi di azoto, mentre per il particolato la percentuale scende al 2.3%.

Tabella 19. Contributi delle sorgenti emissive alle concentrazioni medie annuali di NO_x nella centralina EZIPM

NO _x Misurato (µg/m ³)	46.87		
NO _x SPRAY (µg/m ³)	Contributi assoluti	Contributi percentuali	Contributi percentuali sul misurato
Centrali	0.13	0.8%	0.3%
Traffico	6.07	39.9%	12.9%
GSE	2.05	13.5%	4.4%
Aerei	6.97	45.8%	14.9%
Totale	15.22	100.0%	32.5%

Tabella 20. Contributi delle sorgenti emissive alle concentrazioni medie annuali di PM10 nella centralina EZIPM

PM10 Misurato (µg/m ³)	40.11		
PM10 SPRAY (µg/m ³)	Contributi assoluti	Contributi percentuali	Contributi percentuali sul misurato
Centrali	0.003	0.3%	0.01%
Traffico	0.63	69.0%	1.57%
GSE	0.18	19.7%	0.45%
Aerei	0.1	11%	0.25%
Totale	0.91	100.0%	2.28%

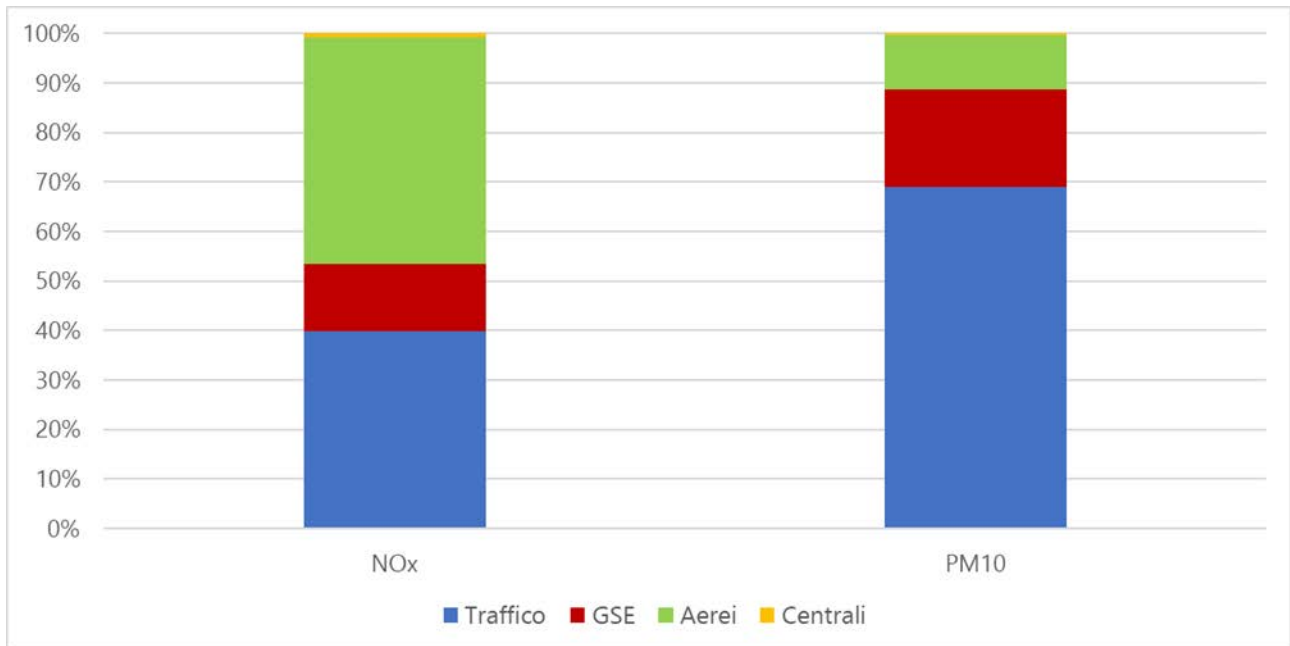


Figura 91. Peso relativo delle concentrazioni simulate dovute a ciascun insieme di sorgenti rispetto al totale

6 Conclusioni

È stato realizzato uno studio modellistico su base annuale per l'anno 2019 dell'impatto in atmosfera delle emissioni afferenti alle attività dell'aeroporto Marco Polo di Venezia.

La dispersione atmosferica degli inquinanti emessi è stata simulata mediante l'utilizzo del modello di dispersione lagrangiano a particelle SPRAY, già in uso presso Ente Zona Industriale di Porto Marghera per la sorveglianza dell'inquinamento atmosferico nella zona. Il modello è giudicato idoneo per ricostruire i processi di trasporto e dispersione che avvengono in presenza di complessità territoriali come quelle della zona di Venezia, caratterizzata da forti discontinuità del terreno con la presenza della linea di costa e della laguna. SPRAY è inserito in un sistema modellistico costituito da un insieme di codici in grado di ricostruire l'input meteorologico mediante una discesa di scala fino al dominio scelto, delle dimensioni orizzontali di 25 x 25 km² e alla risoluzione orizzontale di 200 m, a partire da simulazioni effettuate mediante il modello a mesoscala prognostico WRF. I dati, prodotti dal modello WRF, mostrano di essere coerenti nel confronto con le misure locali disponibili, descrivendo correttamente le caratteristiche del flusso atmosferico nella zona e fornendo un dataset tridimensionale adatto alle simulazioni con il modello SPRAY.

