

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI UDINE



Dipartimento di Scienze AgroAlimentari, Ambientali e Animali
Corso di Laurea in Scienze e Tecnologie per l'Ambiente e il Territorio

**Valutazione dell'impatto ambientale di una
centrale termoelettrica: approfondimenti sul
"plume rise" nel sito di Monfalcone**

Relatore:

Prof. Alessandro Del Zotto

Correlatore:

Dott. Giovanni Bonafè

Laureando:

Nicola Carlon

Sessione invernale

Anno Accademico 2016/2017

Indice

1	Introduzione e obiettivo della tesi	1
2	Strato limite atmosferico	3
2.1	Turbolenza	4
2.2	<i>PBL</i> Convettivo	5
2.3	<i>PBL</i> Stabile	6
2.4	Evoluzione giornaliera del <i>PBL</i>	7
2.5	Variabili meteorologiche legate al <i>PBL</i>	9
3	Modelli di dispersione di inquinanti in atmosfera	12
3.1	Modelli lagrangiani	13
3.2	Modello SPRAY	15
3.3	La catena modellistica meteorologica WRF-SURFPRO-TURKEY	18
3.4	Calcolo della risalita del pennacchio nel modello SPRAY	19
3.5	Parametrizzazione della risalita del pennacchio nel modello SPRAY	22
4	Descrizione dell'impianto e dell'area oggetti di studio	25
4.1	La centrale termoelettrica di Monfalcone	25
4.2	Altre sorgenti emissive	31
4.3	Rete di monitoraggio della qualità dell'aria	33
4.4	Rete di monitoraggio meteorologico	37
4.5	Associazione tra stazioni meteo e stazioni di qualità dell'aria	38

5	Macro-inquinanti nell'area di studio	40
5.1	Statistiche descrittive	41
5.2	Relazioni con gli osservati meteorologici	52
6	Trasporti di biossido di zolfo da grande distanza	59
6.1	Il modello a traiettorie HYSPLIT	59
6.2	Origine delle masse d'aria. Analisi statistica multi-annuale	60
6.3	Individuazione degli eventi di trasporto da grande distanza del biossido di zolfo	61
6.4	Caratterizzazione meteorologica a scala sinottica	62
6.4.1	Traiettorie padane	63
6.4.2	Traiettorie mediterranee	65
6.4.3	Traiettorie francesi	67
6.4.4	Traiettorie tedesche	68
6.4.5	Traiettorie sloveno-austriache	71
6.4.6	Traiettorie orientali	74
7	Valutazione delle prestazioni del modello meteorologico WRF	77
7.1	Temperatura	78
7.2	Vento	79
8	Valutazione delle prestazioni del modello di dispersione SPRAY	81
8.1	Confronto del <i>plume rise</i> e delle concentrazioni tra le due simulazioni	81
8.2	Confronto tra concentrazioni simulate e osservate	83
9	Conclusioni	102
A	Altri inquinanti	105
B	Diagrammi polari stagionali	116
C	Trasporto da grande distanza	123

Sommario

Questa tesi si pone l'obiettivo di valutare le performance del modello lagrangiano SPRAY, utilizzato dall'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente del Friuli Venezia Giulia, nella simulazione della dispersione degli inquinanti da impianti con grande buoyancy. Lo studio è applicato alla centrale termoelettrica di Monfalcone, su dati del triennio 2014-2016. Gli output del modello, eseguiti nella sua configurazione standard e in seguito variandone una parametrizzazione legata al *plume rise*, vengono successivamente confrontati con le osservazioni al suolo utilizzando le stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria presenti in un raggio di 10 km dalla centrale. Dal confronto, vengono escluse le giornate caratterizzate da condizioni non prevedibili da SPRAY, come trasporti da grande distanza ed errori nelle simulazioni meteorologiche fornite a SPRAY dal modello WRF. Per l'individuazione del trasporto da grande distanza vengono calcolate, per singola giornata, le retrotraiettorie delle masse d'aria utilizzando il modello HYSPLIT, mentre per calcolare gli errori nelle simulazioni meteorologiche WRF vengono utilizzati i radiosondaggi di Udine Campoformido e Rivolto. Da queste analisi sono emerse 24 giornate con trasporto da grande distanza per l' SO_2 , 100 giorni con errore eccessivo nelle simulazioni di direzione e intensità del vento e 99 giorni con errore eccessivo nelle simulazioni della temperatura. Escluse tali giornate, nelle rimanenti si osserva la difficoltà di SPRAY nel riprodurre le concentrazioni realmente misurate al suolo; il confronto tuttavia è reso difficile dai limiti di quantificazione relativamente alti degli strumenti di misura dell' SO_2 nelle stazioni del dominio. Nonostante ciò si osservano, per entrambe le parametrizzazioni, migliori prestazioni nella simulazione dei percentili alti e, più in generale, una migliore performance del modello SPRAY nella sua configurazione standard. Questo importante risultato conferma che le simulazioni condotte fino a questo momento dall'ARPA FVG seguono lo schema del modello più performante.

Capitolo 1

Introduzione e obiettivo della tesi

Oggigiorno sempre maggiore risulta l'attenzione da parte di cittadini e istituzioni nei confronti delle emissioni in atmosfera sia nell'ottica delle conseguenze che esse comportano al riscaldamento globale che nondimeno per le ricadute sanitarie sulla popolazione.

Questa tesi nasce perciò dall'esigenza da parte dell'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente del Friuli Venezia Giulia di valutare le prestazioni del modello di calcolo SPRAY in merito al sollevamento del pennacchio da sorgenti emissive con grande *buoyancy*. Il sito di analisi scelto per questo studio è la centrale termoelettrica di Monfalcone di cui ARPA FVG possiede i dati emissivi orari e una rete di stazioni di rilevamento al suolo che appositamente svolgono il ruolo di monitoraggio dell'impianto.

Gli strumenti utilizzati saranno i dati di qualità dell'aria e meteorologici delle stazioni al suolo, il modello di calcolo lagrangiano SPRAY per la dispersione degli inquinanti, il modello meteorologico WRF, il modello di calcolo HYSPLIT per le simulazioni delle traiettorie delle masse d'aria e i radiosondaggi meteorologici di Udine. Per le analisi degli inquinanti emessi ci si baserà sul triennio 2014-2016, vista la continuità di misurazioni in tale intervallo, mentre per le simulazioni del modello SPRAY al biennio 2015-2016 in quanto nel 2014 non sono disponibili tutti i dati meteorologici necessari per le simulazioni di SPRAY.

Per raggiungere l'obiettivo prefissato come prima cosa si è ritenuto opportuno condurre un'analisi statistica sui dati delle centraline di qualità dell'aria al suolo correlandole con le stazioni meteorologiche presenti nell'area di studio. Per essere però certi dell'effettiva sorgente degli inquinanti e quindi di non imputare erroneamente alcune condizioni di inquinamento alla

centrale termoelettrica si è reso necessario filtrare i dati escludendo le giornate in cui si sono palesati fattori confondenti rispetto al potenziale impatto della centrale. Uno di questi, il più significativo, è il trasporto transfrontaliero di inquinanti che SPRAY per sua natura non è in grado di prevedere.

Inoltre, dal punto di vista modellistico, il filtro è stato esteso alle giornate in cui i dati di input provenienti dal modello meteorologico WRF presentano un elevato errore rispetto ai dati misurati. Poichè il modello SPRAY viene implementato con tali dati meteorologici le conseguenti simulazioni non possono essere considerate corrette e quindi analizzate.

Solo a questo punto si è in presenza di un dataset "ripulito" utile per il confronto con gli output del modello SPRAY che è stato lanciato nella sua configurazione standard e successivamente modificandone una parametrizzazione legata al *plume rise* al fine di verificare la possibilità di migliorare le prestazioni del modello.

Capitolo 2

Strato limite atmosferico

Lo Strato Limite Atmosferico o *Atmospheric Boundary Layer (ABL)*, anche chiamato *Planetary Boundary Layer (PBL)*, rappresenta la porzione di Troposfera a diretto contatto con la superficie terrestre compresa entro i primi 3 km di quota. Questa risponde all'immissione di energia da parte della superficie terrestre, intesa come il trasferimento di calore dal suolo all'aria, evapotraspirazione, emissioni di inquinanti, attrito delle masse d'aria in movimento e le distorsioni subite dall'orografia, con scale temporali dell'ordine dell'ora.

L'estensione verticale del *PBL* subisce una notevole variabilità sia stagionale che giornaliera e questo sottolinea come possa essere considerato "una grande macchina termica che trasforma l'energia solare in movimento delle masse d'aria" [1]. La disciplina che ne studia l'evoluzione e le caratteristiche prende il nome di Micrometeorologia.

Il *PBL* è un fluido continuo e a ogni posizione è associabile un volume d'aria di dimensioni finite, anche chiamato volume di controllo, di dimensioni molto ridotte tale da presentare dimensioni trascurabili rispetto al dominio di indagine ma sufficientemente grande da contenere una porzione d'aria con caratteristiche chimico-fisiche omogenee. Per ogni punto $X(x,y,z;t)$ si può definire un vettore $U(x,y,z;t)$ cioè un campo di velocità che nel caso del *PBL* prende il nome di vettore vento.

Inoltre un generico volume di controllo, posizionato in un punto $P(x,y,z)$ contiene un certo numero di molecole in agitazione termica e dunque a ogni istante è definibile una temperatura dell'aria T in funzione della posizione. A esso è inoltre definibile una pressione p che rappresenta la forza per unità di superficie che agisce perpendicolarmente sul volume stesso. L'unità

di misura è il Pascal (PA), si utilizzano convenientemente i multipli chiloPascal (kPa) e ettoPascal (hPa).

Un importante parametro termodinamico che caratterizza il *PBL* è la temperatura potenziale e cioè la temperatura che assume una particella di aria secca, inizialmente alla temperatura T e pressione p , dopo essere stata spostata adiabaticamente a una quota cui corrisponde una pressione di 1000 hPa. Una particella d'aria in salita entro il *PBL* si espande e si raffredda mentre nella discesa si comprime e si riscalda. Considerando invece la temperatura potenziale essa non muta a meno che non intervengano altri fattori esterni di riscaldamento o raffreddamento oppure processi di condensazione ed evaporazione. Pertanto la lettura dei profili verticali di temperatura risulta più significativa se viene eseguita con tale variabile che è dunque un importante indicatore della stabilità atmosferica non satura. Se la temperatura potenziale aumenta con la quota si è in condizioni di stabilità atmosferica e di conseguenza i moti verticali risultano inibiti. Contrariamente se la temperatura potenziale diminuisce con la quota l'atmosfera risulta instabile e sono favoriti i moti convettivi.

2.1 Turbolenza

L'aria del *PBL* è un fluido viscoso che si interfaccia con una superficie ruvida e rigida. Questo comporta che la velocità media del fluido decresca avvicinandosi al suolo fino ad annullarsi producendo di conseguenza anche un gradiente nella velocità dell'aria chiamato *shear* che risulta tanto maggiore quanto minore è la distanza dal suolo. Il moto dell'aria è dunque altamente turbolento costituito da strutture tridimensionali chiamati vortici a eccezione di un sottile strato laminare a contatto con il suolo in cui è pressoché assente. Durante l'arco di una giornata, in relazione alla variazione delle condizioni del *PBL*, la turbolenza presenta regimi completamente diversi; di giorno si parla generalmente di *PBL* convettivo mentre durante la notte di *PBL* stabile.

Nella parte bassa del *PBL* a contatto con il suolo sono presenti due sorgenti di turbolenza. La prima è di tipo meccanico, ed è in grado di generare vortici di dimensione limitata, mentre la seconda è di tipo convettivo e quindi di origine termica; quest'ultima può produrre vortici a volte di grandi dimensioni, fino a molte centinaia di metri, in cui la loro forza motrice è il

galleggiamento.

2.2 *PBL Convettivo*

Durante il giorno il soleggiamento riscalda le superfici dando origine a una bolla d'aria talvolta significativamente più calda dell'aria circostante. Dopo aver assorbito sufficiente calore si stacca dal suolo innalzandosi entro il *PBL* mossa dalla forza di galleggiamento. Inizialmente la velocità di ascesa è marcata ma tenderà progressivamente a diminuire fino ad arrestarsi a causa dell'ingresso nella salita di aria più fredda circostante che produce un aumento delle dimensioni della bolla d'aria, e quindi un aumento della resistenza aerodinamica, e la riduzione della spinta di galleggiamento determinato dalla diminuzione della temperatura con la quota. Tale processo è ben visibile nel profilo verticale della temperatura potenziale in cui sono osservabili alcuni strati tipici. Il primo dalla base prende il nome di *Surface Layer (SL)* o Strato Superficiale e in esso la temperatura potenziale cala con la quota sottolineando una condizione di instabilità atmosferica. Proprio in questo strato si ha la formazione delle termiche e si hanno gli effetti degli *shear* del vento. E' dunque lo strato di partenza per il flusso verso l'alto delle particelle d'aria e quindi anche di inquinamento calore e umidità. Al di sopra del *Surface Layer* è presente un ulteriore strato caratterizzato da temperatura potenziale costante che prende il nome di *Mixed Layer (ML)* o Strato Rimescolato. Fino a questo punto, a eccezione della resistenza aerodinamica, le particelle non incontrano ostacoli. Solo al di sopra del *ML* i vortici cominciano a perdere energia oltre che ad assistere all'infiltrazione di aria proveniente dagli strati soprastanti che concorre alla rapida dissoluzione dei vortici convettivi. Lo strato in cui avviene ciò presenta una temperatura potenziale positiva e prende il nome di Strato di *Entrainment (EL)*. Ora le particelle che hanno raggiunto questa quota vengono inglobate nei vortici discendenti raggiungendo il suolo per poi essere nuovamente risollevate verso l'*EL*. La risalita delle particelle lungo questo flusso ascendente, anche chiamato *updraft*, che consiste in vortici di grandi dimensioni che risalgono fino al *EL* e la conseguente loro discesa lungo il flusso discendente anche chiamato *downdraft*, prosegue fino a quando non verrà meno l'apporto della radiazione solare. L'estensione verticale del *PBL* perciò durante la giornata non è costante risultando minima nelle prime ore del mattino, quando prevale la turbolenza mec-

canica, e aumenta progressivamente con la radiazione solare fino al tramonto quando decade rapidamente con l'interruzione dell'apporto solare. Il *PBL* convettivo comincia a distruggersi a partire dal *SL*, dove il gradiente di temperatura potenziale progressivamente diventa positivo come anche in parte del *ML*. La parte alta invece del profilo convettivo invece decade lentamente e talvolta risulta ancora visibile il giorno successivo nello strato denominato *Residual Layer*. Questo strato presenta scarsa turbolenza e temperatura potenziale costate al variare della quota.

Gli inquinanti rimangono intrappolati entro il *Mixed Layer* mentre sopra il *PBL* la loro concentrazione risulta molto bassa. Tuttavia il meccanismo di *entrainment* immette sia aria della libera atmosfera nel *PBL* che viceversa e dunque, qualora nel *PBL* siano presenti inquinanti, questi possono in parte propagarsi anche sopra il *PBL* e così essere trasportati dalle correnti a getto per grandi distanze.

2.3 *PBL* Stabile

Il *PBL* stabile risulta una condizione comune notturna e i suoi strati sono molto meno definiti rispetto a quelli diurni. La turbolenza in questo caso è solo meccanica determinata dallo *shear* del vento e risulta massima in prossimità del suolo mentre decresce progressivamente con la quota in modo graduale fino a scomparire a distanze dal suolo piuttosto piccole. Durante la notte si ha inoltre un forte raffreddamento dell'atmosfera in prossimità del suolo che raffredda di conseguenza anche gli strati sovrastanti generando perciò un profilo della temperatura potenziale positivo con la quota facilmente individuabile come strato di inversione termica che via via si ispessisce nel corso della notte. Si forma dunque vicino al suolo uno Strato Stabile o *Stable Boundary Layer (SBL)* con debole e sporadica turbolenza. I venti pur essendo deboli al suolo in quota possono risultare anche supergeostrofici; tale flusso molto forte prende il nome di *Low Level Jet (LLJ)*. Il limite superiore di questo strato è perciò determinato dalla quota in cui termina l'inversione della temperatura potenziale, la quota dove la turbolenza diviene trascurabile e la quota in cui si osserva il *LLJ* massimo.

Gli inquinanti emessi di notte nello *SBL* si disperdono in modo contenuto in verticale mentre al contrario molto di più in orizzontale. Qualora la sorgente emissiva sia più alta dello *SBL*,

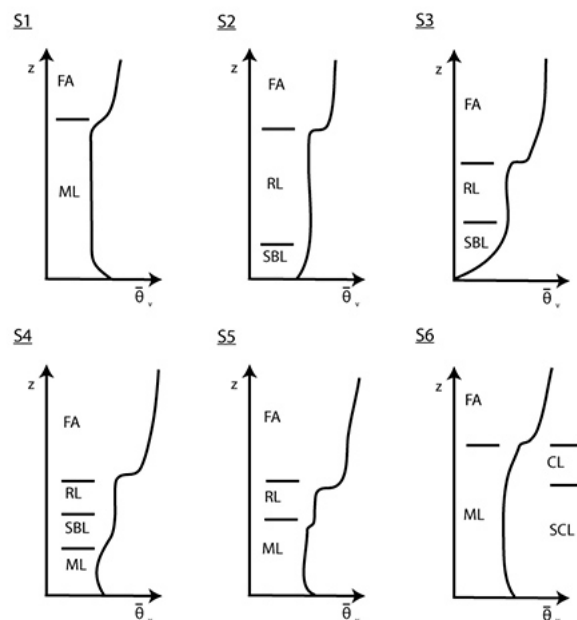


Figura 2.1: Evoluzione giornaliera del *PBL*. Nell'asse delle ascisse viene riportata la temperatura potenziale media, θ_v mentre sull'asse delle ordinate la quota z , [2]

oppure nel caso che i fumi di sorgenti calde superino tale strato, il pennacchio galleggia al di sopra dello *SBL* senza essere in grado di raggiungere il suolo. Contrariamente se la sorgente risulta in prossimità del suolo e lo *SBL* si presenta schiacciato alla superficie si può avere un forte accumulo degli inquinanti nei bassi strati.

Il *PBL* stabile non lo ritroviamo tuttavia solo durante la notte ma anche durante il giorno durante avvezioni di aria calda su suolo freddo oppure in prossimità del mare.

2.4 Evoluzione giornaliera del *PBL*

Attraverso i profili verticali della temperatura potenziale è possibile osservare la variazione del *PBL* nel corso della giornata poiché essa è sufficiente nell'identificare le varie fasi della sua evoluzione.

Partendo dal primo profilo, S1, riportato in Figura 2.1 riguardante le ore centrali del giorno, il riscaldamento del suolo determina anche un aumento della temperatura dell'aria in prossi-

mità di esso e un conseguente innalzamento della temperatura potenziale formando un profilo superadiabatico. Le parcelle di aria calda risalgono la libera atmosfera fino a quando la temperatura potenziale dell'aria circostante è superiore alla temperatura potenziale delle parcelle. Raggiunto il punto di equilibrio vengono trascinate di nuovo al suolo per poi essere nuovamente sollevate; lo strato in cui avviene questo processo è indicato con *ML (Mixed Layer)*. Dopo il tramonto, profilo S2, il suolo rapidamente si raffredda a causa della radiazione infrarossa e di conseguenza anche la temperatura dell'aria dello strato che si interfaccia con esso. Si verrà a creare un strato stabile con inversione termica via via più marcata con il passare delle ore notturne, massimo prima dell'alba come si può notare nel profilo S3. I profili notturni mostrano uno strato stabile (*Stable Boundary Layer*) dove si nota l'inversione termica mentre al di sopra si riconosce ancora parte dello strato rimescolato del giorno precedente che ora prende il nome di *Residual Layer (RL)*.

All'alba, profilo S4, il sole comincia nuovamente a riscaldare la superficie andando a creare un nuovo strato rimescolato (*ML*). E' possibile però ancora osservare lo strato stabile notturno (*SBL*) e lo strato rimescolato residuo del giorno precedente (*RL*). Con il passare delle ore, profilo S5, scompare progressivamente lo strato stabile notturno, si osserva un aumento dello spessore dello strato rimescolato e permane ancora un marginale strato rimescolato residuo del giorno precedente. Infine il ciclo giornaliero del *PBL* si conclude con la descrizione del profilo verticale prossimo al mezzogiorno, S6, dove si osserva l'instaurarsi di un nuovo esteso *ML* e la totale scomparsa del *RL*. In presenza di nuvolosità nel *ML* questo può essere suddiviso in *Cloud Layer (CL)* e *Subcloud Layer (SCL)*.

La dispersione degli inquinanti nel *PBL* segue fedelmente la struttura di questi strati e dunque risulta importante considerare la variazione del profilo della temperatura potenziale durante l'arco della giornata ai fini dell'analisi.

In Figura 2.2 viene riportato il comportamento del pennacchio a seconda delle classi di stabilità atmosferica presenti. Come appena visto tale profilo muta durante l'arco della giornata e di conseguenza varia anche il comportamento del pennacchio emissivo. Va inoltre notato come un ruolo determinante nell'individuare lo strato atmosferico soggetto a maggior accumulo di inquinanti, e quindi a un possibile maggior impatto sanitario-ambientale, siano la quota della sorgente emissiva e la temperatura di emissione dei fumi. In questo studio infatti diventa

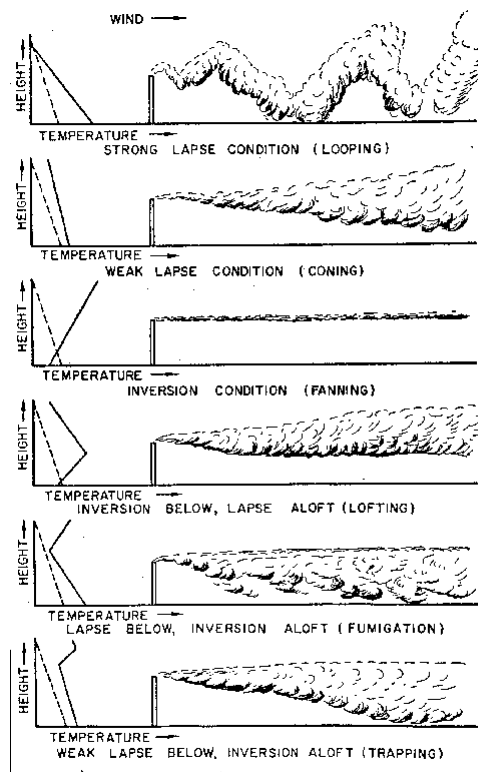


Figura 2.2: Comportamento pennacchio nelle diverse condizioni del *PBL* [3]

fondamentale considerare che le emissioni avvengono da un camino alto 150 m e che i fumi in uscita risultano caldi. Una emissione notturna, pur in presenza di *SBL*, può non determinare accumuli di inquinanti al suolo se avviene al di sopra di questo strato. Quest'ultimo aspetto prende rilevanza anche nell'analisi dei dati delle centraline al suolo che per ovvie ragioni possono talvolta non registrare variazioni degli inquinanti poiché il pennacchio si trova a qualche centinaio di metri di quota sopra le stazioni stesse.

2.5 Variabili meteorologiche legate al *PBL*

Oltre alla descrizione del *PBL* mediante la temperatura potenziale, a esso sono legate altre variabili, specie legate alla turbolenza, che risultano importanti parametri nei modelli meteorologici e di qualità dell'aria che verranno descritti nei prossimi paragrafi.

Lunghezza di Monin-Obukhov è una variabile che si riferisce solo al SL sia stabile che convettivo. Corrisponde al rapporto tra l'intensità della turbolenza meccanica determinata dallo *shear* del vento e quella di origine convettiva. Pertanto tale lunghezza risulta positiva durante la notte e negativa durante il giorno. Rappresenta dunque una valutazione della stabilità o instabilità dell'atmosfera e discrimina le fasi neutre, stabili o instabili al fine di determinare le variabili della turbolenza. Viene calcolata attraverso l'equazione 2.1

$$L = \frac{-\overline{\theta}_v u_*^3}{kg(\overline{w'\theta'_v})} \quad (2.1)$$

dove θ_v è la temperatura potenziale, u_* è la velocità di attrito, w è la velocità verticale, k è la costante di Karman, g è l'accelerazione di gravità e le variabili indicate con l'apice ($'$) indicano una fluttuazione delle stesse.

Rapporto di Bowen è il rapporto tra i flussi di calore sensibile e latente al suolo e dipende dall'umidità disponibile nel suolo e dalla copertura del suolo. Il calcolo avviene mediante l'equazione 2.2:

$$\beta = \frac{Q_H}{Q_L} \quad (2.2)$$

dove appunto Q_H è il calore sensibile e Q_L è il calore latente. Essa ha inoltre una valenza nel calcolo dell'evapotraspirazione.

Velocità di attrito o di frizione u_* rappresenta l'intensità della turbolenza meccanica originata dall'attrito tra il suolo e l'atmosfera. Viene calcolata dall'equazione 2.3 dove τ_0 rappresenta il flusso di momento verticale turbolento e ρ la densità dell'aria.

$$u_* = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho}} \quad (2.3)$$

Rugosità (*roughness*) del terreno z_0 dipende dalle caratteristiche fisiche del terreno. Mentre la velocità di attrito varia continuamente al variare delle condizioni meteorologiche, la rugosità del terreno come detto è un parametro statico e risulta un parametro importante per il calcolo della turbolenza.

Velocità convettiva di scala w_* , rappresenta la misura dei moti verticali di *updrafts* e *downdrafts* originati nelle giornate caratterizzate da forte radiazione nel *ML*.

$$w_* = \left[\frac{g}{\theta_v} z_i (\overline{w' \theta'_v})_s \right]^{1/3} \quad (2.4)$$

Nell'equazione 2.4 g è l'accelerazione di gravità, z_i è la profondità media del *ML*, θ_v è la temperatura potenziale, w è la velocità verticale, le variabili indicate con l'apice ($'$) indicano una fluttuazione delle stesse e s indica come il parametro di riferimento sia calcolato a livello della superficie.

Altezza del *PBL* h_{PBL} non è costante nello spazio e nel tempo ma varia tra il giorno e la notte e in base alla latitudine. Normalmente viene fatta coincidere con l'altezza del *ML* durante il giorno e con l'altezza dello *SBL* durante la notte.

Capitolo 3

Modelli di dispersione di inquinanti in atmosfera

Nel trattare la dispersione degli inquinanti atmosferici, intesi come sostanze solide, aerosol e gassose, esistono due approcci chiamati Euleriano e Lagrangiano.

Nel primo si vanno a determinare i valori di concentrazione in punti fissi nello spazio utilizzando l'equazione di avvezione-diffusione che consiste nel considerare la dispersione delle sostanze inquinanti avendo come riferimento spaziale un sistema fisso di coordinate cartesiane ortogonali solidale alla superficie terrestre. Questo è il metodo più comune e diffuso con cui vengono descritti matematicamente in micrometeorologia i campi meteorologici. Il metodo euleriano cerca di formulare le principali variabili statistiche legate alla concentrazione dei vari inquinanti sulla base delle velocità misurate in un punto fisso del *PBL*. Una formulazione di questo tipo è utile poiché la statistica euleriana è facilmente misurabile dagli strumenti meteorologici e le espressioni matematiche che ne derivano sono facilmente applicabili in situazioni in cui si hanno delle reazioni chimiche.

Tuttavia tale approccio presenta dei limiti che sono:

- non consente soluzioni analitiche generali e immediatamente utilizzabili;
- è problematico nella “chiusura” del *PBL* che può rendere difficile la rappresentazione realistica della dispersione degli inquinanti nel *PBL* fortemente convettivo;

- essendo un modello euleriano normalmente si presenta come un'equazione differenziale alle derivate parziali richiedendo una soluzione numerica; la scelta della modalità di risoluzione può condizionare il risultato finale.

Il secondo approccio è quello Lagrangiano in cui i cambiamenti di concentrazione sono descritti relativamente al moto del fluido. E' un modello in cui viene data una descrizione statistica del movimento delle particelle rilasciate nel fluido. Questo approccio ipotizza che la parte di troposfera contenente il *PBL* sia rappresentabile mediante un numero elevatissimo di particelle in movimento presupponendo sin da subito che esse si muovano in modo casuale. Proprio questo secondo approccio è quello scelto in questo studio per descrivere la dispersione degli inquinanti dalla centrale termoelettrica di Monfalcone.

3.1 Modelli lagrangiani

Mentre i modelli euleriani descrivono con esattezza fisica il trasporto e la dispersione degli inquinanti in aria, nell'approccio lagrangiano ci si basa sulla statistica come mezzo descrittivo. Tale metodo ipotizza che la parte di troposfera che costituisce il *PBL* sia rappresentabile attraverso un numero molto elevato di particelle, intese come particelle di calcolo virtuali o piccoli volumetti di gas, in continuo movimento. La peculiarità di tale approccio risiede proprio nell'ammettere sin dal principio che il moto di tali particelle sia completamente casuale realizzando perciò una descrizione del *PBL* di tipo microscopico, analoga alla descrizione alla base della teoria della cinetica dei gas. Il movimento delle particelle non può essere seguito nel dettaglio per ciascuna di esse ma come risultato collettivo e perciò in un punto $P(x,y,z)$ all'istante t viene condotta la misura.

Questi modelli simulano l'immissione in $P(z_0, y_0, z_0; t_0)$ di un numero molto elevato di particelle, cioè di piccole porzioni di sostanze inquinanti. Ogni particella emessa presenta le seguenti caratteristiche:

- ha volume irrilevante;
- le viene attribuita una massa Q di sostanza inquinante;
- conserva la propria massa;

- possiede in P una velocità iniziale;
- negli istanti successivi a t_0 il suo moto continua descrivendo una traiettoria nello spazio e nel tempo;
- non interagisce con altre particelle;
- interagisce invece con l'ambiente circostante variando la propria traiettoria nei vari istanti.

Ogni particella d'aria nel tempo in assenza di ulteriori sorgenti, processi di rimozione e con diffusione molecolare trascurabile, conserva la massa di inquinante originaria e quindi anche la concentrazione. Le particelle si trovano immerse nell'aria che viene descritta come un flusso continuo in moto turbolento e perciò ogni particella è in movimento continuo e irregolare nello spazio. Seguendo l'evoluzione spazio-temporale di ogni particella nel *PBL* si può osservare come esse si distribuiscono e si addensano nello spazio in modo variabile in ogni istante. Dunque per stabilire la concentrazione bisogna individuare attorno al punto P un volume dove al tempo t si osservano N particelle ognuna con il proprio volume e concentrazione.

Ogni particella fa parte di un fluido turbolento e di conseguenza anche il suo moto sarà turbolento visto come la somma delle due tipologie di moto. Il primo, puramente di trasporto operato dal fluido in cui si trova la particella (ogni particella viene trasportata dal moto medio dell'aria caratterizzato dalla velocità media del vento di componenti w , v e u) e il secondo, puramente turbolento determinato dalla turbolenza del fluido in cui è immersa la particella.

Il modello ha come obiettivo quello di descrivere la traiettoria di ogni singola particella per ogni istante $t > t_0$. Visto che ognuna di esse interagisce con l'aria circostante seguendo nel suo movimento i moti turbolenti e che ogni particella presenta caratteristiche stocastiche ne deriva che il movimento di ogni particella è la realizzazione di un processo stocastico continuo. Un processo stocastico è un processo fisico che evolve nello spazio e nel tempo in modo casuale e con determinate caratteristiche statistiche. Se lo stesso processo, nel nostro caso il moto di una particella, potesse ripetersi all'infinito nelle medesime condizioni l'evoluzione avrebbe comunque infinite realizzazioni a priori differenti. Ogni particella evolve nello spazio e nel tempo seguendo le leggi di un processo stocastico e la non interazione tra le particelle

comporta che i vari processi stocastici siano tra loro indipendenti.

Le particelle vengono emesse dal modello in un punto P che corrisponde con la sorgente dell'inquinante di cui vogliamo riprodurre una simulazione. Vengono inoltre emesse assieme e ognuna successivamente all'emissione segue una traiettoria che è a priori differente dalle altre. Il modello calcola la traiettoria di ogni particella emessa e a ogni istante t indicato considera un punto $P(z, y, z; t)$ attorno al quale identifica un volume di campionamento. All'interno di esso individua la numerosità delle particelle presenti e, visto che ognuna contiene una quantità di inquinante, è possibile dunque anche determinarne la concentrazione.

3.2 Modello SPRAY

Sviluppato da Arianet s.r.l. in collaborazione con Aria Technologies SA, SPRAY è un modello lagrangiano che riproduce il trasporto, la dispersione, la deposizione secca e umida e il decadimento radioattivo degli inquinanti aerodispersi rilasciati in sistemi meteorologici complessi oltre che riprodurre la dispersione delle emissioni di particolato tenendo conto della sedimentazione gravitazionale. E' inoltre stato sviluppato per poter simulare la dispersione degli inquinanti da sorgenti puntuali, areali o lineari, continue o discontinue.

SPRAY calcola le concentrazioni medie e istantanee in una griglia tridimensionale definita dall'utilizzatore differenziando il calcolo da sorgenti piuttosto che da specie chimiche. La velocità delle particelle è caratterizzata da due componenti che sono la media o la componente di trasporto, la quale viene definita dal vento medio, e una variabile stocastica che simula la dispersione e riproduce la turbolenza atmosferica.

Per il funzionamento del modello come prima cosa è necessario definire il dominio spaziale e temporale su cui andrà a eseguire la simulazione; questa è la porzione di spazio usata per la descrizione della dispersione degli inquinanti da determinata/e fonte/i per la durata della simulazione.

Per le simulazioni condotte in questo studio il modello è stato utilizzato su un dominio di 268.96 km^2 con il vertice sudoccidentale di coordinate UTM, fuso 33N (EPSG: 4326) $X=374000$ e $Y=5064000$. A partire da tale punto il dominio è stato diviso in 41 step di griglia lungo X e Y formando così celle da 400 m^2 . Inoltre è stato impostato per salvare le concentrazioni su sette

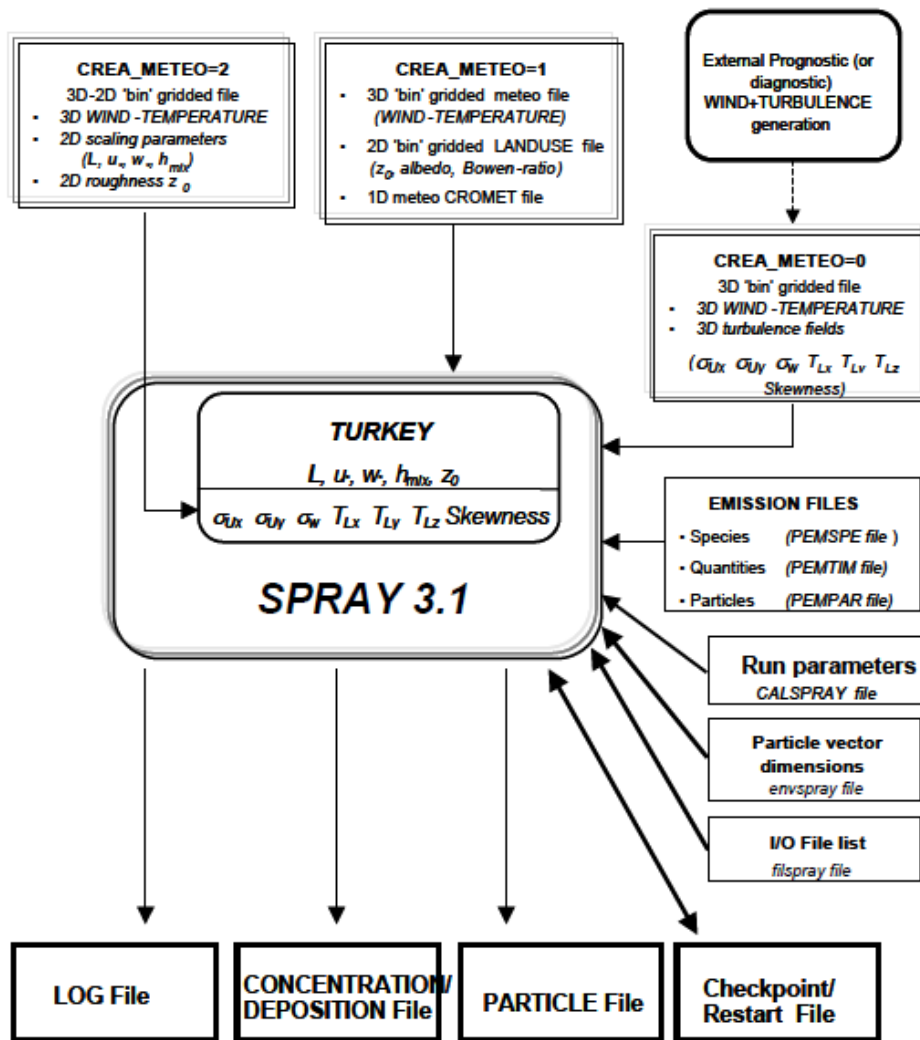


Figura 3.1: Diagramma a blocchi modello SPRAY; Arianet [4]

differenti livelli verticali equidistanti, l'ultimo dei quali posto a 3000 m. Tale livello riporta la concentrazione di tutte le particelle presenti al di sopra di tale quota. Infine la sequenza di salvataggio delle particelle, e dunque numero di particelle emesse, altezza del *plume*, tempo di risalita delle particelle e altri parametri ancora, è stata impostata ogni 20 minuti. Dopo aver settato questi parametri base il modello per poter svolgere la simulazione necessita di alcune ulteriori informazioni altrettanto fondamentali che sono:

- CREA METEO, campi meteorologici di vento e temperatura, che devono coprire interamente il dominio di calcolo precedentemente fissato, al fine di descrivere nel dettaglio

la turbolenza atmosferica;

- EMISSION FILES, dati sulle sorgenti inquinanti come la posizione spaziale nella regione del dominio nella quale verrà svolta la simulazione oltre che alla modalità di emissione intesa come tempistica di emissione e possibilmente la suddivisione tra i diversi tipi di inquinanti emessi;
- Run parameters, altri parametri di simulazione come la definizione del dominio entro cui si vogliono esaminare le concentrazioni, l'intervallo temporale di registrazione delle concentrazioni oltre che decisioni operative legate alla durata delle simulazioni, alle condizioni iniziali e di contorno.

Per quanto riguarda l'informazione meteorologica di input, come si può osservare nel diagramma in Figura 3.1, esistono tre vie per procedere con la simulazione di SPRAY il quale necessita successivamente di ulteriori informazioni sulla turbolenza atmosferica.

La prima possibilità denominata "CREA METEO=0" prevede la fornitura delle variabili meteorologiche secondo un file binario contenente direttamente le variabili legate alla turbolenza calcolate da un modello esterno. Esse devono essere calcolate nella stessa griglia e negli stessi intervalli temporali presenti nei campi di vento medio; a questo punto SPRAY legge tali files ed effettua le necessarie interpolazioni come fatto per i campi relativi al vento medio. Attraverso ciò, al modello SPRAY vengono fornite le variabili meteorologiche complete da un modello meteorologico esterno e dunque risulta già pronto per la simulazione.

Una seconda possibilità invece, chiamata "CREA METEO=1" vede il calcolo dei parametri di turbolenza internamente a SPRAY attraverso il modello TURKEY. In questo caso TURKEY necessita di alcune informazioni per il calcolo che sono un file binario (2D LANDUSE) contenente l'informazione di uso del suolo per ogni punto della griglia orizzontale e un file ASCII (CROMET FILE) contenente i dati meteorologici del dominio di calcolo per tutto il periodo della simulazione. La combinazione di queste due informazioni rende ora possibile costruire i campi tridimensionali di turbolenza su un terreno complesso utilizzando i dati topografici. Questa modalità dunque risulta di fatto l'opposto della precedente in quanto, come visto, tutti i campi di turbolenza vengono calcolati internamente a SPRAY.

Infine la terza possibilità denominata "CREA METEO=2" prevede la fornitura delle serie tem-

porali del *SL* e le variabili di scala del *PBL* attraverso files binari definiti con una griglia orizzontale 2D generati da un processore esterno per il calcolo della turbolenza. Tali variabili vengono successivamente utilizzate dal modello *TURKEY* per calcolare le variabili della turbolenza necessarie nel file con griglia in 3D del modello *SPRAY*. Quest'ultima opzione dunque risulta intermedia rispetto alle precedenti due ed è quella utilizzata per le simulazioni realizzate per questa tesi.

Dopo aver eseguito la simulazione il modello produce dei files "PARTICLES file" e "CONCENTRATION/DEPOSITION file" che rispettivamente contengono informazioni del trasporto di ogni singola particella presente nel dominio di calcolo come coordinate spaziali, la massa trasportata, "età" della particella e provenienza, e l'informazione sulle concentrazioni in 3D. Vengono inoltre prodotti dei file LOG in formato ASCII contenenti un riassunto degli step principali della simulazione e file di Restart per eventuali simulazioni future. Nel paragrafo successivo 3.3 viene descritta la catena modellistica meteorologica completa utilizzata per le simulazioni di questo studio.

3.3 La catena modellistica meteorologica WRF-SURFPRO-TURKEY

Per poter eseguire una simulazione il modello *SPRAY* necessita obbligatoriamente di informazioni meteorologiche di input che in questo studio seguono la procedura "CREA METEO=2". In origine i dati meteorologici provengono dal modello meteorologico WRF, *Weather Research and Forecast*. Si tratta di un modello ad area limitata che può produrre simulazioni con scale molto variabili, da alcuni metri ad alcune migliaia di chilometri, consentendo sia simulazioni basate sulle condizioni meteorologiche attuali misurate dalle stazioni al suolo, satelliti, radiosondaggi ecc, che condizioni idealizzate. In questo studio sono state utilizzate le rianalisi del modello WRF dell'ARPA FVG, a sua volta basate su rianalisi ERA-Interim [5] prodotte da ECMWF (*European Center for Medium range Weather Forecast*), aventi dominio Regionale (Friuli Venezia Giulia, parte del Veneto, Istria, parte di Slovenia e parte dell'Austria) e risoluzione di circa 2 km.

I campi meteorologici estratti dal WRF vengono successivamente utilizzati dal pre-processore meteorologico di tipo diagnostico in terreno complesso chiamato SURFPRO acronimo di *SURface - atmosphere interFace PROCessor* [6]. Il suo scopo è quello di alimentare i modelli per la qualità dell'aria in 2 e 3D e fare una caratterizzazione meteoclimatica dei siti. Necessita di dati di input topografici come l'orografia e le informazioni relative all'uso del suolo oltre che dati di input meteorologici come vento, temperatura, copertura nuvolosa, precipitazione, pressione, radiazione totale e netta e umidità attraverso valori scalari, serie temporali e sequenze di campi 2 e 3D. Come detto i dati meteorologici provengono dal modello diagnostico WRF mentre i dati topografici da database locali a grande scala. Come output SURFPRO produce sequenze di campi 2 e 3D contenenti:

- parametri geofisici come z_0 , albedo e rapporto di Bowen;
- flussi superficiali come flusso di calore dal terreno, radiazione totale e netta;
- parametri di scala del *PBL* come u^* , L , w^* , h_{PBL} , parametro di stabilità;
- diffusività turbolente verticali e orizzontali;
- velocità di deposizione per le diverse specie chimiche.

Una volta prodotti questi campi l'informazione passa al modello TURKEY, modello implementato in SPRAY. Esso effettua il calcolo della turbolenza in file 3D indispensabili per le simulazioni del modello SPRAY.

A questo punto si hanno a disposizione tutte le informazioni meteorologiche necessarie per poter svolgere le simulazioni di SPRAY.

3.4 Calcolo della risalita del pennacchio nel modello SPRAY

Il modello, per il calcolo del *plume rise*, utilizza vari sistemi di equazioni in relazione alla tipologia di sorgente emissiva che in SPRAY viene classificata in sorgente da camino, incendio o lineare in movimento. Visto che in questo studio si analizzano le emissioni dalla centrale termoelettrica di Monfalcone si ricade nel primo di tre casi e dunque nei passaggi successivi si analizzerà il calcolo del *plume rise* di SPRAY da camini.

Trattandosi di un modello lagrangiano, per effettuare una qualsiasi simulazione di dispersione degli inquinanti in atmosfera, emette un numero N di particelle dalla sorgente indicata che dipende dall'inquinante più abbondante emesso selezionato dal file in input. Ciò garantisce una sufficiente risoluzione di tutti gli inquinanti simulati.

Una volta emesse virtualmente le particelle, a questo punto il modello procede con il calcolo della loro risalita lungo il *PBL*. Per farlo, come prima cosa seleziona l'algoritmo discriminando la tipologia di emissione in "calda" o "neutra". Considera l'emissione come calda se la temperatura dei fumi è maggiore della temperatura ambiente di 5°C, mentre contrariamente se inferiore a 5°C la considera come neutra. Le due seguono modalità nella risalita molto diverse e possono determinare di conseguenza possibili impatti al suolo molto diversificati. Sorgenti molto calde infatti possono a esempio superare lo *SBL* durante la notte e quindi non determinare impatti al suolo.

In generale per il calcolo del movimento verticale di ogni i -esima particella viene usata l'equazione 3.1

$$z_i(t + \Delta t) = z_i(t) + [w^p(z, t) + w_i^p] \Delta t \quad (3.1)$$

dove z è la posizione, z_i la posizione della i -esima particella, t il tempo e w^p è il momento verticale.

Tuttavia, come detto, il modello distingue inizialmente la sorgente in base alla temperatura dei fumi rispetto alla temperatura ambiente. Nel caso si stia considerando sorgenti calde si suppone il pennacchio si muova verticalmente seguendo la relazione 3.2 descritta da Anfossi et al. nel 1993 [7].

$$z(t) = f(F_b, u, t, s) \quad (3.2)$$

dove $z(t)$ rappresenta la posizione del *plume* al momento t , F_b è il flusso di galleggiamento, u è la velocità del vento orizzontale e s è il parametro di stabilità.

Il flusso di galleggiamento viene definito dall'equazione 3.3 mentre il parametro di stabilità dall'equazione 3.4.

$$F_b = gw_0 r_0^2 \frac{T_f - T_a}{T_a} \quad (3.3)$$

$$s = \frac{g \delta \theta}{\theta \delta z} \quad (3.4)$$

Il galleggiamento (F_b) è condizionato perciò dall'accelerazione di gravità g , dalla velocità dei fumi in uscita dalla bocca del camino w_0 , dal raggio del camino r_0 , dalla temperatura dei fumi all'uscita dal camino T_f e dalla temperatura dell'aria ambiente T_a . Per ogni iesima particella F_b^i è assegnato al momento dell'emissione.

