

Università Ca' Foscari Venezia

FACOLTÀ DI SCIENZE MATEMATICHE, FISICHE E NATURALI
Corso di Laurea in Scienze Ambientali



TESI DI LAUREA SPECIALISTICA

MONITORAGGIO AMBIENTALE DEL COMPARTO ARIA PRESSO L'AEROPORTO "MARCO POLO" DI' TESSERA-VENEZIA

Laureando

Alessandro Longo
Matricola 814443

Relatore

Chiar.mo Prof. Giancarlo
Rampazzo

Correlatori

Dott. Gabrio Valotto
Ing. Davide Bassano

Anno Accademico 2011-2012

INDICE

INDICE	2
INDICE DELLE FIGURE	3
INDICE DELLE TABELLE	6
INTRODUZIONE	7
1. IL SETTORE AERONAUTICO	8
1.1 L'AVIAZIONE	8
1.2 STIMA DELLE EMISSIONI AEROPORTUALI	11
1.3 L'EMISSIONS TRADING SYSTEM (ETS) NEL TRASPORTO AEREO	13
1.4 NORMATIVA.....	15
2. EXPERIMENTAL	17
2.1 PROGETTO DI MONITORAGGIO.....	17
2.2 SCELTA DEL SITO DI CAMPIONAMENTO.....	18
2.3 CABINA DI MONITORAGGIO	19
2.4 DESCRIZIONE DELL' AEREOPORTO E DEL CONTESTO TERRITORIALE	19
2.5 ANALISI DATI RILEVATI DALLA CENTRALINA	28
3. ANALISI PARAMETRI METEO	31
3.1 ASPETTI METEOROLOGICI	31
3.2 ANALISI VARIABILI METEO AREA DI STUDIO	41
4. ANALISI INQUINANTI MONITORATI	47
4.1 INQUINANTI E CONTAMINATI ATMOSFERICI	47
4.2 PARTICOLATO ATMOSFERICO	48
4.2.1 ANALISI DATI.....	52
4.2.2 CONFRONTI CONCENTRAZIONI NORMATIVA	61
4.3 SO _x – OSSIDI DELLO ZOLFO	62
4.3.1 ANALISI DEI DATI.....	65
4.3.2 CONFRONTI CONCENTRAZIONI NORMATIVA	77
4.4 NO _x – OSSIDI DELL' AZOTO	78
4.4.1 ANALISI DEI DATI.....	82
4.4.1.a BIOSSIDO DI AZOTO	95
4.4.1.b MONOSSIDO D'AZOTO.....	98
4.4.2. CONFRONTI CONCENTRAZIONI NORMATIVA	100

4.5. OZONO	101
4.5.1 ANALISI DEI DATI.....	104
4.5.2 CONFRONTI CONCENTRAZIONI NORMATIVA	114
4.6 MONOSSIDO DI CARBONIO	116
4.6.1 ANALISI DEI DATI.....	120
4.7 CORRELAZIONE	128
4.8 COEFFICIENTI DI CORRELAZIONE INCROCIATA.....	140
4.9 STUDIO DELLA VARIAZIONE DI CONCENTRAZIONE ATMOSFERICA DEGLI INQUINANTI IN FUNZIONE DELL' AUMENTO DEL NUMERO DI VOLI.....	144
5. CONCLUSIONI e WORK IN PROGRESS	148
BIBLOGRAFIA	155
SITOGRAFIA.....	177

INDICE DELLE FIGURE

Figura 1: : fasi ciclo LTO [EEA 2007].....	13
Figura 2: Aeroporto Marco Polo e relativo sito di campionamento [G. Valotto, 2011]	18
Figura 3: numero passeggeri per anno aeroporto Marco Polo [S.A.V.E., 2012]	21
Figura 4 - Andamenti del giorno tipo del numero di voli per l'estate 2009	22
Figura 5 - Area territoriale di studio e principali sorgenti emissive in esso presenti .	27
Figura 6 a,b,c,d,e - Esempi delle principali tipologie di elaborazioni grafiche utilizzate nello svolgimento dello studio di tesi.	28
Figura 7 - Andamento stagionale della temperatura atmosferica media giornaliera..	32
Figura 8 - Andamento stagionale della radiazione solare incidente media giornaliera	33
Figura 9 - Andamento del giorno tipo della temperatura per l'estate 2009.....	34
Figura 10 - Andamenti del giorno tipo della R.S.I. per l'estate 2009	34
Figura 11 - Andamento stagionale della velocità media giornaliera del vento	35
Figura 12 - Andamento del giorno tipo della velocità media giornaliera del vento estate 2009	36
Figura 13 - Andamento del giorno tipo della velocità media giornaliera del vento inverno 2011	36

Figura 14 - Distribuzione percentuale di frequenza delle direzioni del vento in funzione della velocità registrate durante le stagioni estate 2009 e inverno 2011	37
Figura 15 - Andamento della concentrazione media stagionale di VV – T - R.S.I. in funzione della direzione del vento per l'estate 2009 e l'inverno 2010.....	38
Figura 16 - Grafici distribuzione di frequenza classi di Pasquill per l'estate 2009-10 e l'inverno 2010-11	39
Figura 17 - Andamenti stagionali precipitazioni	40
Figura 18 - Grafici concentrazione media giornaliera PM ₁₀	53
Figura 19 - Distribuzioni di frequenza PM ₁₀	54
Figura 20 - Andamento del giorno tipo della concentrazione di PM ₁₀ estate 2009 e inverno 2011.....	55
Figura 21 - Andamento della concentrazione media di PM ₁₀ in funzione della direzione del vento per l'estate 2009 e l'inverno 2011.	56
Figura 22 - Concentrazione di PM ₁₀ in funzione della direzione e velocità del vento per l'estate 2009 e inverno 2010.....	57
Figura 23 - Grafici concentrazione media giornaliera SO ₂	67
Figura 24 - Distribuzioni di frequenza SO ₂	68
Figura 25 - Andamento del giorno tipo della concentrazione di SO ₂	69
Figura 26 - Andamento della concentrazione media di SO ₂ in funzione della direzione del vento per l'estate 2009 e l'inverno 2011	70
Figura 27 - Concentrazione di SO ₂ in funzione della direzione e velocità del vento per l'estate 2009 e inverno 2011.....	71
Figura 28 - Grafici di confronto tra l'andamento stagionale del PM ₁₀ e dell'SO ₂	72
Figura 29 - Grafici concentrazione media giornaliera NO ₂	83
Figura 30 - Grafici concentrazione media giornaliera NO	85
Figura 31 - Distribuzioni di frequenza NO ₂	86
Figura 32 - Distribuzioni di frequenza NO.....	87
Figura 33 - Andamento del giorno tipo della concentrazione di NO ₂	88
Figura 34 - Andamento del giorno tipo della concentrazione di NO	89
Figura 35 - Andamento della concentrazione media di NO ₂ in funzione della direzione del vento per l'estate 2009 e l'inverno 2011	90
Figura 36 - Andamento della concentrazione media di NO in funzione della direzione del vento per l'estate 2009 e l'inverno 2011	91

Figura 37 - Concentrazione di NO ₂ in funzione della direzione e velocità del vento per l'estate 2009 e inverno 2011.....	92
Figura 38 - Concentrazione di NO in funzione della direzione e velocità del vento per l'estate 2009 e inverno 2011.....	93
Figura 39 - Grafici di confronto tra gli andamenti medi giornalieri dell'NO ₂ e del PM ₁₀ , per l'estate 2009 e l'inverno 2010.....	94
Figura 40 - Grafici concentrazione media giornaliera ozono.....	105
Figura 41 - Distribuzioni di frequenza stagionali ozono.....	106
Figura 42 - Andamento del giorno tipo della concentrazione di O ₃ estate 2009 e inverno 2011.....	107
Figura 43 - Andamento della concentrazione media di O ₃ in funzione della direzione del vento per l'estate 2009 e l'inverno 2011.....	108
Figura 44 - Concentrazione di O ₃ in funzione della direzione e velocità del vento per l'estate 2009 e inverno 2011.....	109
Figura 45 - Andamenti concentrazione media giornaliera stazione Tesserà.....	123
Figura 46 - Andamento del giorno tipo della concentrazione di CO presso la centralina EZI-Tesserà.....	124
Figura 47 - Andamenti del giorno tipo della concentrazione di CO stazioni ARPAV.....	125
Figura 48 - Andamento del giorno tipo della concentrazione di CO stazioni ARPAV.....	126
Figura 49 - Andamenti concentrazioni medie stagionali CO.....	127
Figura 50 - Coefficienti di correlazione globale.....	130
Figura 51 - Andamenti dei coefficienti di correlazione fra le variabili in funzione della direzione del vento.....	135
Figura 52 - coefficienti di correlazione incrociata tra i principali inquinati e il parametro "velocità del vento".....	141
Figura 53 a,b,c, – coefficienti di correlazione incrociata tra O ₃ -VV, O ₃ -R.S.I. e VV-R.S.I.....	142
Figura 54 ,a,b,c,d,e - coefficienti di correlazione incrociata tra NO, NO ₂ , O ₃ , PM ₁₀ , SO ₂ e n° di voli.....	143
Figura 55 a,b,c,d,e - Grafici 3D in funzione del numero di voli, della concentrazione di NO, NO ₂ , PM ₁₀ , SO ₂ e direzione del vento.....	147

INDICE DELLE TABELLE

Tabella 1 - Specifiche tecniche della strumentazione presente all'interno della centralina di monitoraggio [http://www.entezona.it , 2012]	19
Tabella 2 - Confronto fra le concentrazioni massime di PM ₁₀ rivelate durante i due anni di monitoraggio e i relativi limiti di legge	61
Tabella 3 - Confronto fra le concentrazioni massime di SO ₂ (orarie e giornaliere) rivelate durante il biennio monitorato e i relativi limiti di legge.....	77
Tabella 4 - Confronto fra le concentrazioni massime di ossidi di Azoto (orarie, giornaliere e annuali) rivelate e i relativi limiti di legge	100
Tabella 5 - Confronto fra le concentrazioni massime di O ₃ rivelate durante il trimestre monitorato e i relativi limiti di legge.....	115
Tabella 6 - principali sorgenti di CO (W.H.O., 1999).....	116

INTRODUZIONE

La presente tesi di laurea Magistrale in Scienza Ambientali si inserisce nel vasto campo del monitoraggio dell'inquinamento atmosferico. Il problema della qualità dell'aria è di estrema attualità visto il forte incremento della presenza di sorgenti emissive a livello locale e globale, ed è inoltre motivo di crescente preoccupazione per la popolazione, vista l'accresciuta consapevolezza dei rischi connessi alla qualità dell'aria che respiriamo. Il monitoraggio della qualità dell'aria, è quindi necessario per il bene comune, ed è interesse delle autorità locali, ma responsabilità anche degli enti privati e pubblici, capire e quindi prevenire gli impatti ambientali delle varie strutture.

L'area monitorata è quella di Tessera, una frazione del comune di Venezia su cui insistono diverse sorgenti emissive tra cui l'intenso traffico veicolare, le vaste aree limitrofe urbanizzate, il vicino polo chimico ed energetico e l'aeroporto internazionale "Marco Polo". Nello specifico il sito di campionamento è inserito all'interno del sedime aeroportuale.

Poiché questa ricerca fa parte del progetto "**Monitoraggio delle emissioni di origine aeroportuale: aeroporto Marco Polo di Tessera (VE)**" nato dalla collaborazione tra Università Ca Foscari di Venezia, SAVE S.p.a. che gestisce il suddetto aeroporto ed Ente Zona industriale di Porto Marghera, gli obiettivi principali sono:

- Il monitoraggio della qualità dell'aria nell'area di Tessera, in cui è presente l'aeroporto.
- Fornire delle informazioni utili alla stima del contributo emissivo aeroportuale.

Per avere un quadro sufficientemente esaustivo degli andamenti temporali degli inquinanti monitorati sono stati elaborati i dati rivelati durante le otto stagioni consecutive comprese fra giugno 2009 e giugno 2011. Questo ha permesso, oltre a studiare gli andamenti annuali, di inter-confrontare i vari periodi caratterizzati dalle medesime condizioni atmosferiche.

Gli inquinanti e le variabili meteorologiche, monitorate con frequenza oraria, che sono state prese in considerazione sono: SO₂, PM₁₀, O₃, NO, NO₂, NO_x, CO, direzione e velocità del vento, intensità della radiazione solare incidente, precipitazioni e temperatura.

L'elaborato è costituito da cinque capitoli. Nel primo verrà data un'immagine generale del settore aeronautico, della sua evoluzione storica e dei principali impatti ambientali ad esso collegati. Nel secondo verrà presentato nel dettaglio il progetto di monitoraggio sopramenzionato che è tuttora in essere e verrà data un'esaustiva descrizione del territorio in cui insiste l'aeroporto "Marco Polo" e delle principali sorgenti emmissive che lo caratterizzano. Nel terzo e nel quarto capitolo saranno presentate e studiate le elaborazioni grafiche e statistiche di ciascun parametro meteorologico e inquinante. Si mostrerà nello specifico l'andamento delle concentrazioni in funzione del tempo, della velocità e direzione del vento utilizzando grafici bi e tridimensionali. Nel quinto e ultimo capitolo della tesi, verrà presentato lo stato attuale gli sviluppi futuri del progetto, e infine saranno discusse le conclusioni e le evidenze emerse nel corso dello svolgimento della tesi.

1. IL SETTORE AERONAUTICO

1.1 L'AVIAZIONE

In questi ultimi anni l'aviazione civile con la sua forte crescita si è affermato, come uno dei settori maggiormente strategici in Europa da un punto di vista economico e sociale, portando quindi a un sempre maggiore interesse da parte d'investitori e decisori politici. In primo luogo il trasporto aereo, ha acquisito con il passare del tempo sempre più importanza, perché si è rivelato un elemento decisivo e fondamentale per la crescita del turismo internazionale, in quanto ha agevolato gli spostamenti di massa, che sono così diventati più facili e sempre meno costosi, e ha anche così alimentato e favorito scambi culturali e con essi i benefici sociali che ne derivano in termini di qualità della vita [Papponetti V., 2001]. In secondo luogo l'industria aeronautica costituisce una fonte indiscussa di benefici a livello di economia globale, poiché comporta un aumento del reddito per tutta l'area d'influenza a livello territoriale [Papponetti V., 2001; Schipper Y. et al., 2001]. Inoltre contribuisce a creare nuovi posti di lavoro, stimola la crescita e lo sviluppo del territorio.

Infatti la presenza di una struttura aeroportuale porta nella maggior parte dei casi a un accresciuto valore nelle aree ad esso limitrofe, anche grazie a investimenti da parte dei decisori pubblici, migliorando così le condizioni economiche del contesto di riferimento; tuttavia bisogna considerare che gli aeroporti sono strutture che nello

svolgimento delle loro normali attività portano necessariamente a degli impatti di tipo ambientale. Quindi se da un lato si hanno effetti positivi a livello economico e sociale, dall'altro ci si trova inevitabilmente concorrenti rispetto a valori fondamentali come quelli della salute pubblica, della protezione ambientale e della gestione delle risorse naturali. Il trasporto aereo, dalla sua nascita fino a questi ultimi anni è cresciuto continuamente; crescita comunque non uniforme, che è variata da stato a stato, con un aumento medio che si è assestato attorno al 5 – 6 % per anno [Martini G. et al., 2010]. L'aumento generale delle attività di trasporto, com'è prevedibile, negli anni è stato accompagnato anche da un aumento di energia necessaria per provvedere a questi servizi. Di conseguenza con il crescere delle attività di trasporto e del consumo di energia, si è anche verificato un aumento dell'impatto associato alle emissioni connesse con questo settore.

Gli impatti ambientali del traffico aereo sono principalmente associati alle problematiche del rumore, fumi, emissioni gassose di monossido di carbonio (CO) e biossido di carbonio (CO₂), idrocarburi incombusti o parzialmente incombusti, Composti Organici Volatili (COV), ossidi di azoto (NO_x) e di zolfo (SO_x), metano (CH₄) e particolato atmosferico (PM_x) [I.P.P.C., 1999; I.C.A.O., 2011]. Le emissioni che vengono prodotte da tutte le attività connesse con il settore del trasporto aereo, nelle brevi o nelle lunghe distanze, e a varie altitudini generano effetti e processi che hanno un potenziale impatto sulla qualità del comparto atmosferico, che possono, per quanto riguarda la scala territoriale presa in considerazione, andare ad incidere a livello LOCALE, REGIONALE o per il sistema GLOBALE:

- Gli impatti a livello locale, sono quelli maggiormente presi in considerazione da regolatori pubblici, dagli aeroporti e dai gestori di compagnie aeree, in quanto sono quelli che vanno a colpire il territorio con effetti negativi, più direttamente e in maniera maggiormente puntuale e rapida. Sono per la maggior parte causati dagli aerei, durante le varie fasi di movimento chiamate complessivamente “Ciclo Landing to Take Off - LTO” [Kesgin U., 2002; I.C.A.O., 2007], e anche da tutte le strutture connesse con l'aeroporto. A livello locale, il settore aeronautico può essere fonte di potenziali rischi per la salute della popolazione che risiede nelle vicinanze dell'area aeroportuale. Infatti, l'inquinamento acustico e atmosferico generati dagli aeromobili in

movimento e dall'aeroporto stesso, possono andare a incidere sulla salute pubblica e sugli ecosistemi che sussistono nel territorio. Tra i principali effetti che si rivelano a scala locale troviamo senza dubbio, gli aumenti delle concentrazioni di inquinanti come SO_x, NO_x, il particolato atmosferico e il fenomeno denominato smog fotochimico. [N.E.S.C.A.U.M. 2003; I.C.A.O., 2011].

- A livello regionale, i danni causati dal contributo dato dalle emissioni aeroportuali, sono principalmente legati al fenomeno delle piogge acide. Queste sono dovute a composti come Acido Solforico (H₂SO₄) e Acido Nitrico (HNO₃). Tali acidi si formano quando NO_x e SO_x reagiscono con l'umidità dell'aria. Le piogge acide cadono nella maggior parte dei casi a vari chilometri sottovento dal punto in cui vengono emessi i composti NO_x e SO_x, il che le rende assai pericolose per la vegetazione e colture che si trovano nelle vicinanze dell'aeroporto. Per lo più si riscontrano danni agli apparati fogliari, abbassamenti dei valori di pH dei sistemi fluviali e lacustri e la mobilitazione dell'alluminio presente nel terreno. [Ciprotti. M. et al., 1999; I.P.P.C., 1999].
1. Gli impatti a livello nazionale o globale sono dovuti alle emissioni che occorrono nella fase di volo, cioè nella fase che comprende la salita sopra i 1000 m e il volo vero e proprio fino alla destinazione (fase di cruise), o anche detta "NON-LTO CYCLE". Durante questa fase gli aerei emettono la maggior parte delle loro emissioni (circa il 90%) tra gas e particelle, [I.P.P.C. 1999; G.A.O., 2009], e vanno a produrre impatti soprattutto a livello di cambiamenti climatici e influenza sullo strato dell'Ozono [I.P.P.C. 1999; L. Tarrasón L. and Jonson J. E., 2004]. A livello Globale il principale effetto delle emissioni è senza dubbio il contributo all'effetto serra e alla riduzione dello strato di Ozono del pianeta.

Le emissioni degli aerei sono state una problematica fin dall'inizio dell'aviazione commerciale, ma è stato il continuo aumento del traffico aereo, che ha reso gli impatti sull'ambiente e sull'uomo relativi a questo settore, uno degli aspetti più critici dell'aviazione commerciale, portando così negli anni ad un aumento della

consapevolezza e dell'attenzione da parte della popolazione e del mondo scientifico su questi nuovi aspetti. Si deve considerare infatti, che se questo settore dovesse continuare a crescere con i ritmi rilevati in questi ultimi anni, il volume di traffico aereo aumenterà da 5 a 20 volte rispetto a quello del 1990 [I.P.P.C., 1999; Schafer, A. and Victor D.G., 1997]. Stime attuali ci mostrano che il volume di traffico aereo sta aumentando così velocemente che il consumo totale di combustibile e il conseguente impatto delle emissioni dell'aviazione sull'atmosfera continueranno a crescere nonostante i futuri miglioramenti dei motori, delle tecnologie strutturali e delle operazioni di manovra [I.P.P.C., 1999; Greene D. L., 1995; Lee, J.J et al., 2001]. Questo implica che gli attuali e futuri miglioramenti tecnologici e operazionali non potranno coprire il vertiginoso aumento delle emissioni legate a questo settore. Alla luce di questi dati è molto probabile che l'industria dell'aviazione dovrà in futuro affrontare significative e sempre maggiori sfide a livello ambientale [Aylesworth H. Jr, 1997]. Consci di queste problematiche, in questi anni si sta cercando comunque di sviluppare tecnologie e politiche che possano portare ad una diminuzione delle emissioni, e che quindi vadano a rendere meno opprimente la questione ambientale relativa a questo settore [Ross. D., 2009]. Tuttavia queste devono essere studiate e scelte anche in modo che siano fondamentalmente fattibili a livello economico e gestionale, e non vadano ad incidere in maniera drastica sull'economia connessa all'aviazione. Infatti, l'industria del trasporto aereo richiede alti capitali e alti costi operazionali rispetto ad altre modalità di trasporto, e il quale margine di profitto si aggira solo attorno al 5% per le compagnie aeree e del circa 20% per gli aeroporti [Button K. e Mc Dougall G., 2006; Martini G. et al., 2010]. Quindi anche la fattibilità e l'incidenza economica sono da considerare come fattori fortemente limitanti, negli sforzi di abbattimento delle emissioni legate al settore aeronautico.

1.2 STIMA DELLE EMISSIONI AEROPORTUALI

Le numerose strutture aeroportuali, presenti in Italia e nel mondo, sono connesse con l'emissione di un gran numero di contaminanti, i quali sono per la maggior parte dovuti ai processi di combustione che vengono attuati per il funzionamento e il mantenimento delle attività aeroportuali [A.R.P.A.V., 2007]. Le emissioni chimiche relative al settore aeronautico constano principalmente d'inquinanti, tra cui possiamo annoverare gli ossidi di azoto (monossido di azoto NO, biossido di azoto NO₂,

protossido di azoto N_2O) indicati complessivamente come NO_x , gli ossidi di zolfo (anidride solforosa SO_2 e anidride solforica SO_3) indicati complessivamente come SO_x , il particolato che è composto principalmente da particelle di carbonio con dimensioni dell'ordine del micron, che si generano nella combustione di tutti gli idrocarburi, poi il monossido di carbonio CO e gli idrocarburi incombusti [I.P.P.C., 1999; Bulciolu M., 2009; I.C.A.O., 2007].

Inoltre hanno una sicura valenza ambientale anche l'anidride carbonica, il contributo della quale, relativo all'aviazione è attualmente attorno al 2% sulle emissioni totali antropiche, percentuale che si stima salirà oltre il 3% per il 2050 [I.P.P.C., 1999], e l'acqua emessa allo stato di vapore dai motori durante la combustione .

In generale un'analisi del funzionamento di una struttura aeroportuale, porta all'individuazione di diverse tipologie di sorgenti emissive, che operano con diverse funzioni:

- I Motori degli aeri, i quali emettono principalmente ossidi di azoto (NO_x), ossidi di zolfo (SO_x), monossido di carbonio (CO), Composti Organici Volatili (COV), particolato atmosferico e vapore acqueo e CO_2 [F.A.A., 2005; Lentini D., 2010]. Le emissioni di ossidi di azoto e delle particelle in sospensione sono preponderanti in fase di decollo e di salita, mentre le emissioni di monossido di carbonio e di idrocarburi sono preponderanti al momento dell'avanzamento a terra [A.R.P.A.V., 2007]. Per ottenere una stima nelle vicinanze del suolo delle emissioni derivate da aeromobili, bisogna considerare come indicatore “il ciclo di atterraggio e decollo” LTO. Questo è considerato un buon indicatore dell'attività del singolo aeromobile, in quanto le emissioni che caratterizzano tale ciclo avvengono entro lo strato di rimescolamento atmosferico (1000 m), e sono quindi le sole in grado di influenzare le concentrazioni inquinanti al suolo. Un LTO comincia quando l'aeromobile inizia la sua discesa verso l'aeroporto di arrivo (“approach”) e, passando attraverso le fasi di movimento a terra e attesa successivi all'atterraggio (“taxi in/idle”) e precedenti il decollo (“taxi out/idle”), di decollo (“takeoff”) e di salita (“climb out”), si conclude con il raggiungimento, da parte dello stesso aereo, dell'altitudine di crociera. Le cinque fasi di un LTO sono caratterizzate da regimi di potenza standard per ciascun aeromobile e quindi da specifici fattori di emissione (“emission

factors”, EF) degli inquinanti [E.E.A., 2007; I.P.P.C., 1996; A.R.P.A.V. 2007; I.C.A.O., 2011]

- Le emissioni al suolo risultano direttamente dal funzionamento dell’aeroporto, quindi i gruppi elettrogeni, i gruppi ausiliari di potenza, i compressori, gli elevatori, i tappeti per i bagagli, prove motori, i veicoli di servizio, le centrali di produzione energia, le dotazioni per i lavori di manutenzione, magazzini per lo stoccaggio. [A.R.P.A.V., 2007].
- Il traffico stradale indotto per servire e far funzionare la struttura, che comprende i veicoli personali, quelli a noleggio e le numerose navette e bus.

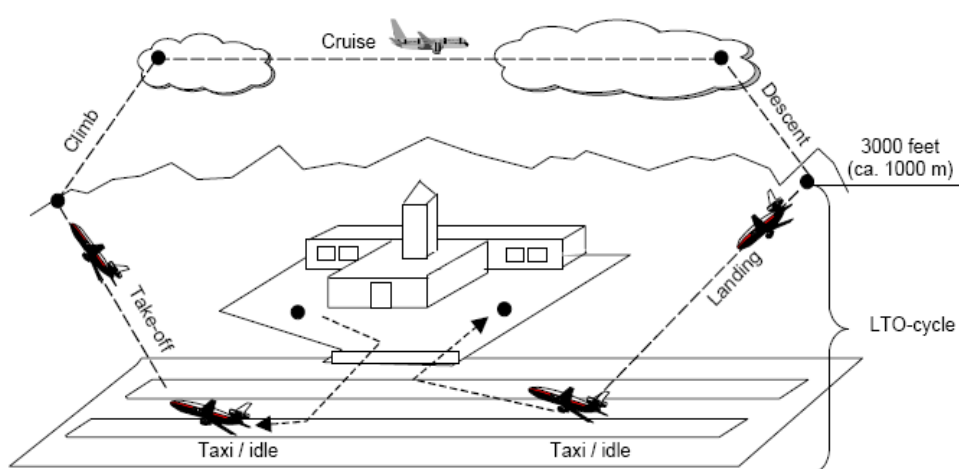


Figura 1: : fasi ciclo LTO [EEA 2007]

1.3 L'EMISSIONS TRADING SYSTEM (ETS) NEL TRASPORTO AEREO

Mano a mano che si è incominciato a comprendere il problema del contributo delle emissioni in atmosfera relative all'industria aeronautica, si è incominciato a investigare nell'ambito scientifico-tecnologico e in quello delle politiche transnazionali, per trovare soluzioni a questa fondamentale problematica. Anche se le emissioni di CO₂ collegate all'aviazione rappresentano il 2-3% della CO₂ prodotta globalmente dall'uomo, si deve considerare che queste sono aumentate a partire dal 1990, e nel 2010 si è stimato che la CO₂ in atmosfera è aumentata con un tasso di crescita annuo del 5,9%, rispetto le misurazioni degli anni precedenti [I.P.P.C., 2007; C.D.I.A.C., 2010; www.greenstyle.it, 2012]. Così, con il tempo, a livello globale è incominciata ad instaurarsi una maggiore presa di coscienza, anche grazie a

questi dati, e si è incominciato a esprimere preoccupazione sull'effetto della concentrazione dei gas serra, anche legati al settore aeronautico, presenti nell'atmosfera e del loro contributo al cambiamento climatico.

Com'è stato riconosciuto nel protocollo di Kyoto e dall'European-ETS l'aviazione contribuisce a questa problematica, e quindi nel fondamentale processo per trovare una soluzione, si è considerato importante cercare di applicare meccanismi che portassero al controllo e alla riduzione delle emissioni in tutto il mondo.

A causa del crescente contributo dell'aviazione alle emissioni di CO₂ a livello comunitario, nel dicembre 2006 la comunità europea ha elaborato una proposta di modifica della direttiva 2003/87/CE, al fine di poter includere il settore del trasporto aereo nel sistema europeo dell'ETS [**Scaturro F. e Siciliano G., 2009**].

L'EU ETS è uno schema sulla base del quale alle aziende incluse nei settori con forti emissioni di CO₂, quindi anche il settore aeronautico, viene fornito un numero limitato di quote di emissione annuale che devono essere rispettate. Se queste aziende riescono a restare sotto questo limite, avranno quote da poter rivendere come crediti di CO₂ (chiamati EUA, European Allowances); se superano la quantità di quote assegnate, dovranno acquistarne da aziende che sono state maggiormente virtuose. L'EU-ETS per il settore aeronautico è quindi basato su un sistema di tipo "cap-and-trade". Viene fissato un limite massimo (cap) alle emissioni che possono essere fatte da ciascuna compagnia aerea, alle quali sono assegnate un numero di quote di emissione ben definito. Ogni quota assegnata (EUAs-EUROPEAN UNIT ALLOWANCE) dà il diritto di emettere una tonnellata di CO₂ equivalente. Ogni anno le aziende che partecipano a questo meccanismo devono restituire un numero di quote che corrisponde alle emissioni che hanno prodotto nell'anno solare precedente. Dovendo avere un permesso per ogni emissione prodotta, gli operatori avranno la possibilità di acquistare e vendere i titoli di emissioni secondo le loro necessità (trade) o andare ad adottare misure di riduzione delle emissioni.

Ad essere tassate saranno le *emissioni di gas serra* generate dalle compagnie aeree che atterrano o che partono dagli aeroporti europei, le quali devono necessariamente acquistare e vendere quote di emissioni per compensare l'inquinamento prodotto durante le tratte da/per l'Europa; queste quote verranno però rilasciate per l'85% a titolo gratuito, ragion per cui solo il 15% delle emissioni effettivamente realizzate saranno da compensare a livello economico, mentre le altre saranno assegnate

gratuitamente nell'ambito meccanismo di scambio emissivo europeo agli operatori aerei che in esso si trovano ad operare [www.reteclima.it, 2012].

Le compagnie aeree dovranno, a partire dal 1° gennaio 2012, acquistare il “diritto di inquinamento”, secondo quanto previsto dal *Sistema Europeo di Scambio delle Quote di Emissioni* (ETS) e saranno tenute, inoltre, a presentare alla Commissione un piano di azione che elenchi le modalità con le quali prevedono di monitorare le proprie emissioni di CO₂. L'obiettivo perseguito dalla Direttiva è quello di diminuire le emissioni di CO₂ del settore aeronautico: si prevede una prima riduzione – pari al 3%, delle emissioni misurate nel biennio 2004/2006 – da raggiungersi entro il 2012; il target di lungo periodo (2013–2020) è quello di una riduzione complessiva del 5%. [www.ec.europa.eu/clima/policies/brief/eu/index_en.htm, 2012]

1.4 NORMATIVA

Il 30 settembre 2010 è entrato in vigore il D.Lgs. 13 agosto 2010, n°155 di attuazione della direttiva 2008/50/CE. Con questo testo vengono recepite le previsioni della Direttiva e abrogati tutti i precedenti atti normativi a partire dal DPCM 28 marzo 1983 fino al recente D.Lgs. 152/2007, raccogliendone tuttavia, in una unica norma, le strategie generali, i parametri da monitorare, le modalità di rilevazione, i livelli di valutazione, i limiti, livelli critici e valori obiettivo di alcuni parametri, i Criteri di Qualità dei dati. Il presente decreto, quindi partendo dalla normativa preesistente, istituisce un quadro normativo unitario in materia di valutazione e gestione della qualità dell'aria, aggiornato in relazione all'evoluzione delle conoscenze in campo scientifico e sanitario e alle esperienze maturate. Uno dei principali obiettivi che s'intende perseguire con l'attuazione del D.Lgs. 155/2010, che vede coinvolti, oltre a Regioni/Province autonome e Ministero dell'Ambiente, del Territorio e del Mare, le agenzie regionali per la protezione ambientale, ISPRA ed ENEA, è quello di raggiungere un crescente livello di efficienza, omogeneità e confrontabilità nella valutazione e gestione della qualità dell'aria su tutto il territorio nazionale, che da sempre si compone di realtà locali spesso troppo diversificate e frammentate tra loro [www.isprambiente.gov.it, 2011]. Con questo nuovo atto normativo, vengono abrogate numerose norme, che precedentemente in modo frammentario avevano disciplinato la materia [I.S.P.R.A., 2010].

Il decreto 152/2010 introduce importanti novità nell'ambito del complesso quadro normativo in materia di qualità dell'aria, introducendo nuovi strumenti che si

pongono come obiettivo di contrastare più efficacemente l'inquinamento atmosferico [C.S.I., 2011].

Alla luce di questa nuovo decreto, che è stato messo in attuazione quando il progetto di monitoraggio nato dalla collaborazione fra SAVE, Università Ca' Foscari e E.Z.I. era già in essere, andiamo a definire che tutti i dati monitorati sia prima che dopo il 2010, verranno nel corso di tutto lo studio di tesi riferiti ai limiti tabellari specificati all'interno del D.lgs 155/2010. Nello specifico in tutti i paragrafi della tesi riferiti agli inquinanti analizzati, si ritroverà una apposita tabella che riporterà i limiti tabellari del decreto, i livelli critici e i valori obiettivo, i quali saranno confrontati con i dati in nostro possesso, al fine di individuare eventuali superamenti o particolari criticità in alcuni periodi dell'anno.

2. EXPERIMENTAL

2.1 PROGETTO DI MONITORAGGIO

L'aeroporto Marco Polo di Venezia (Tessera) è stato aperto nel 1960 per diventare l'aeroporto di riferimento nel Veneto. Grazie ad una continua crescita del trasporto aereo e del territorio Veneziano dal punto di vista economico, nel luglio del 2002 è stato costruito un nuovo Terminal aeroportuale, allo scopo di adeguare lo scalo all'aumentato traffico aereo e favorire i collegamenti con Venezia anche via mare [www.veniceairport.it, 2012]. Nel 2010 il sistema aeroportuale di Venezia è risultato il 3° italiano dopo quello di Roma e Milano a livello strategico e il quinto scalo italiano per numero di passeggeri [www.veniceairport.it, 2012]. Da un punto di vista territoriale, nonostante la sua grande valenza economica e sociale per tutta l'area veneziana, si deve prendere atto che l'aeroporto Marco Polo occupa una posizione di grande influenza rispetto alla laguna di Venezia, e questo richiede da parte di enti territoriali e gestori della struttura che si abbia particolare attenzione, considerato il particolare valore e l'estrema delicatezza dell'ambiente lagunare. Proprio in considerazione della delicatezza dell'area in cui insiste la struttura aeroportuale e della vicinanza a centri abitati, nell'anno 2008 S.A.V.E s.p.a in collaborazione con l'Università Ca' Foscari (Venezia) e l'Ente Zona Industriale di Porto Marghera, ha deciso di promuovere e portare avanti un progetto che avesse come obiettivi principali:

- **Il monitoraggio della Qualità dell'Aria nell'area di Tessera, in cui è presente l'aeroporto**
- **Fornire informazioni utili alla stima del contributo emissivo dell'Aeroporto Marco Polo**

Questo progetto, intitolato “**Monitoraggio delle emissioni di origine aeroportuale: aeroporto Marco Polo di Tessera (VE)**” è iniziato alla fine del 2008 e da giugno 2009 sono monitorate in continuo le variabili meteo e le concentrazioni dei principali contaminati atmosferici, grazie ad una centralina mobile di proprietà dell'Ente Zona Industriale. Inoltre da Luglio 2010 a luglio 2011 è stato campionato anche il particolato atmosferico PM₁ con due campionatori siti in prossimità delle piste, al fine di individuare dei traccianti relativi all'aeroporto che permettano di stimare il suo contributo relativo in aree limitrofe a quella di emissione.

2.2 SCELTA DEL SITO DI CAMPIONAMENTO

Il primo step nell'avanzamento del progetto, necessario per portare avanti una campagna di misurazione che fosse effettivamente rappresentativa dell'area monitorata, è stata la scelta del sito di campionamento e quindi il posizionamento degli strumenti di misurazione. La localizzazione di quest'area è stata possibile grazie all'utilizzo del sistema modellistico SCAIMAR (sistema per il controllo ambientale di tipo innovativo Marghera), costituito da un insieme di software, che lavorano assieme; tra questi c'è la catena modellistica SPRAY. Per individuare quest'area sono stati studiati i punti di massima ricaduta nel territorio, cioè le zone in cui si possono misurare le massime concentrazioni ad altezza uomo, dei principali inquinanti gassosi emessi in atmosfera durante il ciclo LTO degli aerei in volo e in arrivo nell'aeroporto Marco Polo di Venezia. Le attività oltre i 1000 m e quelle dovute ad altri mezzi di trasporto non sono state considerate in quanto esulavano dallo studio in esame. Tale simulazione è stata poi sviluppata per quattro giorni tipo rappresentativi delle quattro stagioni, mentre la sorgente contaminante è stata ipotizzata di tipo lineare e il fascio dei tracciati radar è stato sostituito con una traccia media sia nelle fase di decollo che in quella di atterraggio [Pegorari E. et al., 2009]. Le simulazioni relative ai quattro giorni tipo rappresentativi delle quattro stagioni, sono state utilizzate per individuare il sito più idoneo al campionamento, come mostrato in figura 2, in cui successivamente E.Z.I di Porto Marghera ha posizionato la centralina mobile

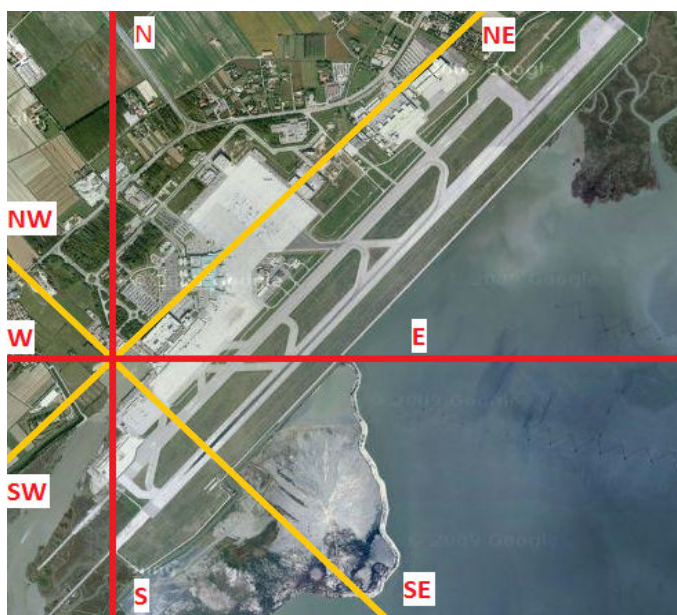


Figura 2: Aeroporto Marco Polo e relativo sito di campionamento [G. Valotto, 2011]

2.3 CABINA DI MONITORAGGIO

In tabella 1 vengono riportate le caratteristiche tecniche degli strumenti utilizzati per il monitoraggio che avviene in continuo.

I dati vengono trasmessi con un modem GSM che permette il controllo da remoto del corretto funzionamento di tutta la strumentazione; i dati sono successivamente elaborati e in accordo con il Decreto Legislativo n°155 del 13 agosto 2010 sono mediati su base oraria.

Contaminante	Principio di misura
Anidride solforosa - SO ₂	Fluorescenza pulsata UV
Ozono - O ₃	Assorbimento UV
Ossidi di Azoto - NO, NO ₂	Chemiluminescenza
Idrocarburi – metanici, non metanici	Ionizzazione a fiamma + Gas cromatografo
Monossido di Carbonio - CO	Assorbimento infrarosso
Particolato atmosferico - PM ₁₀	Assorbimento raggi Beta

Tabella 1 - Specifiche tecniche della strumentazione presente all'interno della centralina di monitoraggio [http://www.entezona.it, 2012]

Per garantire un'elevata accuratezza e precisione del monitoraggio di questi contaminanti rappresentativi dell'emissione aeroportuale l'aria viene prelevata con una sonda riscaldata che impedisce il fenomeno di condensazione e gli strumenti vengono calibrati con frequenza giornaliera utilizzando delle bombole di gas standard a concentrazione certificata per tarature strumentali. All'interno della centralina sono inoltre collocati degli strumenti atti a rivelare le seguenti variabili meteorologiche in quanto la dispersione dei contaminanti ne è fortemente condizionata: **precipitazioni, velocità e direzione del vento, temperatura, radiazione solare incidente.**

2.4 DESCRIZIONE DELL'AEREOPORTO E DEL CONTESTO TERRITORIALE

Venezia, a livello geografico, è localizzata a nord del mare Adriatico, nella parte più a nord-est della pianura Padana, in un'area che corrisponde a circa 550 Km²; Il comune di Venezia si estende su una superficie totale di 41.317 ettari, dei quali 25.302 sono ricoperti da acque lagunari. Le località di terraferma (Mestre, Marghera,

Favaro Veneto, Zelarino e Chirignago) occupano una superficie di 13.028 ettari, il Centro Storico di Venezia circa 800, le isole principali (Lido, Pellestrina, Murano, Burano, Sant'Erasmo) circa 2.186.

Il contesto Veneziano è caratterizzato da una complessa pluralità di sorgenti emissive (vedi figura 5) a causa della presenza, all'interno del proprio territorio amministrativo, di un polo chimico ed energetico che è stato di rilevanza nazionale fino a pochi anni fa, un aeroporto internazionale e il porto di Venezia che gestisce consistenti flussi di traffico commerciale e turistico. La pressione emissiva di queste importanti sorgenti, le cui ricadute tra l'altro interessano spesso anche i comuni limitrofi, rendono spesso critico lo stato della qualità dell'aria rilevato dalle numerose centraline della rete di monitoraggio presenti nel territorio veneziano. A queste importanti sorgenti se ne aggiungo altre maggiormente localizzate; quali il traffico stradale, i riscaldamenti domestici e molte altre di minor intensità dislocate nel territorio.

L'aeroporto di Venezia-Tessera è un aeroporto internazionale che dista 13 km dal centro di Venezia. In questi anni, infatti, grazie a miglioramenti strutturali, all'apertura di nuovi scali e di voli, si è registrato negli anni un notevole incremento del numero di voli (figura n° 3). L'Aeroporto principale (ai sensi dell'articolo 2 comma 1 lettera b del D.lgs 19/8/2005 n°194) "Marco Polo" di Venezia è ubicato lungo una propaggine di terra bonificata e quindi sottratta alla laguna Veneta su cui si affaccia. In particolare sorge in una zona della laguna veneta definita "barena", ossia una zona caratterizzata da fondali bassi dove l'acqua non supera i 50 cm di altezza. Questo è posto a 45° 30' 19" di latitudine e 12° 21' 07" di longitudine ovest, la sua altitudine di riferimento è di circa 2 metri sul livello del mare [www.northeastspotter.eu, 2012; S.A.V.E., 2005]. E dotato di due piste parallele, di cui quella principale è lunga 3300 metri, mentre quella sussidiaria e normalmente utilizzata come taxi-way, è lunga 2700 metri; entrambe sono larghe 45 metri e sono provviste di banchine della larghezza di 7,5 metri [www.ambiente.veniceairport.it, 2012]. Nel periodo preso come riferimento per la tesi, iniziato con l'estate 2009 e terminato con la primavera 2011, per un tempo complessivo di due anni, si è registrato un leggero calo di "passeggeri per anno" (figura 3), ma un aumento del tonnellaggio complessivo per anno dato degli aerei; dato questo che può essere messo in relazione con un aumento delle emissioni in quanto aerei di maggiore

tonnellaggio, portano a maggiori consumi di carburante, e di conseguenza maggiori emissioni in atmosfera.

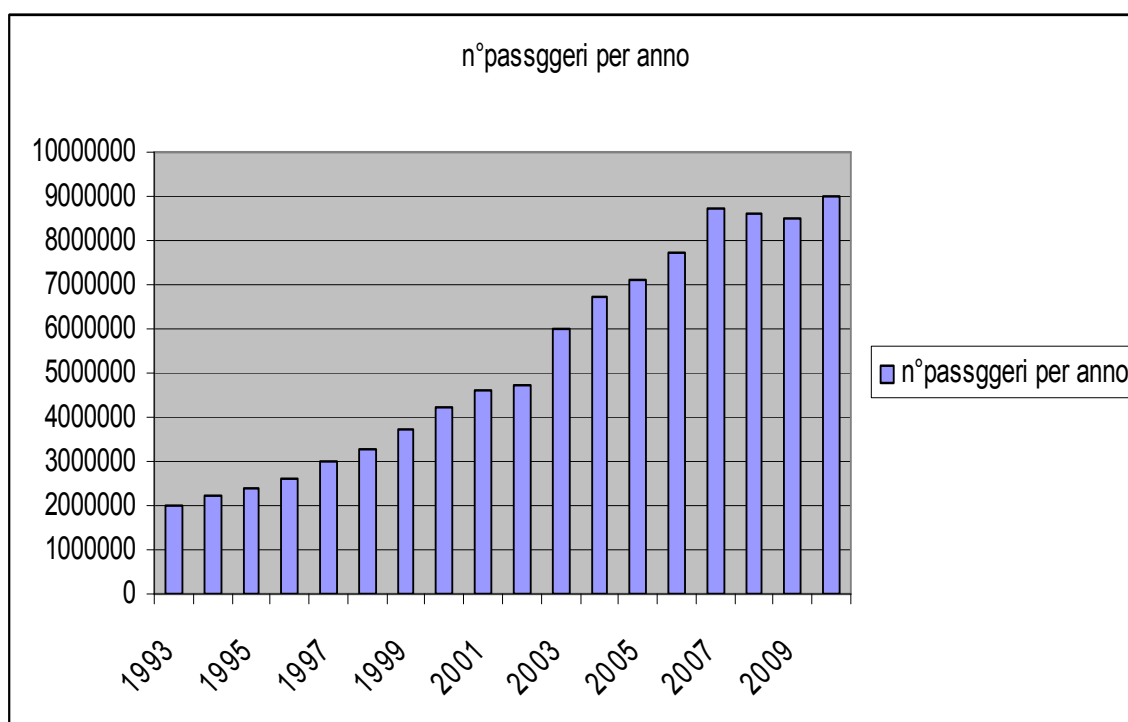


Figura 3: numero passeggeri per anno aeroporto Marco Polo [S.A.V.E., 2012]

Nel grafico di figura 4 viene mostrato l'andamento del giorno tipo relativo al numero di voli dell'estate 2009. Questo grafico è stato ottenuto mediando il numero di voli registrati nella stagione estiva distinti in funzione dei sette giorni della settimana e delle rispettive 24 ore. Si nota che i voli nell'aeroporto Marco Polo sono fondamentalmente distribuiti nella fascia oraria compresa tra le 7.00 e le 23.00, con una maggiore concentrazione di questi tra le ore 11.00 e le ore 16.00; fascia in cui si osservano per tutte le stagioni, fino a 20 voli per ora.

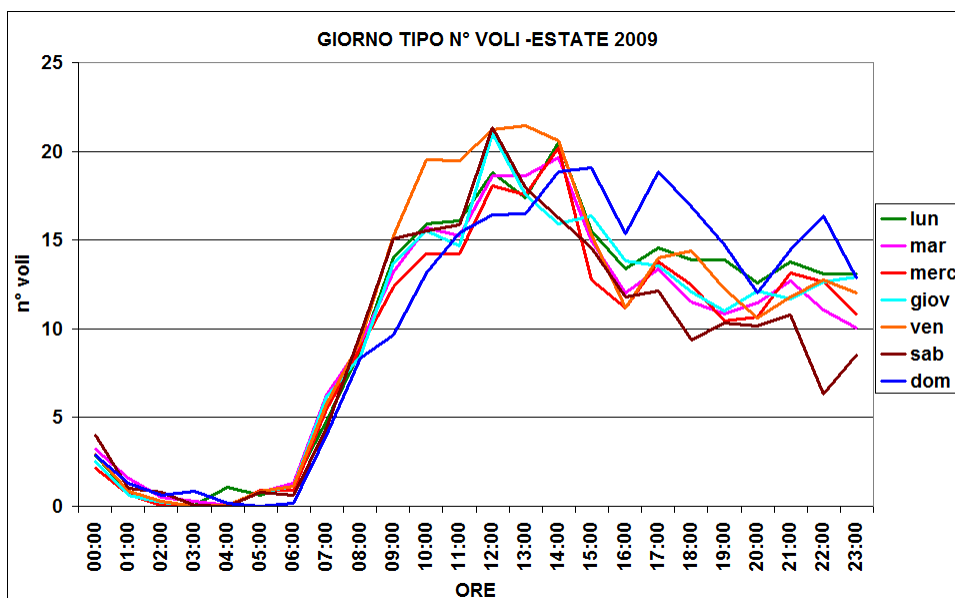


Figura 4 - Andamenti del giorno tipo del numero di voli per l'estate 2009

Il portare avanti una campagna di monitoraggio e di valutazione della qualità dell'aria, nella nostra area di studio, è di fondamentale importanza, vista la grande valenza ambientale, sociale e storica di questa. Tuttavia il gestire questo processo in modo efficace ed obiettivo, è estremamente complesso in quanto influenzato da molti fattori, come le molteplici sorgenti che si possono individuare nel territorio analizzato e il variare dei parametri meteorologici nel corso dell'anno. Quindi nell'andare a cercare di comprendere gli impatti sull'atmosfera generati effettivamente dallo scalo aeroportuale di Venezia, bisogna riuscire a discernarli da quelli già dovuti a sorgenti presenti in un contesto fortemente urbanizzato, e capire inoltre l'effettiva influenza su questi dei parametri meteorologici.

L'infrastruttura aeroportuale è interamente ubicata nel territorio del comune di Venezia, l'unico centro abitato che confina direttamente con l'infrastruttura Aeroportuale, è il centro di Tessera. Altri centri abitati che potrebbero essere interessati dall'attività aeroportuale, o comunque influenzarlo a loro volta, ma che non confinano direttamente con la struttura sono Favaro Veneto, Campalto, Terzo, Ca'Noghera, rientranti nel territorio e nella giurisdizione del comune di Venezia, e il comune di Quarto d'Altino, con le frazioni di Altino e Portegrandi. L'area circostante l'aeroporto attualmente è adibita principalmente ad uso agricolo, quindi presenta una densità abitativa caratterizzata da un valore basso, e concentrata principalmente presso i nuclei urbani. In prossimità della testata della pista, esiste una modesta attività artigianale destinata al rimessaggio di imbarcazioni da diporto,

mentre in prossimità del piazzale riservato agli aeromobili di aviazione generale, un punto di attracco imbarcazioni, che svolgono servizio sia privato sia pubblico. La presenza dei centri abitati posti nelle vicinanze della struttura aeroportuale, può essere valutata sia sotto l'aspetto fondamentale dei potenziali rischi per la salute pubblica e per l'ambiente derivante dall'attività dell'aeroporto, ma anche dall'influenza che esse stesse possono avere nei risultati delle analisi della qualità dell'aria fatte per il progetto. Infatti i centri abitati sono sorgenti di svariate tipologie di inquinanti. Il riscaldamento domestico, il cui uso si amplifica durante la stagione fredda, e il traffico veicolare cittadino, sono fattori che possono portare all'immissione nel comparto aria di notevoli quantità di SO₂, CO, NO₂ e PM₁₀ [A.R.P.A.V., 2001, Comune di Venezia-ARPAV, 2001-2010]. Inoltre anche la presenza, in vicinanza dell'aeroporto, di estese aree ad uso agricolo, può portare ad influenze sui risultati analitici; infatti emissioni di azoto possono derivare anche dai processi di denitrificazione nel terreno, e inoltre l'applicazione di ingenti quantità di fertilizzanti artificiali, sono spesso causa di emissioni di ammoniaca (NH₃), ossidi di azoto (NO_x) e di metano (CH₄) [I.S.P.R.A., 1999-2010]. L'attività agricola, può essere anche una fonte rilevante di emissione di PM₁₀, portando anche ad influenze maggiori del 14% sul totale emissivo, in particolare nei periodi dell'anno in cui si eseguono le lavorazioni del suolo e quando non si ha una copertura vegetale di questo [I.S.P.R.A., 2008]. Inoltre, non bisogna trascurare la Zona di Marghera e Porto Marghera, area in cui si concentrano un elevato numero di impianti produttivi di tipo chimico ed energetico. In quest'area si possono trovare ben sei centrali termoelettriche (Edison centrale di Marghera azotati, Enel centrale di Marghera, Enel centrale di Fusina, Enichem centrale termoelettrica SA1/s di Frene, Agip Petroli Gruppo di Cogenerazione, Edison centrale di Marghera Levante) [www.politicheambientali.provincia.venezias.it, 2012]. Per queste strutture, un aspetto particolarmente importante da considerare per quanto riguarda le emissioni e gli impatti ambientali, è la tecnologia adottata per la produzione dell'energia elettrica (termoelettrica convenzionale o a ciclo combinato) e la tipologia di combustibile impiegato [www.politicheambientali.provincia.venezias.it, 2012]. Se il combustibile è olio o carbone, le emissioni inquinanti principali comprendono fumi, ossidi di azoto, ossidi di zolfo e CO-CO₂ derivanti dal processo di combustione stesso [C.N.R., 2004]. Se per l'alimentazione del processo produttivo viene utilizzato gas naturale, le emissioni inquinanti sono costituite principalmente da ossidi di azoto e di

monossido di carbonio [www.enplus.it, 2012; C.N.R., 2004]. Utilizzando gas naturale come combustibile, le emissioni di particolato sono molto basse e particolarmente fini (<1 micron) e sono dovute principalmente ad una incompleta combustione degli idrocarburi di peso molecolare elevato [www.politicheambientali.provincia.venezia.it, 2012]; anche le emissioni di biossido di zolfo sono molto basse, visto le piccole quantità di zolfo presenti nel gas utilizzato. [www.enplus.it, 2012; C.N.R., 2004].

Sempre nella zona di Marghera si riscontrano ben quattro inceneritori industriali [www.politicheambientali.provincia.venezia.it, 2012; Morselli L., Marsili G., 2005]. Le emissioni principali connesse con queste strutture sono diossine, polveri, ossidi dello zolfo, ossidi di azoto, acido cloridrico e metalli. Nell'area di Marghera, presso il polo industriale di Porto Marghera, sono localizzati vari impianti di produzione di alluminio nati a inizio 900, anche grazie ai ricchi giacimenti di bauxite Istriani, controllati ad inizio secolo dall'Italia. Nel ciclo di produzione dell'Alluminio si generano importanti emissioni atmosferiche, legate appunto al processo di lavorazione della materia prima o nel riutilizzo di alluminio già lavorato; le principali sono fluoruri, polveri ed anidride solforosa, le quali sono espulse dai camini degli impianti di produzione. Inoltre si possono riscontrare emissioni di polveri e ossidi di azoto, legati ai processi di fusione e di purificazione del metallo [www.politicheambientali.provincia.venezia.it, 2012; www.ciol.it-alluminio, 2012].

Tra le altre sorgenti emissive di notevole rilevanza, troviamo il petrolchimico di Marghera - Venezia, presente nell'area fin dal 1926. Le raffinerie essendo impianti di grandi estensioni, sono costituite da molteplici strutture; gli impianti dove si originano la maggior parte delle emissioni, costituite da CO₂, NO_x, SO₂ e particolato, sono le unità di produzione energia, i forni e le strutture dove avviene il cracking catalitico. Anche le unità di recupero zolfo e le torce rappresentano una rilevante fonte emissiva. Composti organici volatili (COV) si originano dallo stoccaggio, dal caricamento, dalla manipolazione dei prodotti e dalle operazioni di separazioni oli [www.politicheambientali.provincia.venezia.it, 2012]. Altre emissioni comprendono H₂S, NH₃, HF e metalli. Da non trascurare, nell'analisi delle principali emissioni che insistono sul territorio, è la rete stradale che si trova nei pressi e collega l'Aeroporto Marco Polo di Tessera con i principali centri abitati nel comune. Tra le strade principali troviamo la tangenziale di Mestre, che prosegue nell'A57 che

collega l'area urbana di Mestre con la Riviera del Brenta a ovest e i comuni di Quarto d'Altino e Marcon a est, e si ricollega all'A4 e all'A27 con la diramazione per l'Aeroporto. La tangenziale è sempre stata caratterizzata da un intenso traffico veicolare; dopo l'apertura del passante di Mestre, si è contato mediamente un transito di 45000 veicoli leggeri e 12000 veicoli pesanti al giorno [www.cocit.org, 2012]. Altra strada, densamente trafficata, nelle vicinanze dell'aeroporto è la strada statale SS14-Triestina, che parte da Mestre e arriva fino a Trieste, e che nel suo percorso porta poi a svicoli che si dirigono verso i principali centri turistici della costa Veneziana (Jesolo, Eraclea, Caorle, Bibbione). Proprio in considerazione di questo fattore, si riscontra un aumento stagionale del traffico veicolare in corrispondenza del periodo estivo, e di conseguenza anche un forte aumento delle emissioni inquinanti. Il trasporto su strada va tenuto fortemente in considerazione per quanto concerne le emissioni legate ad autoveicoli leggeri e mezzi pesanti, perché è uno dei principali fattori che contribuiscono all'inquinamento del comparto aria. Tra le emissioni legate al trasporto su strada troviamo inquinanti come ossidi di azoto, monossido di carbonio, composti organici volatili, gas serra e particolato, emesso dai processi di combustione dei motori e dall'usura delle gomme e del manto stradale [I.S.P.R.A., 1990-2004]. Mentre le emissioni di SO_x sono principalmente legate al traffico veicolare di mezzi pesanti [Bulciolu M., 2009].

Oltre al distretto industriale di Porto Marghera, nel comune di Venezia, si può trovare un altro distretto molto importante, quello della produzione del vetro nell'Isola di Murano, isola che dista solo pochi chilometri dall'aeroporto Marco Polo. In quest'area ci sono svariate compagnie che ancora producono vetro o che sono coinvolte in attività secondarie come la soffiatura, incisione, decorazione e commercio del vetro [Rossini P. et al, 2010]. Tra le principali emissioni connesse con questo settore, troviamo l'anidride carbonica, vista l'elevata richiesta di energia che caratterizza questo tipo di produzione, con emissioni che variano da 500-1400 Kg CO₂ per tonnellata di vetro, in funzione della tipologia dello stesso. Tra le emissioni inoltre si riscontrano ossidi di azoto, ossidi di zolfo, polveri totali e cloruri e fluoruri totali; [A.R.P.A.V., 2008; Rossini P. et al. 2010]. Le polveri emesse sono principalmente composte da sostanze chimicamente inerti, ma in funzione del tipo di vetro, possono contenere anche tracce di metalli pesanti [A.R.P.A.V., 2008]. Infine non si può tralasciare nell'elencazione delle principali sorgenti emissive di contaminanti, il forte settore portuale che caratterizza il territorio Veneziano. Il Porto

di Venezia è uno dei più importanti di Italia per il volume di traffico commerciale e uno dei più importanti nel mediterraneo per quanto riguarda il settore crocieristico.

L'accesso a questo è garantito attraverso le tre bocche di porto di Lido San Nicolò, Malamocco-Alberoni, Pellestrina-Chioggia. I moli invece sono dislocati su un'ampia porzione di territorio e divisi in base alla funzione. Sulla terraferma abbiamo i vari moli di Porto Marghera, dove si concentra il traffico commerciale, con navi di tipo portacontainer e petroliere, che trasportano materiali e combustibili per l'interporto e la zona industriale. Nel centro storico, alla stazione Marittima, attraccano traghetti e navi da crociera; qui possono approdare navi fino ai 350 m di lunghezza. Nel molo lungo la riva dei Sette Martiri, vengono ormeggiati principalmente grandi Yacht e in qualche occasione navi da crociera.

L'attività complessiva di questo settore nel contesto Veneziano ha una grande importanza, visto le forti ricadute economiche ed occupazionali che va a creare; tuttavia negli ultimi anni ne sono stati poco presi in considerazione e sottovalutati, gli impatti ambientali prodotti, forse anche per l'ampia diffusione e radicamento in tutta l'area di questo settore. Tra le emissioni principali associate a queste attività troviamo gli ossidi di azoto e zolfo e il particolato, contaminati emessi principalmente nell'utilizzo dei combustibili fossili. Bisogna considerare per quanto riguarda il settore commerciale, che oltre alle emissioni delle navi stesse, si hanno anche quelle di tutto il traffico su strada indotto, in particolare camion, necessario per il trasporto di merci nell'interno del territorio. Invece per quanto riguarda il settore crocieristico, il quale è fortemente in aumento negli ultimi anni [W.P.I., 2010], va detto che le navi non emettono contaminati solo nella fase di movimentazione ma anche quando sono ormeggiate, questo per poter mantenere attive le strutture residenziali interne. Si è rilevato che, per le polveri sottili (PM₁₀ e PM_{2,5}) il contributo diretto delle grandi navi oscilla tra 2% e 8%, sul totale delle emissioni locali, in fase di transito, e tra 14% e 15%, sulle emissioni totali, in fase di stazionamento, [www.port.venice.it/it/aria.html, 2012], a cui si aggiunge il 10% per gli IPA e 15% per anidride solforosa, sulle emissioni totali in fase di stazionamento [www.port.venice.it/it/aria.html, 2012].