L'input emissivo considerato, caratterizzato principalmente dalle sorgenti degli aerei, della movimentazione al suolo, delle centrali di produzione di energia e del traffico dei mezzi (sia su strada che su acqua) che sono diretti da e per l'aeroporto è stato calcolato sulla base di procedure alimentate da dati locali che descrivono le attività dell'aeroporto.

Le simulazioni della dispersione di inquinanti producono campi di concentrazione sul territorio considerato su base oraria sia per le specie chimiche gassose che per il particolato, soggetti alle norme riportate nel D. Lgs. 155/2010, ovvero per NO₂, NO_x, SO₂, CO, Benzene, PM10 e PM2.5.

Sono stati quindi prodotti i campi bidimensionali al suolo relativi agli indicatori di legge, basati sulle concentrazioni medie su vari intervalli temporali (orari, 8 ore, giornalieri, annuali) in funzione della specie considerata e confrontati con i limiti imposti dalla legislazione vigente.

Dalle mappe di impatto al suolo dei vari inquinanti dovuto alle emissioni dei diversi settori, si osservano valori massimi sempre nelle zone delle sorgenti, mentre i valori decadono rapidamente allontanandosi da queste; invece le emissioni in quota (rotte di decollo/atterraggio) non generano impatti significativi a distanza, grazie alle capacità dispersive dell'atmosfera lungo la verticale.

I risultati mostrano in generale che il contributo aeroportuale alle concentrazioni al suolo delle varie sostanze è significativamente al di sotto dei limiti.

In particolare, per il biossido di azoto che rappresenta la specie chimica di maggiore impatto assoluto nelle concentrazioni dovute alle attività dell'aeroporto, i valori più elevati delle medie annuali di concentrazione al suolo si attestano a poco più di 30 µg/m³, da confrontare con un limite di 40 µg/m³. Tali livelli sono però caratteristici della sola zona interna al sedime aeroportuale (in particolare sulla pista di decollo/atterraggio), mentre al di fuori di questa i valori simulati di concentrazione media annua sono intorno a 5 µg/m³ o inferiori, anche in prossimità delle direttrici di traffico dei mezzi in laguna considerati. I valori di picco simulati per NO₂, e rappresentati dal 99.8° percentile annuo delle medie orarie di concentrazione al suolo mostrano un massimo all'interno del sedime aeroportuale di 145 µg/m³ contro un limite di 200 µg/m³. Anche per questo indicatore, il contributo dell'aeroporto al di fuori del sedime risulta però decisamente inferiore, con valori intorno a 50 µg/m³ o più bassi.

Per quanto riguarda il particolato aerodisperso (PM10 e PM2.5), i valori massimi modellati, che si riferiscono alla sola componente primaria, della concentrazione media annua di PM10 sono poco significativi, dell'ordine di 1.8 µg/m³ contro un limite legislativo di 40 µg/m³, attestati lungo le traiettorie dei mezzi di trasporto su acqua e all'interno del sedime aeroportuale, determinati principalmente dalla fase di rullaggio degli aerei verso la pista (taxiing) e le attività di movimentazione al suolo. Anche i valori di picco rappresentati dal 90.4° percentile delle medie giornaliere non mostrano livelli preoccupanti nel confronto con i limiti di legge, con livelli massimi intorno a 2.8 µg/m³ contro un limite di 50 µg/m³. Per il PM2.5 possono essere tratte conclusioni simili.

Anche per il biossido di zolfo, i valori modellati rimangono decisamente al di sotto dei limiti legislativi, con un massimo della media annuale poco superiore a $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ determinato sostanzialmente tutto dagli aerei e contenuto all'interno del sedime aeroportuale. Al di fuori del sedime, i livelli della concentrazione al suolo afferenti alle attività dell'aeroporto si abbassano di circa un ordine di grandezza. Lo stesso tipo di conclusioni possono essere tratte per i due indicatori di picco, ovvero il 99.7 percentile annuo delle medie orarie e il 99.2 percentile annuo delle medie giornaliere di concentrazione, che presentano valori massimi all'interno del sedime aeroportuale rispettivamente di 45 e $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ circa contro limiti legislativi di 350 e $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Anche per questi due indicatori, i valori al di fuori del sedime aeroportuale si riducono di un ordine di grandezza.

Per quanto riguarda il CO, i valori modellati risultano essere decisamente al di sotto del limite, con valori annui più elevati del massimo della concentrazione trascinata media su 8 ore che sono circa un ordine di grandezza più bassi rispetto al limite di legge all'interno del sedime aeroportuale, con livelli decisamente inferiori al di fuori.

Per quanto riguarda il benzene i valori più elevati della media annuale di concentrazione risultano di circa $3.95 \mu\text{g}/\text{m}^3$, contro un limite di $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tali valori risultano essere generati principalmente dalle emissioni fuggitive relative ai serbatoi di carburante, localizzate ben all'interno del sedime aeroportuale in prossimità di questi ultimi. Subito al di fuori del sedime aeroportuale si manifesta una riduzione delle medie annuali di circa un fattore 5, che decadono di un ordine di grandezza ed oltre a distanze più elevate.