Il parametro di stabilità (s) utilizza nel calcolo l'accelerazione di gravità g , la temperatura potenziale θ , e la quota z .

L'altezza del galleggiamento ad ogni tempo t viene calcolata seguendo l'equazione 3.5

$$z_b(t) = 2.6F_b^{1/3}t^{2/3}(t^2s + 4.3)^{-1/2} \quad (3.5)$$

Le componenti della velocità verticale per ogni particella sono calcolate per ogni tempo t secondo l'equazione 3.6

$$w_i^p(t) = [z(u_p, s_p, t + \Delta t) - z(u_p, s_p, t)]/\Delta t \quad (3.6)$$

dove u_p è la velocità delle particelle mentre s_p rappresenta la loro stabilità. Per ogni tempo t , u_p e s_p sono aggiornate come la media pesata tra il valore corrente in quella posizione e le precedenti medie sin dall'emissione. Considerando che u e s variano con la quota, il valore corrente è calcolato nel layer tra z_i (altezza iesima particella al tempo t) e $z_i + \Delta t$ cioè l'incremento del *plume* rispetto al precedente step.

Il calcolo della risalita del pennacchio termina, secondo la versione utilizzata in questo studio, secondo equazioni per camini "grandi" o "piccoli". La discriminazione tra i due metodi di calcolo avviene attraverso il parametro UEM che rappresenta la velocità orizzontale di emissione secondo x .

Nel caso in cui i fumi risultino neutri il modello segue sostanzialmente lo stesso sistema di equazioni utilizzato per i fumi caldi ma variando le equazioni per il calcolo della posizione verticale del *plume*, equazione 3.7, dove al posto del flusso di galleggiamento troviamo il momento di flusso descritto nell'equazione 3.8

$$z(t) = f(F_m, u, t, s, z_f) \quad (3.7)$$

dove z_f è la posizione finale del *plume*.

$$F_m = w_0r_0^2 \quad (3.8)$$

La posizione finale del *plume* viene calcolata secondo le varie condizioni di stabilità atmosferica e di ventilazione e cioè in condizioni di:

- atmosfera neutra;
- atmosfera stabile con venti $>1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$;
- atmosfera stabile con venti $<1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$.

Perciò, in conclusione, la principale differenza tra le due modalità di calcolo riguarda l'utilizzo del flusso di galleggiamento per i fumi caldi, il momento di flusso per i fumi neutri e l'altezza del camino considerata solamente nelle equazioni di stop del *plume rise* dei fumi caldi. Tuttavia nel biennio di simulazioni effettuate in questo studio non viene mai attivata la modalità di calcolo per i fumi neutri in quanto la differenza di temperatura tra le emissioni della centrale e l'atmosfera non risulta mai inferiore a 5°C .

3.5 Parametrizzazione della risalita del pennacchio nel modello SPRAY

In SPRAY è possibile agire sulle parametrizzazioni per il calcolo del *plume rise* agendo sul file CALSPRAY. In generale, una parametrizzazione è la rappresentazione nel modello di un processo fisico complesso o di scala molto piccola che viene così semplificato. All'interno del file CALSPRAY è possibile agire sui seguenti parametri:

- ITH87: definisce la scelta dell'equazione per il calcolo del moto delle particelle rispettivamente secondo Thomson 1984 [8] e Thomson 1987 [9];
- IMOD: qualora vengano utilizzate le equazioni di Thomson '87, dà la possibilità di scegliere tra diversi metodi di chiusura per l'equazione non lineare di Langevin;
- IW4: permette di settare il momento di ordine quarto delle fluttuazioni della velocità verticale secondo gli algoritmi di Anfossi [7] o Gryning [10];

- IDISPL: permette di impostare il calcolo della dispersione degli inquinanti secondo le equazioni di Langevin oltre il *PBL* in entrambe le condizioni (Thomson '84 e '87);
- ITHETA: permette di utilizzare, secondo due differenti modalità, i campi verticali 3D di temperatura al fine di costruire la stabilità verticale incontrata dai pennacchi di sorgenti calde;
- IRIMBA: permette di impostare le condizioni delle velocità di fluttuazione delle particelle in prossimità del suolo; la scelta permette di fissarle a zero dopo che queste hanno toccato il suolo, fissarle a random o infine di rifletterle nella rispettiva superficie tangente alla superficie del suolo nel punto di impatto.

Nella versione base del modello questi parametri risultano settati seguendo le equazioni di Thomson 1987 e, in conseguenza a questa scelta viene impostato anche il parametro IMOD scegliendo lo schema di chiusura del *PBL* di GRAM-CHARLIER di terzo ordine. Viene in seguito impostato il calcolo delle fluttuazioni della velocità verticale, IW4, secondo l'algoritmo di ANFOSSI mentre IDISPL viene posto a 0 e pertanto il modello in tale configurazione non opera il calcolo della dispersione degli inquinanti oltre il *PBL*. Infine ITHETA è settato uguale a 1 e dunque il calcolo della stabilità verticale avviene tramite profili di temperatura direttamente calcolati dal modello meteorologico WRF. Questa configurazione rappresenta lo standard per questo modello impostato da Arianet.

Al fine di valutarne le prestazioni e la sensibilità nel calcolo del *plume rise* si è voluto testare qualche parametrizzazione modificandola dalla versione standard. Dopo l'analisi dei sopraccitati parametri si è deciso di condurre il test modificando il parametro ITHETA, ritenuto essere molto influente sugli output del modello.

Come si è visto, la versione base di SPRAY prevede che il parametro ITHETA sia settato uguale a 1 e ciò significa utilizzare, per il calcolo della stabilità verticale, i campi 3D di temperatura prodotti direttamente dal modello meteorologico che in questo studio sono relativi alle simulazioni di WRF. Impostando invece ITHETA=0 SPRAY genera internamente i campi 3D di temperatura basandosi su CREA METEO. Essendo la nostra catena modellistica CREA METEO=2 i profili di temperatura utilizzati per il calcolo della stabilità atmosferica e dell'altezza

Tabella 3.1: Parametrizzazione ITHETA

Parametrizzazione	campi 3D temperatura
ITHETA=1	calcolati dal modello WRF
ITHETA=0	calcolati dal modello TURKEY

del *Boundary Layer* sono direttamente generati dal modello TURKEY e non più da WRF. Ciò viene riassunto in tabella 3.1.

Capitolo 4

Descrizione dell'impianto e dell'area oggetti di studio

Il sito di studio di questa tesi si trova nella porzione sud-orientale della Regione Friuli Venezia Giulia e comprende un buffer attorno alla centrale termoelettrica di Monfalcone.

Come è possibile osservare in Figura 4.1, la sorgente emissiva non si trova in posizione centrale ma risulta sbilanciata sul settore orientale dell'area di studio vista la scarsità di stazioni meteorologiche e di qualità dell'aria a est dell'impianto. Inoltre, tale area non è stata ulteriormente ampliata verso sud-sudest, facendo così rientrare nell'analisi anche il triestino, poiché sarebbero aumentati di molto i fattori confondenti al possibile impatto della centrale.

L'area nel suo complesso comprende stazioni della rete meteorologica e di qualità dell'aria che si trovano sia al livello del mare che nelle prime colline, come nel caso delle centraline di Doberdò situate a 140 m s.l.m.

4.1 La centrale termoelettrica di Monfalcone

La centrale, di proprietà della società A2A, è collocata nella zona portuale e prossima alla cittadina di Monfalcone, Figura 4.2. Si tratta di un impianto che per la produzione di energia elettrica utilizza come combustibile prevalentemente il carbone e, solamente nelle fasi di accensione, il gasolio. La necessità di acqua e di approvvigionamenti di carbone via mare ha condizionato la localizzazione dell'impianto in una zona portuale, cosa che si può riscontrare



Figura 4.1: Mappa del Friuli Venezia Giulia con le stazioni qualità dell'aria e meteorologiche; in riquadro l'area di studio

in altri contesti italiani.

La sua potenza complessiva è di 336 MW distribuita in due sezioni termoelettriche convenzionali con una potenza rispettivamente di 165 e 171 MW. Sino al 2012 erano in esercizio anche le sezioni tre e quattro successivamente dismesse per ragioni economiche.

Le emissioni in atmosfera avvengono da un camino alto 150 m il quale possiede al suo interno quattro canne fumarie relative alle quattro sezioni termoelettriche. Nel periodo studiato risultano attive, come visto, solamente le sezioni uno e due entrambe aventi canne fumarie di diametro pari a 3.5 metri. La società che gestisce l'impianto, in accordo con le norme di riduzione dell'impatto ambientale ha provveduto all'installazione di impianti di DeSO_x , per l'abbattimento delle emissioni di SO_2 , nei primi mesi del 2008 e degli impianti di DeNO_x a partire dagli ultimi mesi del 2015.

Essa collabora inoltre con ARPA FVG fornendo i rilevamenti orari misurati a camino, per ogni



Figura 4.2: Panoramica area centrale

sezione termoelettrica, delle concentrazioni di CO , SO_2 , NO_x , PTS ovvero Polveri Totali Sospese, velocità e temperatura dei fumi in uscita e potenza della sezione. In questo studio verranno usati proprio questi valori come input di emissione nelle simulazioni modellistiche di SPRAY. Le emissioni della centrale, assieme a potenza, temperatura dei fumi e velocità di uscita degli stessi sono riportati in Figura 4.3. Il grafico riporta tutti i dati misurati nel triennio 2014-2016 e forniti ad ARPA dalla società A2A. Per quanto riguarda velocità (VEL) e temperatura (TEMPK) dei fumi si tratta di dati mediati tra i due camini qualora entrambe le sezioni siano accese mentre fanno riferimento ad una sola sezione quando la seconda risulta spenta.

Dal grafico si può osservare che, nonostante una fluttuazione delle concentrazioni nel tempo, vi sia verso la fine del 2015 un marcato calo delle emissioni di NO_x , un più lieve calo di monossido di carbonio mentre nel 2016, specie nei primi mesi dell'anno, è osservabile un aumento delle emissioni di SO_2 . In particolare il dato più rilevante risulta il calo delle emissioni di NO_x e ciò è riconducibile proprio all'istallazione dei DeNO_x che, nonostante le note ufficiali della società indichino come data di attivazione il primo gennaio 2016, risultano in realtà installati già nell'autunno 2015. Ciò è ben visibile in Figura 4.4 dove viene riportato il confronto tra potenza della centrale, particelle emesse dal modello SPRAY ed emissioni (NO_x).

Si può osservare molto chiaramente nella prima sezione del grafico, dove viene riportata la

Tabella 4.1: Emissioni e potenza Centrale A2A

Statistica	NO _x [kg/h]	SO ₂ [kg/h]	CO [kg/h]	PTS [kg/h]	POT [MW]
Media	160.6	69.8	10.4	6.7	258
Mediana	125	58.4	6.8	6.6	304
Massimo	435	771	173	72.4	346
3° quartile	249	88.3	12.1	8.5	332.6

potenza, lo spegnimento totale della centrale per qualche giorno, indicativamente a settembre 2015 e la successiva accensione di un'unica sezione termoelettrica. Con i primi di ottobre dello stesso anno si osserva la riaccensione della sezione spenta e il successivo spegnimento dell'altra precedentemente attiva. Con i primi giorni di novembre, dopo un nuovo spegnimento di qualche giorno per entrambe le sezioni esse tornano in attività ma con emissioni di NO_x molto inferiori ai mesi precedenti.

A ulteriore conferma di ciò, interessante risulta il comportamento del modello di calcolo SPRAY. Come descritto nei capitoli precedenti, questo modello essendo di natura lagrangiana simula la dispersione degli inquinanti emettendo una certa quantità di particelle dalla sorgente da noi indicata e in base alle condizioni meteorologiche ne calcola la dispersione. Tuttavia il numero delle particelle emesse dal modello non è casuale ma si basa innanzitutto sulla risoluzione di output richiesta dall'operatore e successivamente provvede al calcolo delle particelle necessarie per la simulazione a partire dall'inquinante più abbondante emesso dalla sorgente che quindi garantisce un'idonea risoluzione anche per i restanti inquinanti simulati. Nel nostro caso, come è possibile osservare dalle Figure 4.3 e 4.4, l'inquinante più abbondante sia prima che dopo l'installazione dei DeNO_x risulta l'NO_x. Pertanto con la riduzione delle emissioni dall'autunno 2015 si riduce parallelamente anche il numero di particelle che SPRAY emette nelle sue simulazioni e ciò è ben visibile in Figura 4.4. Questo si ripercuote infine anche nei tempi di simulazione del modello che per l'anno 2016 sono risultati molto più rapidi.

Per riassumere le statistiche relative alle emissioni e alla potenza della centrale sono riportate in tabella 4.1

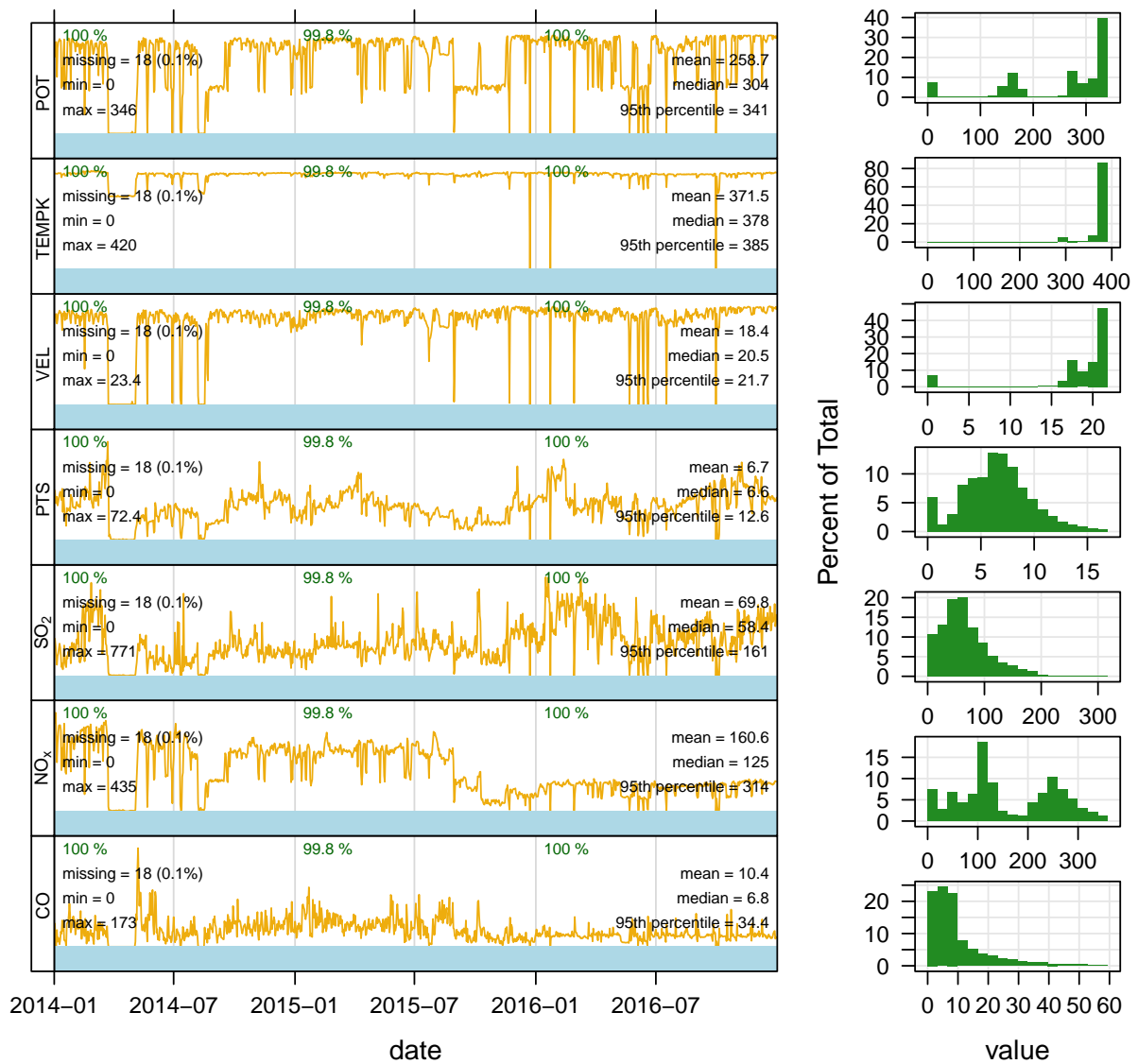


Figura 4.3: Emissioni dai due camini attivi della centrale A2A nel triennio 2014-2016. Inquinanti: SO₂ [kg/h], NO_x [kg/h], CO [kg/h] e PTS [kg/h]. Altre variabili: potenza della centrale POT [MW], velocità dei fumi VEL [m/s] e temperatura dei fumi in uscita TEMPK [K]

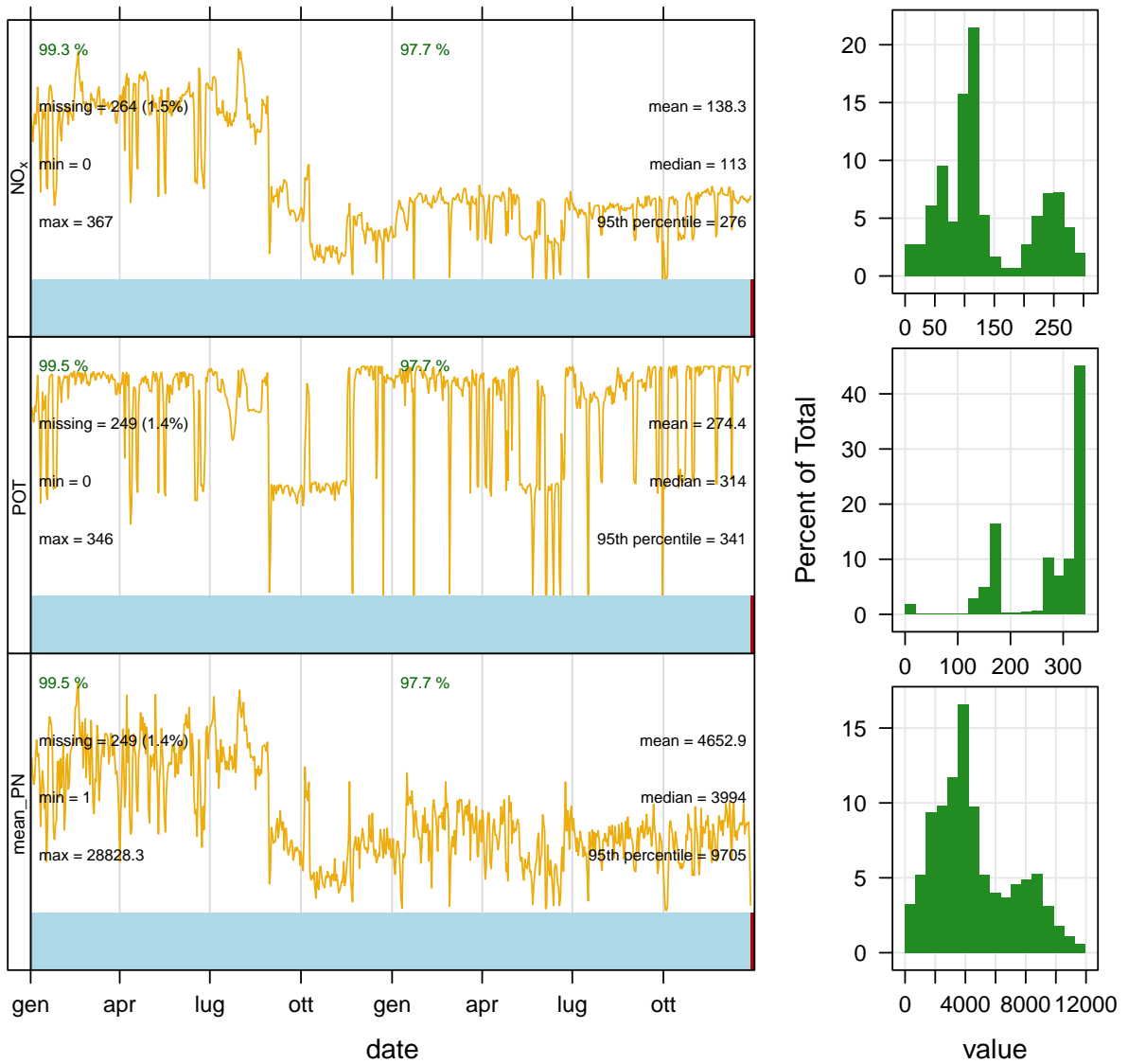


Figura 4.4: Dall'alto: potenza della centrale [MW], numero di particelle emesse da SPRAY e NO_x [kg/h]

4.2 Altre sorgenti emissive

La centrale si inserisce in un quadro emissivo complesso determinato dalla presenza di impianti per la combustione industriali, processi produttivi, utilizzo di solventi, traffico aereo e navale, trasporto su strada e riscaldamento domestico.

Informazioni relative alle varie fonti emissive sono disponibili nell'inventario Regionale delle emissioni che risulta uno strumento molto importante per la conoscenza e la determinazione delle cause che incidono sulla qualità dell'aria permettendo dunque anche la pianificazione di misure per il suo risanamento. La realizzazione dell'inventario, ai sensi del Decreto Legislativo 155/2010, articolo 22, comma 3, avviene a livello Nazionale attraverso ISPRA, che lo realizza su base provinciale, mentre le Regioni e Province Autonome sono responsabili degli inventari locali. Per la realizzazione del proprio inventario La Regione Friuli Venezia Giulia ha aderito al progetto INEMAR (INventario EMissioni ARia [11]) e dispone di un proprio database per la stima delle emissioni a livello comunale secondo i diversi inquinanti, per le diverse attività e per tipo di combustibile. Ciò avviene seguendo la classificazione internazionale EMEP-CORINAIR, promosso e coordinato dalla Direzione Generale XI della Commissione Europea nell'ambito del programma sperimentale CORINE (*COoRdinated Information on the European Community*). In accordo con la metodologia CORINE, le fonti emissive sono catalogabili in 11 macrosettori che seguono la nomenclatura SNAP (*Selected Nomenclature for Air Pollution*) di seguito riportati:

1. Produzione pubblica di elettricità, impianti di cogenerazione e di teleriscaldamento;
2. Impianti di combustione commerciali, istituzionali e residenziali e combustione nell'agricoltura (es. caldaie per il riscaldamento degli edifici, stufe e camini, piccole caldaie per l'acqua a uso sanitario);
3. Impianti di combustione industriali (es. produzione di energia e calore nell'industria, forni siderurgici, cementifici, industria del vetro e della ceramica);
4. Processi produttivi (es. industria chimica, lavorazione dei metalli, industria del legno, della carta, alimentare, estrazione dei materiali da cava);
5. Estrazione e distribuzione dei combustibili fossili (es. reti di distribuzione dei combustibili, stazioni di rifornimento);

6. Uso dei solventi (es. verniciatura industriale e domestica, produzione di colle e vernici, industria tessile e conciaria, stampa);
7. Trasporto su strada (auto, moto, veicoli commerciali leggeri e pesanti su strade urbane, extraurbane ed autostrade; emissioni evaporative dai veicoli parcheggiati);
8. Altre sorgenti mobili (es. trasporto su ferro, marittimo e aereo, veicoli agricoli);
9. Trattamento e smaltimento dei rifiuti;
10. Agricoltura;
11. Altro (es. vegetazione, combustione di tabacco, fuochi d'artificio, incendi).

In base a tale classificazione, al di là delle emissioni della centrale A2A che ricadono nel macrosettore 1, nell'area di studio si riscontra il riscaldamento civile rientrante nel macrosettore 2, attività industriali e produttive tra i macrosettori 3, 4 e 6, traffico veicolare nel macrosettore 7 e il traffico navale e aeroportuale nel macrosettore 8. Tuttavia, in base ai dati del catasto, le fonti emissive più importanti nell'area di studio riguardano il porto di Monfalcone e l'aeroporto internazionale di Ronchi dei Legionari. In tabella 4.2 sono riportate le emissioni annuali in tonnellate per i principali inquinanti e particolato nella provincia di Gorizia suddivisi secondo i macrosettori di interesse secondo l'ultimo inventario Regionale disponibile, attualmente in aggiornamento, del 2013. I valori particolarmente elevati di NO_x , SO_2 e CO dei macrosettori 1 e 8 sono relativi proprio alle emissioni della centrale A2A di Monfalcone e al porto di Monfalcone, mentre l'aeroporto di Ronchi dei Legionari risulta meno rilevante. In tabella 4.3 vengono riportate le emissioni annue, per queste tre principali sorgenti emissive, secondo studi Arianet [12] e secondo l'inventario Inemar [11]. Per la centrale A2A viene inoltre riportata la colonna dei dati misurati a camino (SME) nel triennio 2014-2016.

Tabella 4.2: Emissioni annuali in provincia di Gorizia secondo l'inventario Regionale - anno 2013

Macrosettore	NO _x	SO ₂	CO	PM ₁₀	PM _{2.5}	PTS
Unità	t/anno	t/anno	t/anno	t/anno	t/anno	t/anno
1	3014	932	369.7	80	42.7	108.9
2	171	8.7	1095	111	110	117
3	104	19.9	22.4	3.7	3.4	117.4
4	0	0	0	3.5	0.6	4.8
6	0	0	0	68	67.8	77.5
7	692.6	1.4	1153	53.7	40	69.7
8	406	323.4	66	35.4	35.4	68

Tabella 4.3: Emissioni di SO₂ da Centrale A2A, porto e aeroporto secondo lo studio Arianet, il rapporto Inemar e i dati misurati a camino (SME) nel triennio 2014-2016

Sito	Arianet	Inemar	SME
Unità	t/anno	t/anno	t/anno
Centrale	658	932	529
Porto	139	321	
Aeroporto	2.74	0.27	

4.3 Rete di monitoraggio della qualità dell'aria

L'individuazione della rete di monitoraggio della qualità dell'aria viene normata dal D.Lgs 155/2010 e prevede la zonizzazione del territorio e la relativa classificazione. Per valutare la qualità dell'aria in ciascuna zona viene redatto un programma di valutazione che stabilisce le modalità da seguire ai sensi del D.Lgs 155/2010. Tale decreto prevede l'istituzione di una rete di misura minima, determinata dalla classificazione delle zone in base alle soglie stabilite e alla densità di popolazione, e dei punti di misura aggiuntivi che sono resi necessari da particolari condizioni emerse nel piano di valutazione come aree dall'orografia complessa, dall'elevata densità di popolazione, necessità di supporto alla modellistica o il monitoraggio di fonti in-

dustriali. L'insieme della rete di misura minima e dei punti aggiuntivi va a costituire la rete primaria. Le reti secondo il decreto 155/2010 devono rispettare i canoni di efficienza, efficacia ed economicità per evitare l'inutile eccesso di misurazioni.

La rete primaria regionale classifica le stazioni in base allo scopo della loro attivazione secondo tre gruppi che sono:

- background: devono essere rappresentative dei vari background della zona cioè urbana, suburbana o rurale;
- traffico: devono essere rappresentative del traffico medio dell'area e quindi non devono necessariamente monitorare la zona più critica;
- industriale: servono all'esclusivo monitoraggio di una sorgente industriale.

In accordo con il D.Lgs 155/2010, il numero delle stazioni industriali deve essere stabilito in base ai livelli delle emissioni della fonte industriale, alle probabili modalità di distribuzione degli inquinanti nell'aria ambiente e alla possibile esposizione della popolazione. Per tale ragione la numerosità di tali stazioni non è stabilita a priori come per le stazioni di traffico o di fondo ma deve essere valutata caso per caso e aggiornata nel corso del tempo. Bisogna infatti verificare che, per ogni inquinante, la fonte industriale sia veramente prevalente e che non sia in realtà una stazione rappresentativa dell'inquinamento diffuso. Nel caso dunque non si dimostri nel tempo una sorgente industriale significativa, il D.Lgs 155/2010 prevede la rivalutazione della classificazione e la eventuale soppressione della stazione.

Le società che gestiscono grandi impianti industriali hanno per legge l'obbligo di installare una rete di monitoraggio di qualità dell'aria al suolo in sinergia con l'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente.

Anche nel caso della centrale termoelettrica A2A esiste una rete di monitoraggio composta da cinque stazioni in un raggio di 10 km dalla centrale, gestita dalla società A2A come da prescrizione del decreto 155/2010, e in questo studio si è partiti proprio dall'analisi di questi dati. La gestione dei dati rilevati spetta comunque all'ARPA, la quale provvede alla loro validazione e pubblicazione in continuo sul portale dell'Agenzia. Le stazioni sono localizzate a Monfalcone, Doberdò, Ronchi, Fiumicello e Grado, come riportato in tabella 4.4.

Tabella 4.4: Caratteristiche stazioni qualità dell'aria presenti nell'area di studio; il significato delle colonne viene riportato nel testo

STAZIONE	CODICE	ZONA	TIPO	FONTE	C. ARPA
Doberdò A2A	DBR	Pianura	Rurale	Industriale	Industriale
Doberdò ARPA	DOB	Pianura	Rurale	Background	Ind./Agg.
Monfalcone A2A	MNF	Pianura	Urbana	Background	Industriale
Monfalcone ARPA	MON	Pianura	Urbana	Industriale	Grigio/Agg.
Grado A2A	GRA	Pianura	Rurale	Background	Industriale
Ronchi A2A	RON	Pianura	Rurale	Background	Industriale
Fiumicello A2A	FIU	Pianura	Rurale	Background	Industriale

Nell'area di studio sono tuttavia presenti ulteriori stazioni gestite in questo caso direttamente dall'ARPA che si trovano anch'esse a Monfalcone e Doberdò. Queste centraline possiedono una classificazione differente rispetto alle altre poiché sono state installate secondo scopi in parte diversi. Infatti, Doberdò ARPA, oltre che fungere da monitoraggio per la fonte puntuale di natura industriale, come Doberdò A2A, svolge il ruolo di stazione di riferimento per la rete minima regionale nel monitoraggio dell'O₃ ed è una stazione aggiuntiva per la modellistica per l'SO₂. Ugualmente, Monfalcone ARPA viene classificata come stazione temporanea (Grigio) e aggiuntiva per densità di popolazione per l'NO₂. Solo un cenno spetta invece alla stazione di Punta Sdobba che, pur rientrando nell'area di studio, non misura inquinanti di interesse per questo studio come SO₂ e NO₂.

In tabella 4.4 oltre al nome e al codice presenti nelle prime due colonne è riportata la zona in cui si trova la stazione nella colonna "Zona", la tipologia di stazione nella colonna "Tipo" e cioè se urbana, suburbana o rurale, la tipologia di fonte monitorata secondo il decreto 155/2010 in "Fonte" ed infine in "C. ARPA" viene riportata una ulteriore classificazione assegnata internamente dall'ARPA FVG che riporta lo scopo principale per cui quella stazione è stata attivata. Queste ultime due colonne appaiono pertanto molto simili, tuttavia "Fonte" segue le disposizioni del decreto 155/2010 mentre, come detto, l'altra è una classificazione interna all'Agenzia. Proprio in base alle disposizioni del decreto e in particolare, come riportato in precedenza, ai criteri di efficienza, efficacia ed economicità è prevista una soppressione di alcuni punti di

Tabella 4.5: percentuale di dati disponibili per stazione e tipo di inquinante

STAZIONE	CODICE	SO ₂ (%)	NO ₂ (%)	PM ₁₀ (%)	O ₃ (%)
Doberdò A2A	DBR	94	91	94	93
Doberdò ARPA	DOB	83	-	-	89
Monfalcone A2A	MNF	92	87	86	92
Monfalcone ARPA	MON	-	91	95	-
Grado A2A	GRA	92	87	92	89
Ronchi A2A	RON	93	90	93	85
Fiumicello A2A	FIU	93	87	92	93

misura con particolare riferimento alle stazioni ARPA di Doberdò (DOB), distante poche centinaia di metri da Doberdò A2A e la stazione di Monfalcone ARPA (MON).

In tabella 4.5 viene inoltre riportata l'informazione relativa a quali inquinanti ciascuna stazione rileva e la percentuale di dati disponibili nel triennio di analisi 2014-2016; dove non viene riportato nessun valore il dato per quel relativo inquinante non viene misurato dalla relativa stazione.

Secondo il decreto la percentuale di dati che annualmente una stazione deve rilevare presenta limiti piuttosto stringenti per l'NO₂ e l'SO₂ con una percentuale pari al 90%. Tuttavia la percentuale reale è fissata all'80% poichè tutte le centraline necessitano di frequenti calibrazioni sia periodiche, da parte di aziende specializzate, che in automatico una volta al giorno, generalmente alle 23.00, costituendo così già una non trascurabile perdita di osservazioni.

In questa tesi il principale inquinante studiato è l'SO₂, anche se per confronto e verifica vengono considerati altri inquinanti misurati come l'NO₂ e O₃. Anche in relazione a ciò, la stazione di Monfalcone ARPA (MON), la quale non misura l'SO₂, è stata poco considerata nelle analisi successive.

Infine, a seconda della natura dell'inquinante il dato rilevato può essere mediato sull'ora o sull'intera giornata. In particolare per gli inquinanti di interesse in questo studio i dati risultano orari mentre altri inquinanti come il PM₁₀ vengono mediati per legge su base giornaliera.

4.4 Rete di monitoraggio meteorologico

I dati meteorologici al suolo relativi all'area di studio sono stati estrapolati dalla rete di stazioni meteo della Regione Friuli Venezia Giulia. Oggi essa è composta dall'unione di due reti principali, quella di ARPA OSMER e Protezione Civile Regionale, e ha scopi di monitoraggio meteo-climatico oltre che finalità di Protezione Civile.

Proprio per la diversità di scopi, non tutte le stazioni della rete Regionale seguono gli standard internazionali dettati dalla *World Meteorological Organization* (WMO), che prevede stringenti criteri per il monitoraggio sinottico a grande scala.

I criteri WMO per l'installazione di una stazione meteorologica prevedono:

- vento: anemometro posto a 10 metri, l'ostacolo più vicino deve essere in un raggio almeno dieci volte la sua altezza;
- temperatura e umidità: osservazioni da effettuare a 1.80-2 m su suolo erboso e con schermo solare o capannina meteorologica;
- stazione posta su suolo piano;
- pluviometro posto ad almeno 30 cm dal terreno.

Questi criteri riguardano le stazioni sinottiche per il monitoraggio meteorologico a grande scala e pertanto per l'analisi di dati micrometeorologici o rilevamenti in situazioni urbane e periurbane possono essere rivisti in base allo scopo delle misurazioni.

In tabella 4.6 sono riportate le stazioni rientranti nell'area di studio con la relativa idoneità complessiva secondo gli standard WMO e secondo il giudizio OSMER in merito alle misurazioni di direzione e intensità del vento, che per questo studio sono le variabili più significative. Inoltre, nella colonna "VENTO (FF10/DD10)" viene riportata da ARPA OSMER la motivazione per cui la misurazione di intensità e direzione del vento non viene ritenuta a norma WMO. Come si può notare, a eccezione della stazione di Monfalcone MNF, dove l'anemometro viene considerato completamente non idoneo, le rimanenti stazioni presentano un giudizio, per quanto riguarda le misurazioni di direzione e intensità del vento, positivo da parte dell'OSMER nonostante non siano completamente a norma WMO per le ragioni sopra descritte.

Tabella 4.6: stazioni meteorologiche presenti nell'area di studio; la spiegazione delle colonne è riportata nel testo

STAZIONE	CODICE	WMO	VENTO (FF10 / DD10)	GIUDIZIO OSMER
Monfalcone	MNF	Non idonea	Anemometro tra gli alberi	inadeguata
Monfalcone	MON	I. parziale	suolo non piano	adeguata
Doberdò	DBR	I. parziale	ostacoli in prossimità	adeguata
Fossalon	FOS	Idonea	Idonea	adeguata
Gradisca	GRA	Idonea	Idonea	adeguata
Cervignano	CER	I. parziale	anemometro a 13 m	adeguata

Tabella 4.7: percentuale di dati disponibili per le stazioni meteorologiche; la colonna DATI WS riporta la percentuale di dati disponibili di intensità del vento mentre la colonna DAT WD di direzione del vento

STAZIONE	CODICE	% DATI WS	% DATI WD
Monfalcone	MON	99	99
Doberdò	DBR	99	99
Fossalon	FOS	100	100
Gradisca	GRA	99	99
Cervignano	CER	98	98

Le percentuali di dati disponibili nel triennio di analisi 2014-2016, in tutte le stazioni sono particolarmente elevate raggiungendo anche il 100% nella stazione di Fossalon (Tabella 4.7).

4.5 Associazione tra stazioni meteo e stazioni di qualità dell'aria

Per poter condurre le prime analisi statistiche di dispersione e provenienza degli inquinanti in base alla direzione ed intensità del vento ogni stazione di qualità dell'aria è stata associata ad una stazione meteorologica più vicina come riportato in Figura 4.5.

Come si può osservare, le stazioni della rete meteorologica e di qualità dell'aria non sono collo-

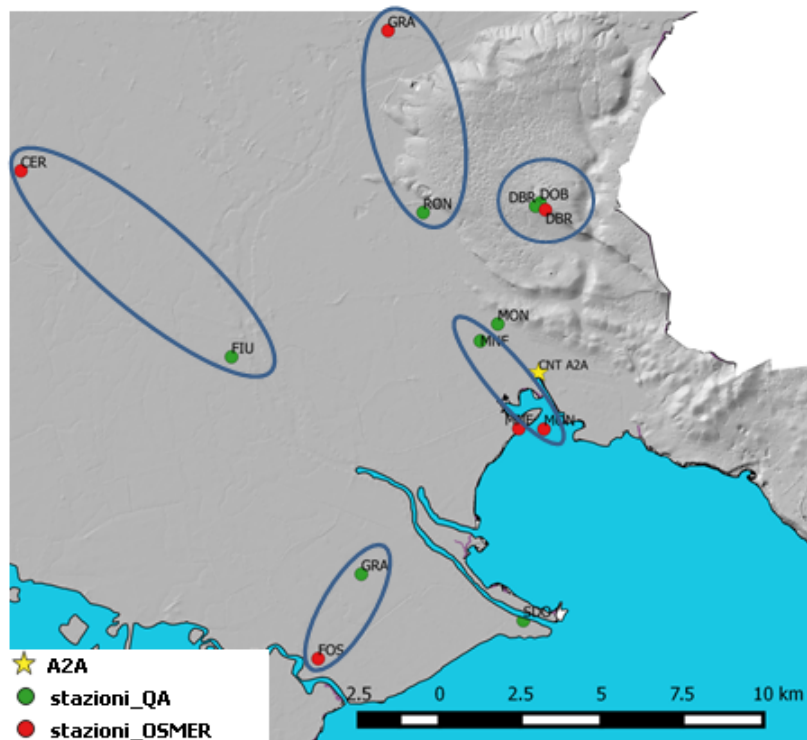


Figura 4.5: Mappa area di studio. Le ellissi evidenziano le associazioni stazioni qualità dell'aria - stazioni meteorologiche

cate nel medesimo punto ma si trovano a distanze variabili tra loro e il criterio di assegnazione è stata la vicinanza. Complessivamente si trovano a distanze ragionevoli e dunque l'associazione viene ritenuta valida.

Nel caso della stazione di qualità dell'aria di Fiumicello questa è stata inizialmente associata sia con la stazione meteorologica di Cervignano che con la stazione meteorologica costiera di Fossalon trovandosi esattamente a metà percorso tra le due. A seguito delle analisi condotte a partire dalle statistiche descrittive si è dimostrata più significativa l'associazione con la stazione di Cervignano, dato che entrambe risultano stazioni di pianura e risentono meno della influenza costiera che invece la stazione meteorologica di Fossalon accusa.

Infine, si ricorda che la stazione di qualità dell'aria Monfalcone codice MON rileva solo parte degli inquinanti e pertanto è stata considerata solo marginalmente in questo studio, mentre la stazione meteorologica di Monfalcone MNF è stata completamente esclusa dalle analisi poiché, come precedentemente descritto, non risulta per nulla idonea per le misurazioni di direzione e intensità del vento.

Capitolo 5

Macro-inquinanti nell'area di studio

Per ogni stazione di qualità dell'aria presente nell'area di studio sono stati analizzati i dati del triennio 2014-2016 per SO_2 , NO_2 e O_3 . Tuttavia, vista la combustione di carbone nella centrale, si ritiene che l'inquinante più significativo nel tracciare gli impatti delle emissioni dell'impianto sia l' SO_2 . Per tale ragione la maggior parte delle analisi di questo studio si concentrano su questo inquinante, pur tenendo in considerazione anche l'andamento degli altri inquinanti come confronto. L' SO_2 infatti si forma per ossidazione dello zolfo durante i processi di combustione di materiali che lo contengono come impurità e il carbone è una delle fonti più importanti. L' NO_2 risulta invece un inquinante fortemente legato al traffico; si forma in particolare con alte temperature e con alta disponibilità di ossigeno molecolare rispetto alla disponibilità di combustibile. In tali favorevoli, l'ossigeno si combina con l'azoto, abbondante in atmosfera, dando origine inizialmente a monossido di azoto e in seguito a biossido di azoto. Diversamente l' O_3 , a livello del suolo, viene prodotto attraverso reazioni fotochimiche. Si forma dunque da reazioni promosse dalla luce solare a partire da inquinanti come ossidi di azoto (NO_x) e Composti Organici Volatili. A causa della natura fotochimica della reazione, questo inquinante presenta le concentrazioni più elevate durante i mesi estivi e nelle ore centrali del giorno.

Per dare un giusto peso ai valori misurati dalle centraline al suolo è opportuno considerare il riferimento normativo vigente sui limiti giornalieri ed orari dei vari inquinanti prescritti dal Decreto Legislativo 155/2010.

Per l' SO_2 esso prevede:

- limite orario pari a $350 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ da non superarsi più di 24 volte per anno civile;
- limite giornaliero di $125 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ da non superarsi più di tre volte per anno;
- soglia di allarme pari a $500 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ per tre ore consecutive.

Per l'NO₂ esso prevede:

- limite orario pari a $200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ da non superarsi più di 18 volte per anno civile;
- limite annuo è pari a $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$;
- soglia di allarme di $400 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ per tre ore consecutive.

Infine per l'O₃ esso prevede:

- soglia di informazione pari a $180 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ medi orari;
- valore obiettivo pari a $120 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ calcolato come massimo giornaliero della media trascinata di otto ore, da non superarsi più di 25 giorni all'anno;
- soglia di allarme pari a $240 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ medi orari.

Il valore obiettivo rappresenta la concentrazione alla quale vi è un rischio per la salute umana in caso di esposizione di breve durata per alcuni gruppi particolarmente sensibili della popolazione e se raggiunta devono essere adottate le misure previste (D. Lgs 155/2010).

La soglia di informazione invece rappresenta il valore oltre il quale vi è un rischio per la salute umana in caso di esposizione di breve durata per alcuni gruppi particolarmente sensibili della popolazione e raggiunto il quale devono essere adottate le misure previste (D. Lgs 155/2010).

Fatte tali premesse, nel paragrafo successivo verranno analizzate le concentrazioni rilevate in prossimità del suolo.

5.1 Statistiche descrittive

Il calcolo delle statistiche descrittive per i vari inquinanti non ha messo in luce particolari criticità nell'area di studio e i valori risultano molto inferiori ai limiti di legge, con particolare

riferimento all'SO₂. Ritenuto infatti uno dei principali inquinanti atmosferici fino a pochi anni fa, anche per il fatto che l'SO₂ è il primo a manifestare effetti sull'uomo e sull'ambiente, negli ultimi tempi la sua significatività risulta ridotta grazie al minor utilizzo globale di gasolio, carbone e olio combustibile a favore sia di energie rinnovabili che di metano. Tuttavia, vista la natura dell'impianto, e la scarsità di altre fonti di SO₂ oltre al vicino porto l'attenzione di questo studio si soffermerà proprio su tale inquinante; le concentrazioni dettagliate dei rimanenti inquinanti misurati nell'area di studio sono riportati in Appendice A.

Nelle tabelle 5.1, 5.2 e 5.3 sono riportate le statistiche descrittive con il calcolo della media, mediana e il valore massimo e minimo di SO₂ rilevato dalle stazioni al suolo nell'area di studio rispettivamente nell'anno 2014, 2015 e 2016. Come si può osservare, i valori risultano generalmente bassi soprattutto in relazione ai limiti di legge stabiliti dal decreto 155/2010.

In prima analisi si può notare come i valori medi più elevati si riscontrano a Monfalcone. Tuttavia, in tutte le stazioni le concentrazioni risultano particolarmente basse e a tali livelli l'errore degli strumenti di misura risulta significativo. La strumentazione infatti è stata progettata e costruita per misurare concentrazioni ben più elevate, cosa comune fino a qualche qualche anno fa. I rilevamenti condotti dunque risultano di fondo per tale strumentazione e diventa perciò difficile, o meglio inutile, trarre delle conclusioni da queste semplici statistiche. Anche dall'analisi delle correlazioni tra le stazioni del dominio, sempre per quanto riguarda l'SO₂, non emergono particolari rilevanze come è possibile osservare nelle Figure 5.1, 5.2, 5.3. Nel complesso si può osservare una maggior correlazione tra le stazioni nel 2014 mentre nei successivi due anni risulta poco significativa. Nel 2014 risultano ben correlate tra loro le stazioni di Doberdò, Fiumicello, Grado e Ronchi mentre negli anni successivi la situazione appare invece più confusa. Interessante notare invece come le due stazioni di Doberdò (DBR) e Doberdò (DOB) non risultano correlate tra loro nonostante siano distanti poche centinaia di metri l'una dall'altra. Ciò in larga parte è determinato dalla minor disponibilità di dati della stazione di Doberdò (DOB) rispetto a Doberdò (DBR) e alla strumentazione. Infatti il confronto dei valori osservati tra le stazioni è inficiato dal diverso valore di fondo degli strumenti installati; rilevando concentrazioni molto basse e distanti dai limiti di legge questi strumenti presentano valori di fondo diversi tra le varie stazioni.

A questo punto risulta più interessante studiare la variazione delle concentrazioni nel tempo.