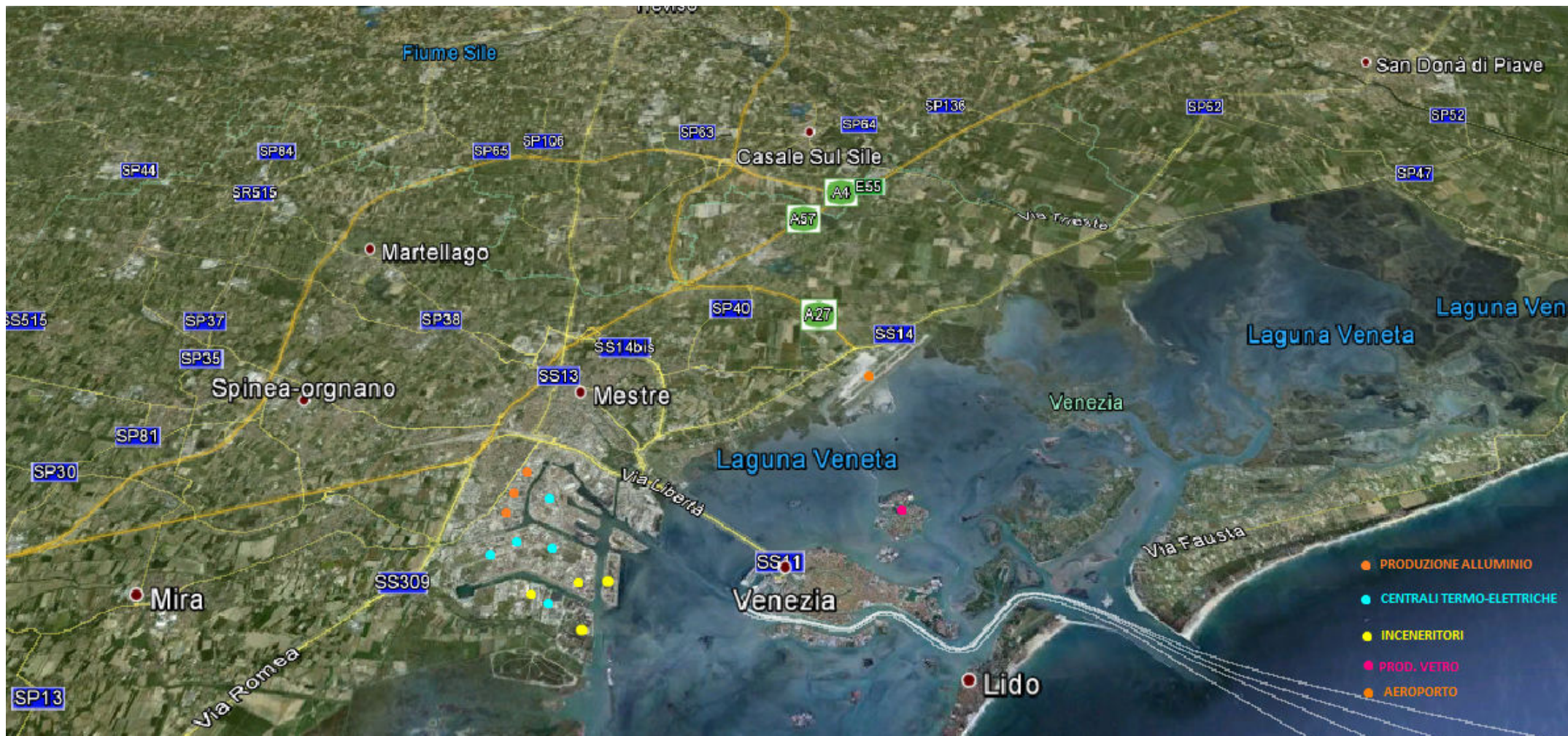


Figura 5 - Area territoriale di studio e principali sorgenti emissive in esso presenti

2.5 ANALISI DATI RILEVATI DALLA CENTRALINA

Nello svolgimento della tesi, per studiare i vari inquinanti e i parametri meteorologici verranno utilizzate cinque tipologie di grafici con lo scopo di evidenziarne le peculiarità e favorirne il confronto fra gli stessi. Nello specifico le tipologie, di cui se ne riporta un esempio in figura 6,a,b,c,d,e, sono:

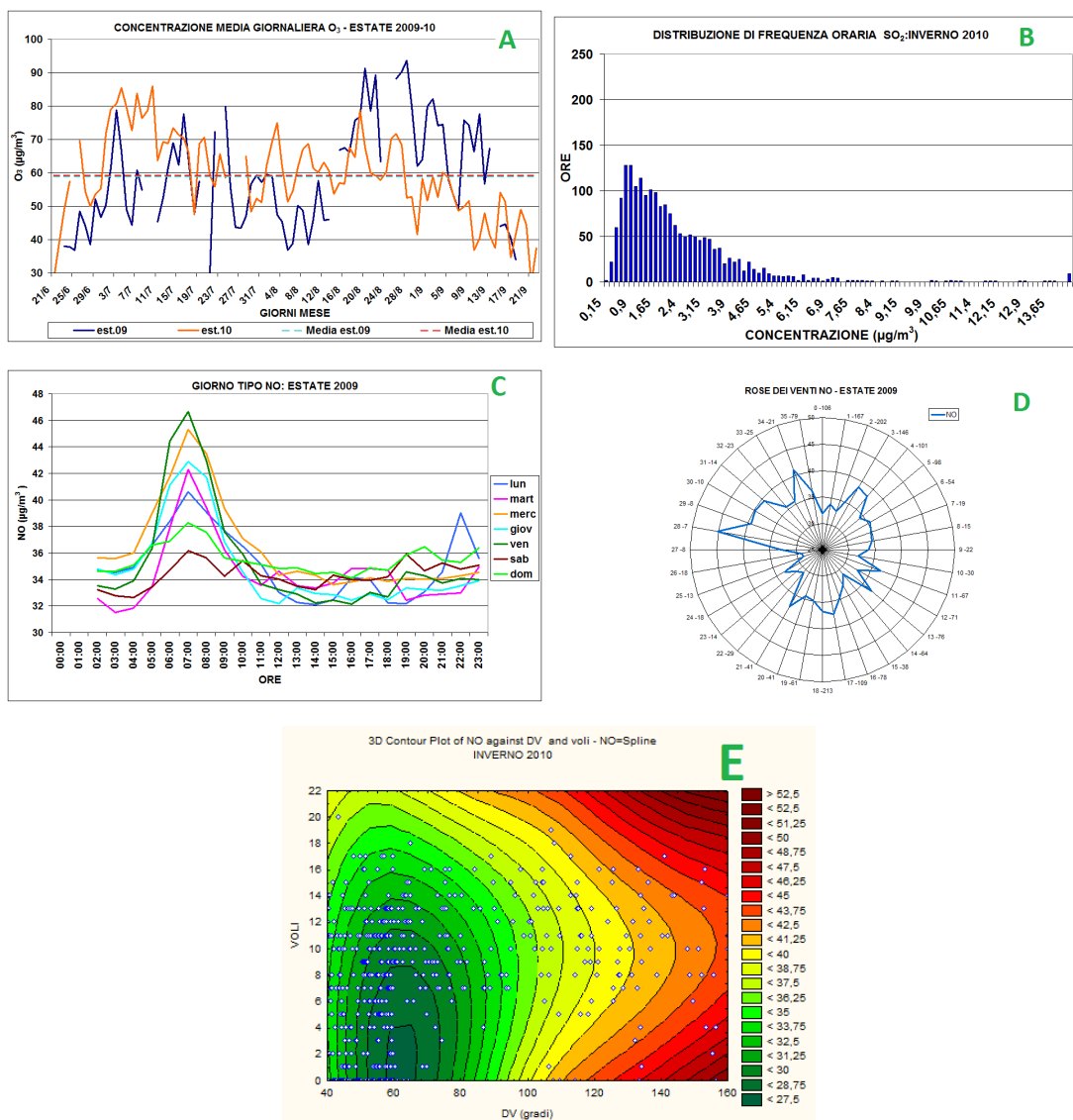


Figura 6 a,b,c,d,e - Esempi delle principali tipologie di elaborazioni grafiche utilizzate nello svolgimento dello studio di tesi.

I comuni andamenti in funzione del tempo (fig.6-a) utili per poter studiare il trend al variare delle stagioni e per evidenziare eventuali anomalie fra i due anni monitorati.

Le note distribuzioni di frequenza delle concentrazioni (fig.6-b) utili per comprendere le cause che hanno determinato la variazione di concentrazione nell'arco dell'anno.

I grafici del giorno tipo (fig.6-c) già descritti nel capitolo 3.4 per caratterizzare la variazione del numero di voli durante il giorno e durante la settimana. Questo tipo di grafico a volte permette di individuare inequivocabilmente la sorgente dominante nell'area monitorata in quanto la geometria del giorno tipo è caratteristica di particolari tipologie di sorgenti.

I grafici polari (fig.6-d) che forniscono delle informazioni utili per l'individuazione della direzione cardinale rispetto il sito di campionamento lungo la quale sono presenti le sorgenti dominanti dell'inquinante monitorato. Il grafico di figura 6-d mostra l'andamento della concentrazione di NO₂ mediata in 36 quadranti con ampiezza di 10 gradi, rispettivamente. I valori numerici posti affianco alla scala dei valori della direzione del vento stanno ad indicare in base a quanti dati di campionamento si è ottenuto quel particolare picco del grafico.

I grafici tridimensionali di fig.6-e ottenuti fittando con una funzione spline la direzione (asse X), la velocità del vento (asse Y) e la concentrazione oraria degli inquinanti. In quest'ultimo i marker blu rappresentano i campioni utilizzati per fittare la superficie la cui intensità di colore è proporzionale alla concentrazione. L'analisi di questo tipo di grafico permette di stabilire l'esistenza e la distanza dal sito di campionamento delle sorgenti inquinanti. Nel caso in cui la sorgente sia distante, all'aumentare della velocità del vento cresce anche la concentrazione dell'inquinante solamente lungo la direzione del vento che unisce i due siti. Il plume emesso da tale sorgente può raggiungere il sito di campionamento prima di disperdersi solamente se la velocità del vento è elevata e se la relativa direzione è favorevole. Ovviamente velocità del vento elevate contribuiscono alla dispersione del plume, ma in particolari situazioni il fenomeno di trasporto domina su quello dispersivo per quanto riguarda la rivelazione di concentrazioni elevate a distanze elevate dalla sorgente di emissione. Nel caso in cui tale sorgente sia invece prossima al sito di campionamento le concentrazioni più elevate vengono rivelate quando la direzione del vento è favorevole al suo monitoraggio, inoltre la concentrazione dell'inquinante diminuisce all'aumentare della velocità del vento a causa della diluizione prodotta dalla turbolenza atmosferica. Infine se la sorgente è diffusa (non è un sito puntuale come una fabbrica) la concentrazione dell'inquinante non varia significativamente in funzione della direzione del vento ma diminuisce all'aumentare della velocità come nel caso precedente. Nel capitolo 4° questa tipologia di grafici è inoltre utilizzata per studiare la variazione di concentrazione atmosferica al variare del numero di voli.

Questi grafici sono ottenuti fittando con una funzione spline la direzione del vento (asse X), il numero di voli (asse Y) e la concentrazione oraria dell'inquinante monitorato utilizzando solamente i dati utili al monitoraggio della sorgente aeroportuale (dalle ore 7:00 alle 23:00 per direzione del vento compresa fra 40°-160°). Se l'aeroporto fosse la sorgente dominante, all'aumentare del numero di voli dovrebbe necessariamente aumentare anche la concentrazione atmosferica dell'inquinante studiato.

Nel testo, per ciascun inquinante, verranno presentate solamente le elaborazioni grafiche utili alla discussione, ovvero quelle rappresentative di un particolare fenomeno o quelle che evidenziano particolari anomalie.

3. ANALISI PARAMETRI METEO

3.1 ASPETTI METEOROLOGICI

Per quanto riguarda la concentrazione degli inquinanti in atmosfera, si vede che questa non è solo determinata dal numero e dall'intensità delle sorgenti inquinanti, ma anche dalle condizioni meteorologiche locali (per i fenomeni d'inquinamento a scala locale) e dalle condizioni meteorologiche a grande scala (per i fenomeni d'inquinamento a distanze maggiori dalle sorgenti), le quali sono spesso un parametro chiave per la comprensione della genesi, dell'entità e dello sviluppo nel tempo di un evento inquinante [www.dsta.unipv.it, 2012]. L'intensità del vento, Le condizioni di turbolenza dei bassi strati atmosferici e particolari effetti atmosferici quali brezze sono i principali fattori di trasporto e diffusione degli inquinanti, e hanno quindi grande importanza nella diminuzione della loro concentrazione in atmosfera [www.dsa.unipv.it, 2012]. Il clima di Venezia è quello tipico della Pianura Padana, mitigato per la vicinanza al mare nelle temperature minime invernali (3 °C in media) e nelle massime estive (24 °C in media). Si può considerare un clima di transizione tra il continentale e il mediterraneo, notevolmente mitigato dalla presenza del mare [Comune di Venezia-ARPAV, 2001-2010].

La piovosità raggiunge i suoi picchi in primavera e in autunno e sono frequenti i temporali estivi. In inverno si possono avere neviccate e la notte gela spesso, cosa che coinvolge anche le acque lagunari delle zone più interne. L'elevata umidità può provocare nebbie nei mesi freddi ed afa in quelli caldi. I venti principali sono la Bora (NE) dominante nei mesi invernali e primaverili, lo Scirocco (SE) in estate e, meno frequente il Libeccio (SW) [Comune di Venezia-ARPAV, 2001-2010].

Vengono presentati adesso i grafici maggiormente rappresentativi della situazione meteorologica nell'area di studio relativamente, ai due anni di campionamento presi in considerazione. Queste analisi grafiche sono fondamentali per comprendere l'andamento a livello stagionale e annuale dei parametri meteo. Si cercherà di cogliere differenze tra le varie stagioni e tra il primo e secondo anno di campionamento; inoltre si cercherà di individuare relazioni tra gli stessi parametri meteo e nel successivo capitolo, anche tra i principali inquinanti monitorati.

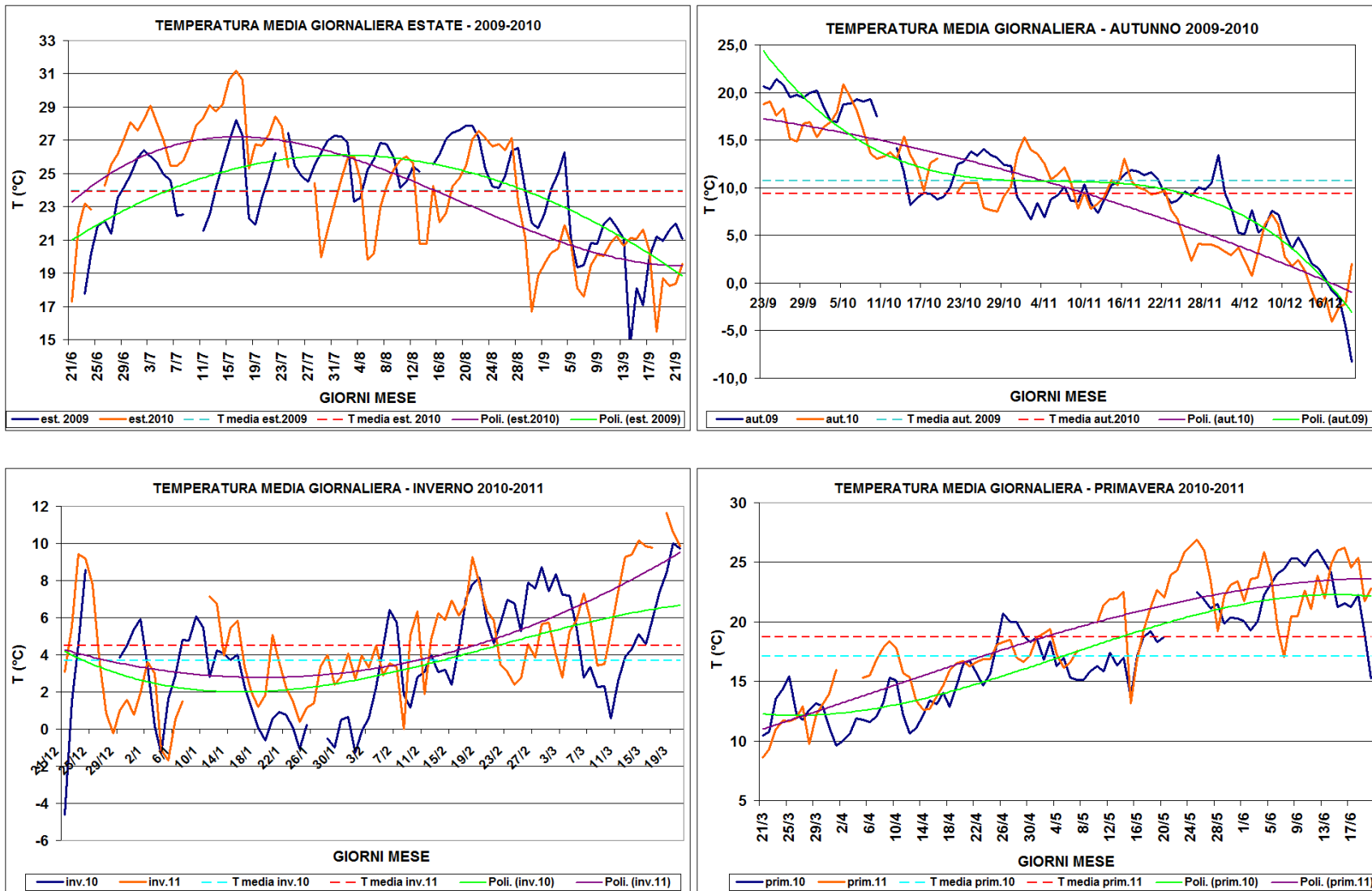


Figura 7 - Andamento stagionale della temperatura atmosferica media giornaliera

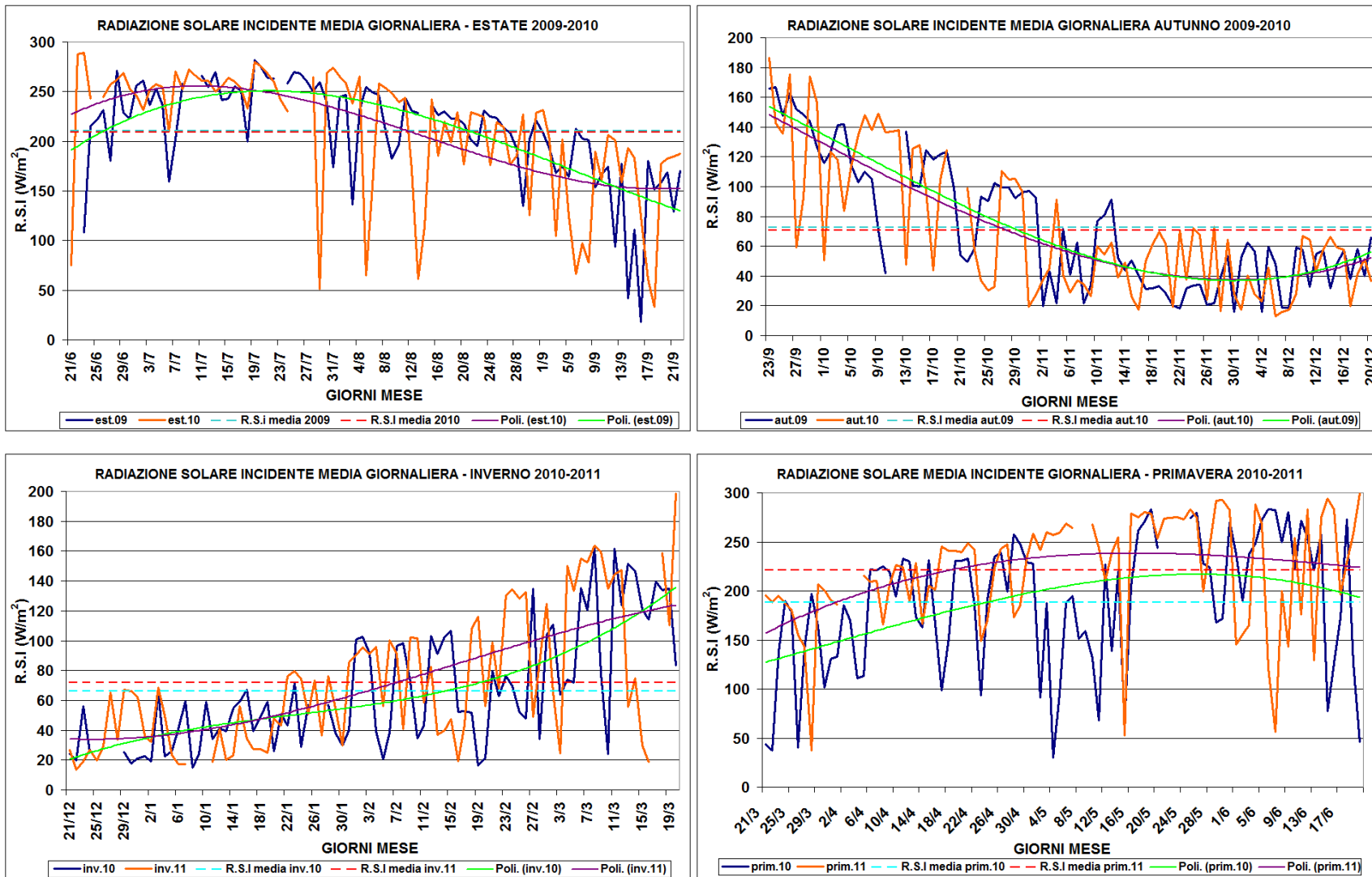


Figura 8 - Andamento stagionale della radiazione solare incidente media giornaliera

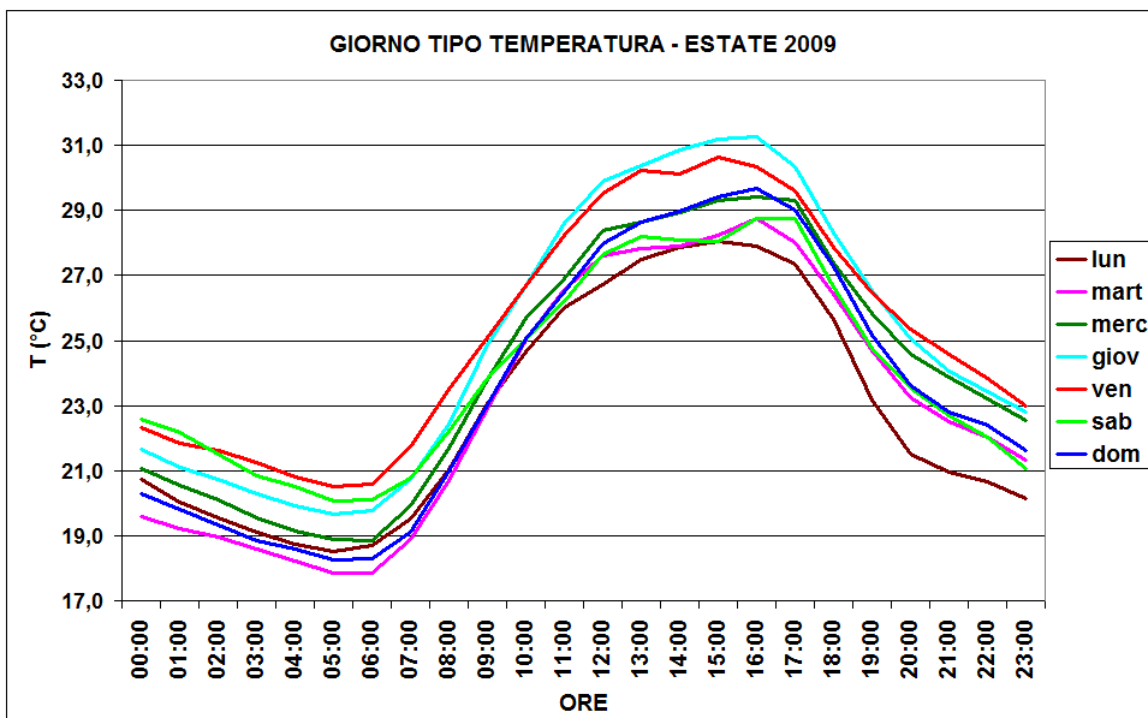


Figura 9 - Andamento del giorno tipo della temperatura per l'estate 2009

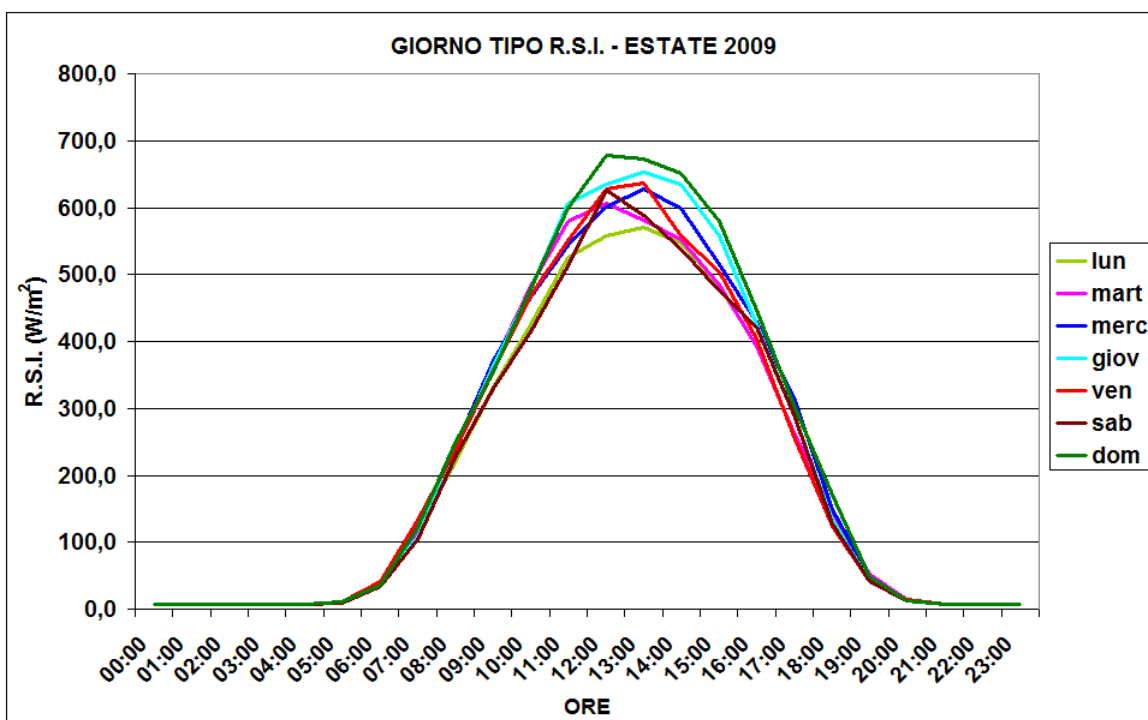


Figura 10 - Andamenti del giorno tipo della R.S.I. per l'estate 2009

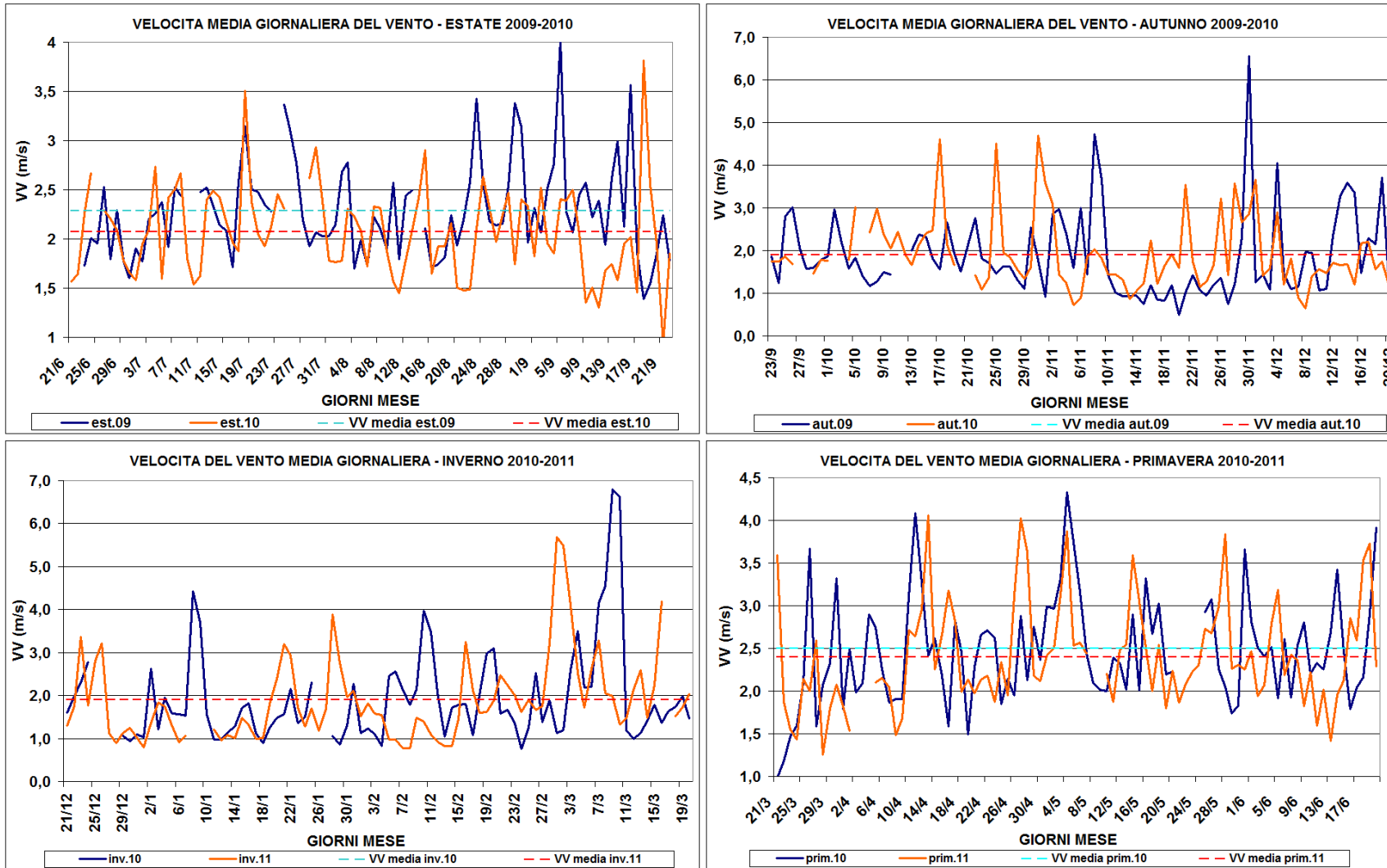


Figura 11 - Andamento stagionale della velocità media giornaliera del vento

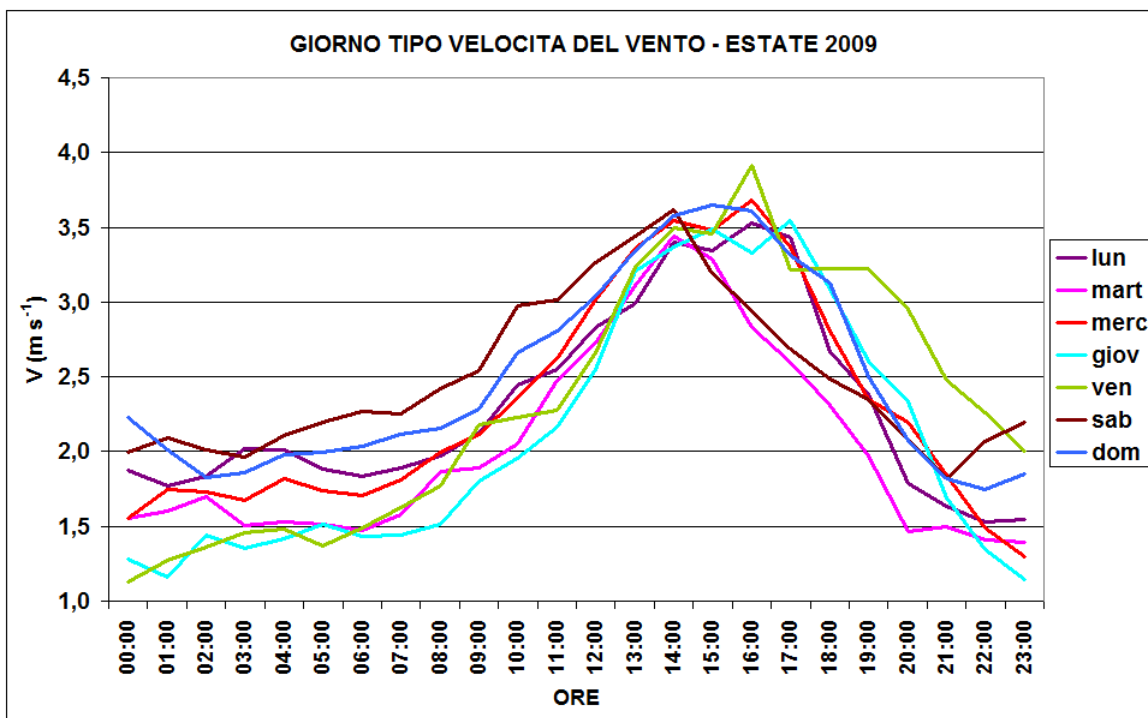


Figura 12 - Andamento del giorno tipo della velocità media giornaliera del vento estate 2009

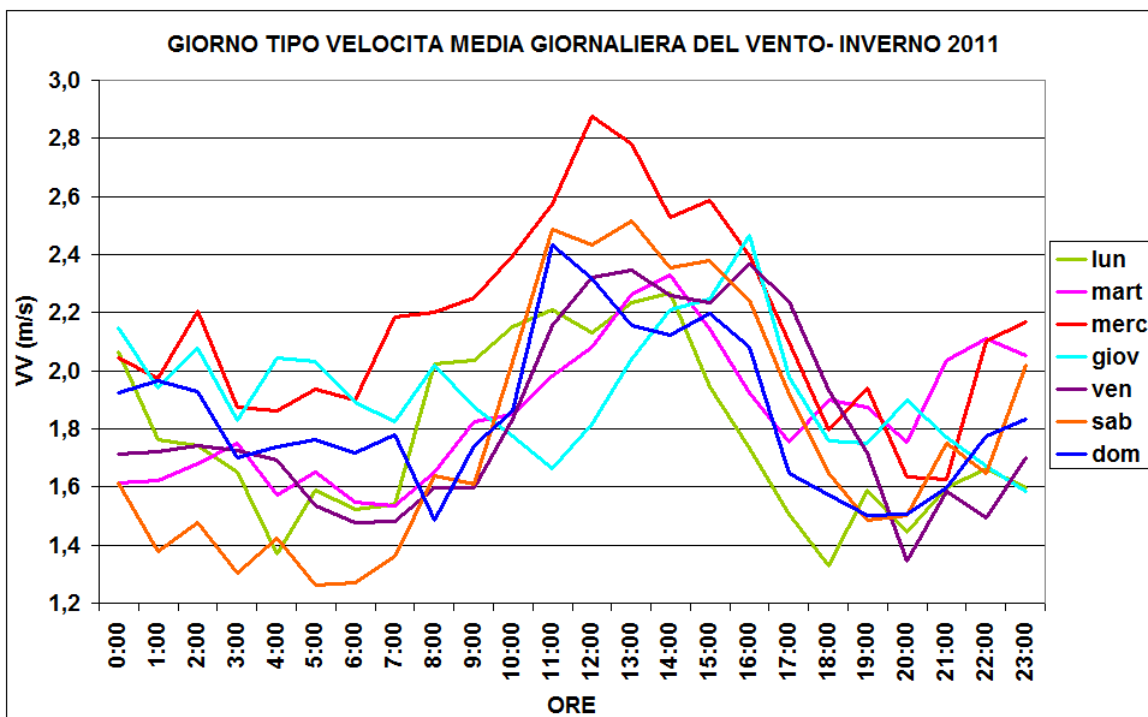
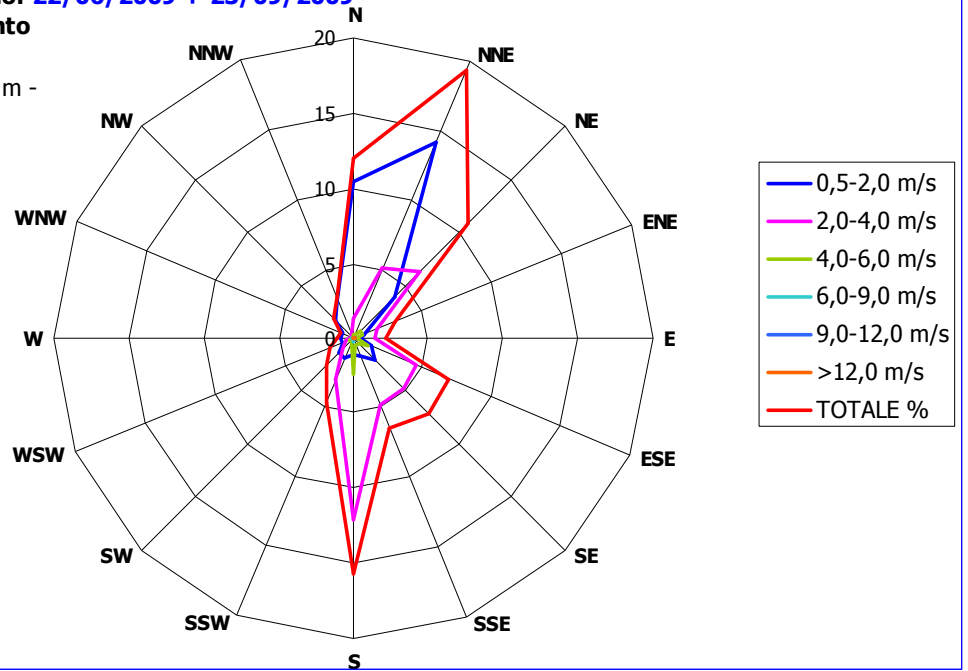


Figura 13 - Andamento del giorno tipo della velocità media giornaliera del vento inverno 2011

ROSA DEI VENTI - periodo: 22/06/2009 ÷ 23/09/2009
campi di velocità del vento

- stazione n. 33 - quota 10 m -



ROSA DEI VENTI - periodo: 22/12/2010 ÷ 21/03/2011
campi di velocità del vento

- stazione n. 33 - quota 10 m -

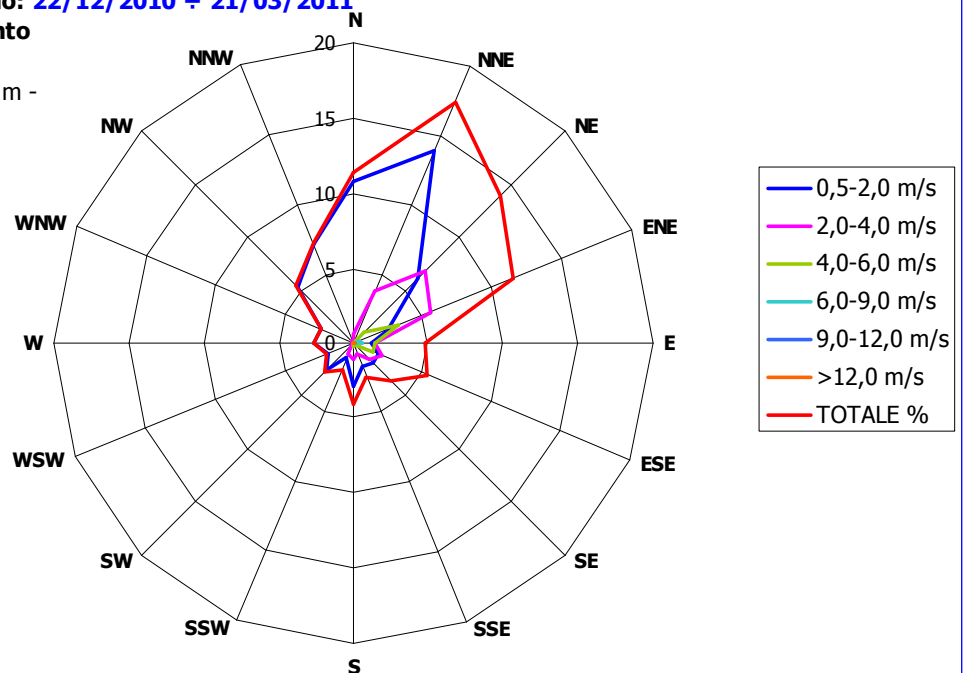


Figura 14 - Distribuzione percentuale di frequenza delle direzioni del vento in funzione della velocità registrate durante le stagioni estate 2009 e inverno 2011

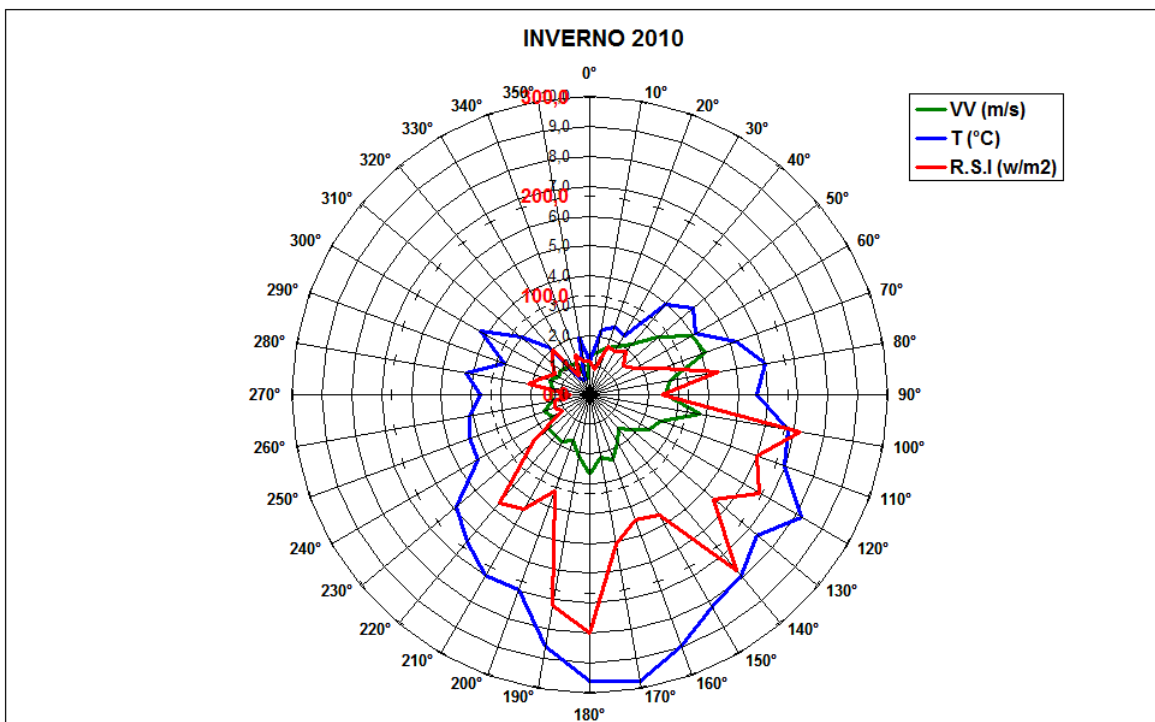
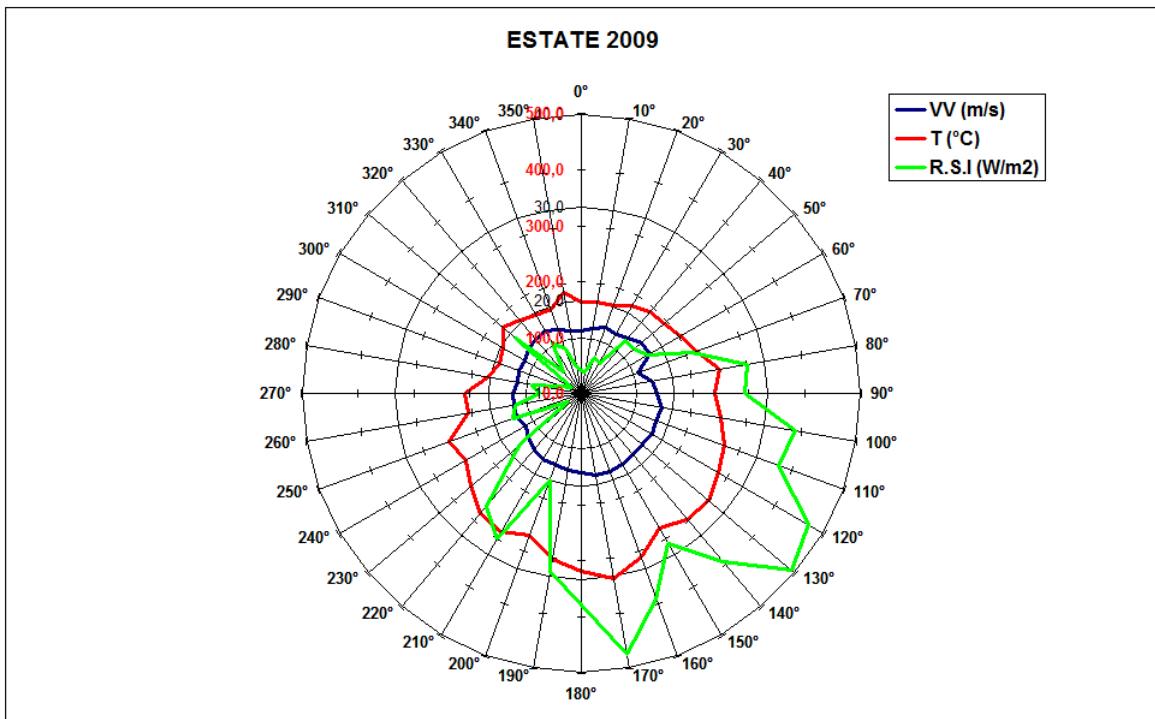


Figura 15 - Andamento della concentrazione media stagionale di VV – T - R.S.I. in funzione della direzione del vento per l'estate 2009 e l'inverno 2010

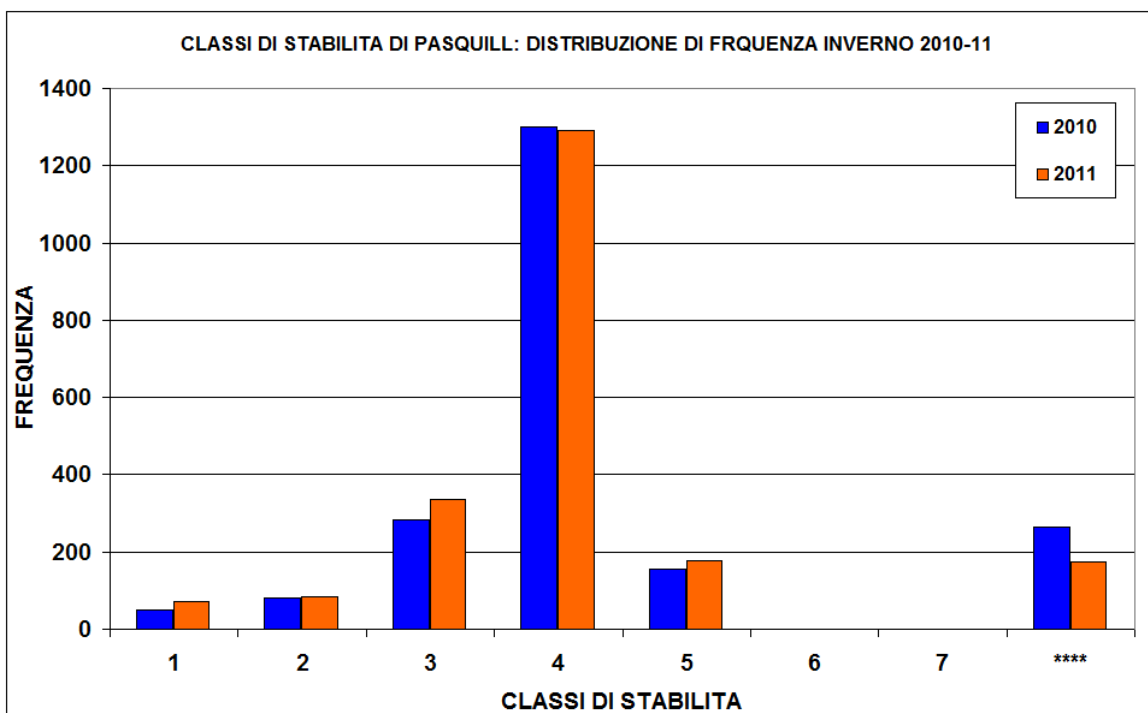
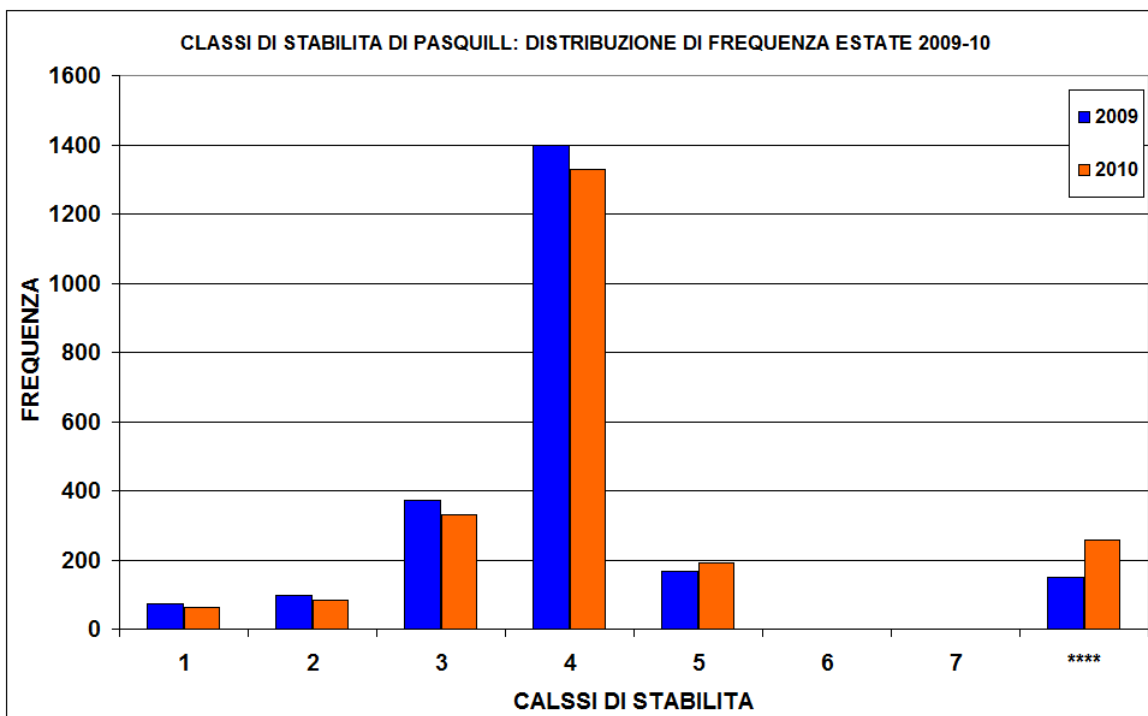


Figura 16 - Grafici distribuzione di frequenza classi di Pasquill per l'estate 2009-10 e l'inverno 2010-11

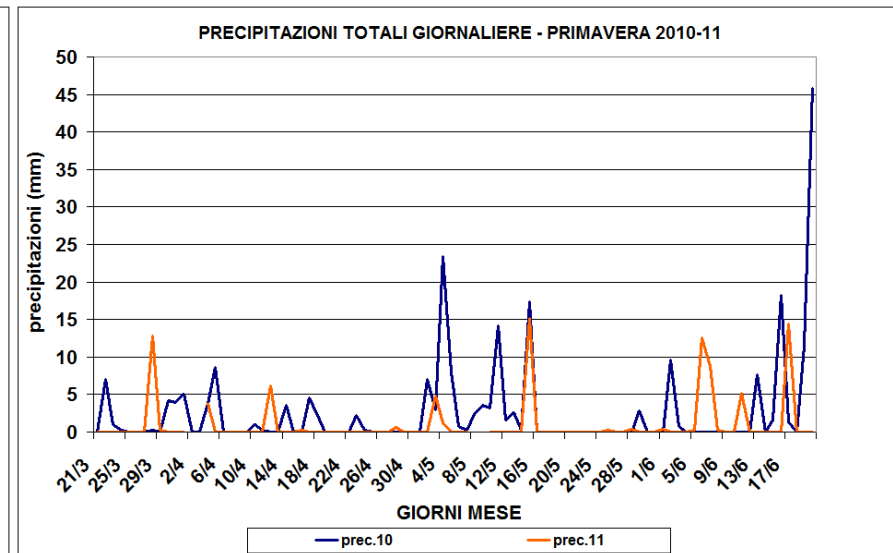
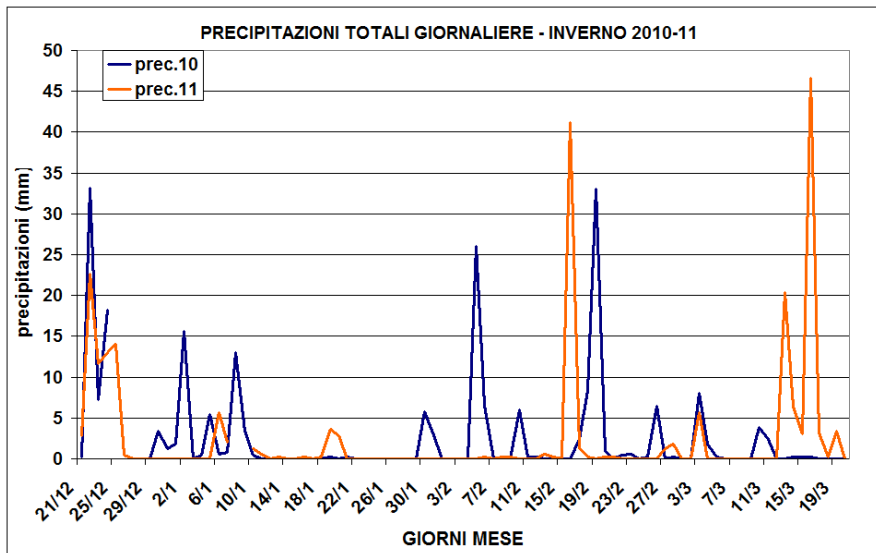
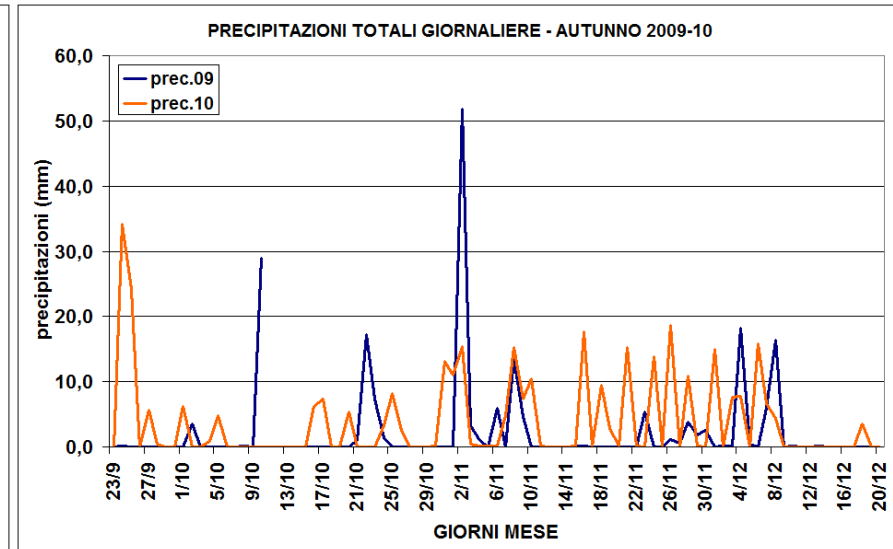
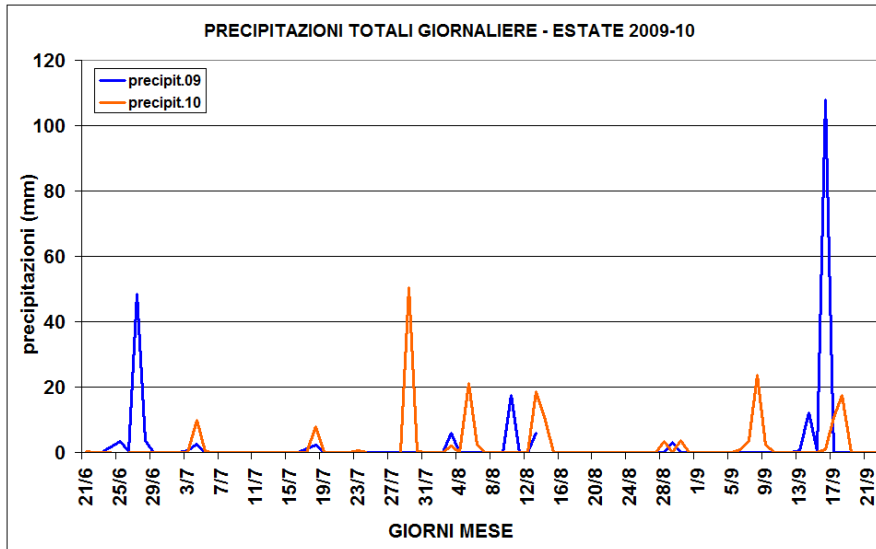


Figura 17 - Andamenti stagionali precipitazioni

3.2 ANALISI VARIABILI METEO AREA DI STUDIO

L'analisi della temperatura per la determinazione delle concentrazioni degli inquinanti è di notevole importanza, questo perché la presenza di grosse escursioni termiche giornaliere vanno a favorire il rimescolamento dell'atmosfera. Infatti l'instaurarsi di turbolenze, aiutano la dispersione degli inquinanti e in particolare delle polveri fini, con la conseguente diminuzione della loro concentrazione negli strati atmosferici inferiori. [Comune di Venezia-ARPAV, 2001-2010]. I grafici di figura 7 ci mostrano gli andamenti stagionali delle "temperature atmosferiche medie giornaliere" alla quota di 4 m sul livello del mare, relativi alle stagioni dei due anni di campionamento. In ogni grafico viene confrontata una stagione con la corrispettiva dell'anno successivo. Osservando i quattro grafici, e le linee di tendenza di tipo polinomiale (3° grado), risulta evidente l'andamento tipico annuale, con un estate a temperature più calde, un inverno rigido, e l'autunno e la primavera come stagioni di transizione. Dal confronto tra le stesse stagioni di anni diversi, vediamo che gli andamenti generali risultano abbastanza simili, questo lo si può verificare confrontando i dati delle temperature medie stagionali tra di loro (fig.7). I grafici relativi all'andamento del "giorno tipo stagionale" della temperatura (fig.9), ci mostrano un trend con temperature che calano durante la notte, e incominciano a salire dal mattino con il sorgere del sole, raggiungendo il loro picco verso le ore 14.00-15.00.

Un altro parametro di notevole importanza, in quanto riveste un ruolo fondamentale nella formazione e nell'avvio di reazioni chimiche che coinvolgono molti inquinanti, è la radiazione solare incidente (R.S.I.). Questa deriva dell'energia radiante emessa dal sole e ha un'influenza diretta sulla temperatura dell'aria, del terreno e sui processi di evotraspirazione. Il prendere in considerazione la variazione della R.S.I. e della T, è importante perché questi rivestono un ruolo fondamentale nella genesi di un fenomeno meteorologico molto diffuso nella nostra area di studio, che ha grande influenza nella diffusione e nella dispersione degli inquinanti atmosferici, l'inversione termica [Zanetti P., 1990]. In condizioni normali, la temperatura dell'aria, diminuisce all'aumentare della quota altimetrica in media di circa 6 gradi ogni 1000 metri [I.C.A.O., 1998]. Ciò si verifica perché i raggi solari riscaldano la superficie terrestre, che a sua volta riscaldano l'aria nelle sue vicinanze. Questa aumentata la sua temperatura, tende a salire. Una volta salita di quota, è di conseguenza sottoposta a una pressione inferiore, si espande e si raffredda generando

un gradiente termico negativo. Durante un'inversione termica si verifica il fenomeno opposto: l'aria salendo risulta più calda; questo può accadere sia in quota per effetto di subsidenza atmosferica (compressione dell'aria dall'alto verso il basso), che al suolo per effetto dell'irraggiamento terrestre notturno (raffreddamento dovuto alla dispersione del calore dalle superfici terrestri). Infatti, durante il giorno i raggi solari spesso non riescono a riscaldare sufficientemente il terreno sia per l'aumentata inclinazione di questi d'inverno, sia per la ridotta durata del giorno. In questo modo l'aria che è a contatto con il terreno perde calore molto rapidamente, arrivando a temperature minori rispetto agli strati che la sovrastano. In genere l'insolazione diurna è in grado di eliminare lo strato di inversione riportando il normale gradiente termico negativo, ma in specifiche condizioni atmosferiche (alta pressione invernale) il fenomeno tende a presentarsi con frequenza e intensità sempre maggiori portando quindi ad un abbassamento del normale livello del Planetary Boundary Layer - *P.B.L.*¹ anche per molti giorni. L'inversione termica, fenomeno molto diffuso nella stagione invernale nella Pianura Padana, porta e favorisce la formazione di nebbie fitte e persistenti e smog nello strato d'aria fredda in prossimità al suolo, specie nelle grandi aree urbane.

Dall'osservazione dei grafici di figura 8, abbiamo la conferma della forte relazione tra questo parametro e la T; infatti necessariamente aumentando la R.S.I. aumentano anche i valori della T. Si coglie infatti in modo molto netto, una variazione stagionale che porta ad alti valori nel semestre caldo e a valori decisamente più bassi nel semestre freddo. I due anni presentano un andamento complessivamente simile, come si può notare dall'andamento delle linee di tendenza e dai valori delle concentrazioni medie stagionali, graficati insieme agli andamenti. Tuttavia si colgono alcune differenze a livello giornaliero o settimanale, che possono essere dovute a variazione di parametri come la piovosità o la copertura del cielo. Ad esempio nell'estate 2010, si notano tre valli (in corrispondenza dei giorni 31/7, 6/8, 14/8) che ci indicano una netta diminuzione dei valori della R.S.I. in quei giorni. Andando a fare un confronto con il grafico della "piovosità media giornaliera" (fig.17), relativo alla stessa stagione si coglie un netto aumento dei mm di pioggia caduti in corrispondenza degli stessi giorni.

¹ Il *P.B.L.* (anche Planetary Boundary Layer) si estende entro i primi 2-3 Km dell'atmosfera e descrive quella parte di atmosfera che viene direttamente influenzata dalla presenza della superficie terrestre e risponde ai cambiamenti indotti dalla superficie terrestre in breve tempo (circa un'ora o meno) [Stull 1988]

Osservando il grafico di figura 10, relativo al “giorno tipo stagionale della R.S.I.”, e confrontandolo con quello di figura 9, ci si accorge anche in questo caso della netta relazione tra questo parametro meteo e la T° . Infatti, vediamo che i due andamenti giornalieri sono pressoché sovrapponibili, in quanto i valori della R.S.I. si annullano durante la notte e incominciano a salire durante la mattina, raggiungendo il loro massimo durante le ore 14.00 – 15.00.

Altri parametri meteorologici di notevole importanza sono la velocità del vento e la sua direzione prevalente; il prendere in considerazione, l’analisi di questi due parametri in una campagna di misurazione di inquinanti atmosferici è molto importante, in quanto danno una misura del grado di dispersione degli inquinanti atmosferici (in particolare per il PM_{10}) [**Comune di Venezia-ARPAV, 2001-2010**]. Inoltre ci possono indicare il posizionamento e l’influenza di sorgenti emmissive, poste nell’intorno della centralina di rilevamento. Nell’area Veneziana i venti principali sono la Bora (NE) dominante nei mesi invernali e primaverili, lo Scirocco (SE) in estate e meno frequentemente il Libeccio (SW); nell’area costiera dove si affaccia l’aeroporto, nel periodo estivo è anche rilevabile il fenomeno della brezza marina, che favorisce anch’essa la dispersione degli inquinanti nell’area veneziana.

Dall’analisi dei grafici del “Giorno tipo stagionale della velocità del vento”, (grafici di figura 12-13), vediamo che nel semestre caldo (estate-primavera), la velocità del vento incomincia a crescere a partire dalla mattina, raggiungendo il suo picco massimo nelle ore centrali della giornata (15.00-16.00). Questo fenomeno è dovuto ad un maggiore irraggiamento solare in corrispondenza di queste ore, il quale porta quindi ad un maggiore livello di rimescolamento dell’atmosfera [**Comune di Venezia-ARPAV, 2001-2010**]. Questo è molto meno evidente nel semestre freddo (autunno-inverno), in cui si registrano valori di T° e R.S.I. molto più bassi, per il quale la velocità del vento oscilla in modo relativamente contenuto attorno ai valori della media stagionale [**Comune di Venezia-ARPAV, 2001-2010**].

I grafici di figura 14 o “Rose dei venti”, mostrano la distribuzione percentuale di frequenza delle direzioni del vento in funzione delle relative velocità registrate a livello stagionale per il biennio di campionamento. Per le stagioni del semestre caldo, in entrambi gli anni si riscontrano venti prevalenti da NNE, con forti componenti da N e NE, con velocità prevalenti medio basse, cioè comprese nelle classi 0-0,5 m/s e 2,0-4,0 m/s. Si riscontrano anche venti che soffiano da S-SE, ricadenti principalmente nella classe di velocità compresa tra 2,0-4,0 m/s. Analizzando le Rose

dei Venti dei semestri Freddi, vediamo che sparisce quasi completamente la componente da S-SE, ma rimangono sempre predominati venti con direzione N-NE, e velocità per lo più ricadenti dentro le classe 0,5-2,0 m/s, con frequenza che si aggira attorno al 18%.

Da quanto visto fino ad ora, se andiamo a confrontare i grafici, relativi al giorno tipo della VV, della R.S.I. e della T°, ci accorgiamo che i loro profili sono quasi sovrapponibili. Il legame tra R.S.I. e T° è intuitivo, invece meno quello tra VV e T°-R.S.I. Infatti la direzione del vento e la sua intensità si sviluppano principalmente, come risultato della differenza di pressione atmosferica tra due aree. In generale queste differenze si verificano a causa dell'assorbimento irregolare della R.S.I. sulla superficie terrestre. Le zone di bassa pressione si hanno quando l'aria maggiormente riscaldata si dilata e si innalza, richiamando così al suo posto aria dalle zone circostanti ad alta pressione. La VV è tanto maggiore quanto meno distano tra di loro i due nuclei ad alta e bassa pressione e da quanto è più alta la differenza di pressione tra di loro. Quindi la VV tende ad essere al suo massimo durante il giorno quando si registrano i valori maggiori di T° e R.S.I.