È stato quindi effettuato un confronto dei valori modellati con le misure derivate dai dati sia della stazione EZIPM, localizzata in prossimità dell'aeroporto, che delle stazioni della Rete di Monitoraggio della Qualità dell'Aria gestita da ARPAV, localizzate in posizioni più remote. In termini generali il confronto mostra ovviamente che le concentrazioni al suolo modellate sono al di sotto dei valori misurati. Ciò è dovuto ai contributi delle altre emissioni (presenti all'interno del dominio considerato o provenienti dall'esterno) e, soprattutto per il particolato, al contributo della frazione secondaria delle specie inquinanti, che si forma in atmosfera successivamente all'emissione.

Il confronto tra i valori di concentrazione misurati in prossimità dell'aeroporto nella stazione EZIPM e quelli rilevati dalle stazioni ARPAV mostra come la stazione EZIPM abbia un comportamento più simile a quelle di "fondo" (tipicamente urbano) di ARPAV rispetto a quelle "industriali" che mostrano concentrazioni superiori. Il contributo delle emissioni simulate presso la stazione EZIPM per gli ossidi di azoto totali e il biossido di azoto mostra un andamento annuale meno dipendente da andamenti stagionali rispetto alle misure. Gli andamenti meteorologici stagionali, che dovrebbero garantire una maggiore dispersività durante i mesi più caldi, vengono in parte compensati da maggiori emissioni dovute alle attività aeroportuali, che raggiungono il loro massimo durante i mesi più caldi, riequilibrando gli andamenti di concentrazione.

Per quanto riguarda il particolato, i valori stimati dalle simulazioni modellistiche sono molto bassi rispetto a quelli misurati, risentendo della mancanza dei contributi della concentrazione di fondo dovuta alle sorgenti non aeroportuali e delle componenti secondarie dovute alle reazioni chimiche non incluse nella modellistica.

Per quanto riguarda il biossido di zolfo, i cui grafici non sono stati mostrati, sia le concentrazioni modellate sia quelle misurate mostrano livelli molto bassi, lontani dal limite legislativo.

Utilizzando le capacità da parte del modello lagrangiano a particelle SPRAY di suddividere i contributi in concentrazione provenienti da sorgenti diverse, è stata calcolata la stima, nella posizione della stazione EZIPM, del peso relativo di diversi comparti emissivi sull'impatto degli ossidi di azoto totali e delle polveri, nonché del peso di ogni contributo sul totale misurato nella stazione.

I risultati mostrano come per gli ossidi di azoto totali i contributi percentuali relativi più rilevanti alle concentrazioni medie annuali sono quelli degli aerei e del traffico, rispettivamente con il 45.8% e il 39.9%, con un minore impatto da parte delle attività GSE del 13.5% ed un impatto trascurabile dai camini degli impianti di generazione. Riferito alle misure della stazione EZIPM, il contributo totale delle emissioni dell'aeroporto è intorno al 33%, suddiviso nel 14.9% da parte degli aerei, 12.9% del traffico e 4.4% delle attività GSE.

Per quanto riguarda le polveri, il contributo delle attività aeroportuali nel loro complesso rispetto ai dati misurati scende all'11% con percentuali relative dei contributi del 69% per il traffico (che risulta in questo caso la sorgente principale) e del 19.7% per le attività del GSE. Il contributo diretto degli aerei risulta in questo caso poco influente.

7 Appendice - Modelli di simulazione

Per le simulazioni annuali e il calcolo dei valori di concentrazione e deposizione al suolo è stata utilizzata la suite di programmi contenuta nel pacchetto *ARIA Impact 3D*, costituita dal codice Swift per la ricostruzione diagnostica dei campi di vento su terreno complesso, dal codice SurfPro 3.0 per la ricostruzione dei campi di turbolenza e dal modello di dispersione lagrangiano a particelle Spray 3.1. L'insieme dei programmi citati consente infatti di tenere conto in maniera diretta sia dell'orografia che di eventuali disomogeneità del terreno (come ad esempio la presenza di interfaccia terra-mare), simulando condizioni meteo-dispersive che presentano variazioni nelle tre dimensioni e nel tempo. Nei prossimi paragrafi è contenuta una descrizione più dettagliata di ognuno dei codici e delle loro principali funzionalità.

7.1 Modello Swift

Il modello Swift sviluppato da EDF e ARIA Technologies S.A. (Aria Technologies, 2010, Finardi et al. 1998) è un codice "mass-consistent" di tipo diagnostico in grado di ricostruire i campi tridimensionali di vento e temperatura.

Per la ricostruzione del campo di vento, il modello opera essenzialmente in due fasi:

- nella prima effettua l'interpolazione sul dominio di calcolo tridimensionale dei dati di vento forniti in input;
- nella seconda, detta di analisi oggettiva, applica il principio fluidodinamico di conservazione della massa ad ogni cella del dominio e produce un campo di vento definito aggiustato.

La fase di aggiustamento consiste nella soppressione della divergenza presente nel campo interpolato, attraverso la minimizzazione del seguente funzionale:

$$I(u, v, w, \lambda) = \int_V (u - u_0)^2 + (v - v_0)^2 + \alpha(w - w_0)^2 + \lambda \nabla \cdot \underline{u} \, dV$$

con: u_0, v_0, w_0 componenti cartesiane del campo interpolato;

u, v, w componenti cartesiane del campo aggiustato;

λ è il moltiplicatore di Lagrange;

$\nabla \cdot \underline{u}$ è la divergenza del vettore vento $\underline{u} = (u, v, w)$.