Tabella 5.1: Statistiche SO₂ stazioni del dominio nel 2014; valori in µg·m⁻³

STAZIONE	media	mediana	valore min	valore max
MNF	8.9	9.9	0	50.1
DBR	5.1	4.6	4.3	43.3
DOB	3.4	2.9	0	36
FIU	7.3	7.1	6.2	46.6
GRA	3.4	3.1	2.9	30.6
RON	4.6	4.4	4	33.7

Tabella 5.2: Statistiche SO₂ stazioni del dominio nel 2015; valori in µg·m⁻³

STAZIONE	media	mediana	valore min	valore max
MNF	10	9.7	9.4	36.5
DBR	5.2	4.6	0	76.1
DOB	1.6	0.8	0	32.8
FIU	6.7	6.5	5.9	69.3
GRA	3.6	3.2	2.9	32.8
RON	5	4.7	4	46.1

Tabella 5.3: Statistiche SO₂ stazioni del dominio nel 2016; valori in µg·m⁻³

STAZIONE	media	mediana	valore min	valore max
MNF	10	9.8	9.6	29.3
DBR	5.2	4.7	1.9	30.8
DOB	3.7	3.3	0	35.5
FIU	6.3	6.2	5.6	22
GRA	3.7	3.4	2.9	28.5
RON	5.4	5.1	4.1	20.7

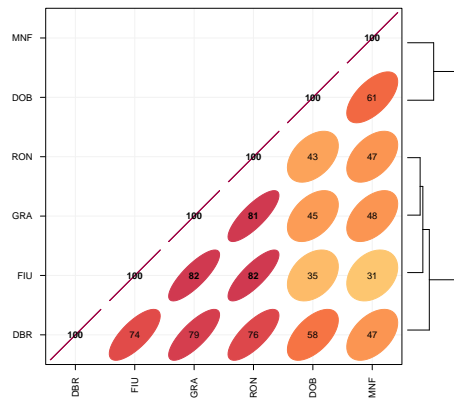


Figura 5.1: Correlazione anno 2014; inquinante: SO₂

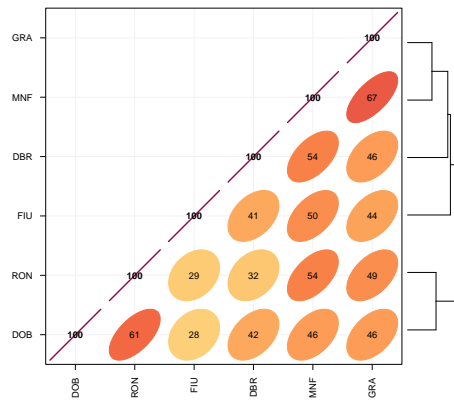


Figura 5.2: Correlazione anno 2015; inquinante: SO₂

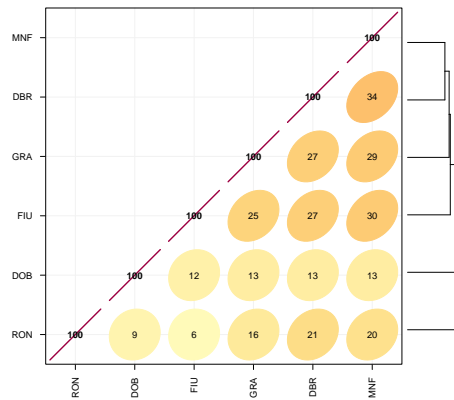


Figura 5.3: Correlazione anno 2016; inquinante: SO₂

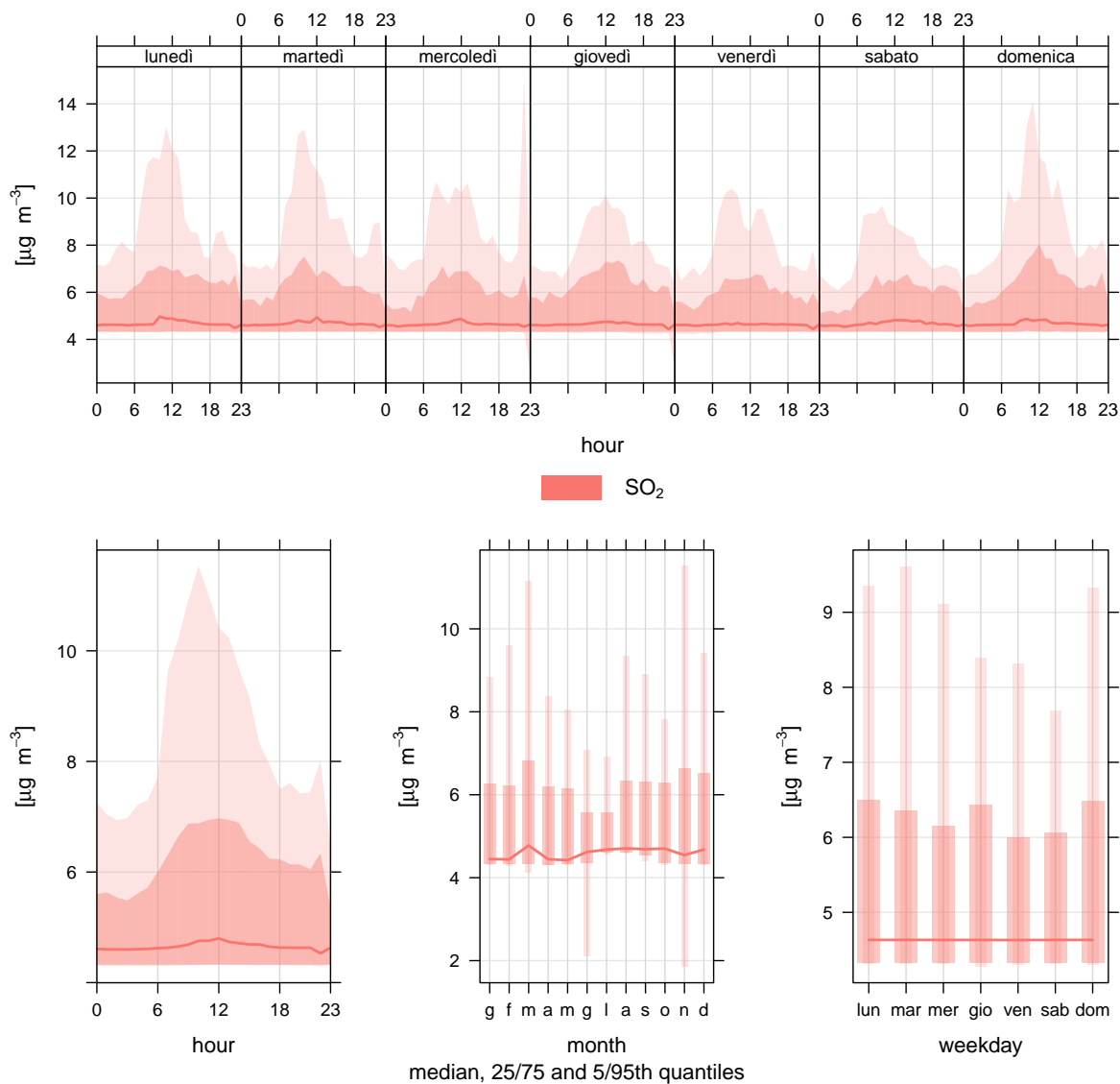
Per farlo sono stati realizzati i grafici di variazione temporale della concentrazione di SO₂, NO₂ e O₃ mensile, settimanale e oraria su cui viene riportata la mediana, il 25-75° e 5-95° percentile. Tali grafici danno perciò un'informazione più interessante rispetto alle semplici statistiche descrittive, sono stati realizzati per ogni stazione e per il triennio di analisi 2014 - 2016. Per quanto riguarda l'SO₂ sono stati riportati di seguito dalla Figura 5.4 alla 5.9, mentre per i rimanenti inquinanti in Appendice A.

E' interessante notare come in tutte le stazioni sia presente un picco delle concentrazioni di SO₂ nelle ore centrali della giornata mentre valori più bassi si riscontrano durante la notte; ciò trova una spiegazione nella variazione giornaliera del *PBL* che osserva un maggior rimescolamento degli strati atmosferici durante il giorno, con la formazione del *ML* atmosferico, mentre valori generalmente più bassi durante la notte quando prevale invece la stratificazione. Inoltre, specie per alcune stazioni, si osservano concentrazioni più elevate nei mesi invernali, momento dell'anno in cui l'altezza del *PBL* risulta più bassa.

Considerando che le emissioni avvengono da camino alto 150 m, le concentrazioni massime alla superficie si raggiungono normalmente durante le ore di massimo rimescolamento, fenomeno chiamato fumigazione. Al contrario, se l'emissione avviene alla superficie, si hanno picchi massimi durante le ore notturne e/o d'inverno quando è minore il rimescolamento e si è in presenza di un *Boundary Layer* stabile. Le due stazioni di Doberdò (DBR e DOB), trovandosi a 140 m, risultano dunque maggiormente interessate dal pennacchio della centrale sia durante il giorno, fenomeno del rimescolamento, che durante la notte, Figura 2.2. Le stazioni di Grado (GRA) e Monfalcone (MNF) sono invece potenzialmente più interessate dai contributi provenienti dal porto, specie durante la notte.

Osservando i grafici delle singole stazioni, quelli di Monfalcone, Figura 5.1, e Doberdò (DOB), Figura 5.5, necessitano un nota di lettura. Nei dati della stazione di Doberdò (DOB) sono infatti presenti dei frequenti ma brevi periodi di inattività a seguito della staratura dello strumento. Per tale ragione troviamo un grafico più rumoroso e con molti valori prossimi o uguali a zero che di fatto risultano poco attendibili. Nonostante ciò, anche in questa stazione è possibile osservare una certa costanza delle concentrazioni di SO₂ nel tempo e un aumento giornaliero dei valori con un massimo nelle ore centrali. Per quanto riguarda invece la stazione di Monfalcone MNF bisogna sottolineare un periodo, nel particolare i primi mesi del 2014, in cui il

sensore era tarato su valori piuttosto bassi, circa $3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ mentre dall'estate 2014 i valori di fondo scala dello strumento sono stati fissati a circa $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ condizionando perciò il grafico che risente fortemente di tale variazioni.



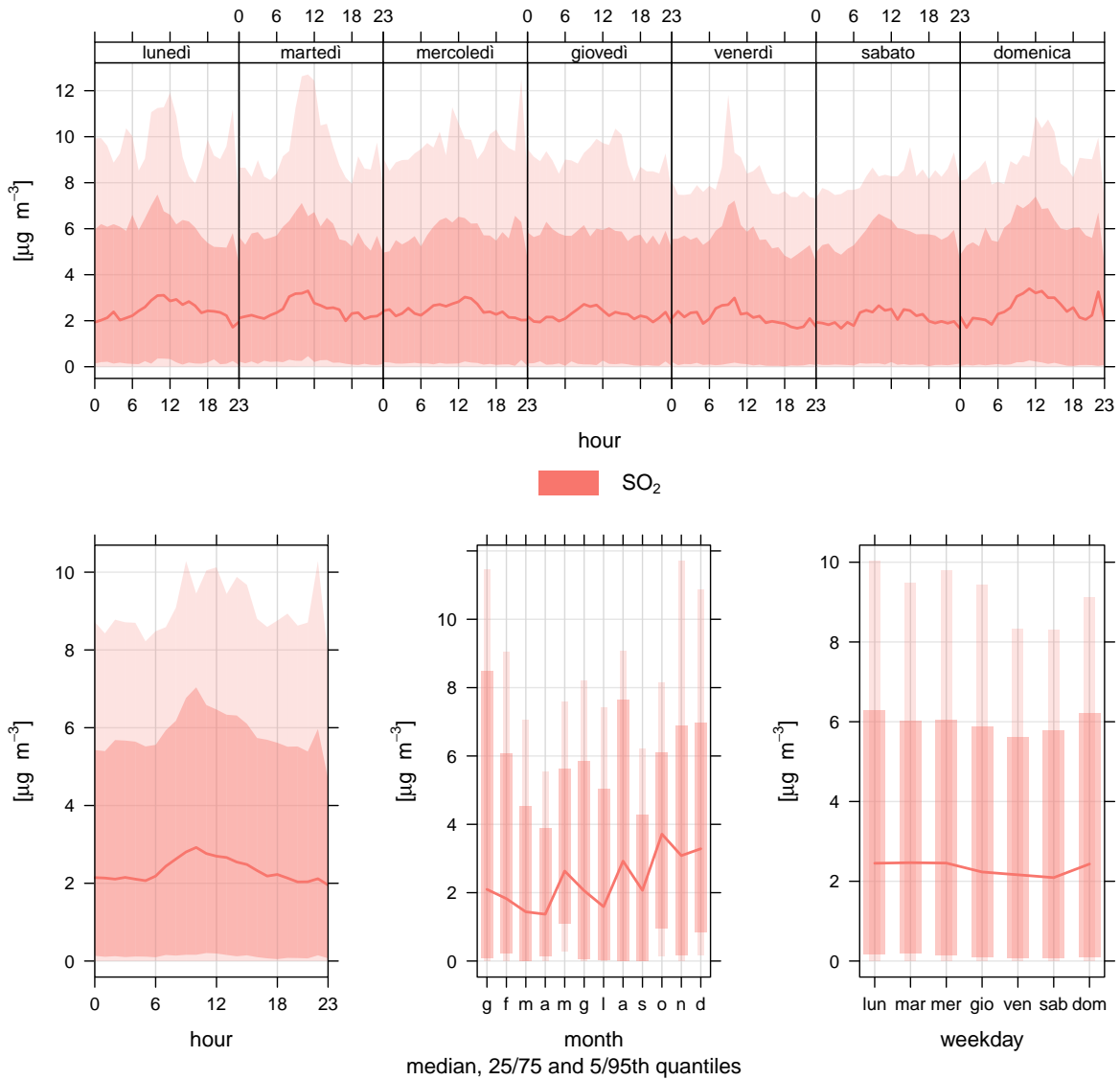


Figura 5.5: Concentrazioni SO₂, stazione di Doberdò DOB, triennio 2014-2016

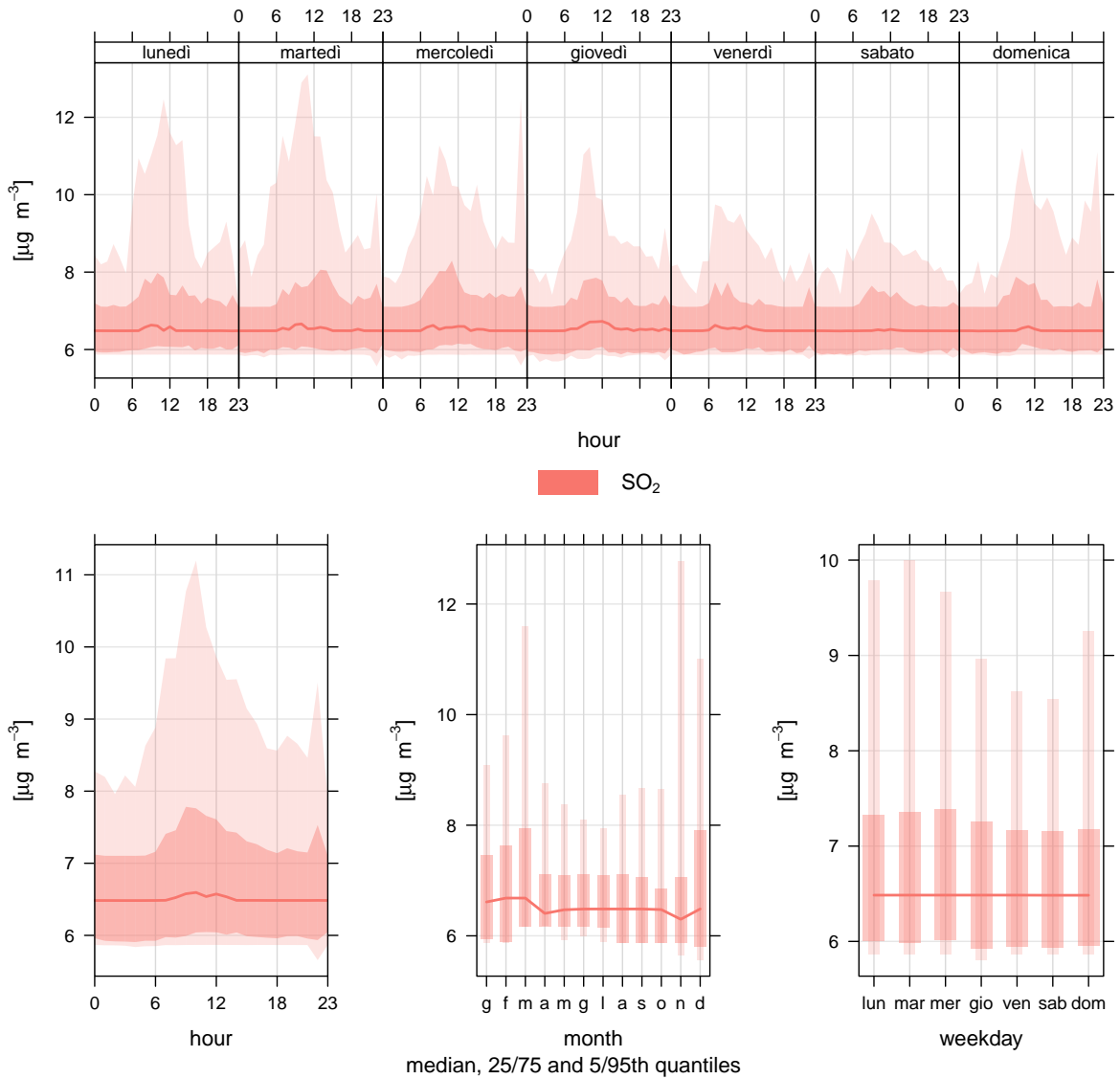


Figura 5.6: Concentrazioni SO₂, stazione di Fiumicello FIU, triennio 2014-2016

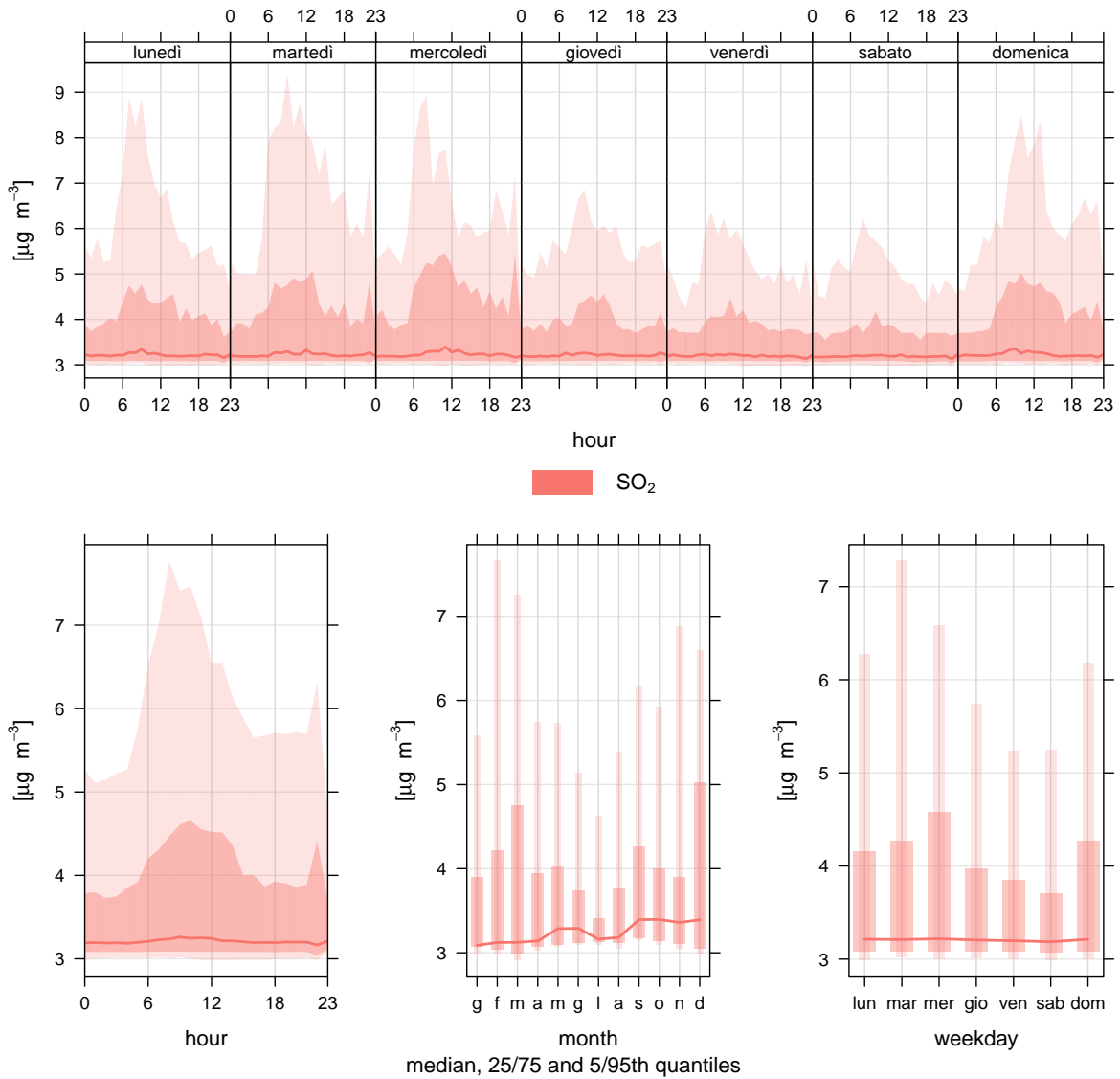


Figura 5.7: Concentrazioni SO₂, stazione di Grado GRA, triennio 2014-2016

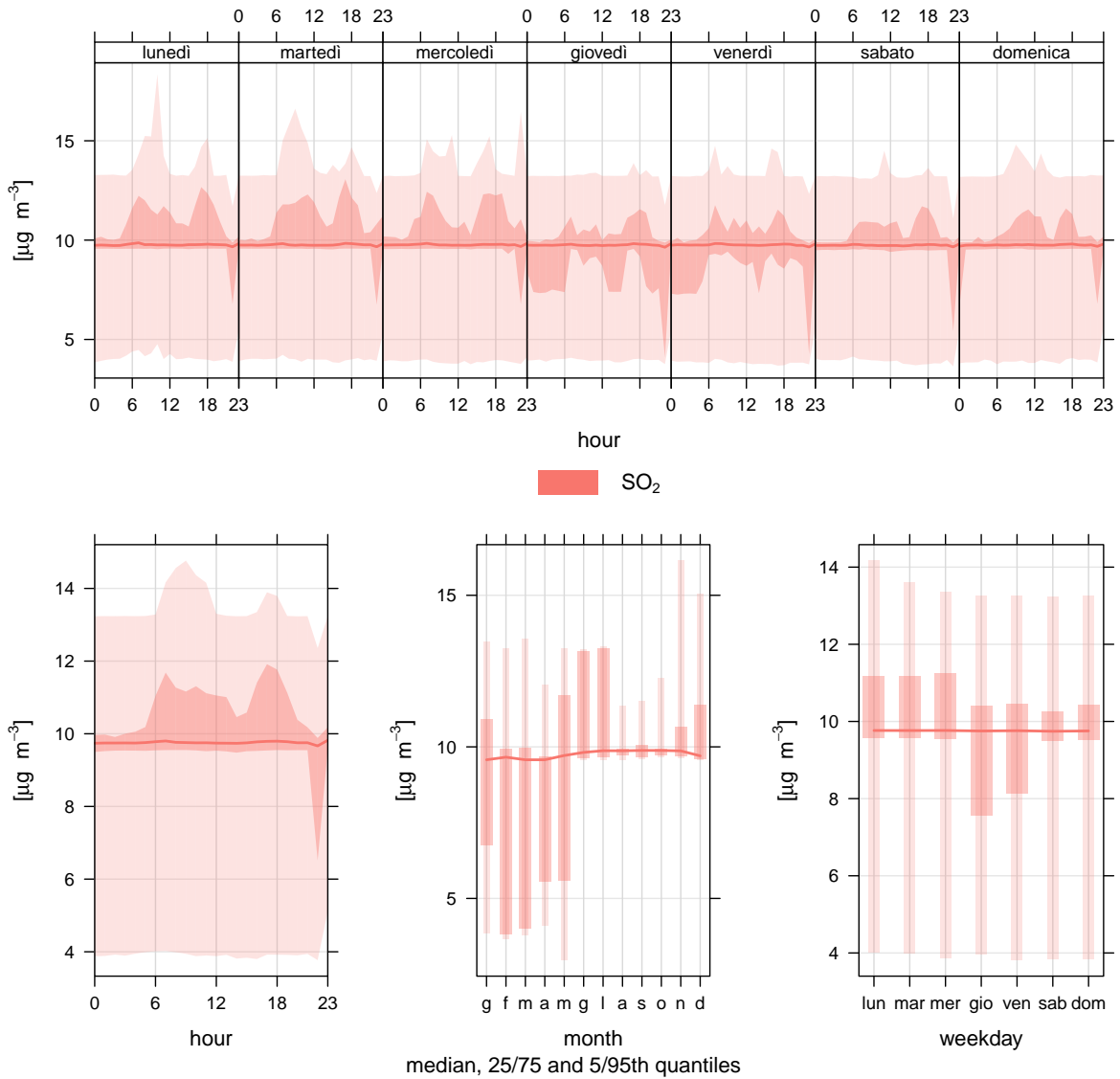


Figura 5.8: Concentrazioni SO₂, stazione di Monfalcone MNF, triennio 2014-2016

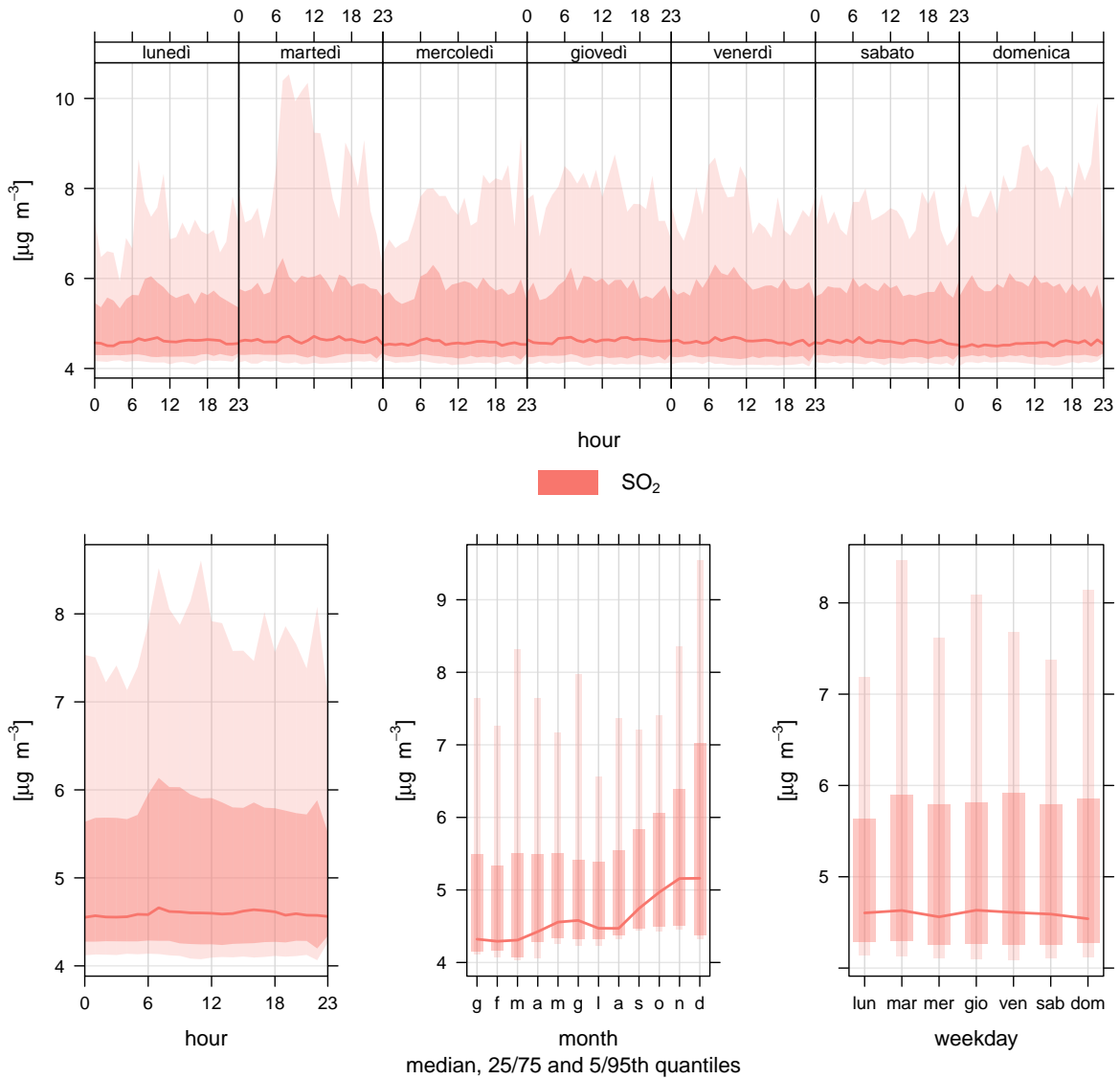


Figura 5.9: Concentrazioni SO₂, stazione di Ronchi RON, triennio 2014-2016

5.2 Relazioni con gli osservati meteorologici

Le variabili meteorologiche di interesse per valutare la dispersione degli inquinanti in atmosfera sono direzione e intensità del vento. Sul dominio di analisi, come si può osservare in Figura 5.10, prevalgono venti orientali o nord-orientali con un massimo di frequenza nella stazione di Ronchi (RON) pari al 25% delle osservazioni. Le restanti direzioni, per gran parte delle stazioni, risultano con frequenze inferiori al 10% a eccezione di Doberdò, dove la percentuale risulta leggermente superiore al 10% per venti meridionali. Anche i massimi valori di intensità risultano nord-orientali e associati a eventi di bora.

Per comprendere meglio la provenienza degli inquinanti, per ogni stazione è stata condotta l'analisi incrociata delle concentrazioni di SO₂, inquinante ritenuto marker delle emissioni della centrale, con i dati di direzione e intensità del vento. Questo permette una prima verifica di compatibilità dei picchi di concentrazione osservati con la centrale termoelettrica. Per farlo, sono stati realizzati una serie di diagrammi polari al 75° percentile, sia con tutte le osservazioni del triennio 2014-2016 che escludendo le giornate con trasporto da lunga distanza, descritto nel capitolo seguente.

Partendo dalla Figura 5.11 (a,b), sono riportati i diagrammi polari della stazione Doberdò (DBR). Si può osservare come siano presenti numerosi picchi secondo varie direzioni; tuttavia tendono a prevalere con ventilazione meridionale e occidentale risultando compatibili con la centrale A2A, mentre il picco nord-orientale è associabile a trasporto da lunga distanza. Una situazione simile è osservabile nella stazione di Doberdò (DOB), Figura 5.12 (a,b). Questa stazione è caratterizzata da un picco sud-orientale, maggiore di 16 µg·m⁻³, non osservato dalla stazione di Doberdò (DBR) probabilmente durante un periodo di inattività della stazione. Dunque, anche in questa stazione, prevalgono picchi occidentali e meridionali compatibili con la centrale, mentre il picco nord-orientale è determinato dal trasporto da lunga distanza. Per quanto riguarda invece la stazione di Monfalcone (MNF), Figura 5.13, si osserva principalmente un significativo picco nord-orientale dovuto al trasporto da lunga distanza. In assenza di tale massimo non risultano altre direzioni prevalenti. Una situazione differente si registra invece nella stazione di Fiumicello (FIU), Figura 5.14 (a,b), dove prevalgono picchi nord-orientali e sud-orientali anche senza la considerazione delle giornate con trasporto da lunga distanza. In

particolare, la direzione sud-orientale registrata da questa stazione è compatibile con la centrale A2A. In Figura 5.15 (a,b) vengono invece riportate le osservazioni presso la stazione di Grado (GRA). Come per Monfalcone (MNF) e Doberdò (DBR e DOB), si osserva un importante picco nord-orientale associato in parte al trasporto da lunga distanza e un picco di direzione sud-orientale. Infine, per quanto riguarda la stazione di Ronchi (RON), Figura 5.16 (a,b), si osserva un picco nord-orientale associato al trasporto da lunga distanza e un picco sud-orientale compatibile con la centrale termoelettrica.

Per riassumere tutto ciò, in Figura 5.17 viene riportata una sintesi della provenienza dell' SO_2 escludendo le giornate con trasporto da lunga distanza. Come si può osservare, prevale una provenienza meridionale che per le stazioni di Doberdò, Fiumicello, e Ronchi sono compatibili sia con la centrale che con il porto adiacente. Inoltre, risulta interessante la situazione osservata a Monfalcone (MNF) che non risente di particolari picchi. Le emissioni della centrale infatti, come più volte detto, avvengono da camino alto 150 m e a causa di ciò è più probabile la captazione del *plume* da stazioni più lontane, in particolar modo dalle due centraline posizionate sulle prime colline carsiche di Doberdò collocate a 140 m s.l.m.. Infine, in appendice B sono riportati i diagrammi polari delle concentrazioni di SO_2 con un dettaglio stagionale; sono realizzati escludendo le giornate con trasporto da lunga distanza.

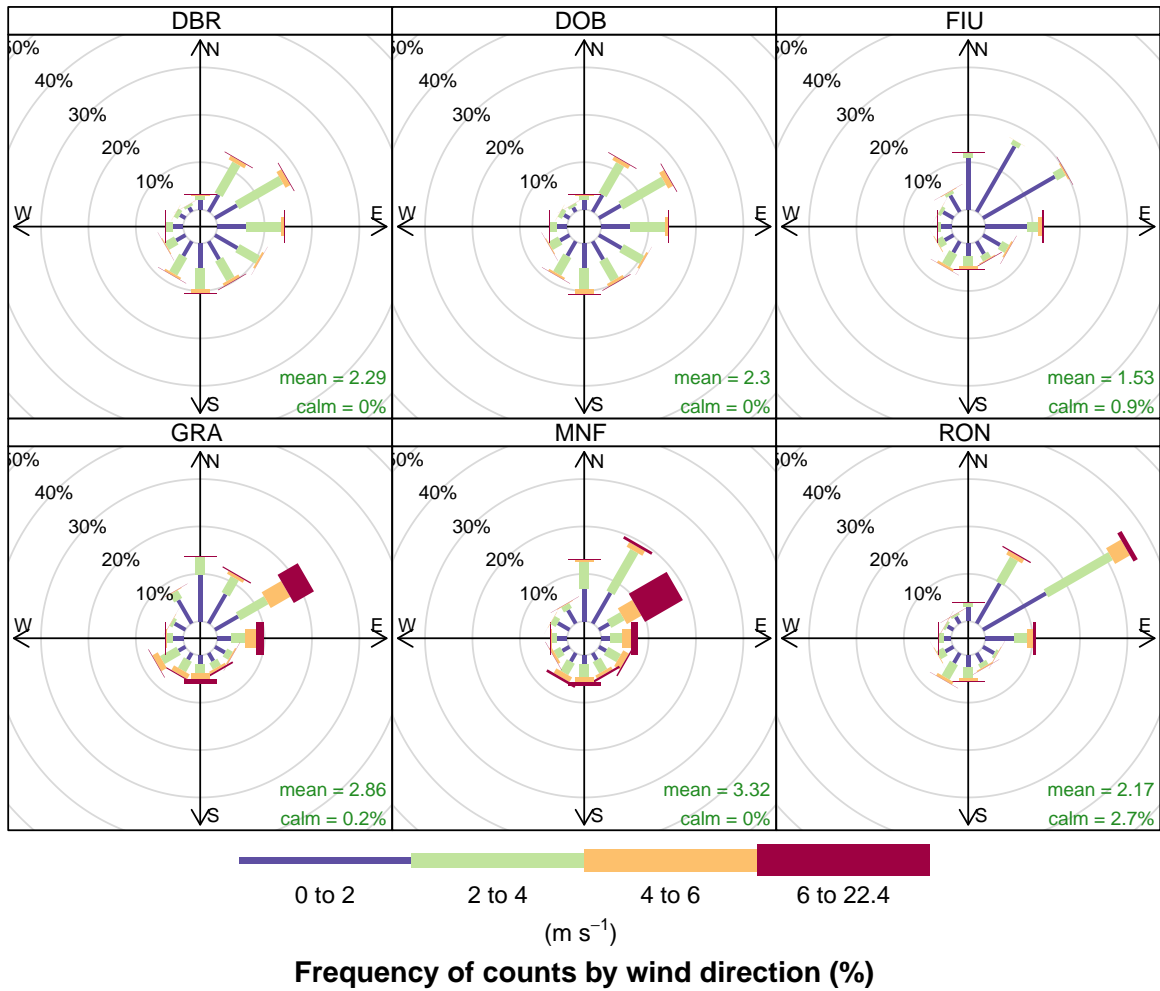
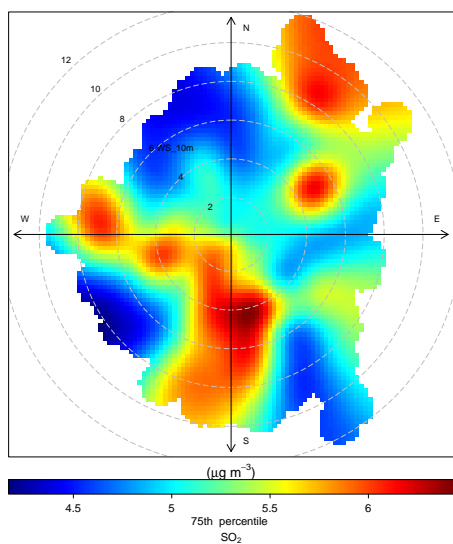
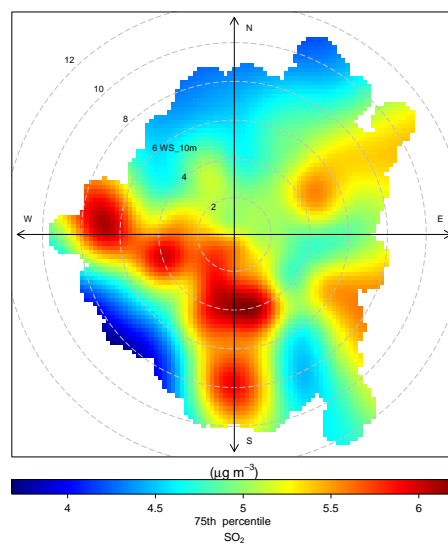


Figura 5.10: Rose dei venti; dati del triennio 2014-2016

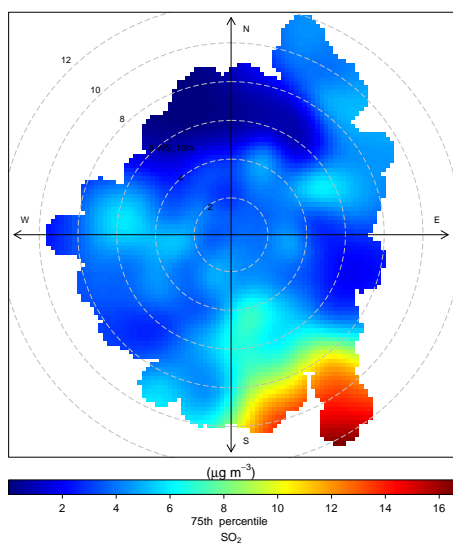


(a) Utilizzo di tutte le misurazioni nel triennio 2014-2016

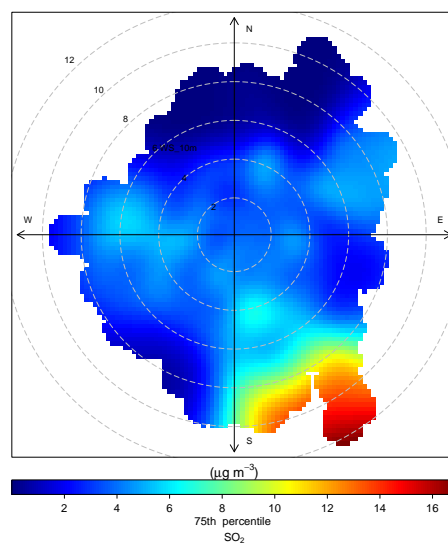


(b) Escluse le giornate caratterizzate da trasporto da lunga distanza

Figura 5.11: Diagrammi polari (SO_2) per la stazione di Doberdò (DBR)

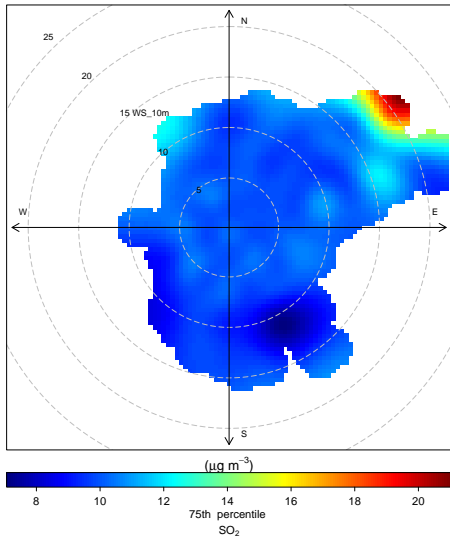


(a) Utilizzo di tutte le misurazioni nel triennio 2014-2016

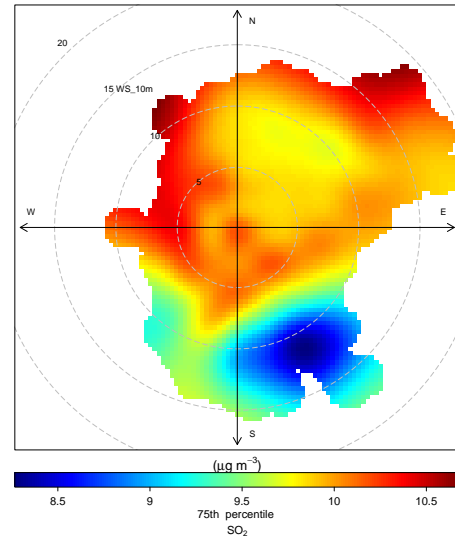


(b) Escluse le giornate caratterizzate da trasporto da lunga distanza

Figura 5.12: Diagrammi polari (SO_2) per la stazione di Doberdò (DOB)

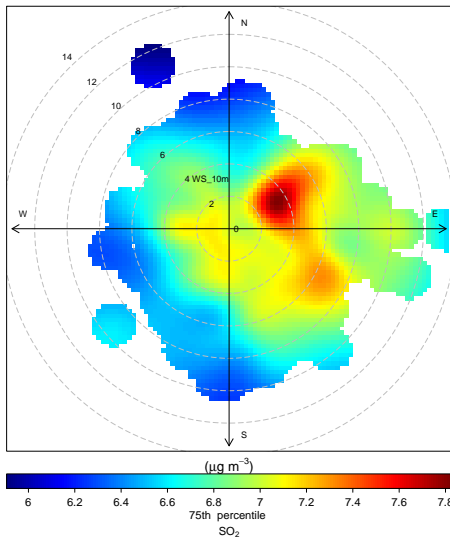


(a) Utilizzo di tutte le misurazioni nel triennio 2014-2016

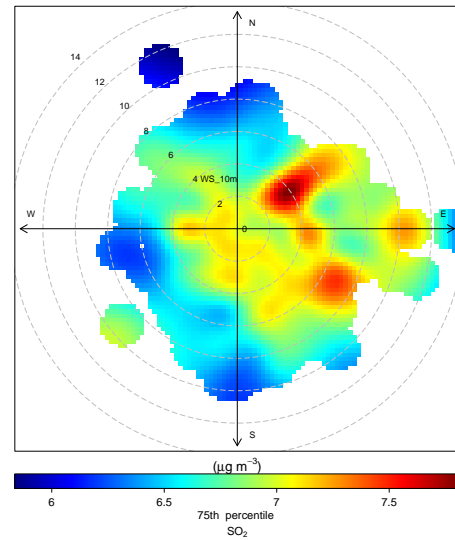


(b) Escluse le giornate caratterizzate da trasporto da lunga distanza

Figura 5.13: Diagrammi polari (SO_2) per la stazione di Monfalcone (MNF)

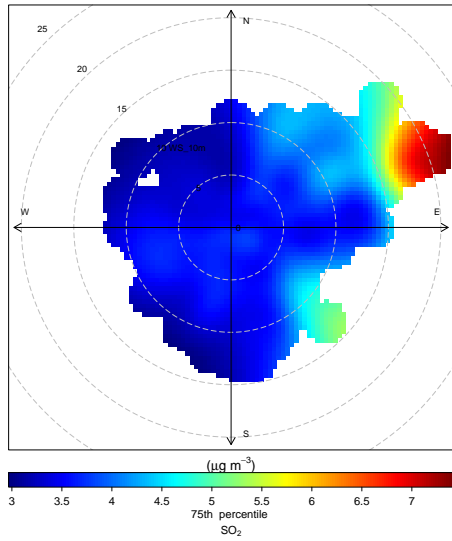


(a) Utilizzo di tutte le misurazioni nel triennio 2014-2016

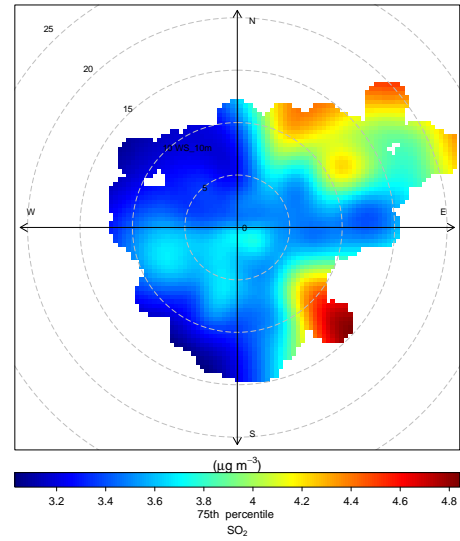


(b) Escluse le giornate caratterizzate da trasporto da lunga distanza

Figura 5.14: Diagrammi polari (SO_2) per la stazione di Fiumicello (FIU)

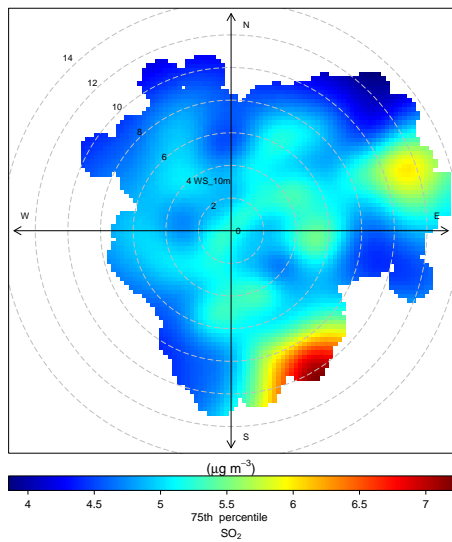


(a) Utilizzo di tutte le misurazioni nel triennio 2014-2016

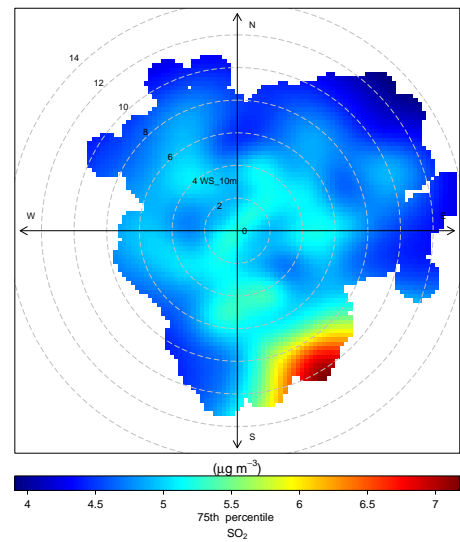


(b) Escluse le giornate caratterizzate da trasporto da lunga distanza

Figura 5.15: Diagrammi polari (SO_2) per la stazione di Grado (GRA)



(a) Utilizzo di tutte le misurazioni nel triennio 2014-2016



(b) Escluse le giornate caratterizzate da trasporto da lunga distanza

Figura 5.16: Diagrammi polari (SO_2) per la stazione di Ronchi (RON)

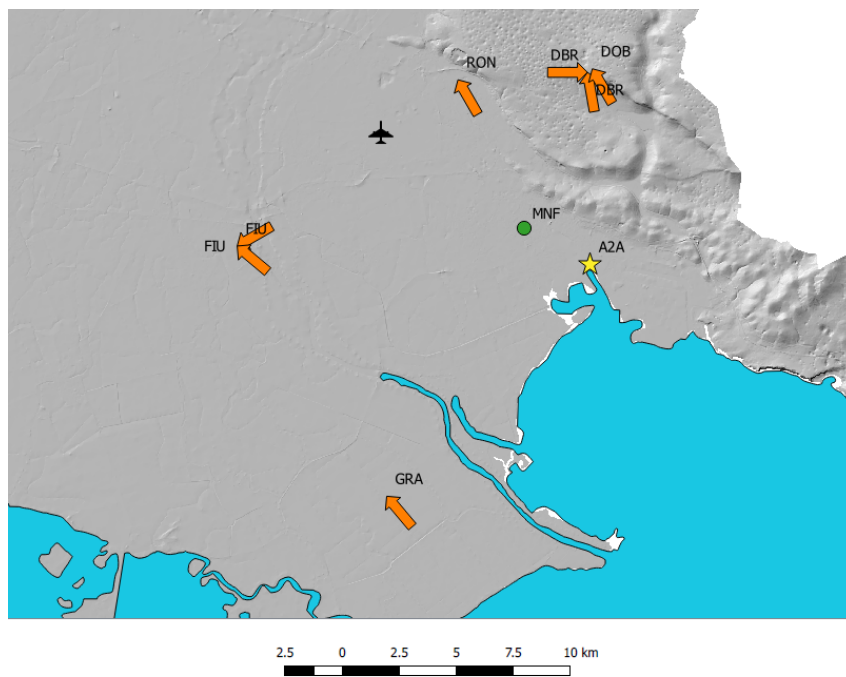


Figura 5.17: Provenienza SO₂ escludendo le giornate con trasporto da lunga distanza; per la stazione di Monfalcone (MNF) non si osservano picchi significativi

Capitolo 6

Trasporti di biossido di zolfo da grande distanza

Come già osservato dai diagrammi polari, sin dalle prime analisi statistiche sono emerse diverse giornate con picchi di SO_2 che risultano verificarsi con ventilazioni di direzione non compatibile con la centrale A2A di Monfalcone. Questi eventi interessano simultaneamente stazioni tra loro lontane alcuni km e poste in direzioni diverse rispetto al porto a all'aeroporto. Escludiamo perciò che siano determinati da emissioni locali; ipotizziamo invece un possibile trasporto transfrontaliero. In questo capitolo dunque viene descritta la modalità e gli strumenti utilizzati nell'individuazione di tale trasporto a cui seguirà una caratterizzazione degli eventi.