Infine, per confermare questo legame tra queste tre variabili, andiamo ad analizzare i grafici di figura 15. Questi sono grafici di tipo polare, che mostrano l'andamento delle variabili meteo VV, R.S.I. e T° in funzione della direzione del vento, mediate in 36 quadranti con ampiezza di 10° gradi. Sono presenti due scale di intensità, una per l'R.S.I. e una per la T e la VV. Da questi grafici risulta evidente che le velocità medie del vento più elevate vengono registrate, fra ENE-S, prevalentemente durante le ore più calde della giornata. Bisogna precisare che quanto appena visto non risulta contraddittorio, con quanto riportato per i grafici di figura 14; in quanto questi mostrano i valori medi della VV registrati nei vari quadranti della rosa dei venti, mentre i grafici 15 mostrano la direzione preferenziale del vento su base temporale.

Un altro parametro che viene analizzato in questa sezione della tesi, è quello della "classe di stabilità". Le classi di stabilità atmosferica si ottengono come risultato di analisi statistiche di alcuni aspetti del microclima dei bassi strati dell'atmosfera, e trovano ampio utilizzo operativo nei calcoli di dispersione degli inquinanti. La Classificazione maggiormente usata per la stabilità atmosferica, è quella di "Pasquill". Questa è divisa in sei categorie di stabilità denominate A, B, C, D, E, F, dove la categoria A è la più instabile e la categoria F identifica la più stabile (o meno turbolenta). I metodi comunemente utilizzati per classificare la stabilità atmosferica

sono basati sull'esistenza di relazioni empiriche che legano la turbolenza a parametri meteorologici facilmente acquisibili dalle stazioni al suolo (velocità del vento, temperatura, radiazione solare, copertura nuvolosa, deviazione standard della velocità del vento, ecc..) Per le misure relative a questo progetto, è stato utilizzato un algoritmo di calcolo basato sul valore della deviazione standard della direzione del vento, che però non permette di definire situazioni contraddistinte da calma di vento; nel grafico queste particolari condizioni atmosferiche sono indicate dalla dicitura "*****". Per quanto riguarda la nostra area di studio, i grafici di figura 16 mostrano la distribuzione di frequenza oraria delle classi di stabilità per le estati 2009-2010 e per l'inverno 2010-2011. Si nota immediatamente una netta prevalenza di ore caratterizzate da una classe di stabilità di tipo D (condizioni meteorologiche neutre), in queste condizioni spesso associate a velocità del vento basso-moderate, gli inquinanti emessi dalle sorgenti tendono a rimanere compatti e possono ricadere al suolo anche a distanze molto elevate [A.P.A.T., 2003; Ferrero E., 2009; Comune di Venezia-ARPAV, 2001-2010]. Quest'analisi è confermata dal "Rapporto sullo stato dell'aria del Comune di Venezia", documento redatto dal comune di Venezia che analizza le condizioni del comparto Atmosferico anno per anno; infatti anche in questo si è vista una netta prevalenza di dati che indicano per la maggior parte dell'anno condizioni di stabilità di classe D-E (stabilità debole).

L'analisi del parametro piovosità, in un determinato territorio, è di fondamentale importanza per la comprensione dei possibili andamenti delle concentrazioni dei vari inquinanti atmosferici. Infatti tramite il processo di deposizione umida, si favorisce il dilavamento dell'atmosfera e quindi la riduzione degli inquinanti presenti in atmosfera [Comune di Venezia-ARPAV, 2001-2010]. La presenza di sostanze inquinanti in atmosfera può contribuire alla formazione di nubi, queste si formano proprio per effetto di fenomeni di condensazione del vapor acqueo attorno a "nuclei di condensazione", presenti nell'atmosfera in maniera naturale. Il vapor acqueo presente nelle nuvole tende a condensare ed a formare delle goccioline, che quando raggiungono dimensioni sufficienti cadono al suolo, "trascinando" con se anche le particelle attorno alle quali si sono formate e di conseguenza anche le sostanze inquinanti. Questo fenomeno noto come "rain out" è probabilmente uno dei più efficienti meccanismi di rimozione degli inquinanti dall'atmosfera. Un altro meccanismo di cui tener conto nei processi di deposizione umida è rappresentato dal dilavamento (wash out), che descrive il fenomeno di cattura degli inquinanti da parte

delle gocce di pioggia durante la caduta di queste ultime, ed il conseguente trascinarsi al suolo.

I grafici di figura 17 mostrano gli andamenti della piovosità stagionale. I due anni hanno avuto un totale di precipitazioni pressoché similari; le precipitazioni totali per il 1° anno sono state di 833,2 mm mentre per il secondo anno sono state 872,6 mm. Anche se la piovosità totale è stata simile nei due anni del progetto presi in considerazione nella tesi, si riscontra che a livello delle stesse stagioni, gli andamenti sono stati assai diversi. Le piogge totali delle due estati sono state pressoché le stesse, ma con l'estate 2009 si concentrano circa tutte in due picchi, a inizio e a fine stagione (107,8 e 48,4 mm), mentre nell'estate 2010 la piovosità è maggiormente distribuita nei vari mesi. I grafici relativi alle due stagioni autunnali prese in considerazione mostrano per il 2009 una piovosità bassa e concentrata in alcuni picchi (51,8 mm); mentre nell'autunno 2010 si riscontra una piovosità totale quasi doppia rispetto alla stagione precedente (341,0 mm rispetto 197,8 mm) e distribuita in modo abbastanza regolare in quasi tutta la stagione. I due inverni mostrano due piovosità totali pressoché identiche (2010= 222,4 mm e 2011=214,4 mm) e distribuite in modo simile per entrambi gli anni, cioè con scarsi livelli di piovosità ad inizio inverno e livelli più elevati a fine stagione con l'approssimarsi della primavera. Anche per quest'ultima gli andamenti sono similari, con picchi di piovosità crescente man mano che la stagione avanza. Anche se il trend generale è lo stesso nelle due stagioni, la piovosità media della primavera 2010 risulta molto più alta di quella dell'anno successivo (87,4 mm - 234,8 mm)

4. ANALISI INQUINANTI MONITORATI

4.1 INQUINANTI E CONTAMINATI ATMOSFERICI

Viene definito come inquinamento atmosferico, “ogni modificazione dell'aria atmosferica dovuta all'introduzione nella stessa di una o più sostanze in quantità e con caratteristiche tali da ledere o costituire un pericolo per la salute umana o per la qualità dell'ambiente oppure tali da ledere i beni materiali o compromettere gli usi legittimi dell'ambiente [D.Lgs. 152/2006, art. 268, 2012]. Gli inquinanti possono essere suddivisi in base alla loro origine in:

- a. **Inquinanti primari.** Vengono definiti inquinanti primari gli inquinanti che sono direttamente emessi dalle sorgenti. I principali inquinanti primari sono quelli emessi dai processi di combustione di qualunque natura, ovvero gli idrocarburi incombusti, il monossido di carbonio, gli ossidi di azoto ed il materiale particolato. Nel caso in cui i combustibili contengano zolfo, si ha inoltre anche emissione di anidride solforosa. In seguito all'emissione in atmosfera, gli inquinanti primari sono soggetti a processi di diffusione, trasporto e deposizione.
- b. **Inquinanti secondari,** vengono definiti inquinanti secondari quelle specie inquinanti che si formano a seguito di trasformazioni chimico-fisiche degli inquinanti primari, ovvero delle specie chimiche direttamente emesse in atmosfera dalle sorgenti. Questi spesso possono risultare anche più tossici degli inquinanti originari [E.P.I.A.I.R., 2009]. I principali inquinanti secondari sono:
 - NO₂ formato da NO primario
 - O₃ formato per via fotochimica
 - Particolato secondario
 - Questi gas intervengono nei complicati meccanismi di reazione che costituiscono lo “smog fotochimico”. Il particolato secondario può derivare da reazioni chimiche e chimico-fisiche che coinvolgono inquinanti gassosi sia primari che secondari. [Liguori F., 2006; Bulciolu M. 2009)

4.2 PARTICOLATO ATMOSFERICO

Con il termine Particulate Matter (PM) o Polveri Totali Sospese (PTS), si fa riferimento all'insieme di particelle disperse nell'atmosfera, sia solide che liquide, aventi un diametro compreso tra qualche nanometro (nm) a qualche centinaia di micrometri (μm) [W.H.O., 2002; W.H.O., 2005]. E' formato da una complessa miscela di sostanze, organiche ed inorganiche, allo stato solido e liquido che, a causa delle loro ridotte dimensioni, tendono a rimanere sospese nell'atmosfera, per tempi che variano da ore a qualche settimana. Nel particolato si possono trovare sostanze diverse, come sabbie, polveri, fuliggine, ceneri, sostanze silicee, sostanze vegetali, composti metallici, fibre tessili naturali e artificiali, sali e svariati elementi (carbonio, piombo, ecc..) [Marconi A., 2003].

Le particelle aerodisperse, hanno la caratteristica di mostrare forme estremamente irregolari e diverse, perciò per ovviare a questa problematica vengono descritte studiando il loro comportamento fluidodinamico e confrontandolo con quello di una particella sferica avente densità unitaria. La dimensione di riferimento è quindi il *diametro sferico aerodinamico equivalente* (d_{ae}) [Sangalli D., 2010; C.A.F.E., 2004]. Il riferirsi al d_{ae} è uno dei tanti modi per misurare la dimensione delle particelle, ma questo è quello standardizzato e globalmente accettato per applicazioni teoriche, tecniche e misurazioni [www.minambiente.it, 2012].

Quindi il PM_{10} , da noi preso in considerazione in questa tesi, è la frazione di particolato sospeso in aria, che passa attraverso un sistema di separazione in grado di selezionare il materiale particolato di $10 \mu\text{m}$, con una efficienza di campionamento del 50% [Viola A., 2007].

Oltre alla distinzione basata sul d_{ae} , il particolato può essere suddiviso in base ai processi che gli hanno dato origine, quindi distinguiamo particolato PRIMARIO e particolato SECONDARIO.

Il particolato PRIMARIO è costituito da particelle di varie dimensioni, quindi sia fini che grossolane, che hanno si sono originate da processi di erosione, da processi di evaporazione dello spray marino, dalla disgregazione di particelle di dimensioni maggiori e da tutti i processi di combustione.

Il particolato SECONDARIO, è costituito principalmente dagli aerosol, quindi da particelle fini con diametro inferiore al μm che hanno avuto origine dalla conversione dei gas in particelle solide. Questo si forma infatti grazie a processi di condensazione di sostanze a bassa tensione di vapore, precedentemente formatesi

attraverso evaporazione ad alte temperature, o grazie a reazioni chimiche tra inquinanti primari allo stato gassoso presenti in atmosfera [Brasseur et al., 1999]. Bisogna anche considerare che la composizione del particolato dipende dall'area di provenienza e quindi dalla tipologia di sorgente di emissione [Facchini M.C. et al., 2003]. Quindi le tipologie di particolato possono essere ulteriormente suddivise in base al genere di sorgente da cui hanno origine; abbiamo così particolato da sorgenti NATURALI e ANTROPICHE.

Sorgenti naturali: comprendono l'attività dei vulcani, i quali durante le eruzioni scagliano nell'atmosfera grandi quantità di gas e materiale particolato di varia granulometria. Altre sorgenti non trascurabili, sono l'erosione e la disgregazione delle rocce, gli incendi boschivi, il risollevarimento di polveri, il rilascio di prodotti organici dalla vegetazione (polline e residui vegetali), e spray marino [www.arpalazio.it 2012].

Sorgenti antropiche: queste includono varie attività industriali, tra cui troviamo infatti fonderie, miniere, cementifici e lavorazione di pietre e minerali. Anche le attività primarie (agricole) producono notevoli quantità di particolato. Nelle aree urbane le principali sorgenti sono i riscaldamenti domestici, in particolare durante la stagione fredda, e il traffico veicolare che emette particolato sia direttamente, attraverso i processi di combustione del motore, che indirettamente con l'usura dei freni, dei pneumatici e del manto stradale [www.arpalazio.it 2012]. È stato studiato che giornalmente vengono emessi circa 100 milioni di tonnellate di particolato nel mondo [W.H.O., 2002]; di queste quelle composte di particelle più grossolane si stima che siano dovute principalmente a fenomeni naturali, mentre che quelle più fini derivino principalmente da attività antropiche.

Effetti sul clima e sul microclima.

Ciò che è ancora poco studiato è l'importanza che il particolato atmosferico ha nel determinare il clima della Terra, grazie alle sue proprietà di interagire con la radiazione solare e di favorire la formazione delle nubi (e se queste porteranno a precipitazioni) [Fuzzi S. et al, 2010]. Il particolato presente nei fumi e nelle esalazioni delle combustioni provoca una diminuzione della visibilità atmosferica; allo stesso tempo diminuisce anche la luminosità assorbendo o riflettendo la luce solare. Le polveri sospese vanno a favorire la formazione di nebbie e nuvole, e andando a costituire i nuclei di condensazione attorno ai quali si condensano le gocce

d'acqua. Di conseguenza favoriscono il verificarsi dei fenomeni delle nebbie e piogge acide, che comportano effetti di erosione e corrosione dei materiali e dei metalli. Sicuramente un aumento del particolato in atmosfera comporta una diminuzione della temperatura terrestre per un effetto di riflessione e schermatura della luce solare, in ogni caso tale azione è comunque mitigata dal fatto che le particelle riflettono anche le radiazioni infrarosse provenienti dalla terra [Fuzzi S. et al., 2010].

Effetti sugli ecosistemi, su piante e materiali

Il particolato atmosferico, in seguito a deposizione secca o umida, può contribuire ai processi di acidificazione (associata in particolare ad H_2SO_4 e HNO_3) e di eutrofizzazione (associata ai sali nitrati) degli ecosistemi terrestri e acquatico.

L'acidificazione dei suoli può portare al rilascio in questi di elementi tossici come l'alluminio portando così al verificarsi di gravi danni alle piante e alle varie forme di vita acquatica.

Si hanno anche effetti diretti sulla vegetazione, nello specifico in relazione ad un'azione acida e ossidante delle particelle, che portano al danneggiamento dei tessuti vegetali. A questi se ne possono aggiungere altri, ad esempio, le polveri provenienti dai forni per cemento, che interagendo con la nebbia o la pioggia, possono formare una spessa crosta sulla superficie fogliare che scherma la luce solare interferendo con la fotosintesi ed inibendo lo sviluppo della pianta. Inoltre il danneggiamento delle foglie per abrasione meccanica rende le piante più sensibili agli attacchi da parte degli insetti. In fine si deve anche considerare il danno indiretto arrecato agli animali che usano le piante come alimento, in quanto il particolato su di esse depositato può contenere composti chimici tossici [www.arpalazio.it, 2012].

Per quanto riguarda i beni pubblici, un primo danno indiretto è causato dall'annerimento dei materiali nei quali il particolato si deposita, fenomeno che inoltre può favorire anche la corrosione degli stessi.

I processi corrosivi s'intensificano con l'aumento del livello di umidità in atmosfera, questo perché il particolato funge da nucleo di condensazione per le goccioline di acqua, nelle quali si possono dissolvere anche altri gas che aumentano l'acidità delle deposizioni umide [E.P.A., 2009].

Effetti sulla salute umana

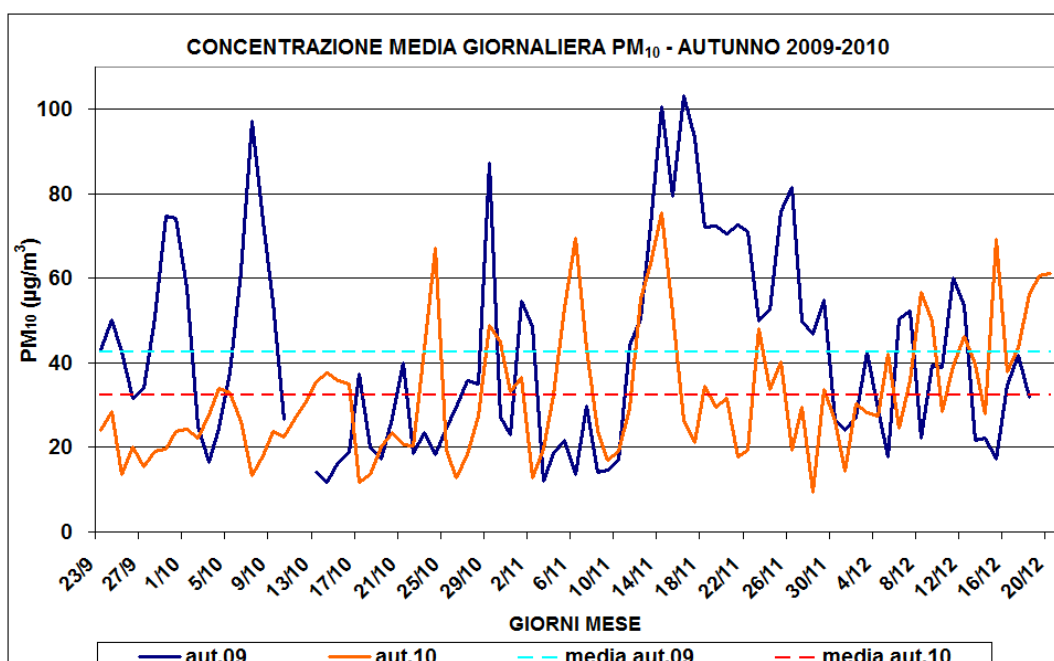
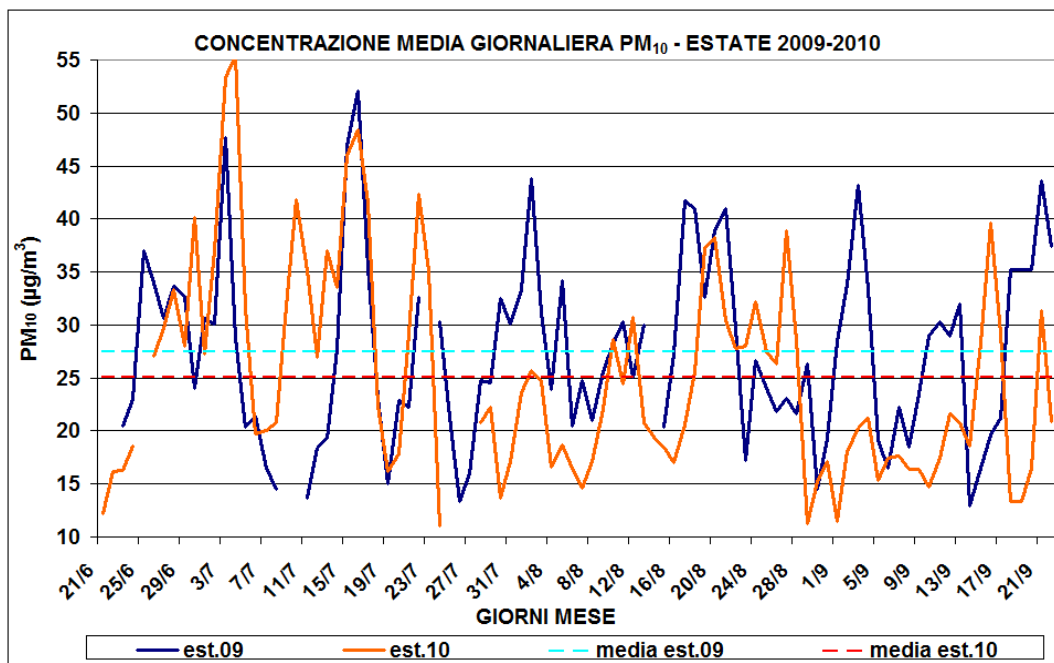
Ad oggi il particolato atmosferico viene collocato tra i principali fattori di rischio ambientale per la salute. Infatti a prescindere dalla relativa tossicità, le particelle che possono produrre gli effetti indesiderati maggiori sull'uomo sono sostanzialmente quelle di dimensioni più ridotte. Nel processo della respirazione le particelle maggiori di 15 micron vengono generalmente rimosse dal naso. Il particolato che si deposita nel tratto superiore dell'apparato respiratorio (cavità nasali, faringe e laringe) può generare vari effetti irritativi come l'infiammazione e la secchezza del naso e della gola; tutti questi fenomeni sono molto più gravi se le particelle hanno assorbito sostanze acide (come il biossido di zolfo, gli ossidi di azoto, ecc.) **[www.arpalazio.it, 2012, W.H.O., 2002].**

Per la particolare struttura della loro superficie, le particelle di particolato possono anche andare ad adsorbire dall'aria sostanze chimiche cancerogene trascinandole così nei tratti respiratori e prolungandone i tempi di residenza. Le particelle più piccole che penetrano nel sistema respiratorio possono trascorrere anche lunghi periodi di tempo prima che vengano rimosse, e per questo sono da considerarsi tra le più pericolose. Queste polveri aggravano le malattie respiratorie croniche come l'asma, la bronchite e l'enfisema. Il particolato ultrafine, caratterizzato da un diametro inferiore a 0,1 micrometri, può addirittura arrivare ad entrare nel circolo sanguigno. Questo significa che man mano che si procede dal naso o dalla bocca attraverso il tratto tracheo-bronchiale sino agli alveoli, diminuisce il diametro delle particelle che penetrano e si depositano **[Jansen K.L et al, 2005; Fierro M.A. 2000; Arden P.C., Douglas W. D., 2006].**

Le persone più vulnerabili sono gli anziani, gli asmatici, i bambini e chi svolge un'intensa attività fisica all'aperto, sia di tipo lavorativo che sportivo. Nei luoghi di lavoro più soggetti all'inquinamento da particolato l'inalazione prolungata di queste particelle può provocare reazioni fibrose croniche e necrosi dei tessuti che comportano una broncopolmonite cronica accompagnata spesso da enfisema polmonare **[W.H.O., 2004; W.H.O., 2006; Bonetta S. et al, 2007].**

4.2.1 ANALISI DATI

L'analisi del PM₁₀ risulta fondamentale per la comprensione della qualità dell'aria a livello locale, e di conseguenza per il progetto di monitoraggio e per questo studio di tesi. In questi ultimi anni si è visto un forte aumento di ricerche e studi, volti ad una migliore comprensione delle sue dinamiche e della sua pericolosità per la popolazione e per l'ambiente; considerando anche che le sorgenti d'emissione di PM₁₀, nel nostro territorio e nel mondo, sono aumentate enormemente negli ultimi decenni.



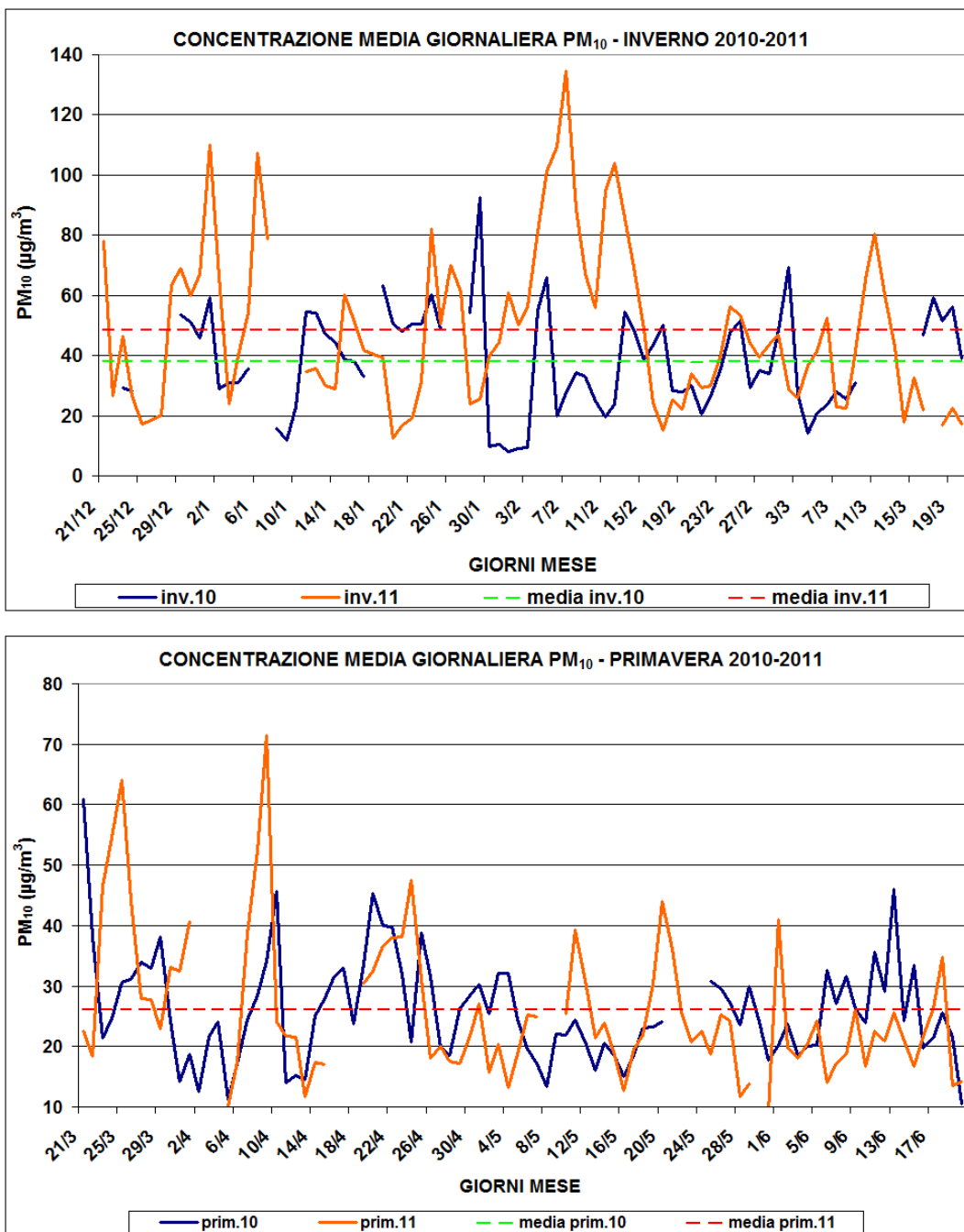


Figura 18 - Grafici concentrazione media giornaliera PM₁₀

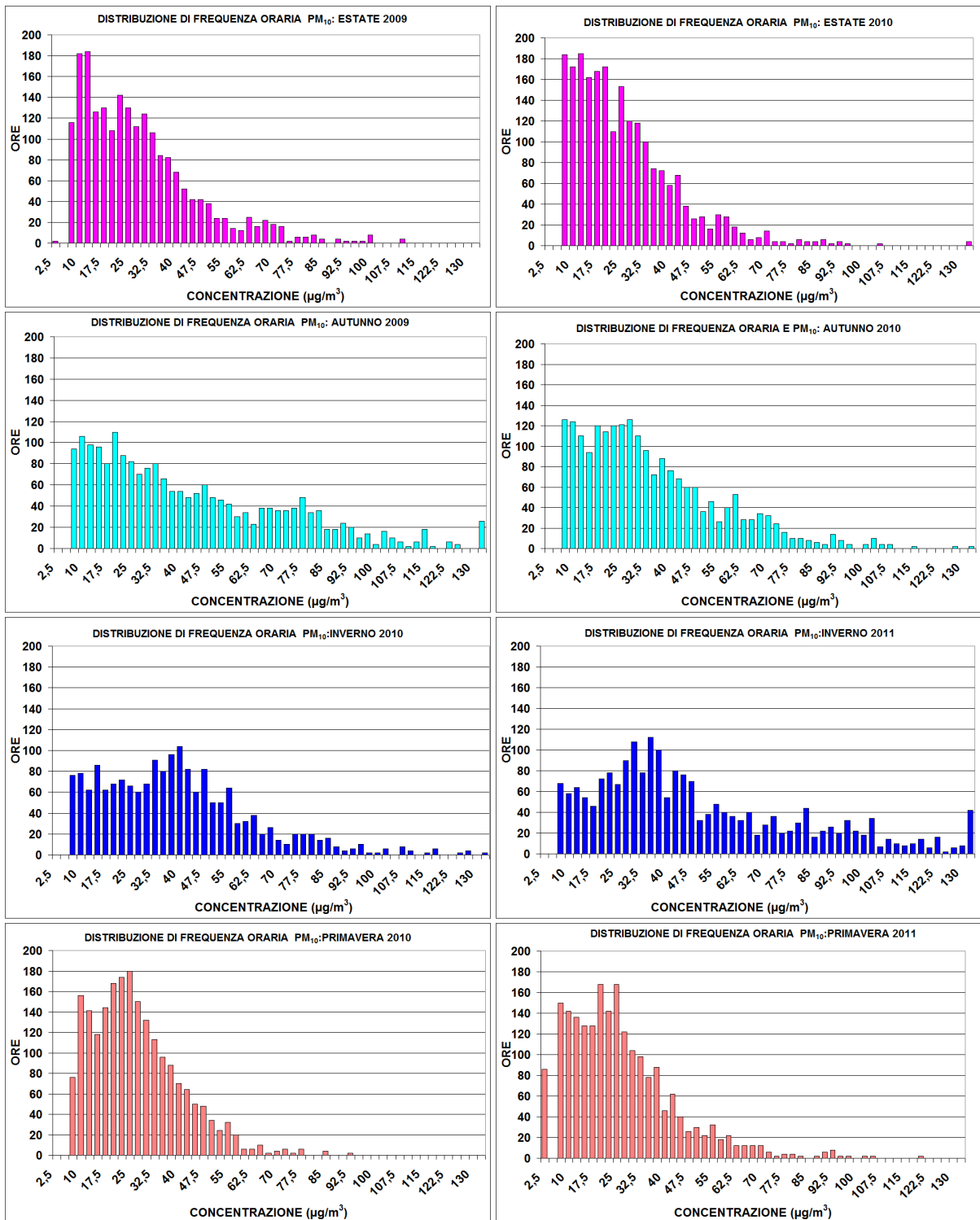


Figura 19 - Distribuzioni di frequenza PM₁₀

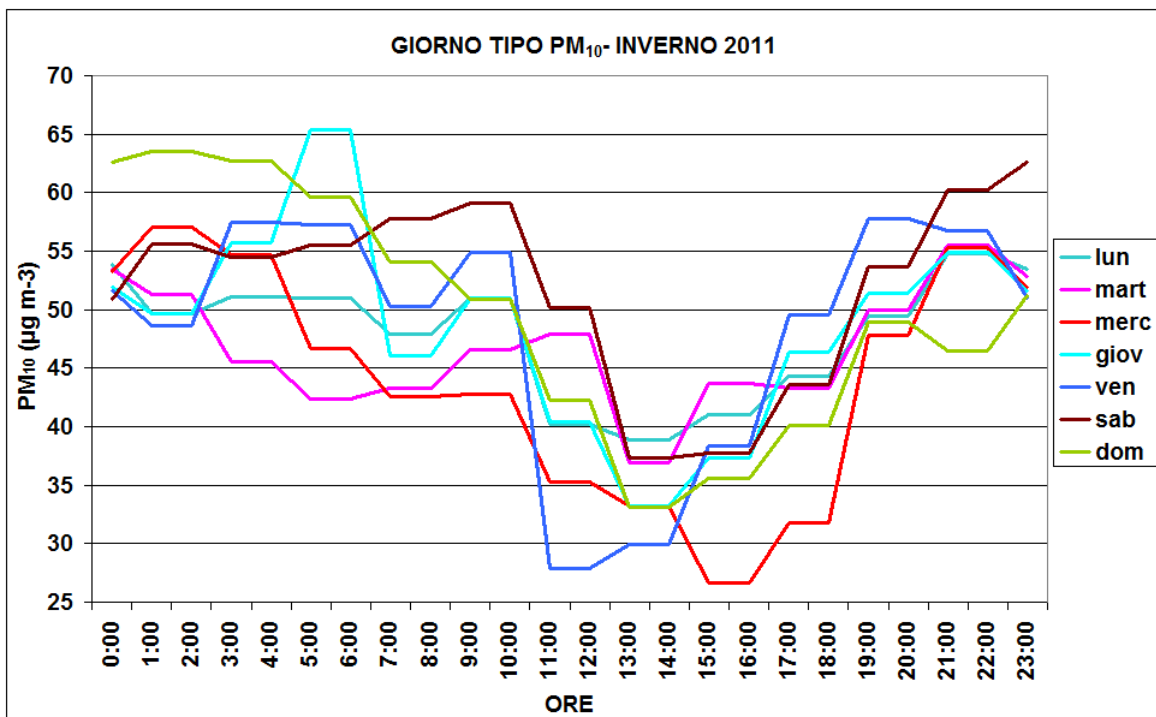
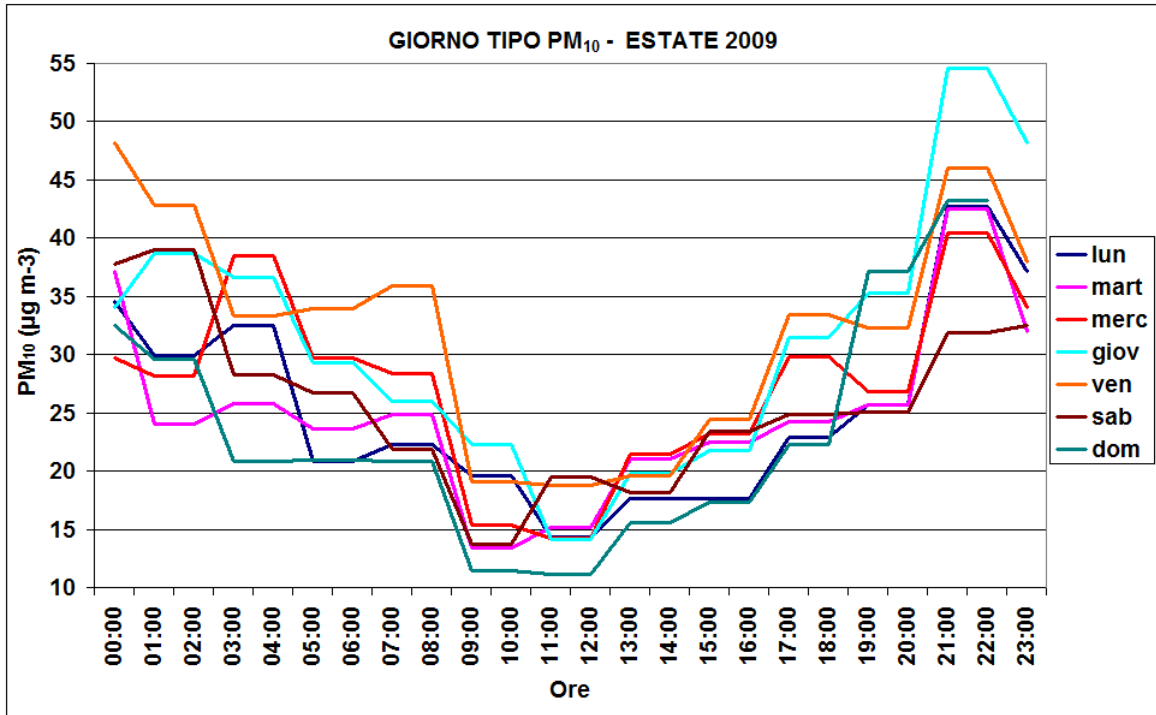


Figura 20 - Andamento del giorno tipo della concentrazione di PM₁₀ estate 2009 e inverno 2011.

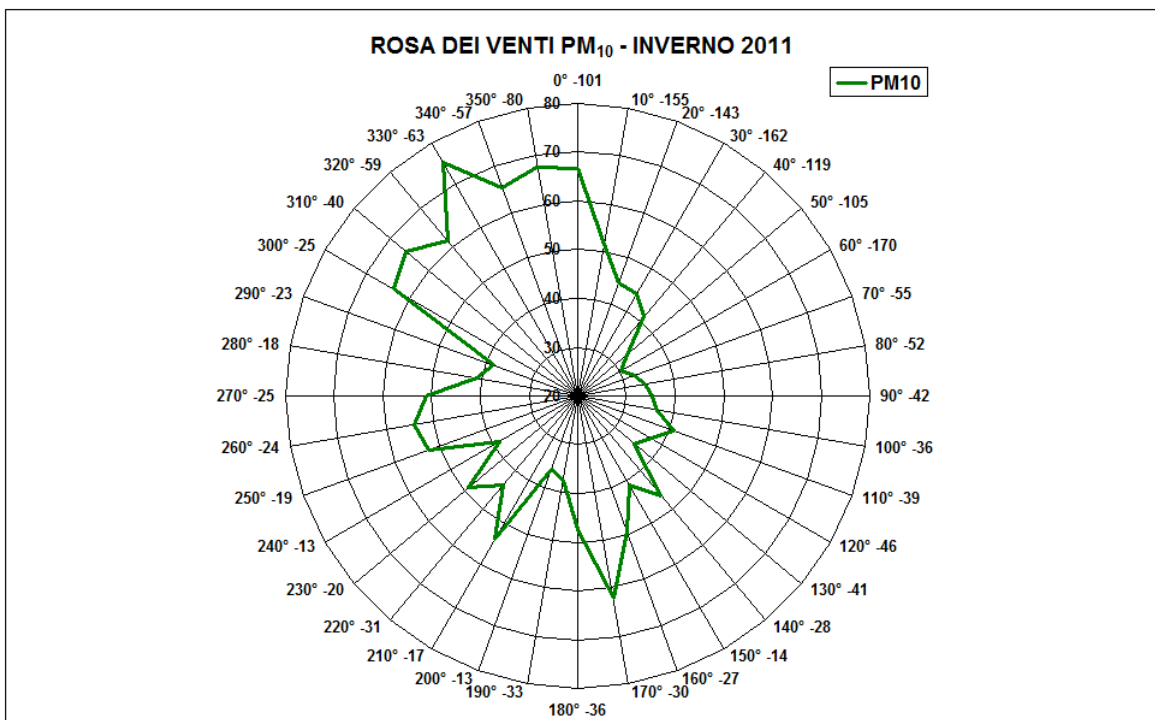
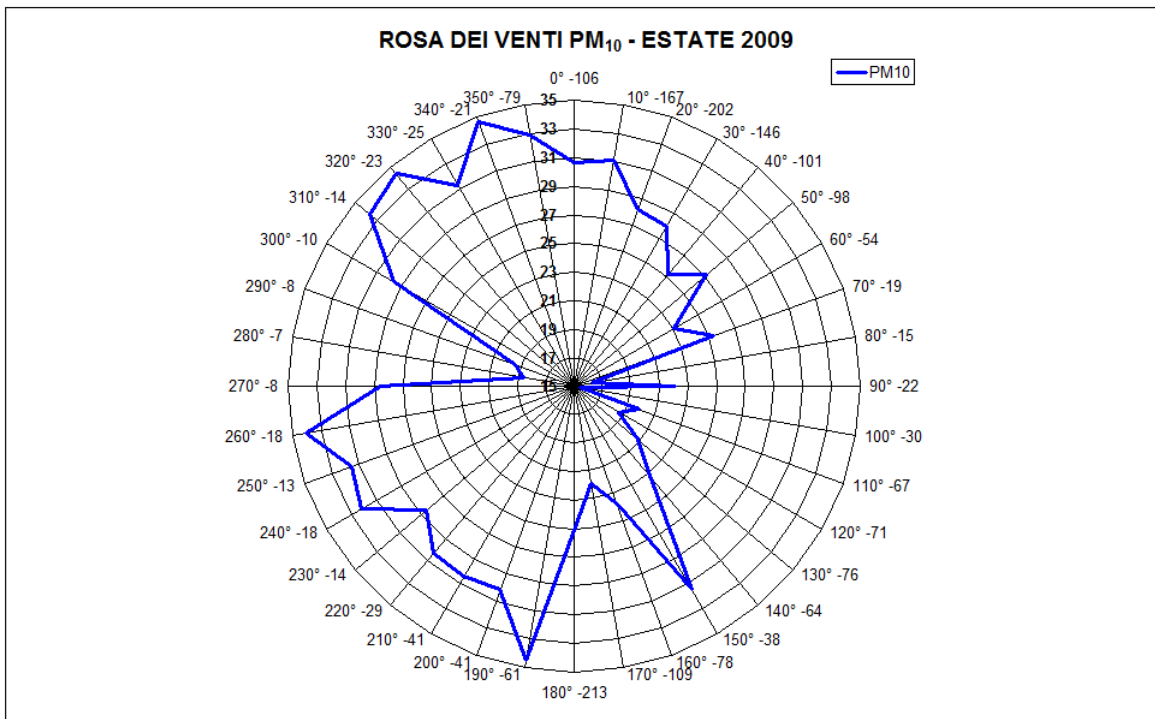


Figura 21 - Andamento della concentrazione media di PM₁₀ in funzione della direzione del vento per l'estate 2009 e l'inverno 2011.

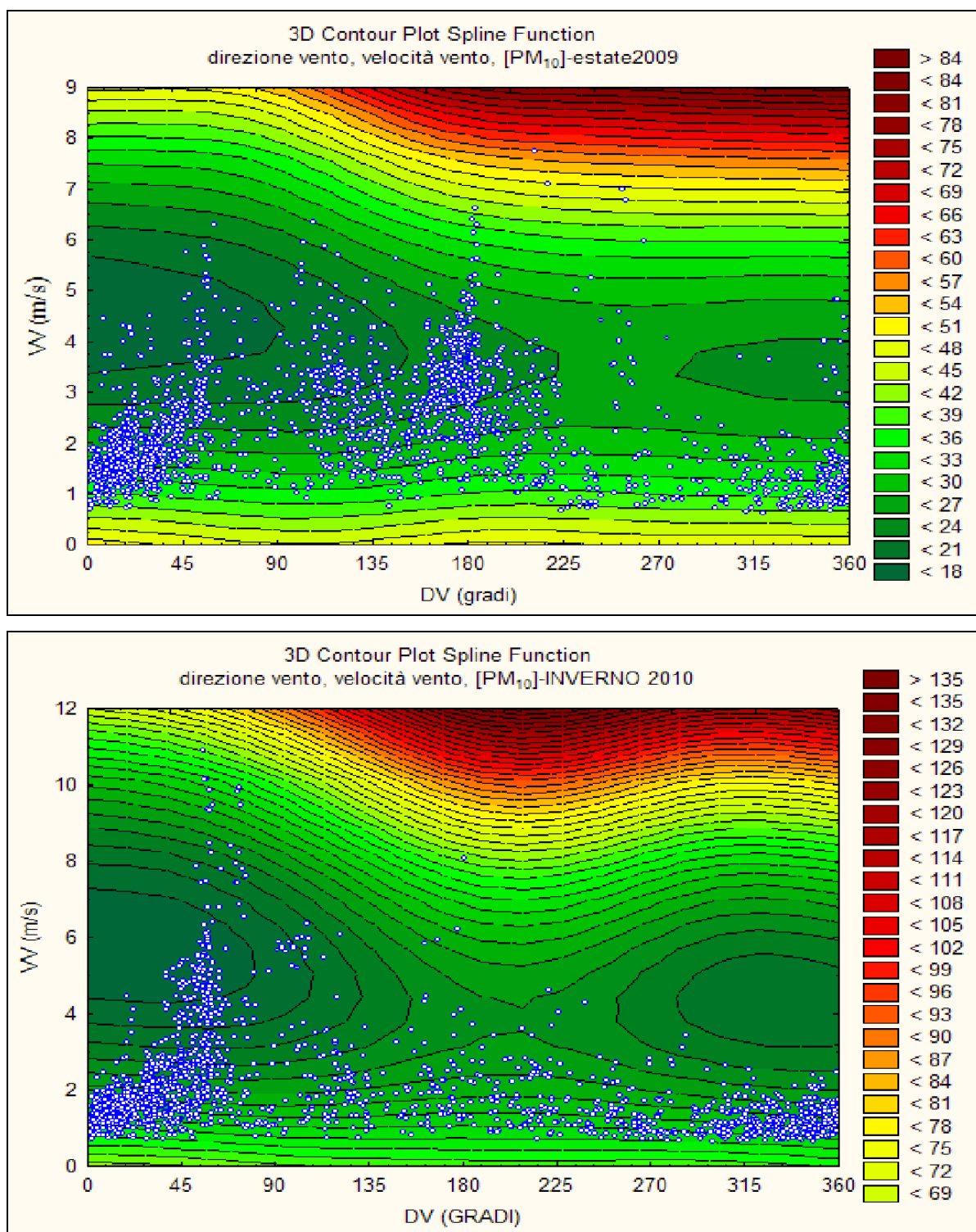


Figura 22 - Concentrazione di PM₁₀ in funzione della direzione e velocità del vento per l'estate 2009 e inverno 2010

Dai grafici di figura 18 relativi all'andamento della "concentrazione media giornaliera" del PM_{10} , nelle otto stagioni, ci accorgiamo che queste hanno un andamento generale simile per entrambi gli anni di monitoraggio. Le concentrazioni da inizio primavera incominciano a calare, assestandosi su trend abbastanza stabili nella stagione estiva; al contrario nel semestre freddo le concentrazioni di PM_{10} crescono notevolmente, come si può notare dai valori delle concentrazioni medie stagionali riportate nei grafici. L'andamento generale che abbiamo appena descritto è dovuto ad una molteplicità di fattori sia meteorologici che antropici [Young K.L, 2002; Johanson C. et al., 2006]. In primis durante il semestre freddo, con il calare della T° , si ha un abbassamento dello strato di rimescolamento (*P.B.L.*), fenomeno che favorisce un accumulo delle particelle inquinanti in una porzione di atmosfera ridotta. Sempre in questo semestre si hanno con maggiore frequenza, rispetto ad altri periodi dell'anno, inversioni termiche. Durante un inversione l'aria è stratificata e il rimescolamento della massa d'aria è inibito verticalmente o perlomeno limitato orizzontalmente. Questo porta le emissioni a livello locale ad accumularsi sempre di più, senza disperdersi, aggravando la situazione di giorno in giorno. Tra i fattori antropici bisogna considerare che nel semestre freddo, le emissioni di PM_{10} sono molto più intense, infatti si fa un uso maggiore degli impianti di riscaldamento domestici, e degli autoveicoli per gli spostamenti.

Una volta immesso in atmosfera il particolato, va incontro a fenomeni che ne limitano la concentrazione in aria, tra cui i principali sono la deposizione secca e umida [Hemond H.F. et al., 2000]. La deposizione secca è il trasferimento diretto sulla superficie terrestre e procede senza l'intervento delle precipitazioni (gravità). La deposizione umida, al contrario, comprende tutti i processi fisici che comportano il trasferimento alla superficie terrestre tramite pioggia, neve o nebbia. Inoltre la permanenza in atmosfera è fortemente condizionata, oltre che dalle precipitazioni e dalle dimensioni della particella, anche dalla natura dei venti [Brasseur G.P. et al., 1999]. Alla luce di queste informazioni è utile confrontare gli andamenti stagionali del PM_{10} con gli andamenti delle precipitazioni e delle velocità del vento (grafici 17 e 11). Per quanto riguarda la relazione con il parametro meteo della piovosità, vediamo che nei giorni 17/09/09, 3/11/09, 23/12/09, 20/2/10, 21/6/10, 5/5/10, 31/7/10, 25/9/10, 18/3/11, 17/2/11 in cui si sono registrati valori di precipitazioni, particolarmente elevati, rispetto alla media stagionale, corrispondono sempre valli di

concentrazione dell'inquinante (grafici 18). Lo stesso nei giorni 6/9/09, 21/12/09, 19/9/2010, 10/3/2010, 5/5/10, 12/4/10, 3/3/2011, in cui si hanno valori della velocità del vento particolarmente elevati (figura 11), si ritrovano nei grafici relativi all'andamento stagionale del PM₁₀, valli che indicano valori di concentrazione bassa. L'analisi delle distribuzioni di frequenza (grafici 19), ci portano a confermare le osservazioni fatte per il PM₁₀, tramite i grafici dell'andamento della concentrazione media giornaliera (grafici 18). Infatti vediamo che le distribuzioni del semestre caldo (primavera-estate), hanno un netto andamento di tipo pseudo gaussiano con spalla destra più marcata. La maggior parte delle ore sono distribuite per valori di concentrazione compresi tra 10-15 µg/m³ per l'estate e di 22 µg/m³ per la primavera. Per il semestre freddo, vediamo invece che le distribuzioni di frequenza tendono ad assumere un andamento molto più schiacciato, e la tipologia di distribuzione pseudo gaussiana è molto meno evidente in questo caso. Si registrano, rispetto il semestre freddo, un numero maggiore di ore per valori di concentrazione alti; anche il picco principale si sposta nell'asse delle concentrazioni verso concentrazioni maggiori (18-27 µg/m³ per l'autunno e 34-40 µg/m³ per l'inverno). Questa differenza osservata tra le distribuzioni del semestre caldo e freddo è dovuta all'abbassarsi dello strato di rimescolamento, con il diminuire delle temperature.

Prendiamo poi in considerazione i grafici relativi al giorno tipo stagionale (grafici 20), in quanto sono utili per comprendere come varia la concentrazione del PM₁₀ nell'arco delle 24 ore. Vediamo che le concentrazioni incominciano a crescere verso le ore 15.00-16.00 del pomeriggio, aumentando durante tutta la notte, e portandosi così a valori massimi verso le ore 00.00-01.00. Successivamente le concentrazioni tendono a scendere fino alle ore 13.00-14.00, in cui si rilevano i valori minimi. Essendo il PM₁₀ nell'area di Tessera fondamentalmente di origine antropica, il trend di questo inquinante dovrebbe aumentare nelle ore diurne, a maggiore emissione, e diminuire durante la notte. L'andamento quindi che andiamo osservare, nei grafici, deve essere dovuto fondamentalmente al variare del *P.B.L.* durante l'arco della giornata a causa del diminuire della temperatura nelle 24 ore. Le stesse osservazioni sul trend giornaliero e stagionale del PM₁₀, sono state fatte in altri studi svolti in regioni differenti, rispetto a quello da noi presa in considerazione [Gomisčěk B. et al., 2004; Kalabokos P.D. et al., 2010; Qu W. J. et al., 2010]. L'andamento dei grafici del giorno tipo del semestre freddo (autunno-inverno), rispetto a quello osservato nei grafici del semestre caldo (primavera estate) risulta meno accentuato,

in pratica molto più schiacciato e con la valle meno evidente. Questo è dovuto a causa dell'abbassarsi del *P.B.L.*, con il diminuire delle T nelle stagioni autunnali e invernali, fenomeno che porta come conseguenza una minor possibilità di dispersione degli inquinanti rispetto alle stagioni più calde (estate-primavera) [Pernigotti D. et al., 2007]. Il fatto che il PM_{10} si fondamentale di origine antropica, e legato in particolare al traffico veicolare, lo si vede dal fatto che nei giorni del week-end di quasi tutte le stagioni i valori di concentrazione sono nettamente più bassi.

Il passo successivo è l'analisi delle "rose dei venti stagionali" (grafici 21). Osservando i grafici vediamo che le concentrazioni maggiori, si rilevano, con venti che soffiano principalmente dai quadranti 110° - 180° (SE-S), 200° - 270° (SSW-W) e 300° - 30° (WNW-NNE).

Per la componente 300° - 30° , l'influenza maggiore sulle concentrazioni registrate, è quella della strada statale Triestina, posta in direzione NW-N rispetto alla centralina di rilevamento. Questa è una strada ad elevato traffico veicolare, con transito anche di mezzi pesanti; camion e auto emettono PM_{10} dai processi di combustione, dall'usura dei pneumatici e del manto stradale e per risospensione di particolato precedentemente depositatosi.

La componente 200° - 270° (SSW-W), molto probabilmente è influenzata da una molteplicità di sorgenti; tra queste sicuramente hanno maggiore influenza le aree urbane di Mestre, Campalto e Marghera, con l'intenso traffico veicolare ad esse connesso, e l'utilizzo degli impianti domestici di riscaldamento. Possono avere una certa importanza anche gli impianti d'incenerimento, le centrali termoelettriche dell'area industriale di Marghera, e maggiormente nelle vicinanze lo scalo per i taxi di trasporto passeggeri presente a SW.

La componente 110° - 180° (SE-SSE) può derivare dalle emissioni di Venezia, dell'isola di Murano e del suo comparto del vetro e dai comuni posti in quella direzione. Questa direzione potrebbe essere influenzata anche dalla sorgente aeroporto, in quanto proprio a SE inizia la pista di atterraggio degli aerei. Vista la vicinanza al mare, in questo caso anche lo spray marino, sollevato dall'infrangere delle onde e dal vento, potrebbe avere una certa influenza nei risultati ottenuti.

Osservando i grafici 3D di figura 22 ottenuti fittando con una funzione Spline la direzione del vento (DV), la velocità del vento e la concentrazione oraria di PM_{10} , ci accorgiamo fondamentale che in tutti e due gli anni, le concentrazioni tendono a

diminuire con l'aumentare della velocità del vento. Questo è indice di un inquinamento diffuso nell'area di studio. Questa analisi si ricollega con quanto visto per i grafici del giorno tipo (grafici 18), in cui l'influenza principale all'andamento giornaliero è data dal variare dei parametri meteo nelle 24 ore (*P.B.L.* influenzato dalla T) e non dal variare delle emissioni di sorgenti puntuali.

4.2.2 CONFRONTI CONCENTRAZIONI NORMATIVA

In tabella 2 sono confrontate le concentrazioni delle medie giornaliere di PM₁₀ rilevate durante i due anni di monitoraggio presi in considerazione, con i relativi limiti di legge. Essendo il periodo di campionamento, preso in considerazione per la tesi, compreso in tre anni, nello specifico dal 21 giugno 2009 a 20 giugno 2011, non è possibile prendere in considerazione tre anni civili interi. Quindi si farà riferimento, per il confronto con i limiti di legge, quando si richiede come periodo di integrazione “l'anno civile”, al solo 2010.

PM ₁₀	Periodo di integrazione	Valore limite	Superamenti	Valore massimo rivelato
Valor limite giornaliero per la protezione della salute umana	24 ore	50 µg m ⁻³ da non superare più di 35 volte per un anno civile	49 superamenti nel 2009/2010 41 superamenti nel 2010/2011	103,22 µg m ⁻³ nel 2009/2010 134,64 µg m ⁻³ nel 2010/2011
Valore limite annuale per la protezione della salute umana	Anno civile	40 µg m ⁻³	30,24 µg m ⁻³ nel 2010	

Tabella 2 - Confronto fra le concentrazioni massime di PM₁₀ rivelate durante i due anni di monitoraggio e i relativi limiti di legge

Osservando la tabella si vede che nei due anni di campionamento presi in considerazione per la tesi si sono registrati svariati superamenti, per lo più concentrati nei mesi del semestre freddo, tra novembre e dicembre per il primo anno (2009/2010) e nei mesi di febbraio-marzo per il secondo anno (2010/2011). Per quando riguarda il “valore limite annuale per la protezione della salute umana” non c'è stato superamento nell'anno 2010.

4.3 SO_x – OSSIDI DELLO ZOLFO

Gli Ossidi di zolfo (SO_x) sono composti dello zolfo e di ossigeno. Gli ossidi di zolfo più comuni in atmosfera sono il Biossido di Zolfo (SO₂) e l'Anidride Solforica (SO₃), indicati generalmente con il termine SO_x [www.arpalazio.it, 2012; A.P.A.T., 2004]. L'anidride solforica è un composto corrosivo che reagendo con acqua produce acido solforico, essendo la sua anidride. Il triossido di zolfo gassoso presente nell'atmosfera rappresenta una delle cause primarie delle piogge acide (equazione n°3). L'SO₂ è un gas incolore, non infiammabile e non esplosivo, dall'odore soffocante, estremamente solubile in acqua ed è circa due volte più denso dell'aria. A temperature inferiori a -10° è presente allo stato liquido. Reagisce con l'O₂ formando SO₃, e per successiva umidificazione H₂SO₄. Il Biossido di Zolfo è la forma, tra gli ossidi dello zolfo, predominante nella bassa atmosfera [Hasenberg L., 2008; www.arpalazio.it, 2012; Budovaril S., 1996] ed è attualmente considerato uno dei maggiori inquinanti primari atmosferici. Tende a dissolversi rapidamente nell'acqua presente nell'atmosfera, ed è convertito in aerosol acido, il quale viene rimosso principalmente tramite deposizione umida [W.B.G., 1998; Fantinato A., 2008]. Le sorgenti naturali di SO₂, includono Vulcani, il degrado della materia organica; questi anche se eventi rari o comunque localizzati possono essere delle sorgenti rilevanti [W.B.G., 1998; Alberta environnement, 2003]. A livello globale, le emissioni antropogeniche, danno un contributo significativo alle emissioni complessive di SO₂ in atmosfera [I.A.R.C., 1992]. La maggior parte di queste derivano dalle reazioni di ossidazione che si hanno nella combustione di materiali in cui sia presente zolfo, ad esempio gasolio, nafta, carbone e legna; questi sono stati utilizzati in misura consistente sino a qualche anno fa per la produzione di calore, attualmente invece il combustibile maggiormente utilizzato per il riscaldamento domestico è il metano [W.B.G., 1998; Alberta Environment, 2003; www.arpalazio.it, 2012]. Altre sorgenti comprendono i processi di raffinazione del petrolio e i processi di fusione dei minerali ricchi in zolfo e le emissioni di centrali di produzione di energia elettrica. Sorgenti meno importanti, includono svariati processi di produzione di sostanze chimiche, la lavorazione dei metalli, e le emissioni che derivano dal traffico veicolare [A.T.S.D.R., 1998].

Effetti sulla salute e sull'ambiente

Per quanto riguarda gli effetti sanitari indotti dall' SO_2 , la via di esposizione principale è costituita dall'inalazione.

Visto il suo alto grado di solubilità in acqua il biossido di zolfo viene assorbito velocemente dalle mucose del naso, della faringe e delle prime vie respiratorie; solo una minima frazione riesce a raggiungere direttamente i polmoni [Longo V. 2011]. Dalle vie respiratorie l' SO_2 passa poi nel circolo sanguigno. L'escrezione avviene soprattutto per via urinaria dopo biotrasformazione a solfato nel fegato [Ferrari L. and Salisbury J., 1999; U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES, 1998]. La sua alta reattività lo rende un composto estremamente irritante. E' stato riscontrato un effetto sinergico con le polveri sospese per la capacità che queste hanno di veicolare gli inquinanti nelle zone più profonde dell'apparato respiratorio.

L'esposizione all' SO_2 induce l'inturgidimento delle mucose sulle pareti delle vie respiratorie, con conseguente aumento della resistenza al passaggio dell'aria ed aumento della secrezione di muco.

A basse concentrazioni gli effetti del biossido di zolfo sono principalmente legati a patologie dell'apparato respiratorio come bronchiti, asma e tracheiti e ad irritazioni della pelle, degli occhi e delle mucose. [Longo V., 2011; U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES, 1998].

Alte concentrazioni di SO_2 possono indurre effetti gravi quali bronco costrizione, bronchite, tracheite, broncospasmo e/o dispnea negli asmatici, e eventualmente morte. Un fenomeno noto è anche quello dell'irritazione agli occhi. L'esposizione a lungo termine determina l'aggravamento delle malattie respiratorie come bronchiti croniche, asma, enfisema, nonché alterazioni della funzionalità polmonare [Longo V., 2011; U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES, 1998].

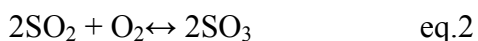
Le emissioni di Ossidi di Zolfo possono causare effetti negativi anche sulla vegetazione, includendo quindi anche foreste e zone agricole. L'azione principale che si riscontra ai danni dell'ambiente, consiste nell'acidificazione delle precipitazioni, con la successiva compromissione dell'equilibrio degli ecosistemi colpiti. Il biossido di zolfo a basse concentrazioni può provocare un rallentamento nella crescita delle piante, mentre ad alte concentrazione la morte, per alterazione della fisiologia cellulare [www.arpalazio.it, 2012]. Nelle foglie il biossido di zolfo

viene trasformato in acido solforoso e solfiti, da questi per ossidazione si generano i solfati (la forma in cui lo zolfo viene metabolizzato nelle piante). Quando il livello di anidride solforosa nell'aria diviene troppo elevato, si ha di conseguenza un accumulo dei solfiti non metabolizzati dalla pianta; appena si ha una concentrazione troppo elevata, questi causano la distruzione della clorofilla, e di conseguenza il collasso delle cellule e la necrosi dei tessuti [www.arpalazio, 2012; Munari E.D et al., 2004; www.minambiente.it, 2012]. Le foglie in questi casi presentano fra i margini e le nervature delle aree irregolari di colore bianco, giallo o marrone, che presentano necrosi [Fantinato A. 2007; www.arpalazio.it, 2012]. Questi effetti aumentano quando vi è la presenza di un'umidità elevata, alte temperature, alta intensa luminosità ed anche nel caso in cui le piante siano indebolite dall'età avanzata. L'effetto di un'esposizione prolungata nel tempo a concentrazioni di anidride solforosa incapaci di causare sintomi evidenti (acuti) è più difficile da rilevare; esposizioni basse e per lunghi periodi portano ad una serie di alterazioni fisiologiche fra le quali la riduzione della crescita e della riproduzione e la senescenza anticipata. L'effetto sulle piante è particolarmente accentuato quando l'anidride solforosa si trova in presenza di ozono. Le precipitazioni atmosferiche possono limitare l'accumulo dei composti dello zolfo nell'aria, minimizzando di conseguenza gli eventuali effetti sanitari, anche se di conseguenza danno un incremento di danni al suolo per piogge acide.