Il parametro α consente di pesare diversamente l'aggiustamento delle componenti orizzontali e verticali della velocità del vento: con $\alpha=1$ non c'è differenza nel grado di aggiustamento, mentre valori più piccoli/grandi di α fanno sì che l'aggiustamento sia operante principalmente sulla componente orizzontale/verticale del campo di vento. Inoltre, poiché da α dipende la parte di flusso che aggira l'ostacolo orografico in rapporto a quella che lo oltrepassa verticalmente, il suo valore è usato spesso per tenere conto della stabilità atmosferica sul flusso.

La componente verticale del campo di vento (w) normalmente non viene considerata durante la fase di interpolazione, in quanto non si dispone di una rete tridimensionale di misura per tale parametro, quindi si considera $w_0=0$ per ogni cella del dominio e, di fatto, w viene generata dal modello durante la fase di aggiustamento.

Per costruzione, i modelli di tipo "mass-consistent" hanno la caratteristica di produrre il migliore campo di vento a divergenza nulla che minimizza lo scostamento complessivo dall'iniziale interpolazione grezza delle misure. Per questo motivo, la prima fase di interpolazione delle misure di vento riveste grande importanza nel processo di ricostruzione del campo di vento finale. Inoltre il campo interpolato che si ottiene dipende spesso dalla configurazione spaziale delle postazioni di misura, oltre che dalle quote di misura dei profili verticali.

Swift consente di scegliere tra diversi metodi di interpolazione: propone l'interpolazione di Cressman pesata sull'inverso del quadrato della distanza, che può essere effettuata separatamente per i diversi strati verticali (Cressman 2D) o in maniera tridimensionale (Cressman 3D), e il metodo non isotropo di triangolazione delle misure al suolo associato ad un'interpolazione tridimensionale delle misure in quota (profili verticali). L'interpolazione dei dati di vento viene eseguita indipendentemente per ognuna delle componenti cartesiane del vettore vento.

Più esplicitamente, il metodo Cressman 2D consiste dapprima nell'interpolare linearmente sugli strati verticali del reticolo i profili di vento, quindi nel calcolare, per ogni strato, le componenti del vento nei punti di coordinate (x,y) della maglia, secondo le equazioni:

$$U_i(x, y, k) = \frac{\sum_{n=1}^{NMSUR} [U_i(x_n, y_n) P_n(x, y)]}{\sum_{n=1}^{NMSUR} P_n(x, y)} \quad i = 1,2$$

con: $U_1 = u_0$ e $U_2 = v_0$, componenti orizzontali del campo interpolato;

NMSUR, numero di stazioni dello strato:

- per il primo strato sopra il suolo (k=2), NMSUR è il numero delle misure al suolo utilizzate;
- per gli strati sovrastanti, NMSUR è pari al numero delle misure interpolate a partire dai profili considerati;

$P_n(x, y)$ il peso associato alla postazione di misura ed espresso dalla funzione:

$$P_n(x, y) = \frac{1}{r_n^2}$$

dove:

- $r_n = \frac{R_n}{P_h}$;
- $R_n = \sqrt{(x - x_n)^2 + (y - y_n)^2}$, distanza del punto maglia (x,y) dalla stazione di coordinate (x_n, y_n);
- P_h il parametro di portata orizzontale, calcolato automaticamente da Swift, in funzione della distanza tra le stazioni e del passo della maglia orizzontale.

Al termine di questa inizializzazione del campo tridimensionale, mediante una funzione esponenziale può essere eseguito un raccordo tra il campo alla superficie $U_i(x,y,2)$, relativo al primo strato della maglia, e quello in quota $U_i(x,y,k)$, riguardante i restanti strati del reticolo. Tutto ciò in modo da attenuare le discontinuità che possono insorgere per il fatto che, per il livello superficiale vengono utilizzate solo le misure delle postazioni al suolo, mentre per i livelli sovrastanti vengono usate solo le misure dei profili di vento.

Nella interpolazione di tipo Cressman 3D, il peso $P_n(x, y, z)$ è funzione della distanza tridimensionale e le componenti orizzontali di ogni cella del grigliato, $U_i(x, y, k)$, sono calcolate tenendo conto non solo della distanza in senso orizzontale ma anche della quota a cui è stata effettuata la misura. In questo modo si ha una ricostruzione più continua dei profili di ogni cella.

7.2 Modello SurfPro 3

Il codice SurfPro sviluppato da ARIANET S.r.l. (Silibello, 2006, ARIANET, 2015), è un preprocessore meteorologico in grado di ricostruire le principali variabili che descrivono la turbolenza atmosferica su terreno complesso, necessarie in input a modelli di dispersione. Il codice riceve in input i campi tridimensionali di vento e temperatura generati dal codice Swift, eventuali variabili meteorologiche disponibili sul territorio in esame (quali ad esempio la nuvolosità ora per ora disponibile dai campi

provenienti da un modello prognostico) e la matrice di dati di uso del suolo, su un grigliato orizzontale corrispondente a quello dei dati di vento, in grado di descrivere la non omogeneità orizzontale del terreno nella risposta alla forzante radiativa solare e la conseguente disomogeneità nei campi di turbolenza che si vengono a determinare. Utilizzando diversi schemi di parametrizzazione della turbolenza consolidati in letteratura, il codice ricostruisce campi bidimensionali delle seguenti variabili:

- altezza di rugosità z_0 ;
- altezza dello strato limite notturno o dello strato limite convettivo diurno H_{mix} ;
- velocità di frizione u^* ;
- altezza di Monin-Obukhov L ;
- velocità convettiva di scala w^* ;

Il programma tiene inoltre conto sia dell'inclinazione dei pendii rispetto a quella dei raggi solari che degli effetti d'ombra presenti a causa dell'eventuale mascheramento provocato dall'orografia.