6.1 Il modello a traiettorie HYSPLIT

La determinazione del trasporto da grande distanza necessita per prima cosa del calcolo delle retrotraiettorie delle masse d'aria effettuato attraverso il modello di calcolo HYSPLIT. In generale il calcolo delle retrotraiettorie trova molte applicazioni che vanno dal trasporto di inquinanti, polveri, ceneri vulcaniche, aerosol biologici [13], alla determinazione di località le quali possono subire piogge alluvionali, allo studio di specie invasive [14], trasporto di patogeni o anche nell'assistere la sfera decisionale nell'uso di fungicidi e pesticidi [15].

HYSPLIT è un modello realizzato dalla NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) a partire da metà anni '80 e consiste in un ibrido tra un approccio lagrangiano, il quale

utilizza un frame mobile per il calcolo dei processi di avvezione e diffusione come per la determinazione delle traiettorie delle masse d'aria che si spostano dalla loro posizione iniziale e un approccio euleriano che utilizza una griglia tridimensionale fissa come quadro di riferimento per calcolare le concentrazioni di inquinanti in aria. In questo caso si è interessati ad applicare il modello esclusivamente per il calcolo delle retrotraiettorie e, per farlo, il modello utilizza dati meteorologici globali provenienti da reanalisi NOAA NCEP del modello GFS, *Global Forecast System*.

6.2 Origine delle masse d'aria. Analisi statistica multi-annuale

Operativamente in questa tesi il modello è stato utilizzato attraverso il software R mediante due librerie "SplitR" [16] e "openair" [17].

SplitR è un'interfaccia di R del modello HYSPLIT e permette il calcolo delle traiettorie per l'intervallo temporale selezionato dall'operatore e alle coordinate di interesse; in questo studio il calcolo è stato eseguito sul punto di Monfalcone alla quota di 500 m per il triennio 2014 - 2016. Una volta effettuato il calcolo di tutte le traiettorie giornaliere, attraverso la libreria R Openair è possibile non solo plottare in cartina tali traiettorie ma anche effettuare delle rielaborazioni successive che in questo caso riguardano il raggruppamento delle stesse in cluster prevalenti. Ciò è possibile utilizzando la funzione *trajCluster* che raggruppa le traiettorie nel numero di cluster desiderati dall'operatore. Per farlo, la funzione calcola la distanza euclidea di ciascuna traiettoria a coppie secondo l'equazione 6.1, dove X_1 , Y_1 e X_2 , Y_2 rappresentano la latitudine e la longitudine delle retrotraiettorie 1 e 2.

$$d_{1,2} = \left(\sum_{i=1}^n ((X_{1i} - X_{2i})^2 + (Y_{1i} - Y_{2i})^2) \right)^{1/2} \quad (6.1)$$

In questo studio è stato impostato il calcolo di sette cluster e le loro traiettorie sono riportate in Figura 6.1. La numerosità dei cluster è stata decisa in modo da coprire gran parte delle direzioni possibili; per il loro calcolo sono state considerate tutte le giornate del triennio di riferimento 2014- 2016.

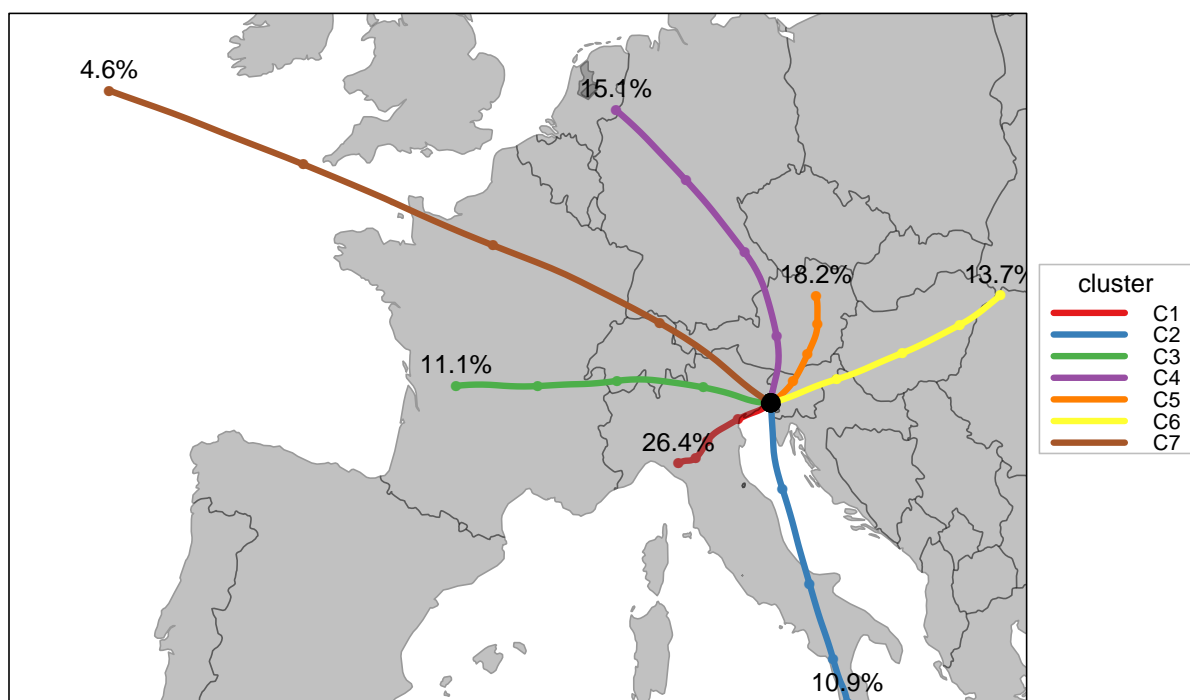


Figura 6.1: Cluster traiettorie calcolate da HYSPLIT nel triennio 2014-2016

Ora è dunque possibile individuare le giornate con trasporto transfrontaliero, in base alle misurazioni di SO_2 al suolo, e in seguito associarle alle traiettorie corrispondenti.

6.3 Individuazione degli eventi di trasporto da grande distanza del biossido di zolfo

Consideriamo probabilmente interessate da trasporti giornalieri le giornate in cui almeno l'80% delle stazioni ha registrato picchi di SO_2 , cioè concentrazioni orarie superiori ai $9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, purché non si fosse in presenza di calma di vento. La soglia di $9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ è condizionata dal calcolo delle statistiche descrittive ed è stata fissata dopo aver plottato le curve di densità dell' SO_2 misurato dalle stazioni al suolo. Inoltre, pur in caso di superamenti, non possono essere considerati i casi in cui il vento è assente. Infatti in queste condizioni è favorito l'accumulo delle emissioni locali di SO_2 provenienti dalla centrale A2A e dal porto anche su superfici molto

Tabella 6.1: Numero di giornate con trasporto da lunga distanza per anno e per tipologia di traiettoria; la colonna EVENTI T.G.D. (Trasporto Grande Distanza) rappresenta il totale dei giorni per singola traiettoria nei tre anni di analisi mentre la colonna OCCORRENZE riporta la somma di tutte le giornate caratterizzate dal moto delle masse d'aria secondo la rispettiva traiettoria indipendentemente dal trasporto di inquinanti

CODICE	NOME GEOGRAFICO	2014	2015	2016	EVENTI T.G.D.	OCCORRENZE
C1	traiettorie padane	0	1	2	3	289
C2	mediterranee	1	3	0	4	119
C3	francesi	0	0	1	1	122
C4	tedesche	2	3	0	5	166
C5	sloveno-austriache	3	1	0	4	200
C6	orientali	0	4	3	7	150
C7	atlantiche	0	0	0	0	50
TOTALE		6	12	6	24	1097

ampie che possono coinvolgere più dell'80% delle stazioni.

Una giornata si ritiene caratterizzata da trasporto da lunga distanza quando tali soglie vengono superate per almeno un'ora. Nel triennio 2014-2016 sono emerse 24 giornate con questo tipo di trasporto che nel paragrafo seguente, 6.4, verranno caratterizzate.

Queste giornate ai fini della valutazione delle prestazioni del modello SPRAY verranno escluse in quanto tale modello per sua natura non può prevedere tali trasporti.

6.4 Caratterizzazione meteorologica a scala sinottica

Le 24 giornate riscontrate risultano distribuite secondo la tabella 6.1.

Complessivamente si osserva una maggior incidenza degli eventi transfrontalieri nel 2015 e con traiettorie nord-orientali più numerose rispetto alle altre. Piuttosto bassa risulta invece la frequenza dei trasporti nord-occidentali dove nel triennio si registrano solo 172 giornate con masse d'aria provenienti da tale direttrice e solo una giornata associata a trasporto di inquinanti da lunga distanza di SO₂. Ciò è determinato almeno da tre fattori:

- presenza della catena alpina che impedisce il passaggio delle masse d'aria nei bassi strati permettendo solo il trasporto in quota rendendo difficile l'intercettazione dell'inquinante dalle centraline al suolo immediatamente a sud delle Alpi;
- sono traiettorie associate a precipitazioni sopravvento alle Alpi e Foehn sottovento, quindi l' SO_2 viene dilavato prima che la massa d'aria arrivi a Monfalcone;
- sono traiettorie che percorrono per centinaia di km aree quasi prive delle principali sorgenti emissive come centrali a carbone e navi, che pur essendo numerose in Atlantico, difficilmente l' SO_2 emesso a tali distanze riesce a raggiungere il Friuli Venezia Giulia.

Nei paragrafi seguenti verrà proposta una caratterizzazione sinottica degli eventi più significativi secondo le traiettorie osservate; le rimanenti giornate con trasporto transfrontaliero sono riportate in Appendice C. Per la caratterizzazione meteorologica, oltre alle mappe di pressione e vento verranno utilizzati i dati misurati dalle radiosonde lanciate da Udine Campofornido fino al 18 gennaio 2016 e successivamente da Udine Rivolto.

6.4.1 Traiettorie padane

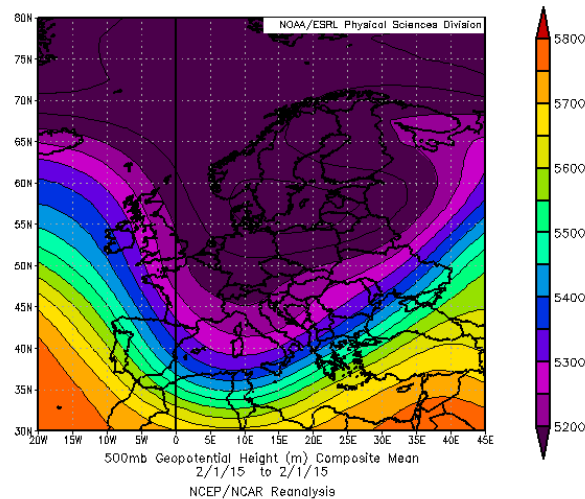
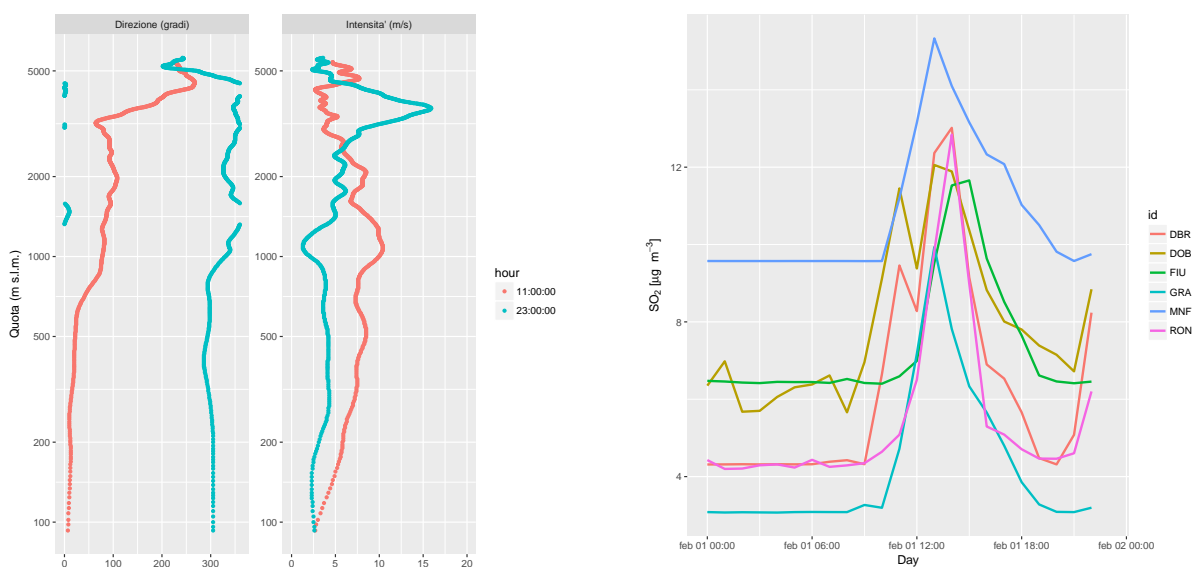


Figura 6.2: Geopotenziali in Europa a 500hPa il 1° Febbraio 2015

Nel triennio analizzato, gli eventi con tale traiettoria si riscontrano solamente nell'ultimo biennio, 2015-2016, per un totale di tre giornate: il 1° febbraio 2015, l'11 aprile 2016 e il 6 dicem-

bre 2016. La provenienza degli inquinanti è padana e quindi favorita con venti sud-occidentali. In tutte tre le giornate caratterizzate da tale trasporto sono presenti profondi campi depressori sull'Europa occidentale oppure sull'Europa centro-settentrionale come avvenuto il 1° febbraio 2015, Figura 6.2.

In tali condizioni le masse d'aria spinte sul Friuli Venezia Giulia risultano di provenienza sud-occidentale in particolar modo in quota. Osservando i profili verticali di vento misurati dai radiosondaggi di Udine Campoformido il 1° febbraio 2015, Figura 6.3 (a), è possibile notare come solo ad alta quota sia presente vento da sudovest mentre al di sotto prevalgono correnti nord-orientali. Al suolo è osservabile un aumento delle concentrazioni di SO_2 , Figura 6.3 (b), nella fase diurna della giornata con un picco massimo alle 13 superiore a $14 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ registrato dalla stazione di Monfalcone. In seguito calano nuovamente raggiungendo valori di fondo in serata. L'aumento delle concentrazioni al suolo avviene perciò in concomitanza del raggiungimento dell'altezza massima giornaliera dello strato rimescolato che favorisce dunque la ricaduta al suolo dell'inquinante. In tutte le giornate con questo tipo di trasporto i valori massimi pertanto non risultano particolarmente elevati in virtù del trasporto in quota dell'inquinante che di conseguenza risulta difficilmente intercettabile dalle centraline al suolo.



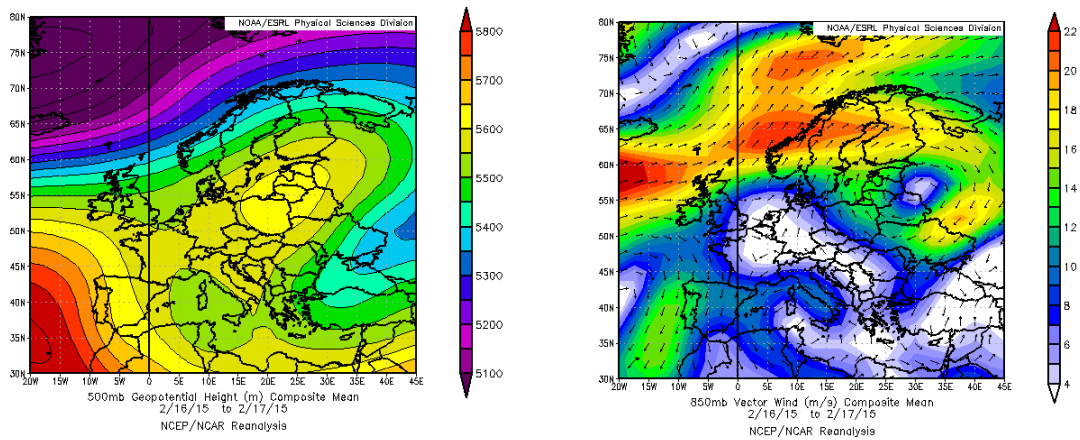
(a) Vento; radiosondaggi di Udine Campoformido alle 11 e 23 UTC

(b) Concentrazioni osservate al suolo

Figura 6.3: Evento del 1° Febbraio 2015

6.4.2 Traiettorie mediterranee

Questa traiettoria vede l'apporto sul Friuli Venezia Giulia di masse d'aria meridionali provenienti dal Mediterraneo centrale e dal nord Africa. Le giornate nel triennio di analisi interessate da tale afflusso risultano quattro: il 3 dicembre 2014, il 16 e 17 febbraio 2015 e il 3 novembre 2015. L'attivazione delle correnti meridionali sull'Italia è determinato dalla presenza di campi depressionari sull'Europa sud-occidentale o sul mar Tirreno. Per questa ragione, sul nord-est Italia i venti tendono a ruotare da est sud-est nei bassi strati anche se l'origine della massa d'aria risulta comunque meridionale.



(a) Geopotenziali a 500hPa il 16 e 17 febbraio 2015

(b) Ventia a 850hPa tra il 16 e 17 febbraio 2015

Figura 6.4: Condizioni sinottiche

L'evento più significativo con tale traiettoria risale al 16 e 17 febbraio 2015, Figura 6.4. Durante queste due giornate l'ingresso di una depressione atlantica sul Mediterraneo centrale provoca il richiamo di correnti meridionali sull'Italia e sui Balcani settentrionali. Come misurato dai radiosondaggi delle due giornate in Figura 6.5 (a e b) i venti risultano prevalentemente orientali o sud-orientali in entrambe le giornate, con maggiore prevalenza di venti meridionali oltre i 1000 m solo il 16 febbraio. Le concentrazioni di SO_2 osservate dalle stazioni al suolo mostrano un aumento dei valori a partire dalla prima mattinata del 16 febbraio con un culmine la sera dello stesso giorno quando in particolare la stazione di Monfalcone supera i $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Il giorno seguente, dopo un temporaneo calo, si osserva un nuovo generale picco entro la mattinata prima di una definitiva diminuzione delle concentrazioni dal pomeriggio (Figura 6.6).

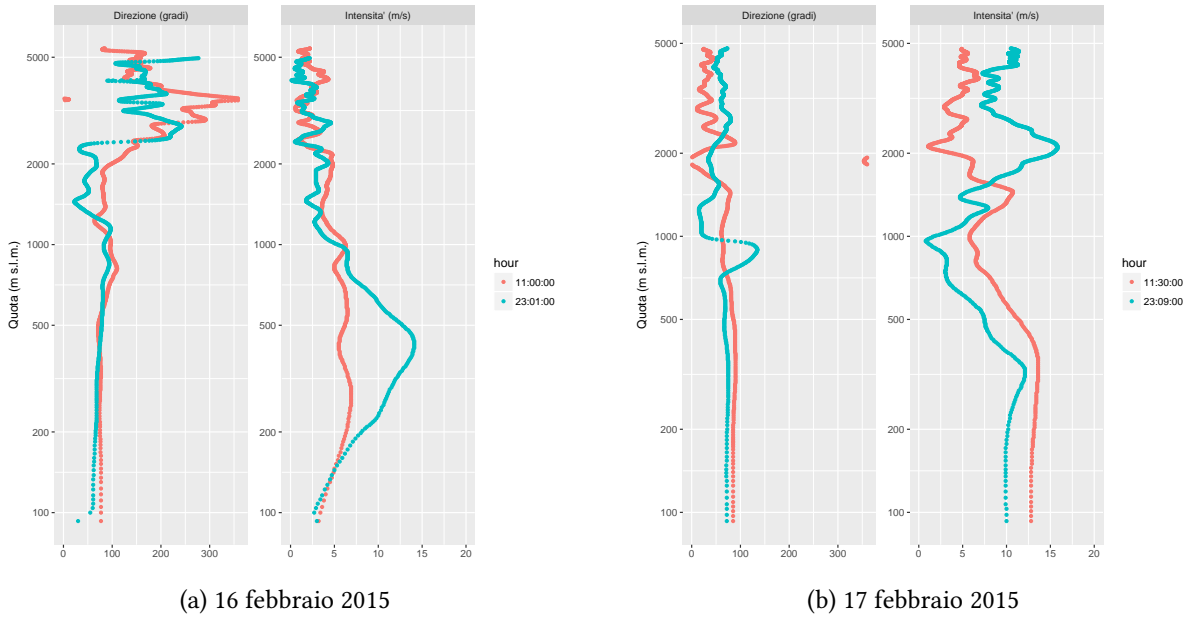


Figura 6.5: Vento; Radiosondaggi di Udine Campofornido del 16 e 17 febbraio 2015 alle 11 e 23 UTC

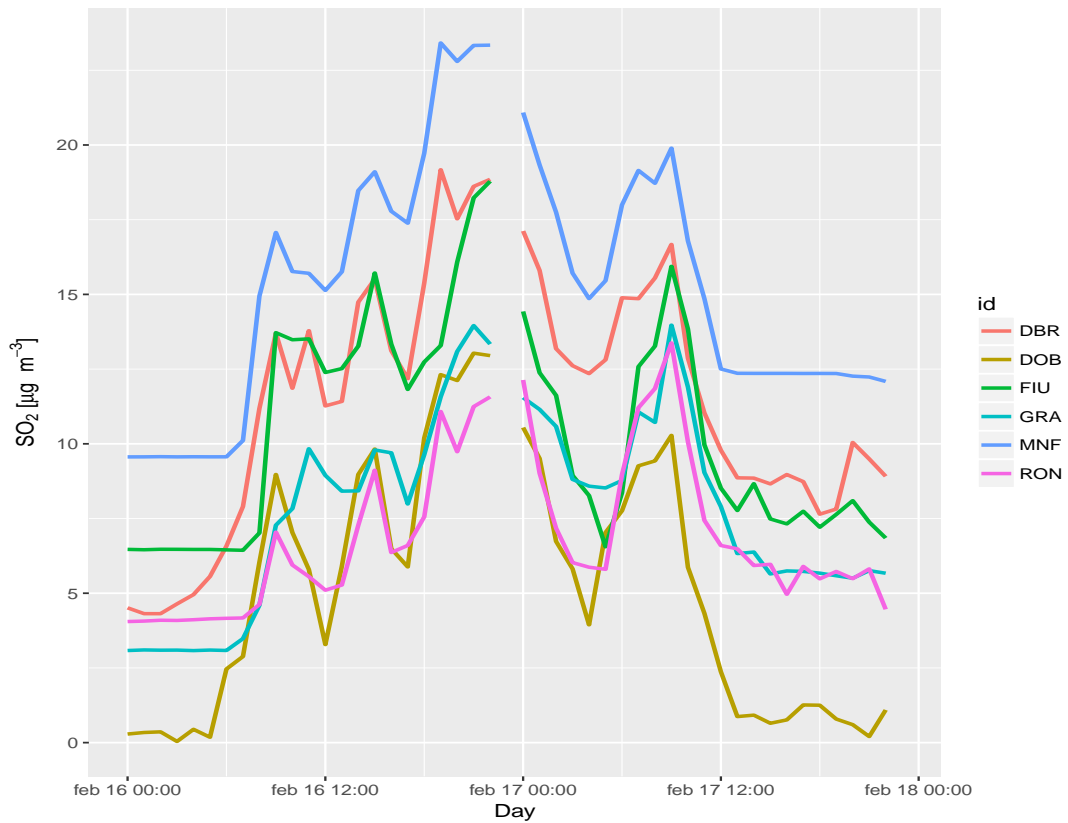


Figura 6.6: Andamento delle concentrazioni misurate al suolo il 16 e 17 febbraio 2015

6.4.3 Traiettorie francesi

Questa tipologia di traiettoria si riscontra, nelle ventiquattro giornate caratterizzate da trasporto transfrontaliero, una sola volta e più precisamente il 28 dicembre 2016. Si tratta di una traiettoria che registra pochi casi in virtù dell'orografia alpina che tende a bloccare il flusso di inquinanti dal nord-ovest Europa e dalla scarsità di sorgenti di SO₂ in queste zone. Quindi, pur essendoci la possibilità di trasporti secondo questa traiettoria, difficilmente le stazioni al suolo a sud delle Alpi sono in grado di risentirne. Tuttavia, nel triennio considerato in questo studio questa giornata rientra in questa casistica anche se la variazione rispetto alla media delle concentrazioni risulta molto contenuta.

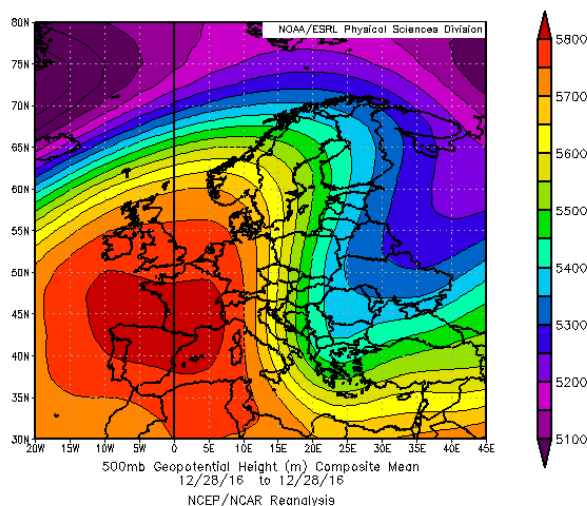
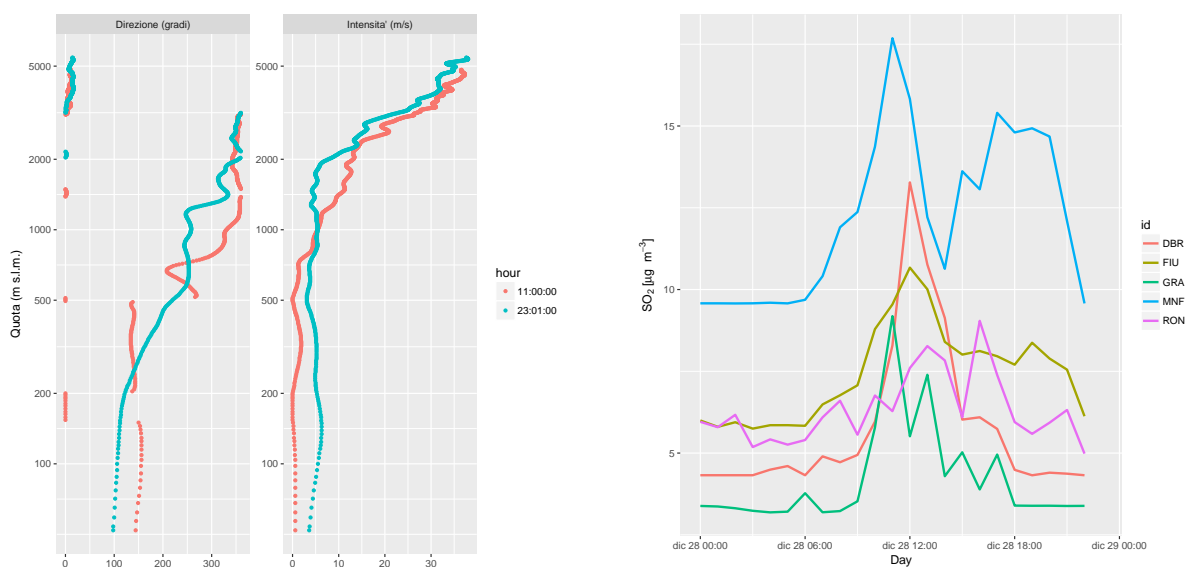


Figura 6.7: Geopotenziali a 500hPa in Europa il 28 dicembre 2016

A livello sinottico, tale giornata è caratterizzata da un vasto anticiclone sull'Europa occidentale con massimi in quota tra la Spagna settentrionale e la Francia e da discese di aria fredda sull'Europa dell'est, Figura 6.7. In particolare, il massimo di pressione sul nord della Spagna determina una debole ventilazione nord-occidentale in quota sul nord Italia. Osservando i valori del vento misurati dalle radiosonde lanciate da Udine Rivolto, Figura 6.8 (a), si può notare la debole intensità degli stessi legata al campo anticiclonico e la graduale rotazione della direzione che risulta prevalentemente orientale o sud-orientale nei bassi strati per poi divenire nord-occidentale negli strati superiori e infine settentrionale ad alta quota.

Le concentrazioni di SO₂ misurate al suolo, come accennato in precedenza, non risultano parti-

colarmente elevate e in generale si osserva un aumento in tarda mattinata fino a valori massimi nelle ore centrali del giorno con picchi che per la stazione di Monfalcone risultano leggermente superiori a $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. I valori massimi si riscontrano proprio in concomitanza dell'altezza massima di rimescolamento giornaliera che determina la ricaduta al suolo dell'inquinante attraverso i downdrafts. Dal pomeriggio, a eccezione di Monfalcone e Ronchi dove si assiste ad un temporaneo nuovo innalzamento delle concentrazioni, si nota una generale diminuzione delle stesse fino a valori di fondo per tutte le stazioni raggiunti in serata.



(a) Vento; radiosondaggi di Udine Rivolto alle 11 e 23 UTC

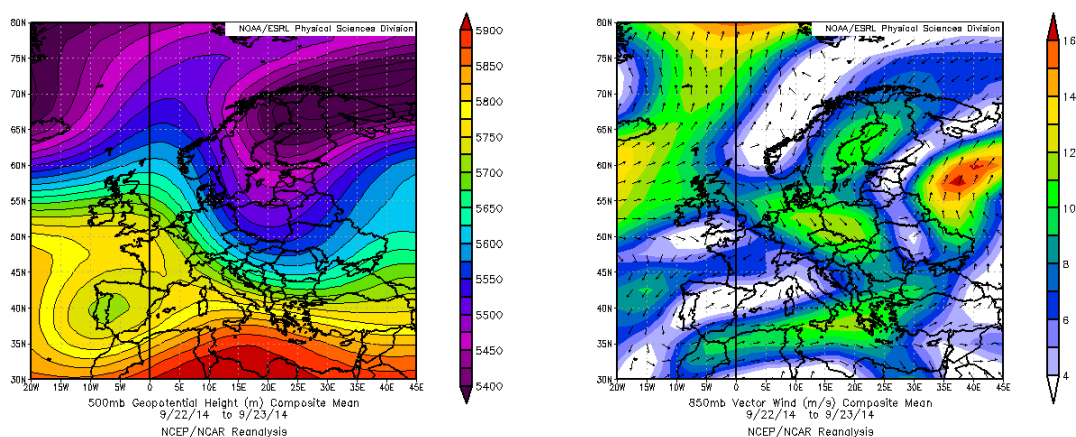
(b) Concentrazioni SO₂ misurate al suolo

Figura 6.8: Evento del 28 dicembre 2016

6.4.4 Traiettorie tedesche

Nel triennio di riferimento le masse d'aria presentano questa tipologia di traiettoria nel 16.1% delle giornate e per cinque giorni caratterizzati da trasporto transfrontaliero avvenuti il 22 e 23 settembre 2014, 10 e 11 marzo 2015 e il 22 aprile 2015. In questo caso la provenienza risulta nord europea con origine sul mare del Nord, Paesi Bassi e Germania settentrionale. In generale tutte le traiettorie orientali presentano un trasporto di biossido di zolfo più marcato rispetto alle altre direttrici.

L'evento più significativo osservato nel triennio di analisi risale al 22 e 23 settembre 2014 quando si è verificata la discesa di masse d'aria fredde sull'Europa centro-orientale. Tale discesa è determinata dalla presenza di campi anticiclonici sull'Europa occidentale, tra Francia e Inghilterra meridionale. In tali condizioni è perciò presente un corridoio di correnti in quota che dal mare del Nord si portano tra nord Italia e Balcani; ciò è ben visibile nella Figura 6.10 (a e b).



(a) Geopotenziali a 500hPa il 22 e 23 settembre 2014

(b) Venti a 850hPa il 22 e 23 settembre 2014

Figura 6.9: Situazione sinottica

Dai radiosondaggi di Udine Campofornido del 22 settembre, Figura 6.10 (a) si può osservare come i venti in quota presentino già una direzione nord-occidentale mentre al suolo siano ancora meridionali. In tal frangente infatti non si osserva nessuna variazione delle concentrazioni al suolo, come si può vedere in Figura 6.11. Dalla serata i venti si mantengono settentrionali in quota mentre nei bassi strati ruotano da nord-est; in concomitanza a ciò le concentrazioni tendono ad aumentare con valori massimi di SO_2 fino a $30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Il 23 settembre i venti lungo la colonna verticale, come si può osservare in Figura 6.10 (b), si dispongono da ovest-nordovest già nei bassi strati. Le concentrazioni di SO_2 , Figura 6.11, dopo una prima diminuzione entro l'alba, aumentano nuovamente durante il giorno, in concomitanza della formazione dello strato rimescolato, presentando picchi fino a $35 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ osservati dalla stazione di Doberdò (DBR). Infine in serata i valori scendono nuovamente e si riportano a concentrazioni medie normali.

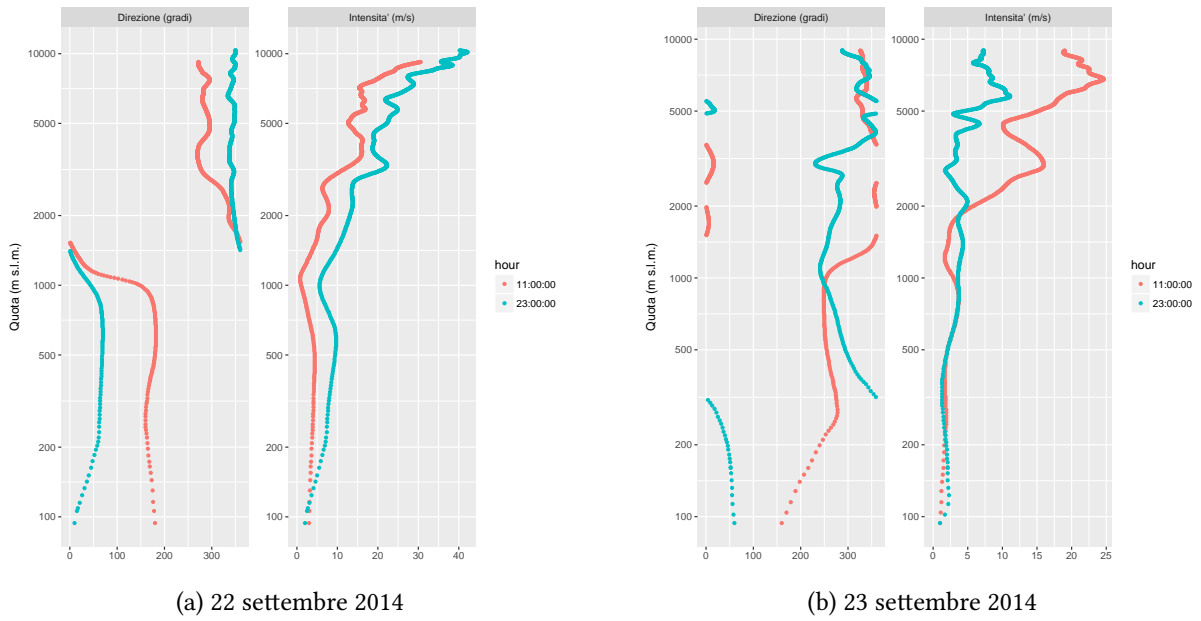


Figura 6.10: Vento; radiosondaggi di Udine Campofornido il 22 e 23 settembre 2014 alle 11 e 23 UTC

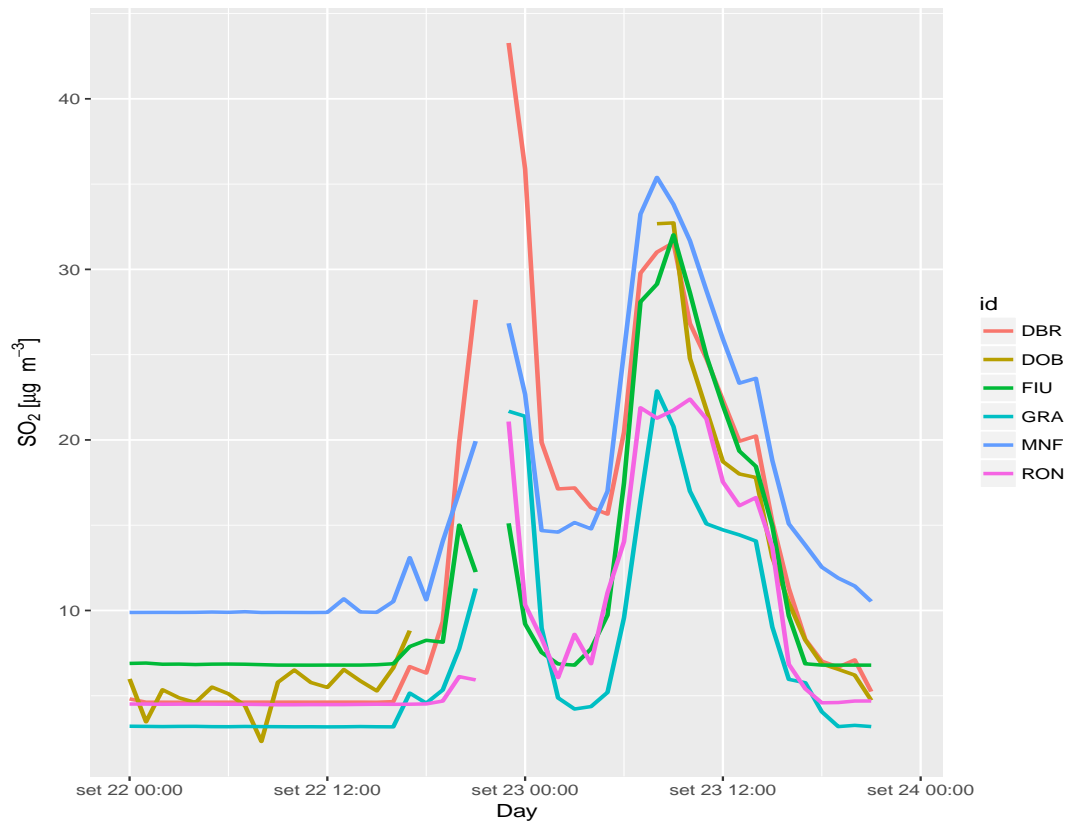


Figura 6.11: Variazione concentrazioni di SO_2 il 22 e 23 settembre 2014

6.4.5 Traiettorie sloveno-austriache

Secondo questo cluster, l'origine delle masse d'aria risulta prossima all'area di studio in quanto collocata nella vicina Austria. Nel triennio di riferimento la percentuale di giornate in cui si riscontra tale traiettoria è del 18.2 % mentre tra le giornate in cui è stato osservato trasporto transfrontaliero si riscontrano quattro giornate, tre delle quali però sono relative a un unico evento avvenuto tra il 25 e il 27 novembre 2014. Esso rappresenta il trasporto transfrontaliero più duraturo e con valori più elevati nell'intero triennio di analisi. La rimanente giornata con tale traiettoria è il 10 aprile 2015.

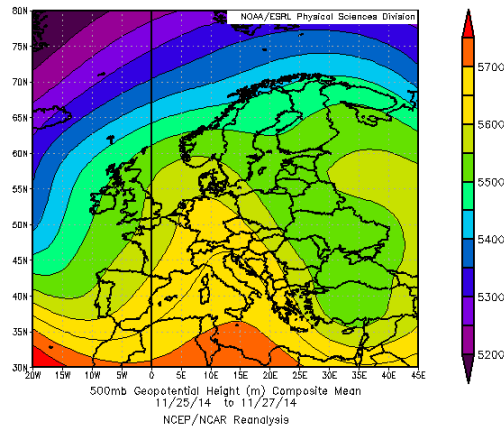


Figura 6.12: Geopotenziali a 500hPa in Europa tra il 25 e il 27 novembre 2014

Questo tipo di traiettoria delle masse d'aria è favorito da campi di alta pressione sul Mediterraneo centrale e sull'Italia, Figura 6.12. Tuttavia, il particolare posizionamento dell'anticiclone determina l'attivazione di venti settentrionali nei bassi strati tra i Balcani e l'est Europa e sul Friuli Venezia Giulia della bora. Tale ventilazione orientale si presenta prevalentemente nei primi 1000 m mentre a quote più elevate prevalgono venti nord-occidentali come testimoniato dai radiosondaggi di Udine Campofornido nelle Figure 6.13 (a e b) e 6.14. Sempre dai radiosondaggi si può notare come i venti presentino due regimi nettamente diversi nei bassi strati e in quota; si osserva come in tutte e tre le giornate fino a 1000m prevalgano venti orientali con intensità massima attorno 500 - 600 m di quota mentre sui 1000m è osservabile una netta diminuzione dell'intensità del vento e l'immediata rotazione della direzione che diventa nord-occidentale con un conseguente nuovo aumento dell'intensità. Questa condizione è os-

servabile anche nelle restanti giornate con questo tipo di trasporto.

Si tratta dunque di un trasporto concentrato nei bassi strati e questo può aver contribuito a una maggior intercettazione dell'inquinante da parte delle centraline al suolo.

In queste giornate si assiste dunque a un aumento comune delle concentrazioni di biossido di zolfo, Figura 6.15, dal mattino del 26 novembre quando tutte le stazioni rilevano un aumento dei valori con picchi al pomeriggio prossimi ai $30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ specie per le stazioni di Monfalcone e Fiumicello. Le concentrazioni rimangono elevate per gran parte della nottata per poi calare tra la mattinata e il primo pomeriggio del 25 novembre fino a valori di fondo. Tuttavia, dopo poche ore si verifica un nuovo e ancora più forte del precedente aumento delle concentrazioni che si portano in qualche ora fino a punte di $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a Monfalcone e leggermente inferiori a Fiumicello e Doberdò (DBR). Infine, tra la nottata e la mattinata del 27 novembre i valori di SO_2 tendono a calare fino a portarsi su valori di fondo entro la serata chiudendo così l'evento con trasporto transfrontaliero più marcato nel triennio di studio.