Meccanismi di formazione

Il tempo di permanenza medio in atmosfera dell' SO_2 è di circa 10 giorni [I.A.R.C., 1992]. Qui viene convertito principalmente in acido solforico o sali solfato, come il "solfato d'ammonio" $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ e "l'ammonio idrogeno solforato" NH_4HSO_4 con formazione di aerosol e di conseguenza particolato fine. In atmosfera il biossido di zolfo può essere trasformato in triossido di zolfo (SO_3) per via fotochimica o catalitica [Bufalini M., 1971; Radojevic M., 1992]. Le reazioni di ossidazione coinvolgono generalmente reazioni in fase omogenea (liquida e gassosa) e reazioni in fase eterogenea (su particelle solide) ed è rimosso dall'atmosfera tramite le precipitazioni e deposizione secca sulle superfici, principalmente come acido solforico. Diversi fattori come temperatura, umidità, intensità della radiazione solare, trasporto atmosferico e presenza di particelle, possono influenzare le reazioni chimiche del biossido di zolfo, e di conseguenza il suo destino finale. La formazione

degli SO_x può essere rappresentata principalmente dalle seguenti reazioni di equilibrio (equazioni n°1-2):



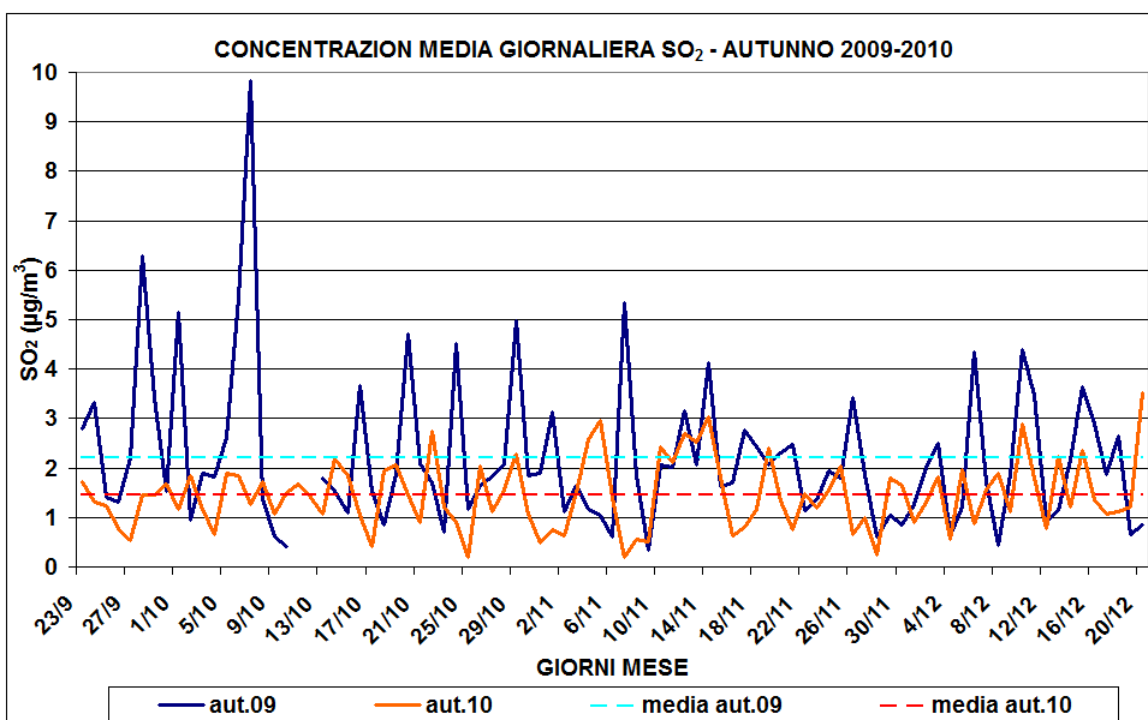
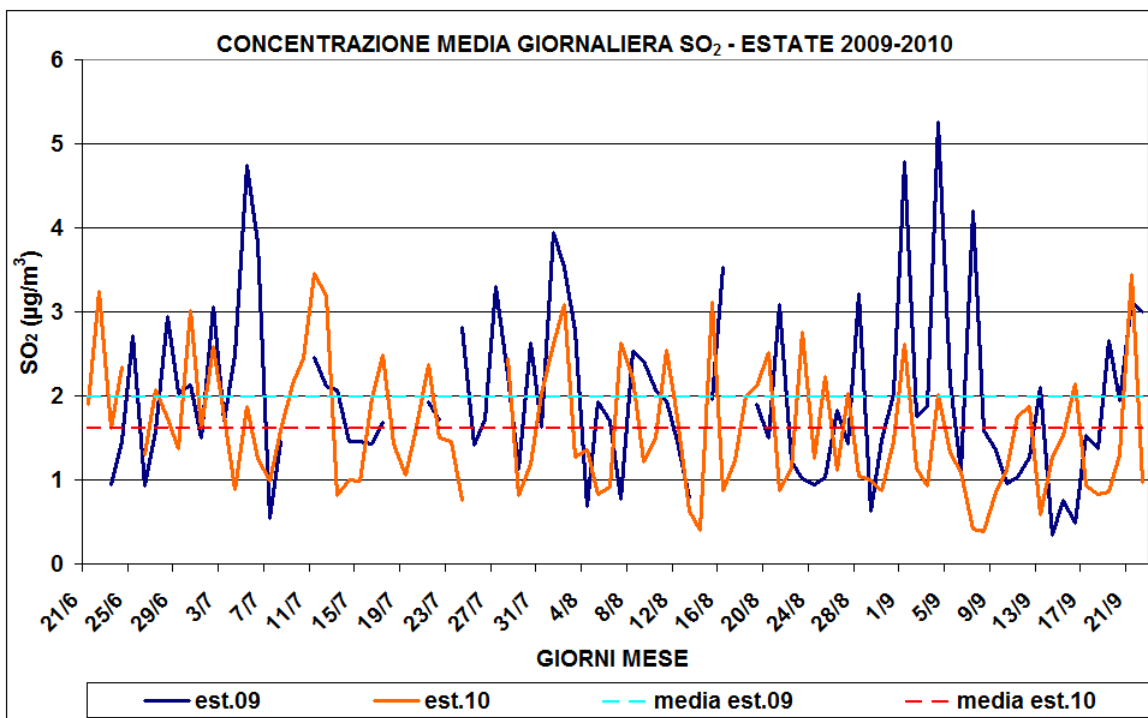
La quantità di SO₃ che si viene a produrre è generalmente modesta rispetto a quella di SO₂, visto che la seconda delle due reazioni ha una cinetica più lenta della precedente. Oltre a ciò, l'SO₃ gassosa può essere presente in aria solo se la concentrazione di vapor d'acqua è bassa. In caso contrario, accade infatti che l'SO₃, combinandosi col vapor d'acqua, porta alla formazione di goccioline di acido solforico, secondo la seguente reazione[www.arpalazio.it, 2012]:



Anche per questo motivo è più probabile rilevare in atmosfera, ricca di vapore acqueo, H₂SO₄ che SO₃. Bisogna tenere in considerazione, che le concentrazioni di acido solforico in atmosfera, non sono determinate solo dalla produzione primaria di SO₃; infatti, una volta nell'atmosfera, l'SO₂ è parzialmente convertita in SO₃ e quindi in H₂SO₄ da processi fotolitici e catalitici [www.arpalazio.it, 2012]. Di notte, in condizioni di maggiore umidità, l'SO₂ viene assorbito dalle goccioline di acqua alcalina presenti in atmosfera e reagisce con esse, con successiva genesi di solfati, tra cui il solfato di ammonio e il solfato di calcio.

4.3.1 ANALISI DEI DATI

Il biossido di zolfo è ritenuto uno dei principali inquinanti atmosferici, vista la sua pericolosità per la salute dell'uomo e la vegetazione, e anche perché uno dei primi composti a manifestare a livello storico effetti sull'uomo e sull'ambiente; ultimamente la sua significatività si è sensibilmente ridotta grazie agli interventi di metanizzazione che hanno interessato sia impianti di riscaldamento domestico che processi di combustione industriale. In questa sezione della tesi verranno analizzati gli elaborati grafici relativi all'andamento stagionale e giornaliero del biossido di zolfo nella nostra area di studio, cercando di fare emergere le sue relazioni con gli altri inquinanti monitorati e in particolare le sue relazioni con i parametri meteo monitorati nei due anni.



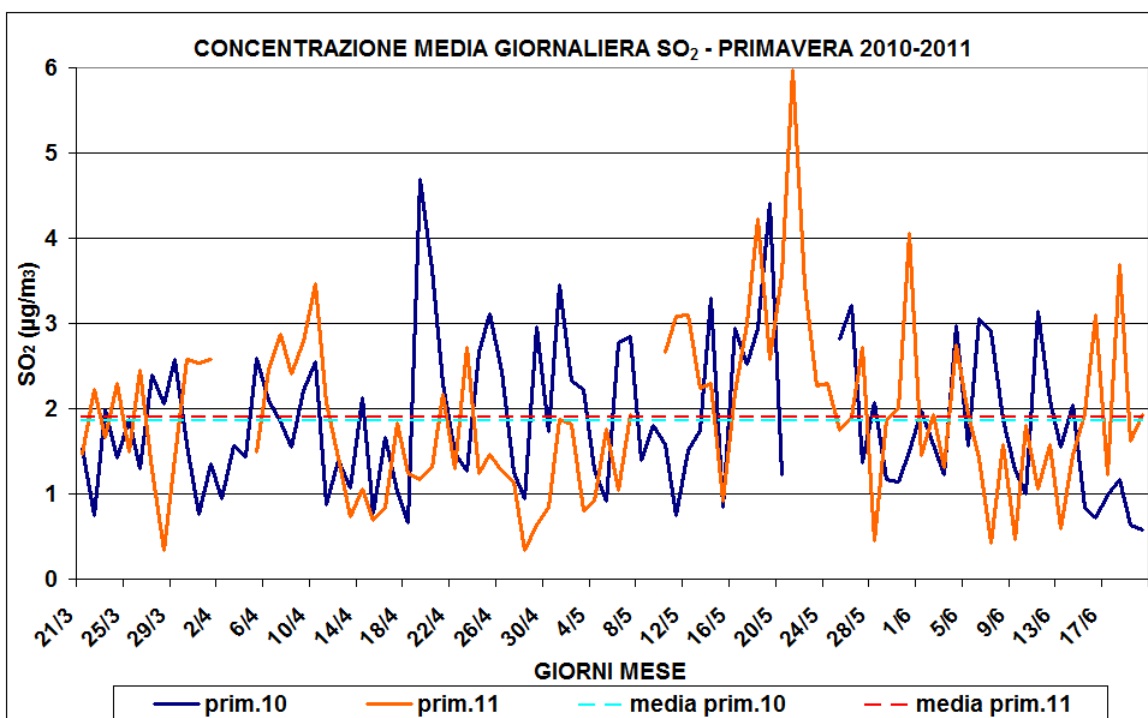
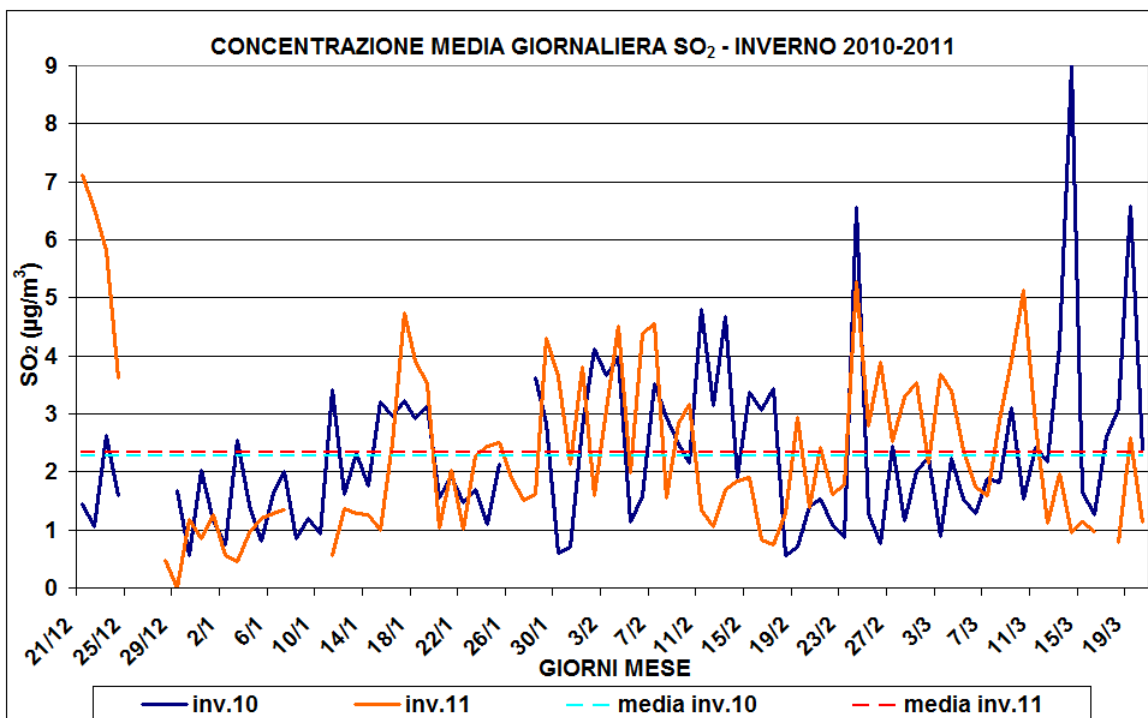


Figura 23 - Grafici concentrazione media giornaliera SO₂

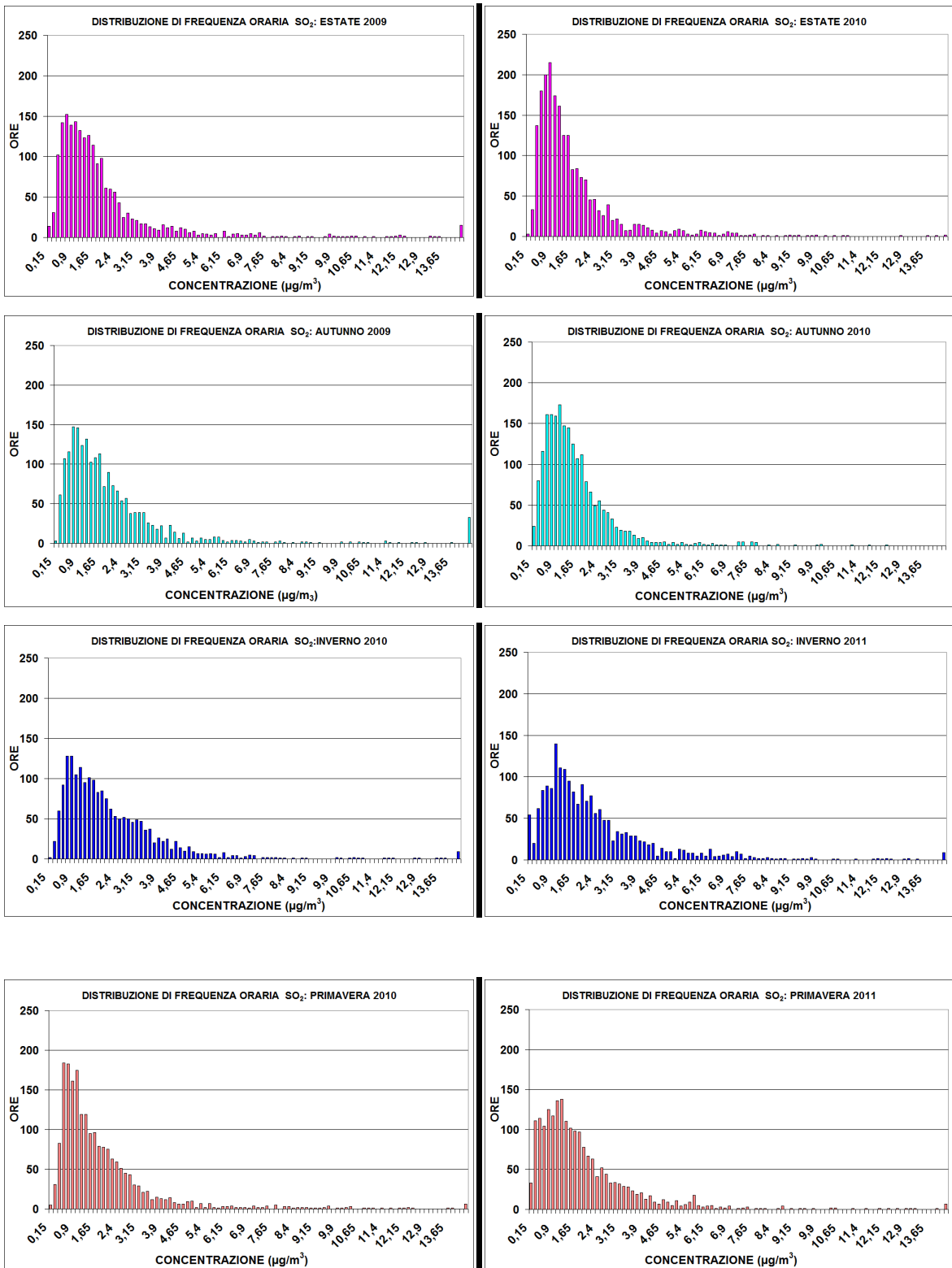


Figura 24 - Distribuzioni di frequenza SO₂

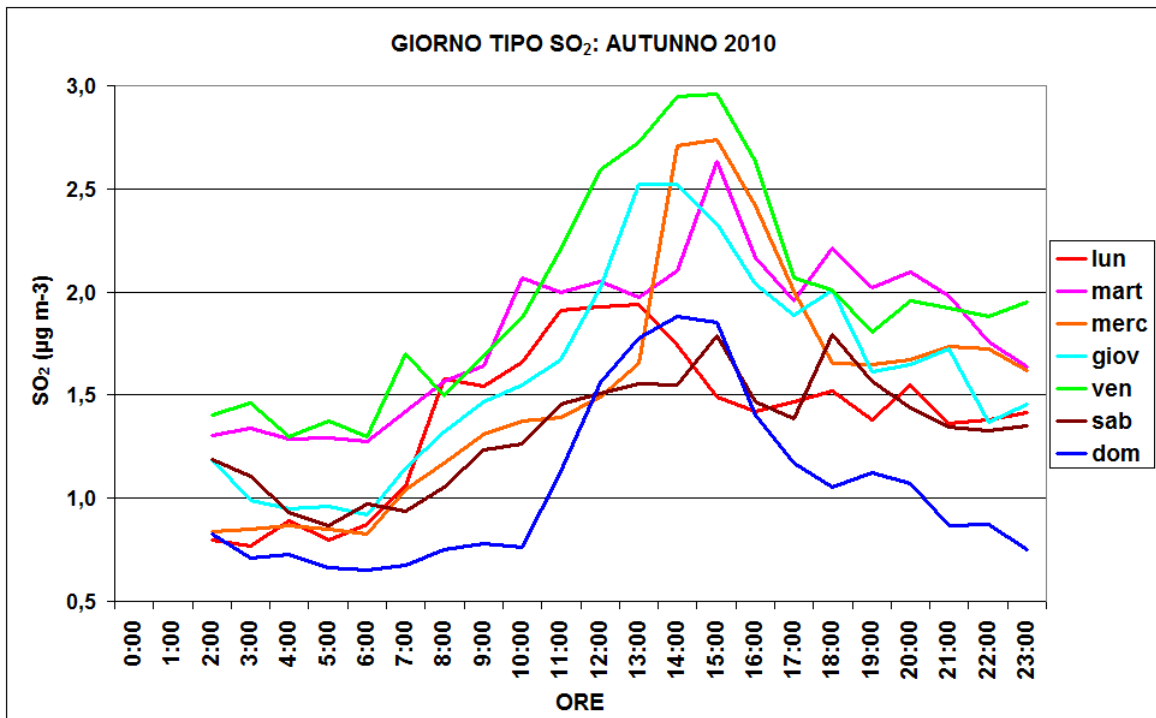
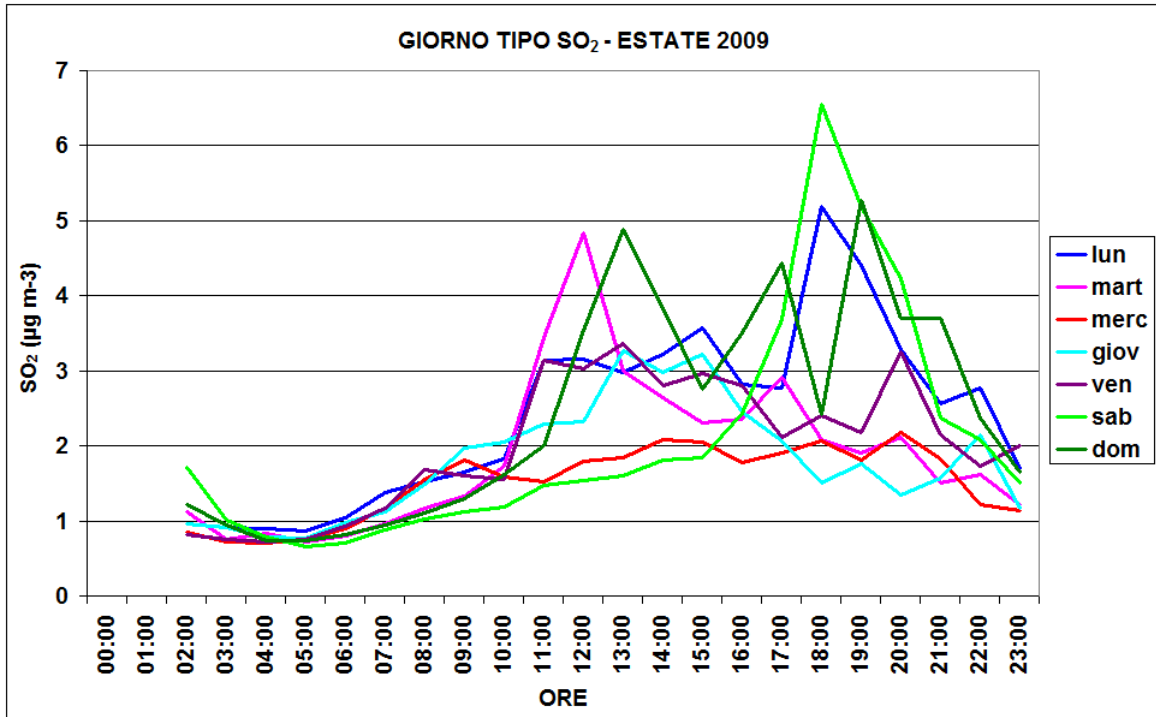


Figura 25 - Andamento del giorno tipo della concentrazione di SO₂.

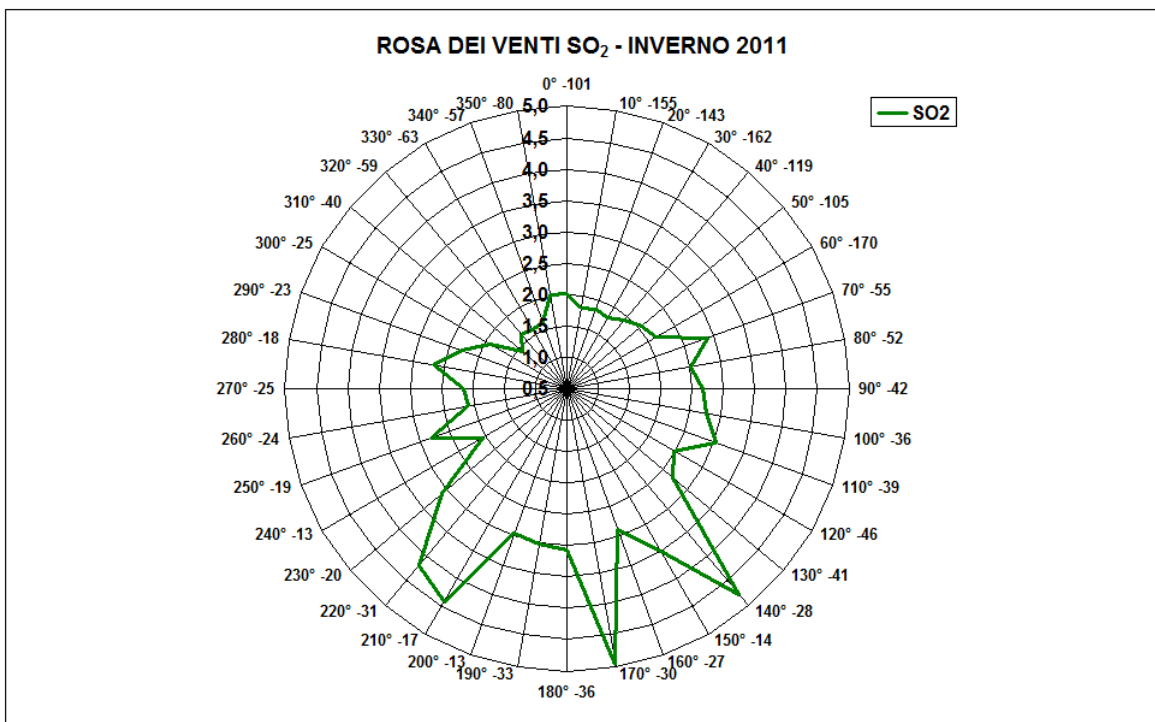
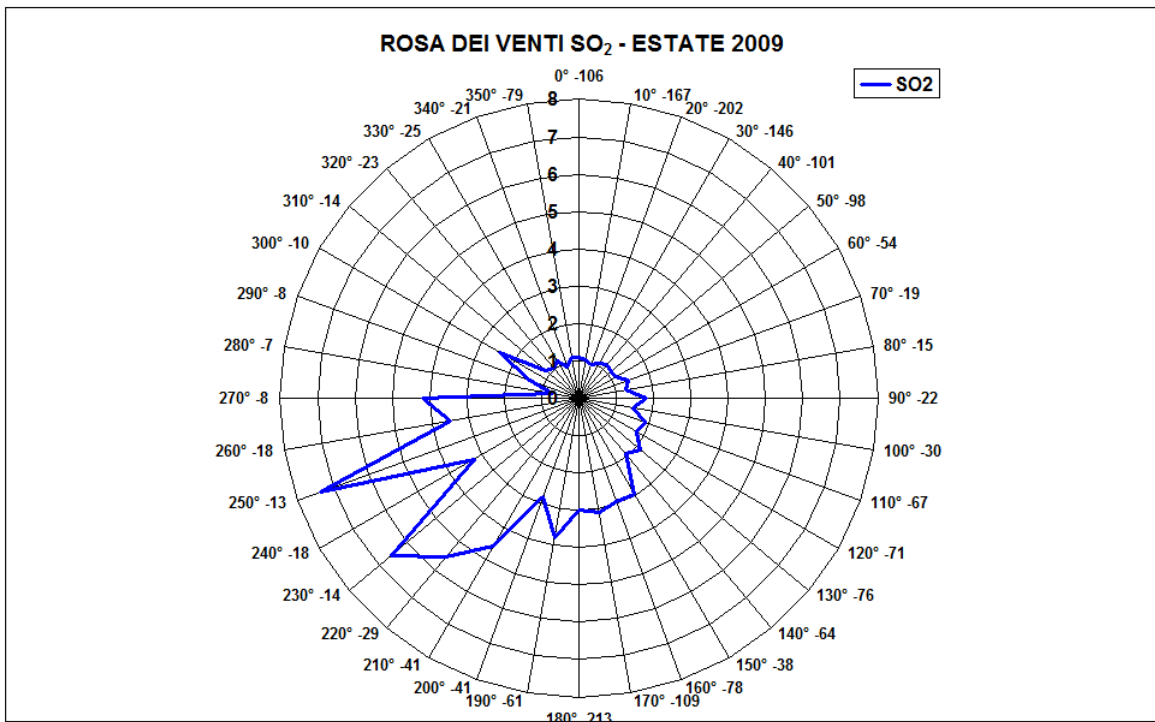


Figura 26 - Andamento della concentrazione media di SO₂ in funzione della direzione del vento per l'estate 2009 e l'inverno 2011

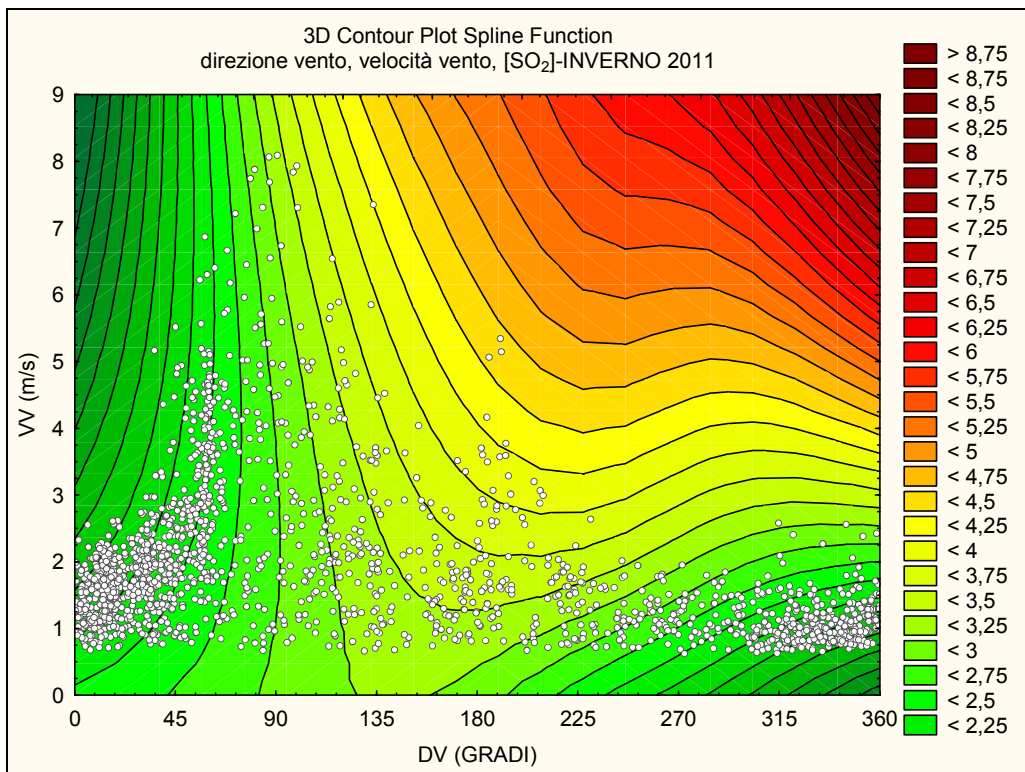
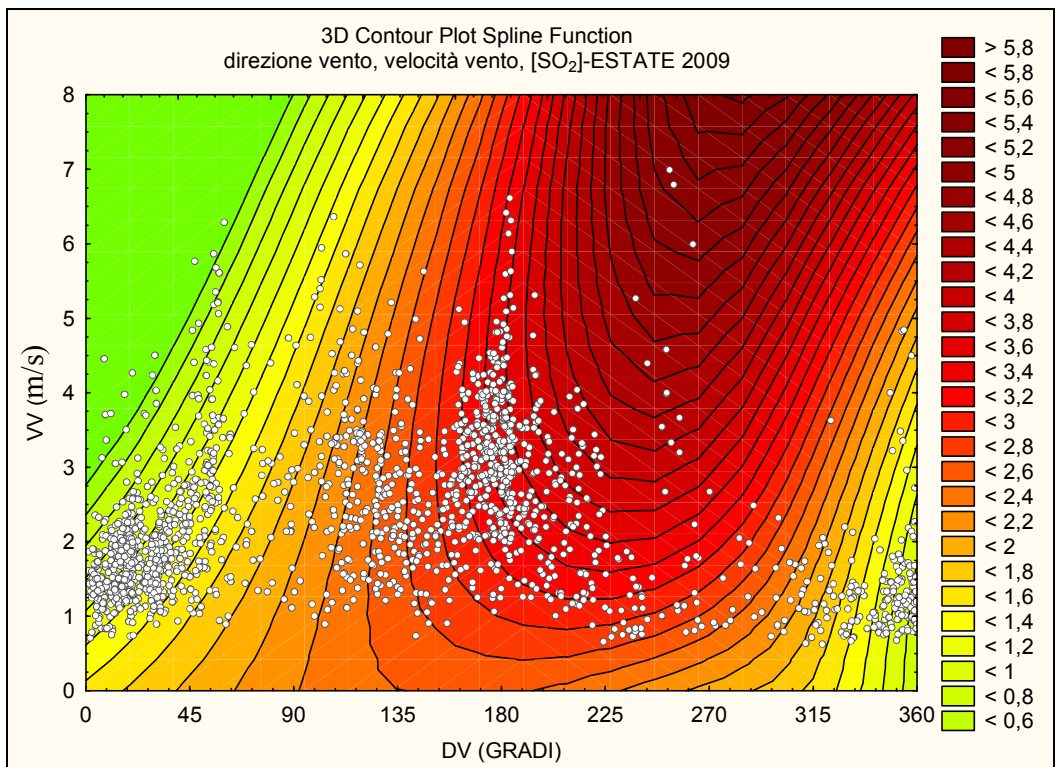


Figura 27 - Concentrazione di SO₂ in funzione della direzione e velocità del vento per l'estate 2009 e inverno 2011

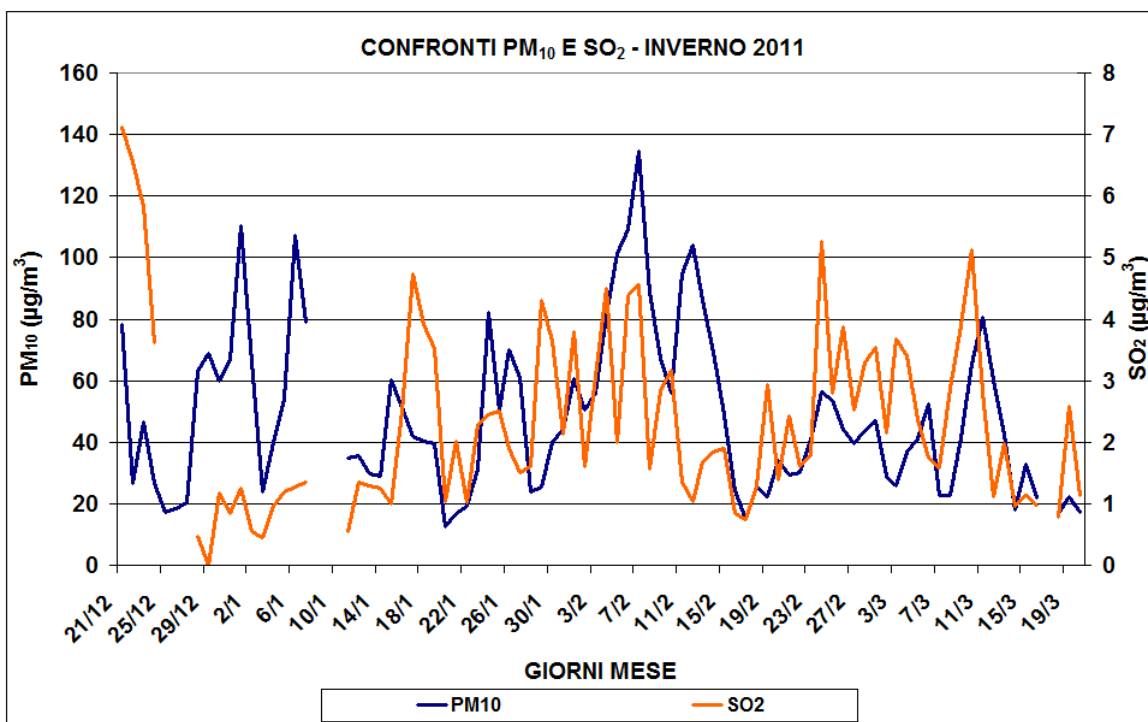
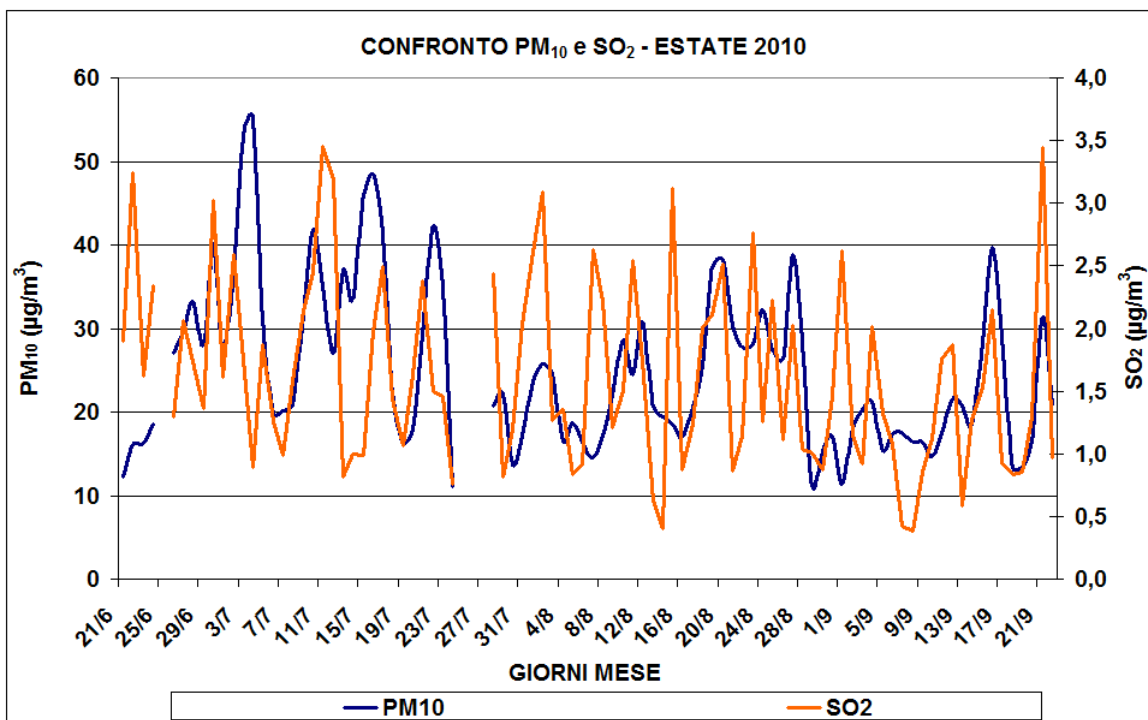


Figura 28 - Grafici di confronto tra l'andamento stagionale del PM₁₀ e dell'SO₂

Dai grafici di figura 23, relativi agli andamenti stagionali dell' SO_2 , e dai valori medi stagionali (riportati in grafico) vediamo che il biossido di zolfo, in entrambi gli anni di studio, mostra concentrazioni massime nella stagione fredda e minime nella stagione estiva. Questo trend rilevato per la nostra area, si è riscontrato anche in altri studi, in particolare in quelli di **G.S Reynor et al. 1974; Day, Malm, and Kreidenweis, 1997; Baumgardner, Isil, Bowser, and Fitzgerald 1999.**

Confrontando ogni stagione con la corrispondente dell'anno successivo, non si riscontrano evidenti differenze nell'andamento generale, e anche i valori della concentrazione media stagionale sono relativamente simili per tutte le stagioni tranne che per i due autunni.

Nella stagione Invernale si vanno a registrare concentrazioni più elevate di SO_2 , sia per l'aumento generale delle emissioni legate al traffico veicolare e ai riscaldamenti domestici, sia per l'abbassarsi nella stagione fredda dello strato di rimescolamento atmosferico.

Considerando l'elevata solubilità in acqua del biossido di zolfo, è utile andare a valutare qualitativamente, tramite il confronto tra i grafici di figura 23 e quelli relativi alle precipitazioni medie stagionali (figura 17), l'influenza sulle concentrazioni dell' SO_2 della deposizione umida. Vediamo che in corrispondenza dei giorni in cui si registrano alti valori di precipitazioni, 30/07/10, 17/09/09, 11/10/09, 3/11/09, 25/09/2010, 23/12/09, 20/02/2010, 18/02/11, 17/03/11, 5/05/10, 21/06/10, si ritrovano valli particolarmente evidenti per la concentrazione di SO_2 [**Candice K. et al., 2006; Pio C. A. and Feliciano M. S., 1996**]. Un'ulteriore probabile relazione la si coglie dal confronto dei grafici relativi all'andamento della concentrazione media giornaliera dell' SO_2 (fig.23) e quelli del PM_{10} (fig.18). La presenza di particolato in atmosfera non è dovuta solo a sorgenti di emissione primaria, ma anche a processi di genesi secondaria, che si sviluppano in atmosfera per la presenza di gas e inquinanti precursori. Le reazioni chimico-fisiche che determinano l'origine del particolato secondario vanno a coinvolgere specie condensabili come l'acido nitrico e l'acido solforico, presenti in atmosfera in fase gassosa, che tendono poi a reagire con composti basici come l' NH_3 , producendo sali come il nitrato e il solfato d'ammonio. L'acido solforico in atmosfera si origina dall'ossidazione dell' SO_2 in SO_3 , che reagendo con il vapore acqueo porta alla formazione di acido solforico. Quindi come si evidenzia dai grafici di confronto di figura 28, si vede che quasi ad ogni picco e valle di SO_2 corrispondono picchi e valli di PM_{10} . E' probabile che queste

corrispondenze siano dovute all'influenza del biossido di zolfo nella formazione di particolato secondario, si deve tuttavia considerare che queste potrebbero essere dovute anche al fatto che questi due inquinanti sono emessi dalle stesse sorgenti emissive (traffico, riscaldamenti), quindi è normale che quando uno aumenta, cresca anche l'altro. Può esserci anche l'influenza in quanto appena esposto, dell'insistere nell'area delle stesse condizioni meteo per i due inquinanti.

Osservando le distribuzioni di frequenza (fig.24), andiamo a verificare quanto definito dallo studio degli andamenti stagionali dell'inquinante. Le distribuzioni di frequenza relative al semestre caldo, hanno un andamento di tipo pseudo gaussiano con nette spalle destre e con i picchi principali per tutte e quattro le stagioni, centrati nell'intorno del valore di concentrazione $1,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Si rilevano un numero elevato di ore comprese nella fascia $0,15 - 4,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nel semestre freddo le distribuzioni di frequenza assumono un aspetto maggiormente schiacciato; presentano infatti un numero maggiore di ore per valori di concentrazione maggiori di $4,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Questo è dovuto, come abbiamo visto in precedenza, ad un aumento delle emissioni in queste stagioni, e a una minore possibilità di dispersione degli inquinanti per l'abbassarsi del *P.B.L.* Si nota che in tutte le stagioni, i picchi principali restano comunque nell'intorno del valore di concentrazione $1,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, diminuendo solamente le ore rilevate in questa fascia di concentrazioni e aumentando per valori di concentrazioni maggiori. Non si riscontra quindi la traslazione verso concentrazioni maggiori di tutta la distribuzione, che si è osservata per il PM_{10} (vedi figura 19). Il permanere anche nel semestre freddo del maggior numero di concentrazioni rilevate, nelle stesse classi del semestre caldo, e l'aver valori di concentrazione media stagionale che variano di poco nel corso delle stagioni, ci indicano la presenza di un inquinamento prossimo a quello di background. Le minime variazioni stagionali possono essere dovute all'aumento delle emissioni e soprattutto al variare dello strato di rimescolamento atmosferico.

Dall'analisi dei grafici di figura 25, relativi al "giorno tipo" stagionale del biossido di zolfo, vediamo che nel semestre caldo durante la notte si registrano i valori minimi e fino a circa le ore 7.00 le concentrazioni rimangono basse; da quell'ora in poi incominciano a crescere mostrando un primo picco in tarda mattinata (10.00 – 13.00). Si riscontra poi un calo delle concentrazioni fino circa alle ore 15.00 – 16.00, e successivamente un secondo picco attorno alle ore 18.00 – 20.00. Questo andamento che riscontriamo nel semestre caldo per l' SO_2 , è tipico ed è stato

riscontrato anche in altri studi [Annegarn H.J et al., 1996 Stehr J.W. et al., 2000; Chen G. et al., 2001; Jallad N.K. & Jallad C.E., 2012].

Questo andamento è dovuto fondamentalmente al traffico veicolare e alle emissioni domestiche; infatti le concentrazioni tendono ad accumularsi nel corso della mattinata con l'inizio delle attività antropiche portando al primo picco attorno alle ore 12.00 -13.00. Il secondo picco serale è dovuto all'utilizzo delle auto, questa volta per il rientro alle abitazioni, e dall'utilizzo degli impianti di riscaldamento durante la sera. Il calo di concentrazioni (la valle tra i due picchi) che si osserva attorno alle ore 16.00 è dovuta all'aumento delle temperature e quindi all'alzarsi dello strato di rimescolamento e di conseguenza a una maggiore possibilità di dispersione degli inquinanti [Annegarn H.J et al., 1996; Stehr J.W. et al., 2000; Chen G. et al., 2001]. Sicuramente bisogna anche considerare che a metà giornata c'è una diminuzione delle emissioni legate al traffico veicolare e ai riscaldamenti. Nel semestre freddo vediamo che l'andamento giornaliero dell' SO_2 , presenta qualche differenza rispetto al semestre caldo. Infatti si ritrova un solo picco, il quale è spostato di qualche ora in avanti (13.00 – 15.00) nella giornata rispetto al primo picco del semestre caldo. Questo trend può essere dovuto all'iniziare in ora più tarda della attività antropiche nella stagione fredda, portando così ad un accumulo dell' SO_2 in un momento più avanzato della giornata, e sia hai valori più bassi di *P.B.L.* nella stagione fredda. Vediamo inoltre, che la domenica, per tutte le otto stagioni tranne le due estati, si rilevano concentrazioni minori rispetto a quelle degli altri giorni; questo perché, molto probabilmente si ha un minore livello emissivo in questo particolare giorno, dovuto ad un minore uso dell'auto per motivi lavorativi. In estate invece si ha un andamento simile rispetto agli altri sei giorni della settimana; questo può essere dovuto all'intenso traffico estivo verso le zone balneari che si ha nella vicina strada statale Triestina.

Dalle rose del vento stagionali, grafici di figura 26, si può osservare un aumento delle concentrazioni di biossido di zolfo con vento che proviene dalla direzione compresa tra 190° e 250° (SW – SSW), e con la presenza di alcuni picchi compresi tra 130° e 180° (SE-S), più evidenti nel semestre freddo

Osservando il posizionamento delle principali sorgenti emissive presenti nell'area interessata dallo studio (fig 5), vediamo che potrebbero essere numerose quelle che sono poste controvento rispetto alle direzioni rilevate. Infatti posizionate in direzione sud e sud-ovest rispetto all'aeroporto di Tesserà troviamo l'area Industriale

di Marghera e i centri urbani di Venezia, Marghera e in parte Mestre, aree connotate da importanti emissioni dell'inquinante preso in considerazione. Tuttavia vediamo da questi grafici, che elevate concentrazioni di SO₂ permangono anche nel semestre freddo, anche se dalle rose dei venti che danno "le distribuzioni di frequenza della direzione e della velocità del vento" per le otto stagioni (fig.14), ci accorgiamo che in questo semestre la componente del vento che spira da S-SW tende a scomparire, o comunque a diventare molto meno importante, e a diminuire le sue velocità. Questo ci porta a pensare che ci deve essere una sorgente emissiva di biossido di zolfo molto vicina alla centralina di rilevamento, così che possa essere rilevata anche senza venti forti o anche in assenza di vento. Inoltre queste sorgenti, potenzialmente non sono legate a parametri stagionali, in quanto la stessa componente direzionale si riscontra tutto l'anno e le concentrazioni non variano in modo così evidente nel corso dell'anno.

Tra le attività che potrebbero andare ad inserirsi, nel quadro appena presentato, si potrebbe prendere in considerazione, per la componente a SW il servizio di Taxi via barca, che porta i passeggeri fino all'aeroporto, entrando all'approdo attraverso un canale posto esattamente in direzione SW e posto molto vicino alla centralina di rilevamento, invece per la componente individuata a SE, lo stesso aeroporto Marco Polo.

Andando ad analizzare grafici 3D, per l'SO₂ (fig.27) vediamo relativamente al semestre caldo, che con velocità del vento che aumenta in direzione 160°-190° (SSE-SSW), le concentrazioni tendono a diminuire o a rimanere costanti. Questo grazie anche quanto visto dai grafici dell'andamento stagionale (fig.23) e del giorno tipo (fig.25) ci indica che nella nostra area di studio, si rilevano concentrazioni prossime al background, con i maggiori contributi emissivi di sorgenti poste nelle vicinanze della centralina.

Anche nel semestre freddo, vediamo che aumentando la velocità dei venti che soffiano da 30° -50°, si registra la tendenza delle concentrazioni a rimanere stabili o a diminuire leggermente. Nei grafici 3D relativi agli inverni, nella fascia appena indicata, le concentrazioni di SO₂ rimangono relativamente più stabili rispetto l'autunno, come si nota dalle linee di isoconcentrazione verticali. Anche in questo caso, quanto appena visto sta ad indicare che le concentrazioni medie di SO₂ nell'area monitorata sono prossime ai livelli di background, infatti sono ampiamente

inferiori ai limiti imposti dal D.Lgs n°155/2010, e che i contributi maggiori sono forniti da sorgenti prossime al sito di campionamento.

4.3.2 CONFRONTI CONCENTRAZIONI NORMATIVA

In tabella 3 sono confrontate le concentrazioni massime di SO₂ (orarie e giornaliere) rivelate durante il biennio di monitoraggio con i relativi limiti di legge.

SO ₂	Periodo di integrazione	Valore limite	Superamenti	Valore massimo rivelato
Valor limite orario per la protezione della salute umana	1 ora	350 µg m ⁻³ da non superare più di 24 volte per un anno civile	Nessuno	102,27 µg m ⁻³ in marzo 2010
Soglia di allarme	3 ore consecutive	500 µg m ⁻³ in un sito rappresentativo della qualità di un'area di almeno 100 km ² oppure in una intera zona o un agglomerato, nel caso siano meno estesi		
Valore limite di 24 ore per la protezione della salute umana	24 ore	125 µg m ⁻³ da non superare più di 3 volte per anno civile	Nessuno	9,84 µg m ⁻³ in ottobre 2009
Valore limite per la protezione degli ecosistemi	Anno civile e inverno (1 ottobre - 31 marzo)	20 µg m ⁻³	Nessuno	Media annuale = 1,84 µg m ⁻³ nel 2010 Media Inverno 2010 = 2,34 µg m ⁻³

Tabella 3 - Confronto fra le concentrazioni massime di SO₂ (orarie e giornaliere) rivelate durante il biennio monitorato e i relativi limiti di legge

Osservando i dati della tabella 3 è evidente che le concentrazioni di biossido di zolfo rilevate nell'area monitorata, per i due anni presi in considerazione nello studio di tesi, sono abbondantemente inferiori ai limiti di legge

4.4 NO_x – OSSIDI DELL'AZOTO

Con la terminologia "ossidi di azoto", dal punto di vista chimico s'intende la serie di composti fra azoto e ossigeno nei vari stati di ossidazione (N₂O, NO, N₂O₃, NO₂, N₂O₄, N₂O₅), mentre, in campo legislativo spesso si fa riferimento solamente all' monossido di azoto (NO) ed il biossido di azoto (NO₂). A livello di questa tesi i due inquinanti verranno indicati come NO_x, ossia la somma di monossido e biossido di azoto pesata per i loro rispettivi pesi atomici ($NO_x = NO_2 + 1,533 \cdot NO$); questa operazione serve per rendere confrontabile l'incidenza dell'NO rispetto quella dell'NO₂ nella somma totale degli NO_x, avendo questi due pesi atomici differenti. Il biossido di azoto è la forma che si riscontra maggiormente in atmosfera, è un gas di odore pungente e soffocante che si ottiene a partire dal monossido di azoto per ulteriore reazione con l'ossigeno. E' un forte ossidante, molto reattivo e quindi altamente corrosivo. Il colore giallognolo delle foschie che si vedono spesso sopra le città ad elevato traffico è dovuto per l'appunto all'NO₂ [**www.arpalazio.it, 2012**]. L'NO è un gas incolore, insapore ed inodore e la sua tossicità è decisamente inferiore a quella dell'NO₂. Questi hanno origine principalmente da vari processi antropici. Le principali sorgenti antropiche di NO_x sono il traffico degli autoveicoli (che rappresenta quasi il 50% della produzione globale), gli impianti termoelettrici, gli altri impianti di grosse dimensioni in cui sono presenti processi di combustione (incenerimento dei rifiuti, ecc.), alcuni impianti industriali che producono acido nitrico e che lavorano composti azotati ed il riscaldamento domestico [**Ragazzi M., Paternoster L., Rada E.C., Venturi M., Maistro M., 2010**].

La principale fonte naturale di NO_x è costituita dall'azione batterica, in particolare dai processi di decomposizione organiche anaerobiche che riducono i nitrati a nitriti. Questi ultimi, in ambiente acido, formano acido nitroso che, essendo instabile, libera ossidi di azoto. Si hanno inoltre sorgenti minori nelle emissioni vulcaniche e negli incendi forestali [**www.arpalazio.it, 2012**]. Queste sorgenti naturali producono un quantitativo di NO_x di un ordine di grandezza superiore a quello derivante dalle sorgenti antropiche, tuttavia tali sorgenti vista la loro episodicità e la loro

distribuzione su vaste aree, hanno un'influenza sullo stato della qualità dell'aria decisamente limitata.

Gli ossidi di azoto, una volta emessi in atmosfera, hanno un tempo medio di persistenza di circa 4-5 giorni. Contribuiscono alla formazione dello smog fotochimico ed avendo una permanenza così lunga in atmosfera, gli NO_x possono venire trasportati anche lontano rispetto alle fonti di emissione e qui, per effetto della radiazione solare, possono dar luogo alla formazione degli ossidanti fotochimici.

L'NO è quasi insolubile in acqua e non è reattivo in soluzione tanto che ben poco di esso si ossida nell'acqua delle nuvole. Anche la deposizione secca è quasi nulla.

L'NO₂ è poco solubile in acqua ed è poco reattivo in soluzione alle concentrazioni atmosferiche.

Effetti sulla salute e sull'ambiente

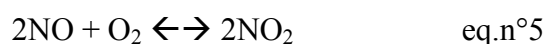
Per quanto riguarda gli effetti sulla salute dell'uomo, sia il monossido di azoto che il biossido di azoto risultano potenzialmente pericolosi. In particolare il monossido di azoto (NO), interferisce con la normale ossigenazione dei tessuti da parte del sangue ma, nonostante ciò, non sono mai stati riscontrati casi di decessi per avvelenamento da NO. L'NO₂ è invece circa 4 volte più tossico dell'NO. Per quest'ultimo, alle normali concentrazioni riscontrabili nell'ambiente, non sono stati mai riportati fenomeni di irritazione o altri effetti sanitari [Gilli G. et al., 1998].

Il biossido di azoto è un gas irritante per le mucose respiratorie, responsabile di alterazioni delle funzioni polmonari e che può portare all'insorgere di bronchiti croniche, asma, ed enfisemi polmonari. Lunghe esposizioni anche a basse concentrazioni, provocano una drastica diminuzione delle difese polmonari, con un conseguente aumento delle affezioni respiratorie [E.P.A., 2012; European Commission, 1997]. Il monossido di azoto, analogamente al monossido di carbonio, agisce sull'emoglobina fissandosi ad essa con la formazione di metaemoglobina e nitroso - emoglobina; questo processo interferisce con la normale ossigenazione dei tessuti da parte del sangue [E.P.A., 2012; Mckee D.J. and Rodriguez R.M., 1993]. In sintesi, gli effetti acuti dell'NO₂ sull'apparato respiratorio includono malattie infiammatorie croniche delle vie respiratorie, quali bronchite cronica e asma, e riduzione della funzionalità polmonare. Gli effetti a lungo termine includono alterazioni polmonari a livello cellulare e tissutale, e aumento della suscettibilità alle infezioni polmonari batteriche e virali. [www.arpalazio.it, 2012]. L'inquinamento da

biossido di azoto ha un impatto sulla vegetazione più modesto rispetto al biossido di zolfo. Lunghi periodi di esposizione causano la senescenza e la caduta delle foglie più giovani. Il meccanismo principale di aggressione all'ambiente è costituito dall'acidificazione del suolo; causando quindi un impoverimento del terreno per la perdita di ioni calcio, magnesio, sodio e potassio e conducendo alla liberazione di ioni metallici tossici per le piante. Gli ossidi di azoto e i loro derivati danneggiano anche edifici e monumenti, provocando un invecchiamento molto veloce delle strutture. Gli ossidi di azoto, emessi dai motori degli aerei nell'atmosfera durante la fase di cruise (volo ad alta quota), hanno una grande valenza a livello radiativo, poiché hanno la capacità di modificare la concentrazione dell'ozono nella troposfera superiore e nella stratosfera inferiore, e quindi influenzare la forza radiativa del sistema climatico. Nella stratosfera gli NO_x distruggono l'ozono attraverso un definito ciclo catalitico e portano anche alla formazione di vari composti chimici attraverso l'interazione con altre famiglie chimiche (idrogeno, bromo, cloro), andando così ad aumentare il fenomeno del buco nell'ozono. Invece la presenza di NO_x nella troposfera porta alla formazione di ozono; l'ozono stesso è un importante gas serra, la quale forza radiativa è più forte nella vicinanza della tropopausa. **[www.arpalazio.it, 2012]**

Meccanismi di formazione

Sia l'NO che l'NO₂ si originano per reazione dell'azoto contenuto nell'aria con l'ossigeno atmosferico. L'azoto N₂ e l'ossigeno O₂ reagiscono tra loro ad alta temperatura, nelle combustioni ad oltre 1200°C, formando monossido di azoto che, a sua volta, ossidandosi forma biossido di azoto secondo le equazioni seguenti (eq. n° 4 e 5):



Alle normali temperature ambientali dell'aria, l'azoto e l'ossigeno reagiscono pochissimo tra loro, e pertanto le precedenti reazioni non avvengono. Invece durante le reazioni di combustione, in cui vengono superati i 1100°C, si verifica una rapida produzione di NO mediante la prima reazione (eq.n°4), mentre normalmente non si forma più dello 0,5% di NO₂ mediante la seconda reazione (eq.n°5). La quantità prodotta di NO durante una combustione dipende da vari fattori, tra cui la

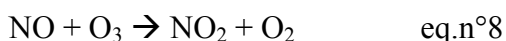
temperatura della combustione, la permanenza a tale temperatura dei gas e la quantità di ossigeno libero contenuto nella fiamma. [www.arpalazio.it, 2012 Isaksen S.A. et al., 2001]. Invece la formazione di NO₂, aumenta con il diminuire della temperatura. La quantità prodotta di NO₂ dipende dalla concentrazione di O₂ e da quella di NO. Il biossido di azoto, oltre che dalla seconda reazione, si forma anche dalle reazioni fotochimiche secondarie che avvengono in atmosfera [www.arpa.emr.it, 2012]. Dalla successiva reazione (eq.n°6) vediamo che le molecole di NO₂ presenti (di origine primaria o secondaria) nelle ore diurne e soleggiate assorbono energia dalla radiazione ultravioletta (fotoni $h\nu$ di lunghezza d'onda inferiore a 430 nm). L'energia assorbita scinde la molecola di NO₂ producendo una molecola di NO e atomi di ossigeno altamente reattivi.



Successivamente (eq.n°7) gli atomi di ossigeno che sono altamente reattivi, reagiscono con le molecole di O₂ presenti in aria per generare ozono di tipo secondario (O₃):



Nella eq.n° 8, l'O₃ reagisce con l'NO emesso per formare nuovamente NO₂ e O₂

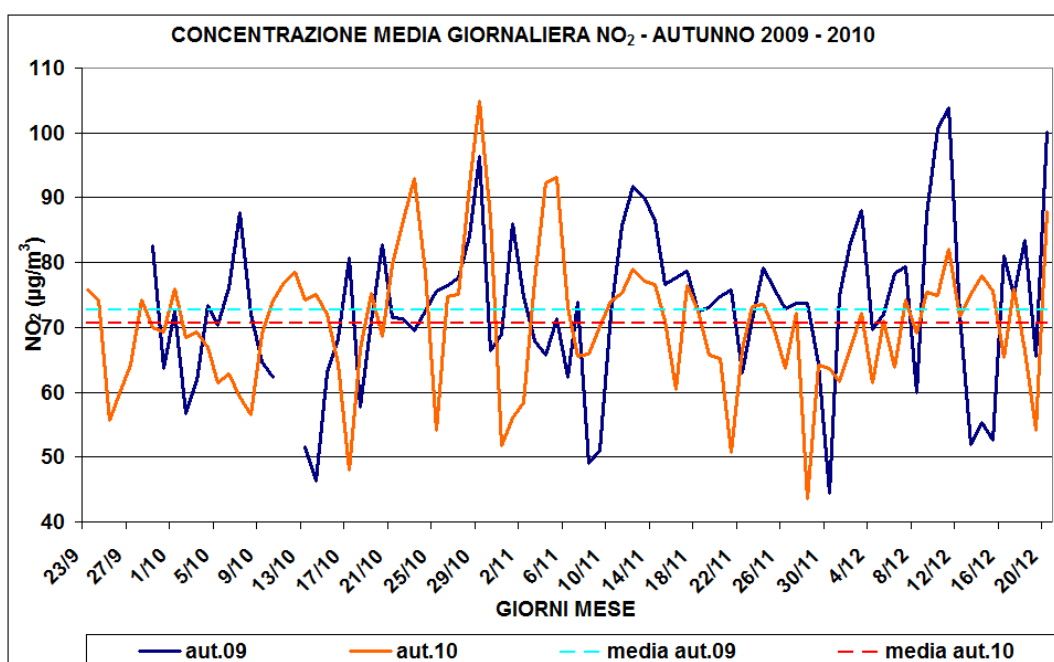
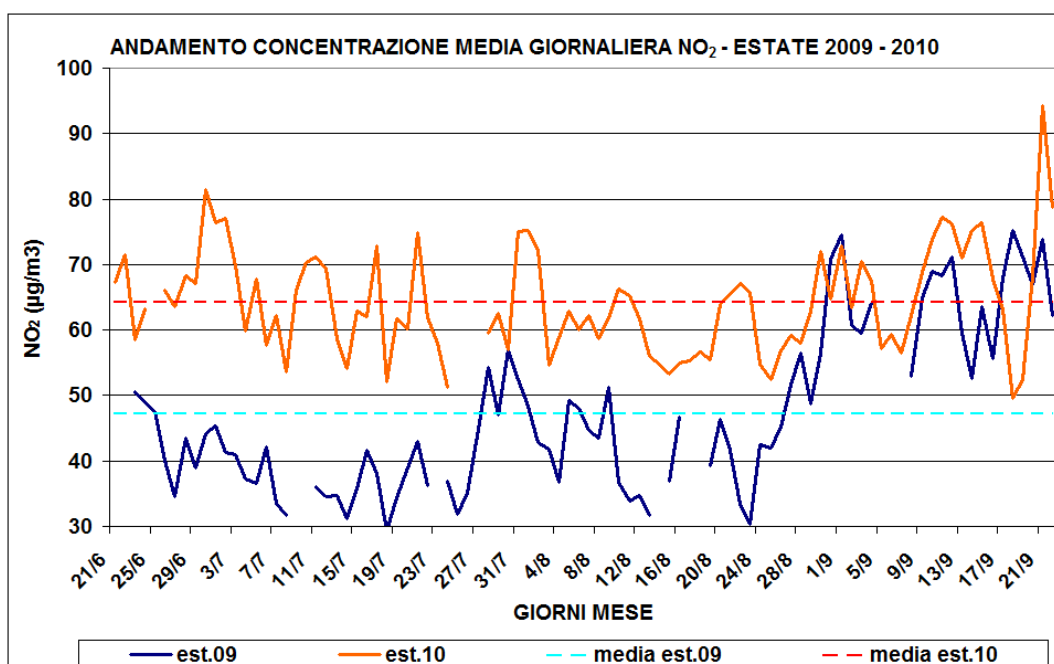


Queste reazioni vanno a costituire un ciclo; bisogna considerare che se in aria avvenissero solo queste reazioni appena considerate, l'NO₂ si convertirebbe in NO per dare nuovamente NO₂ senza che si possano osservare modifiche nella concentrazione delle due specie, mantenendo così costanti i rapporti tra NO₂ e NO in aria. Ma la presenza di idrocarburi (C.O.V.) in aria interferisce nel ciclo, permettendo così che l'NO si converta a una velocità maggiore in NO₂ di quanto l'NO₂ venga dissociato in NO e ossigeno atomico, con conseguente accumulo di NO₂ e O₃. Ulteriori reazioni non ancora completamente studiate e ben chiare sono quelle che portano in alcuni giorni alla scomparsa completa sia di NO che di NO₂. Si pensa che si abbia la loro trasformazione in presenza di umidità atmosferica in acido nitrico e di conseguenza in nitrati che ricadono poi al suolo con le piogge o sotto forma di

particolato. [www.dsa.unipr.it, 2012; Isaksen S.A. et al. 2001; Brasseur G.P., 1999; www.arpalazio.it, 2012; www.minambiente.it, 2012

4.4.1 ANALISI DEI DATI

Il biossido di azoto è considerato tra gli inquinanti atmosferici più pericolosi, vista la sua alta reattività e il gran numero di sorgenti che si ritrovano nei territori antropizzati. In questa sezione andremo ad analizzare gli andamenti di questo inquinante, e del monossido di azoto, ad esso collegato; si cercherà di comprendere le tendenze e le relazioni con i parametri meteorologici e le relazioni con il contesto territoriale in studio.