7.3 Modello Spray 3.1

Spray 3.1 sviluppato da ARIANET S.r.l. e ARIA Technologies S.A. (Tinarelli et al., 1994, 1999, 2007) è un modello tridimensionale per la simulazione della dispersione di inquinanti in atmosfera in grado di tenere conto delle variazioni del flusso e della turbolenza atmosferica sia nello spazio (condizioni disomogenee) che nel tempo (condizioni non stazionarie). È in grado di ricostruire campi di concentrazione determinati da sorgenti puntiformi, lineari, areali o volumetriche. L'inquinante è simulato da "particelle virtuali" il cui movimento è definito sia dal vento medio locale che da velocità casuali che riproducono le caratteristiche statistiche della turbolenza atmosferica. In questo modo, differenti parti del pennacchio emesso possono "vedere" differenti condizioni atmosferiche, permettendo simulazioni più realistiche in condizioni difficili da riprodurre con modelli tradizionali (calma di vento, inversione di temperatura con la quota, impatto con orografia complessa, dispersione in siti con forti discontinuità spaziali tipo terra-mare o città-campagna).

Il moto di ogni particella viene ricostruito utilizzando le equazioni:

$$\begin{aligned} x(t + \Delta t) &= x(t) + u_x(t) \cdot \Delta t \quad ; \quad u_x(t) = \overline{U_x}(t) + u'_x(t) \\ y(t + \Delta t) &= y(t) + u_y(t) \cdot \Delta t \quad ; \quad u_y(t) = \overline{U_y}(t) + u'_y(t) \\ z(t + \Delta t) &= z(t) + u_z(t) \cdot \Delta t \quad ; \quad u_z(t) = \overline{U_z}(t) + u'_z(t) \end{aligned}$$

dove x, y, z rappresentano le coordinate cartesiane di ogni singola particella nel dominio tridimensionale e u_x, u_y, u_z le componenti delle velocità, suddivise in parte media e fluttuazione turbolenta. La parte media, responsabile del trasporto degli inquinanti, è ottenuta dal modello Swift nel sistema di riferimento *terrain-following* x, y, s , in cui la coordinata verticale s è definita come:

$$s = \frac{z - z_g}{z_{top} - z_g}$$

dove z è la coordinata geometrica verticale, z_{top} l'altezza del dominio di calcolo e $z_g(x, y)$ l'altezza dell'orografia. Le particelle interpolano linearmente il valore del vento nel punto x, y, z in cui si trovano utilizzando i valori di tali matrici. SPRAY 3.1 consente di simulare condizioni non stazionarie interpolando linearmente nel tempo il valore tra quelli di due matrici successive.

Le fluttuazioni turbolente u'_x, u'_y e u'_z , responsabili della diffusione, sono determinate risolvendo le equazioni differenziali stocastiche di Langevin:

$$u'_i(t + \Delta t) = a_i(\vec{x}, \vec{u}(t), t) + b_i(\vec{x}, \vec{u}(t), t) \Delta \xi \quad ; \quad i = x, y, z$$

dove a e b sono funzioni della posizione e della velocità di ogni particella e dipendono dalle caratteristiche della turbolenza e dallo schema risolutivo utilizzato. SPRAY 3.1 implementa gli schemi indicati da Thomson (1984, 1987).

Per pilotare una simulazione di dispersione che tenga anche conto dei fenomeni di deposizione secca e umida, il modello Spray 3.1 utilizza principalmente:

- campi tridimensionali di vento e temperatura, forniti dal codice Swift;
- campi bidimensionali di turbolenza z_0 , H_{mix} , u^* , L , w^* forniti dal codice SurfPro;
- dati di emissione, costituiti da una sequenza di informazioni sulla loro geometria e localizzazione spaziale, sulle quantità in massa emesse per ciascuna delle specie inquinanti prese in considerazione nella simulazione e sul numero di particelle da utilizzare. Ad ogni particella viene attribuita una massa per ogni specie, dipendente dalle caratteristiche della sorgente nel momento in cui viene emessa, simulando in questo modo condizioni non stazionarie. Il modello tiene inoltre conto dell'eventuale risalita di pennacchi caldi emessi da ciminiere di impianti industriali, secondo lo schema sviluppato da Anfossi (1993).