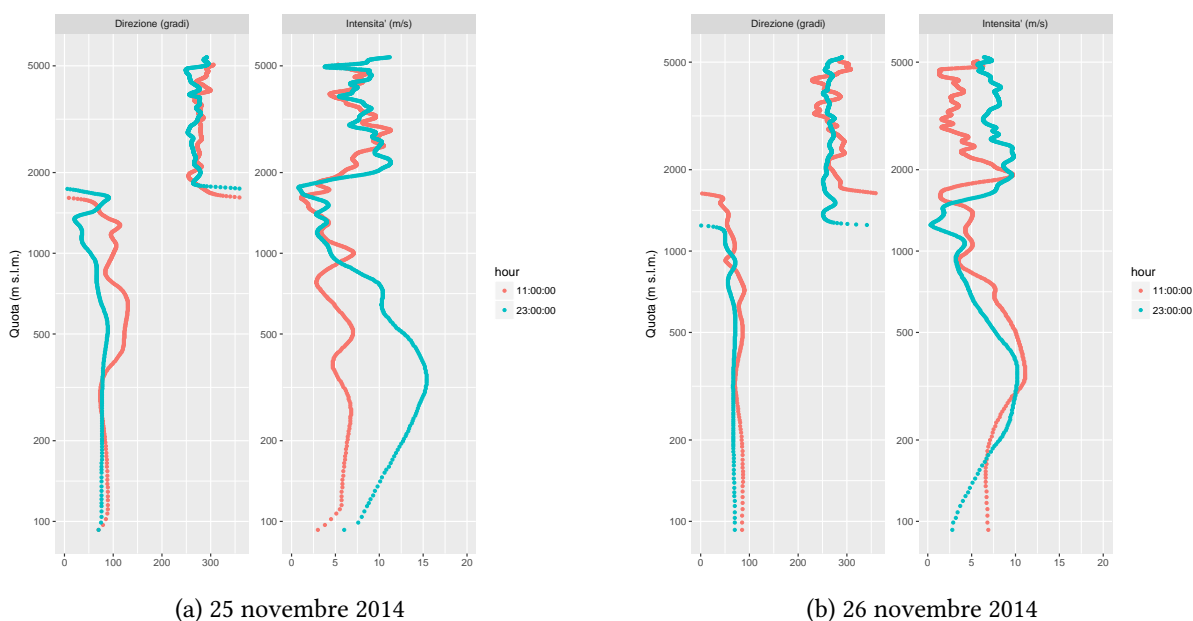


Figura 6.13: Vento; radiosondaggi di Udine Campofornido il 25 e 26 novembre 2014 alle 11 e 23 UTC

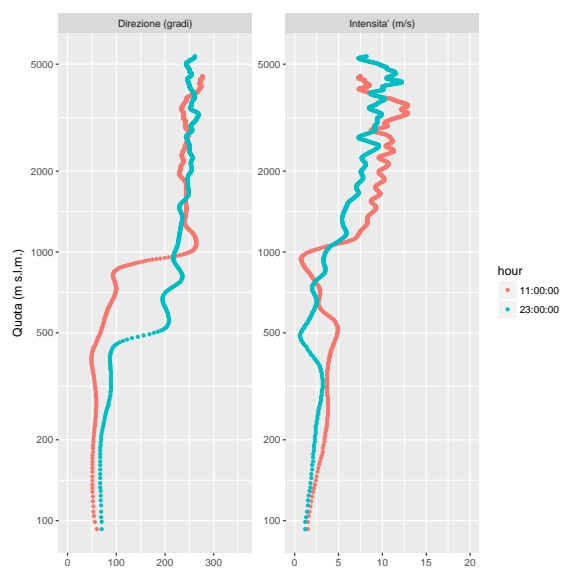


Figura 6.14: Vento; radiosondaggi di Udine Campoformido il 27 novembre 2014 alle 11 e 23 UTC

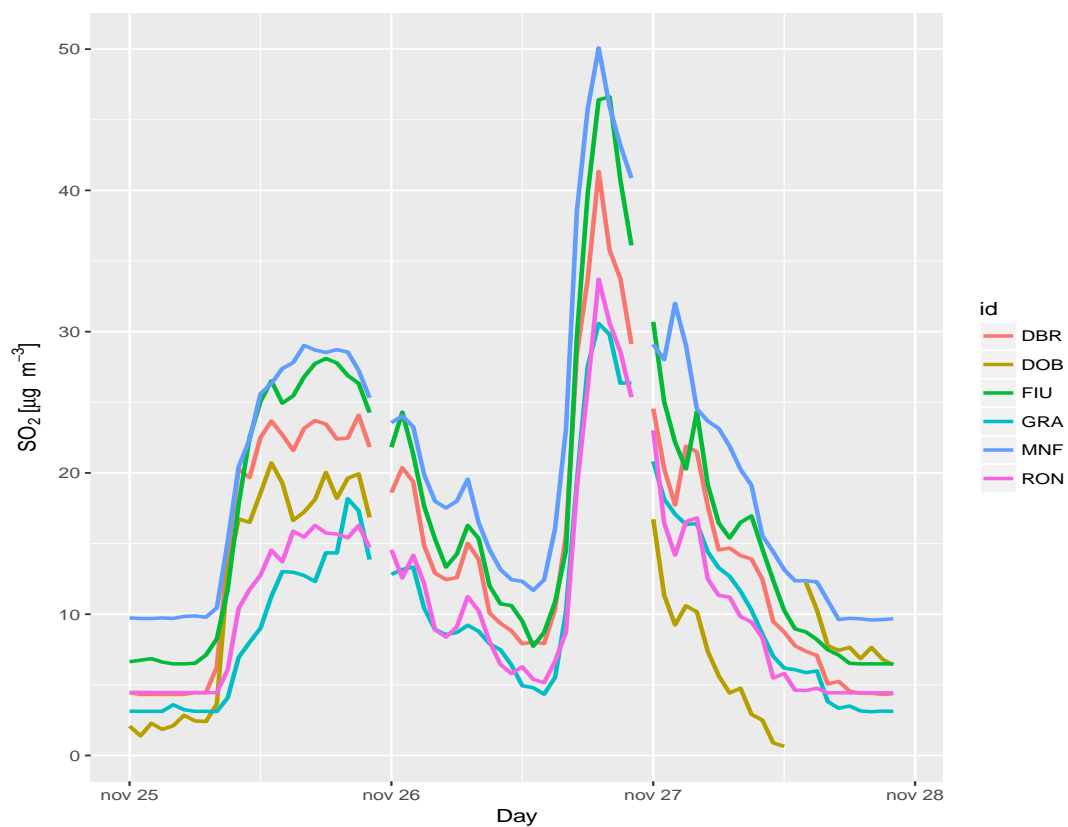
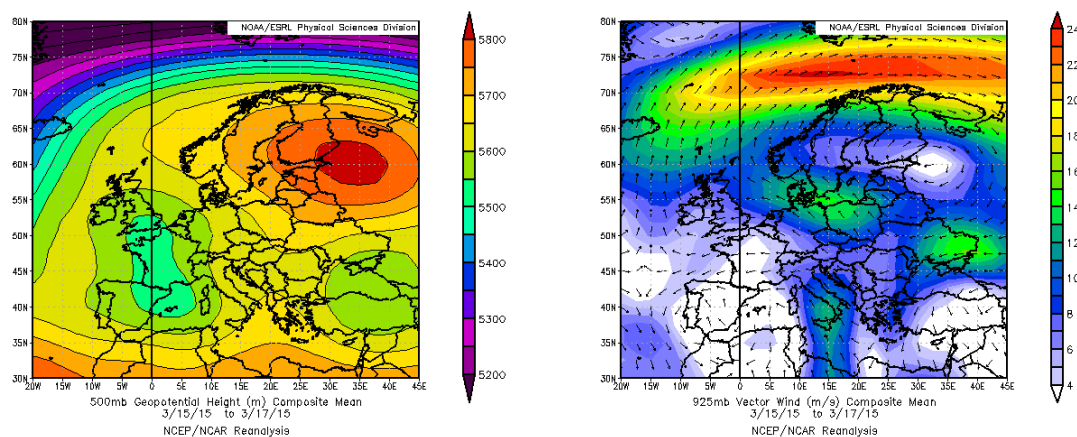


Figura 6.15: Concentrazioni SO₂ tra il 25 e il 27 novembre 2014

6.4.6 Traiettorie orientali

L'origine delle masse d'aria avente questo tipo di traiettoria risale all'est Europa, precisamente tra Ungheria, Slovacchia, Romania e Ucraina. Generalmente si verifica con la presenza di alte pressioni sul nord-est Europa e depressioni sull'Europa occidentale. Nonostante le giornate presentanti tale trasporto risultino il 13.7% del triennio, si tratta della traiettoria più numerosa nei giorni caratterizzati da trasporto da lunga distanza, facendo registrare sette giornate: il 5 febbraio 2015, il 15, 16 e 17 marzo 2015, il 3 gennaio 2016, l'11 settembre 2016 e il 5 dicembre 2016. Proprio l'evento più longevo, avvenuto tra il 15 e il 17 marzo 2015, risulta il più significativo per descrivere questa tipologia di traiettoria. In queste giornate, Figura 6.16, un vasto e robusto anticiclone è presente sull'Europa nord-orientale, con massimi sulla Russia, mentre sull'Europa occidentale è presente una vasta depressione tra Francia, Inghilterra meridionale e Mediterraneo centro occidentale. Proprio quest'ultima depressione tende ad attivare sull'Italia, anche settentrionale, venti in quota da sud-sudest come è possibile osservare dai radiosondaggi in Figure 6.17 (a e b) e 6.18. La combinazione dell'avvicinamento di depressioni al suolo sul Tirreno e dell'alta pressione sul nord-est Europa attivano sul Friuli Venezia Giulia venti nord-orientali nei bassi strati, anche sostenuti come si può osservare nei radiosondaggi. Tutto ciò quindi convoglia sulla Regione masse d'aria provenienti dall'est Europa.



(a) Geopotenziali a 500hPa in Europa tra il 15 e il 17 marzo 2015

(b) Venti a 925hPa in Europa tra il 15 e il 17 marzo 2015

Figura 6.16: Situazione sinottica

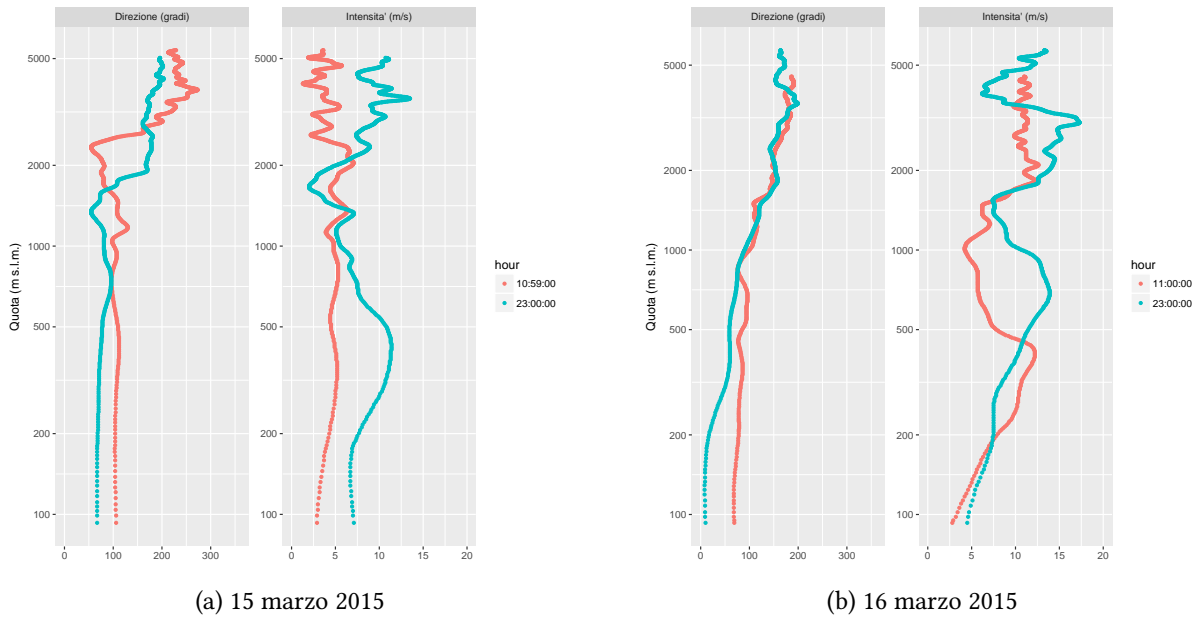


Figura 6.17: Vento; radiosondaggi di Udine Campofornido il 15 e 16 marzo 2015 alle 11 e 23 UTC

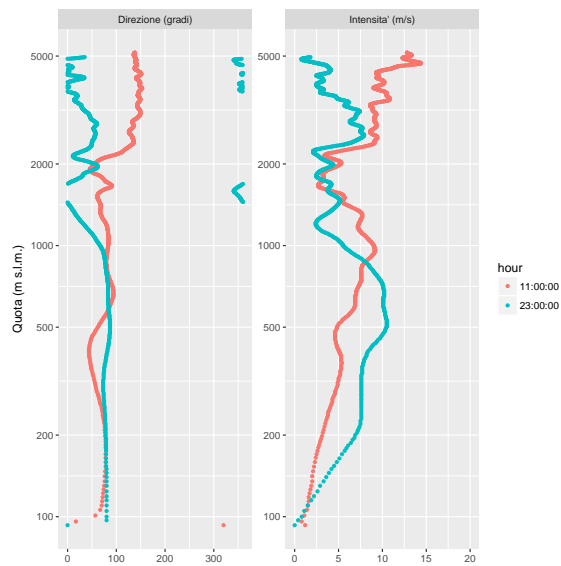


Figura 6.18: Vento; radiosondaggi di Udine Campofornido il 17 marzo 2015 alle 11 e 23 UTC

Le concentrazioni di biossido di zolfo, Figura 6.19 aumentano dalla mattinata del 15 marzo rimanendo su valori piuttosto elevati fino a metà giornata del 16 marzo; i picchi massimi misurati si aggirano intorno ai $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ con punte di $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Successivamente le concentrazioni rientrano nella media in serata mentre nelle prime ore del 17 marzo si assiste a un nuovo parziale aumento delle stesse che si conclude entro la mattinata con punte di SO_2 attorno a $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Dal pomeriggio le concentrazioni si portano nuovamente su valori di fondo.

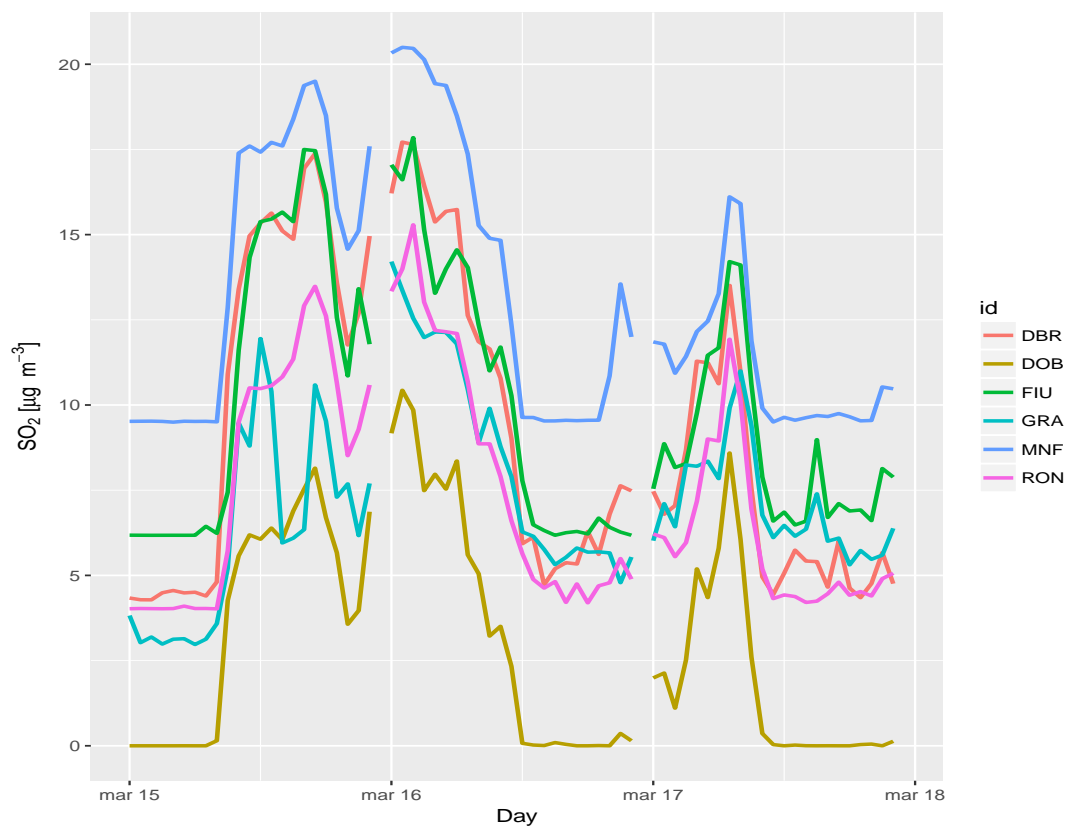


Figura 6.19: Concentrazioni SO_2 tra il 15 e il 17 marzo 2015

Capitolo 7

Valutazione delle prestazioni del modello meteorologico WRF

Come descritto nei capitoli precedenti, il modello SPRAY utilizza per le simulazioni dati meteorologici calcolati dal modello meteorologico WRF. E' dunque evidente che per valutare le prestazioni di SPRAY non vanno considerate le giornate in cui si registrano errori rilevanti nel calcolo delle variabili meteorologiche da parte di WRF.

Per valutare quindi la correttezza delle simulazioni meteorologiche WRF viene effettuato il confronto dei valori simulati con le misurazioni effettuate attraverso le radiosonde lanciate dall'Aeronautica Militare presso Udine ogni 6 o 12 ore. Il punto di lancio esatto nel biennio 2015-2016 è cambiato e pertanto tale confronto viene effettuato con la stazione meteorologica WMO 16044 di Campofornido fino al 18 gennaio 2016 e con la stazione WMO 16045 di Rivolto dopo tale data.

Le radiosonde misurano, nella libera atmosfera, ogni secondo dal lancio, temperatura, temperatura di rugiada, pressione e umidità, mentre, in base allo spostamento della radiosonda in cielo, viene calcolata la direzione e l'intensità del vento. Da queste variabili possono poi essere calcolati molti altri parametri che descrivono lo stato dell'atmosfera e che risultano talvolta molto utili per previsioni meteorologiche a breve termine.

Dato che per la simulazione della dispersione degli inquinanti da parte di SPRAY le variabili più significative sono la temperatura dell'aria e la direzione e intensità del vento, il confronto tra modello meteorologico WRF e i radiosondaggi viene effettuato con queste variabili.

Tabella 7.1: Tabella di contingenza in cui viene riportato il numero di giorni "buoni", cioè con errore sotto soglia, per le variabili Temperatura e Vento nel biennio 2015-2016

	BUONI [T]	NON BUONI [T]
BUONI [V]	547	84
NON BUONI [V]	85	15

Prima di poter procedere con il confronto, bisogna considerare che, mentre il modello conduce delle simulazioni esclusivamente su determinati livelli, il radiosondaggio è continuo e pertanto vanno estratti dai radiosondaggi solo i valori in corrispondenza dei livelli simulati dal modello WRF.

L'estrazione delle variabili dal modello meteorologico è stata effettuata su entrambi i siti di lancio delle radiosonde e per quattro livelli che sono al suolo, 250 m, 560 m e 800 m. Si è interessati solo agli strati medio-bassi poiché le emissioni della centrale A2A interessano prevalentemente i primi 1000 m.

Dall'analisi condotta, descritta per singola variabile nei paragrafi seguenti, sono emerse 99 giornate con errore significativo di temperatura e 100 giornate con errore significativo di vento. Dalla tabella di contingenza, 7.1, si può osservare la combinazione degli errori delle due variabili. Si osservano nel biennio 547 giornate con errore di vento e temperatura sotto soglia, 15 giornate con errore sopra soglia per entrambe le variabili, temperatura e vento, e 169 giornate con errore per una sola delle due variabili superiore alla soglia imposta, più precisamente 84 giornate per la temperatura e 85 giorni il vento.

7.1 Temperatura

Per questa variabile è stato calcolato l'errore assoluto tra la temperatura misurata dal radiosondaggio e la temperatura simulata dal modello, per i quattro livelli estratti, attraverso la seguente equazione 7.1:

$$E_a = |T_{rds} - T_{mod}| \quad (7.1)$$

Al fine di ottenere un indicatore giornaliero dell'errore del modello WRF, è stata calcolata la media giornaliera di tale errore; in tabella 7.2 viene riportata una sintesi statistica dei risultati.

Sulla base dei valori ottenuti è stata imposta una soglia di 3°C per discriminare le giornate

Tabella 7.2: Errori di temperatura del modello WRF nel biennio 2015-2016

TEMPERATURA	E_{temp}
media	1.9
mediana	1.7
valore min	0.2
valore max	7.5

ritenute "buone" da quelle "problematiche" nelle simulazioni meteorologiche del modello WRF; queste ultime vengono escluse dalla valutazione delle prestazioni del modello SPRAY.

7.2 Vento

Anche per quanto riguarda il vento il confronto tra modello e radiosondaggio viene effettuato nelle stesse quote utilizzate per la temperatura. Tuttavia, rispetto a quanto fatto per la temperatura, per il vento è necessario effettuare alcune operazioni preliminari che riguardano il calcolo delle componenti u e v sul radiosondaggio. Infatti, i dati del radiosondaggio sono in origine espressi con intensità del vento in ms^{-1} e direzione in gradi. Effettuare operazioni algebriche su dati di direzione del vento in gradi risulta molto complesso; il modo più semplice per farlo è calcolare le componenti u e v e su di esse successivamente calcolare gli errori tra modello e radiosondaggio. Il calcolo delle componenti del vento viene effettuato attraverso le equazioni 7.2 e 7.3.

$$u = -WS \sin\left(2\pi\left(\frac{WD}{360}\right)\right) \quad (7.2)$$

$$v = -WS \cos\left(2\pi\left(\frac{WD}{360}\right)\right) \quad (7.3)$$

Calcolate le componenti u e v sui dati dei radiosondaggi, è possibile ora effettuare il confronto con il modello che in questo caso presenta già il vento nelle due componenti. E' stato dunque calcolato l'errore relativo tra quanto simulato dal modello WRF e le misurazioni del radiosondaggio, per la componente u , equazione 7.4 e per la componente v , equazione 7.5.

$$E_u = (u_{mod} - u_{rds}) \quad (7.4)$$

Tabella 7.3: Errori di vento del modello WRF nel biennio 2015-2016

VENTO	E_{vento}
media	0.19
mediana	0.19
valore min	0.03
valore max	0.3

$$E_v = (v_{\text{mod}} - v_{\text{rds}}) \quad (7.5)$$

Per quanto riguarda invece l'intensità del vento, questa risulta disponibile nel radiosondaggio mentre nel modello è stata ricavata a partire dalle componenti u e v attraverso l'equazione 7.6.

$$WS = \sqrt{u^2 + v^2} \quad (7.6)$$

Analogamente a quanto fatto per le componenti u e v , è stato calcolato l'errore relativo sull'intensità del vento attraverso l'equazione 7.7.

$$E_{\text{ws}} = (WS_{\text{mod}} - WS_{\text{rds}}) \quad (7.7)$$

E' stata infine calcolata la media geometrica dell'errore relativo del vento attraverso i passaggi riportati nelle equazioni 7.8, 7.9, 7.10.

$$E_{\text{ass}_u} = \left| \left(\frac{E_u}{WS_{\text{wrf}} + WS_{\text{rds}}} \right) \cdot 0.5 \right| \quad (7.8)$$

$$E_{\text{ass}_v} = \left| \left(\frac{E_v}{WS_{\text{wrf}} + WS_{\text{rds}}} \right) \cdot 0.5 \right| \quad (7.9)$$

$$E_{\text{vento}} = \sqrt{\frac{E_{\text{ass}_u}^2 + E_{\text{ass}_v}^2}{2}} \quad (7.10)$$

A questo punto, come per la temperatura, è stata calcolata una media giornaliera dell'errore assoluto, calcolato con l'equazione 7.10, e sulla base di essa è stato posta una soglia.

In tabella 7.3 vengono riportati alcuni indicatori statistici sull'errore nelle simulazioni del vento da parte del modello WRF. Sulla base di tali risultati la soglia scelta è stata 0.25; con essa 100 giornate nel biennio 2015-2016 presentano un errore ritenuto eccessivo e sono dunque escluse dalla valutazione delle prestazioni di SPRAY, descritta nel capitolo seguente.

Capitolo 8

Valutazione delle prestazioni del modello di dispersione SPRAY

Come descritto nei capitoli precedenti le simulazioni di SPRAY sono state realizzate per il biennio 2015-2016 utilizzando sia la configurazione standard che, successivamente, variando la parametrizzazione ITHETA. Si ricorda che tale parametrizzazione permette di utilizzare i campi 3D di temperatura calcolati da WRF impostando ITHETA=1 oppure da TURKEY impostando ITHETA=0. La caratterizzazione del Run è riportata in tabella 8.1.

8.1 Confronto del *plume rise* e delle concentrazioni tra le due simulazioni

La variazione della parametrizzazione ITHETA ha prodotto simulazioni di SPRAY significativamente differenti, in particolar modo per quanto riguarda l'altezza del *plume*. Come si può osservare nelle tabelle 8.2 e 8.3 l'altezza del *plume* risulta molto differente nei due schemi con una media di 217 m nel Run 1 e ben 343 m nel Run 2.

L'evoluzione temporale del pennacchio viene invece riportata, secondo i due schemi, nelle Figure 8.1 e 8.2. La variazione osservabile è determinata dalle condizioni meteorologiche dato che non sussistono fluttuazioni significative della velocità dei fumi in uscita dal camino, Figura 8.3, della loro temperatura, Figura 8.4 e della potenza della centrale, Figura 8.5. Dunque

Tabella 8.1: Schemi utilizzati nei due Run

RUN	SCHEMA
Run 1	ITHETA=1
Run 2	ITHETA=0

Tabella 8.2: Statistiche relative alle due simulazioni ITHETA=1

	media	mediana	massimo	minimo
Altezza Plume [m]	217.1	199.2	1355	7.4
Tempo risalita [s]	791	582	12371	54

il modello riproduce fedelmente la variazione dell'altezza del *PBL* durante la giornata con un massimo durante le ore centrali e un minimo durante la notte. Inoltre, si osservano le altezze massime del *plume* durante l'estate, momento dell'anno in cui h_{PBL} raggiunge le quote più elevate.

Analizzando i singoli Run, come descritto in precedenza, nelle Figure 8.1 e 8.2 si osservano differenze tra le due parametrizzazioni con la risalita del *plume* maggiore nella versione che utilizza i profili di temperatura calcolati dal modello TURKEY (ITHETA=0) e minore nella versione che utilizza i profili calcolati dal modello WRF (ITHETA=1).

Infine, è interessante osservare come in entrambi i grafici sia presente una flessione dell'altezza del pennacchio tra settembre e novembre. Ciò è riconducibile al periodo di attività ridotta della centrale avvenuta a fine 2015 durante il quale sono stati installati i DeNo_x.

Per quanto riguarda le concentrazioni di SO₂ simulate, dal confronto dei due Run, si osserva sin dal principio come siano nel complesso basse su tutta l'area di studio. Nelle Figure 8.6, 8.7, 8.8, 8.9 vengono riportati gli scatterplot realizzati utilizzando i dati estratti dalle due corse di SPRAY secondo i due schemi sulla verticale delle stazioni presenti sul dominio. Si osserva che, alle varie quote, le concentrazioni simulate risultano generalmente inferiori a 10 µg·m⁻³. A ciò fa eccezione la situazione simulata presso la stazione di Monfalcone (MNF) dove a livello del suolo, Figura 8.6, le concentrazioni risultano basse, mentre alle quote superiori e cioè a 250 m, Figura 8.7, 500 m, Figura 8.8 e 750 m, Figura 8.9, vengono simulati valori ben più alti rispetto alle altre zone del dominio. Questo comportamento è riconducibile a tutti gli effetti alla vicin-

Tabella 8.3: Statistiche relative alle due simulazioni ITHETA=0

	media	mediana	massimo	minimo
Altezza Plume [m]	343	330	1503	7.2
Tempo risalita [s]	779	582	12018	54

nanza della centrale.

Il confronto tra i due Run mette in evidenza inoltre una maggior discordanza tra le due simulazioni in particolar modo nei bassi strati, dove si osservano gli R^2 più bassi. In quota invece, specie nelle concentrazioni simulate a 750 m, si osservano gli R^2 più elevati segno di una maggior concordanza delle simulazioni condotte secondo i due differenti schemi. Infatti, come visto, utilizzando lo schema ITHETA=0 il *plume* raggiunge quote più elevate rispetto allo schema ITHETA=1, facendo registrare di conseguenza concentrazioni al suolo più basse.

8.2 Confronto tra concentrazioni simulate e osservate

Le basse concentrazioni simulate a livello del suolo, fanno emergere il problema del *Detection Limit (DL)* nelle stazioni presenti nel dominio. Come avevamo visto nel capitolo dedicato alle statistiche descrittive, la presenza del fondo strumentale, determina un vincolo nel confronto delle simulazioni con l'osservato; il *DL* di ogni stazione è riportato in tabella 8.4. Questo problema è evidente nelle Figure 8.10 e 8.11 dove sono riportati gli scatterplot realizzati confrontando le concentrazioni misurate dalle sei stazioni presenti nel dominio di studio con le concentrazioni simulate alla superficie da SPRAY secondo i due schemi. Tutte le stazioni presentano un valore di fondo strumentale, diverso a seconda dei casi, a eccezione della centralina di Doberdò (DOB) dove questo problema risulta meno evidente.

Questo problema è osservabile anche nei grafici a dispersione realizzati sui dati orari per ogni stazione e riportati in Figura 8.12; nei grafici la linea continua verticale indica il *DL* della relativa stazione. In quasi tutte le località, a eccezione di Fiumicello (FIU), si osserva una miglior prestazione da parte del modello solamente nei percentili alti, e in particolar modo nel Run 1. Inoltre, sempre sui dati orari, è stato calcolato il percentile 99.7, per ogni stazione e per ogni Run; tale percentile è stato scelto seguendo il decreto legislativo 155/2010 che prevede il limite

Tabella 8.4: *Detection Limit* per l'SO₂ nelle stazioni del dominio

STAZIONE	DBR	DOB	MNF	FIU	GRA	RON
DL[$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	5.7	3.7	9.5	6.5	3.7	5.2

Tabella 8.5: Percentuale di dati inferiore al DL per ogni stazione del dominio

STAZIONE	DBR	DOB	MNF	FIU	GRA	RON
DATI < DL [%]	68	69	0	70	72	65

orario di $350 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ da non superare più di 24 volte in un anno. I valori misurati dalle centraline nel dominio sono molto lontani da questo limite imposto dalla normativa, tuttavia la soglia dei superamenti, 24 giorni per anno e dunque 48 nel biennio di analisi, è stata scelta per determinare il percentile su cui successivamente realizzare il grafico riportato in Figura 8.13. In tale grafico è possibile apprezzare come i picchi delle emissioni siano in relazione con la distanza dall'impianto, in particolar modo nel Run 1, dove si può notare come le concentrazioni più elevate tra simulato e osservato si osservano nelle stazioni più vicine all'impianto e cioè a Monfalcone (MNF), Doberdò (DBR) e Doberdò (DOB). Sempre da questo grafico si può inoltre apprezzare come il Run 1 sia più performante rispetto al Run 2 che simula concentrazioni eccessivamente basse; ciò, come visto in precedenza, è legato alla maggior altezza del *plume* simulata da quest'ultimo Run.

Per ovviare al problema del *DL* la letteratura propone diverse soluzioni. Alcune di esse sono descritte statisticamente nell'articolo "*Evaluation of regression methods when immunological measurements are constrained by detection limits*" [18] dove viene suggerito l'utilizzo del modello Tobit. In alternativa, è possibile effettuare il calcolo di indicatori dicotomici discontinui.

Modello Tobit Per quanto riguarda l'utilizzo di tale modello, i valori osservati al di sotto del *DL* non devono superare il 30%. Nel nostro caso, le osservazioni sotto al *DL* sono superiori a tale soglia, per tutte le stazioni eccetto che a Monfalcone (MNF), dove i valori inferiori al *DL* sono pari a zero, tabella 8.5. Poiché tale metodo è applicabile quando almeno un valore è inferiore al *DL*, di fatto anche per la stazione di Monfalcone il metodo è inutilizzabile.

Indicatori dicotomici Questo secondo approccio prevede di imporre alle concentrazioni simulate inferiori al DL valori uguali al DL e, successivamente, calcolare la media giornaliera sia delle concentrazioni simulate che di quelle osservate. Su questi dati viene dunque imposta una soglia del 10-20% superiore al DL al fine di valutare le prestazioni del modello. Vengono quindi contate le giornate in cui si registrano superamenti simulati correttamente, non superamenti simulati correttamente, falsi allarmi e allarmi mancati, realizzando così una tabella di contingenza per ogni stazione e ogni Run. Infine, vengono calcolati degli indicatori per valutare le performance del modello; in questa tesi ne sono stati calcolati quattro, descritti di seguito.

1. Accuratezza: valuta a tutti gli effetti la correttezza del modello; tale indicatore varia tra 0 e 1 e il suo valore ottimale è 1. L'equazione 8.1 riporta il calcolo di tale indice; S_{SPRAY} rappresenta i superamenti simulati correttamente da SPRAY, NS_{SPRAY} i non superamenti simulati correttamente da SPRAY e totale il numero totale di giornate considerate.

$$Accuratezza = \frac{S_{SPRAY} + NS_{SPRAY}}{totale} \quad (8.1)$$

2. BIAS: misura il rapporto tra le frequenze degli eventi previsti e la frequenza degli eventi osservati; indica dunque se il modello ha tendenza a sovrastimare le concentrazioni ($BIAS > 1$) o sottostimarle ($BIAS < 0$). Tale indicatore misura solo le frequenze relative e dunque non rileva quanto la previsione corrisponda alle osservazioni. L'equazione 8.2 riporta come viene calcolato tale indice; FA_{SPRAY} sono i falsi allarmi e AM gli allarmi mancati.

$$BIAS = \frac{S_{SPRAY} + FA_{SPRAY}}{S_{SPRAY} + AM} \quad (8.2)$$

3. POD: è un indicatore sensibile ai picchi simulati correttamente dal modello, ignorando tuttavia i falsi allarmi. E' dunque un buon indicatore per gli eventi rari e va utilizzato insieme all'indicatore successivamente descritto FAR. Tale indice varia tra 0 e 1 e il valore ottimale è 1. L'equazione 8.3 ne descrive il calcolo.

$$POD = \frac{S_{SPRAY}}{S_{SPRAY} + AM} \quad (8.3)$$

4. FAR: è un indicatore sensibile ai falsi allarmi e va considerato assieme al POD. Varia tra 0 e 1 e il suo valore ottimale è 0. Il calcolo è descritto dall'equazione 8.4.

$$FAR = \frac{FA_{SPRAY}}{S_{SPRAY} + FA_{SPRAY}} \quad (8.4)$$

Poiché, come visto in questo studio, le concentrazioni simulate dal modello sono piuttosto basse, si è deciso di applicare tale metodo sui massimi giornalieri e non sulle medie giornaliere ponendo una soglia discriminatoria superiore al *DL* del 10%. Di seguito dalla 8.6 alla 8.11 vengono riportate le tabelle di contingenza realizzate per ogni stazione e per i due diversi Run. SS indica il superamento della soglia e, analogamente, NSS indica il non superamento della soglia. Nelle tabelle 8.12 e 8.13 viene inoltre riportato il calcolo degli indicatori sopra descritti. Si sottolinea che, il Run 1 risulta mancante degli ultimi cinque giorni del 2016 e, per tale ragione, il totale delle giornate nelle tabelle di contingenza risulta generalmente di cinque giorni inferiore per questo Run.

Anche dal calcolo di tali indicatori dicotomici, nonostante i risultati complessivamente scarsi, si prende atto di una migliore prestazione del Run 1 rispetto al Run 2. Inoltre, dal risultato del calcolo degli indicatori, il modello risulta più performante a Doberdò; ciò non è escluso sia da un lato dovuto alla minore incidenza dei fattori confondenti e dall'altro alla maggiore esposizione di questo sito al *plume* della centrale.

Tabella 8.6: Tabelle di contingenza per Doberdò DBR

RUN 1	SS osservato	NSS osservato	TOT	RUN 2	SS osservato	NSS osservato	TOT
SS modello	48	37	85	SS modello	24	14	38
NSS modello	271	364	634	NSS modello	297	389	686
TOT	319	401	720	TOT	321	403	724

Tabella 8.7: Tabelle di contingenza per Doberdò DOB

RUN 1	SS osservato	NSS osservato	TOT	RUN 2	SS osservato	NSS osservato	TOT
SS modello	74	48	122	SS modello	42	27	69
NSS modello	220	319	539	NSS modello	255	342	597
TOT	294	367	661	TOT	297	369	666

Tabella 8.8: Tabelle di contingenza per Monfalcone MNF

RUN 1	SS osservato	NSS osservato	TOT
SS modello	34	16	50
NSS modello	340	322	662
TOT	374	338	712

RUN 2	SS osservato	NSS osservato	TOT
SS modello	3	6	9
NSS modello	375	334	709
TOT	378	340	719

Tabella 8.9: Tabelle di contingenza per Fiumicello (FIU)

RUN 1	SS osservato	NSS osservato	TOT
SS modello	17	6	23
NSS modello	322	364	686
TOT	339	370	709

RUN 2	SS osservato	NSS osservato	TOT
SS modello	3	2	5
NSS modello	337	372	709
TOT	340	374	714

Tabella 8.10: Tabelle di contingenza per Grado (GRA)

RUN 1	SS osservato	NSS osservato	TOT
SS modello	32	29	61
NSS modello	330	294	624
TOT	362	323	685

RUN 2	SS osservato	NSS osservato	TOT
SS modello	13	6	19
NSS modello	353	318	671
TOT	366	324	690

Tabella 8.11: Tabelle di contingenza per Ronchi (RON)

RUN 1	SI osservato	NO osservato	TOT
SI modello	22	36	58
NO modello	215	437	652
TOT	237	473	710

RUN 2	SS osservato	NSS osservato	TOT
SS modello	9	14	23
NSS modello	232	460	692
TOT	241	474	715

Tabella 8.12: Indici dicotomici calcolati nel Run 1

STAZIONE	ACCURATEZZA	BIAS	POD	FAR
DBR	0.57	0.27	0.15	0.44
DOB	0.59	0.41	0.25	0.39
MNF	0.5	0.15	0.09	0.32
FIU	0.54	0.06	0.05	0.26
GRA	0.48	0.17	0.08	0.48
RON	0.65	0.24	0.09	0.62

Tabella 8.13: Indici dicotomici calcolati nel Run 2

STAZIONE	ACCURATEZZA	BIAS	POD	FAR
DBR	0.57	0.11	0.08	0.37
DOB	0.58	0.14	0.23	0.39
MNF	0.47	0.01	0.02	0.67
FIU	0.53	0.02	0.01	0.4
GRA	0.48	0.05	0.04	0.32
RON	0.66	0.1	0.04	0.61