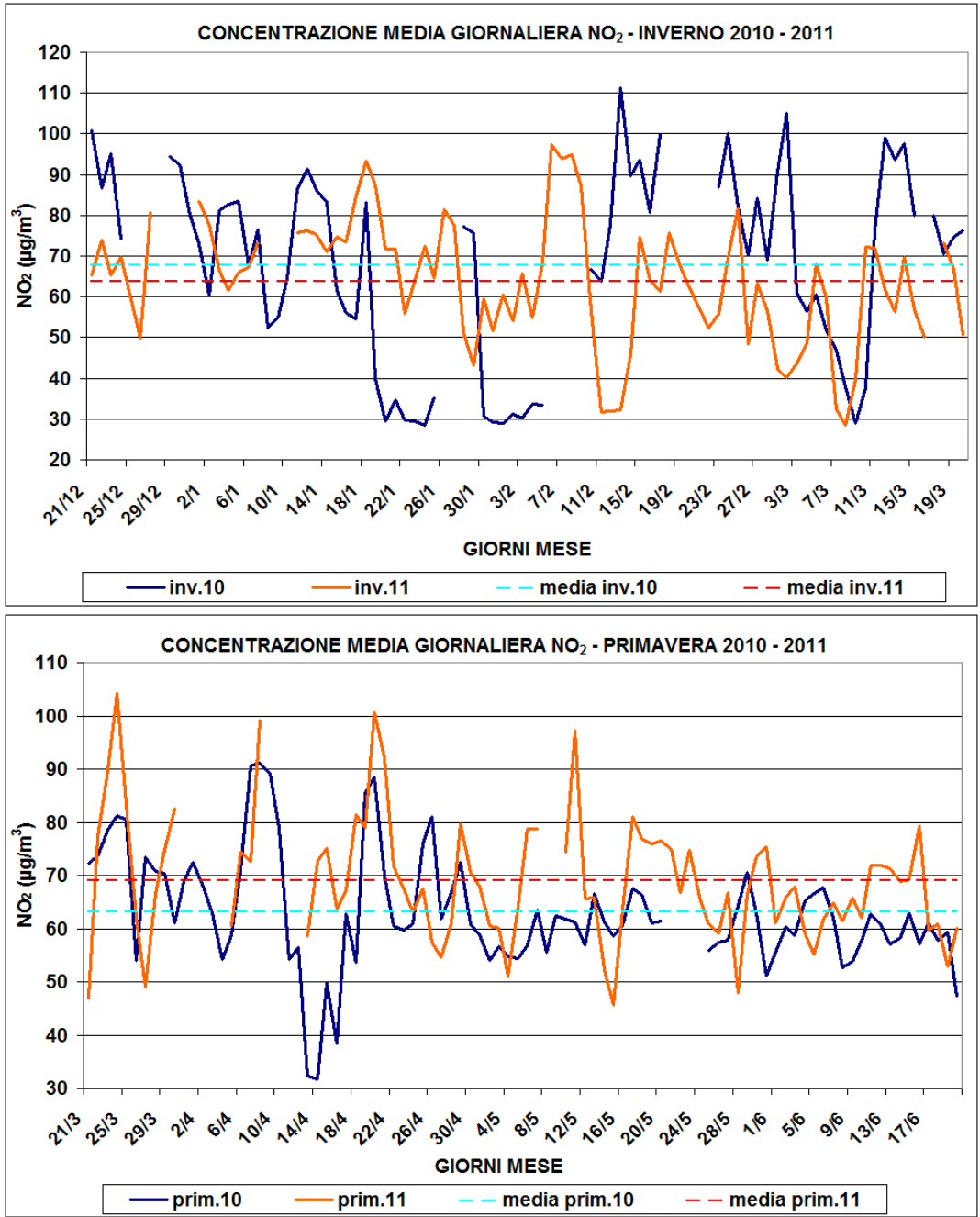
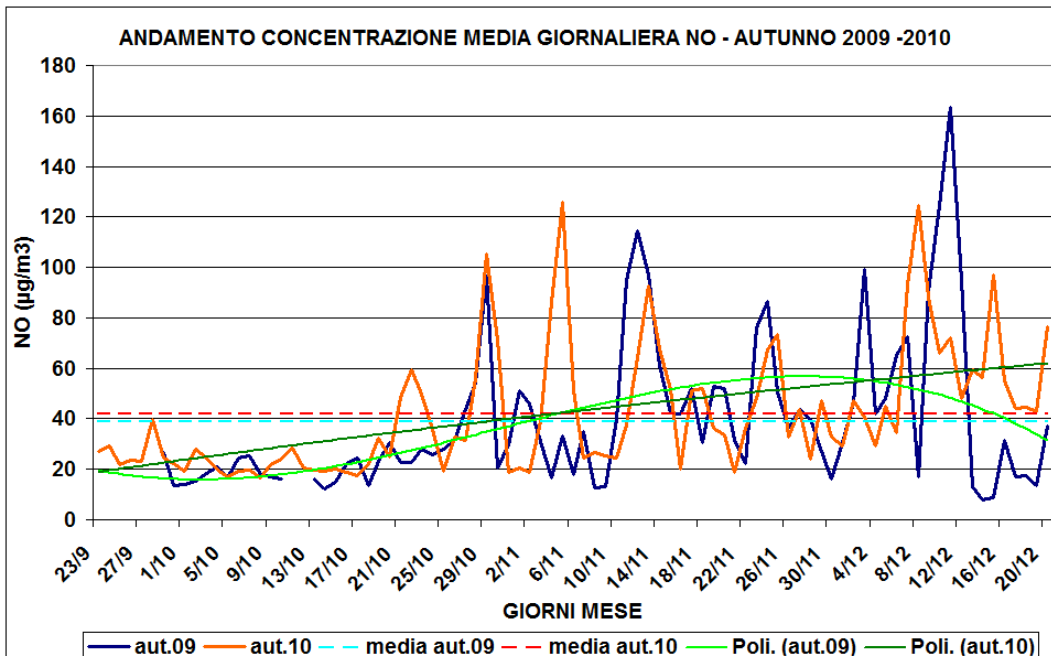
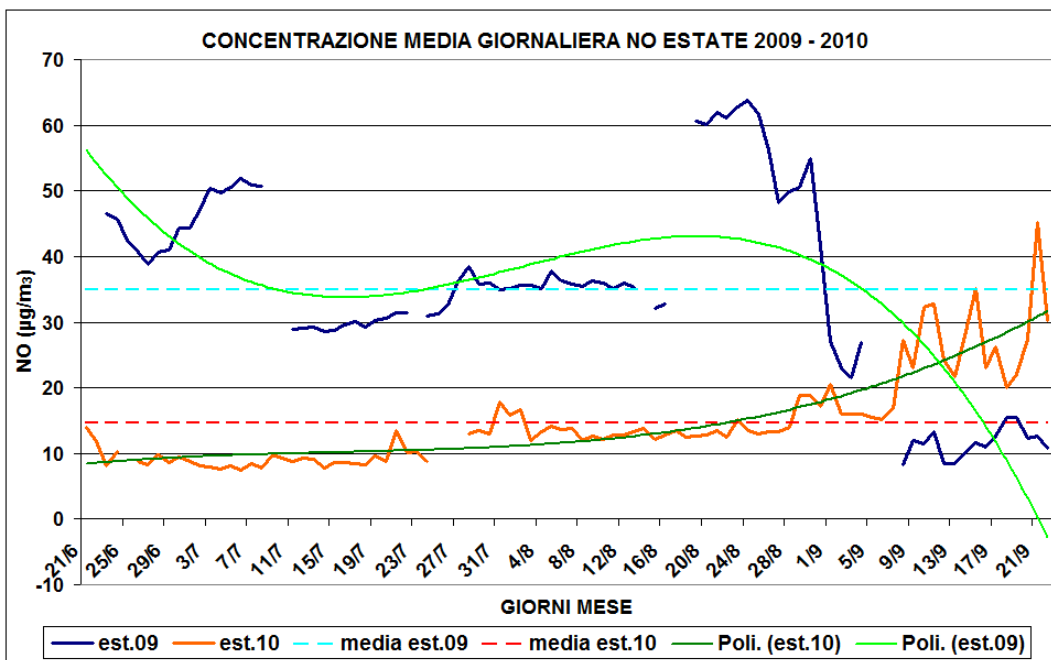


Figura 29 - Grafici concentrazione media giornaliera NO₂



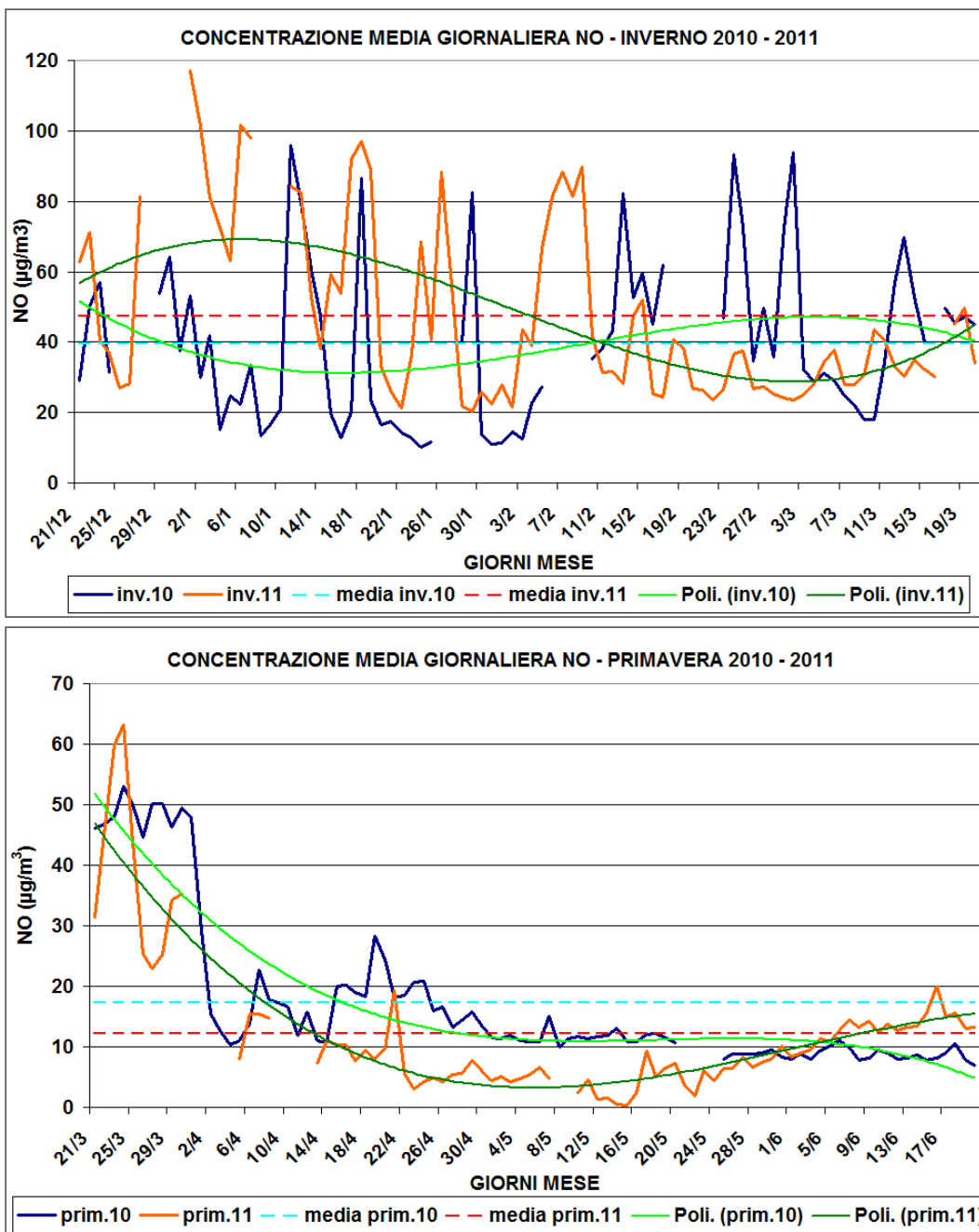


Figura 30 - Grafici concentrazione media giornaliera NO

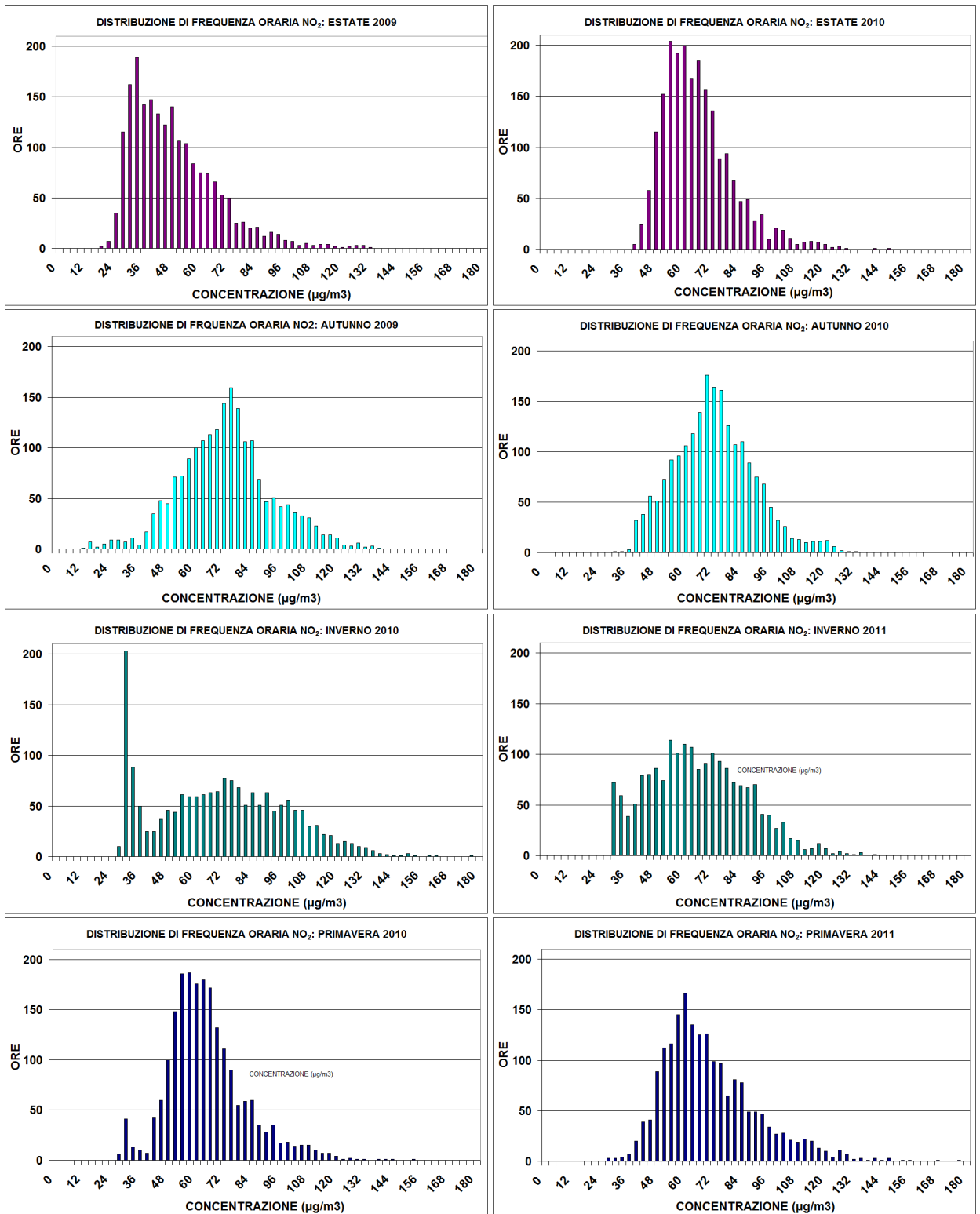


Figura 31 - Distribuzioni di frequenza NO₂

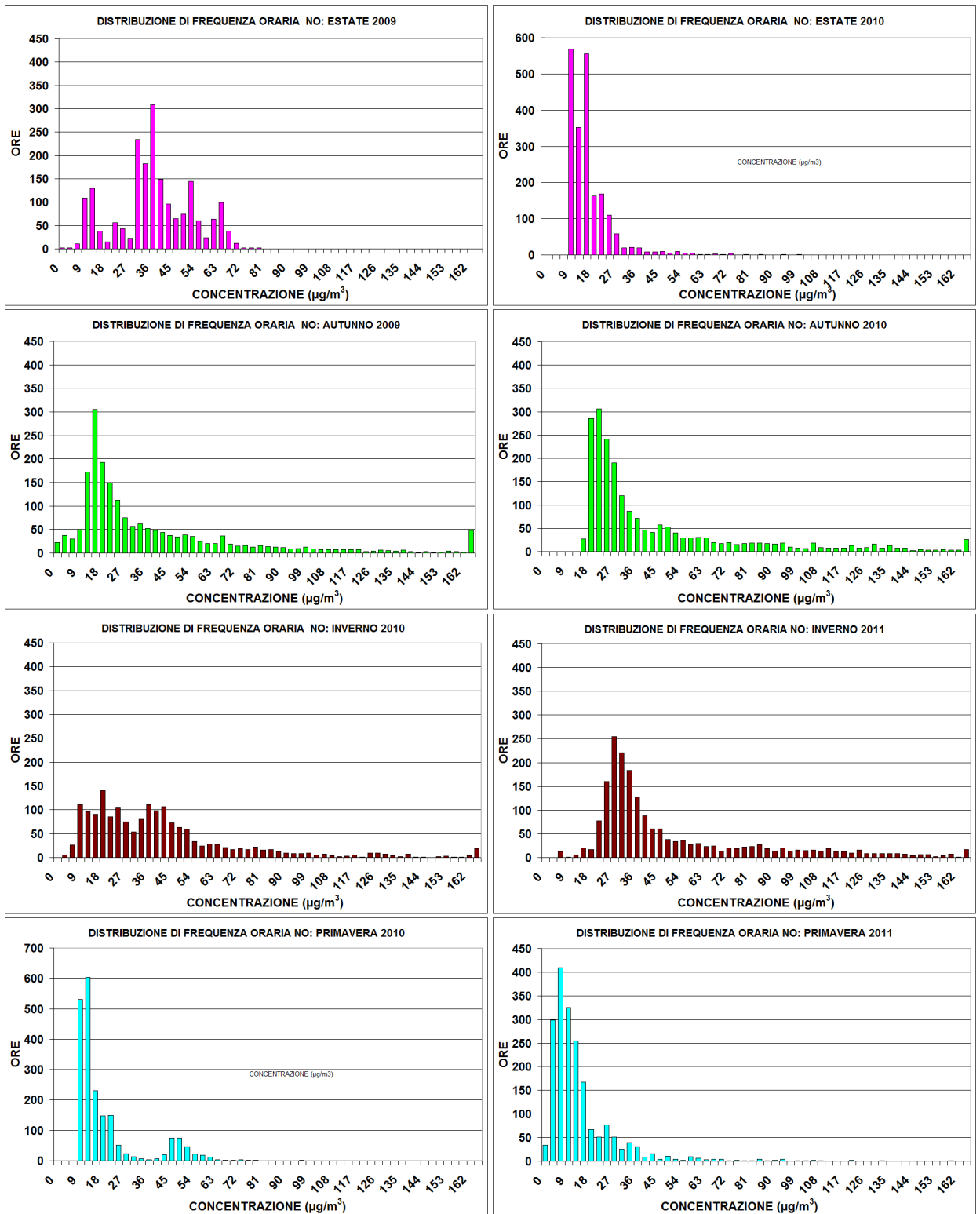


Figura 32 - Distribuzioni di frequenza NO

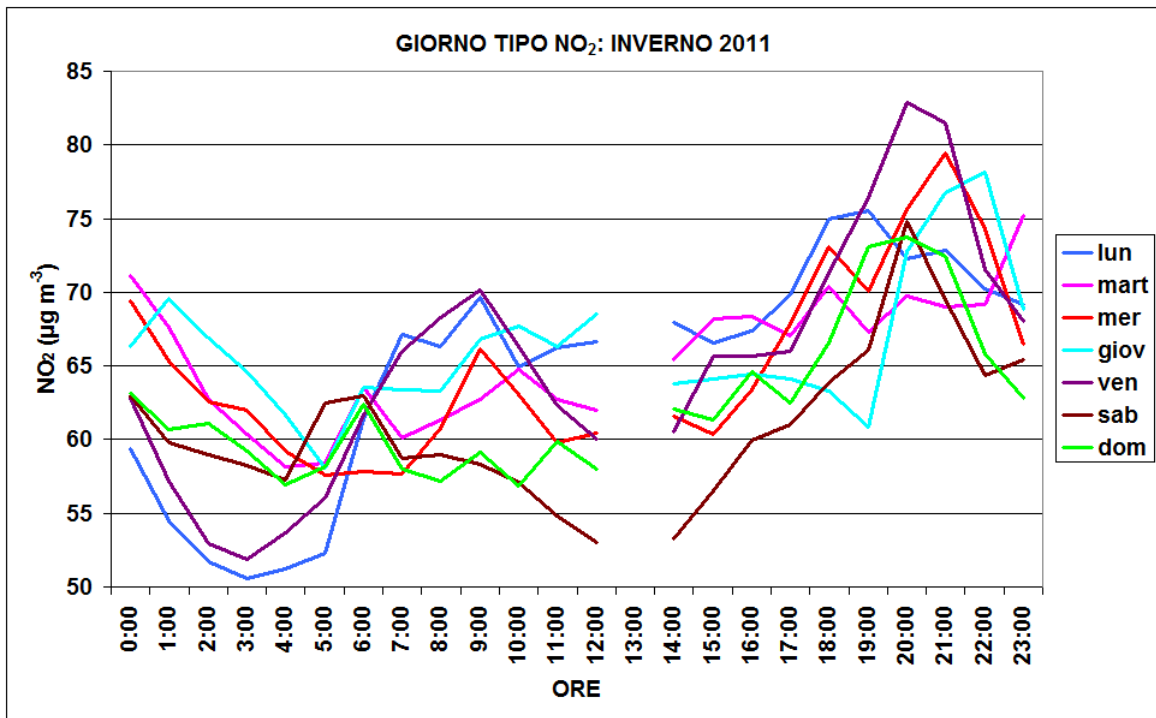
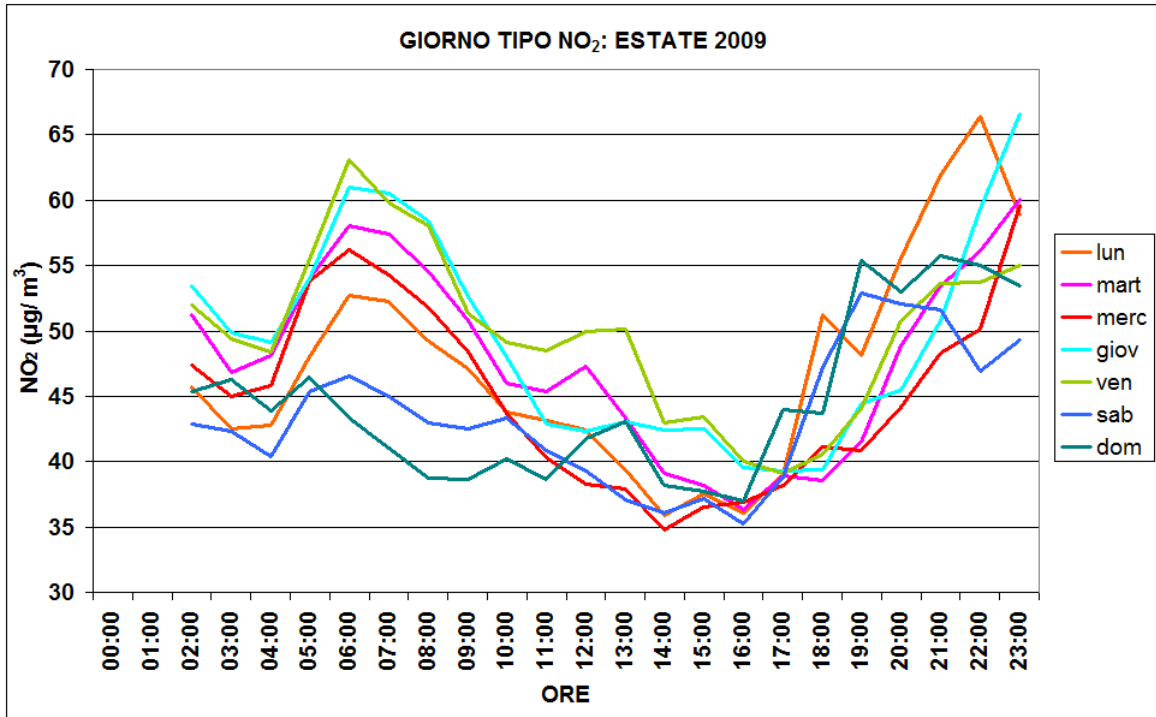


Figura 33 - Andamento del giorno tipo della concentrazione di NO₂

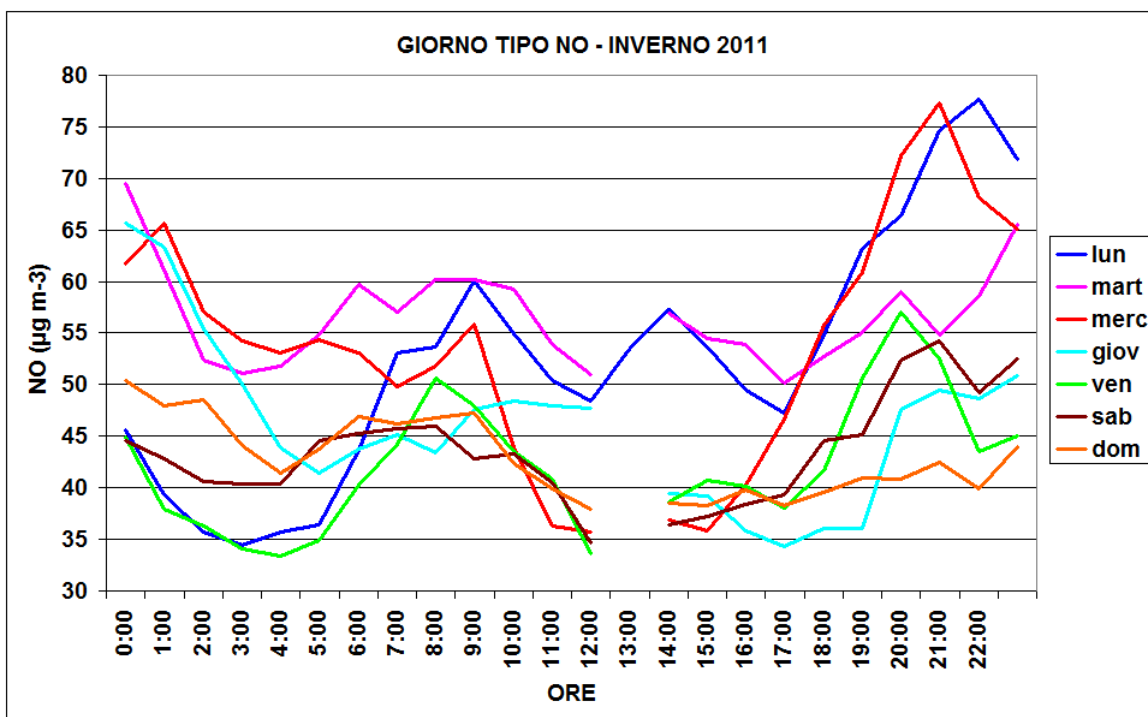
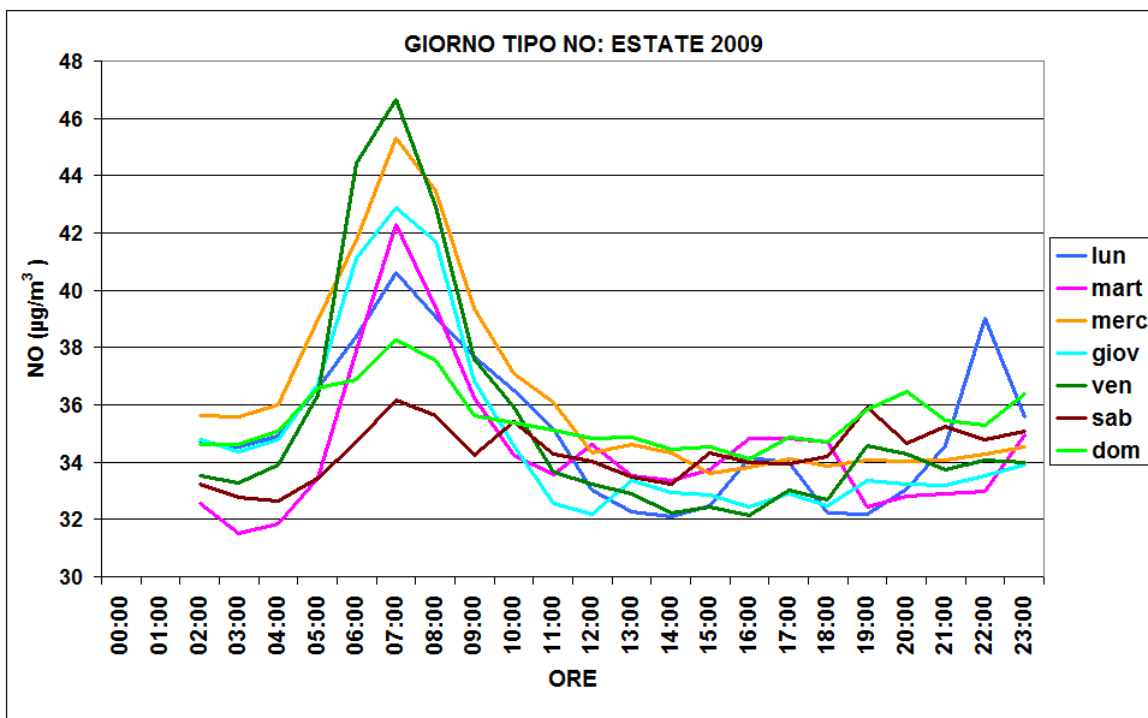


Figura 34 - Andamento del giorno tipo della concentrazione di NO

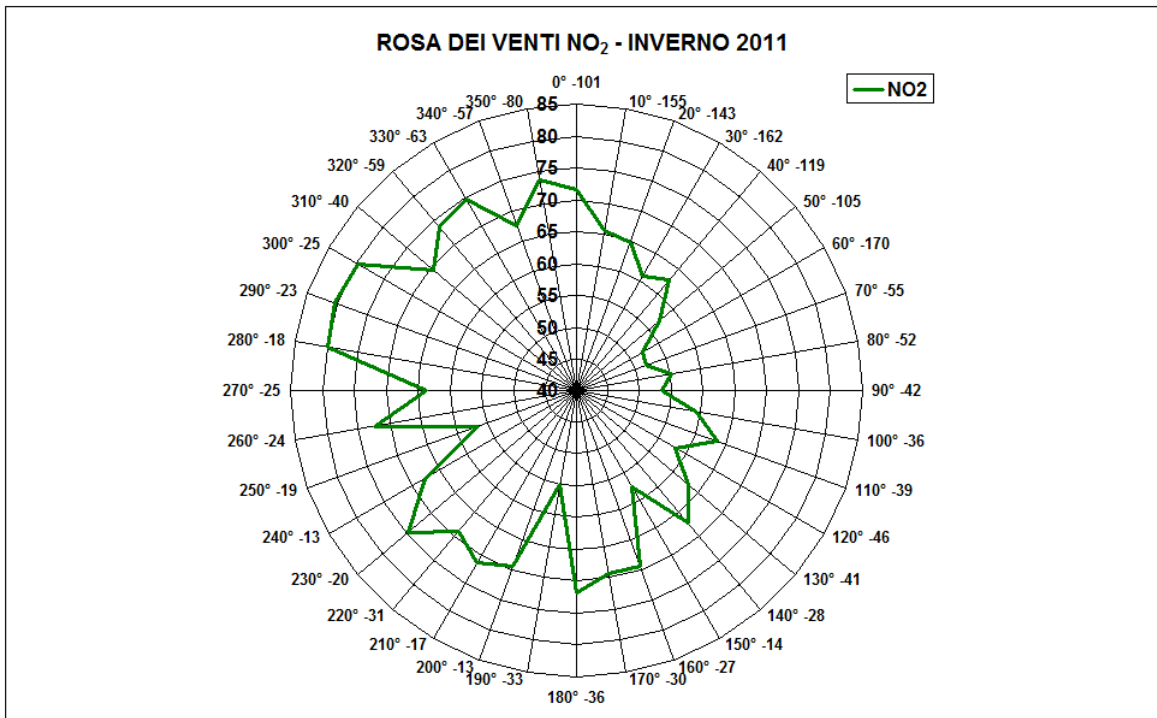
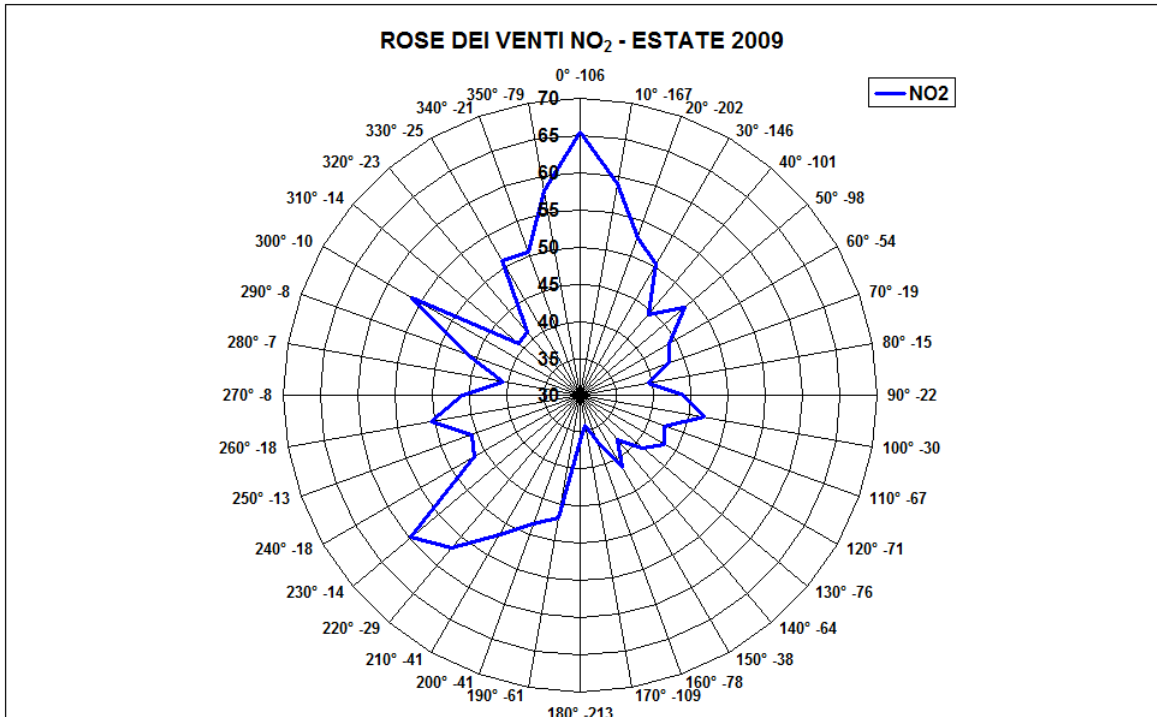


Figura 35 - Andamento della concentrazione media di NO₂ in funzione della direzione del vento per l'estate 2009 e l'inverno 2011

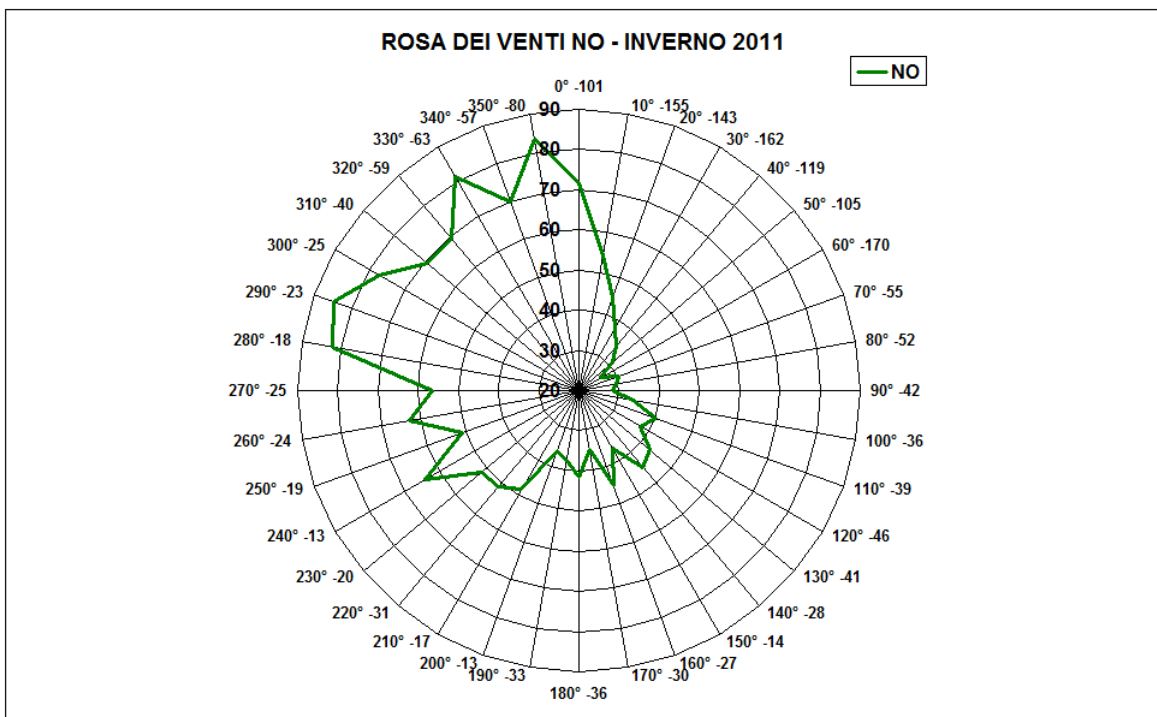
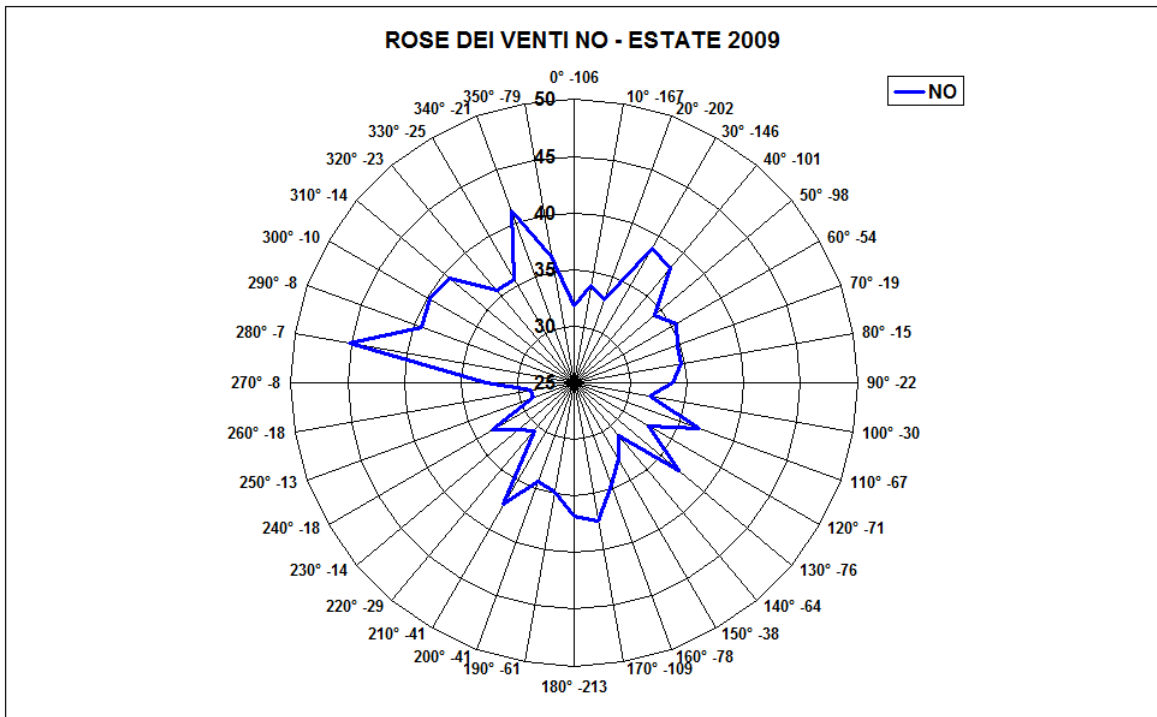


Figura 36 - Andamento della concentrazione media di NO in funzione della direzione del vento per l'estate 2009 e l'inverno 2011

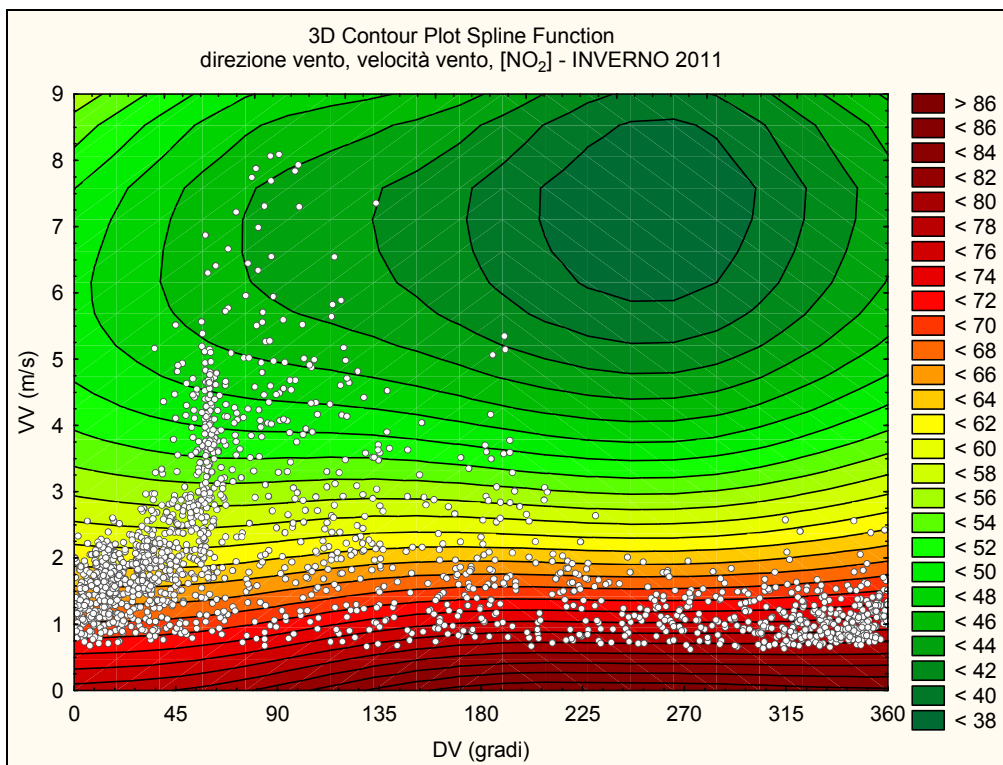
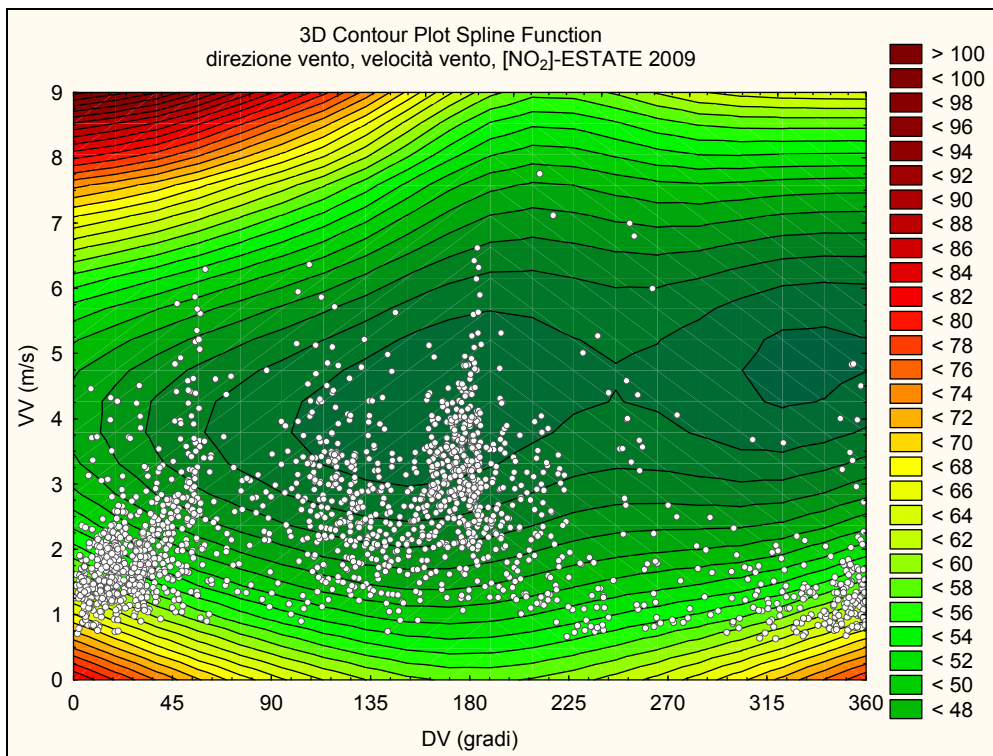


Figura 37 - Concentrazione di NO₂ in funzione della direzione e velocità del vento per l'estate 2009 e inverno 2011

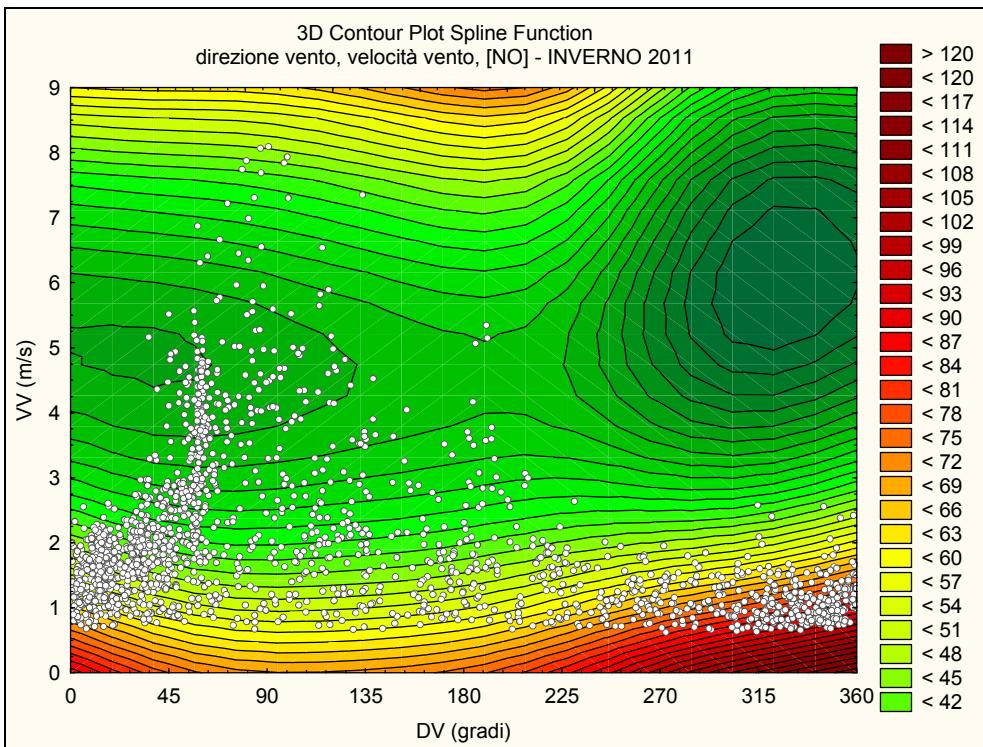
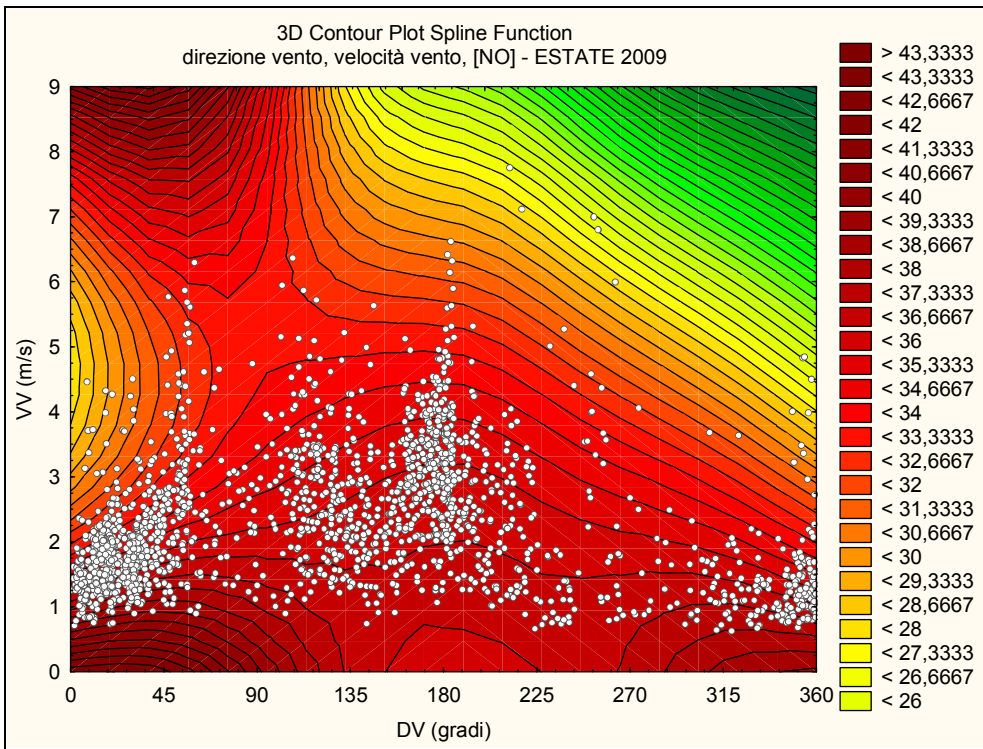


Figura 38 - Concentrazione di NO in funzione della direzione e velocità del vento per l'estate 2009 e inverno 2011

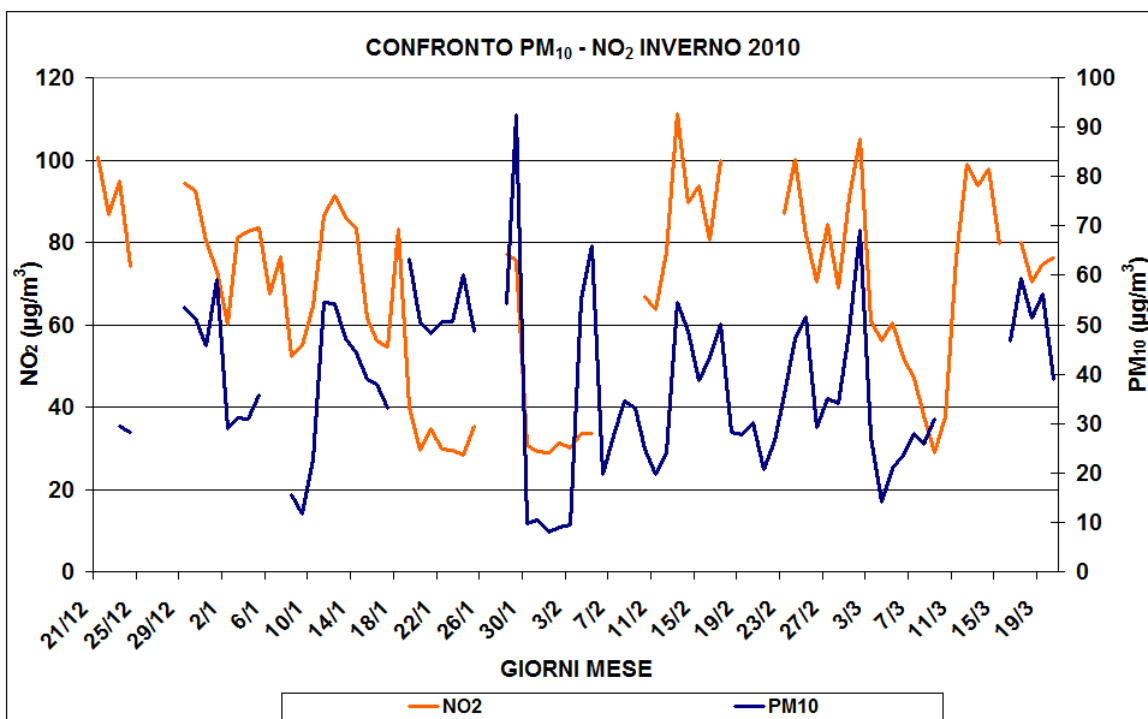
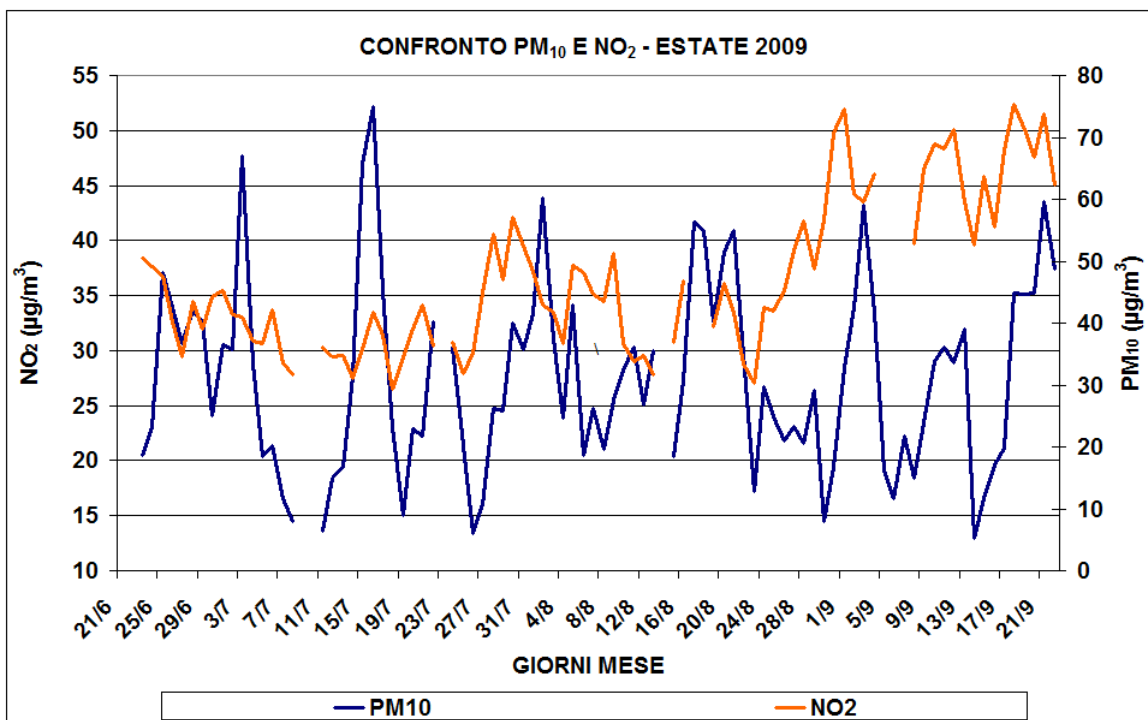


Figura 39 - Grafici di confronto tra gli andamenti medi giornalieri dell'NO₂ e del PM₁₀, per l'estate 2009 e l'inverno 2010

4.4.1.a BIOSSIDO DI AZOTO

Analizzando i grafici di fig.29, relativi all'andamento stagionale della concentrazione di NO₂, vediamo che le concentrazioni tendono a crescere verso la fine della stagione estiva, mantenendosi su valori elevati per tutto l'inverno e l'autunno, e ricominciando a calare nel corso della primavera. Questo andamento annuale è dovuto ad un aumento delle emissioni nel semestre freddo. Infatti in inverno e in autunno si ha un maggiore uso degli autoveicoli e degli impianti di riscaldamento, principali sorgenti emissive di NO₂. Sicuramente nell'aumento delle emissioni registrate, conta anche l'influenza dell'abbassamento dello strato di rimescolamento atmosferico, durante il semestre freddo.

L'andamento stagionale dell'NO₂ è molto meno marcato rispetto agli andamenti di altri inquinanti analizzati precedentemente, come l'SO₂ e il PM₁₀, come si può notare dai valori delle concentrazioni medie stagionali che risultano molto simili nel corso dei due anni. Questo è dovuto alla maggiore stabilità atmosferica di questo inquinante, e dal fatto che è meno influenzato da parametri atmosferici come le piogge. Andando a confrontare tra loro le coppie delle stagioni dei due anni, vediamo che tutte, a parte le due estati, presentano valori di concentrazione media stagionale simili. Questa differenza nelle due stagioni estive, deve essere dovuta, non cogliendosi relazioni con particolari situazioni meteo, ad un aumento delle emissioni nel secondo anno.

Per poter confermare quanto visto dai grafici degli andamenti stagionali, andiamo a studiare le distribuzioni di frequenza relative all'NO₂ (figura 31). Vediamo che le due stagioni estive sono caratterizzate da distribuzioni di tipo pseudo gaussiano con una spalla verso valori elevati di concentrazione; si nota inoltre che la distribuzione del 2010 è traslata verso valori di concentrazione più elevati rispetto a quella del 2009; infatti il picco principale è centrato in 6,8 µg/m³, mentre nella distribuzione del 2009 è centrato in 38 µg/m³. Questo ci conferma i valori trovati di concentrazione media stagionali nettamente differenti per le due stagioni.

L'aumento delle concentrazioni rilevate nel semestre freddo, è confermato dallo spostarsi nell'asse delle concentrazioni verso valori crescenti delle distribuzioni autunnali e invernali, e quindi dall'aumento delle ore in cui si registrano concentrazioni elevate di NO₂. Dal confronto delle concentrazioni medie stagionali tra autunno e inverno, si nota che si ottengono valori maggiori in autunno rispetto alla stagione invernale. Tuttavia lo studio delle distribuzioni di frequenza di queste due

stagioni ci permette di specificare meglio la situazione emissiva. Infatti andando ad osservare le distribuzioni di frequenza vediamo che nei due autunno ci sono un numero maggiore di ore in cui si rilevano valori di concentrazione compresi nella fascia $60 - 90 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mentre in inverno si ha un numero maggiore di ore per valori di concentrazione maggiori di $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Quindi sebbene i due autunno presentino un valore di concentrazione media stagionale maggiore, per l'alto numero di ore in cui si registrano concentrazioni comprese tra $60 - 90 \mu\text{g}/\text{m}^3$, i due inverni raggiungono valori di NO_2 quasi doppi rispetto la stagione precedente.

I grafici di figura 33 ci mostrano l'andamento del "giorno tipo" per l' NO_2 . Vediamo che il biossido di azoto, tende a crescere ed accumularsi a partire dalle ore 2.00 - 3.00, così per tutta la mattinata e raggiungendo il suo massimo verso le ore 7.00 - 8.00. All'inizio della giornata, infatti l'aumento del traffico provoca un graduale aumento della concentrazione di NO nell'aria. Successivamente, attraverso reazioni complesse a cui partecipano vari radicali liberi (C.O.V.) e Ozono, e con l'innesco fondamentale della radiazione solare incidente, l' NO si trasforma parzialmente in NO_2 nell'arco di alcune ore. Nelle ore pomeridiane la concentrazione tende a calare, a causa della maggiore radiazione solare incidente che favorisce i processi foto dissociativi dell' NO_2 e a causa dell'alzarsi dello strato di rimescolamento atmosferico che favorisce la dispersione degli inquinanti. Ricomincia a salire poi dopo le ore 18.00 - 19.00 per il rientro serale dei lavoratori presso le abitazioni, andando ad accumularsi, al contrario del biossido di zolfo, per molte ore della notte. Questo andamento, ci suggerisce quindi che la variazione dei valori della concentrazione di NO_2 è legata ad attività di tipo antropico, come il traffico veicolare, che porta a picchi di emissione nelle prime ore della mattina e sera, a causa della partenza e del rientro dai posti di lavoro.

Un ulteriore conferma la vediamo, osservando gli andamenti relativi al giorno del sabato e della domenica, ci si accorge infatti che le concentrazioni di NO_2 , in questi due giorni, sono più basse rispetto ai restanti giorni della settimana. Questo è indice di un forte legame delle concentrazioni, con attività antropiche, infatti durante il riposo settimanale il traffico stradale diminuisce in maniera netta, portando a registrare valori di concentrazione più bassi. Questo andamento nei giorni del week-end è stato riportato anche in altri studi, in particolare in quelli di **Meena G.S. and Jadhav D.B., 2007.**

Dall'analisi dei grafici polari di figura 35 vediamo che le concentrazioni maggiori si rilevano con vento che soffia nella fascia 270° - 20° (WNW – N), in questa direzione si può segnalare come possibile sorgente, la via Triestina e le altre strade dell'area, come la tangenziale di Mestre. Dai grafici si può rilevare un'altra componente con direzione compresa tra 190°-240° (SW- SSW), lungo queste direzioni le sorgenti più probabili, sono il vicino scalo per i taxi, posto nelle vicinanze della centralina, oppure a maggior distanza tutto il comparto produttivo presente a Marghera, con le sue centrali di produzione di elettricità e gli inceneritori. Possono essere prese in considerazione anche le zone urbane di Venezia, Marghera, Campalto, che possono influire notevolmente sulle emissioni di NO₂ e NO a causa degli impianti di riscaldamento e del traffico veicolare/navale.

Si rileva anche una terza possibile sorgente posta in direzione 60°-140° (NE-SE), questa rispetto le altre due è meno evidente, tranne nella stagione invernale nella quale si accentua maggiormente rispetto alle altre stagioni. Le possibili sorgenti emissive poste in questa direzione potrebbero essere, il comparto del vetro dell'isola di Murano o la città di Venezia. E molto probabile tuttavia che l'influenza maggiore sia dovuta ad una sorgente vicina, l'aeroporto, con la pista di atterraggio-decollo degli aeromobili posta proprio in questa direzione rispetto alla centralina.

L'analisi dei grafici 3D di figura 37, ci suggerisce che nell'area monitorata per quanto riguarda l'inquinante NO₂ c'è fondamentalmente un inquinamento di tipo diffuso. Infatti osservando i grafici vediamo che le concentrazioni tendono a diminuire con l'aumentare della velocità del vento in tutte e otto stagioni prese in considerazione. Questo può essere determinato dalle molte sorgenti emissive che sono poste nelle vicinanze della centralina e in varie direzioni rispetto ad essa. Infatti a NW-NE c'è il percorso della strada statale triestina, a SW l'approdo dei Taxi e SE la pista di atterraggio e decollo degli aeromobili, tutte sorgenti rilevanti di NO₂.

4.4.1.b MONOSSIDO D'AZOTO

I grafici di figura 30 relativi all'andamento stagionale dell'NO, mostrano che come per l'NO₂, anche l'NO presenta i valori di concentrazione più bassi nel semestre caldo e valori più alti nel semestre freddo, come evidenziato dalle concentrazioni medie stagionali riportate nei grafici. Dalle linee di tendenza, è evidente un andamento crescente in autunno, lo stabilizzarsi delle concentrazioni in inverno e il diminuire di queste in primavera ed estate. Questo andamento è legato, al variare nel corso dell'anno dell'intensità del traffico veicolare, delle emissioni degli impianti di riscaldamento, delle centrali termoelettriche e dell'abbassarsi dello strato di rimescolamento atmosferico. Dall'analisi dei grafici, emerge una situazione particolare relativamente alle due estati 2009 e 2010. Infatti confrontando gli andamenti stagionali dell'NO e dell'NO₂, nelle restanti stagioni, vediamo che quando c'è un aumento delle concentrazioni di NO, corrisponde un aumento di NO₂; questo probabilmente perché l'NO₂ viene a formarsi nei processi di combustione insieme all'NO, e quindi necessariamente aumentando uno aumenterà anche l'altro. Invece vediamo che gli andamenti estivi di questi due inquinanti seguono un trend completamente opposto, si vede infatti che un aumento dei valori di NO porta ad una diminuzione dei valori di NO₂. Inoltre nel 2009 si hanno valori di NO quasi sempre più alti rispetto a quelli del 2010, mentre per l'NO₂ si riscontra la situazione contraria. Si potrebbe ipotizzare che valori elevati di R.S.I. nel 2009 abbiano, tramite processi foto dissociativi, portato a una maggiore produzione di NO (reazione n°6); osservando i grafici di figura 8 vediamo tuttavia che le due estati presentano valori di R.S.I. relativamente simili.