7.4 Applicazioni dei codici

La suite di codici Swift-SurfPro-Spray vanta una lunga storia di applicazioni e validazioni realizzate in differenti siti e condizioni, che hanno portato il sistema nel tempo ad una sempre maggiore affidabilità. Questo fatto, insieme allo sviluppo di sistemi di calcolo sempre più potenti e veloci, ha consentito di allargare il campo di applicazioni che inizialmente, per questo tipo di modelli, erano legate a studi di breve periodo per sorgenti singole. Molto dello sviluppo iniziale si è realizzato grazie a fruttifere collaborazioni tra tecnici facenti capo alla struttura di ricerca ENEL ed istituzioni nazionali di ricerca scientifica come il CNR (Istituto di Cosmogeofisica di Torino e istituto FISBAT di Bologna poi confluiti nell'istituto ISAC), il Politecnico di Milano, l'Università di Alessandria, e di società private come ARIA Technologies di Parigi, responsabile in primis del codice Swift. Alcuni di questi istituti continuano ancora oggi l'attività di sviluppo di parti dei codici. Sono state inoltre aperte anche collaborazioni in ambiente internazionale per lo sviluppo e l'utilizzo del codice (in Polonia, Spagna, Brasile, Francia). Il modello lagrangiano Spray, che costituisce l'elemento finale della catena, ha implementato al suo interno schemi di calcolo per le equazioni stocastiche sviluppati nella seconda metà degli anni ottanta (Thomson, 1984, 1987). Da allora non sono stati fatti sostanziali passi avanti in senso applicativo, pur proseguendo la ricerca su questi tipi di modelli.

Nell'anno 2000, la maggior parte dei tecnici ENEL responsabili del progetto legato al modello SPRAY ed agli altri elementi della suite sono fuorusciti per formare la società Arianet S.r.l., che attualmente mantiene e sviluppa i codici in stretta collaborazione con la società Aria Technologies di Parigi.

SPRAY si trova inoltre inserito del database Europeo MDS (Modelling Documentation System, http://air-climate.eionet.eu.int/databases/MDS/index_html) che raccoglie le informazioni sui principali modelli meteo-dispersivi disponibili in Europa.

Le prime validazioni sul modello lagrangiano a particelle sono state eseguite su terreno piatto, allo scopo di verificarne le performance attraverso il confronto con i dati di campagne sperimentali con traccianti (Brusasca et al., 1989 e 1992). In particolare sono state eseguite validazioni su dataset internazionali, sia per situazioni convettive e neutre che in casi di calma di vento e forte stabilità, che hanno consentito lo sviluppo di algoritmi ad hoc per il trattamento di queste condizioni dove altri modelli più semplici mostrano debolezze.

Le prime applicazioni di Spray in terreno complesso sono state effettuate in condizioni controllate contro i dati di galleria a vento dell'esperimento EPA (Tinarelli et al., 1994). Questo tipo di elaborazioni ha consentito una prima messa a punto del codice su terreno complesso, che ha fornito risultati notevoli riproducendo l'esperimento in maniera estremamente soddisfacente. A partire da questa validazione il codice, accoppiato ai modelli Swift e SurfPro, è stato utilizzato in numerosi studi. Alcuni di questi erano volti a dimostrare la maggiore qualità fornita da un modello a particelle rispetto ad

approcci alternativi più semplici, come modelli gaussiani o modelli a traiettorie, in presenza di un limitato numero di sorgenti. Tra questi si possono citare i lavori di verifica dell'impatto della centrale termoelettrica di Sostanj, in Slovenia (Boznar et al., 1994) e la ricostruzione della dispersione di inquinanti in valli alpine (Anfossi et al. 1998, Desiato et al., 1998). Successivamente sono stati prodotti studi scala temporale climatologica annuale (Finardi et al., 1998, Brusasca et al. 2001), mettendo in evidenza i problemi generati dal modello gaussiano nelle situazioni di impatto con l'orografia e la più corretta descrizione da parte del modello a particelle.

La suite modellistica è stata inoltre implementata in sistemi di controllo automatico dell'inquinamento in aree industriali quali ad esempio quelle di Marghera (VE), Brindisi, Taranto (progetto SIMAGE, Nordvik e Brusasca, 2004) e Priolo (SR) (Brusasca et al, 2004), la centrale nucleare di Krsko in Slovenia (Breznik et al, 2002) e la discarica di rifiuti tossici nocivi di Barricalla (Pacitti et al. 1997).

L'area di applicazione della suite modellistica si è inoltre allargata a situazioni complesse a scala provinciale o regionale, nelle quali è prevista l'integrazione con reti di monitoraggio ed inventari di emissioni. In questi casi il sistema modellistico è stato utilizzato sia per la ricostruzione di situazioni reali che per la realizzazione di scenari. Il quantitativo di emissioni considerate in queste applicazioni risulta notevolmente differente rispetto ai casi descritti in precedenza aumentando in misura considerevole e raggiungendo in alcuni casi il numero di alcune migliaia. Tra le diverse applicazioni di questo tipo si possono citare quelle relative ad ARPA Valle d'Aosta (Pession et al., 2005) e Piemonte (Calori et al, 2003), Provincia di Torino (Cuffini et al., 2000), comune di Taranto (Gariazzo et al., 2005) e porto di Taranto (Gariazzo et al, 2007)

La suite modellistica in oggetto, è stata inoltre utilizzata per la realizzazione di scenari che consentono una valutazione di impatto di opere progettate o in funzione. Tra questi lavori si possono citare lo studio di impatto della Pedemontana Lombarda, del progettato tunnel di Mestre, la valutazione modellistica della dispersione e della ricaduta al suolo degli inquinanti emessi dal traffico veicolare lungo la Val di Susa (Nanni et al. 1996), l'autostrada A22 per il progettato tunnel di base del Brennero e la verifica dell'impatto del transito di un diverso numero di TIR a seguito della riapertura del tunnel del Monte Bianco (Pession et al., 2005).