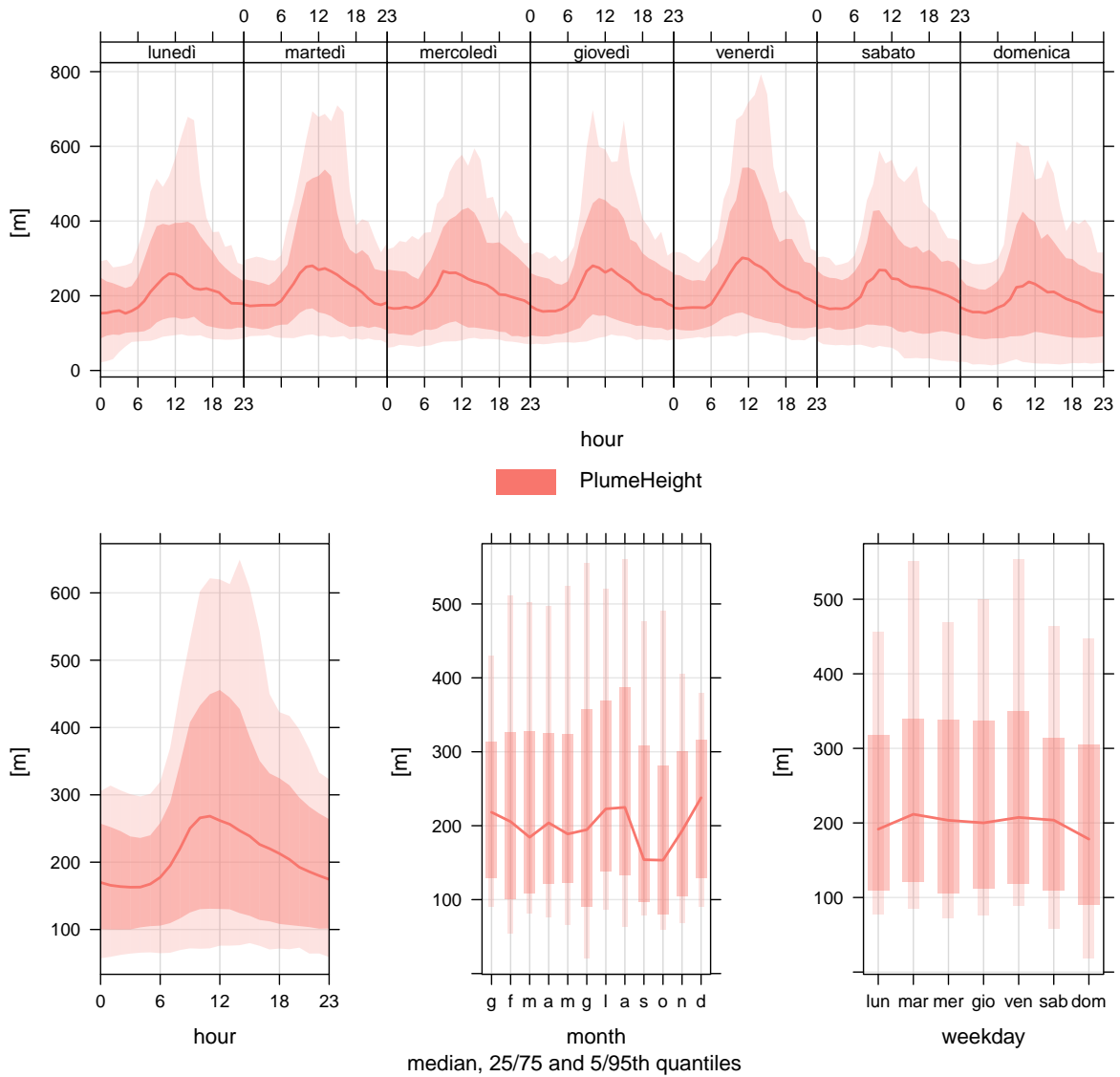


Figura 8.1: Altezza del *plume* mediata sull'ora nello schema ITHETA=1

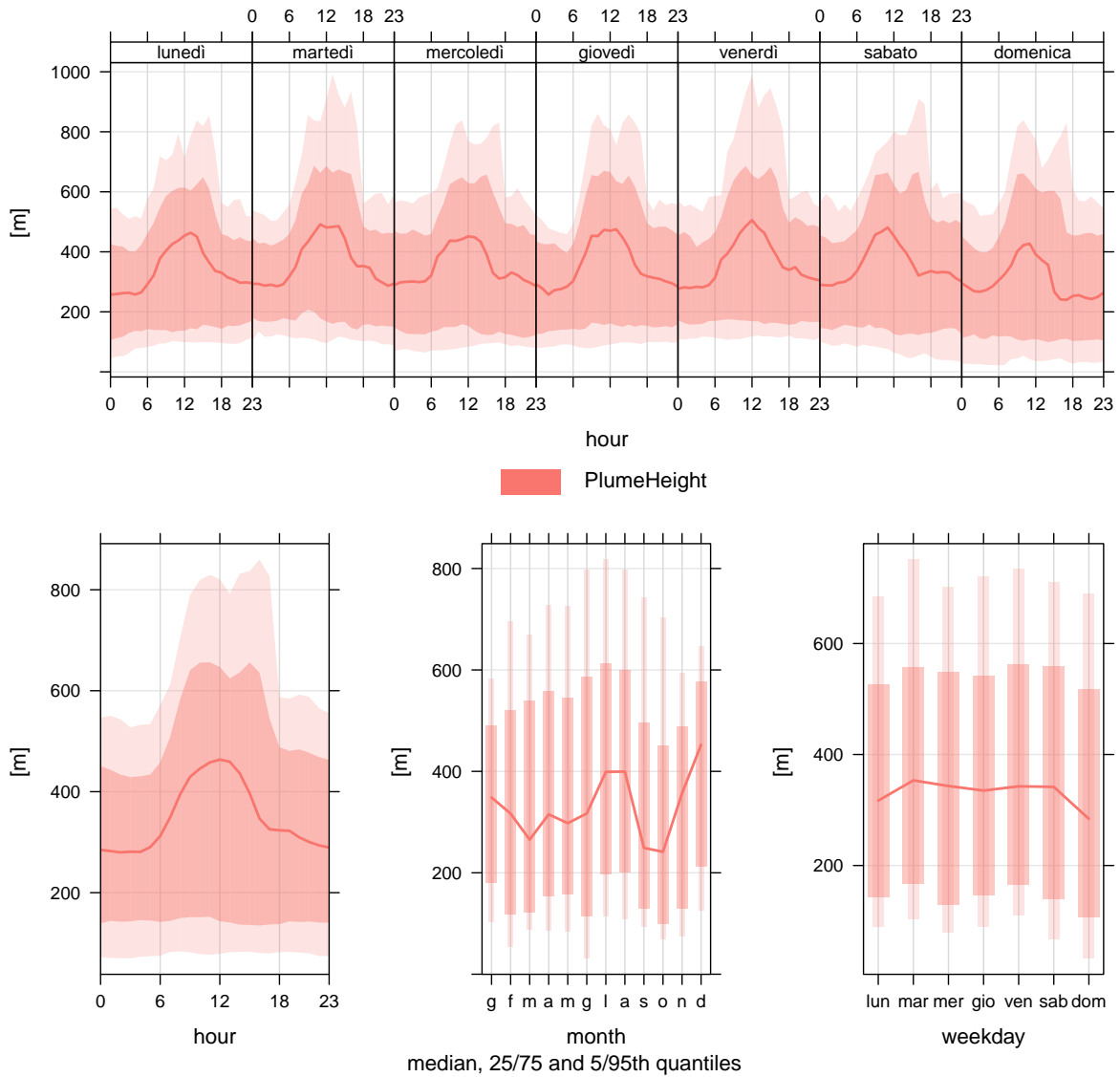


Figura 8.2: Altezza del *plume* mediata sull'ora nello schema ITHETA=0

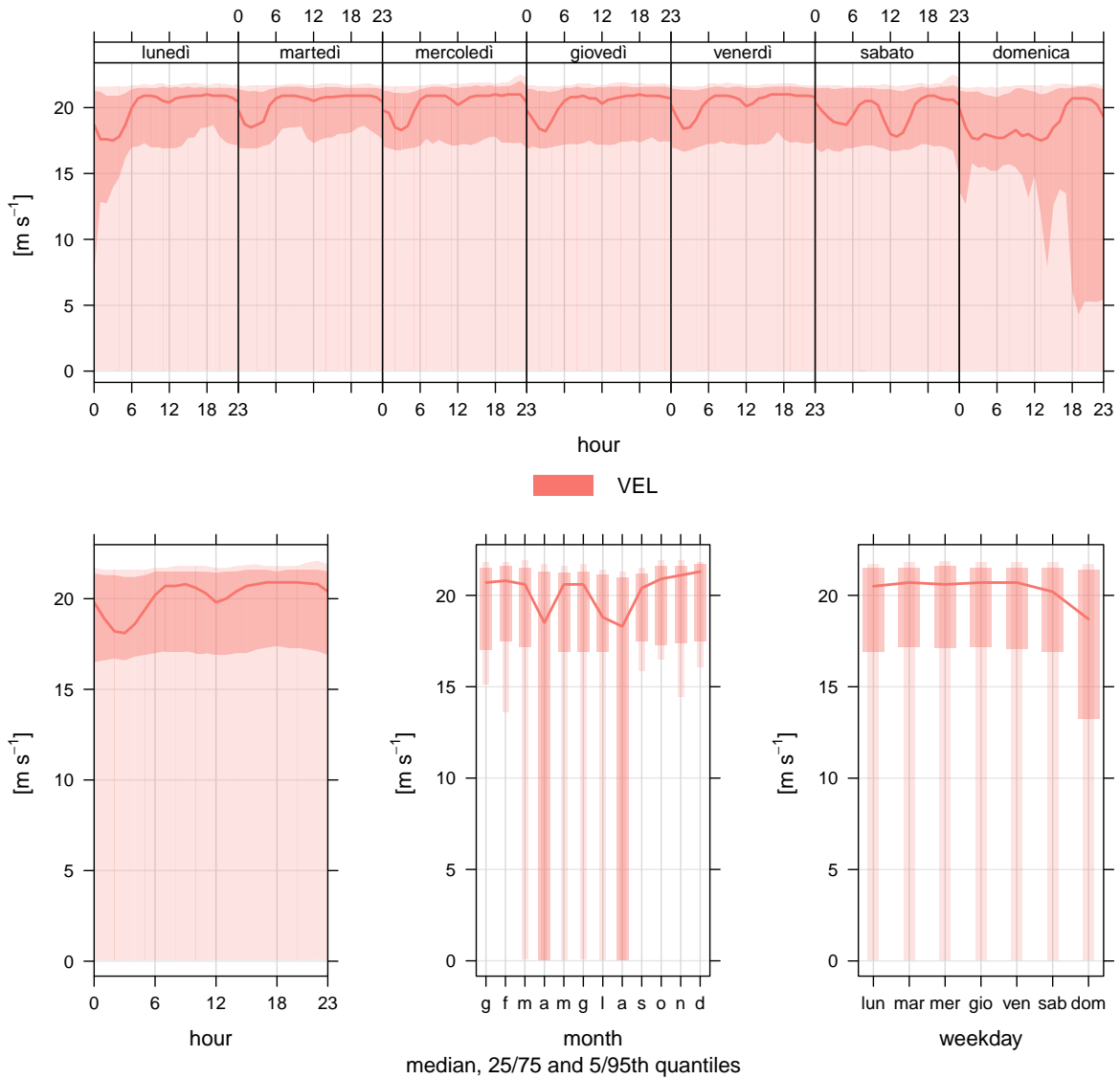


Figura 8.3: Velocità di uscita dei fumi

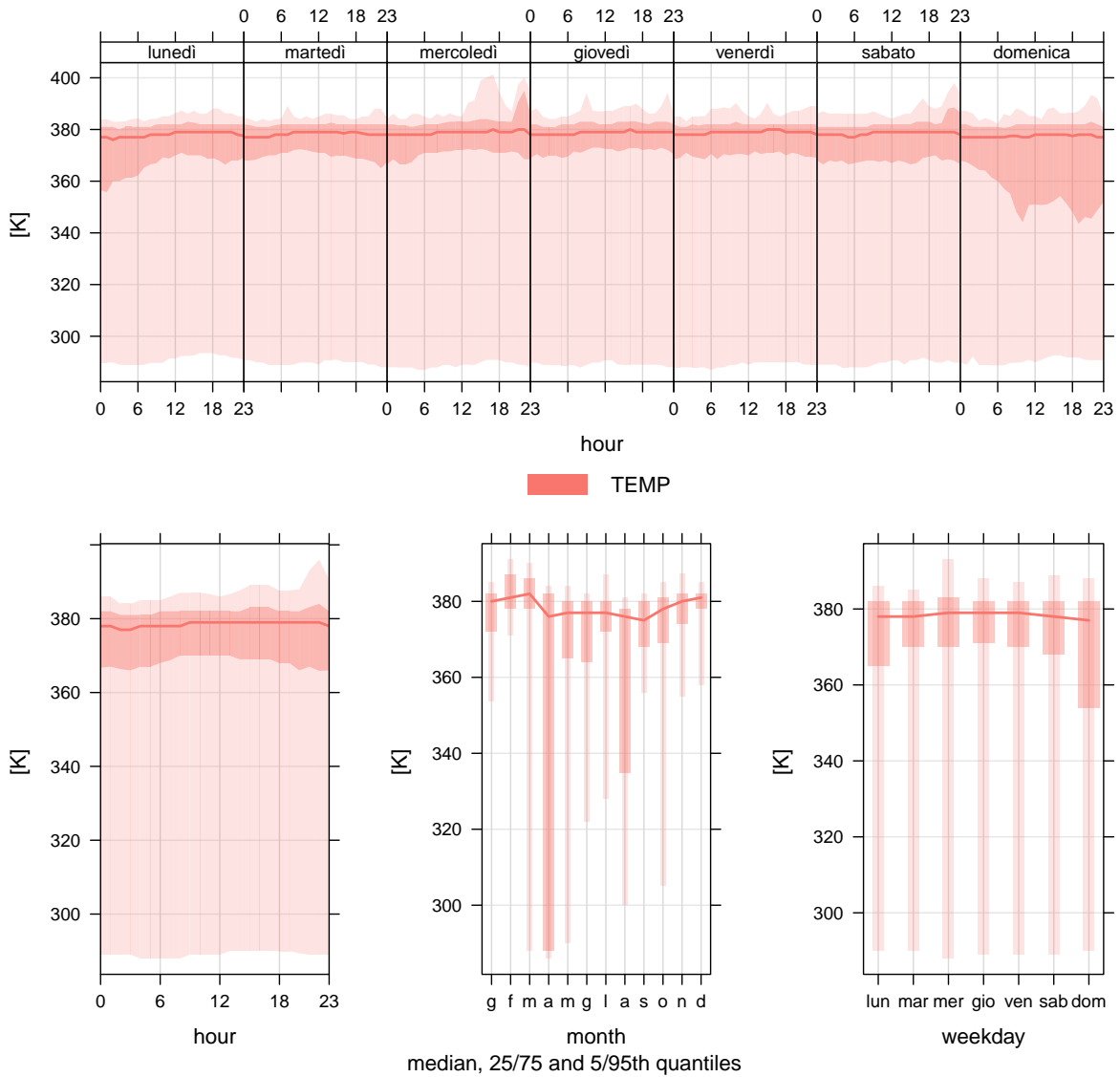


Figura 8.4: Temperatura di uscita dei fumi

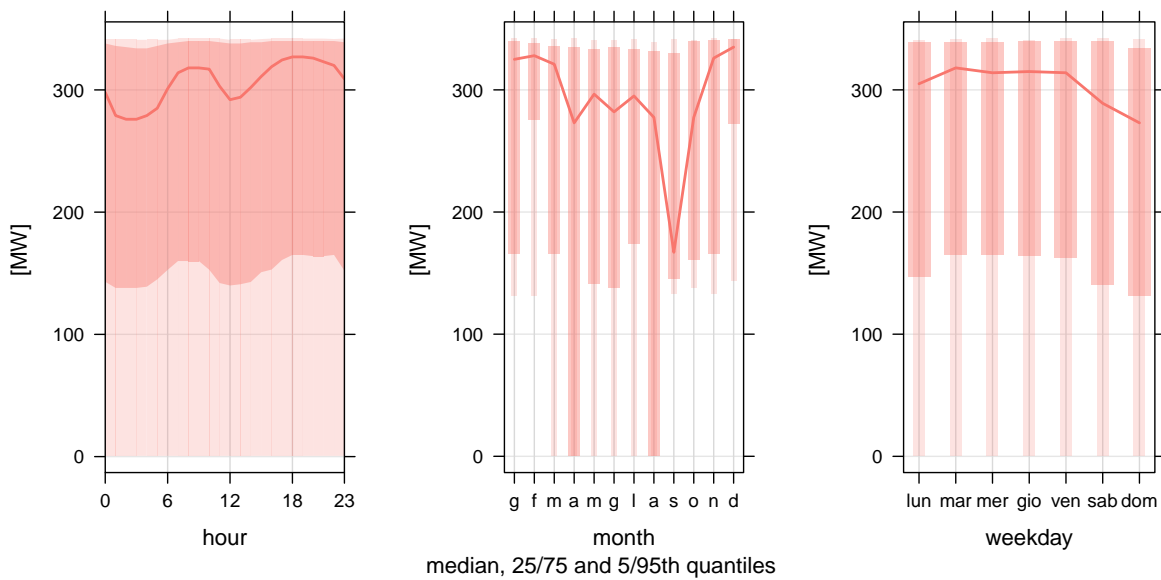
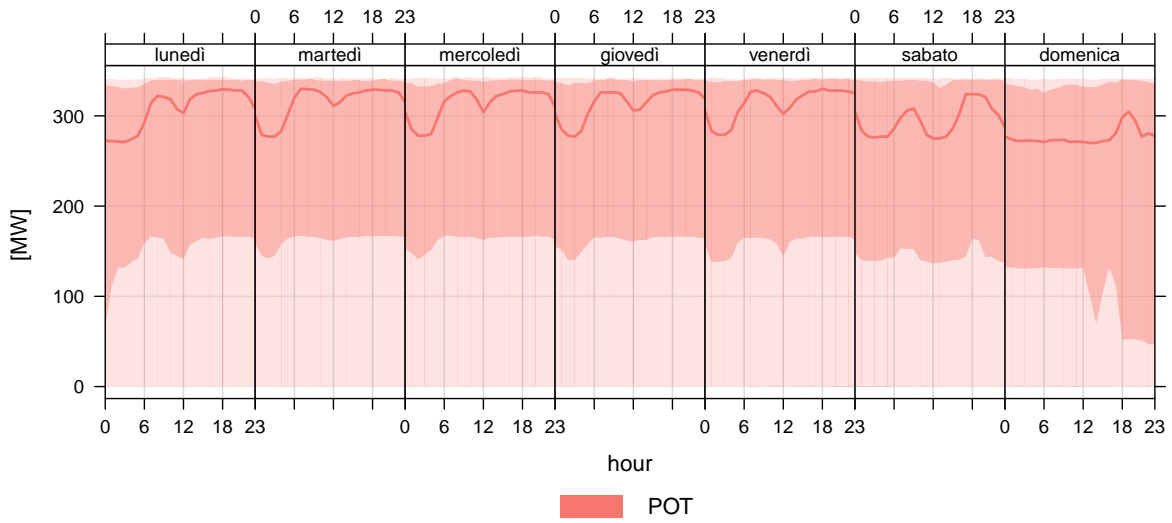


Figura 8.5: Potenza della centrale

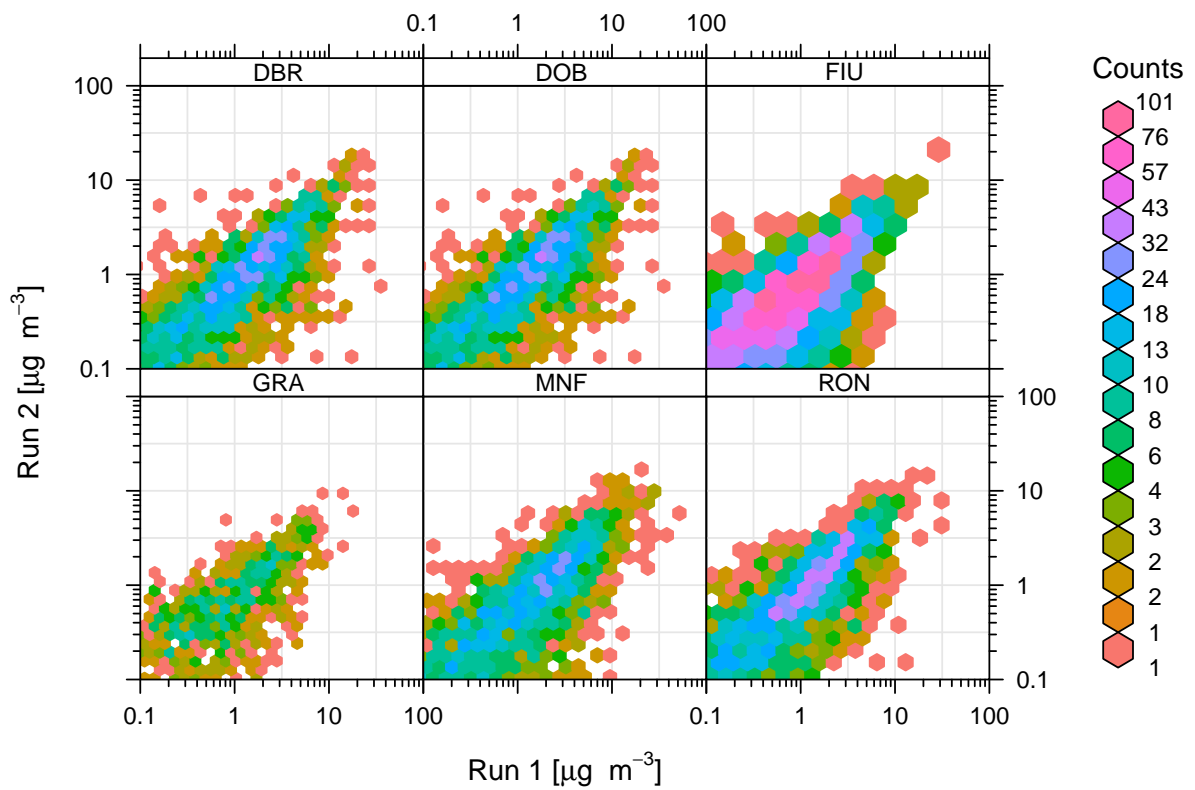


Figura 8.6: Confronto tra le concentrazioni simulate da SPRAY a livello del suolo secondo lo schema ITHETA=1 (Run 1) e secondo lo schema ITHETA=0 (Run 2)

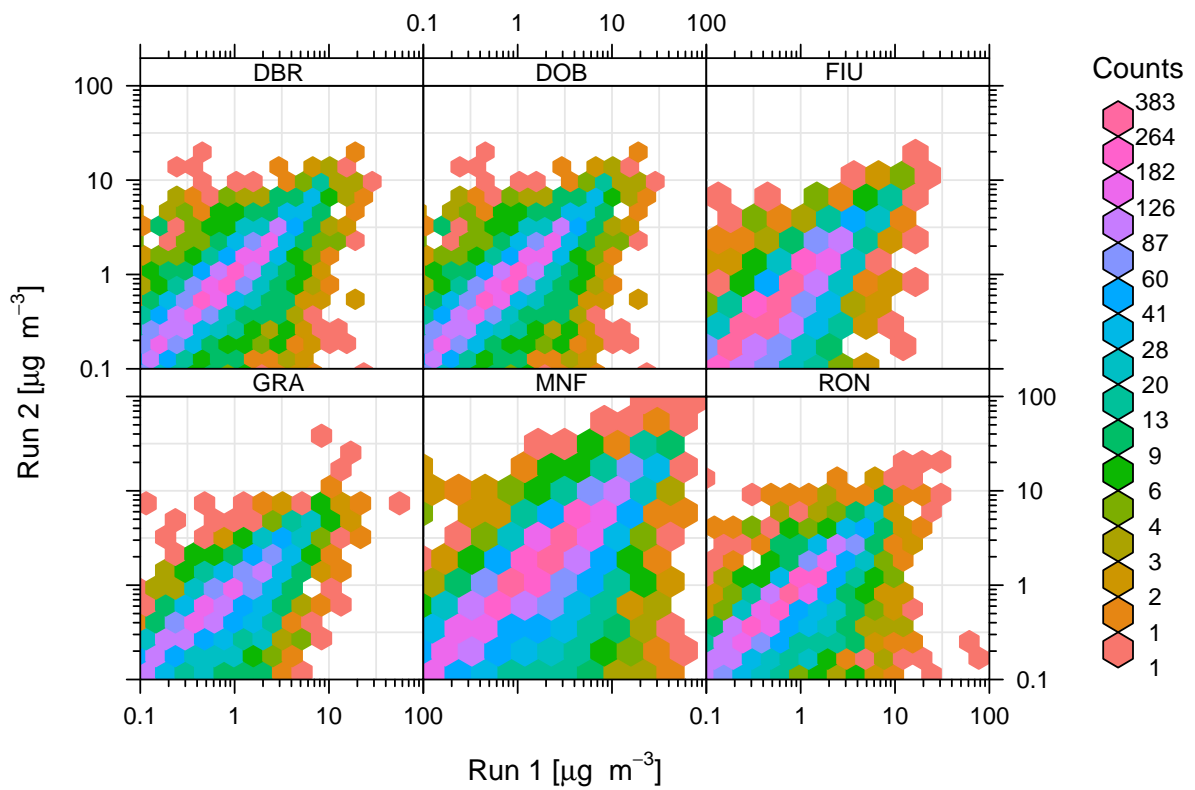


Figura 8.7: Confronto tra le concentrazioni simulate da SPRAY a 250m s.l.m. secondo lo schema ITHETA=1 (Run 1) e secondo lo schema ITHETA=0 (Run 2)

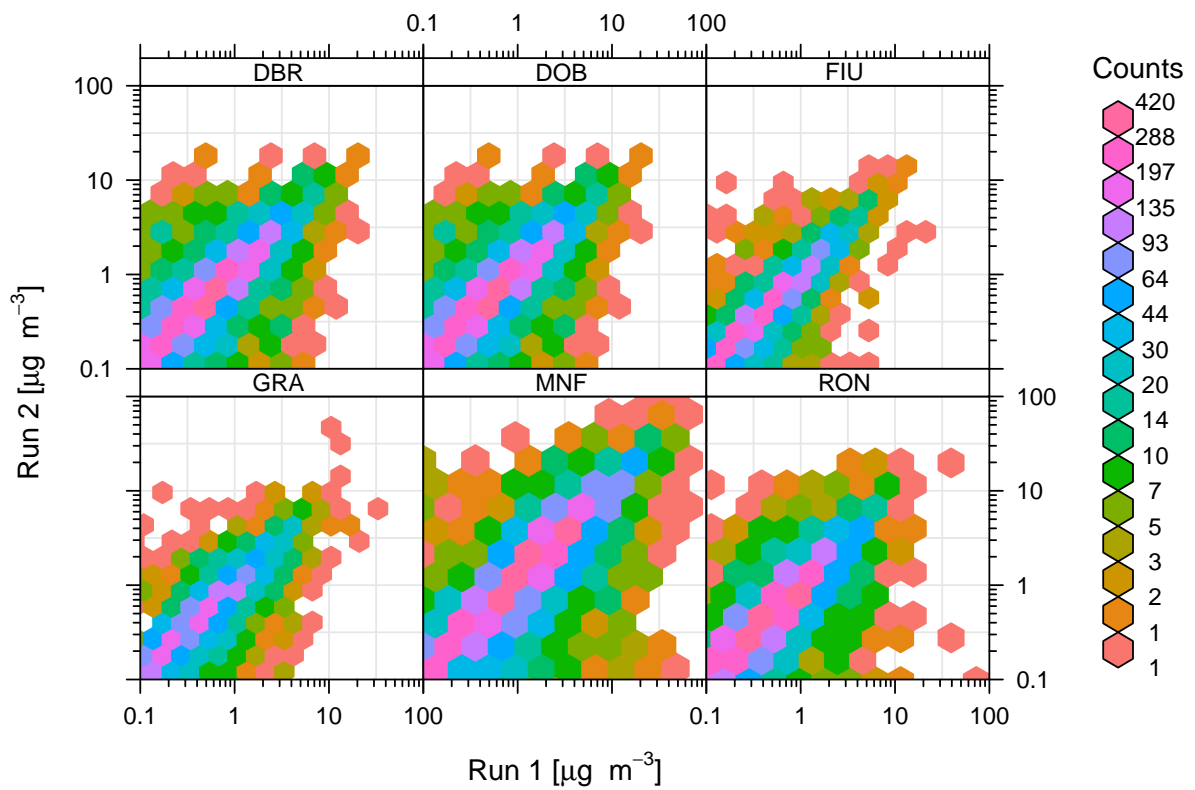


Figura 8.8: Confronto tra le concentrazioni simulate da SPRAY a 500m s.l.m. secondo lo schema ITHETA=1 (Run 1) e secondo lo schema ITHETA=0 (Run 2)

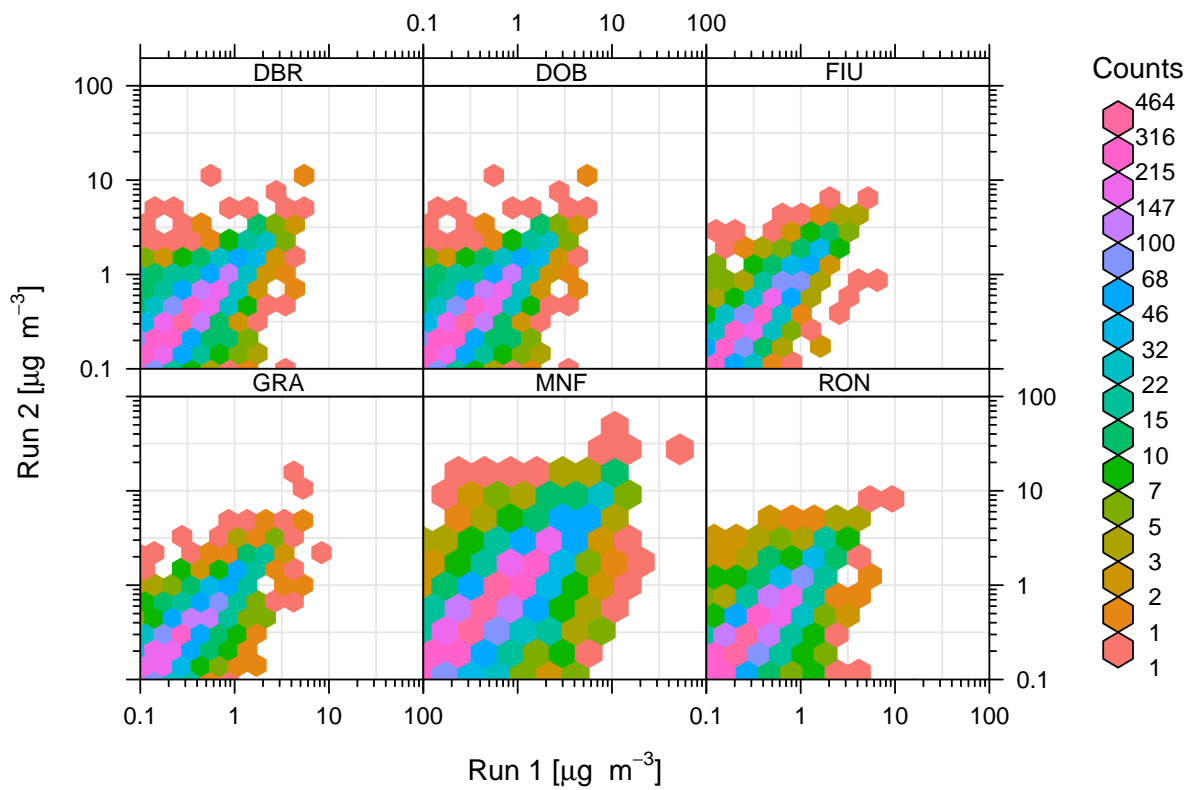


Figura 8.9: Confronto tra le concentrazioni simulate da SPRAY a 750m s.l.m. secondo lo schema ITHETA=1 (Run 1) e secondo lo schema ITHETA=0 (Run 2)

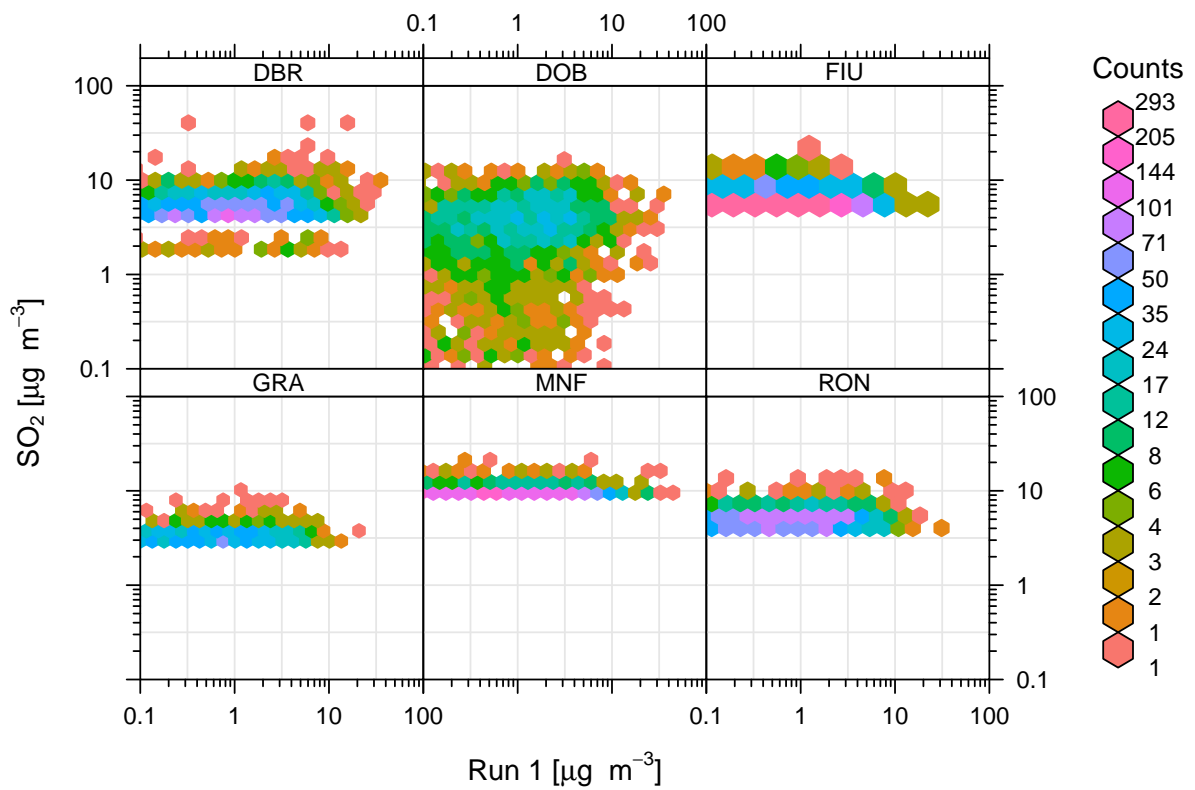


Figura 8.10: Confronto tra le concentrazioni simulate da SPRAY al suolo secondo lo schema ITHETA=1 (Run 1) e le concentrazioni misurate al suolo (SO₂)

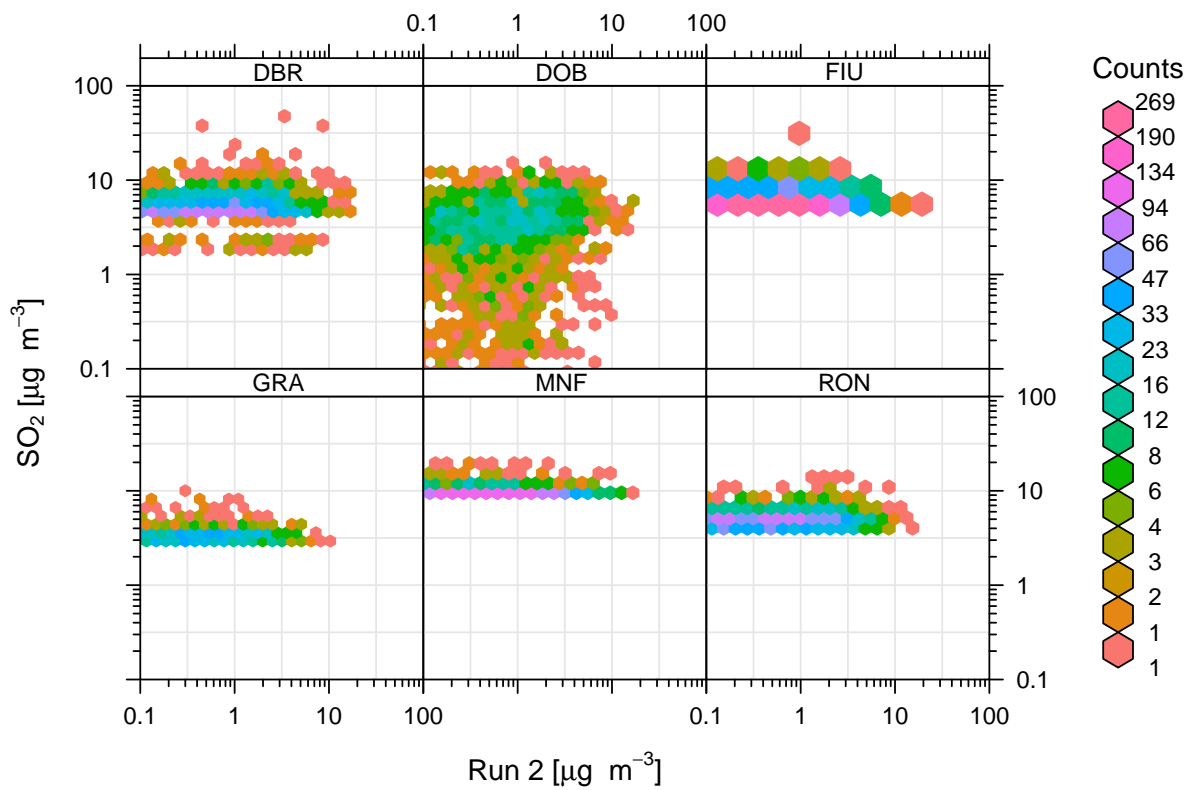


Figura 8.11: Confronto tra le concentrazioni simulate da SPRAY al suolo secondo lo schema ITHETA=0 (Run 2) e le concentrazioni misurate al suolo (SO₂)

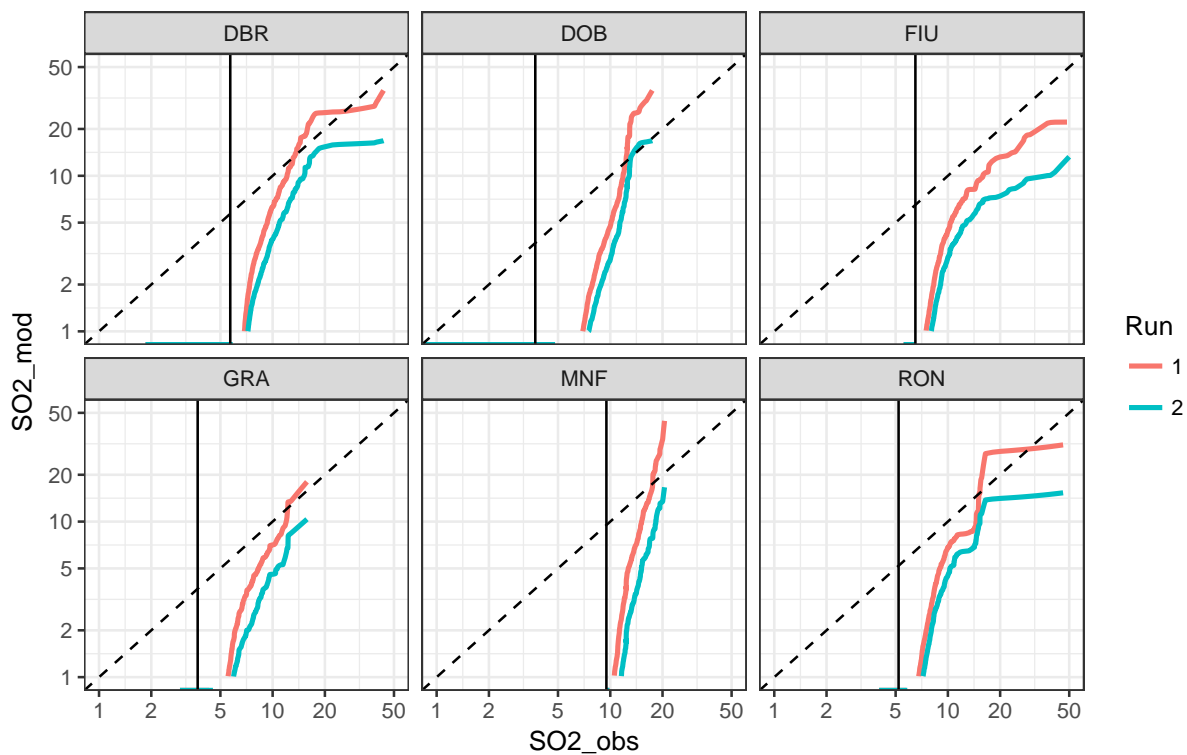


Figura 8.12: Scatterplot dei percentili delle misure e dei corrispondenti percentili simulati dal modello. La linea continua verticale identifica il limite di rilevabilità di ciascuna stazione; a destra di tale limite, le migliori prestazioni possibili per un modello sono individuate idealmente dalla diagonale tratteggiata. Valori in $[\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}]$.

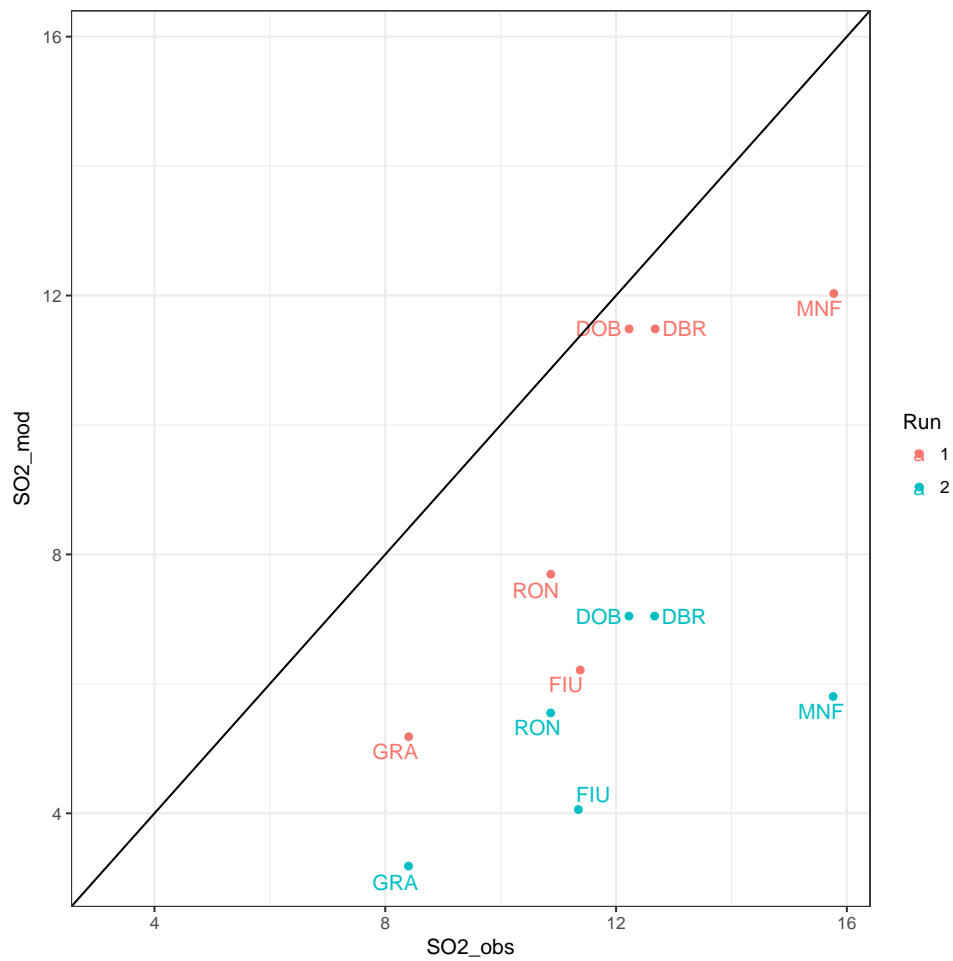


Figura 8.13: Scatterplot tra concentrazioni di SO₂ [μg·m⁻³] osservate e simulate nei due Run di SPRAY al 99.7° percentile

Capitolo 9

Conclusioni

Questa tesi si pone l'obiettivo di valutare le prestazioni del modello di calcolo lagrangiano SPRAY nella simulazione della dispersione degli inquinanti da impianti con grande buoyancy. La scelta dell'impianto è ricaduta sulla centrale termoelettrica A2A di Monfalcone in quanto sono disponibili una rete di stazioni al suolo di qualità dell'aria e meteorologiche per il suo monitoraggio e i dati orari delle emissioni misurate a camino. Le analisi sono state condotte, per continuità dei dati, sul triennio 2014-2016.

Tuttavia, le stazioni di qualità dell'aria hanno manifestato il problema del *Detection Limit* rendendo perciò complesso il confronto tra simulato e osservato. Inoltre, l'area di studio è caratterizzata da un quadro morfologico complesso determinato dall'orografia carsica oltre che a una rilevante complessità meteorologica determinata dalla costa. In aggiunta a ciò, nell'immediata prossimità della centrale vanno tenute in considerazione le emissioni del porto di Monfalcone che in varie occasioni rappresentano un elemento confondente non trascurabile nei confronti delle emissioni della centrale A2A.

Per verificare le prestazioni del modello SPRAY il metodo utilizzato è stato quello di condurre le simulazioni nella versione standard e successivamente variandone una parametrizzazione. Successivamente il confronto delle simulazioni con l'osservato si è concentrato sull' SO_2 , in quanto, a parte il porto, questo inquinante non presenta altre sorgenti emissive significative nell'area di studio.

Nonostante ciò, prima di poter effettuare il confronto, si è reso necessario filtrare i dati escludendo alcuni casi problematici non prevedibili dal modello SPRAY. In particolare, dai diagram-

mi polari realizzati per ogni stazione, sono emersi dei picchi di SO₂ non compatibili con la centrale A2A; si è dunque ipotizzato il possibile trasporto da grande distanza per questo inquinante. Per verificare tale ipotesi, attraverso il modello HYSPLIT, sono state calcolate le retrotraiettorie delle masse d'aria per tutte le giornate del triennio di analisi. Ponendo successivamente delle soglie sulle concentrazioni di SO₂ misurate dalle centraline al suolo sono state individuate 24 giornate con trasporto da grande distanza. Dopo l'esclusione di tali giornate, sempre dai diagrammi polari, emergono ancora sia picchi riconducibili alla centrale A2A, che al porto, che ulteriori massimi con provenienza sud-orientale, probabilmente legati al transito delle navi nell'alto Adriatico.

Inoltre, poiché il modello SPRAY utilizza nelle sue simulazioni i dati meteorologici provenienti dal modello WRF, si è reso necessario escludere le giornate con errore eccessivo nelle simulazioni di temperatura e direzione e intensità del vento. Per farlo, le simulazioni WRF sono state confrontate con le misurazioni condotte dalle radiosonde lanciate da Udine ogni 12 ore; da queste analisi sono state escluse 100 giornate per errore eccessivo nel calcolo di direzione e intensità del vento e 99 per errore eccessivo nelle simulazioni delle temperature.

Dopo aver escluso quindi le giornate con trasporto da grande distanza e quelle con errore meteorologico eccessivo, è stato possibile effettuare il confronto tra simulato e osservato. Dal confronto, per entrambi gli schemi, emerge la difficoltà di SPRAY nel riprodurre le concentrazioni misurate dalle stazioni al suolo.

Tuttavia a causa delle basse concentrazioni simulate da SPRAY, la verifica delle simulazioni con l'osservato si è dimostrata molto problematica a fronte del *Detection Limit* delle stazioni e alle emissioni non trascurabili del porto, quasi coincidente con la centrale A2A. Infatti, in corrispondenza di scarsa ventilazione e di inversione termica, le emissioni portuali possono diffondere nel dominio di studio facendo registrare dei picchi di SO₂ presso le stazioni al suolo che di fatto non sono determinati dalla centrale A2A.

Nostante ciò, dallo studio è comunque emersa una miglior prestazione del modello SPRAY nella configurazione standard. Questo risultato è importante poiché conferma che le simulazioni effettuate fino a questo momento dall'ARPA del Friuli Venezia Giulia seguono lo schema più performante.

Viste le problematiche riscontrate nell'analisi, potrebbe essere presa in considerazione da parte

dell'ARPA FVG, la riduzione del *Detection Limit* nelle stazioni al suolo. Questa operazione non risulta tuttavia banale poiché necessita di una riconfigurazione degli strumenti che devono comunque mantenere un'ottimale sensibilità anche per le concentrazioni massime previste dalla normativa. Inoltre, la riconfigurazione potrebbe non essere sufficiente e rendere necessaria una costosa sostituzione degli strumenti. Per questi motivi, al fine di conciliare le esigenze di maggior accuratezza e fattibilità tecnico-economica, viene proposta la riduzione del *Detection Limit* anche solo per parte delle stazioni, suggerendo come siti di maggior interesse Monfalcone, per la presenza sia della centrale che del porto, e Doberdò, sito maggiormente esposto al *plume* della centrale trovandosi alla stessa quota del camino emissivo.

Infine, sempre all'ARPA FVG, viene consigliato il controllo della modalità di misurazione delle emissioni a camino al fine di verificare la correttezza dei dati forniti dalla società A2A.

Appendice A

Altri inquinanti

Nei grafici seguenti vengono riportate le concentrazioni di NO_2 e O_3 rilevate nel triennio di analisi dalle stazioni presenti sul dominio. Come descritto, questi inquinanti risultano di minor interesse nel tracciare l'inquinamento proveniente dalla centrale ma per descrivere nel complesso la situazione dell'area di studio si è ritenuto ugualmente interessante riportarli.

Dai grafici riportati nelle pagine seguenti (Figure A.1 - A.10), si può innanzitutto osservare come entrambi, NO_2 e O_3 , presentino una marcata stagionalità e una tipica evoluzione diurna. In particolare l' NO_2 presenta i valori più bassi tra tarda primavera e fine estate mentre quelli più alti si riscontrano durante l'inverno. Tuttavia, nelle stazioni di pianura è possibile osservare un marginale innalzamento dei valori nel mese di luglio; ciò contribuisce all'incremento dell' O_3 essendo l' NO_2 un precursore. Si osserva inoltre la tipica oscillazione diurna con due picchi giornalieri, all'alba e al tramonto e valori più bassi nelle ore centrali del giorno.

Per quanto riguarda l'ozono, formandosi attraverso reazioni fotochimiche, si osserva un aumento giornaliero della concentrazione nelle ore centrali della giornata e durante l'estate, situazione opposta rispetto all' NO_2 . Ai fini del monitoraggio della qualità dell'aria, tale inquinante acquisisce estrema importanza nei mesi estivi.