Osservando questi andamenti discordanti e il fatto che la stagione estiva 2009 presenti vari periodi di dati mancanti, è molto probabile che in questa stagione ci sia stato un malfunzionamento della centralina di rilevamento. Invece l'andamento del 2010, in cui le concentrazioni rimangono basse e incominciano ad aumentare a fine stagione con l'aumentare delle temperature, dovrebbe essere corretto.

I grafici di figura 32 relativi alle distribuzioni di frequenza dell'NO, confermano gli andamenti rilevati dallo studio delle concentrazioni medie giornaliere. Infatti vediamo che nel semestre caldo la maggior parte delle ore si distribuiscono nella fascia di concentrazione compresa tra 0 – 30 µg/m³, mentre nelle distribuzioni del semestre freddo nella fascia 12 – 102 µg/m³. Si riscontra anche in questi grafici, l'andamento anomalo rilevato per le due estati. Infatti le distribuzioni di queste due

stagioni assumono due andamenti completamente diversi e difficilmente interpretabili. L'estate 2009 presenta una distribuzione polimodale, con molti picchi compresi nella fascia 6 -72 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; l'estate 2010 ha due picchi principali ben definiti, e la maggior parte delle ore che ricadono nell'intervallo di concentrazione 12 – 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Anche per l'NO, andiamo a studiare l'andamento del giorno tipo (grafici di figura 34). Vediamo che le concentrazioni tendono a crescere dalle ore 4.00, raggiungendo il loro massimo verso le 6.00 – 7.00 nel semestre caldo e verso le 8.00 – 9.00 nel semestre freddo. Nelle ore pomeridiane le concentrazioni calano e ricominciano a crescere nelle prime ore serali (19.00 – 20.00 nel semestre freddo, 20.00 -21.00 nel semestre caldo). Questo slittamento tra i due semestri è dovuto al diverso orario in cui sorge il sole e di conseguenza al diverso inizio delle attività umane. Confrontando i grafici del giorno tipo dell'NO, con quelli dell'NO₂ (grafici di figura 33) vediamo che le concentrazioni tendono ad accumularsi qualche ora in anticipo rispetto a quelle dell'NO₂. Questo perché gli NO in atmosfera portano attraverso un ciclo fotochimico alla formazione di NO₂. Dai grafici relativi al semestre freddo vediamo, che questi tendono ad assumere un aspetto molto più schiacciato a causa dell'aumento delle emissioni e dell'abbassarsi dello strato di rimescolamento atmosferico in questo semestre. Dall'analisi dei grafici appena illustrati, possiamo affermare che le concentrazioni di NO rilevate sono sicuramente dovute ad attività antropiche, e in gran parte da traffico veicolare. Infatti i due picchi registrati corrispondono alle partenze e ai rientri dal luogo di lavoro.

Dai grafici Polari di figura 36, vediamo che si registrano le concentrazioni maggiori di NO con venti che soffiano circa dalle stesse direzioni individuate per l'NO₂. Essendo l'NO₂ derivato dall'ossidazione dell'NO nei processi di combustione, è ovvio che si rilevino le maggiori concentrazioni con venti che soffiano dalle stesse direzioni, essendo inoltre le sorgenti emissive le medesime.

Anche l'analisi dei grafici 3D di figura 38, ci portano alle stesse conclusioni raggiunte per l'NO₂. Infatti anche in questo caso le concentrazioni tendono a diminuire con l'aumentare della velocità del vento. Questo è indice di un inquinamento di tipo diffuso nell'area di studio.

Dai grafici 3D relativi alla variazione della concentrazione in funzione dell'aumento della velocità del vento, vediamo che l'aria monitorata è caratterizzata da un

inquinamento diffuso, perché con l'aumento della velocità del vento le concentrazioni di NO e NO₂ tendono a diminuire, per tutte le direzioni del vento.

4.4.2.CONFRONTI CONCENTRAZIONI NORMATIVA

In tabella 4 sono confrontate le concentrazioni di NO₂ e NO_x, la seconda data dalla somma di NO₂ più NO (orarie e giornaliere), rivelate durante il biennio di monitoraggio con i relativi limiti di legge.

	Periodo di integrazione	Valore limite	Superamenti	Valore massimo rivelato
Valore limite orario per la protezione della salute umana	1 ora	200 µg m ⁻³ NO ₂ da non superare più di 18 volte per un anno civile	Nessuno	176,14µg m ⁻³ NO ₂ rilevati in Febbraio 2010
Soglia di allarme	3 ore consecutive	400 µg m ⁻³ NO ₂ in un sito rappresentativo della qualità di un'area di almeno 100 km ² oppure in una intera zona o un agglomerato, nel caso siano meno estesi	Nessuno	176,51µg m ⁻³ NO ₂ rilevati in Marzo 2011
Valore limite annuale per la protezione della salute umana	Anno civile	40 µg m ⁻³ NO ₂	Media anno 2010 = 66,15 µg m ⁻³	
Valore limite annuale per la protezione della vegetazione	Anno civile	30 µg m ⁻³ NO _x	Media anno 2010 = 109,39 µg m ⁻³	

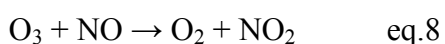
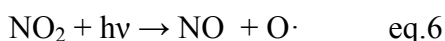
Tabella 4 - Confronto fra le concentrazioni massime di ossidi di Azoto (orarie, giornaliere e annuali) rivelate e i relativi limiti di legge

Osservando della tabella 4 è evidente che le concentrazioni orarie di biossido di azoto rivelate nell'area monitorata sono significativamente inferiori ai limiti imposti dalla legge mentre i valori relativi al "Valore limite annuale per la protezione della salute umana" e di "Valore limite annuale per la protezione della vegetazione" di NO_x sono superiori ai rispettivi limiti annuali.

4.5. OZONO

L'ozono (O₃) è una molecola allotropica dell'elemento chimico ossigeno. E un gas tossico di colore azzurro dal tipico odore pungente; essendo costituito da molecole instabili, formate da tre atomi di ossigeno, queste molecole tendono a scindersi facilmente, liberando ossigeno molecolare (O₂) e un atomo di ossigeno altamente reattivo. Per queste sue caratteristiche l'Ozono, è un energetico ossidante, capace di reagire sia con materiali organici che inorganici [www.arpalazio.it, 2012; Royal society, 2008]. E' naturalmente presente in una fascia al di sopra della troposfera, fra i 15 e i 50 km di altitudine, corrispondente con la stratosfera (denominata anche ozonosfera). In questa fascia la concentrazione dell'ozono tende nel tempo a rimanere costante, grazie all'instaurarsi di un equilibrio chimico tra le reazioni di formazione e quelle di fotolisi che avvengono per l'assorbimento della radiazione solare [Sherwood R.F., 2006]. Invece l'ozono presente nella troposfera, è un inquinante di tipo secondario, che si forigina da una complessa serie di reazioni, che coinvolgono l'azione della radiazione solare sugli NO_x e sugli idrocarburi presenti in atmosfera [Thompson A. M., 1996; E.P.A., 2003]. La presenza dell'ozono nella stratosfera, è di fondamentale importanza, in quanto protegge la troposfera e la vita presente in essa, dalle dannose radiazioni ultraviolette emesse dal sole. Nella Stratosfera l'ozono è generato grazie all'azione della radiazione solare (lunghezza d'onda minore di 240 nm) sulle molecole di ossigeno, che porta alla dissociazione di questa in due atomi di ossigeno; gli atomi di ossigeno liberati da questa reazione, sono altamente reattivi e si combinano rapidamente con una molecola di O₂ per dare ozono. A loro volta le molecole di ozono assorbono la radiazione ultravioletta di lunghezza d'onda compresa tra i 240 e i 340 nm, con liberazione di una molecola e un atomo di ossigeno. In definitiva, questi sono processi in equilibrio dinamico, e fa sì che la concentrazione di ozono nella stratosfera rimanga pressoché costante [www.arpalazio.it, 2012].

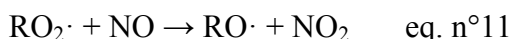
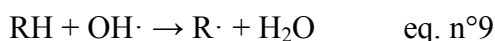
La sequenza di reazioni sotto riportata, costituisce invece il ciclo foto-stazionario dell'ozono, che si verifica naturalmente nella troposfera in zone scarsamente inquinate senza determinare episodi di inquinamento fotochimico



Se l'equilibrio dinamico delle tre reazioni non viene perturbato da fattori esterni, le concentrazioni di O₃, NO₂ e NO entrano in poco tempo in uno stato stazionario e non subiscono notevoli variazioni. Al contrario, in atmosfere inquinate da idrocarburi, la formazione di biossido di azoto, di tipo secondario, segue anche vie alternative a quelle dell'eq.8, che non implicano la rimozione dell'ozono, e così si tende ad avere un accumulo di quest'ultimo [Salvadori, E. 2008].

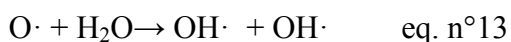
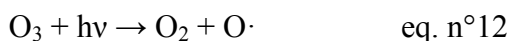
Nell'ultimo secolo la concentrazione di fondo dell'ozono nella troposfera è quasi raddoppiata, e nelle aree maggiormente industrializzate è aumentata con un tasso dell'1-2% per anno negli ultimi dieci anni [Collins W.J et al., 2000; Ashmore M.R., 2005]. Si vede infatti, che nella bassa troposfera l'aumento di O₃ è direttamente collegato alle emissioni di ossidi di azoto, in particolare attraverso l'ossidazione di precursori come il biossido di azoto, e ai composti organici volatili [Stein A.F. et al., 2005].

Per spiegare questo fenomeno è necessario considerare la dinamica degli ossidi di azoto. Si vede dalla reazione n°8 che il monossido di azoto va a reagire con l'Ozono, in una reazione di ossidazione, che porta alla formazione di biossido di azoto e ossigeno molecolare, con conseguente rimozione di ozono. Tuttavia in atmosfere inquinate da idrocarburi, la via di formazione del biossido di azoto di tipo secondario spesso procede anche per altre vie, oltre a quella mostrata della reazione n°8.



Il biossido di azoto è formato anche dall'ossidazione del monossido di azoto ad opera dei radicali perossido (RO₂·), reazioni n°9-10-11. Questi radicali si formano dalla degradazione fotochimica degli idrocarburi volatili (RH) per opera dei radicali ossidrilici (OH), e per la sua successiva reazione con l'ossigeno atmosferico (reazioni n°9 e n°10). Quando si è in questa situazione si ha la conversione di NO in NO₂, senza il consumo di O₃ [Jenkin M.E. e Clemitshaw K.C., 2000]. Si deve anche considerare che l'O₃ non è solo il risultato a livello qualitativo dei processi appena descritti, ma funge anche da catalizzatore. Infatti l'O₃, con radiazione solare, subisce dissociazione ad opera della radiazione solare (lunghezza d'onda 280-300 nm)

portando alla formazione di atomi di ossigeno eccitati che reagendo con il vapore d'acqua atmosferico, danno ulteriore radicale ossidrilico [Salvadori E., 2008].



Tutte le reazioni analizzate ci permettono di comprendere, che in un atmosfera inquinata da ossidi di azoto e idrocarburi volatili, si tende ad avere accumulo di ozono, per il verificarsi di processi ossidativi dei precursori con il fondamentale innesco della radiazione solare incidente e temperature sufficientemente alte.

Quindi è naturale che il problema delle alte concentrazioni di ozono si presenti prevalentemente nei mesi estivi, nelle soleggiate e durante le ore più calde della giornata. Inoltre l'ozono può subire anche trasporto a lungo raggio dopo la sua formazione; questo comporta che vengono rilevate concentrazioni elevate anche a grandi distanze determinando il rischio di esposizioni significative in gruppi di popolazione relativamente distanti dalle principali fonti di inquinanti, e la possibilità di effetti sulla componente vegetale delle aree agricole e boschive che circondano le città. [www.regione.vda.it, 2012].

Effetti sulla salute e sulla vegetazione

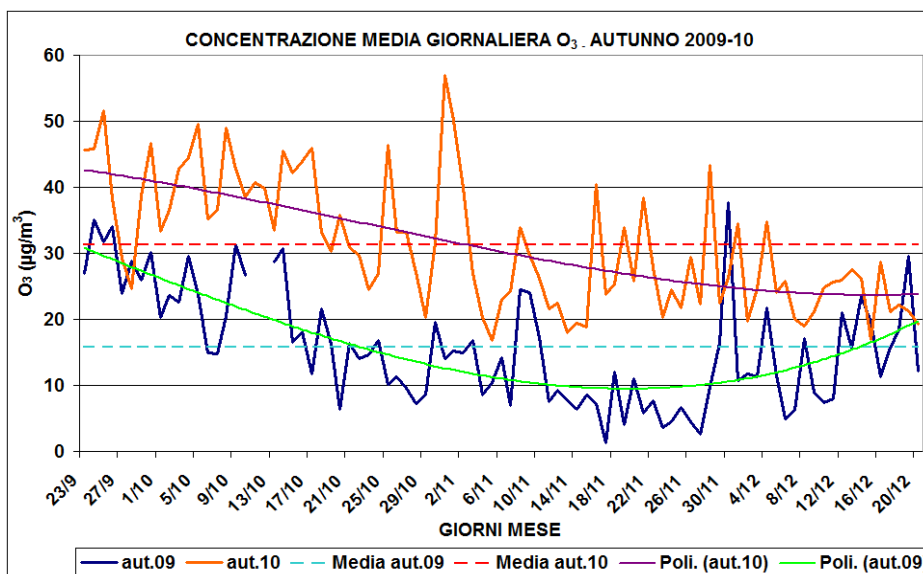
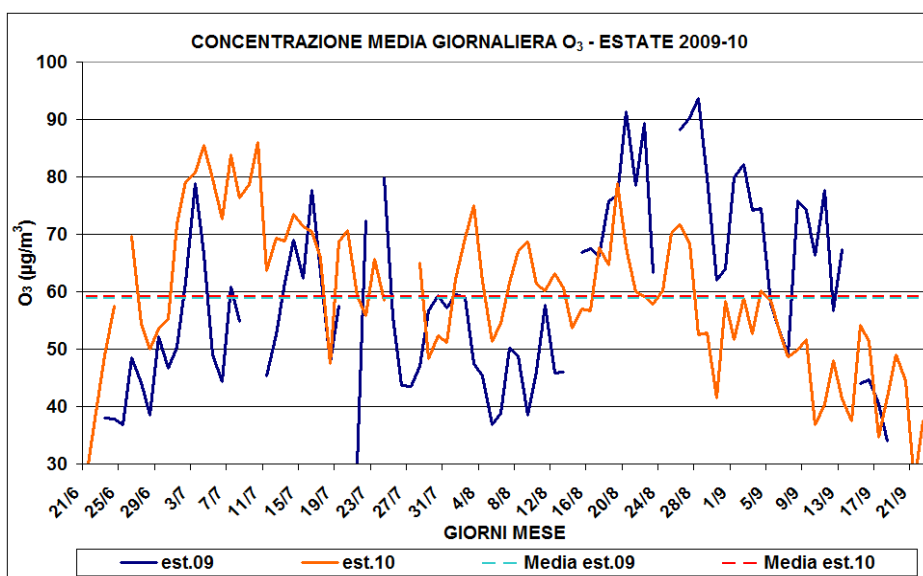
I principali effetti dell'O₃ si evidenziano a carico delle vie respiratorie, in cui si riscontra l'induzione di una risposta infiammatoria ed alterazioni della permeabilità sia degli epitelii di rivestimento sia degli endoteli vascolari [Lippman M., 1989]. Queste alterazioni portano ad una riduzione della funzionalità polmonare, fino alla possibilità di edemi polmonari.

I danni causati alla vegetazione, ed in particolare alle foreste, dovuti all'azione dell'Ozono sono rilevanti, infatti questo inquinante insieme alla SO₂, è uno degli elementi che incide maggiormente degli elementi boschivi. La parte della pianta che viene colpita prima è l'apparato fogliare, e i danni che insorgono possono poi diffondersi a tutta la pianta. Il gas penetra attraverso gli stomi, e questo processo è favorito se si è in presenza di vapor acqueo che ne aumenta l'apertura, si riscontrano inoltre segni di invecchiamento prematuro, riduzione dell'attività di fotosintesi,

riduzione dell'immagazzinamento dei carboidrati, del vigore e della capacità riproduttiva e necrosi. [E, Gottardini E. e al., 2012; Nali C. e Ferretti M., 2007].

4.5.1 ANALISI DEI DATI

L'ozono ha un ruolo centrale nella chimica atmosferica. È in gran parte responsabile del riscaldamento stratosferico tramite l'assorbimento delle dannose radiazioni UV; determina largamente la capacità ossidante della troposfera, ed è un importante *gas serra*. La scoperta del *buco nell'ozono* sull'Antartide ha richiamato l'attenzione anche sul bilancio globale dello strato di ozono. In questa sezione verranno presentati i principali grafici relativamente all'inquinante Ozono nell'area di Tesserà, e posti in relazione con i molti fattori che determinano il complicato andamento stagionale e giornaliero di questo inquinante.



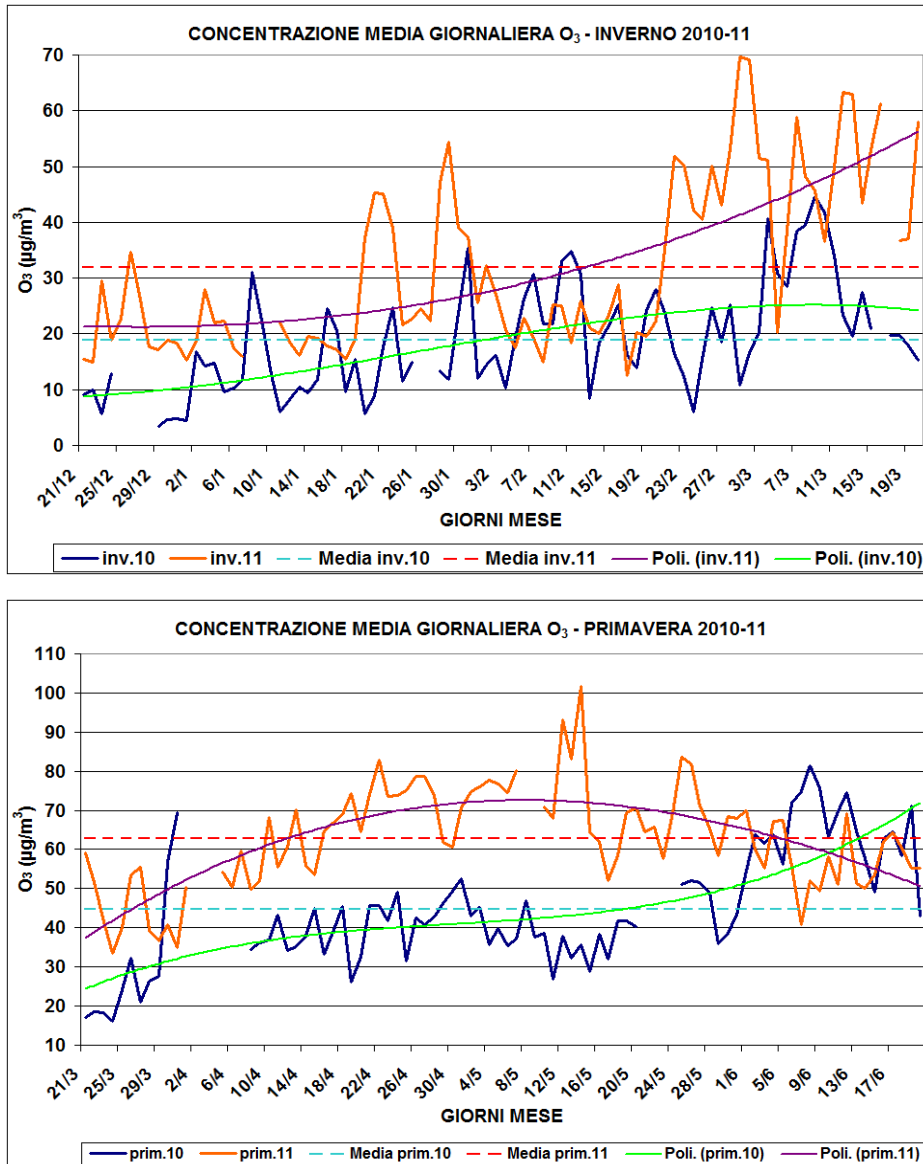


Figura 40 - Grafici concentrazione media giornaliera ozono

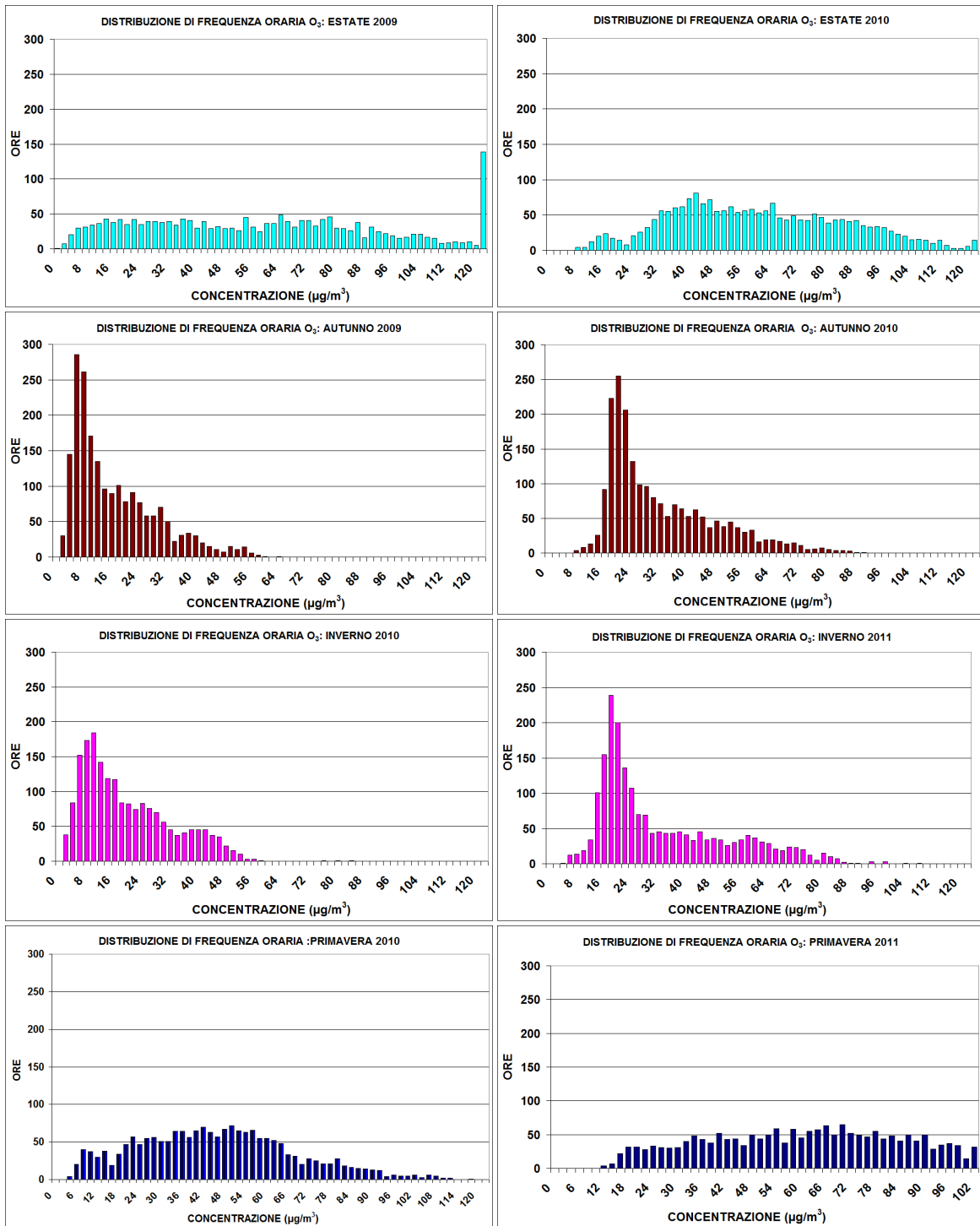


Figura 41 - Distribuzioni di frequenza stagionali ozono

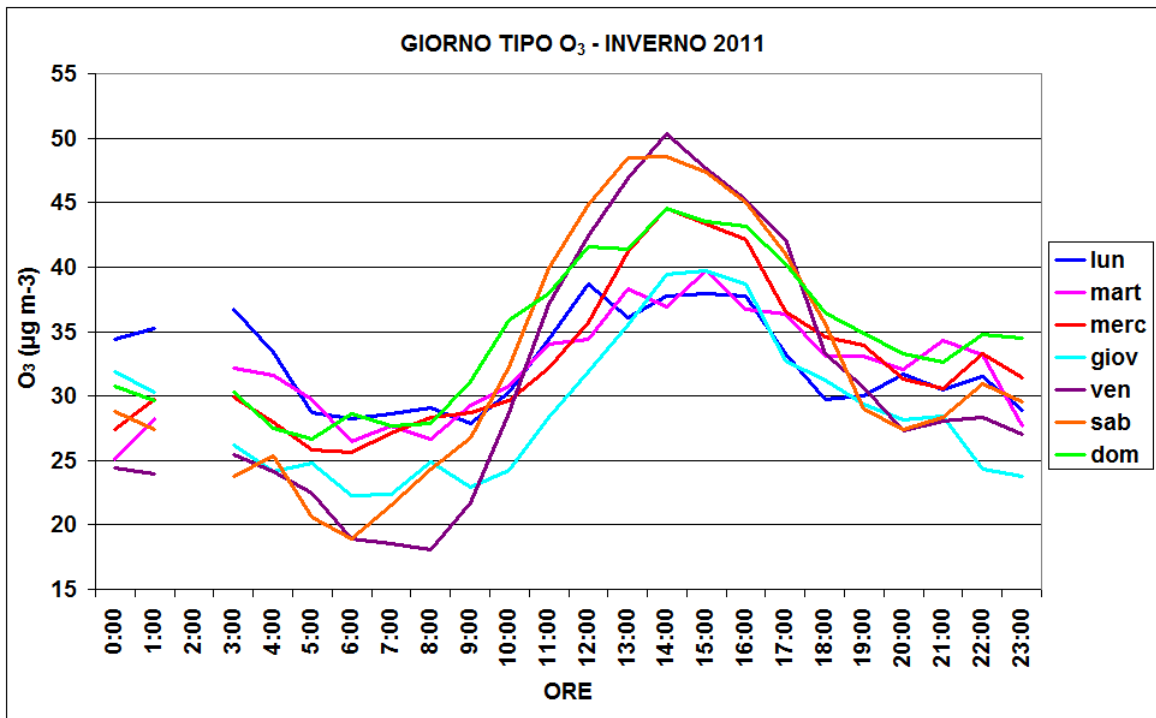
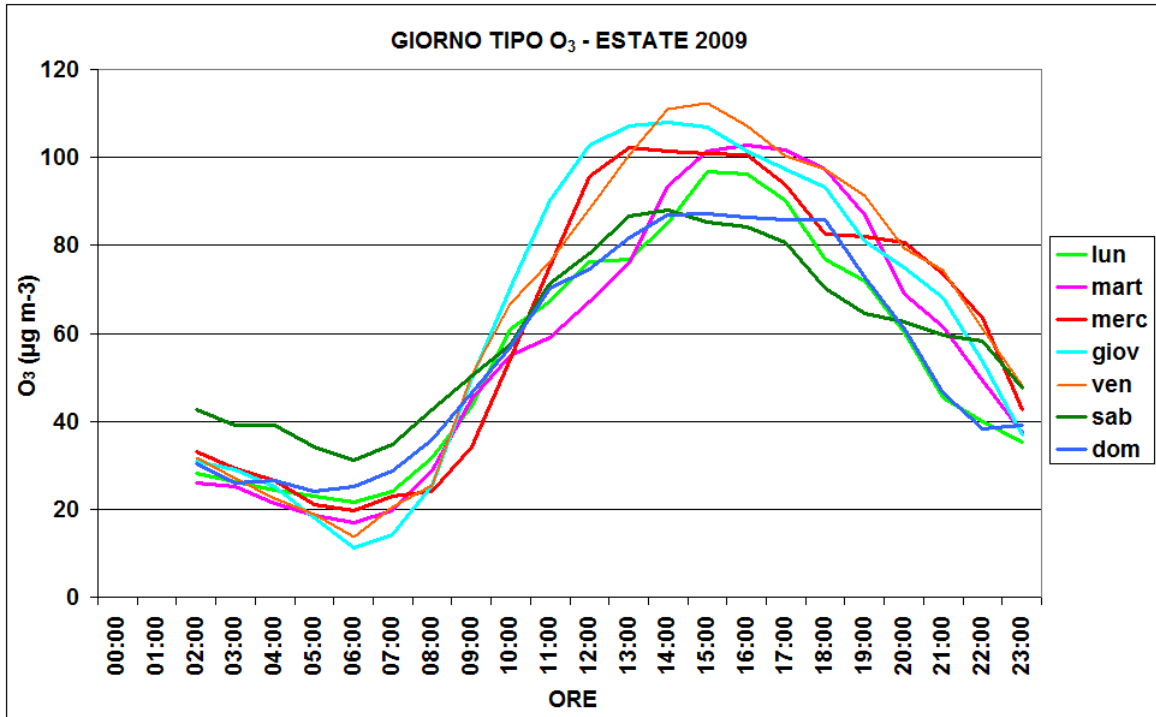


Figura 42 - Andamento del giorno tipo della concentrazione di O₃ estate 2009 e inverno 2011.

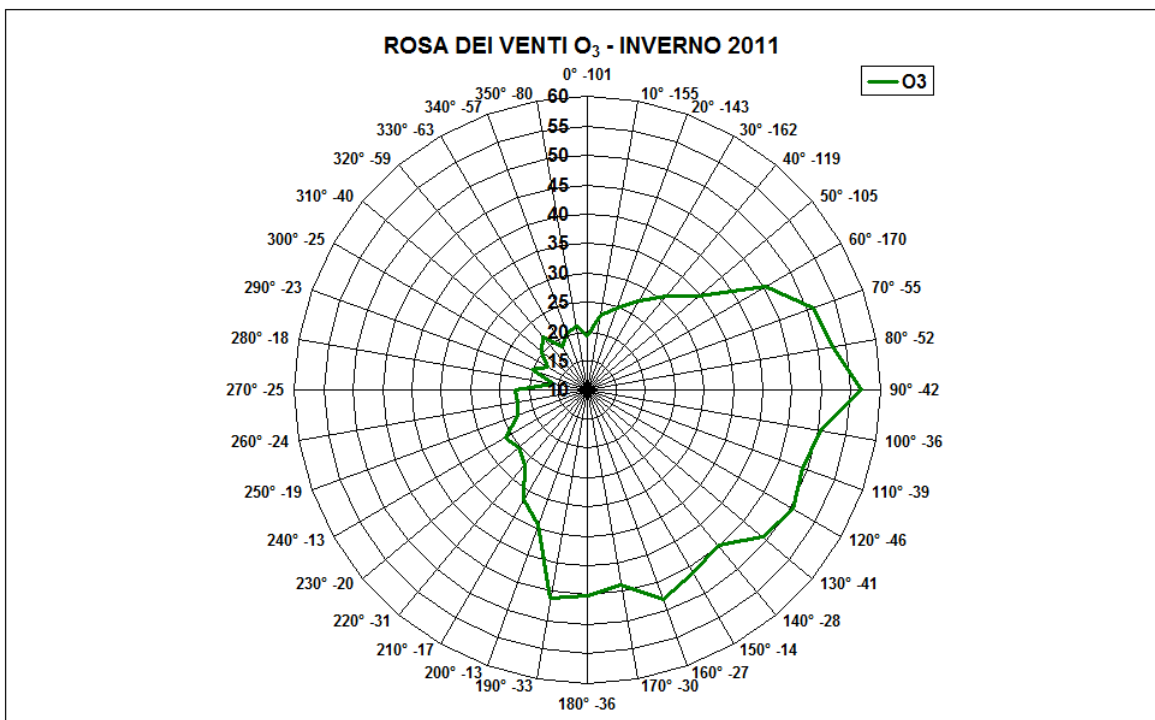
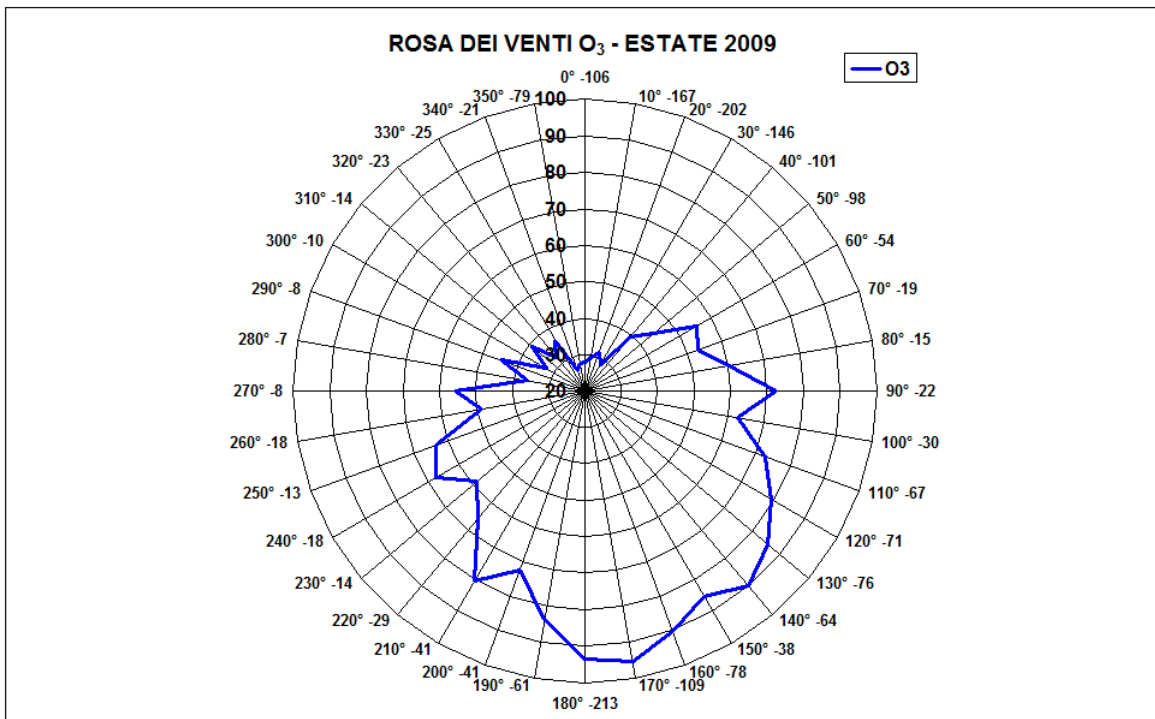


Figura 43 - Andamento della concentrazione media di O₃ in funzione della direzione del vento per l'estate 2009 e l'inverno 2011

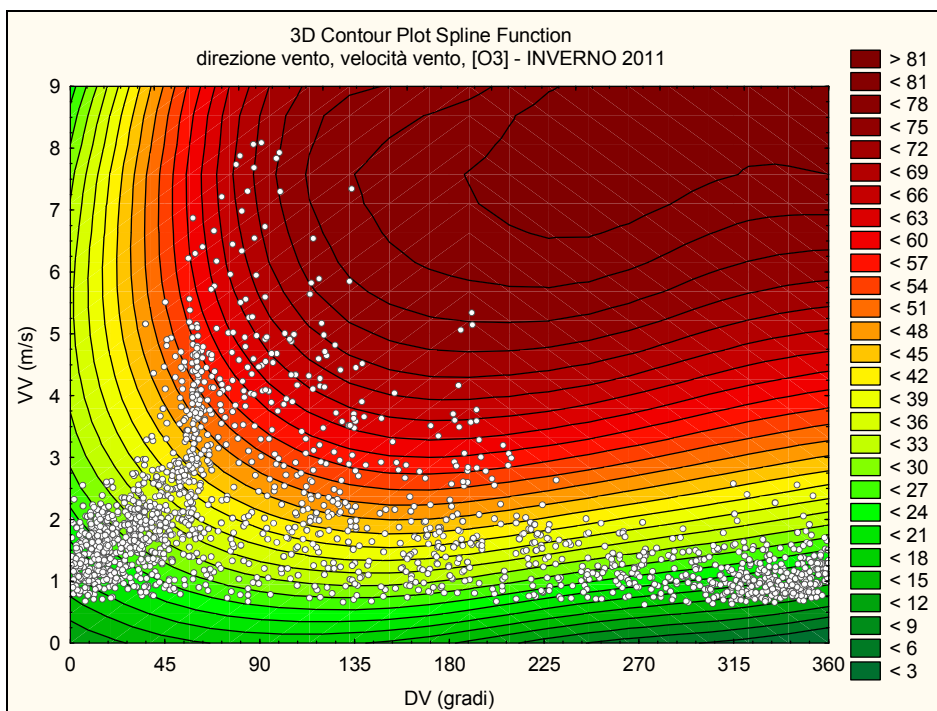
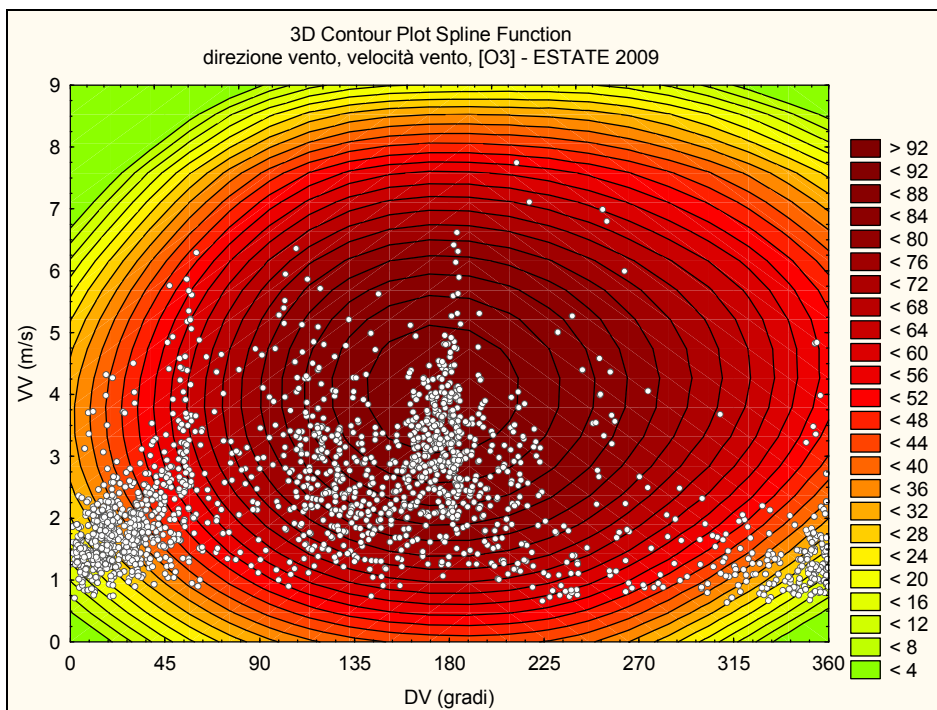


Figura 44 - Concentrazione di O₃ in funzione della direzione e velocità del vento per l'estate 2009 e inverno 2011

Osservando i grafici di figura 40 relativi alla “concentrazione media giornaliera” dell’ozono, riusciamo a cogliere un chiaro andamento stagionale. Le concentrazioni più basse si registrano nella stagione invernale, in cui è evidente un andamento crescente di queste in funzione del crescere delle temperature di fine stagione. Questa tendenza prosegue in primavera, mentre in estate le concentrazioni mostrano un andamento “rumoroso” attorno a valore medio, mostrando i valori di concentrazione più elevati dell’anno e incominciando a diminuire solo sul finire della stagione. Nella stagione autunnale, si osserva invece una netta diminuzione delle concentrazioni man mano che la stagione avanza. Quest’andamento che è tipico dell’ozono [Liji M. D. and Prabha R. N., 2011, Logan A.J, 1985], è dovuto al forte legame che c’è tra la genesi di questo inquinante, che è di tipo secondario, e il parametro meteorologico della R.S.I. e la presenza di precursori. Infatti come mostrato dalla reazione n°6, la presenza di elevata R.S.I. costituisce l’innescò fondamentale per il ciclo di reazioni che porta all’accumulo nella troposfera dell’O₃. Questa relazione si può evidenziare ponendo a confronto i grafici di figura 8, relativi all’andamento giornaliero della R.S.I., e i grafici di figura 40. Si nota subito che dove i valori della R.S.I. crescono, aumentano anche le concentrazioni dell’ozono, e dove la prima tende a calare anche le concentrazioni di ozono diminuiscono. Questo forte legame tra l’R.S.I. e l’Ozono verrà ulteriormente indagato ulteriormente nel successivo capitolo, con l’analisi dei coefficienti di correlazione.

Dai grafici di figura 40, l’autunno 2010, l’inverno 2011 e la primavera 2011, presentano valori di concentrazione media stagionale (riportati nei grafici) quasi doppi rispetto alle stesse stagioni dell’anno precedente. Tuttavia dall’analisi e dai confronti dei parametri meteo principali che influiscono sulle concentrazioni di ozono (R.S.I., temperatura, precipitazioni, e intensità del vento) e dalle concentrazioni medie giornaliere dei precursori NO₂ e NO (grafici di figura 29 e 30), non si riesce ad individuare un parametro che in modo maggiore rispetto agli altri, influisca sull’andamento rilevato nelle tre stagioni. Oltre L’R.S.I. nella comprensione dell’andamento dell’ozono nel corso delle stagioni, è di fondamentale importanza andare a effettuare un confronto con le concentrazioni degli ossi di azoto. Per quanto riguarda l’NO₂, la sua relazione con l’ozono è dovuta alle reazioni di foto dissociazione (eq. n°6) in cui in presenza di R.S.I., si va a originare l’atomo di ossigeno altamente reattivo, il quale si andrà a combinare con l’ossigeno atmosferico, per formare ozono (eq. n°7-8). Osservando e ponendo a confronto i grafici di figura

40 e 29, relativi alle concentrazioni medie giornaliere di ozono e biossido di azoto, si vede che in estate e in primavera i picchi corrispondono, il giorno stesso o nei giorni immediatamente successivi a picchi di concentrazione di ozono. In inverno e in autunno questa relazione risulta molto meno evidente, molto probabilmente per il diminuire dei valori di R.S.I. che innescano le reazioni di dissociazione dell' NO_2 e per l'abbassarsi dello strato di rimescolamento atmosferico.

Invece si coglie in maniera molto più netta una relazione tra le concentrazioni di O_3 e quelle di NO , ponendo a confronto i grafici di figura 40 e quelli di figura 30, relativi all'andamento della concentrazione media giornaliera dell' NO . Vediamo che quando le concentrazioni di Ozono sono più alte quelle di NO sono più basse. Questo perché l' NO in presenza di O_3 tende a ossidare producendo NO_2 e O_2 , questo rende impossibile la coesistenza di grandi concentrazioni di questi gas. Le concentrazioni di O_3 tendono a ridursi in vicinanza di sorgenti di NO , come strade ad alta intensità di traffico e aree urbane, mentre risultano molto spesso più elevate proprio nelle aree meno popolate come quelle rurali, vista l'alto tempo di residenza in atmosfera dell'ozono (1 mese).

Dallo studio delle distribuzioni di frequenza (grafici di figura 41), vediamo che nel semestre caldo queste assumono un aspetto molto più appiattito rispetto alle distribuzioni del semestre freddo, distribuendo le concentrazioni rilevate su un range molto ampio ($5\text{-}120 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Sempre in questo semestre si vede che le concentrazioni comprese tra $60\text{-}120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hanno un numero di conteggi molto più elevati rispetto al semestre freddo, che ne mostra un numero maggiore per concentrazioni comprese tra $5\text{-}60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Questo lo si può ricollegare a quanto visto per gli andamenti stagionali (grafici di fig. 40), in cui si è riscontrato un andamento crescente delle concentrazioni di ozono nelle stagioni con valori più elevati di R.S.I. (estate-primavera).

Nei grafici stagionali dell'autunno 2010, della primavera 2011 e dell'inverno 2011 si sono osservati valori di concentrazione media stagionale quasi doppi rispetto alle stesse stagioni dell'anno precedente, questo lo si ritrova anche nelle corrispettive distribuzioni. Infatti queste distribuzioni risultano traslate nell'asse delle concentrazioni verso valori più elevati rispetto a quelle dell'anno precedente, mostrando quindi un numero di conteggi maggiore per valori di concentrazioni maggiore.

I grafici di figura 42 ci mostrano l'andamento del giorno tipo dell'inquinante ozono. Vediamo che le concentrazioni di O_3 incominciano a crescere a partire dalle ore 7.00, questo perché con il sorgere del sole incomincia a crescere anche l'R.S.I., parametro fondamentale per l'innesco delle reazioni che portano alla genesi di questo inquinante. Le concentrazioni di ozono raggiungono il loro massimo attorno alle 15.00-16.00, quando la R.S.I. è massima (grafico di figura 10). Dopo questo picco le concentrazioni registrate incominciano man mano a calare, mantenendosi su valori bassi durante tutta la notte a causa dell'assenza di radiazione solare incidente. Utile è il confronto con gli andamenti del giorno tipo dei precursori, NO (grafici di figura 34) e NO_2 (grafici di figura 33). Vediamo che dove l'ozono raggiunge il suo valore massimo, questi due presentano i valori minimi. Questo abbassamento dei valori è dovuto sicuramente all'alzarsi in queste ore dello strato di rimescolamento atmosferico che favorisce la dispersione degli inquinanti, al diminuire delle emissioni da parte del traffico veicolare nelle ore pomeridiane, ma anche ai processi foto dissociativi che portano alla formazione dell'ozono in presenza di elevata R.S.I. Infatti vediamo dall'eq.6 e 7 che la fotolisi dell' NO_2 porta ad un aumento dei valori di concentrazione dell'ozono. La sera a causa della diminuzione della R.S.I. e dell'aumento dei precursori per il secondo picco emissivo dovuto al rientro nelle abitazioni, tramite l'eq.8, si ha la distruzione dell'ozono ad opera dell'NO con formazione di NO_2 .

Si osserva, quindi che la concentrazione atmosferica di Ozono cresce con l'aumentare della radiazione solare incidente e della temperatura atmosferica in presenza di elevate quantità di ossi dell'azoto o per la presenza di composti organici volatili (COV). Infatti, come è stato mostrato nella parte introduttiva di questo inquinante, i radicali idroperossili e perossili, formati dall'ossidazione degli idrocarburi, reagendo con l'NO, favoriscono l'accumulo di ozono, poiché producono NO_2 che per fotolisi darà ozono e impediscono la distruzione dello stesso tramite la reazione n°6. Poiché da altri studi relativi alla nostra area di studio [Valotto G., 2012] si vede che le concentrazioni dei COV sono basse e che i loro andamenti giornalieri non presentano un andamento che giustifichi la formazione di ozono dalla loro influenza, nell'ambito del nostro studio si può ipotizzare che la variazione della concentrazione di ozono sia dovuta per la maggior parte alla variazione dei parametri atmosferici (R.S.I. e T°). Per quanto riguarda i week-end non si registrano concentrazioni minori in questi gironi, al contrario di quanto si è visto per altri

inquinanti; questo molto probabilmente è dovuto alla forte influenza della R.S.I., che in quanto parametro meteorologico è ovviamente slegato da ritmi antropici.

Procedendo con l'analisi dell'inquinato ozono, andando a studiare le rose dei venti stagionali (grafici di figura 43). Vediamo che in tutti e due gli anni relativi allo studio di tesi, le concentrazioni massime rilevate, si hanno con venti che soffiano dalle direzioni comprese tra i 100° e 250° (ESE-WSW) nel semestre caldo e tra i 50° e 200° (NE-SW) nel semestre freddo. Le potenziali sorgenti di precursori dell'Ozono, poste in queste direzioni rispetto alla centralina, sono i taxi di trasporto passeggeri, il cui scalo è posto in direzione SW e anche lo stesso aeroporto Marco Polo, le cui piste di atterraggio-decollo sono esattamente in direzione SE-E rispetto alla centralina. Nelle vicinanze non si riscontrano altre potenziali sorgenti. Le aree urbane di Mestre, Carpendo, Marghera e la strada Triestina poste ad Ovest non sembrano, dall'analisi delle rose dei venti essere sorgenti rilevanti per l'Ozono secondario.

I grafici 3D di figura 44 sono ottenuti fittando con una funzione spline la direzione, la VV e la concentrazione di ozono. Vediamo da questi grafici che le concentrazioni dell'ozono aumentano in funzione dell'aumento della velocità del vento, sia nel semestre caldo e sia nel semestre freddo. Quando in questa tipologia di grafici si osserva questa variazione della concentrazione con l'aumentare della velocità del vento, ci viene data l'indicazione di potenziali sorgenti distanti rispetto alla centralina di rilevamento. Questo perché in condizioni atmosferiche stabili, come spesso si rilevano nella nostra area di studio (grafici di figura 16) il processo di trasporto degli inquinanti domina su quello dispersivo.

Tuttavia la causa per cui con l'aumentare della velocità del vento la concentrazione di ozono aumenta lungo tutte le direzioni è dovuto al fatto che la velocità del vento, come è stato anche descritto nel capitolo relativo ai parametri meteo e mostrato nei grafici di fig. 12-13-42, mediamente è maggiore proprio durante le ore più calde della giornata, ore in cui anche l'ozono presenta i valori massimi, essendo T e R.S.I. parametri fondamentali per la sua formazione. Bisogna considerare inoltre che sempre nell'orario in cui i valori di RSI e O₃ sono massimi, i venti soffiano prevalentemente da ENE –SSW (grafico di figura 15), portandoci erroneamente ad individuare, tramite le rose dei venti di fig.43, come sorgenti emmissive principali l'aeroporto nelle vicinanze o le aree urbane di Venezia e Iesolo. Quindi la causa per cui con l'aumentare della velocità del vento le concentrazioni di ozono aumentano lungo tutte le direzioni è dovuta al fatto che la velocità del vento mediamente è

maggiore proprio durante le ore più calde come evidenziato dai grafici di fig. 12-13 e 9, portando erroneamente quindi a far credere che le sorgenti di precursori siano poste a una certa distanza. Quindi l'area nei pressi dell'Aeroporto Marco Polo è soggetta ad un inquinamento di tipo diffuso da O₃.

4.5.2 CONFRONTI CONCENTRAZIONI NORMATIVA

In tabella 5 sono confrontate le concentrazioni orarie massime di O₃ rivelate durante il biennio di monitoraggio con i relativi limiti di legge.

O ₃	Periodo di integrazione	Valore soglia	Superamenti
Valore obiettivo (a) per la protezione della salute umana	Media su 8 ore massima giornaliera ²	120 µg m ⁻³ da non superare per più di 25 giorni per anno civile come media su 3 anni	Nessun superamento nell'anno civile 2010
Valore obiettivo per la protezione della vegetazione	AOT40 ³ calcolato sulla base dei valori di 1 ora da maggio a luglio	18000 µg m ⁻³ h come media su 5 anni	Dati insufficienti Nel 2010 5818,6 µg m ⁻³ h
Obiettivo a lungo termine (b) per la protezione della salute umana	Media su 8 ore massima giornaliera nell'arco di un anno civile	120 µg m ⁻³	Nessun superamento nell'anno civile 2010
Obiettivo a lungo termine per la protezione della vegetazione	AOT40, calcolato sulla base dei valori di 1 ora da maggio a luglio	6000 µg m ⁻³	Dati insufficienti Nel 2010 5818,6 µg m ⁻³ h
Soglia di informazione (c)	Media di 1 ora	180 µg m ⁻³	Nessuno. Valore massimo

² La massima concentrazione media su 8 ore rilevata in un giorno è determinata esaminando le medie consecutive su 8 ore, calcolate in base a dati orari e aggiornate ogni ora. Ogni media su 8 ore in tal modo calcolata è assegnata al giorno nel quale la stessa termina; conseguentemente, la prima fascia di calcolo per ogni singolo giorno è quella compresa tra le ore 17.00 del giorno precedente e le ore 01.00 del giorno stesso; l'ultima fascia di calcolo per ogni giorno è quella compresa tra le ore 16.00 e le ore 24.00 del giorno stesso.

³ Per AOT40 (espresso in µg m⁻³ ora) si intende la somma delle differenze tra le concentrazioni orarie superiori a 80 µg m⁻³ (= 40 parti per miliardo) e 80 µg m⁻³ rilevate in un dato periodo di tempo, utilizzando solo i valori orari rilevati ogni giorno tra le 8:00 e le 20:00, ora dell'Europa centrale (CET).

Soglia di allarme (d)	Media di 1 ora ⁴	240 $\mu\text{g m}^{-3}$	rivelato: 108 μgm^{-3} Il 3/7/2010
<p>(a) Valore obiettivo: livello fissato al fine di evitare a lungo termine effetti nocivi sulla salute umana e sull'ambiente nel suo complesso. La verifica del conseguimento dei valori obiettivo per le concentrazioni di ozono nell'aria è effettuata, per la prima volta nel 2013 sulla base della media dei superamenti dei tre anni precedenti per i valori concernenti la protezione della salute umana e per la prima volta nel 2015 sulla base della media dei superamenti dei cinque anni precedenti per i valori concernenti la protezione della vegetazione. Se non è possibile determinare le medie su tre o cinque anni in base ad una serie intera o consecutiva di dati annui, la valutazione della conformità ai valori obiettivo si può riferire, come minimo, ai dati relativi a:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Un anno per il valore-obiettivo ai fini della protezione della salute umana. - Tre anni per il valore-obiettivo ai fini della protezione della vegetazione. <p>(b) Obiettivo a lungo termine: livello da raggiungere nel lungo periodo mediante misure proporzionate, al fine di assicurare un'efficace protezione della salute umana e dell'ambiente.</p> <p>(c) Soglia di informazione: livello oltre il quale sussiste un rischio per la salute umana in caso di esposizione di breve durata per alcuni gruppi particolarmente sensibili della popolazione nel suo complesso ed il cui raggiungimento impone di assicurare informazioni adeguate e tempestive.</p> <p>(d) Soglia di allarme: livello oltre il quale sussiste un rischio per la salute umana in caso di esposizione di breve durata nel suo complesso ed il cui raggiungimento impone di adottare provvedimenti immediati.</p>			

Tabella 5 - Confronto fra le concentrazioni massime di O₃ rivelate durante il trimestre monitorato e i relativi limiti di legge

Osservando i dati della tabella 5 è evidente che durante il biennio di studio e nell'anno civile preso in esame (2010) non sono stati registrati superamenti dei limiti imposti dalla legge.

⁴ Ai fini dell'applicazione dell'articolo 10, comma 1, il superamento della soglia deve essere misurato o previsto per tre ore consecutive.

4.6 MONOSSIDO DI CARBONIO

Il monossido di carbonio è un gas incolore, inodore e insapore che è ubiquitario in atmosfera [W.H.O., 1999]. E' meno denso dell'aria e diffonde rapidamente negli ambienti, non è apprezzabilmente solubile in acqua ed è molto tossico per la salute umana [I.S.P.E.S.L., 2010; W.H.O., 1999; E.P.A., 2000] monossido di carbonio è emesso sia da sorgenti naturali che antropiche, le quali contano circa per il 60% della CO troposferica, come evidenziato dalla tabella n°6.

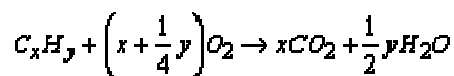
<i>Sources of Carbon Monoxide in the Environment</i>				
Table 3. Sources of carbon monoxide ^a				
	Carbon monoxide production (million tonnes per year) ^b			
	Anthropogenic	Natural	Global	Range
Directly from combustion				
Fossil fuels	500	—	500	400–1000
Forest clearing	400	—	400	200–800
Savanna burning	200	—	200	100–400
Wood burning	50	—	50	25–150
Forest fires	—	30	30	10–50
Oxidation of hydrocarbons				
Methane ^c	300	300	600	400–1000
Non-methane hydrocarbons	90	600	690	300–1400
Other sources				
Plants	—	100	100	50–200
Oceans	—	40	40	20–80
Totals (rounded)	1500	1100	2600	2000–3000

^a Adapted from Logan et al. (1981) and revisions reported by the WMO (1986).
^b All estimates are expressed to one significant figure. The sums are rounded to two significant digits.
^c Half the production of carbon monoxide from the oxidation of methane is attributed to anthropogenic sources and the other half to natural sources based on the budget of methane from Khalil & Rasmussen (1984c).

Tabella 6 - principali sorgenti di CO (W.H.O., 1999)

La sua presenza nella troposfera, ed in particolare nelle aree urbane, deriva dal fatto che la sua formazione avviene principalmente nel processo di combustione incompleta (in difetto di O₂) di combustibili fossili, cosa che ha luogo frequentemente nei motori degli autoveicoli caratterizzati da regime di marcia irregolare e a bassi regimi come quelli che si hanno nelle aree urbane ad alta intensità di traffico veicolare. Tra i motori degli autoveicoli, quelli a ciclo diesel emettono quantità minori rispetto a quelli a benzina, a motivo di una combustione più completa del carburante. La combustione del gasolio avviene in eccesso di aria, e quindi di O₂ [E.P.A., 1970; E.P.A., 2010].

Combustione incompleta di composti organici: In ogni processo di combustione che va a coinvolgere un combustibile contenente carbonio ha luogo la reazione generica seguente che, dovrebbe dar luogo solo a CO₂ e H₂O:



Di fatto, le reazioni che riguardano l'ossidazione del C coinvolte nella combustione di carbonio sono quindi essenzialmente:



La prima reazione è molto più veloce della seconda (circa 10 volte) e fa sì che si abbia CO o come prodotto intermedio (nel caso in cui ci sia O₂ a sufficienza perché abbia luogo anche la seconda reazione) o come prodotto finale (nel caso di insufficiente presenza di O₂). Se si è in presenza di eccesso d'aria e quindi di O₂, la produzione di CO è bassa, mentre, se O₂ scarseggia, si ha una combustione incompleta con conseguente diminuzione della produzione di CO₂ a favore della produzione di CO. Ciò è quanto avviene frequentemente nei motori degli autoveicoli tenuti a basso regime nei centri abitati [www.arpalazio.it, 2012; www.indoor.apat.it, 2012].

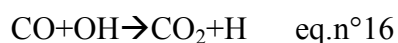
Minore è il contributo delle emissioni delle centrali termoelettriche, degli impianti di riscaldamento domestico e degli inceneritori di rifiuti, dove la combustione avviene in condizioni favorevoli alla formazione di anidride carbonica. Tra le principali sorgenti di origine naturale che portano alla formazione di CO, troviamo l'ossidazione fotochimica del metano e di altri composti organici volatili (C.O.V.), l'attività vulcanica, della vegetazione e della sua attività metabolica [[Jaffe L.S., 1968, 1973; Robinsons E. e Robbins R. C., 1969; Swimerton J.W. et al., 1971; Seiler W., 1973](#)].

I livelli di fondo della CO in atmosfera sono cambiati significativamente nelle ultime decadi. Infatti le concentrazioni globali sono diminuite in modo apprezzabile, grazie alla riduzione delle emissioni degli autoveicoli, come conseguenza dei miglioramenti tecnologici ad esse associati. Lo sviluppo delle marmitte catalitiche per gli autoveicoli, iniziato negli anni 70, è risultato in una diminuzione delle emissioni di CO, nonostante il largo aumento del numero di autoveicoli e dei km percorsi [[George C., 2001](#)]. Le località urbane con un alto uso di automobili e un

alto numero di sorgenti di emissioni stazionarie, come raffinerie e centrali elettriche, tipicamente hanno livelli di CO atmosferico maggiori, comparati con le aree rurali o con scarsa attività antropica. Nelle aree urbane, per quanto riguarda la CO, si riscontra in genere un percorso giornaliero, con le concentrazioni maggiori che si registrano durante le ore con il maggiore traffico veicolare, e i più bassi livelli, nelle ore di fermo del traffico [W.H.O., 1999; E.P.A., 2000]. Il principale percorso di degradazione della CO in ambiente si verifica attraverso la sua reazione con i radicali idrossili prodotti foto sinteticamente (85%); in aggiunta suolo e acqua (10%) possono agire come elementi di riduzione per il CO, essendo presenti in essi varie forme di microrganismi capaci di utilizzare la CO come sorgente di energia [Tolli J.D., et al. 2006; W.H.O., 1999].

Gli ossidi di carbonio sono composti generalmente piuttosto stabili alle condizioni ambientali. Le reazioni con l'ossigeno molecolare (O₂) o con il vapore acqueo, sono reazioni molto lente alle normali condizioni di pressione e temperatura.

Nella troposfera il radicale idrossile viene prodotto dalla fotolisi dell'ozono, seguita dalla reazione dell'atomo di ossigeno eccitato con il vapore acqueo, per formare due radicali idrossili [Brasseur G.P. et al., 1999; E.P.A., 2010], come evidenziato dalle equazioni n° 12-7-13 e 14. Il radicale ossidrilico reagendo con il monossido di carbonio porta alla formazione di una molecola di CO₂ e un atomo di idrogeno, il quale rapidamente reagisce con O₂ per formare il radicale perossile (HO₂) (E.P.A., 2000; Levy H., 1971).



La costante di velocità per la reazione in fase gassosa del CO con il radicale idrossile a pressione atmosferica, è stata misurata essere di $1,5 * 10^{-13} \text{ cm}^3 \text{ molecole}^{-1} \text{ sec}^{-1}$ [E.P.A., 1991]. Basandosi sulle stime delle emissioni globali e sulla costante di velocità del processo di rimozione principale, la durata media in atmosfera del CO, è calcolato essere circa 22-67 giorni. Tempi di vita medi più corti sono stati trovati ai tropici, mentre più lunghi alle alte latitudini a causa delle diverse concentrazioni atmosferiche del radicale OH.

Effetti sulla salute

gli effetti sull'ambiente sono da ritenersi sostanzialmente scarsi o trascurabili, al contrario risulta estremamente tossico sull'uomo. Il CO si lega con l'emoglobina con un'affinità 210-280 volte più grande dell'ossigeno [W.H.O., 1999; Fierro M.A., et al. 2001; Kao L.W., Nañaga K.A., 2004]. Questo legame riduce la capacità del sangue di trasportare ossigeno, e interferisce con il rilascio dell'ossigeno ai tessuti. L'indebolimento del trasporto dell'ossigeno può interferire con la respirazione cellulare e causare ipossia. A livello cellulare il CO si lega inoltre con emoproteine come la mioglobina, il citocromossidasi, il triptofano ossigenasi e la dopamina idrossilasi [W.H.O., 1999; Fierro M.A., et al. 2001]. La proteina che con maggiore facilità viene inibita da alte presenze di carbossiemoglobina nel sangue è la mioglobina, che abbonda nei muscoli e nel miocardio. Bassi livelli di mioglobina causano ridotta capacità di trasporto dell'ossigeno dal sangue ai mitocondri. Il CO si lega anche con il citocromossidasi, l'enzima terminale nella catena di trasporto degli elettroni mitocondriale, inibendo così la respirazione cellulare e risultando in un metabolismo anaerobico. Il CO può attraversare anche la barriera placentare, ponendo così lo sviluppo del feto a rischio [Fierro M.A., et al. 2001]. Nel feto, il gas interferisce con lo sviluppo degli organi, in particolare il cervello, e può provocare la morte nel periodo perinatale. Il CO non è un tossico di tipo cumulativo, poiché la carbossiemoglobina è facilmente dissociabile, e una volta cessata l'esposizione, l'emoglobina viene riconvertita in ossiemoglobina e il CO eliminato attraverso i polmoni. La vita media del CO nel sangue in un adulto è di circa 2-5 ore [Fierro M.A., et al. 2001], e l'eliminazione diventa più lenta man mano che le concentrazioni decrescono. Non c'è evidenza di effetti di carcinogenicità o di mutagenicità. I gruppi più sensibili agli effetti del CO sono gli individui affetti da malattie cardiache, gli anemici e le donne in gravidanza [W.H.O., 1999; Penney D.G., 2007; A.T.S.D.R., 2012]

4.6.1 ANALISI DEI DATI

Osservando i grafici di figura 45, relativi all'andamento della concentrazione media giornaliera del CO, vediamo che per il primo anno di monitoraggio (giugno 2009-giugno 2010) preso in considerazione nella tesi, le concentrazioni tendono a rimanere stabili nel range 0,20-0,40 mg/m³, salvo che nella primavera dello stesso anno in cui queste hanno un andamento crescente con il tempo. Anche nel 2010 si rileva un andamento molto particolare, infatti l'estate presenta un trend stabile durante tutta la stagione, mentre nelle tre restanti stagioni si hanno dei picchi nei primi quindici giorni e poi le concentrazioni si riportano sui valori rilevati durante l'estate. Dal confronto con altri studi su questo inquinante [W.H.O., 1999; Derwent R.G. et al., 1998; Jhy J.L. et al, 1994; Shindell D.T. et al., 2006; Henne S. et al, 2007], si vede che l'andamento osservato a Tesserà nei due anni, è completamente differente da quello tipico riportato in questi studi. Infatti viene osservato che il CO tenderebbe a crescere durante la stagione fredda e a diminuire nella stagione calda. Questo trend annuale è dovuto all'aumento delle emissioni, legate principalmente al traffico veicolare e all'uso dei riscaldamenti domestici, e per l'abbassarsi dello strato di rimescolamento atmosferico con il diminuire delle temperature.