L'intero sistema modellistico è attualmente installato presso Arpa Puglia dove viene utilizzato per gli scopi dell'agenzia.

8 Bibliografia

- ACI (2016). Autoritratto 2015.
- ARIANET (2015) SURFPro3 (SURface-atmosphere interFace PROcessor, Version 3) Reference guide. <http://95.228.102.186/trac/SURFPro>.
- Aria Technologies (2010): Swift General Design Manual. ARIA Report, March 2010, Aria Technologies 2001.
- Anfossi D., Ferrero E., Brusasca G., Marzorati A., Tinarelli G. (1993) "A simple way of computing buoyant plume rise in Lagrangian stochastic dispersion models", *Atmospheric Environment* 27A, 1443-1451.
- Anfossi D., F. Desiato, G. Tinarelli, G. Brusasca, E. Ferrero, D. Sacchetti, (1998) "TRANSALP 1989 Experimental Campaign - part II: Simulation of a tracer experiment with Lagrangian particle models.", *Atmospheric Environment*, 32, 7, 1157-1166.
- Boznar M., Brusasca G., Cavicchioli C., Faggian P., Finardi S., Mlakar P., Morselli M.G., Sozzi R., Tinarelli G.: "Application of advanced and traditional diffusion models to an experimental campaign in complex terrain". Reprint of Second International Conference "Air Pollution 1994", 27-29 Sept 1994, Barcelona, Spain, pp. 159-166.
- Breznik B., Boznar M., Mlakar P., Tinarelli G., (2002) "Dose protection using dispersion models" 8th Conference on Harmonization within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes. Sofia, 14-17 October, 409-413.
- Brusasca G., Tinarelli G., Anfossi D. (1989) "Comparison between the results of a Monte Carlo atmospheric diffusion model and tracer experiments", *Atmospheric Environment* 23, 1263-1280.
- Brusasca G., Tinarelli G., Anfossi D. (1992) "Particle model simulation of diffusion in low windspeed stable conditions", *Atmospheric Environment* 26, 707-723.
- Brusasca G., Carboni G., Finardi S., Sanavio D., Tinarelli G., Toppetti A. (2001) "Comparison of a Gaussian (ISC3) and a Lagrangian Particle Model (SPRAY) for Regulatory applications in Flat and Complex Terrain Sites Representative of Typical Italian Landscape", *Proceedings of the 7th International Conference on Harmonization within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*, Belgirate, Italy, May 28-31, 2001, 130-134.
- Brusasca G., Tinarelli G., D'Allura A., GAmbienteadoro A., Carta R., Valastro G., Zerbo M. (2004) "Integration of measurement and modelling systems to reconstruct pollution impacts around the industrial area of Priolo (Sicily)" 13th IUAPPA World Clean Air and Environmental Protection Congress and Exhibition, London, UK, 22-27 August 2004.
- Calori G., De Maria R., M. Clemente, F. Lollobrigida, S. Finardi, G. Tinarelli "Air quality integrated assessment in Turin urban area using atmospheric transport and dispersion models" 4th International Conference on Urban Air Quality Measurement, Modelling and Management. Prague, 25-27 March 2003, 214-217.
- Carson D.J. (1973) The development of a dry inversion-capped convectively unstable boundary layer *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 99, 450-467.
- Cuffini S., Pavone F., Anfossi D., Nanni A., Tinarelli G.: "Metodologie integrate per il controllo della qualità dell'aria in aree ad alta urbanizzazione". *Proceedings of the congress "Arie di città" – Bologna 28-30 Novembre 2000*.
- Desiato F., Finardi S., Brusasca G. and Morselli M.G.: 1998, "TRANSALP 1989 Experimental Campaign - Part I: Simulation of 3-D Flow with Diagnostic Wind Field Models", *Atmospheric Environment*, 32, 7, 1141-1156, 1998.
- EEA (2017) EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook – 2016, Updated July 2017 <https://www.eea.europa.eu/themes/air/emep-eea-air-pollutant-emission-inventory-guidebook>
- Finardi S., Tinarelli G., Faggian P. and Brusasca G.: 1998, "Evaluation of Different Wind Field Modeling Techniques for Wind Energy Applications over Complex Topography", *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 74-76, 283-294, 1998.
- Gariazzo C., Papaleo V., A. Pelliccioni, G. Calori, P. Radice, G. Tinarelli (2005) "Air Pollution Impact Assessment of a Complex Industrial-Urban Area by means of a Lagrangian Particle Model" 3rd International Symposium on Air Quality Management at Urban, Regional and Global scale. Istanbul, 26-30 Sept. 2005.
- Gariazzo C., Papaleo V., Pelliccioni A., Calori G., Radice P., Tinarelli G. "Application of a Lagrangian particle model to assess the impact of harbour, industrial and urban activities on air quality in the Taranto area, Italy" *Atmospheric Environment*, Volume 41, Issue 30, September 2007, Pages 6432-6444
- Holtslag A.A.M., van Ulden A.P. (1983) Scaling the Atmospheric Boundary Layer, *Boundary Layer Meteorology*, 36, 201-209.
- ICAO, 2018 <https://www.easa.europa.eu/easa-and-you/environment/icao-aircraft-engine-emissions-databank>