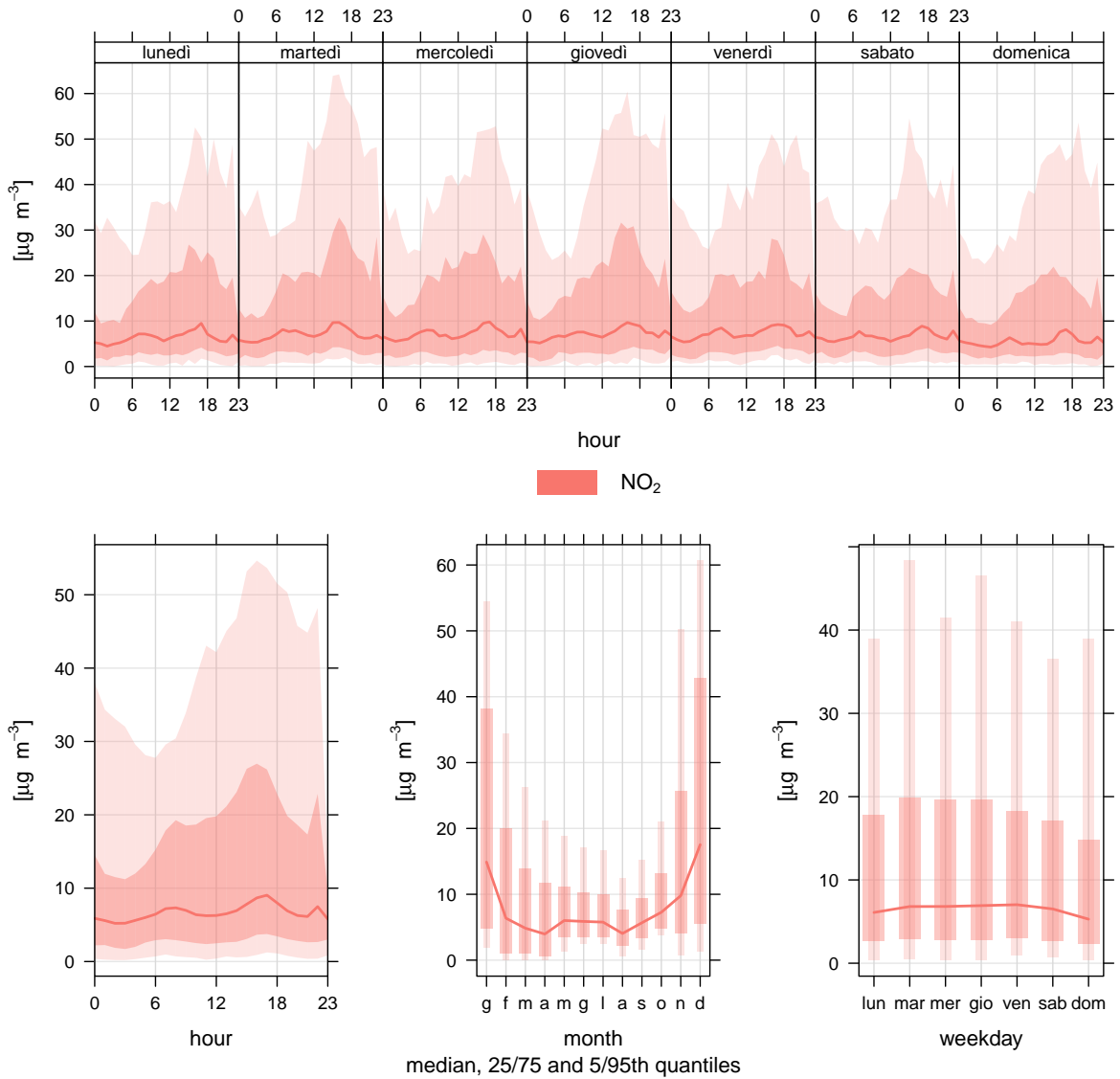


Figura A.1: Concentrazioni NO₂ stazione di Doberdò DBR nel triennio 2014-2016

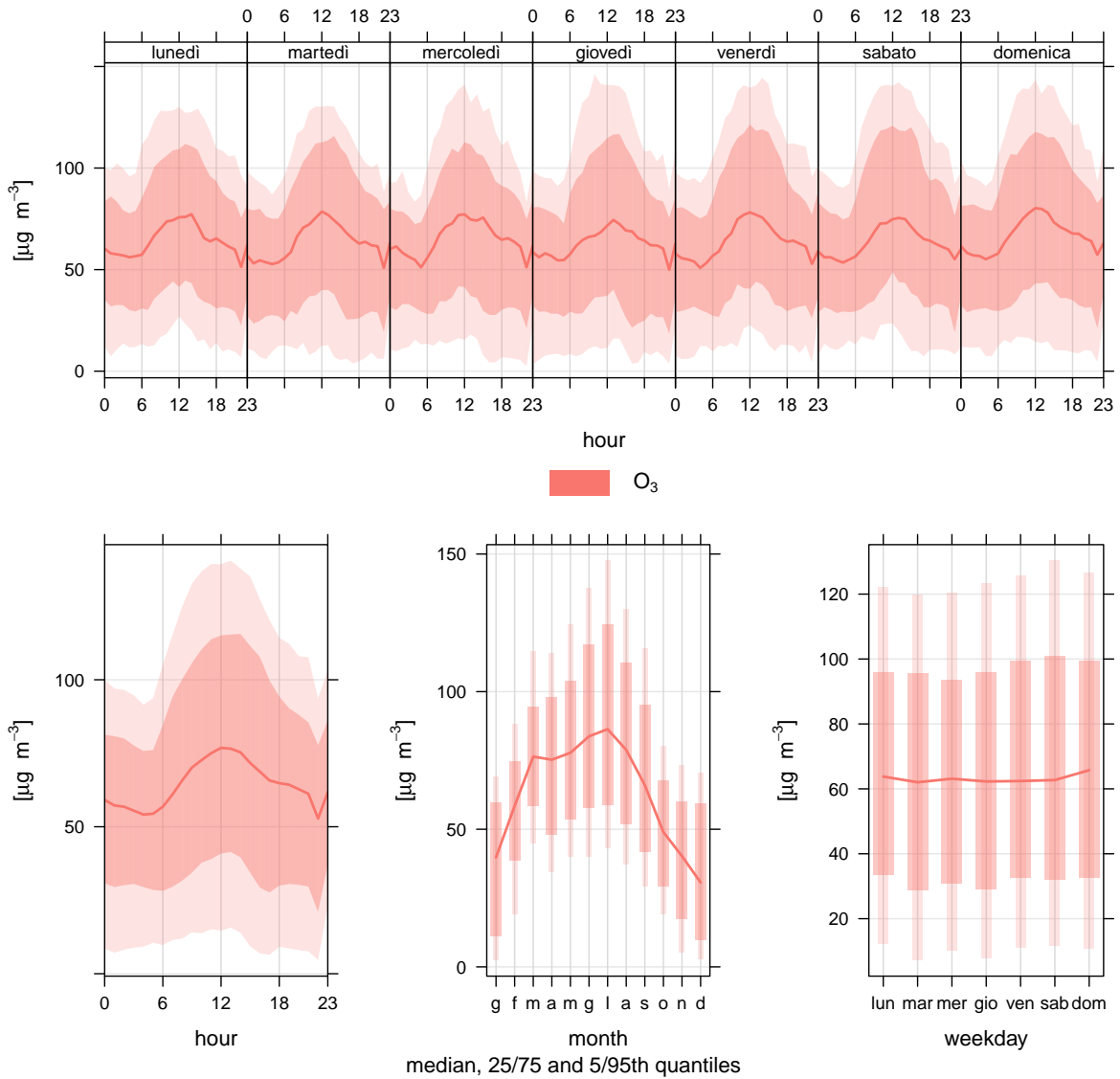


Figura A.2: Concentrazioni O₃ stazione di Doberdò DBR nel triennio 2014-2016

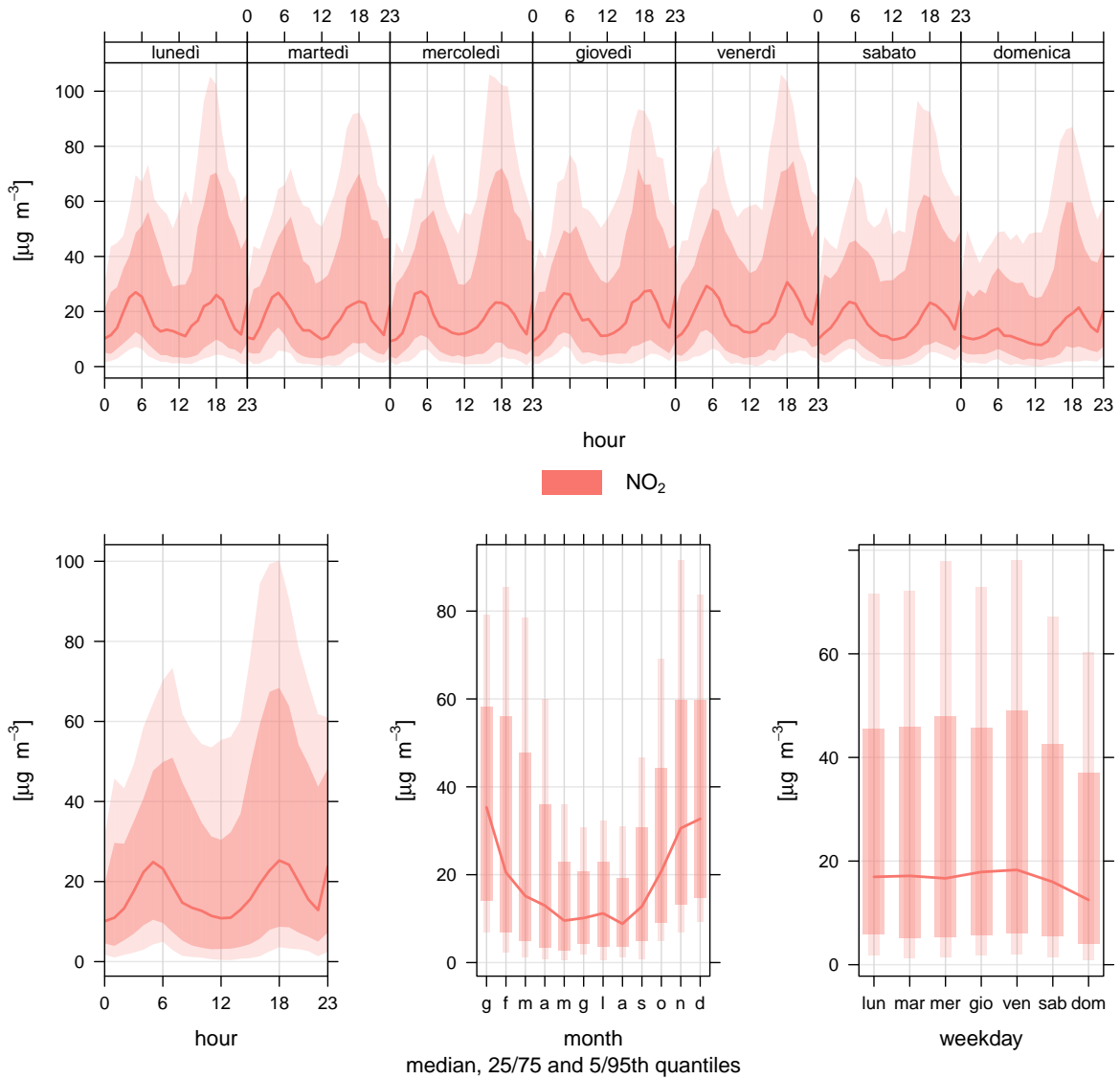


Figura A.3: Concentrazioni NO₂ stazione di Monfalcone MNF nel triennio 2014-2016

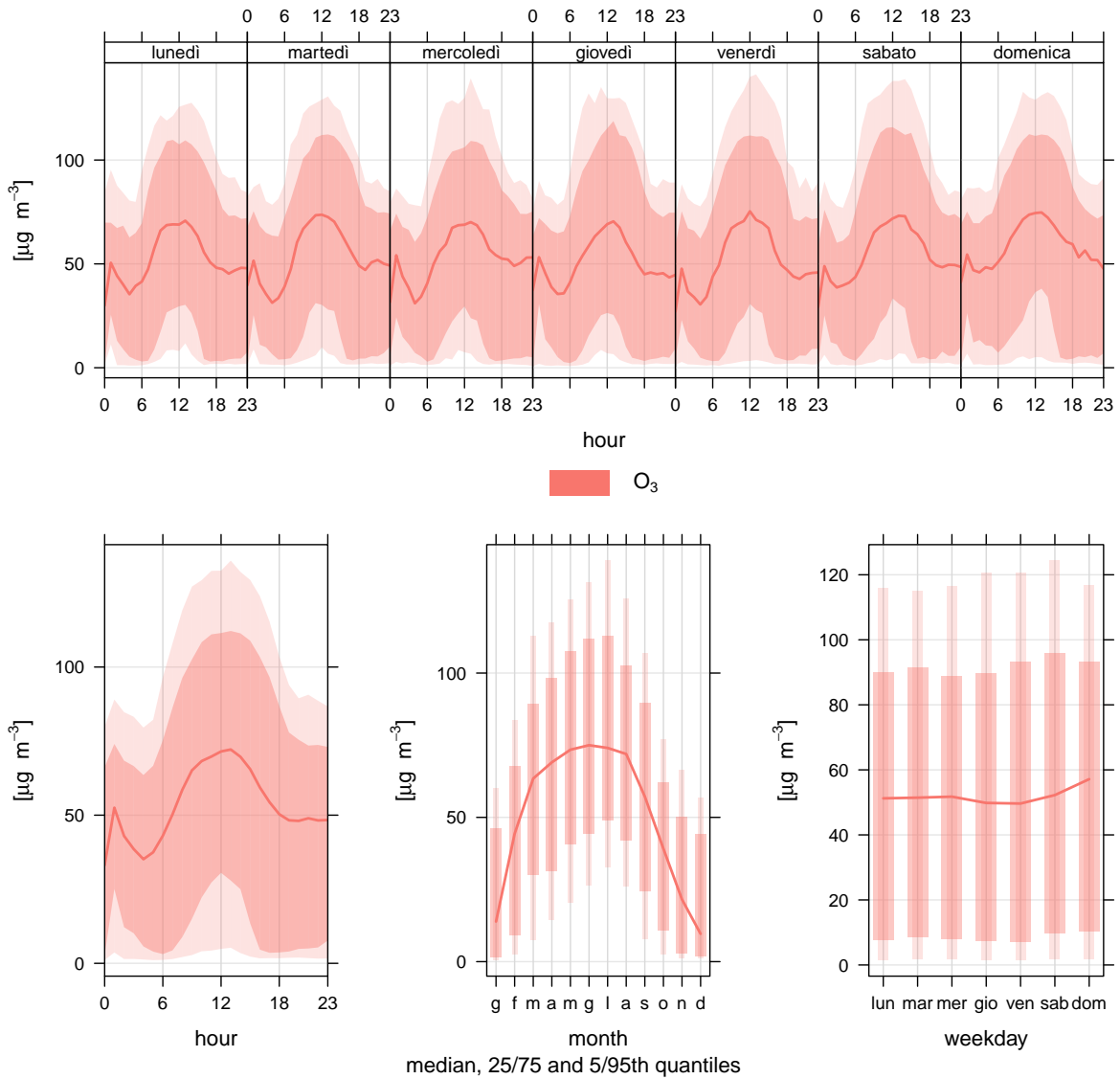


Figura A.4: Concentrazioni O₃ stazione di Monfalcone MNF nel triennio 2014-2016

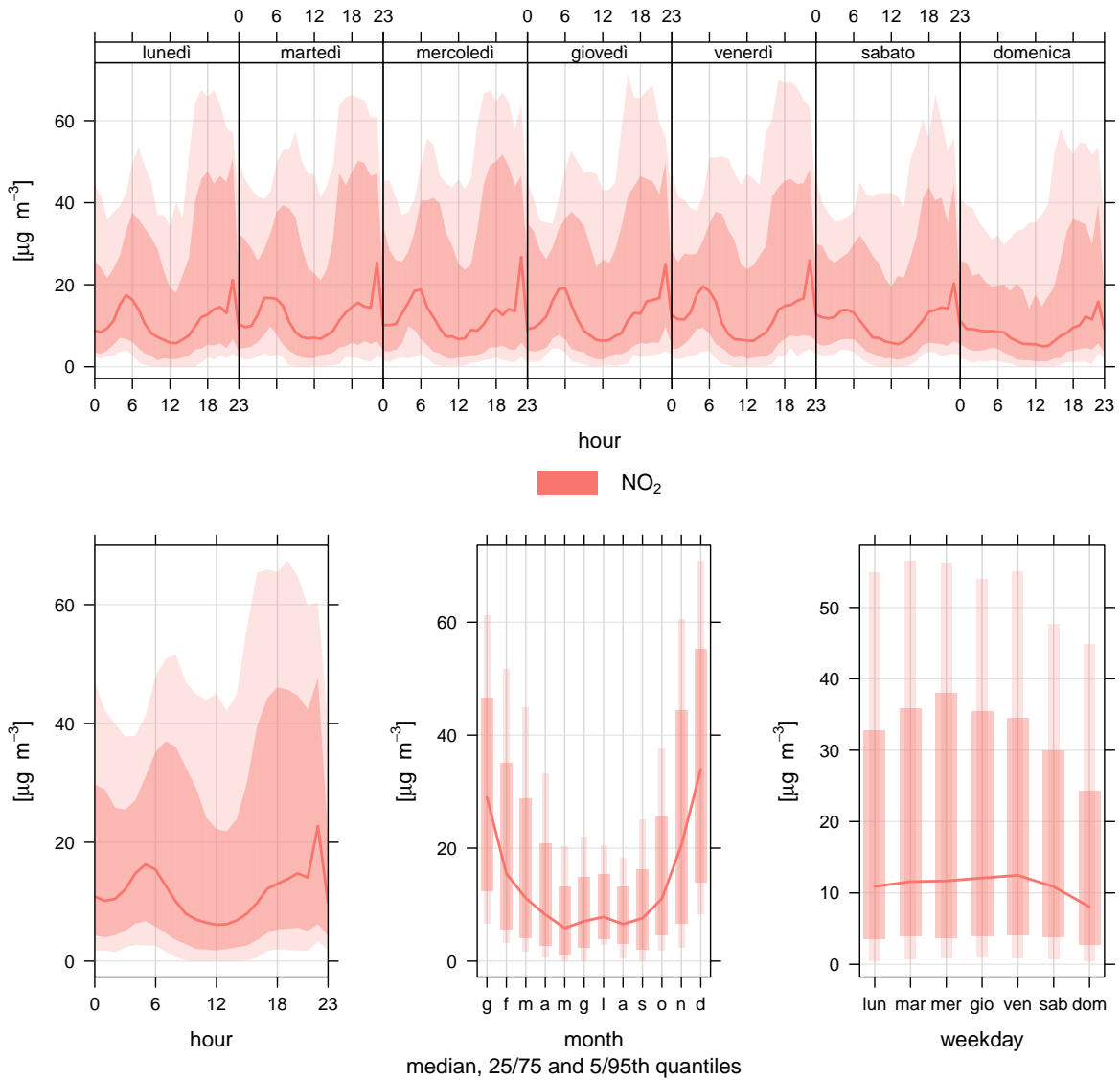


Figura A.5: Concentrazioni NO₂ stazione di Fiumicello FIU nel triennio 2014-2016

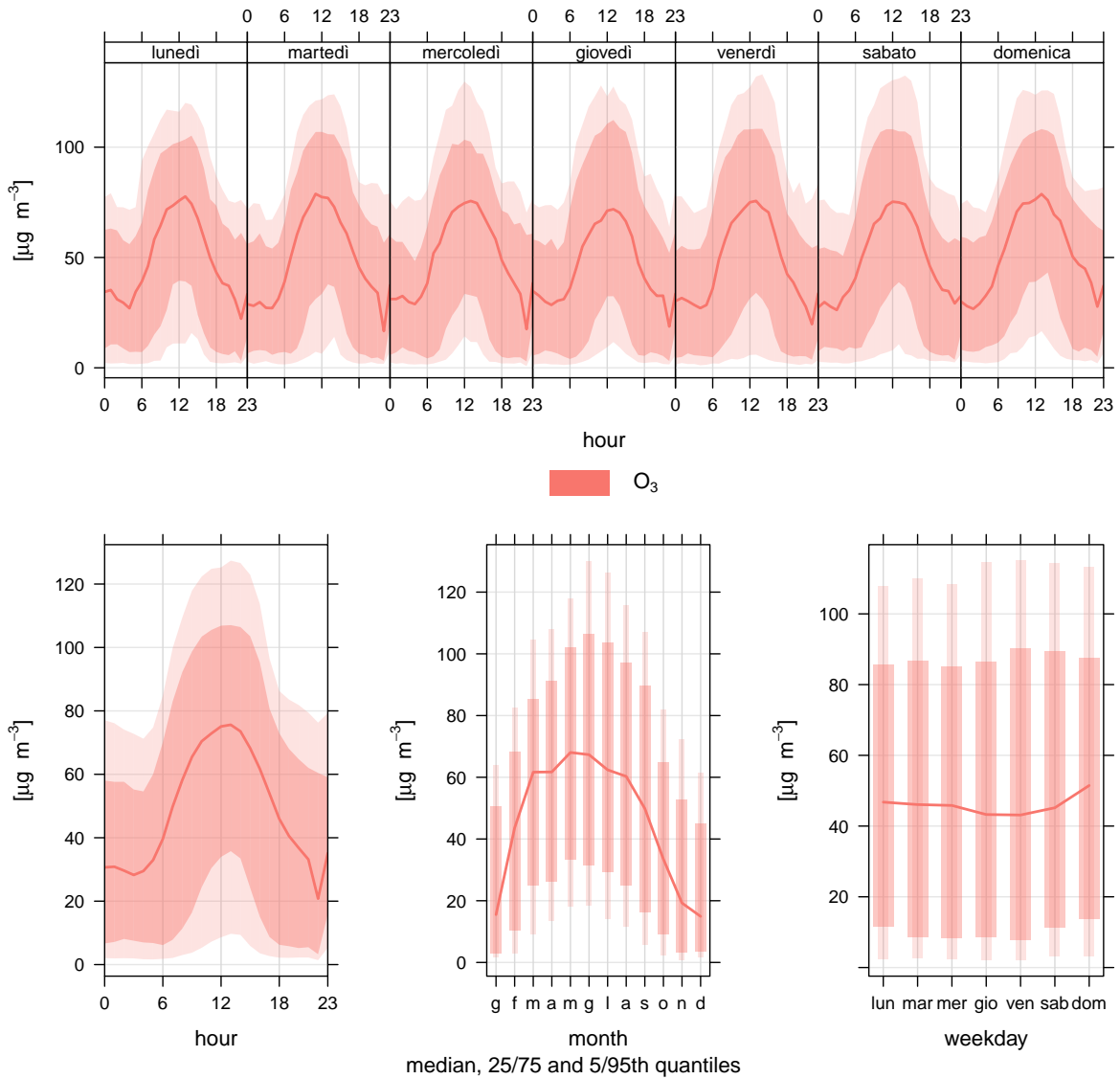


Figura A.6: Concentrazioni O₃ stazione di Fiumicello FIU nel triennio 2014-2016

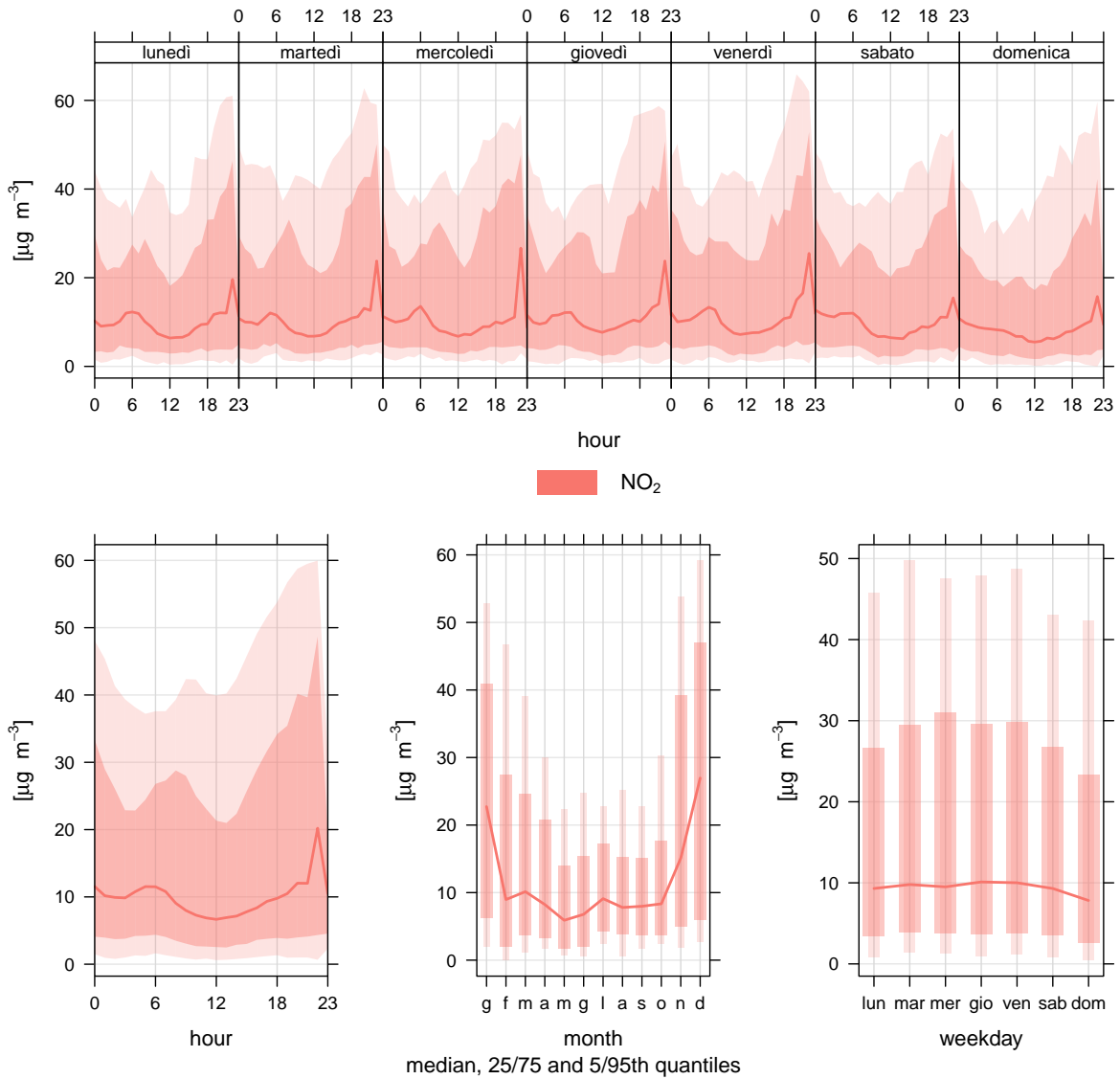


Figura A.7: Concentrazioni NO₂ stazione di Grado GRA nel triennio 2014-2016

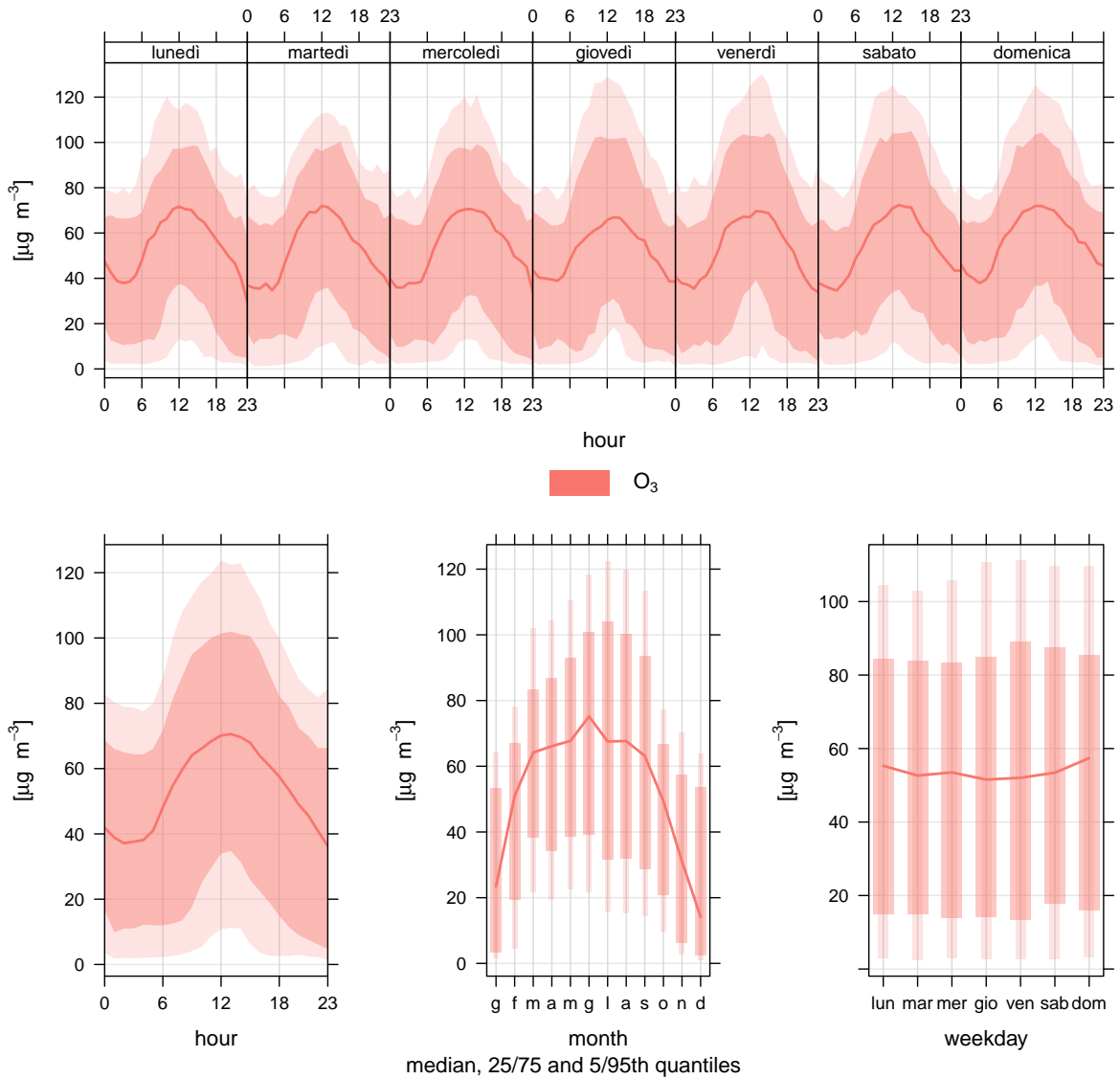


Figura A.8: Concentrazioni O₃ stazione di Grado GRA nel triennio 2014-2016

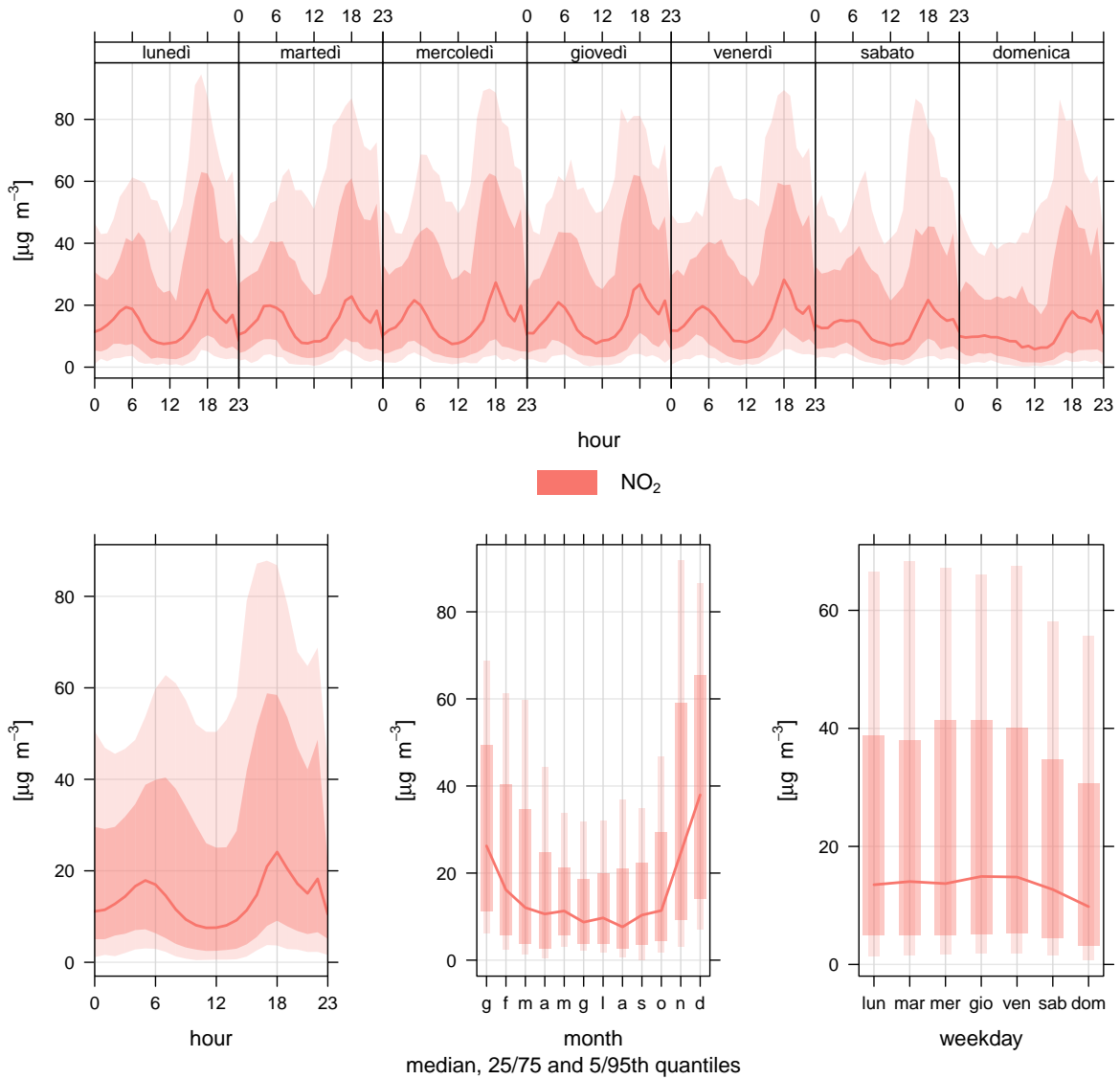


Figura A.9: Concentrazioni NO₂ stazione di Ronchi RON nel triennio 2014-2016

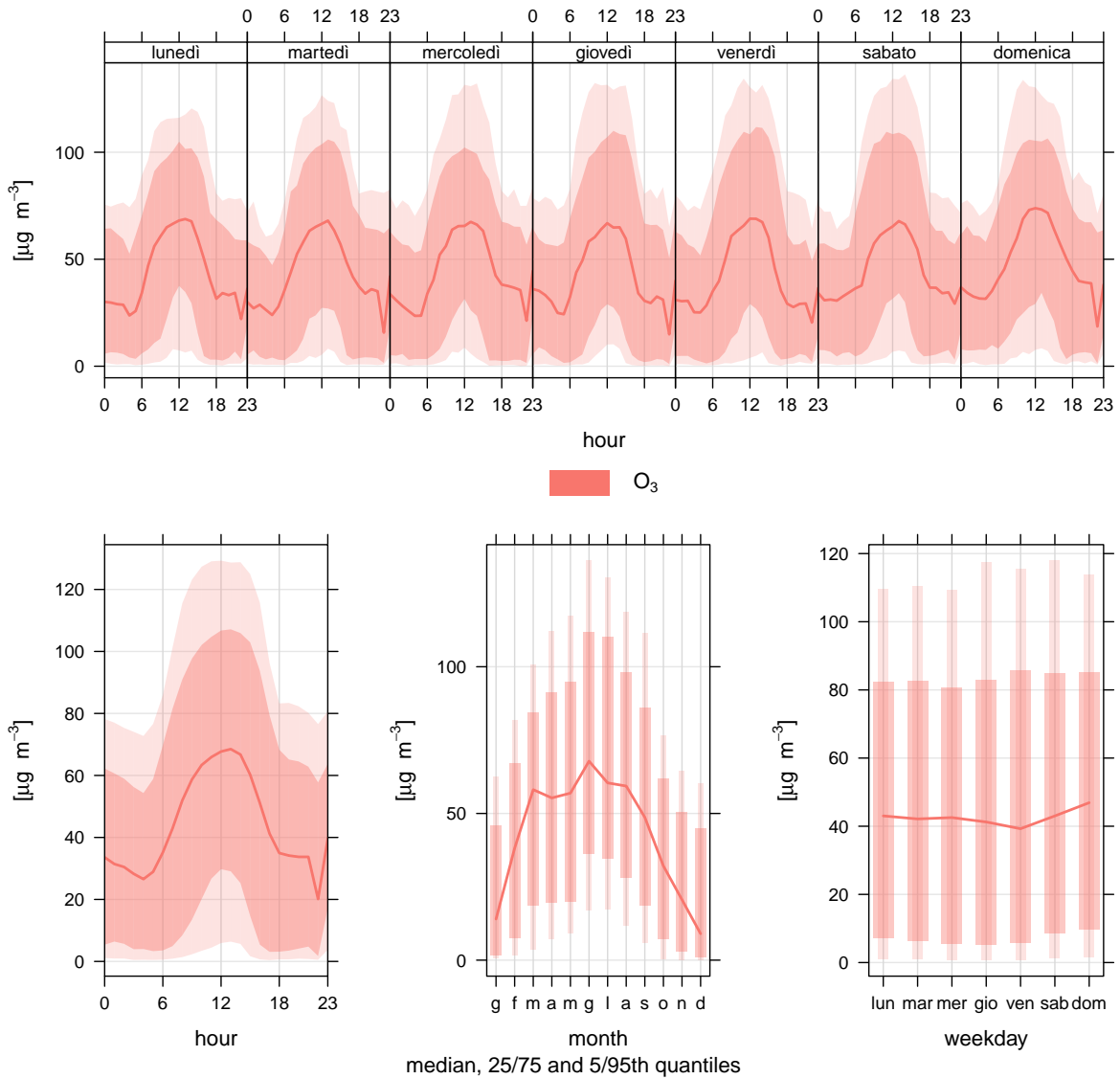


Figura A.10: Concentrazioni O₃ stazione di Ronchi RON nel triennio 2014-2016

Appendice B

Diagrammi polari stagionali

Dall'osservazione dei diagrammi polari stagionali, riportati di seguito (Figure B.1-B.6), è possibile apprezzabile la maggior incidenza dei picchi durante l'autunno, la primavera e soprattutto d'inverno vista l'altezza ridotta del *Mixed Layer* in questa stagione. Durante l'estate invece, in quasi tutte le stazioni non si registrano picchi particolari se non nelle stazioni di Doberdò (DBR), Figura B.1, dove valori leggermente più elevati si osservano con ventilazione meridionale, e nella stazione di Fiumicello (FIU), Figura B.3, dove si osservano picchi, comunque più contenuti di Doberdò, con debole ventilazione orientale e nordorientale.

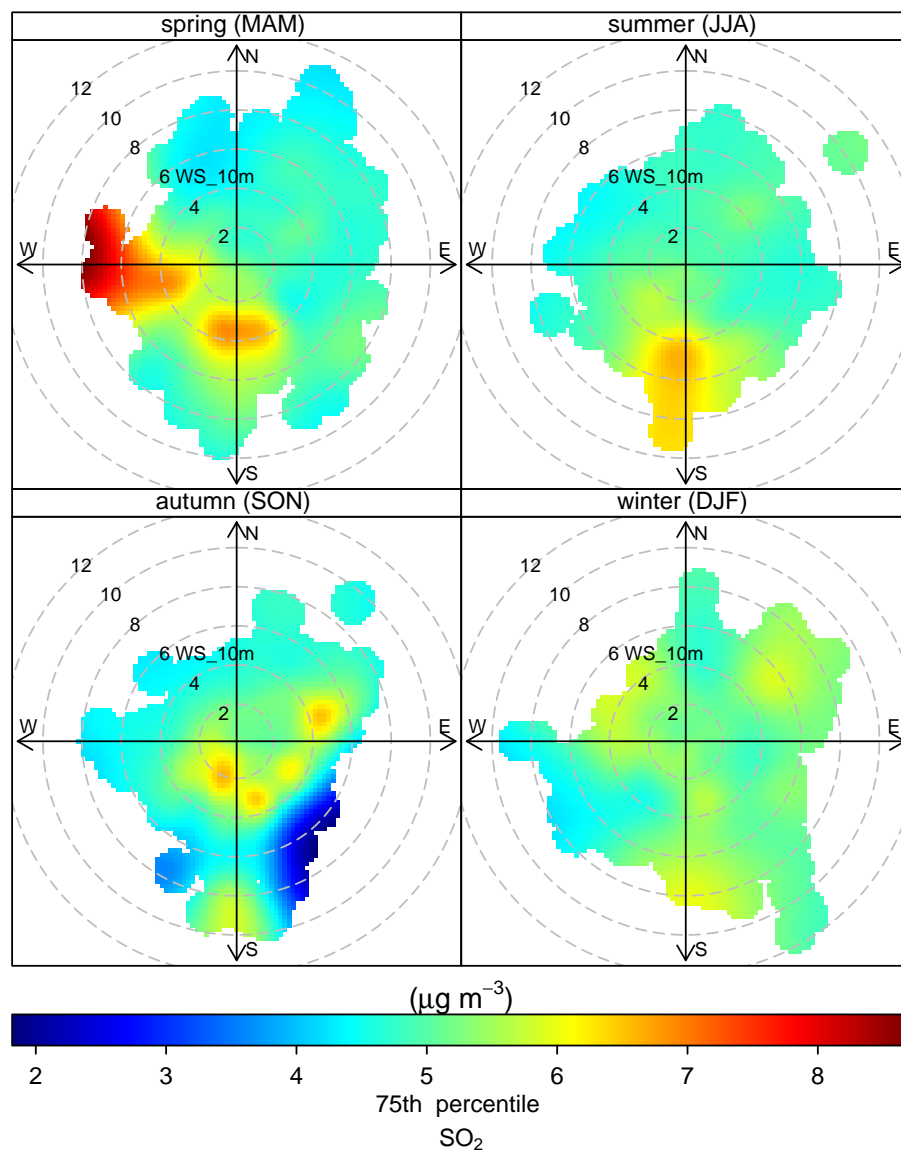


Figura B.1: diagrammi polari stagionali di Dobrodo (DBR) per il triennio 2014-2016; sono escluse le giornate con trasporto da lunga distanza

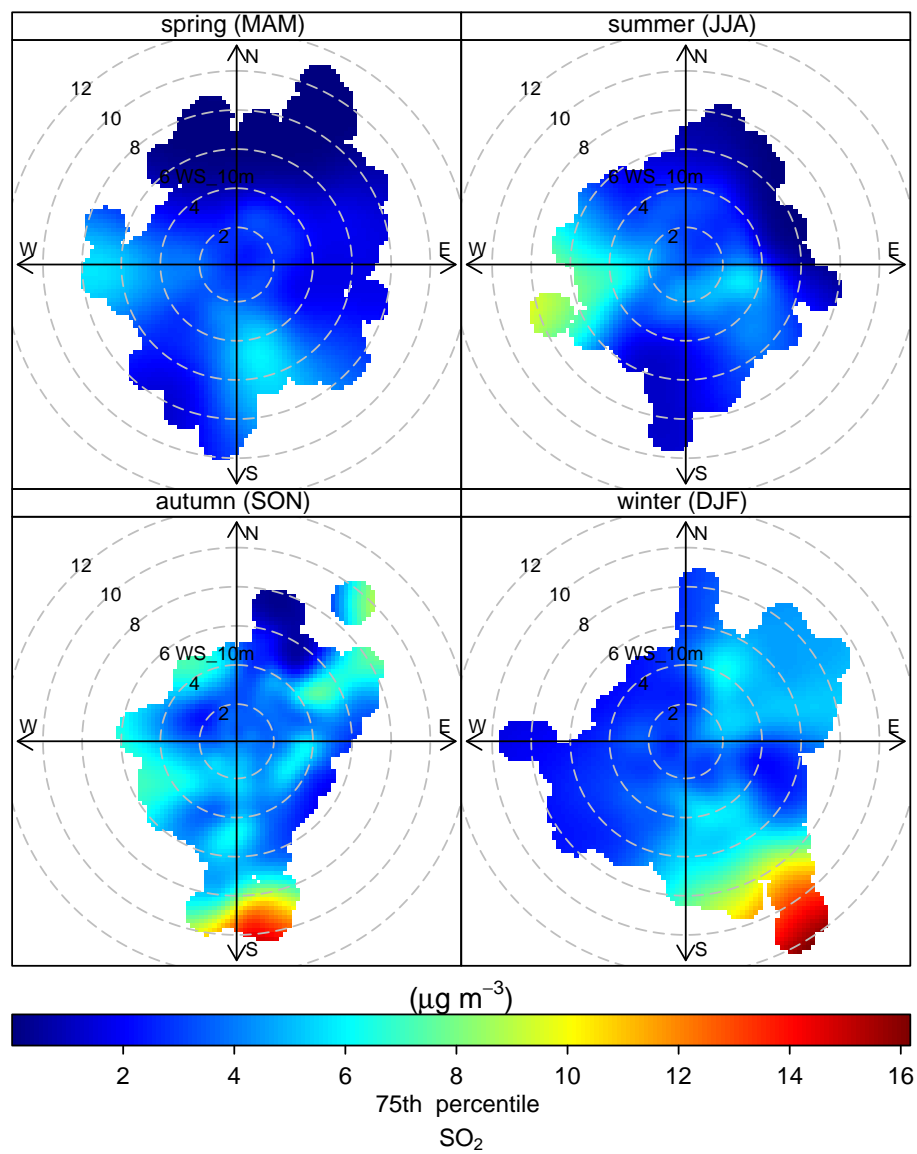


Figura B.2: diagrammi polari stagionali di Doberdò (DOB) per il triennio 2014-2016; sono escluse le giornate con trasporto da lunga distanza

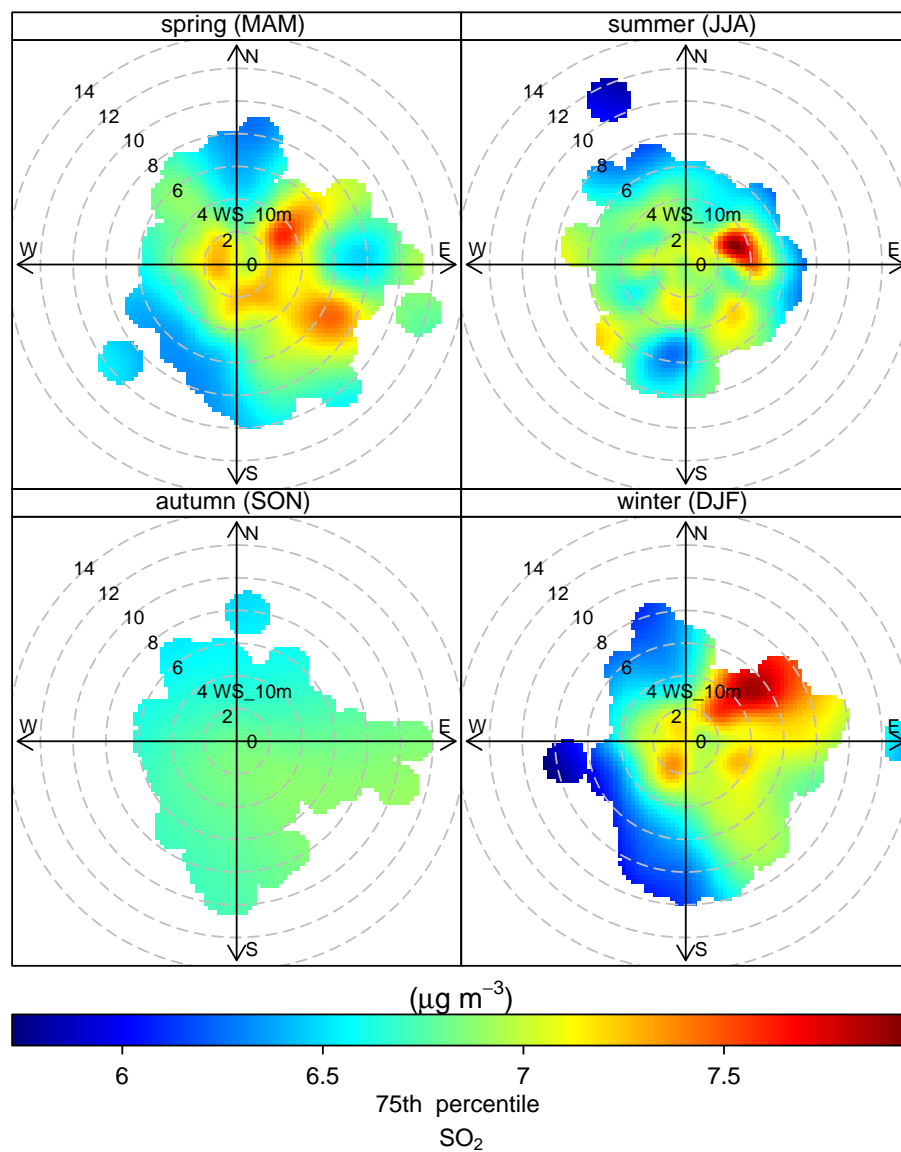


Figura B.3: diagrammi polari stagionali di Fiumicello (FIU) per il triennio 2014-2016; sono escluse le giornate con trasporto da lunga distanza