Andando ad osservare i grafici di figura 46, relativi al "giorno tipo" stagionale vediamo che, l'inquinante mostra un trend molto particolare. Nelle due estati, nei due autunni e nelle due primavere prese in considerazione dalla tesi, vediamo che le concentrazioni incominciano a crescere attorno alle ore 5.00 del mattino, raggiungendo il valore massimo attorno alle ore 13.00; ricominciano poi a calare, raggiungendo di nuovo verso le ore 21.00 i valori minimi. Per i due inverni si osserva un andamento rumoroso, con vari picchi di concentrazione durante tutto l'arco della giornata.

Essendo una delle sorgenti principali di CO il traffico veicolare, il trend riscontrato dai grafici sopra esposti, non sembra seguire un andamento che sia relazionabile con i movimenti tipici giornalieri degli autoveicoli, come si riscontra invece per altri inquinanti come gli NO_x. Infatti da letteratura [Jhy J.L. et al, 1994; Mohan G. K., 2006; Jaffe L.S., 1968; W.H.O., 1999] la variazione della CO dovrebbe seguire un trend che dipende principalmente dalle attività umane. La concentrazione ambientale della CO è generalmente correlata in modo positivo con il traffico veicolare e il suo volume; i più alti livelli di correlazione si hanno dove il traffico è più elevato. Si osservano nella maggior parte degli studi due picchi, corrispondenti all'aumento del

traffico nel mattino, tra le ore 7.00 – 9.00, quando le persone si dirigono verso il posto di lavoro, e nel tardo pomeriggio per il rientro. Molto spesso il picco della mattina porta a concentrazioni di CO più elevate rispetto a quelle del picco serale, poiché l'altezza dello strato di rimescolamento è più basso nelle ore mattutine, e perciò inibisce il rimescolamento verticale che aiuta a disperdere la CO. Nel tardo pomeriggio e nelle prime ore della sera, si ha un aumento della turbolenza atmosferica, che risulta dall'attività solare del giorno, la quale alza lo strato di mescolamento portando a concentrazioni di CO più basse rispetto a quelle misurate nella mattina [E.P.A., 2000-2010]. Questo trend giornaliero, essendo direttamente correlato con il volume di traffico, mostra una variazione nei giorni del fine settimana, cioè tendenzialmente in questi giorni le concentrazioni rilevate sono più basse [W.H.O., 1999]. Quindi l'andamento che si è registrato, relativo ai due anni presi in considerazione, si discosta in modo netto dall'andamento tipico giornaliero della CO. Al fine di poter ulteriormente indagare questo andamento particolare, abbiamo studiato i dati, forniti dall'ARPAV, relativi ad altre centraline nella zona di studio, così da poter confrontare i loro andamenti giornalieri e stagionali, con l'andamento rilevato dalla centralina dell'Ente Zona. Le centraline prese in considerazione sono quella di San Donà (background situata in zona urbana), Mira-Via Oberdan (background situata in zona urbana), Chioggia (background situata in zona urbana), Spinea-Viale San Remo (background situata in zona urbana), Mestre-Parco Bissuola (background situata in zona urbana), Marghera-Via Fratelli bandiera (traffico in zona urbana), Marghera-Via Beccaria (background situata in zona urbana), Malcontenta-Via Lago di Garda (stazione industriale situata in zona urbana), Mestre-Via Tagliamento (stazione traffico situata in zona urbana), Favaro Veneto-Via Monte Cervino (background situata in zona urbana).

Dal confronto, tra i grafici di fig.45 relativi all'andamento giornaliero del CO presso la stazione dell'EZI e quelli di fig.46-47, relativi ai dati ARPAV, si coglie una netta differenza. Infatti quelli relativi ai dati ARPAV, si discostano nettamente dall'andamento ritrovato a Tessera, ma seguono il tipico andamento giornaliero riportato negli studi relativi alla CO [J.-J. LIU et al.,1994; Mohan G. K., 2006; Jaffe L.S., 1968; W.H.O., 1999].

Inoltre nei grafici di fig. 49, vengono messe a confronto invece le concentrazioni medie stagionali, relative ai dati della centralina E.Z.I e quelle relative ai dati ARPAV. Dalle elaborazioni grafiche ottenute dai dati ARPAV si riesce ad

individuare il tipico andamento stagionale della CO, con concentrazioni che aumentano nella stagione fredda e diminuiscono in quella calda, mentre da quelle relative ai dati della centralina EZI si vede un andamento irregolare che non segue dinamiche correlabili ad attività di tipo antropico o a parametri meteo

Molto probabilmente ci deve essere stato un errore nella calibrazione dello strumento analitico o nella scelta della concentrazione standard della bombola di calibrazione.

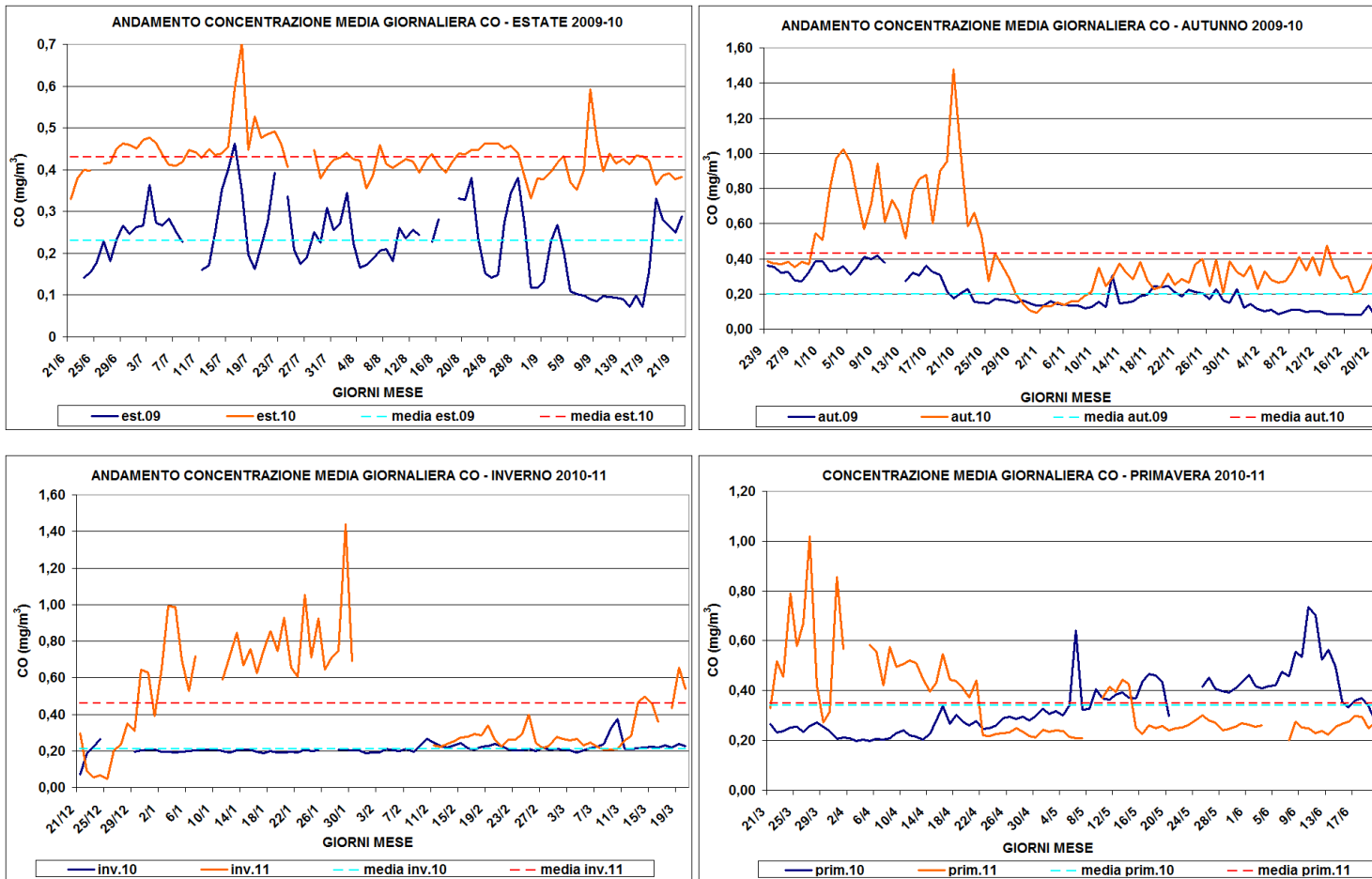


Figura 45 - Andamenti concentrazione media giornaliera stazione Tessera

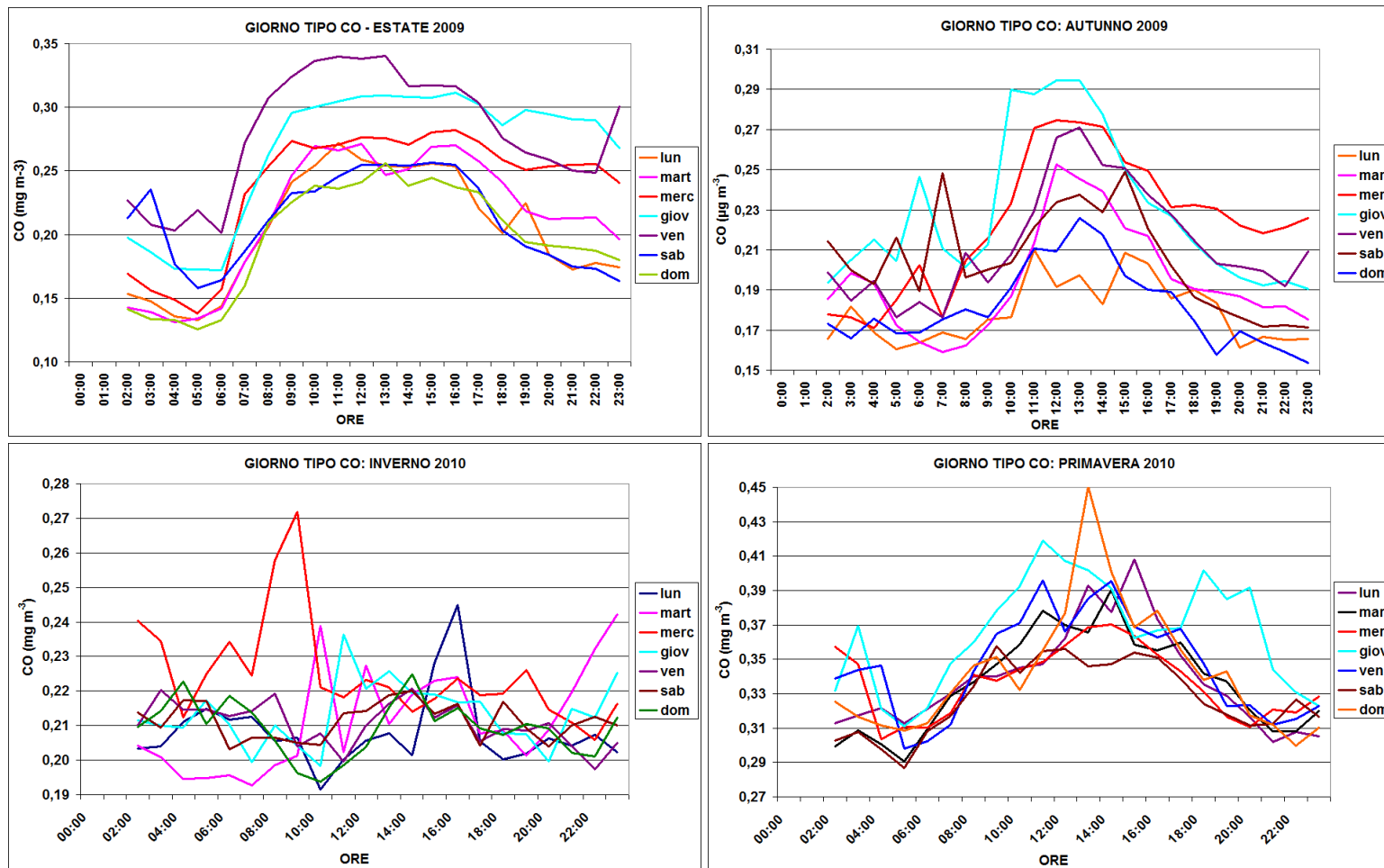


Figura 46 - Andamento del giorno tipo della concentrazione di CO presso la centralina EZI-Tessera.

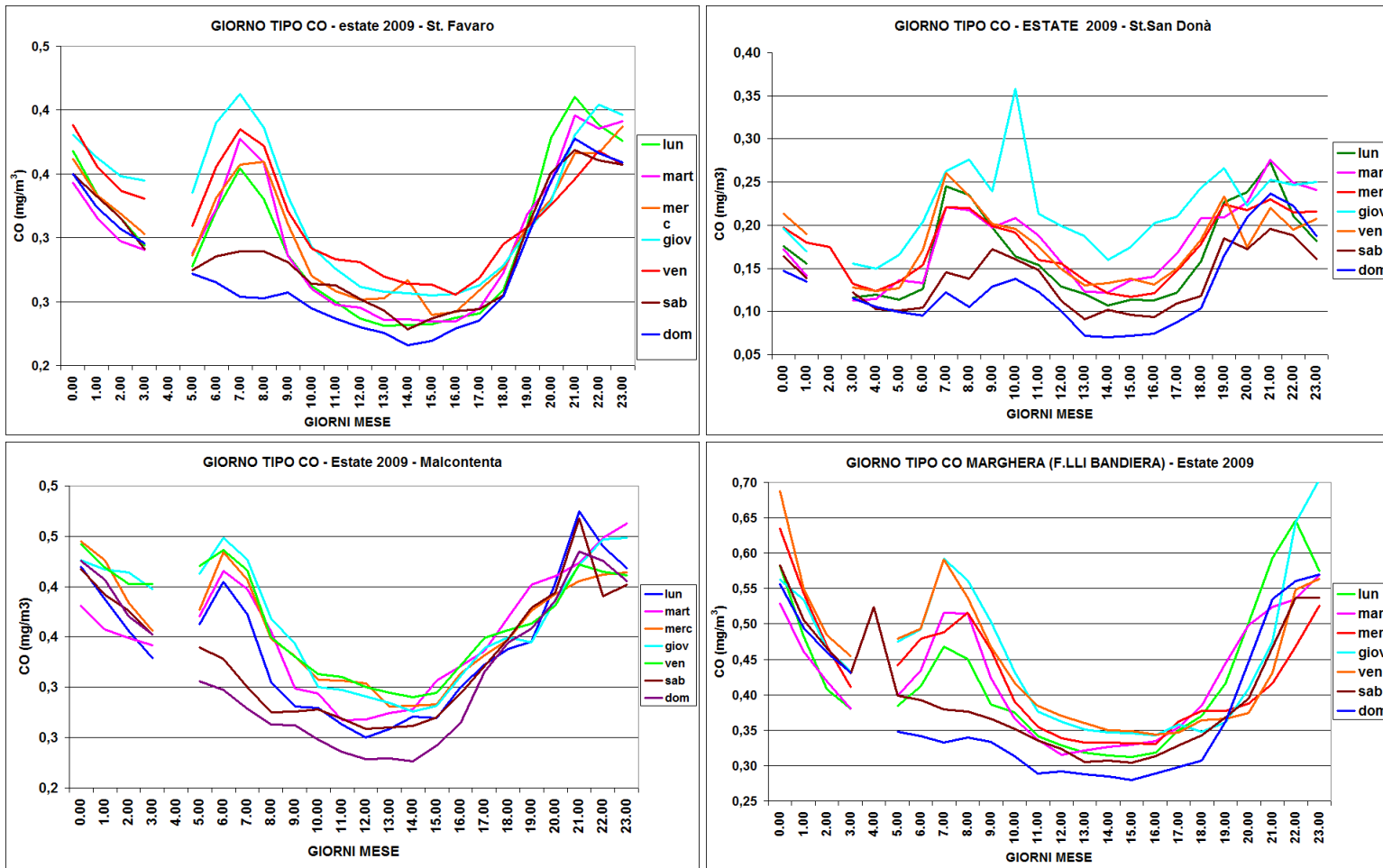


Figura 47 - Andamenti del giorno tipo della concentrazione di CO stazioni ARPAV.

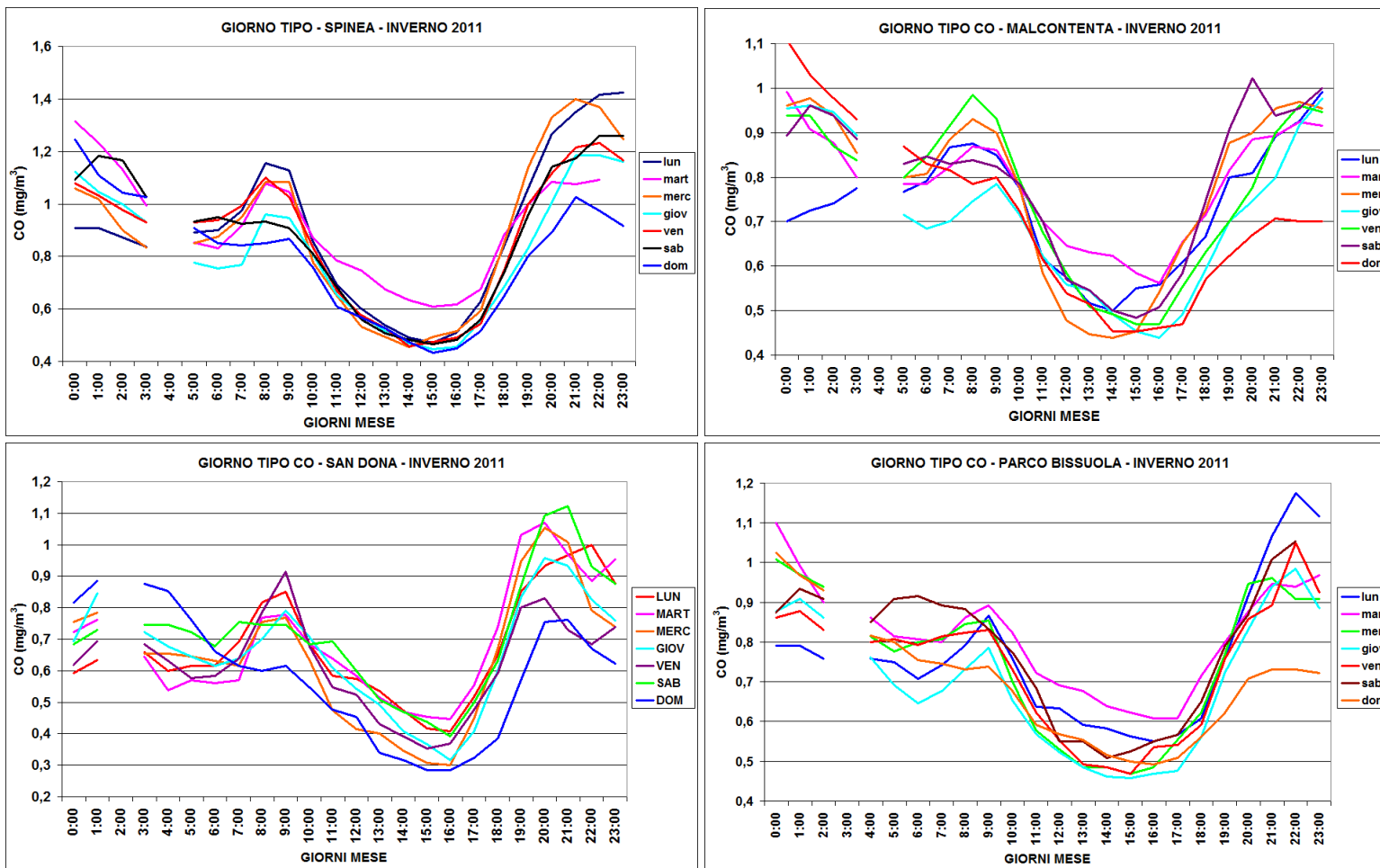


Figura 48 - Andamento del giorno tipo della concentrazione di CO stazioni ARPAV

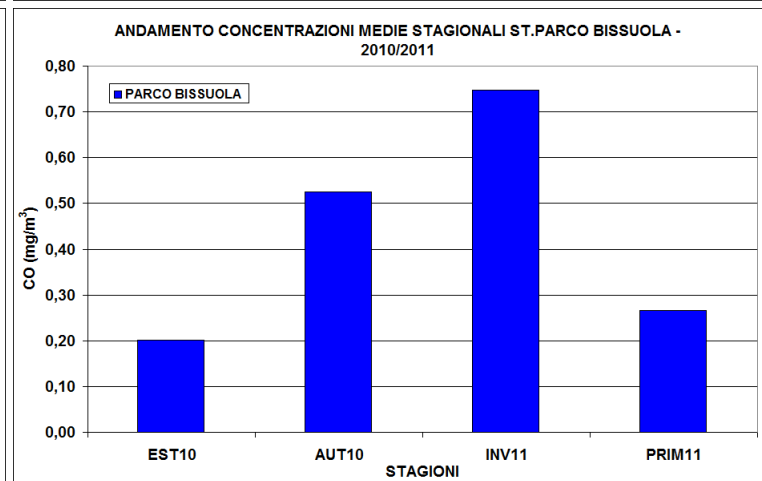
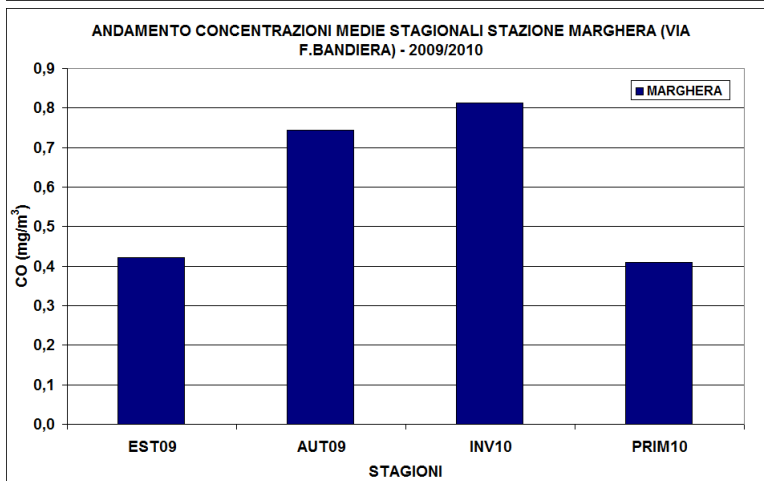
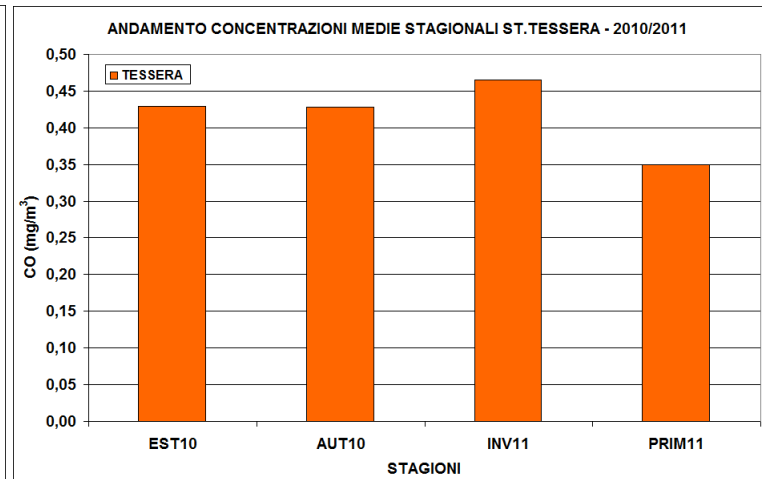
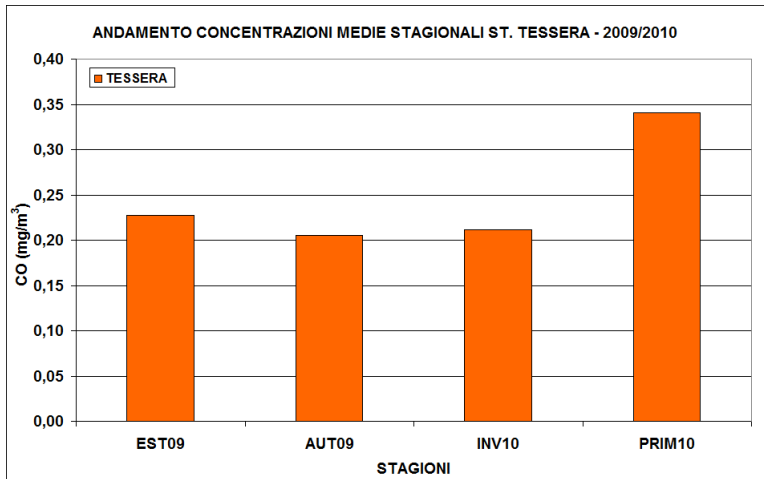


Figura 49 - Andamenti concentrazioni medie stagionali CO.

4.7 CORRELAZIONE

In questa sezione andremo ad analizzare ulteriormente e cercheremo di trovare conferme alle relazioni che sono state individuate nei capitoli precedenti della tesi tra i vari inquinanti monitorati e i parametri meteorologici che ne influenzano la concentrazione e la distribuzione in atmosfera.

Utile per questa finalità è lo studio del “coefficiente di correlazione”. La correlazione è un indice che informa sul grado di interdipendenza di due variabili. In questo studio verrà preso in considerazione il coefficiente di correlazione di Pearson (Bravis-Pearson). Date due variabili statistiche X e Y, l'indice di correlazione di Pearson è definito come la loro covarianza divisa per il prodotto delle deviazioni standard delle due variabili:

$$\rho_{xy} = \frac{\sigma_{xy}}{\sigma_x \sigma_y}$$

Dove

σ_{xy} , è la covarianza tra X e Y

σ_x, σ_y , sono le due deviazioni standard

Se:

$\rho_{xy} > 0$, le variabili x e y si dicono *direttamente correlate*, oppure *correlate positivamente*;

$\rho_{xy} = 0$, le variabili x e y si dicono *incorrelate*;

$\rho_{xy} < 0$, le variabili x e y si dicono *inversamente correlate*, oppure *correlate negativamente*.

Per la correlazione diretta si distingue inoltre:

$0 < \rho_{xy} < 0,3$: *correlazione debole*;

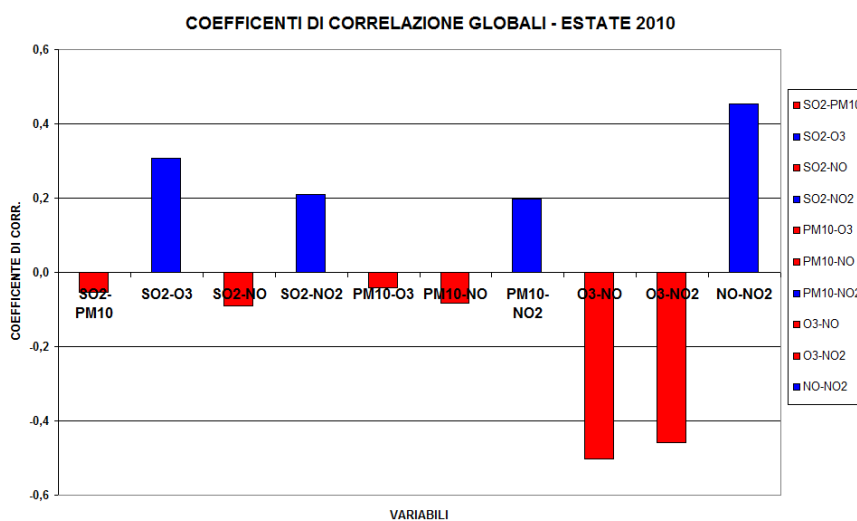
$0,3 < \rho_{xy} < 0,7$: *correlazione moderata*;

$\rho_{xy} > 0,7$: *correlazione forte*

Una correlazione positiva significa che al crescere di una variabile, l'altra tende ugualmente a crescere, viceversa una correlazione negativa significa che al crescere di una variabile, l'altra tende a decrescere. E' importante ricordare che un valore assoluto basso o nullo di correlazione non deve essere interpretato come assenza di una qualsiasi forma di relazione tra le due variabili; potrebbe essere assente invece solo una relazione di tipo lineare o esistere relazioni di tipo non lineare, espresse da curve di ordine superiore.

Quando siamo in presenza di un'unica sorgente che disperde in un mezzo una miscela di composti caratterizzata da precisi e costanti rapporti stechiometrici, a meno dell'insorgere di reazioni chimiche o di differenti cinetiche di trasporto, il rapporto fra le concentrazioni rimane costante nello spazio e nel tempo. Nel caso invece in cui più sorgenti non localizzate nello stesso sito, emettano miscele di inquinanti caratterizzate da differenti rapporti stechiometrici, nello stesso mezzo dispersivo il rapporto fra le varie concentrazioni dei composti emessi non è costante nello spazio e nel tempo. Quindi nel primo caso avremo tra i composti considerati un alto grado di correlazione, nel secondo caso invece un basso grado di correlazione.

Sulla base di quanto detto sopra e osservando i grafici di figura 50, che mostrano il coefficiente di correlazione globale (considerando tutte le direzioni del vento contemporaneamente), è evidente che nell'area monitorata sono presenti diverse sorgenti di inquinanti, perché le relative concentrazioni presentano un basso (<0.5) coefficiente di correlazione globale ad eccezione delle ovvie coppie di ossidi di azoto. L'elevato grado di correlazione ($\rho_{xy-est10} = 0,5$; $\rho_{xy-inv11} = 0,7$) tra questi due inquinanti, è dovuto al forte legame chimico che li unisce, infatti l'NO₂ è un inquinante secondario che si forma insieme all'NO nei processi di combustione.



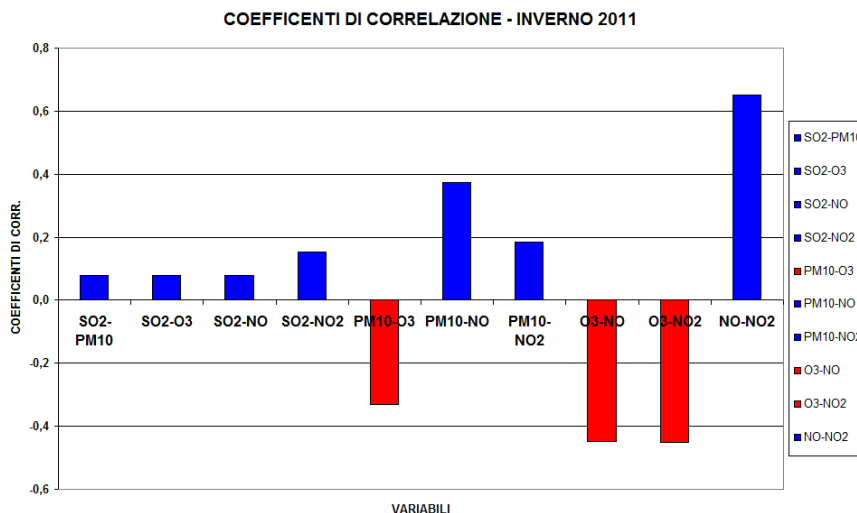
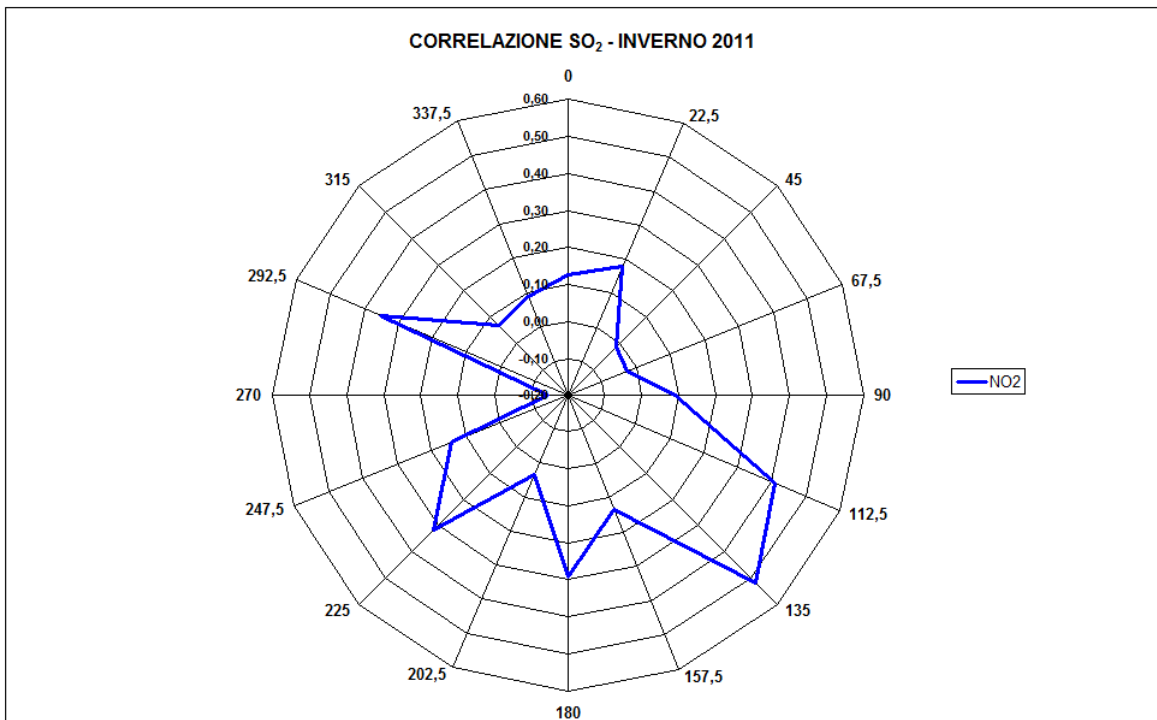
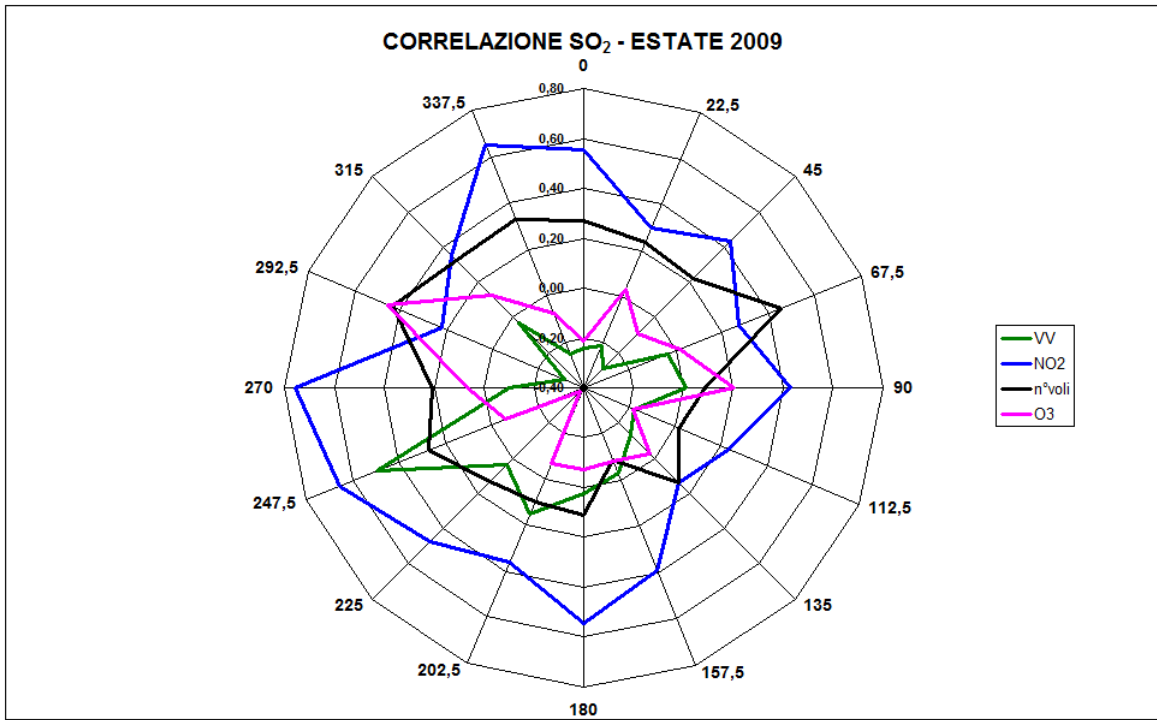
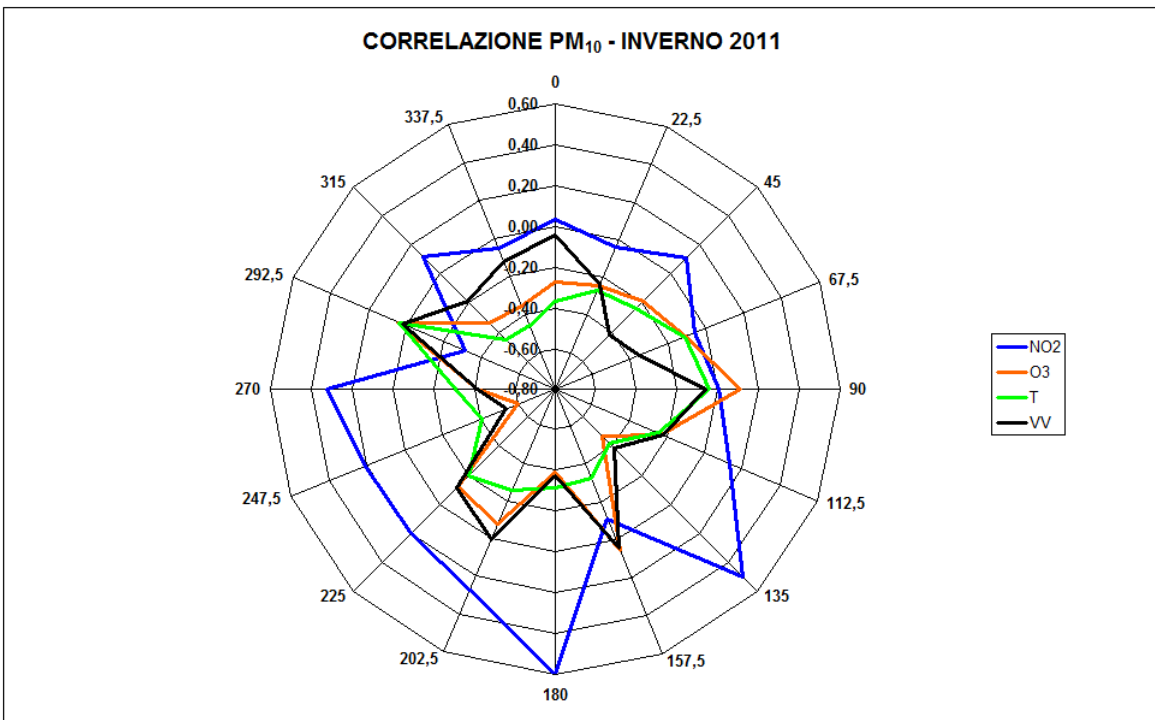
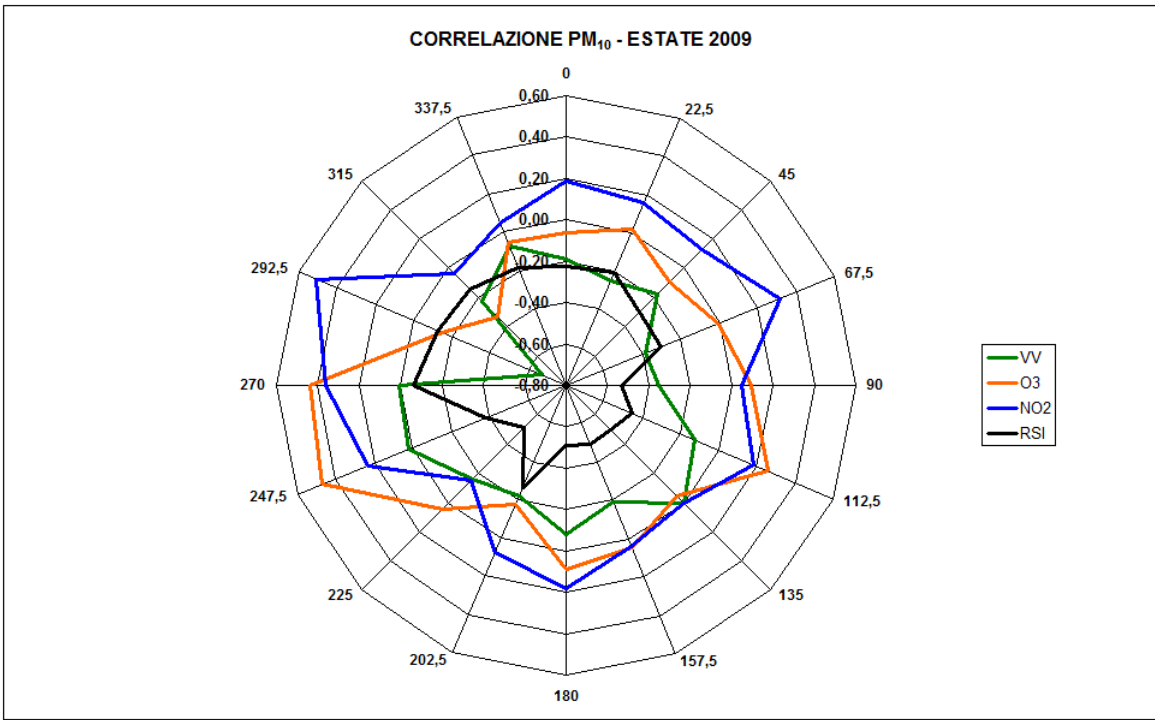


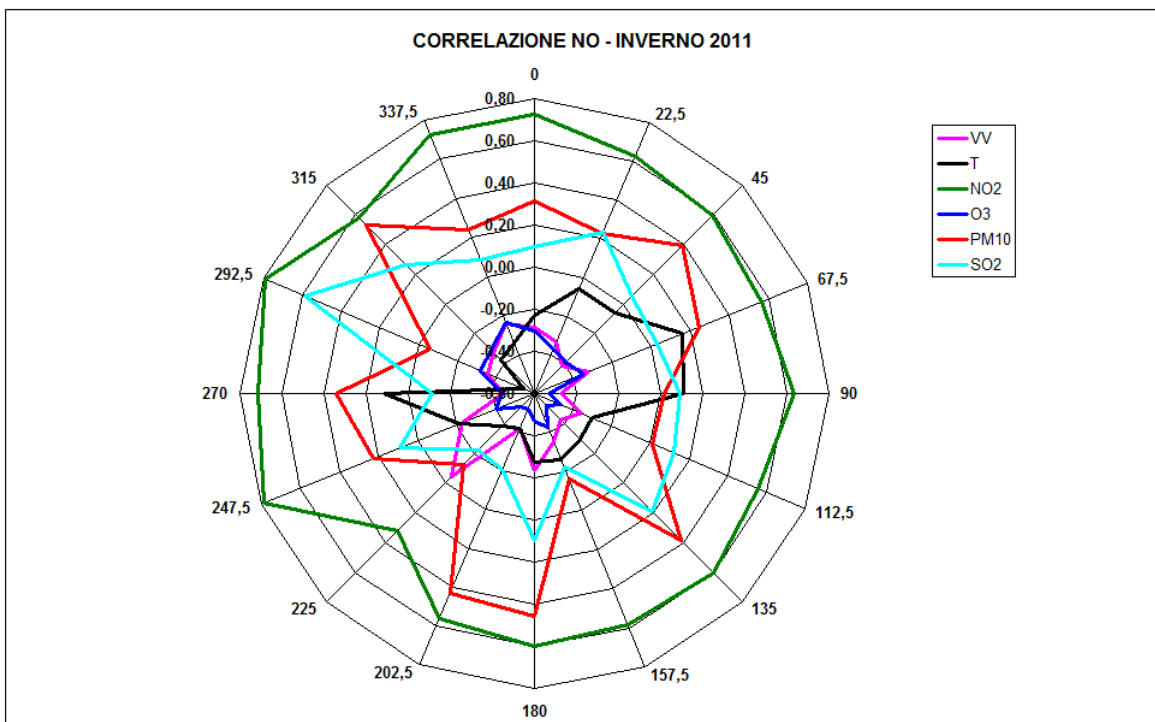
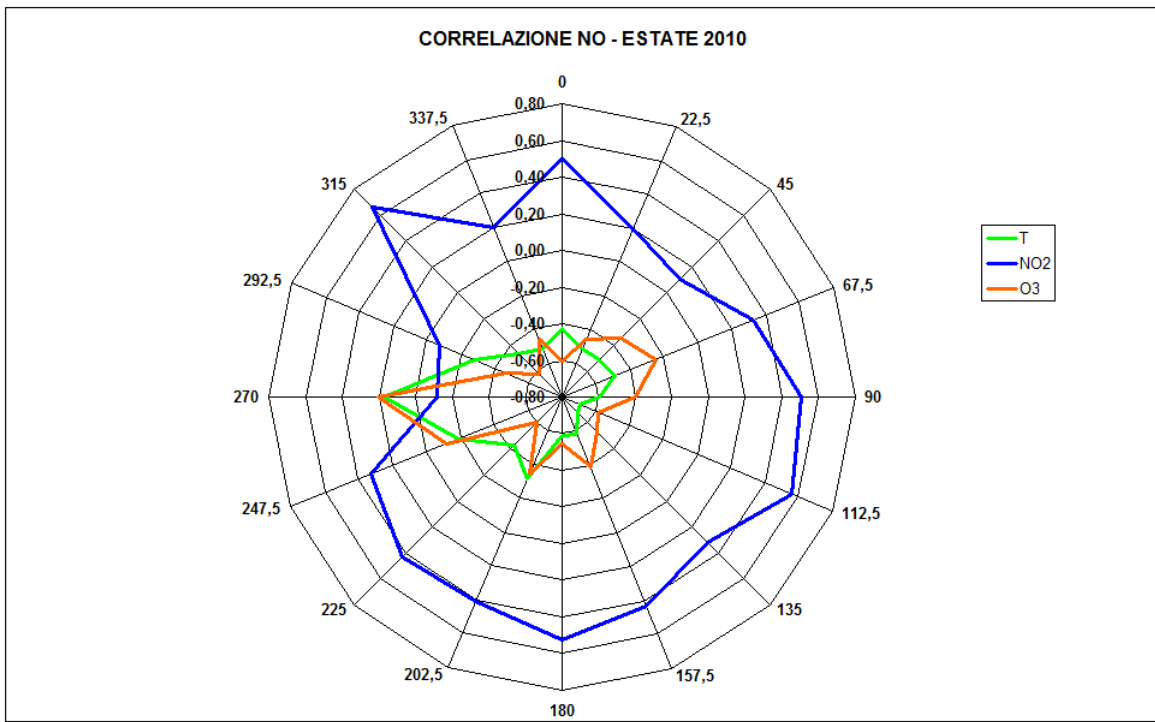
Figura 50 - Coefficienti di correlazione globale

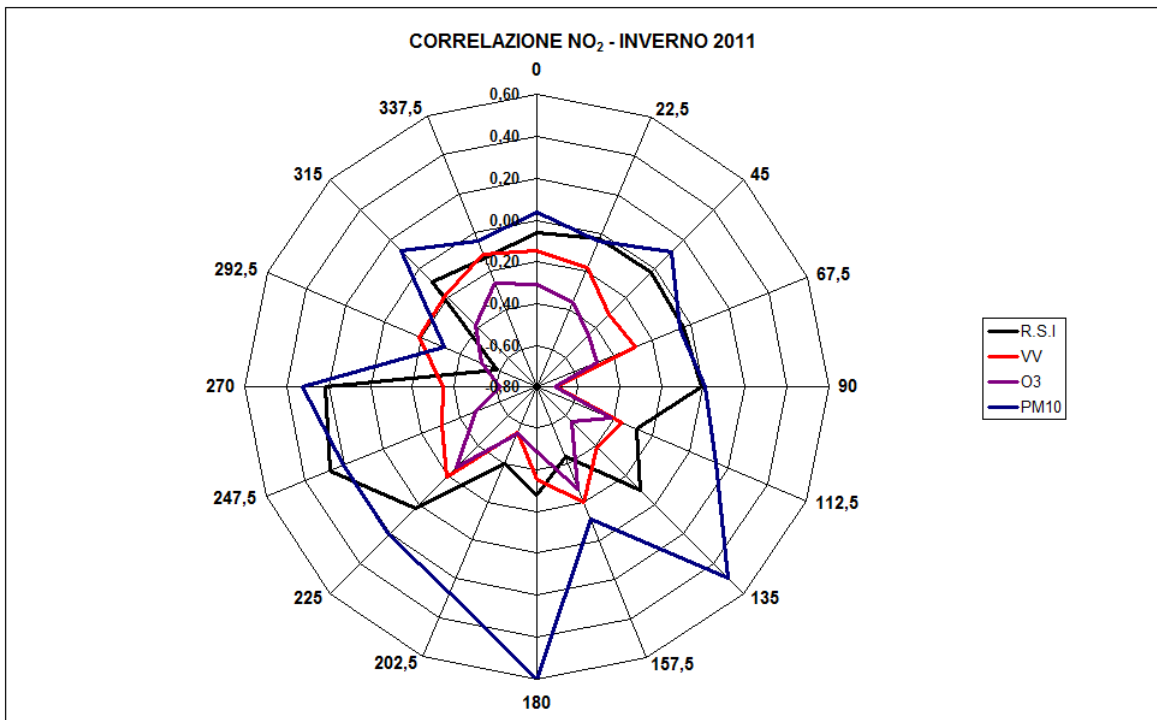
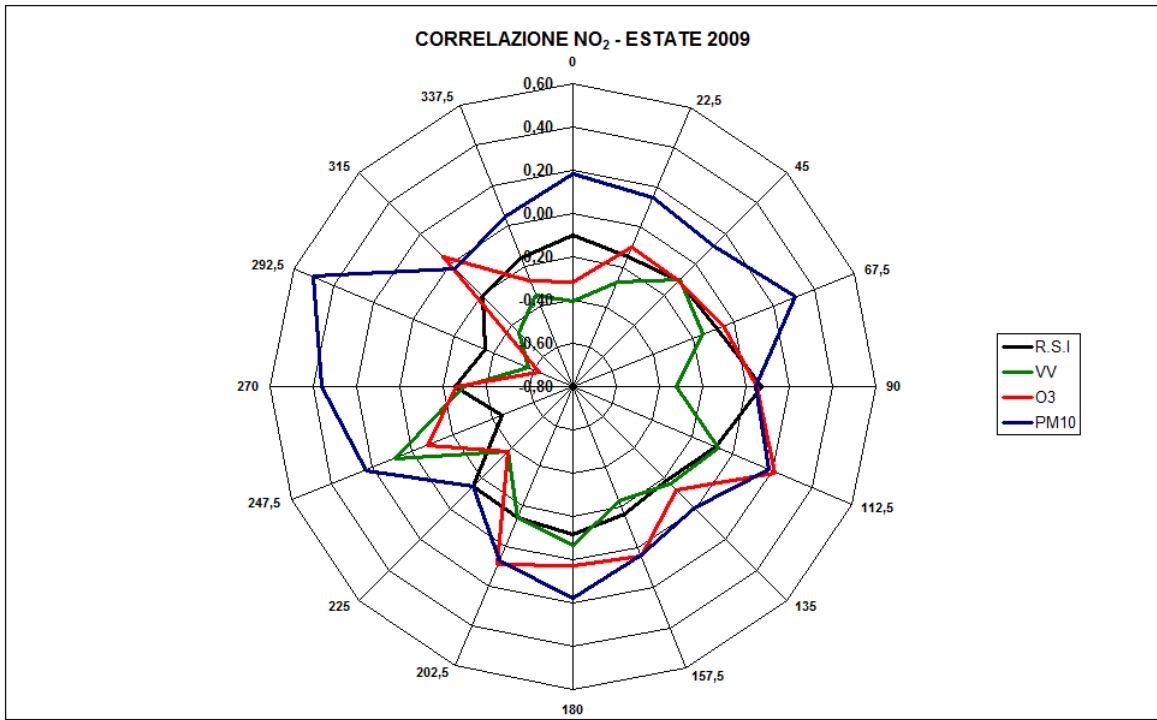
Come mostrano i grafici polari di figura 51, il coefficiente di correlazione fra le variabili è stato anche stimato per 16 quadranti di ampiezza 22.5 gradi al fine di caratterizzarne le relative variazioni in funzione della direzione del vento⁵. Questo accorgimento è stato fondamentale, in quanto l'aeroporto e di conseguenza la centralina di rilevamento, sono posizionati in un contesto territoriale ad alta densità di sorgenti emissive per gli inquinanti studiati, come si vede dalla figura n°5. In questi grafici vengo presi in considerazione i principali inquinanti studiati nella tesi e ne viene studiato il coefficiente di correlazione con gli altri inquinati e con i principali parametri meteorologici, i quali vengono indicati in leggenda di ogni grafico. Per ogni inquinante viene riportato un grafico per la stagione estiva e uno per la stagione invernale.

⁵ Sono riportate solamente le correlazioni fra le variabili che presentano almeno un grado di correlazione (in funzione della direzione del vento) >0.5 e <-0.5









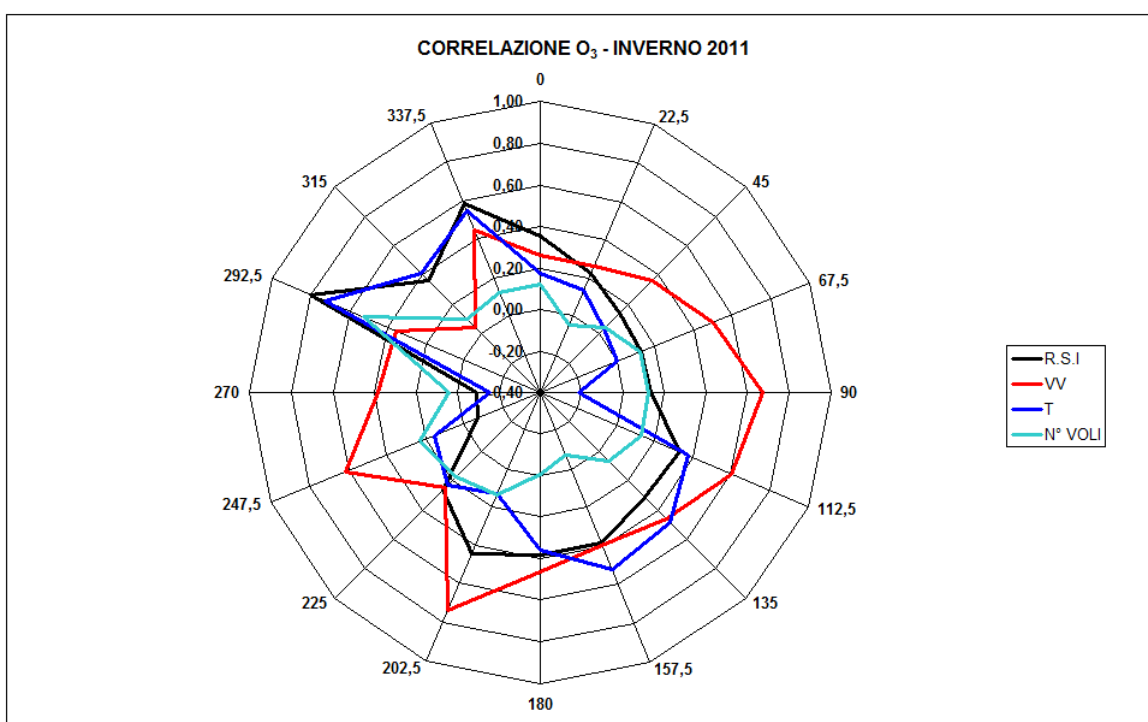
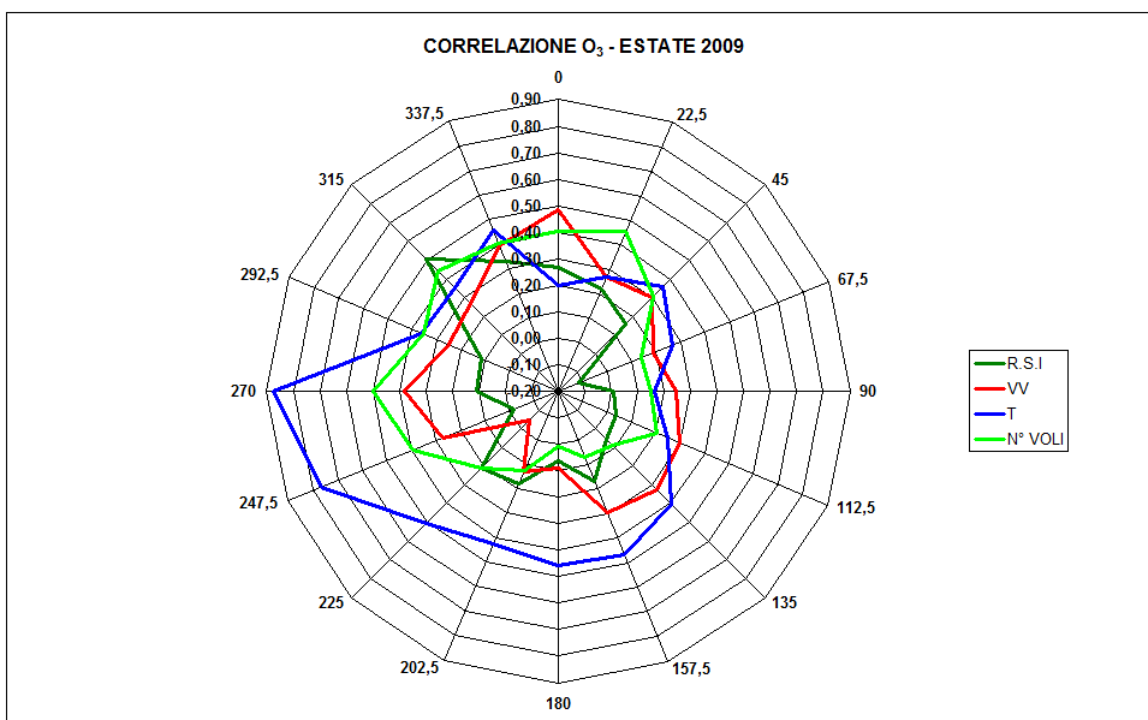


Figura 51 - Andamenti dei coefficienti di correlazione fra le variabili in funzione della direzione del vento

Osservando i grafici di figura 51, per il primo inquinante preso in considerazione l'SO₂, vediamo che nella stagione calda, è positivamente correlato con il "n° di voli" in direzione ENE (67,5°), direzione in cui troviamo la pista dell'aeroporto. Quindi si può ipotizzare che ad un aumento del numero di voli corrisponda un aumento delle concentrazioni di SO₂ con venti che spirano proprio da ENE. Anche dalle rose dei

venti stagionali relative a questo inquinante (fig.25), per le stagioni estate 2010, autunno 2010, primavera 2010-2011 e inverno 2011, si coglie un aumento delle concentrazioni con venti da E-NE, direzione in cui è ritroviamo le piste dell'aeroporto rispetto alla centralina. E' positivamente correlata anche con la "VV", con venti che provengono da WSW (247,5°). Questo ci indica che in questa direzione ci deve essere una sorgente distante di questo inquinante. Quanto appena visto è interessante perché ci dice che l'influenza alla variazione delle concentrazioni di SO₂ rilevate con venti da SW non è data solo dalla sorgente vicina dello scalo dei Taxi, come era stato riportato nelle rose dei venti di fig. 25, ma anche da una sorgente più lontana. Osservando la fig 5, le sorgenti che potrebbero andare a corrispondere, sono le aree urbane di Campalto e Mestre, in quanto poste a SW, relativamente distanti rispetto alla centralina e con il loro traffico veicolare e le emissioni degli impianti di riscaldamento, potrebbero essere delle sorgenti rilevanti per l'SO₂. Inoltre l'SO₂ è positivamente correlata con l'NO₂ con venti provenienti da NNW-N (337,5°-0°) e S-WNW (180°-292,5°). In queste direzioni si trovano la strada Triestina, lo scalo taxi e le aree urbane di Mestre-Campalto, tutte sorgenti conclamate sia di SO₂ che NO₂. Troviamo necessariamente una correlazione positiva, in quanto un aumento dei livelli emissivi di uno dei due inquinati porta necessariamente anche ad un aumento dell'altro. Dalle rose dei venti stagionali di questi due inquinanti (fig.25 e 35), troviamo che in corrispondenza delle direzione appena individuate, si hanno aumenti delle concentrazioni sia dell'SO₂ che dell'NO₂. Infine è positivamente correlata con l'O₃ con venti che provengono da WNW (292,5°). Questa correlazione potrebbe essere dovuta al fatto che in questa direzione troviamo la strada Triestina, che con il suo intenso traffico veicolare è una sorgente di SO₂ e precursori dell'O₃. Nella stagione fredda l'SO₂ è positivamente correlato con l'NO₂ con vento da SE (135°), direzione in cui inizia la pista dell'aeroporto.

Passando al PM₁₀, nella stagione calda, questo inquinante è positivamente correlato con l'O₃ e con l'NO₂, con venti provenienti da WSW-WNW (247,5°-292,5°). Come è stato messo in evidenza nelle rose dei venti di fig.21 e 43, in queste direzioni troviamo la strada Triestina e lo scalo dei taxi, entrambe sorgenti di PM₁₀ e di precursori di O₃ (NO-NO₂). Infatti nell'utilizzo di combustibili fossili (traffico sia di auto che di navi), le principali emissioni consistono in PM₁₀ e ossidi di azoto, quindi è normale che in presenza di strade ad alta intensità di traffico, questi due inquinanti aumentino insieme. Il PM₁₀ è invece negativamente correlato con la VV per venti

provenienti da WNW (292,5°) e con l'R.S.I per venti provenienti da E-SW (90°-225°). Il primo dato ci indica che aumentando la velocità del vento da questa direzione le concentrazioni di PM₁₀ registrate tendono a diminuire, indice questo di una sorgente emissiva vicina alla centralina. L'unica sorgente posta nelle vicinanze e in direzione WNW, è la strada Triestina. Questa relazione ci viene confermata dalle rose dei venti stagionali relative al PM₁₀ (fig.21), che mostrano le concentrazioni per venti provenienti dalla direzione appena individuata. Il secondo dato ci indica che per venti provenienti da E-SW quando la concentrazione di PM₁₀ diminuisce, i valori di l'R.S.I. tendono ad aumentare. Questo può essere dovuto all'alzarsi dello strato di rimescolamento atmosferico durante le ore più calde della giornata, fenomeno che porta ad una maggiore possibilità di dispersione degli inquinanti, e in particolare del PM₁₀, le cui concentrazioni rilevate sono fortemente influenzate dalle condizioni meteo, come le inversioni termiche. Inoltre dai grafici di fig.9-10-12 si osserva che durante le ore con valori di R.S.I. maggiori, si hanno anche le maggiori intensità del vento, altro parametro atmosferico che influenza fortemente le concentrazioni di PM₁₀ in atmosfera.