- Moussiopoulos N., Flassak T., Knittel G. (1988) "A refined diagnostic wind model" *Environmental Software*, 3(2), 85-94.
- National Environmental Research Institute, Denmark (2006) Fuel use and emissions from non-road machinery in Denmark from 1985–2004 – and projections from 2005-2030 Environmental Project No. 1092 2006, Miljøprojekt
- Ntziachristos L., Samaras Z. (2018). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. 1.A.3.b.i, 1.A.3.b.ii, 1.A.3.b.iii, 1.A.3.b.iv - Passenger cars, light commercial trucks, heavy-duty vehicles including buses and motor cycles. <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016>.
- Nanni A., Silibello C., Pozzi C., Calori G. (2016). Use of Complementary Metrics to Improve Data Assimilation Performances. 10th International Conference on Air Quality, Milano (<http://www.arianet.it/front/IT/attivita/ARIANET4AirQuality2016.html#ananni>).
- Nordvik J.P. Brusasca G. "Applicazioni modellistiche a scala locale e regionale inserite nel progetto SIMAGE per sistemi di controllo della qualità dell'aria in tempo reale" in "I modelli per la valutazione e gestione della qualità dell'aria: normativa, strumenti, applicazioni" - CTN-ACE Ob Specifico 09.02: Elaborazione di linee guida per la selezione e l'uso dei modelli Tk 09.02.03a: Linee guida per la scelta e l'uso dei modelli Rapporto 2004, 40-42.
- Pacitti, M. P. Mensio, G. Brusasca, G. Tinarelli, G. Genon, F. Marchese, G. Nobile, G. Malvasi: "Global evaluation of the activity of toxic and hazardous waste landfills using monitoring and modeling integrated system". Proc. of 5th International Conference "Air Pollution 1997", 16-18 September, Bologna, Italy. Air Pollution V, modelling, monitoring and management, 517-526, Computational Mechanics Publications.
- Pession G., Zublena M., Agnesod G., Brusasca G., Calori G., Nanni A., Finardi S., Silibello C., Tinarelli G. (2005) "Use of 3D atmospheric dispersion modelling for air quality management in a very complex terrain alpine region (Valle d'Aosta)" 10th Conference on Harmonization within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes, Sissi (Crete) 17-21 October 2005.
- Pielke R.A., Cotton W.R., Walko R.L., Tremback C.J., Lyons W.A., Grasso L.D., Nicholls M.E., Moran M.D., Wesley D.A., Lee T.J. and Copeland J.H. (1992) A Comprehensive Meteorological Modeling System – RAMS. *Meteorol. Atmos. Phys.*, 49, 69-91.
- Silibello C. (2006) "SURFPRO (SURface-atmosphere interFace PROcessor) User's guide", Rapporto ARIANET R2006.06.
- Silibello, C., Bolignano, A., Sozzi, R., Gariazzo, C. (2014) Application of a chemical transport model and optimized data assimilation methods to improve air quality assessment. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 7, 3, 283-296. doi: 10.1007/s11869-014-0235-1.
- Stauffer D.R. and Seaman N.L. (1990), Use of Four-Dimensional Data Assimilation in a Limited-Area Mesoscale Model. Part I: Experiments with Synoptic-Scale Data. *Monthly Weather Review*, American Meteorological Society.
- Thomson D.J. (1984) "Random walk modelling of diffusion in inhomogeneous turbulence", *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 110, 1107-1120.
- Thomson D.J. (1987) "Criteria for the selection of stochastic models of particle trajectories in turbulent flows". *J. Fluid Mech.*, 180, 529-556.
- Tinarelli G., Anfossi D., Brusasca G., Ferrero E., Giostra U., Morselli M.G., Moussafir J., Tampieri F., Trombetti F., (1994) "Lagrangian particle simulation of tracer dispersion in the lee of a schematic two-dimensional hill", *Journal of Applied Meteorology*, 33, N. 6, 744-756.
- Tinarelli G., D.Anfossi, M. Bider, E.Ferrero, S. Trini Castelli (1999): "A new high performance version of the Lagrangian particle dispersion model SPRAY, some case studies". *Air Pollution Modelling and its Applications XIII*, S.E. Gryning and E. Batchvarova eds., Kluwer Academic / Plenum Press, New York, 499-507.
- Tinarelli G. (2013): SPRAY 3.1.10, General description and User's Guide, Rapporto ARIANET R2013.27.
- US-EPA (2011). Emission Factor Documentation for AP-42, Chapter 13: Miscellaneous Sources. <https://www3.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/>.
- Venkatram A. (1980) Estimating the Monin-Obukhov length in the stable boundary layer for dispersion calculations, *Boundary Layer Meteorology*, 19, 481-485.
- Wayson, R.L (2005): A First Order Approximation (FOA) for Particulate Matter, Committee on Aviation Environmental Protection (CAEP), Working Group 2 (WG2)-Operations, Task Group 4 (TG4)-Airport Air Quality, 4th meeting, Athens, 8-10 June 2005.
- Weil J.C., Brower R.P. (1980) Estimating convective boundary layer parameters for diffusion application, Martin Marietta Environmental Center, Columbia, MD, Report Number PPSP-MP-48, 37 pp.