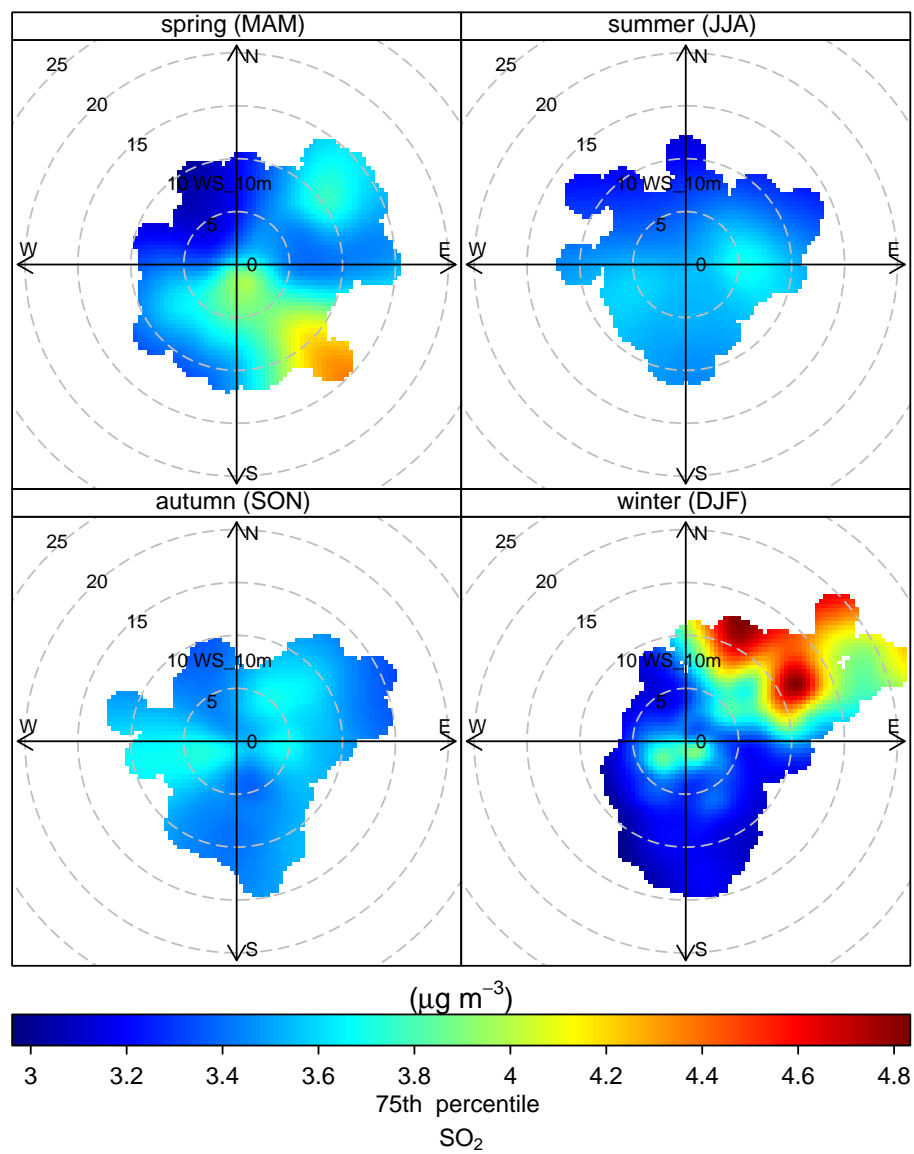


Figura B.4: diagrammi polari stagionali di Grado (GRA) per il triennio 2014-2016; sono escluse le giornate con trasporto da lunga distanza

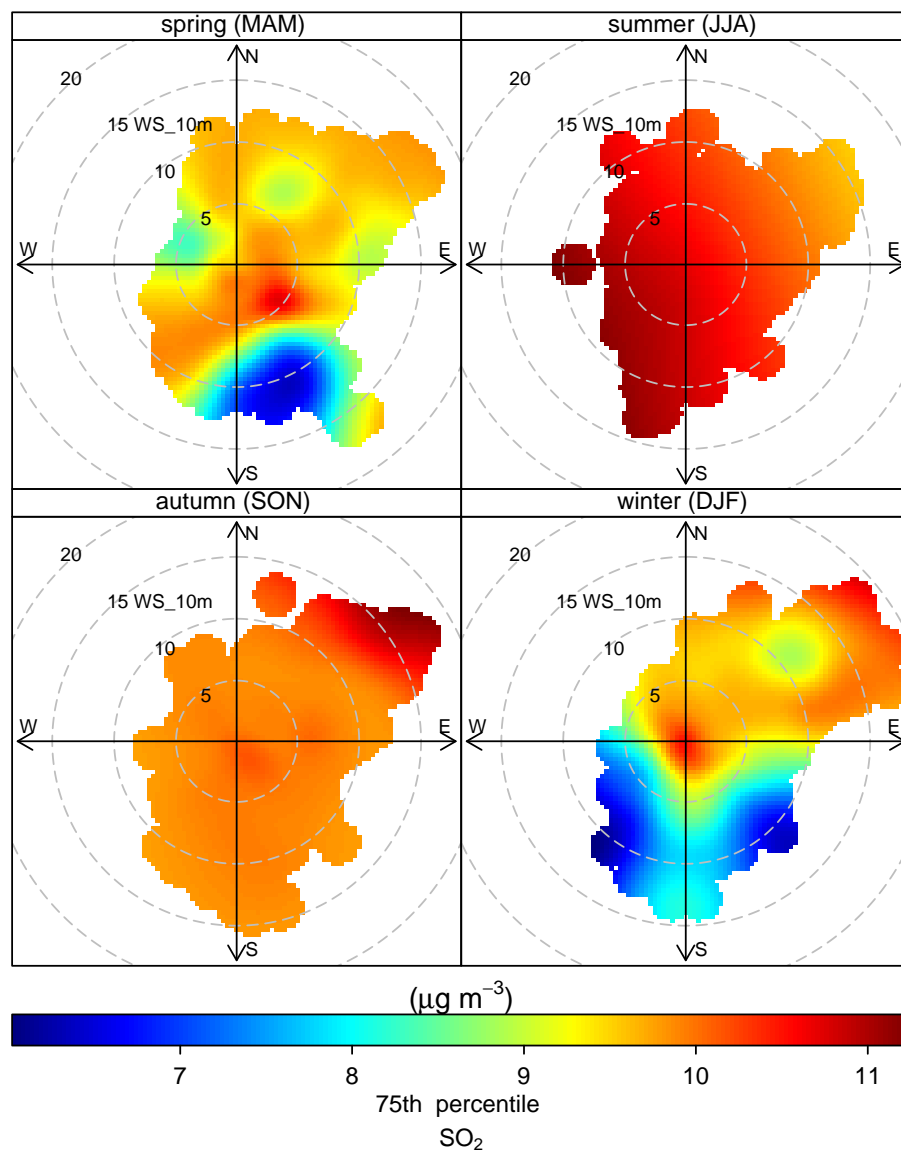


Figura B.5: diagrammi polari stagionali di Monfalcone (MNF) per il triennio 2014-2016; sono escluse le giornate con trasporto da lunga distanza

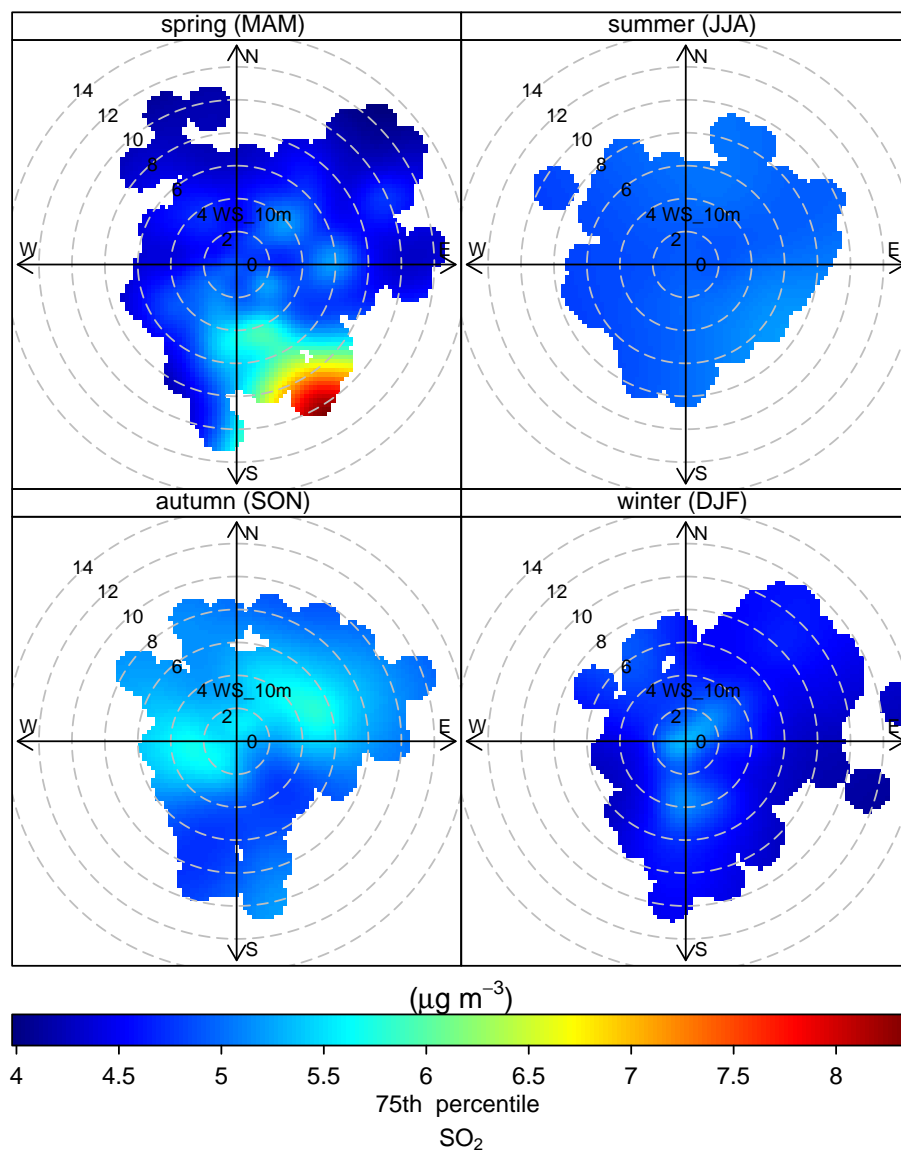


Figura B.6: diagrammi polari stagionali di Ronchi (RON) per il triennio 2014-2016; sono escluse le giornate con trasporto da lunga distanza

Appendice C

Trasporto da grande distanza

Vengono qui riportati, in ordine di traiettoria, i rimanenti eventi caratterizzati da trasporto da lunga distanza in base ai cluster calcolati. Vengono riportati inoltre, dalla Figura C.2 alla C.13, i radiosondaggi per direzione e intensità del vento e le concentrazioni misurate al suolo durante ogni evento.

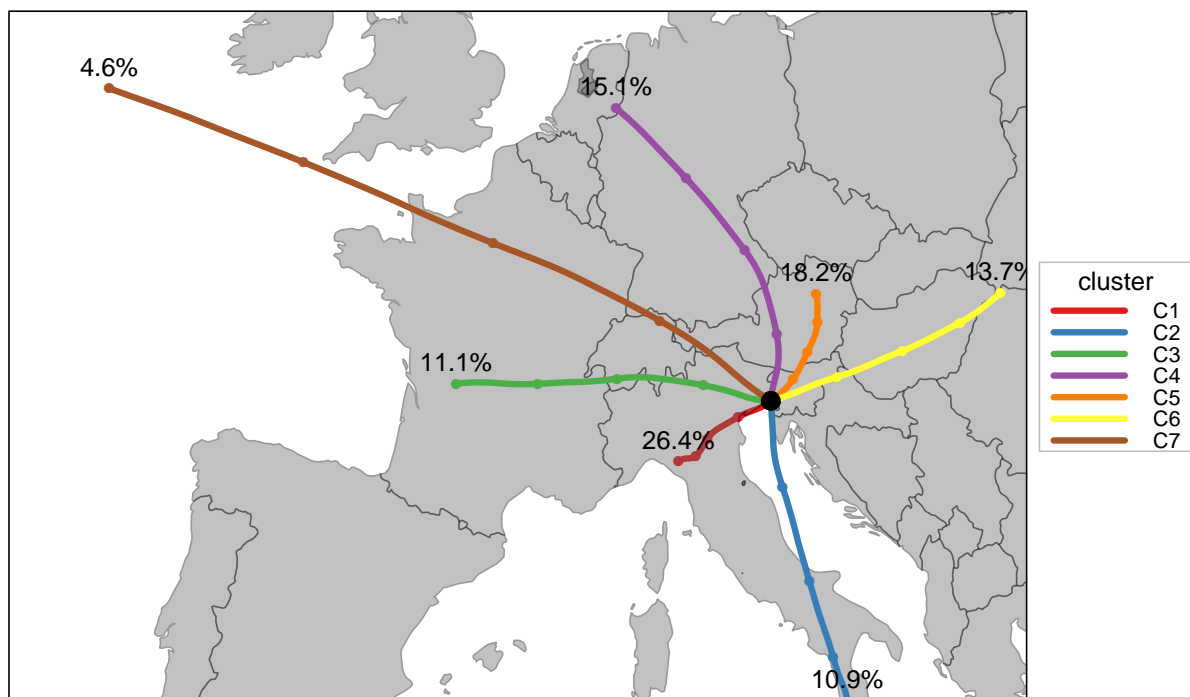
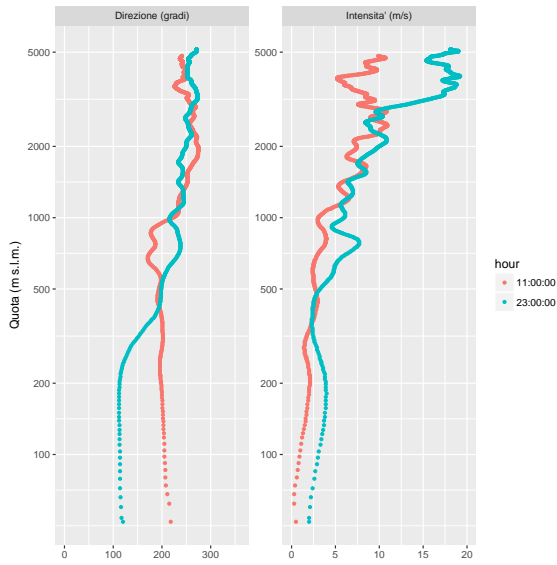
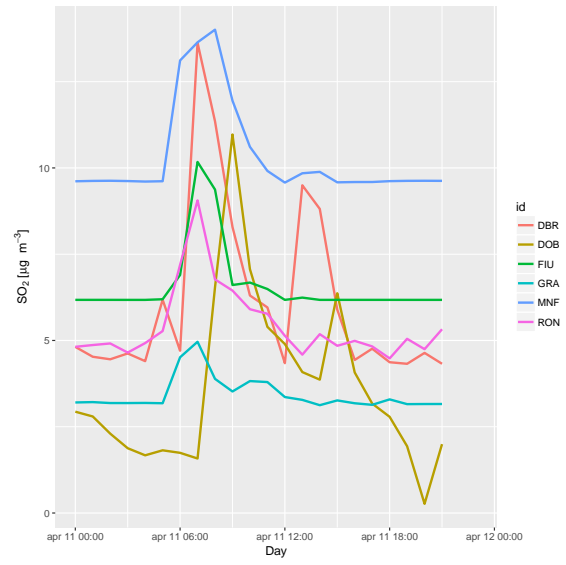


Figura C.1: Cluster traiettorie calcolate da HYSPLIT nel triennio 2014-2016

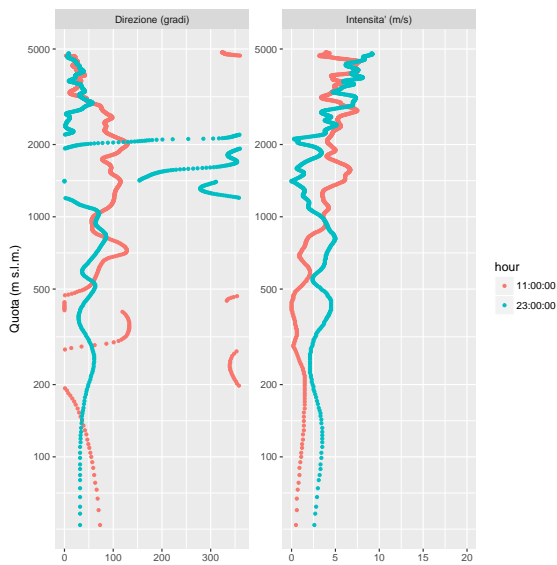


(a) Vento; radiosondaggi di Udine Rivolto alle 11 e 23 UTC

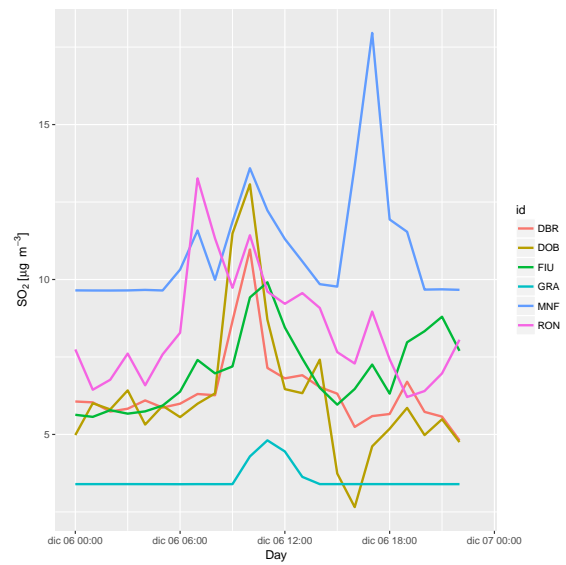


(b) Concentrazioni di SO₂ al suolo

Figura C.2: Traiettoria padana (C1): Evento dell'11 aprile 2016

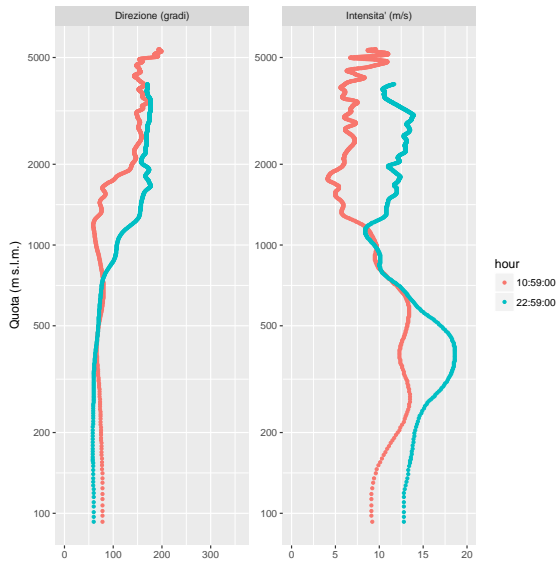


(a) Vento; radiosondaggi di Udine Rivolto alle 11 e 23 UTC

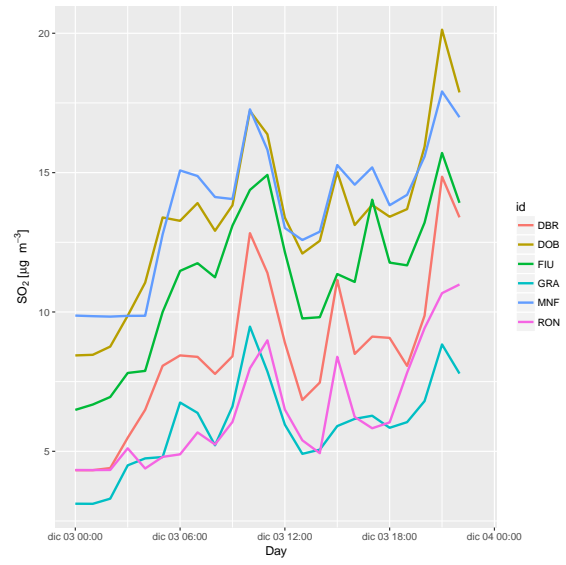


(b) Concentrazioni di SO₂ al suolo

Figura C.3: Traiettoria padana (C1): Evento del 6 dicembre 2016

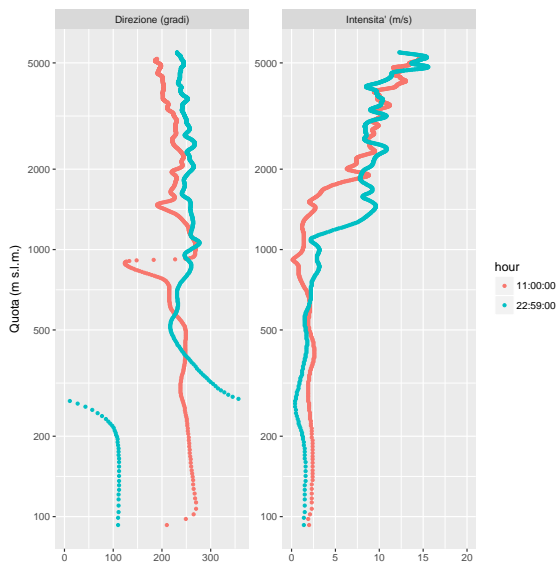


(a) Vento; radiosondaggi di Udine Campoformido alle 11 e 23 UTC

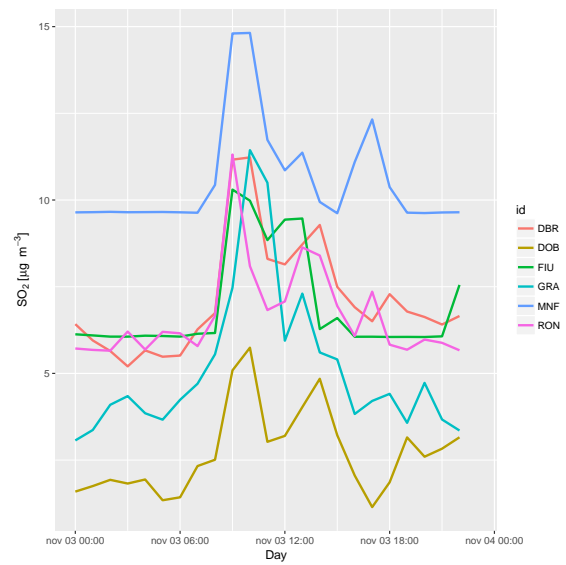


(b) Concentrazioni di SO₂ al suolo

Figura C.4: Traiettoria mediterranea (C2): Evento del 3 dicembre 2014



(a) Vento; radiosondaggi di Udine Campoformido alle 11 e 23 UTC



(b) Concentrazioni di SO₂ al suolo

Figura C.5: Traiettoria mediterranea (C2): Evento del 3 novembre 2015

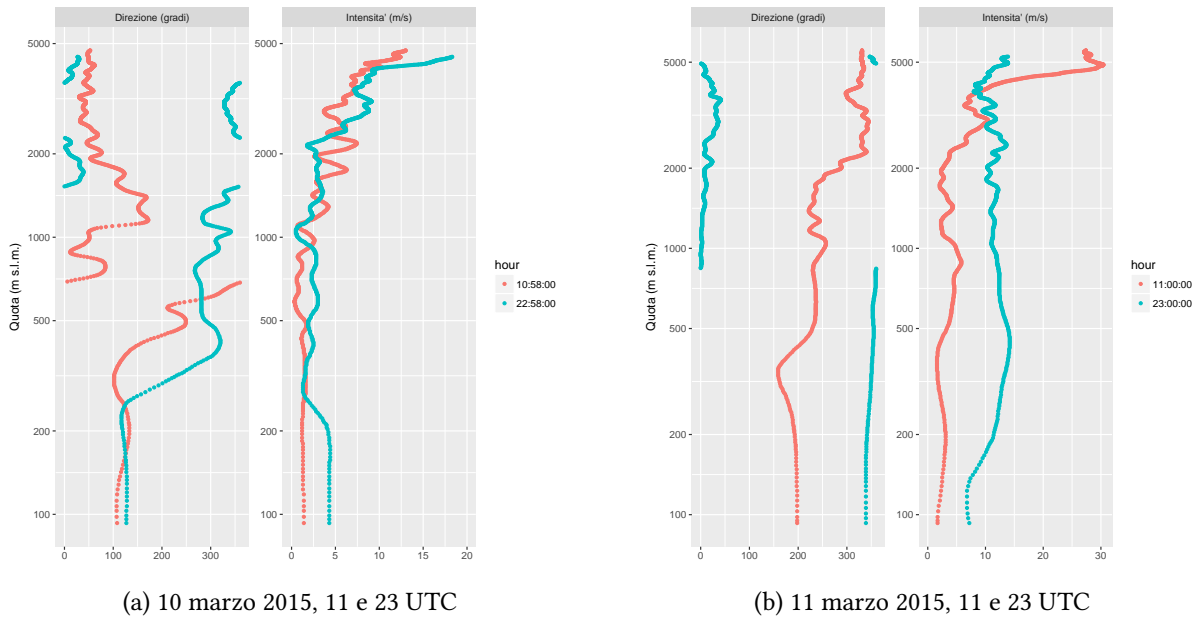


Figura C.6: Traiettoria tedesca (C4): Venti rilevati dalle radiosonde lanciate da Udine Campofornido durante l'evento del 10 e 11 marzo 2015

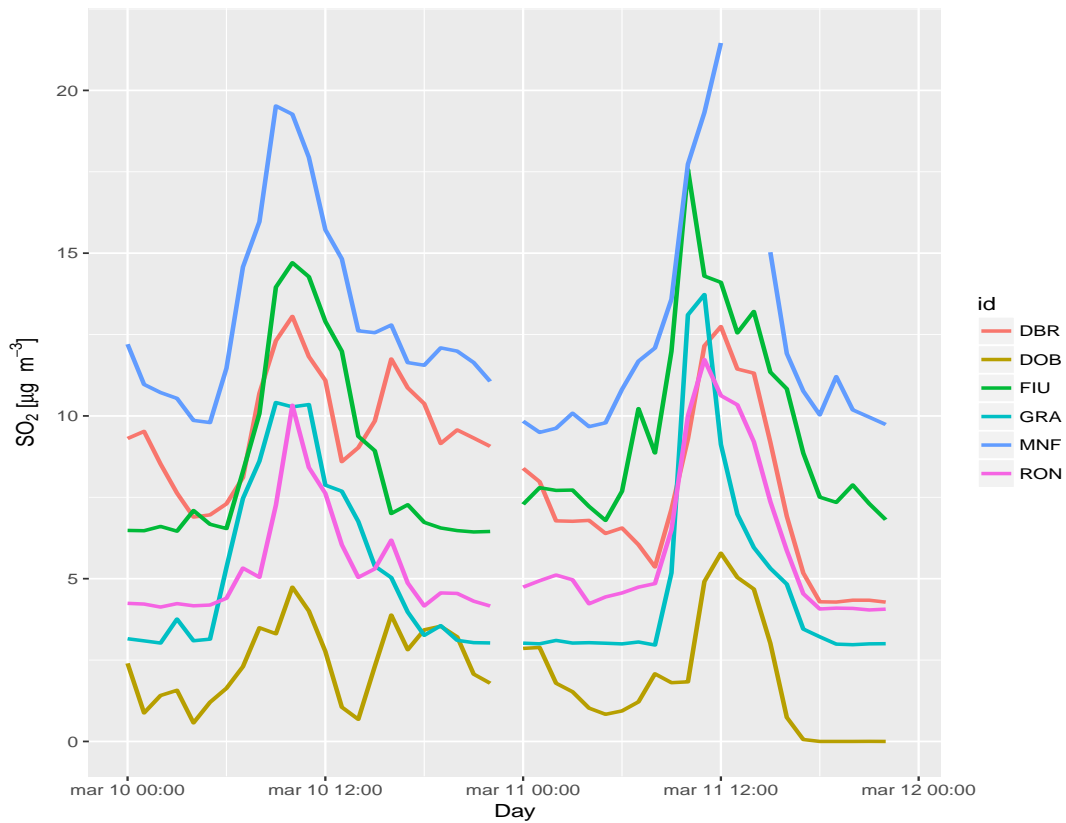
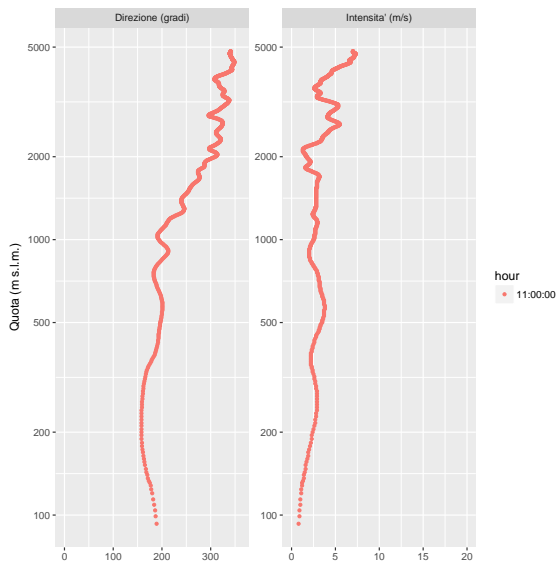
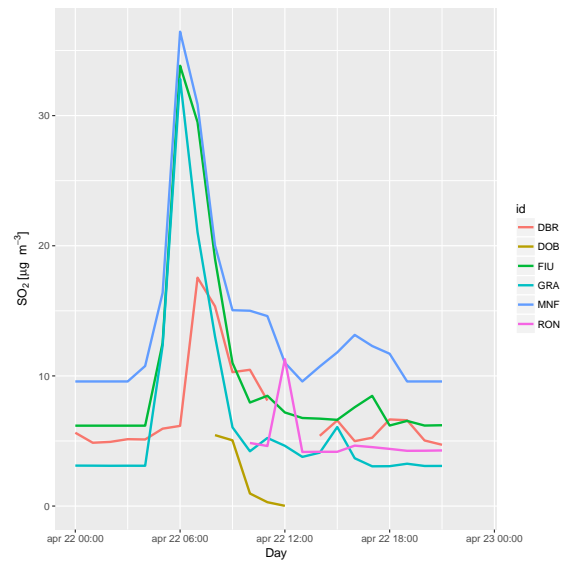


Figura C.7: Traiettoria tedesca (C4): Concentrazioni di SO₂, 10 e 11 marzo 2015

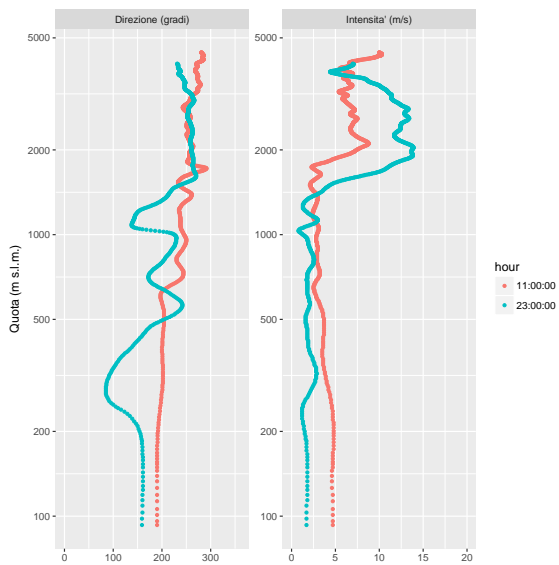


(a) Vento; radiosondaggio di Udine Campofornido alle 11 UTC, lancio delle 23 UTC mancante

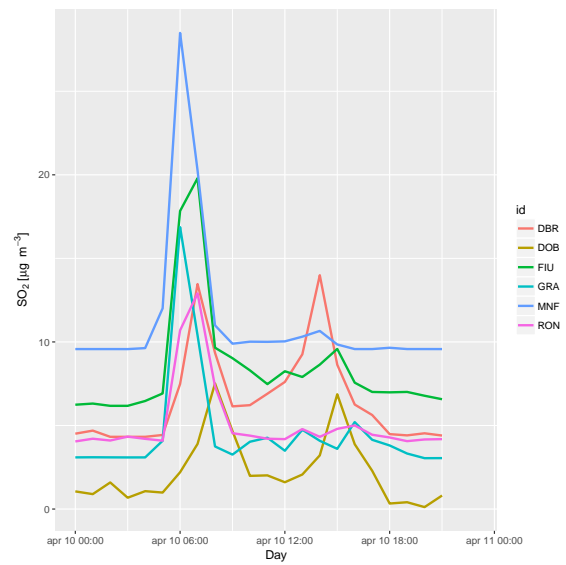


(b) Concentrazioni di SO₂ al suolo

Figura C.8: Traiettoria tedesca (C4): Evento del 22 aprile 2015

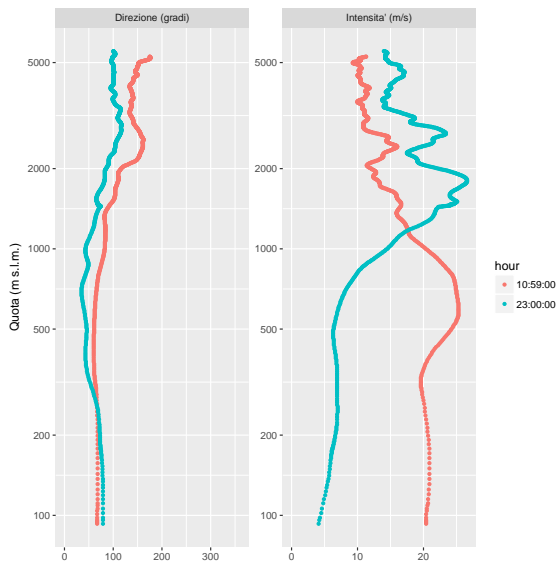


(a) Vento; radiosondaggi di Udine Campofornido alle 11 e 23 UTC

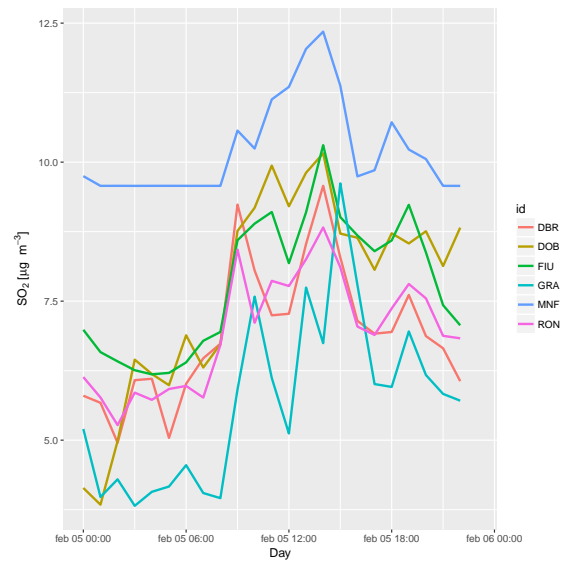


(b) Concentrazioni di SO₂ al suolo

Figura C.9: Traiettoria sloveno-austriaca (C5): Evento del 10 aprile 2015

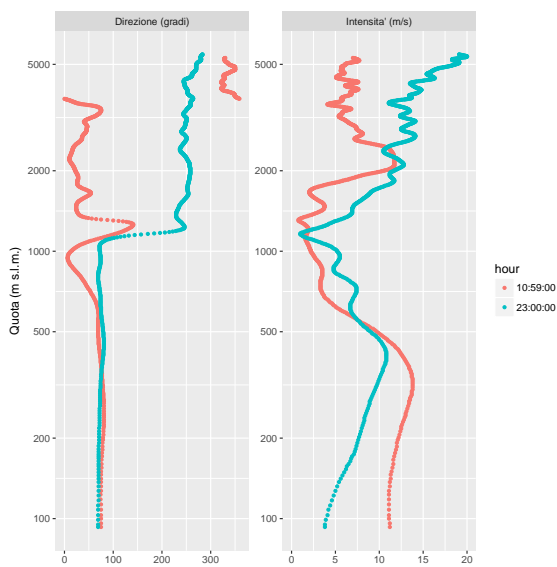


(a) Vento; radiosondaggi di Udine Campoformido alle 11 e 23 UTC

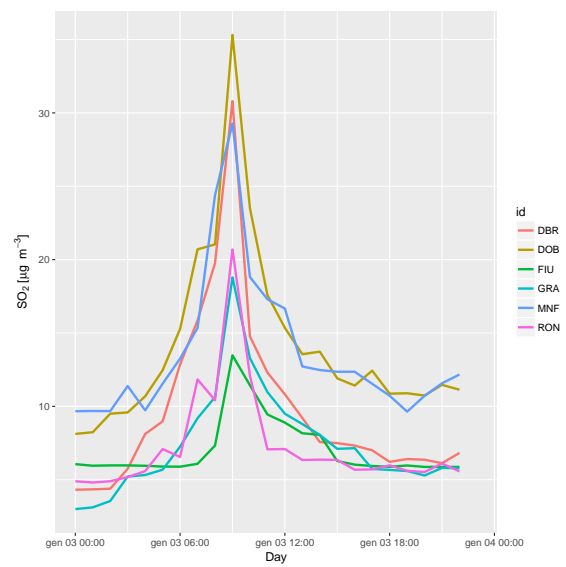


(b) Concentrazioni di SO₂ al suolo

Figura C.10: Traiettoria orientale (C6): Evento del 5 febbraio 2015

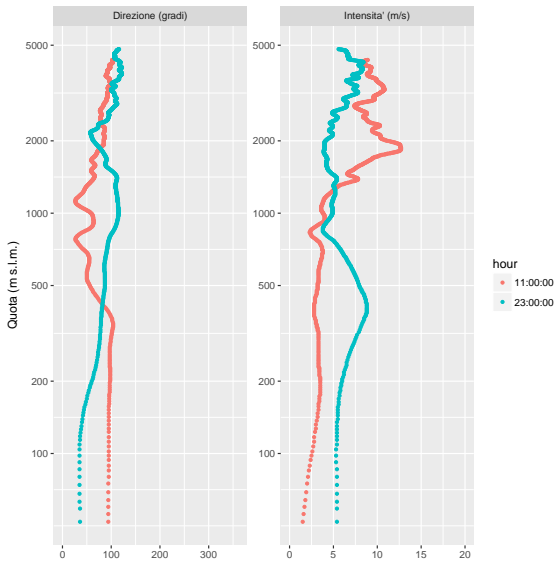


(a) Vento; radiosondaggi di Udine Campoformido alle 11 e 23 UTC

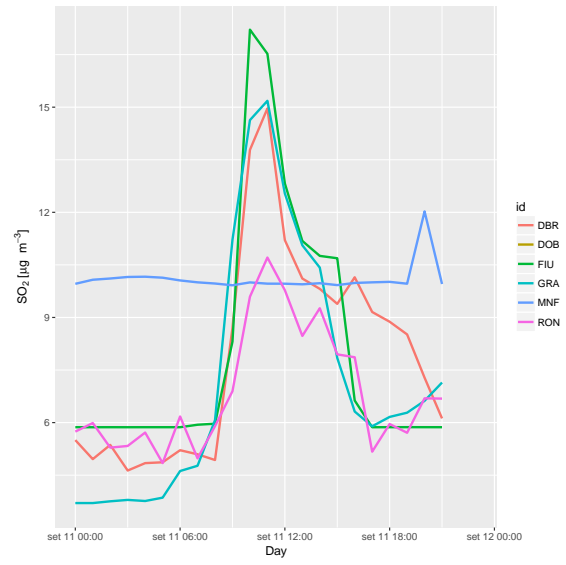


(b) Concentrazioni di SO₂ al suolo

Figura C.11: Traiettoria orientale (C6): Evento del 3 gennaio 2016

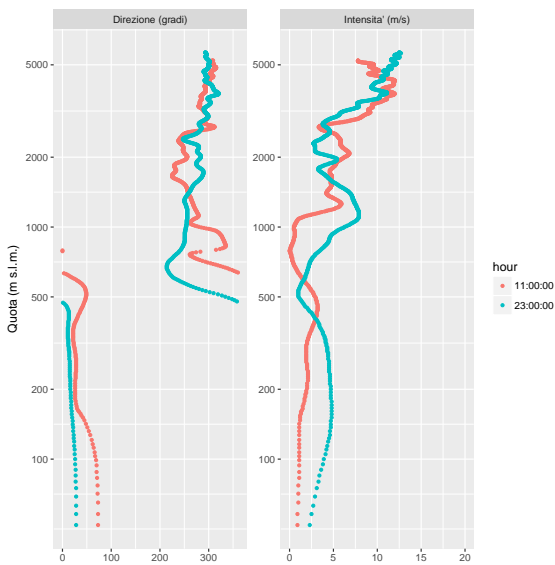


(a) Vento; radiosondaggi di Udine Rivolto alle 11 e 23 UTC

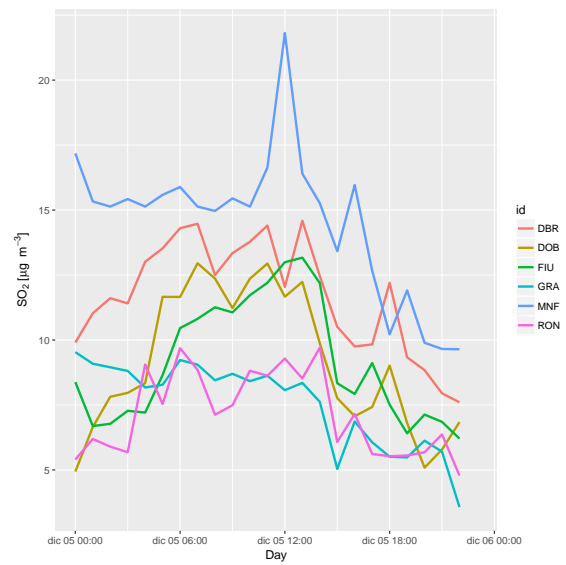


(b) Concentrazioni di SO₂ al suolo

Figura C.12: Traiettoria orientale (C6): Evento dell'11 settembre 2016



(a) Vento; radiosondaggi di Udine Rivolto alle 11 e 23 UTC



(b) Concentrazioni di SO₂ (µg m⁻³) al suolo

Figura C.13: Traiettoria orientale (C6): Evento del 5 dicembre 2016

Bibliografia

- [1] Sorbjan Z. *Structure of the Atmospheric Boundary Layer*, page 317, 1989.
- [2] Roland B. Stull. *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. Springer, 1988.
- [3] Hewson and Bierly. *Journal of Applied Meteorology*, 1:384.
- [4] Gianni Tinarelli. *SPRAY 3.1 -General Description and User's guide*. Ariamet, 2017. Code version 3.1.11.
- [5] Dick P Dee, SM Uppala, AJ Simmons, Paul Berrisford, P Poli, S Kobayashi, U Andrae, MA Balmaseda, G Balsamo, P Bauer, et al. The era-interim reanalysis: Configuration and performance of the data assimilation system. *Quarterly Journal of the royal meteorological society*, 137(656):553–597, 2011.
- [6] C Silibello, S Finardi, and G Calori. SURFPRO (SURrface-atmosphere interFace PROcessor) User's guide. Technical report, ARIANET, 2006.
- [7] Brusasca G. Marzorati A. Anfossi D., Ferrero E. and Tinarelli G. A simple way of computing buoyant plume rise in a lagrangian stochastic dispersion model. *Atmospheric Environment*, 27A, 27:1443–1451, 06 1993.
- [8] Thomson D.J. Random walk modelling of diffusion in inhomogeneous turbulence. *Q. J. R. Meteorol. Soc.*, 110:1107–1120, 1984.
- [9] Thomson D.J. Criteria for the selection of stochastic models of particle trajectories in turbulent flows. *J. Fluid Mech.*, 180:529–556, 1987.

- [10] Gryning Sven-Erik Batchvarova Ekaterina. - applied model for the growth of the daytime mixed layer. *Springer*, 1991.
- [11] Arpa FVG. Catasto emissioni. http://www.arpa.fvg.it/cms/tema/aria/pressioni/Catasto_emissioni/catasto.html/, 2013.
- [12] M. P. Costa C. Pozzi R. Prandi P. Radice G. Brusasca, G. Tinarelli. *Analisi complessiva della qualità dell'aria nel sito di Monfalcone con valutazione del contributo delle diverse sorgenti emissive*. Arianet, A2A, 2014. R2014.23.
- [13] Jessie M. Creamean, Kaitlyn J. Suski, Daniel Rosenfeld, Alberto Cazorla, Paul J. DeMott, Ryan C. Sullivan, Allen B. White, F. Martin Ralph, Patrick Minnis, Jennifer M. Comstock, Jason M. Tomlinson, and Kimberly A. Prather. *Dust and Biological Aerosols from the Sahara and Asia Influence Precipitation in the Western U.S.* *Science*, 339(6127):1572–1578, 2013.
- [14] Tonya A Lander, Etienne K Klein, Sylvie Oddou-Muratorio, Jean-Noël Candau, Cindy Gidoin, Alain Chalon, Anne Roig, Delphine Fallour, Marie-Anne Auger-Rozenberg, and Thomas Boivin. Reconstruction of a windborne insect invasion using a particle dispersal model, historical wind data, and bayesian analysis of genetic data. *Ecology and evolution*, 4(24):4609–4625, 2014.
- [15] David G. Schmale III and Shane D. Ross. Highways in the sky: Scales of atmospheric transport of plant pathogens. *Annual Review of Phytopathology*, 53(1):591–611, 2015. PMID: 26047561.
- [16] Richard Iannone. Splitr: v0.4. <https://doi.org/10.5281/zenodo.49106>, April 2016.
- [17] David Carslaw and Karl Ropkins. openair - An R package for air quality data analysis. *Environmental modeling and software*, 27-28:52 – 61, 1 2012.
- [18] Hae-Won Uh, Franca C Hartgers, Maria Yazdanbakhsh, and Jeanine J Houwing-Duistermaat. Evaluation of regression methods when immunological measurements are constrained by detection limits. *BMC immunology*, 9(1):59, 2008.

[19] Roberto Sozzi. *La micrometeorologia e la dispersione degli inquinanti in aria*. APAT, 2003.

[20] PRESIDENZA DELLA REPUBBLICA. *Decreto Legislativo 155/10, n.155*. Pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 216 del 15/09/2010 - suppl. ord. n. 217 - in vigore dal 30/09/2010.