Nella stagione fredda il PM₁₀ risulta positivamente correlato con l'NO₂ con venti provenienti da SE-S (135°-180°). Molto probabilmente nella stagione fredda si ha un aumento della correlazione di questi due inquinanti, poiché tende a diminuire l'intensità dei venti provenienti da S-SE, come si vede dai grafici di figura 14, e quindi le emissioni di sorgenti vicine come l'aeroporto (SE) non vanno incontro ad un forte processo dispersivo come nella stagione calda. E' positivamente correlato inoltre con l'NO, con venti da S-SSW (180°- 202,5°) e NNW (315°). In questa direzione le principali sorgenti individuate sono lo scalo taxi e la strada Triestina, sorgenti rilevanti di questi due inquinanti. Dalle rose dei venti stagionali di fig.21 e 36, vediamo che in queste due direzioni entrambi gli inquinanti mostrano valori elevati di concentrazione.

Nella stagione fredda il PM₁₀ è negativamente correlato con l'O₃ per venti con direzione SE (135)° e WSW (247,5)°. In questa direzione sono state individuate come sorgenti emissive l'aeroporto e lo scalo dei taxi, che emettono entrambe, nell'utilizzo di combustibili fossili, oltre a PM₁₀ anche NO. La correlazione negativa è dovuta al fatto che il monossido di azoto tende a reagire con l'ozono presente in atmosfera, dando biossido di zolfo e ossigeno, come visto dalla reazione n°8; quindi in presenza di elevate concentrazioni di NO si tende ad avere una diminuzione dei

valori atmosferici di Ozono. E' negativamente correlato, inoltre con la VV per venti con direzione WSW (247,5°). Questo ci indica la presenza di una sorgente vicina in questa direzione, elemento che va a confermare quindi l'influenza dello scalo dei taxi nelle emissioni di PM₁₀, come visto dai grafici di fig.21.

Per quanto concerne l'NO, vediamo che nella stagione calda è positivamente correlato con l'NO₂ per quasi tutte le direzioni del vento. Questa relazione così forte è dovuta al fatto che l'NO₂ è un inquinante secondario che si forma in atmosfera dal'NO e da radicali liberi e per il fatto che vengono emessi insieme dai processi di combustione, come mostrato dalle reazioni n° 4-5, quindi inevitabilmente si ritrova in tutte le direzioni questo forte legame tra questi due inquinanti. Invece è negativamente correlato con la temperatura e con l'O₃, anche in questo caso per quasi tutte le direzioni del vento. Questo perché come è stato evidenziato dai grafici stagionali dell'NO (fig.30) le concentrazioni di questo inquinante diminuiscono nella stagione calda e aumentano in quella fredda, inoltre dai grafici di figura 34, vediamo che nelle ore della giornata (15.00-16.00) con il valori di T maggiori, le concentrazioni di NO toccano i valori minimi. Per quanto riguarda l'O₃, la correlazione negativa è dovuta alla reazione n°8, che porta ozono e monossido di azoto a reagire, dando biossido di azoto, e abbassando i valori dell'ozono in atmosfera. Vediamo infatti dai grafici di fig.30 e 40, relativi all'andamento giornaliero dell'NO e dell'O₃, che quando nell'arco della giornata i valori di questo inquinante sono maggiori quelli dell'NO sono minimi. Questo fenomeno è particolarmente intenso di notte, quando l'R.S.I., che porta alla formazione dell'O₃ si azzerà. Anche nella stagione fredda riscontriamo una correlazione positiva del PM₁₀ con l'NO₂, e una correlazione negativa con l'O₃ e la T.

Dai grafici di fig.51, si vede che l'NO₂ è negativamente correlato nella stagione calda con l'R.S.I. e l'O₃ con vento che soffia da WNW-NW (292°-315°). Questi valori di correlazione negativi sono dovuti al fatto che, come si vede nelle reazioni n°6 -7- 8, in presenza di alte temperature ed elevata R.S.I. l'NO₂ viene dissociato in NO e in un atomo di ossigeno altamente reattivo, il quale reagirà con l'ossigeno molecolare, portando alla formazione di O₃. Quindi alti valori di R.S.I. portano ad una diminuzione dei valori di NO₂ e un aumento di quelli di O₃. L'NO₂ è negativamente correlato inoltre con la VV sempre in direzione WNW-NW (292°-315°); questo ci indica che in questa direzione ci deve essere una sorgente posta nelle vicinanze. Osservando anche le rose dei venti di fig.35, vediamo che le concentrazioni di NO₂

aumentano per venti compresi tra 290° - 360° , quindi molto probabilmente la sorgente posta nelle vicinanze è la strada statale triestina, che con il suo intenso traffico è una sorgente di NO_x .

Anche nel semestre freddo l' NO_2 è negativamente correlato con l'R.S.I., per venti provenienti da WNW ($292,5^{\circ}$) e con l' O_3 per tutte le direzioni del vento. E' negativamente correlato con la VV, per venti che soffiano da 90° - 202° (E-SSW). In questa direzione le potenziali sorgenti poste nelle vicinanze della centralina di rilevamento potrebbero essere l'aeroporto a Est e lo scalo Taxi a SW. Quanto appena visto lo si ritrova nelle rose dei venti di fig.35, in quanto le concentrazioni maggiori di NO_2 nella stagione invernale si hanno in corrispondenza di venti che provengono da E-SSW.

Infine per l'ozono, vediamo che è positivamente correlato con la T nella fascia SE-NNW (135° - 337°) e con la R.S.I. con venti da NW (315°). Questo perché in queste direzioni si ritrovano le principali sorgenti emissive di precursori dell'Ozono, la strada Triestina, lo scalo dei taxi e l'aeroporto. Aumentando la temperatura aumenta anche l'R.S.I. che innesca le reazioni che portano, in presenza di precursori, alla formazione dell'Ozono. In direzione NW troviamo la strada Triestina, sorgente di precursori dell'ozono, quindi con venti che provengono da questa direzione e con un aumento della R.S.I. che innesca il ciclo fotochimico, si avrà di conseguenza anche un aumento dei valori di O_3 .

Nella stagione fredda troviamo sempre una correlazione positiva con l'R.S.I. e la T con venti da WNW-NNW (292° - 337°). In questa direzione aumentando la T e la RSI si innescano le reazioni di formazione dell' O_3 , grazie ai precursori emessi dal traffico veicolare della strada Triestina.

Inoltre emerge in modo maggiormente evidente una correlazione positiva con la VV da E-ESE (90° - $112,5^{\circ}$) e SSW-WSW ($202,5^{\circ}$ - $247,5^{\circ}$) e con la T anche nella fascia ESE-SSE(135° - 157°). Questo generalmente indica la presenza in queste direzioni di una sorgente di precursori di O_3 distanti rispetto alla centralina di rilevamento. Tuttavia nel capitolo relativo allo studio dell'Ozono, abbiamo visto che le concentrazioni di questo inquinante e la VV, sono entrambe fortemente legate nella loro crescita giornaliera all'intensità della T e dell'R.S.I. Quindi l'aumento delle concentrazioni di Ozono e l'aumento delle intensità del vento, nelle ore della giornata (15.00-16.00) più calde, sono due fenomeni tra loro non collegati ma dovuti appunto all'aumentare delle temperature. Questo fenomeno si ha in particolare, come

si vede dalla fig.14, per venti che spirano come direzione dominante da 100°- 210°. Quindi in questa direzione non troviamo una sorgente distante, ma come è già stato messo in evidenza nel capitolo relativo all'Ozono, essendo l'R.S.I. il parametro fondamentale che determina le variazioni delle concentrazioni di questo inquinante e della velocità del vento, nella nostra area di studio siamo in presenza di un inquinamento di tipo diffuso.

4.8 COEFFICIENTI DI CORRELAZIONE INCROCIATA

Al fine di poter meglio indagare alcune situazioni emerse nello svolgimento della tesi, si è deciso di calcolare il coefficiente di “correlazione incrociata” tra gli inquinanti e i parametri meteo presi in considerazione. In teoria dei segnali la correlazione incrociata (correlazione mutua o cross-correlazione) rappresenta il grado di similitudine di due segnali come funzione di uno spostamento o traslazione a livello temporale applicata ad uno di essi.

La correlazione incrociata “r” al tempo “d”, dove m_x e m_y corrispondono alle medie delle serie x e y , è data da:

$$r(d) = \frac{\sum_i [(x(i) - m_x) * (y(i-d) - m_y)]}{\sqrt{\sum_i (x(i) - m_x)^2} \sqrt{\sum_i (y(i-d) - m_y)^2}}$$

L'utilizzo di questo strumento statistico può essere utile per meglio comprendere come evolve la correlazione tra gli inquinanti e i parametri meteo in funzione del tempo, e farci intuire se nel caso di alcune delle reazioni chimiche che avvengono nel comparto atmosferico, la correlazione tende ad aumentare o a diminuire con il decorrere della reazione.

I segmenti orizzontali che si hanno nei grafici elaborati, sono posti a più o meno 1,96 diviso la radice quadrata della lunghezza della serie di dati. Le barre che escono da quei limiti corrispondono a correlazioni che sono significativamente diverse da zero con un p-value minore a 0.05. In altri termini, le barre che riescono a superare in positivo o in negativo i segmenti sono statisticamente significative.

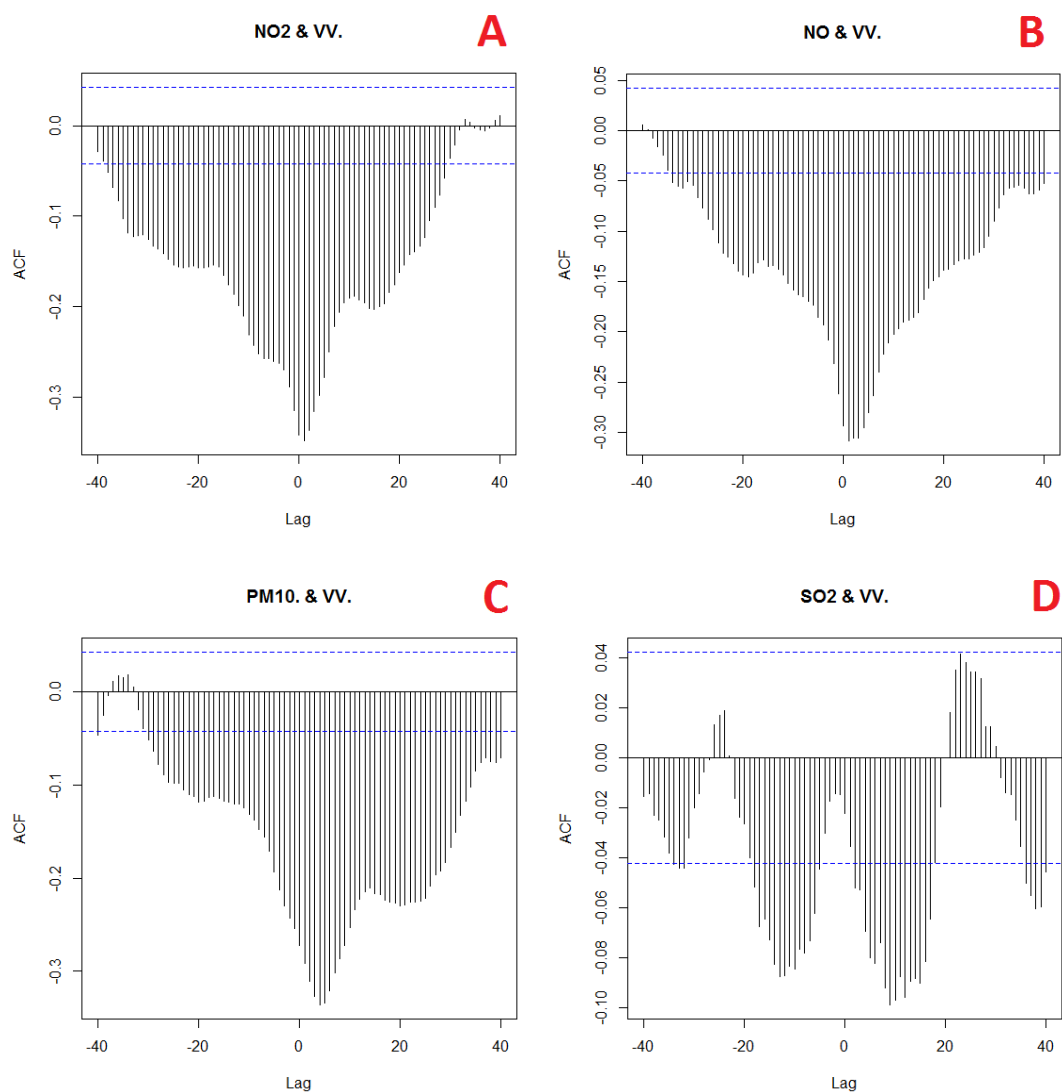


Figura 52 - coefficienti di correlazione incrociata tra i principali inquinati e il parametro "velocità del vento"

Dai grafici di fig.52.x,a,b,c,d vediamo che tra NO₂, NO, SO₂, PM₁₀ e la velocità del vento c'è una netta correlazione negativa. Infatti, questo parametro meteo è fondamentale relativamente ai processi di dispersione degli inquinati in atmosfera; aumentando la velocità del vento infatti diminuiscono le concentrazioni rilevate degli inquinati. Nello specifico andando avanti lungo la serie temporale, vediamo che il valore di correlazione tende a diminuire, questo perché le concentrazioni mano a mano che il processo dispersivo avanza necessariamente diminuiscono. Per l'SO₂ notiamo che il processo dispersivo raggiunge il suo picco (massima correlazione negativa) circa 9-10 ore dopo rispetto gli altri inquinanti presi in considerazione, molto probabilmente perché (visto anche il coefficiente di correlazione negativa più basso rispetto agli altri inquinanti) questo inquinante è meno soggetto alla dispersione da parte del vento.

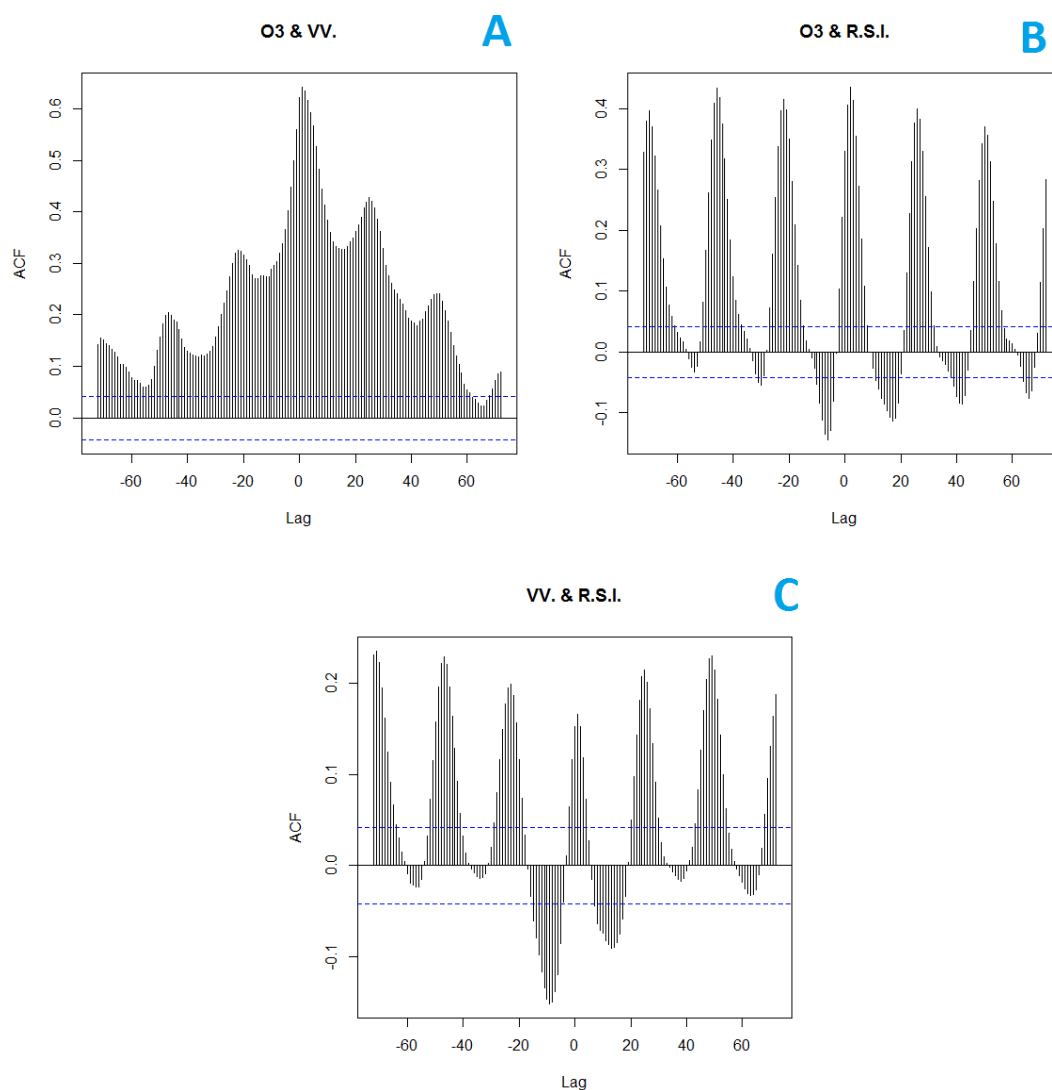


Figura 53 a,b,c, – coefficienti di correlazione incrociata tra O₃-VV, O₃-R.S.I. e VV-R.S.I.

Il grafico 53,a ci mostra la correlazione incrociata tra l'O₃ e la velocità del vento. Rispetto ai grafici di fig.52,a,b,c,d, in questo caso ritroviamo un coefficiente di correlazione positivo tra la VV e l'O₃. Da una prima osservazione questo ci porta a dire che aumentando la velocità del vento aumentano anche le concentrazioni di O₃. Questo è vero ma tra i due eventi non c'è un legame di causalità. Infatti come è stato visto nel capitolo 4°, l'ozono e la velocità del vento assumo i valori massimi nelle 24h quando i valori di R.S.I. sono massimi (ore 15.00-16-00). Questo perché l'R.S.I. è l'innesco fondamentale per le reazioni foto dissociative che portano alla formazione dell'Ozono, e per la velocità del vento perché alte T° e R.S.I. favoriscono il formarsi di gradienti di pressione che portano alla genesi dei venti. Osservando i grafici 53.b e 53.c si osserva che O₃ e VV sono legate con la R.S.I. da un ciclo

giornaliero. Mostrano valori di correlazione positiva nelle ore del giorno, e mostrano valori di correlazione negativi durante le ore notturne in cui l'R.S.I. si azzerava.

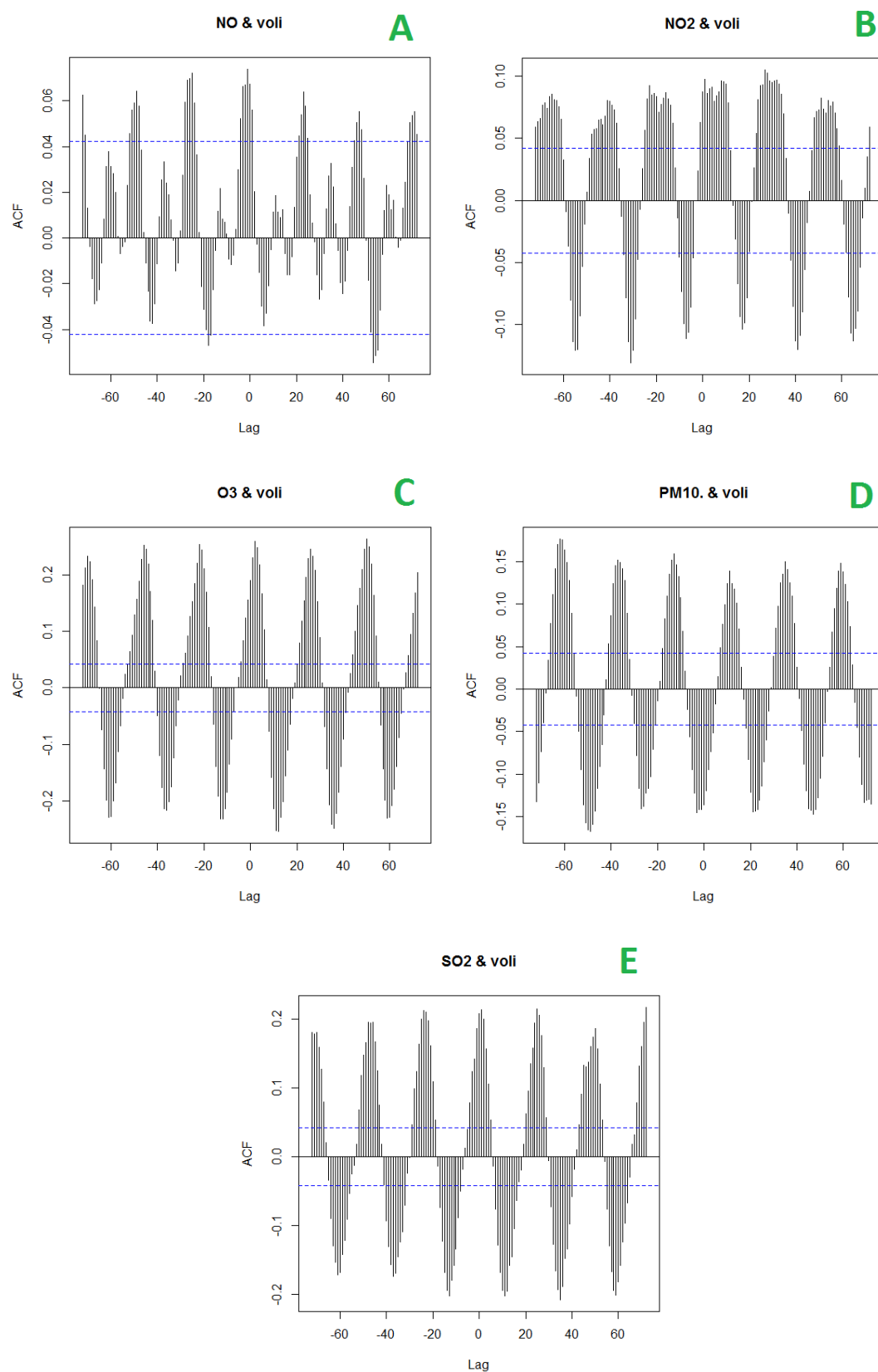
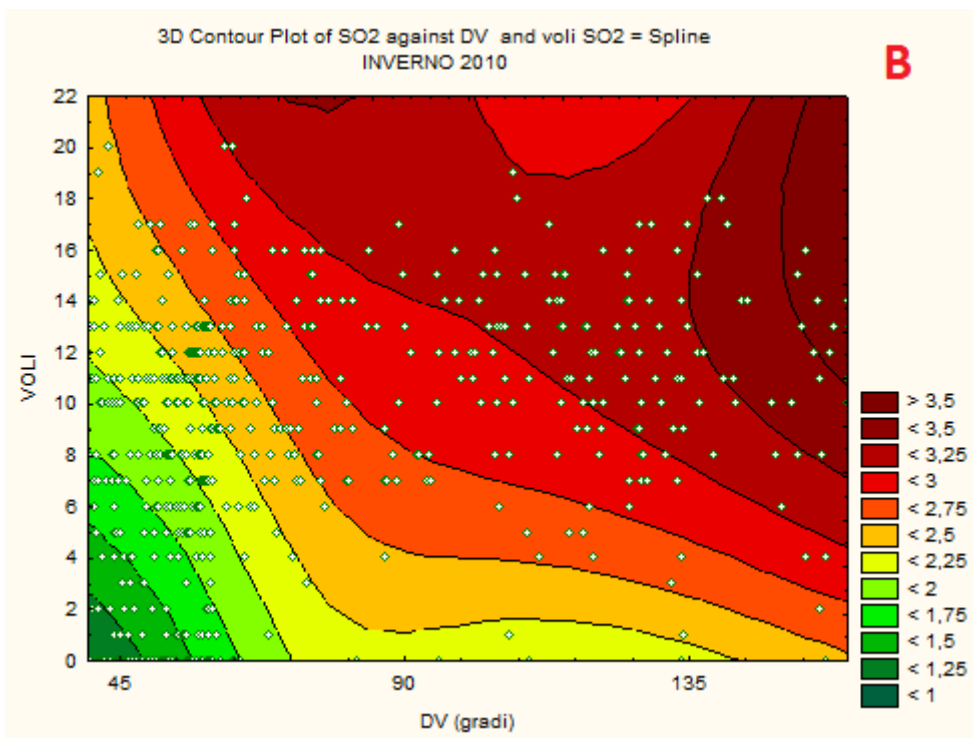
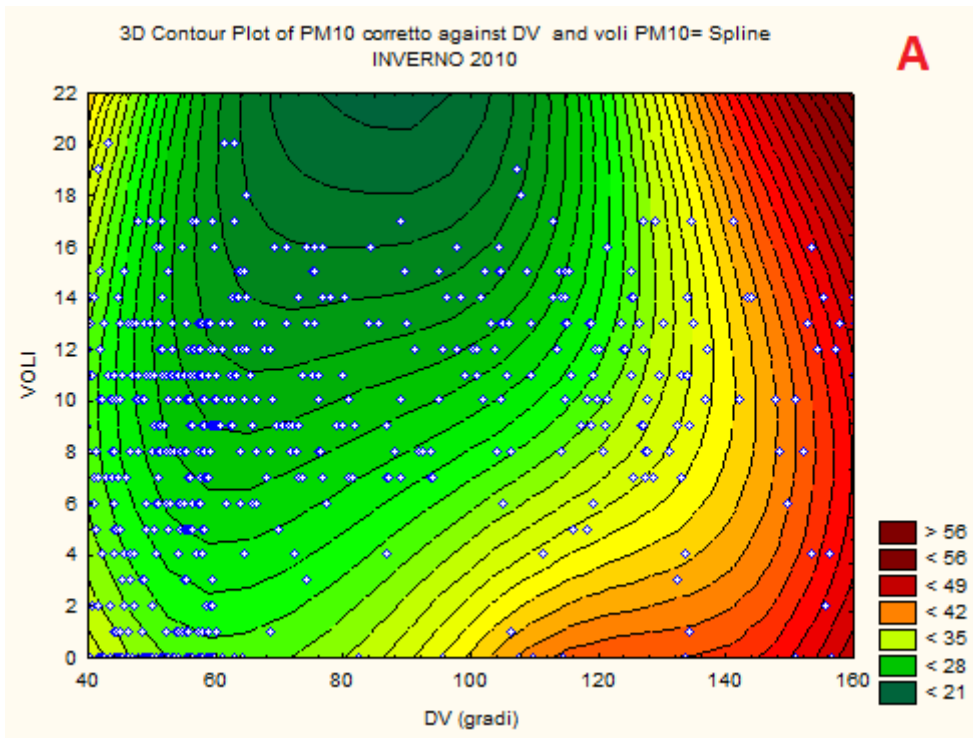


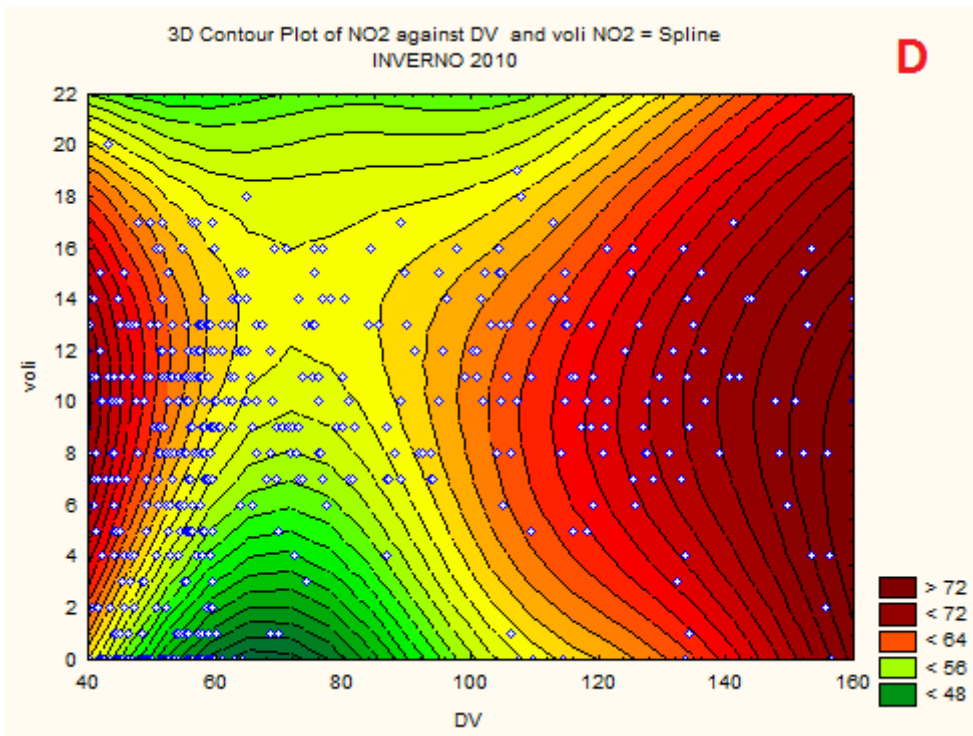
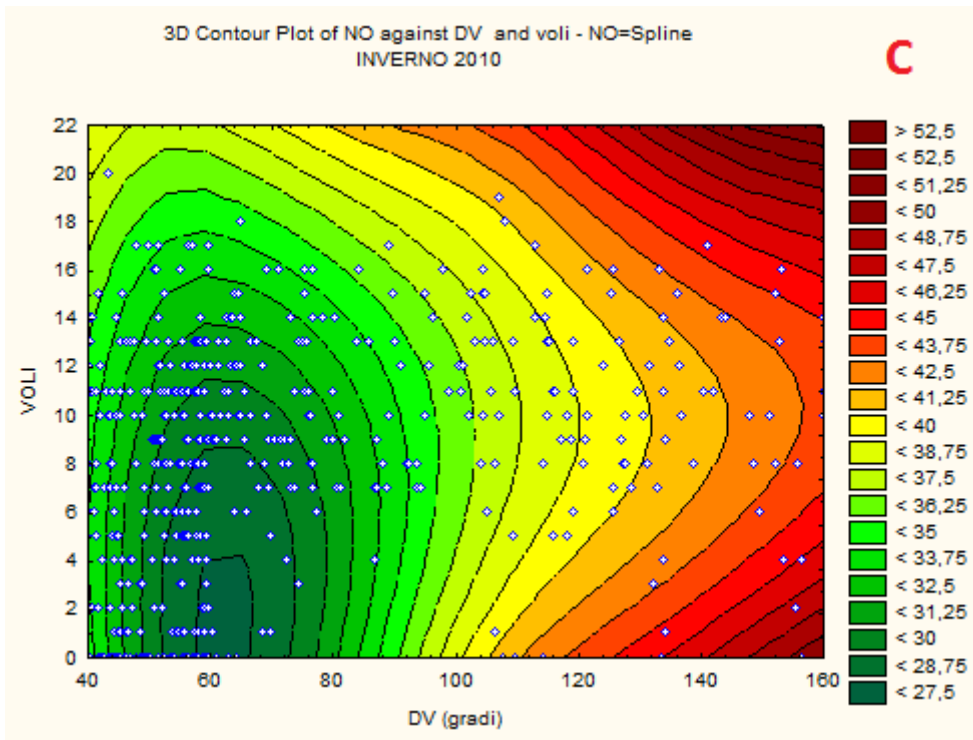
Figura 54 a,b,c,d,e - coefficienti di correlazione incrociata tra NO, NO₂, O₃, PM₁₀, SO₂ e n° di voli

Per tutti e cinque i grafici di fig.54 a,b,c,d,e osserviamo un andamento ciclico nell'arco di 24h. Nelle ore in cui l'aeroporto è attivo (07.00-23.00) si osservano correlazioni positive, mentre durante le ore notturne in cui non si hanno voli in partenza si vede una correlazione negativa. Questo è un indice di una influenza della struttura aeroportuale nelle concentrazioni degli inquinanti, in quanto gli aeromobili usando combustibili fossili sono sorgenti degli inquinanti studiati. Tuttavia questa influenza è minima visto i valori estremamente bassi di correlazione che si ritrovano nei grafici.

4.9 STUDIO DELLA VARIAZIONE DI CONCENTRAZIONE ATMOSFERICA DEGLI INQUINANTI IN FUNZIONE DELL'AUMENTO DEL NUMERO DI VOLI

Al fine di poter fornire delle ulteriori informazioni utili alla stima emissiva dell'aeroporto Marco Polo sono stati elaborati dei grafici 3D che mostrano la variazione della concentrazione dei principali inquinanti in funzione della direzione del vento e del numero di voli. Per la loro costruzione sono state elaborate le concentrazioni rivelate durante le ore 7.00 e 23.00 (orario in cui si hanno gli arrivi e le partenze degli aerei) e con direzione del vento compresa fra 40° - 160° (fascia in cui, rispetto alla centralina di rilevamento, è posta la struttura aeroportuale). Come per i grafici presentati nel capitolo 4° l'asse delle ascisse mostra la direzione del vento e l'intensità di colore è proporzionale alla concentrazione dell'inquinante monitorato. Diversamente dai predecessori, in questi ultimi l'asse delle ordinate mostra il numero di voli. Quindi, se si osserva un aumento delle concentrazioni in funzione dell'aumento del numero di voli lungo particolari direzioni del vento, è probabile che l'aeroporto sia una sorgente importante nell'area monitorata. Di seguito, in figura 52, sono riportate le elaborazioni grafiche sopramenzionate per tutti gli inquinanti monitorati.





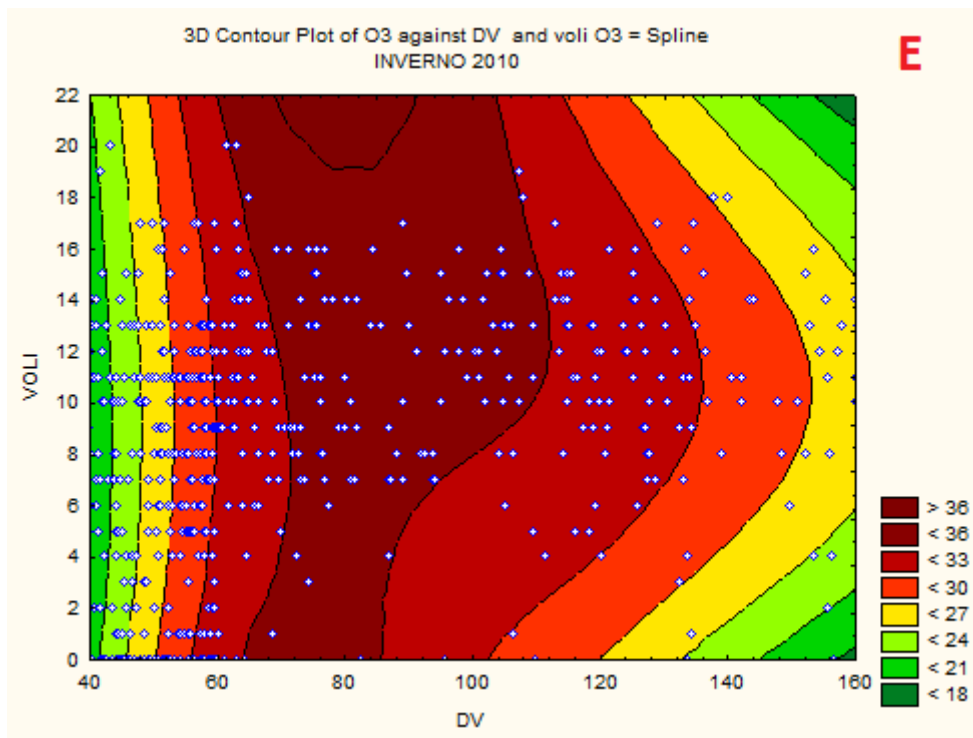


Figura 55 a,b,c,d,e - Grafici 3D in funzione del numero di voli, della concentrazione di NO, NO₂, PM₁₀, SO₂ e direzione del vento.

Osservando i grafici di figura 52 a,b,c,d,e è evidente che:

- Per il PM₁₀ (Fig.53-a) le concentrazioni nella fascia compresa tra 40° e 100° addirittura diminuiscono in funzione dell'aumento dei voli, mentre nelle restanti direzioni rimangono stabili. Quindi per questo inquinante non si rileva un effettiva influenza della struttura aeroportuale.
- Per l'SO₂ (Fig.53-b), invece le concentrazioni aumentano per tutte le direzioni del vento prese in considerazione, mettendo in evidenza una probabile influenza dell'attività degli aeromobili.
- Anche per l'NO e l'NO₂ (Fig.53-c-d) Si rileva un'influenza della struttura aeroportuale in quanto le concentrazioni aumentano nella fascia compresa tra 60° e 80° in funzione dell'aumento del numero di voli, mentre nelle restanti direzioni del vento queste rimangono stabili.
- Infine per l'O₃ (Fig.53-e) non si rileva alcuna influenza dell'aeroporto, in quanto le concentrazioni di questo inquinante rimangono stabili per tutte le direzioni del vento prese in considerazione.

5. CONCLUSIONI e WORK IN PROGRESS

In questa tesi sono stati elaborati parte dei dati relativi al progetto di monitoraggio intitolato “Monitoraggio delle emissioni di origine aeroportuale”, nato nel 2008 dalla collaborazione fra SAVE spa che gestisce l’aeroporto Marco Polo di Tessera (VE), l’Università Ca’Foscari e l’Ente Zona Industriale di Porto Marghera. Dei cinque attuali anni di progetto, si è preso in considerazione il periodo che va da giugno 2009 a giugno 2011 e, mediante varie tipologie di elaborazioni grafiche sono state studiate le concentrazioni orarie di SO₂, PM₁₀, NO, NO₂, NO_x, O₃, CO in funzione dei principali parametri meteo (precipitazioni, temperatura, velocità del vento, direzione del vento, R.S.I.) al fine di monitorare la qualità dell’area nei pressi dell’aeroporto e fornire delle informazioni utili alla stima del contributo emissivo di questa particolare sorgente.

Dal presente studio è emerso che:

- Le concentrazioni più alte di PM₁₀, nell’area di studio e per i due anni presi in considerazione, si registrano principalmente nel semestre freddo. Questo principalmente a causa delle attività antropiche che insistono nell’area (traffico, riscaldamenti domestici) e per l’abbassarsi dello strato di rimescolamento atmosferico (*P.B.L.*) con il diminuire delle temperature. Anche il variare del trend del giorno tipo è compatibile con il mutare delle condizioni meteo climatiche nell’arco della giornata. Infatti le concentrazioni minime di PM₁₀ si registrano verso le ore 13.00-14.00, ore in cui le T° sono più alte ed è maggiore la capacità dispersiva dell’atmosfera. Da quest’ora in poi le concentrazioni tendono ad accumularsi per l’abbassarsi del *P.B.L.* Questo trend ci indica che sebbene le emissioni di PM₁₀ siano fondamentalmente antropiche, il profilo giornaliero è per la maggior parte influenzato dal variare delle condizioni meteo. Si è visto che le concentrazioni maggiori di PM₁₀ sono state rilevate quando i venti soffiano da ESE-S, SSW-W e WNW-N. In queste direzioni le principali sorgenti emissive che sono state individuate sono la strada statale Triestina, le aree urbane di Mestre - Marghera e più nelle vicinanze lo scalo taxi via mare ed infine la struttura aeroportuale. Per quanto riguarda quest’ultima componente (l’Aeroporto Marco Polo è una sorgente conclamata di PM₁₀ in quanto al suo interno vi operano mezzi alimentati con derivati del petrolio), si può

affermare che la sua influenza è minima, questo perché dallo studio della variazione della concentrazione in funzione dell'aumento del n° di voli nella fascia compresa tra 40° e 160° (in cui troviamo l'aeroporto) non si è rilevato un aumento dei valori di concentrazioni di PM₁₀. Infine si può dire che l'area di studio è caratterizzata da un inquinamento diffuso di PM₁₀, in quanto con l'aumento della velocità del vento le concentrazioni rilevate tendono a diminuire per tutte e direzioni del vento e anche perché il profilo giornaliero delle concentrazioni varia principalmente nell'arco delle 24h in funzione del abbassarsi e dell'alzarsi del strato di rimescolamento atmosferico.

- I valori più elevati di biossido di zolfo nel corso delle stagioni si registrano nel semestre freddo, questo sia per l'abbassarsi dello strato di rimescolamento atmosferico (*P.B.L.*) con il diminuire delle T° sia per l'aumento generale delle emissioni antropiche. Dallo studio del profilo giornaliero delle concentrazioni si vede che questo segue un trend che è principalmente legato ad attività umane. Infatti le concentrazioni incominciano ad accumularsi a partire dalle ore 7.00 del mattino, ora in cui iniziano la maggior parte delle attività antropiche, mostrando un primo picco in tarda mattinata e un secondo picco nelle ore serali per il rientro dai posti di lavoro. Nel semestre freddo invece si ritrova un solo picco, all'incirca verso le ore 15.00, molto probabilmente a causa dei valori più bassi di *P.B.L.* dovuti alla diminuzione delle temperature. Un'ulteriore conferma della forte influenza delle attività antropiche, e in particolare del traffico veicolare nelle concentrazioni rilevate, la si ritrova osservando il trend delle concentrazioni nei giorni del week-end. Vediamo infatti che si hanno valori di SO₂ notevolmente più bassi rispetto ai restanti giorni della settimana, questo perché non è presente l'intenso traffico veicolare delle partenze per raggiungere e rientrare dai posti di lavoro. Invece si osserva che nei giorni tipo dei week-end delle stagioni estive, si ha un andamento simile rispetto agli altri giorni della settimana; questo può essere dovuto all'intenso traffico veicolare verso le zone balneari che si ha nella vicina strada Triestina nel periodo estivo e in particolare nei giorni del fine settimana. Le concentrazioni orarie più elevate sono state rilevate quando i venti soffiano principalmente da SW-SSW e SE-S. La prima componente ci indica come potenziali sorgenti lo scalo taxi via mare e più distante le aree

urbane di Marghera-Mestre. La seconda componente è molto probabilmente legata alle attività degli aeromobili. L'aeroporto Marco Polo infatti è una potenziale sorgente di SO₂, in quanto al suo interno vi operano mezzi a combustione che utilizzano come combustibile derivati del petrolio. La sua influenza è ulteriormente confermata dai grafici 3D relativi alla variazione del n° di voli in funzione della concentrazione. Vediamo infatti che i valori rilevati di SO₂ nella fascia 40°-160° tendono ad aumentare con l'incremento del numero di voli, elemento che ci indica una potenziale influenza di questo sulle concentrazioni rilevate. Nella nostra area di studio vediamo che all'aumento della velocità del vento le concentrazioni di biossido di zolfo tendono a rimanere costanti o a diminuire leggermente. Questo ci indica che le concentrazioni medie di SO₂ nell'area monitorata sono prossime ai livelli di background, e le componenti che emergono a livello stagionale da grafici delle rose dei venti, sono così evidenti proprio per i livelli di concentrazioni generali così bassi. Dal confronto dei dati in nostro possesso con il D.lgs 155/2010 è evidente che le concentrazioni di SO₂ nell'area di studio, per i due anni presi in considerazione, sono abbondantemente inferiori ai limiti di legge.

- Dallo studio dei dati relativi all'NO₂ e all'NO, vediamo che anche per questi due inquinanti le concentrazioni tendono a crescere verso la fine della stagione estiva, mantenendosi su valori elevati per tutto l'autunno e l'inverno, e ricominciando a diminuire nella stagione primaverile. Questo trend delle concentrazioni nell'arco delle stagioni è dovuto ad un aumento delle emissioni antropiche e all'abbassamento del *P.B.L.* che limita la capacità dispersiva atmosferica. Nei profili giornalieri dell'NO₂ e dell'NO, sono riconoscibili i due picchi di concentrazione dati dallo svolgersi delle attività antropiche, e in particolare dal traffico veicolare, nell'arco della giornata. Per l'NO₂ il primo picco si rileva verso le 7.00-8.00 del mattino. Nelle ore pomeridiane le concentrazioni tendono a calare a causa dei processi foto dissociativi che coinvolgono l'NO₂, e per l'alzarsi dello strato di rimescolamento atmosferico che favorisce il disperdersi degli inquinanti. Il secondo picco si ritrova invece verso le ore 18.00-19.00, in corrispondenza del rientro serale dai posti di lavoro. I picchi di concentrazione nei profili

giornalieri dell'NO, invece tendono a presentarsi qualche ora in anticipo rispetto a quelli dell'NO₂. Questo perché nei processi di combustione viene emesso prima l'NO, che mediante processi ossidativi portano alla formazione dell'NO₂. Ulteriore conferma dell'influenza delle attività umane la si ha osservando gli andamenti relativi ai giorni del sabato e della domenica; infatti in questi due giorni le concentrazioni sono più basse rispetto ai restanti giorni della settimana per il diminuire di molte delle attività antropiche tra cui il traffico veicolare. Le concentrazioni orarie maggiori per entrambi questi inquinanti sono state registrate quando il vento ha direzione compresa tra WNW-N, SW-SSW e in maniera meno evidente tra NE-SE. Queste componenti possono essere associate alla strada Triestina (WNW-N), allo scalo taxi via mare e più distante all'area industriale di Marghera (SW-SSW), mentre l'ultima può essere associata alla struttura aeroportuale (NE-SE). Anche dallo studio della variazione delle concentrazioni in funzione dell'aumento del numero di voli, si riscontra una l'influenza della struttura aeroportuale. Infatti le concentrazioni monitorate per l'NO₂ e l'NO tendono ad aumentare in funzione dell'incremento del numero di voli per direzioni del vento comprese tra 60° e 90°. Questo ci conferma una potenziale influenza dell'aeroporto nelle concentrazioni rilevate dalla centralina. Avendo osservato che le concentrazioni di questi due inquinanti tendono a diminuire per tutte le direzioni in funzione dell'aumento della velocità del vento, possiamo dire che l'area monitorata è caratterizzata da un inquinamento diffuso di NO e NO₂. Dal confronto dei dati con i limiti relativi al 155/2010, è evidente che le concentrazioni orarie di NO₂ sono nettamente inferiori ai limiti di legge, mentre i valori relativi al "limite annuale per la protezione della salute umana" e il "limite annuale per la protezione della vegetazione" degli NO_x sono superiori ai rispettivi limiti annuali (2010).

- Anche per l'ozono si è riusciti a cogliere un chiaro andamento stagionale. Le concentrazioni più basse si sono registrate nella stagione autunnale - invernale, mentre quelle più alte nella stagione primaverile - estiva. E' evidente, dal confronto degli andamenti della R.S.I. e della T°, una relazione tra le concentrazioni di questo inquinante e il variare di questi parametri meteo, quando questi crescono anche i valori di ozono crescono. L'ozono è

infatti un inquinante secondario che si forma, come è stato spiegato nel capitolo 4°, da un complesso ciclo di reazioni atmosferiche che coinvolgono gli ossidi di azoto in presenza di elevati valori di R.S.I. Anche il trend del giorno tipo è compatibile con quello della radiazione solare incidente, infatti le concentrazioni raggiungono il loro massimo attorno alle 15.00-16.00, quando l' R.S.I. è massima. Dopo questo picco le concentrazioni registrate incominciano man mano a calare, mantenendosi su valori bassi durante tutta la notte a causa dell'assenza di radiazione solare incidente. La serie di reazioni che portano alla formazione di ozono nell'arco delle 24h, costituiscono un ciclo foto stazionario, questo significa che le concentrazioni globali di NO, NO₂ e O₃ tendono a rimanere pressoché stabili se non perturbate da fattori esterni. Tuttavia se si ritrovano in atmosfera elevate concentrazioni di composti organici volatili (C.O.V.), la formazione di ozono può seguire anche vie alternative, che portano alla formazione e all'accumulo nel tempo di questo inquinante. Poiché le concentrazioni atmosferiche di questi ultimi, nella nostra area di studio non sono così elevate e non presentano un andamento giornaliero che giustifichi la formazione e l'accumulo di O₃ da C.O.V., possiamo dire che la variazione della concentrazione di ozono è prodotta quasi esclusivamente dalla fluttuazione giornaliera delle condizioni atmosferiche. In tutti e due gli anni relativi allo studio di tesi, le concentrazioni massime rilevate per l'Ozono, si hanno con venti che soffiano dalle direzioni comprese tra i 100° e 250° (ESE-WSW) nel semestre caldo e tra i 50° e 200° (NE-SW) nel semestre freddo. Le potenziali sorgenti di precursori dell'Ozono, poste in queste direzioni rispetto alla centralina, sono i taxi di trasporto passeggeri via mare, il cui scalo è posto in direzione SW e anche lo stesso aeroporto Marco Polo, le cui piste di atterraggio-decollo sono esattamente in direzione SE-E rispetto alla centralina. Tuttavia Dai Grafici 3D relativi alla variazione delle concentrazioni dell'inquinante in funzione dell'aumento del numero di voli, non si coglie una chiara influenza della struttura aeroportuale per nessuna direzione del vento, in quanto le concentrazioni di ozono rimangono stabili con il variare del numero di voli. Inoltre i Grafici 3D che mostrano la variazione della concentrazione in funzione della velocità del vento, ci danno l'indicazione per la nostra area di studio di un inquinamento dovuto a sorgenti distanti dalla centralina di

rilevamento. In realtà nella nostra area di studio siamo in presenza di un inquinamento diffuso di ozono. Vediamo infatti dai profili giornalieri che i valori massimi di Ozono e velocità del vento si hanno quando sono massimi i valori della R.S.I. Poiché la direzione prevalente dei venti, quando le temperature e la R.S.I. sono elevate è tra gli 80° e i 170°, questo porta ad individuare in modo erroneo nelle rose dei venti stagionali potenziali sorgenti rilevanti in questa direzione, e nei grafici 3D a dirci che queste sono poste distanti rispetto alla centralina di rilevamento. In realtà essendoci nella nostra area di studio un inquinamento diffuso di precursori, anche per l'ozono abbiamo un inquinamento diffuso, e il fattore principale che ne determina il variare delle concentrazioni è il variare dell'R.S.I. nell'arco della giornata e delle stagioni. Dal confronto dei dati relativi all'ozono con il D.lgs 155/2010 nel biennio di studio e nell'anno civile 2010, non è stato registrato nessun superamento.

- Per quanto riguarda il monossido di carbonio, dall'analisi degli andamenti stagionali e giornalieri, si è osservato un trend della concentrazione che si discosta nettamente dagli andamenti riportati in letteratura per questo inquinante. Per poter meglio discernere questa situazione anomala si è svolto un confronto di approfondimento tra i nostri dati e i dati relativi a centraline ARPAV poste nella vicinanza dell'aeroporto. Si è visto quindi che nello stesso periodo da noi studiato la CO, relativamente ai dati ARPAV, mostra invece profili stagionali e giornalieri simili a quelli riportati in letteratura. Quindi molto probabilmente gli andamenti stagionali e giornalieri anomali ritrovati per questo inquinante, devono essere dovuti ad un'errata calibrazione dello strumento analitico o alla scelta di bombole di calibrazione dalla concentrazione troppo elevata rispetto ai valori medi di CO presenti in atmosfera nella nostra area di studio.

WORK IN PROGRESS

Il progetto intitolato “Monitoraggio delle emissioni di origine aeroportuale: aeroporto Marco Polo di Tessera (Ve)” è tuttora in corso. Oltre alle rivelazioni delle concentrazioni orarie dei vari inquinanti oggetto di questa tesi, è stata effettuata una campagna per il monitoraggio del PM₁ al fine di individuare dei traccianti

dell'aeroporto che, nella migliore delle ipotesi, permettano di stimare il suo contributo relativo in aree limitrofe a quella di emissione. È stato scelto di monitorare il PM_{10} sebbene la sua concentrazione non sia normata in quanto da approfonditi studi scientifici è emerso che le combustioni prodotte da motori termici (automobili e aerei) producono particelle caratterizzate da granulometria molto fine.

Poiché l'aeroporto è una sorgente antropica atipica in quanto le emissioni dei velivoli avvengono a varie altitudini fino anche a quote maggiori di 1000 m, sarebbe stato utile avere informazioni relative alla concentrazione degli inquinanti a diverse quote per poter fornire delle ulteriori informazioni relative alla dispersione degli inquinanti e utili alla stima del contributo emissivo aeroportuale.

Negli sviluppi futuri del progetto, sarà sicuramente utile anche andare ad utilizzare le serie storica di dati in nostro possesso al fine di poter elaborare modelli predittivi e previsionali, così che si possano ottenere indicazioni sulla potenziale evoluzione di un certo inquinante al presentarsi di similari condizioni al contesto.

BIBLOGRAFIA

[**Alberta environment, 2003**] - Alberta Environment, 2003. Sulphur Dioxide: Environmental facts, Fate and Behaviour [online]. Alberta, WBK & Associates Inc. Disponibile su: < <http://environment.gov.ab.ca/info/library/6615.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[**Annegarn H.J. et al., 1996**] - Annegarn H.J., Turner C.R., Helas G., Tosen G.R. & Rorich R. P. 1996a. Gaseous pollutants. In: G. Held, B.J.Gore, A.D. Surridge, G.R. Tosen, C.R. Turner & R.D. Walmsley (Eds). Air Pollution and its Impacts on the South African Highveld. Cleveland: Environmental Scientific Association. p 25-33.

[**A.P.A.T., 2003**] - Agenzia per la Protezione dell’Ambiente e per i servizi Tecnici, 2003. LA MICROMETEOROLOGIA E LA DISPERSIONE DEGLI INQUINANTI IN ARIA [online]. Roma, Centro Tematico Nazionale – ACE. Disponibile su: < <http://www.arpat.toscana.it/temi-ambientali/aria/modellistica-per-la-qualita-dellaria/linee-guida/apat-micrometeorologia.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[**A.P.A.T., 2004**] - Giuseppe Gandolfo, Silvia Bartoletti, Alessandro Di Menno Di Bucchianico, Alessandra Gaeta, Anna Maria Caricchia, Mario Carmelo Cirillo, 2004. Qualità dell’aria in Italia biossido di zolfo (SO₂) [online]. 2004, Milano, Dipartimento Stato dell’Ambiente e Metrologia Ambientale. Disponiile su: < <http://www.isprambiente.gov.it/files/aria/apat-qualita-aria-biossido-di-zolfo-anno-2004.pdf>>.[Ultimo accesso 24/7/2012].

[**Arden P.C., Douglas W. D., 2006**] - C. Arden Pope III, Douglas W. Dockery, 2006. Health Effects of Fine Particulate AirPollution: Lines that Connect. . ISSN 1047-3289 J. Air & Waste Manage. Assoc. 56:709 –742.

[**A.R.P.A.V., 2007**] - M.Rosa, S.Pistollato, C.Zemello, 2007. Le emissioni aeroportuali [online]. Disponibile su: <http://www.arpa.veneto.it/arpav/chiearpav/filallegati/dapvenezia/aria/Relazione_tecnica_emissioni_aeroportuali.pdf>. [Ultimo accesso 24/07/2012].

[**A.R.P.A.V., 2008**] – ARPAV, 2008. INDUSTRIA DEL VETRO. Venezia. Disponibile su:
<http://ippc.arpa.veneto.it/fileadmin/user_upload/schede_informative_ippc/vetroOK.pdf>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[**Aylesworth H. Jr., 1997**] - Aylesworth, H. Jr., 1997. Use of the Global Warming Commitment Concept to Measure the Benefits of Differing Policy Approaches to Reduce the Atmospheric Effects of Aviation. Working Paper WG3-WP3/20, International Civil Aviation Organization Committee on Aviation Environmental Protection Working Group 3 (Emissions), Third Meeting, Savannah, GA, USA, 23 May 1997, 14 pp.

[**Ashmore M.R., 2005**] - Ashmore M.R., 2005. Assessing the future global impact of ozone on vegetation. *Plant, Cell and Environment* 28, 949–964.

[**A.T.S.D.R., 1998**] – Agency for toxic substances and disease registry, ATSDR, 1998. PUBLIC HEALTH STATEMENT SULFUR DIOXIDE [online]. Division of Toxicology, December 1998. Disponibile su:
<<http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp116-c1-b.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[**A.T.S.D.R., 2012**] - U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES - Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2012. TOXICOLOGICAL PROFILE FOR CARBON MONOXIDE [online]. Atlanta, Georgia, June 2012. Disponibile su:
< <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp201.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[**Baumgardner R.E., Isil S., Bowser J., and Fitzgerald K., 1999**] – Baumgardner R.E., S. Isil, K. Fitzgerald, and J. Bowser. MEASUREMENT OF RURAL SULFUR DIOXIDE AND PARTICLE SULFATE: ANALYSIS OF CASTNET DATA, 1987 - 1996. *JOURNAL OF THE AIR & WASTE MANAGEMENT ASSOCIATION* 49:1266-1279, (1999).

[Bonetta S. et al., 2007] - Sara Bonetta, Valentina Gianotti, Dario Scozia, Silvia Bonetta, Elisabetta Carraro, Fabio Gosetti, Matteo Oddone, Maria Carla Gennaro, 2007. STUDIO DEGLI EFFETTI SULLA SALUTE UMANA DEL PARTICOLATO ATMOSFERICO (PM_{2.5}) IN RELAZIONE ALLE SUE CARATTERISTICHE CHIMICOFISICHE [online]. Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Vita Università degli Studi del Piemonte. Disponibile su: <<http://disav.unipmn.it/uploads/File/Abstract/GADIO1.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Brasseur et al., 1999] - Brasseur, G. P., Orlando, J. J., & Tyndall, G. S., 1999. Atmospheric chemistry and global change. New York, Oxford University Press.

[Budovaril S., 1996] - Budavaril, S. 1996. The Merck Index 12th Edition. Merck & Co., Rahway, N.J.

[Bufalini M., 1971] - Bufalini, M., 1971. Oxidation of sulfur dioxide in polluted atmospheres-a a review. Environ. Sci. Techn. 5, 685-700.

[Bulciolu M., 2009] - Mario Bulciolu, 2009. EMISSIONI INQUINANTI DA TRAFFICO VEICOLARE: METODOLOGIA CORINAIR E PROGRAMMA COPERT 4 [online]. Univeristà` di Bologna Facoltà di ingegneria, corso di laurea specialistica in ingegneria civile. Disponibile su: <http://amslaurea.unibo.it/1684/1/Emissioni_inquinanti_da_traffico_veicolare_metodologia_corinair_e_programma_copert4.pdf>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Button K. e Mc Dougall G., 2006] – Button Kennet J., McDougall Glen, 2006. Institutional and structural changes in air navigation service-providing organizations. Journal of Air Transport Management, 12, 236-252.

[Candice K. et al., 2006] - Candice Kocken and Farah Adeeb, 2006. Air Quality Monitoring for Sulfur Dioxide in Collie 2002 – 2006 - Technical Report [online]. October 2008. departement of environnement and conservation. Australia. Disponibile su:

<http://www.google.it/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&ved=0CEQQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.dec.wa.gov.au%2Fcomponent%2Foption%2Ccom_docman%2Ftask%2Cdoc_download%2Fgid%2C3059%2FItemid%2C1%2F&ei=scEsUP_3LMX44QSV3IGwDg&usg=AFQjCNGjhAYh1L8DKxza6Vid_I X4tliyMw&sig2=FuGqK4muNMC7CquU5flwog>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[**C.A.F.E, 2004**] - CAFE Working Group on Particulate Matter, 2004. Second Position Paper on Particulate Matter [online]. December 20th, 2004. Disponibile su:<http://ec.europa.eu/environment/archives/cape/pdf/working_groups/2nd_position_paper_pm.pdf>. Ultimo accesso 24/7/2012].

[**C.D.I.A.C., 2010**] – Carbon Dioxide Information Analysis Center (Thomas A. Boden, Director), 2010. Record High 2010 Global Carbon Dioxide Emissions from Fossil-Fuel Combustion and Cement Manufacture [online]. Disponibile su:<http://cdiac.ornl.gov/trends/emis/prelim_2009_2010_estimates.html>. [Ultimo accesso 24/07/2012].

[**Chen G. et al., 2001**] - Chen G., Davis D. D., Kasibhatla P., Bandy A. R., Thornton D. C., Huebert B. J., Clarke A. D., and Blomquist B. W., 2011. A Study of DMS Oxidation in the Tropics: Comparison of Christmas Island Field Observations of DMS, SO₂, and DMSO with Model Simulations. *J. Atmos. Chem.*, 37, 137–160, 2000.

[**Ciprotti M. et al., 1999**] – Maria Ciprotti, Rosa Giordano, Laura Ciaralli, Alessandra Sepe, Graziano Sarritzu, Sergio Costantini. Alluminio aspetti tossicologici e ambientali. Istituto Superiore di Sanita [online] . Disponibile a:<<http://www.iss.it/binary/publ/cont/Rapp.%20Istisan%2099-25.1182153107.pdf>>. > [Ultimo accesso 24/07/2012].

[**C.N.R., 2010**] – C.N.R Istituto Inquinamento atmosferico, 2010. INQUINAMENTO ATMOSFERICO DA CENTRALI ELETTRICHE TURBOGAS A CICLO COMBINATO [online]. Roma. Disponibile su:<http://www.enplus.it/enplus/pdf/CNR_turbogas_emissioni.pdf>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Collins W.J et al., 2000] - Collins W. J., R. G. Derwent, B. Garnier, C. E. Johnson, M. G. Sanderson, and D. S. Stevenson (2003). Effect of stratosphere-troposphere exchange on the future tropospheric ozone trend. *J. Geophys. Res.*, 108, 8528, doi:10.1029/2002JD002617.

[Comune di Venezia-ARPAV, 2001-2010] – Arpav anni 2009-2010. RAPPORTI ANNUALI 2001-2010 LA QUALITÀ DELL'ARIA NEL COMUNE DI VENEZIA [online]. Disponibili:

<<http://www.comune.venezia.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/29764>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[C.S.I., 2011] – Centro Studi ILVA, 2011. IL DECRETO LEGISLATIVO 13 AGOSTO 2010 N. 155 ED IL SUO IMPATTO NELLA TUTELA DELL'AMBIENTE [online]. Workshop Centro Studi ILVA 21 GENNAIO 2011. Disponibile su:

<http://www.centrostudiilva.com/items/138/allegati/Final_Draft_21012011.pdf>. [Ultimo accesso 24/07/2012].

[Day D., Malm W., and Kreidenweis S.M., 1997] - Day Derek E.; Malm William C.; Kreidenweis S.M., 1997. Seasonal variations in aerosol composition and acidity at Shenandoah and Great Smoky Mountains. *Academic Journal, Journal of the Air & Waste Management Association*; Mar 97, Vol. 47 Issue 3, p411.

[Derwent R.G. et al, 1998] - Derwent, R. G., P. G. Simmonds, S. Seuring, and C. Dimmer, 1998. Observation and interpretation of the seasonal cycles in the surface concentrations of ozone and carbon monoxide at Mace Head Ireland from 1990 – 1994. *Atmos. Environ.*, 32, 145 – 157, 1998.

[E.E.A., 2007] - European Environment Agency, 2007. Atmospheric Emission Inventory Guidebook 3rd edition [online]. Copenhagen, European Environment Agency. Disponibile su:

<<http://www.eea.europa.eu/publications/EMEPCORINAIR3>>. [Ultimo accesso 24/07/2012].

[European Commission, 1997] - G. Lövblad, F. Palmgren, R van Aalst, I. Allegrini, R. Bauman, A. Derouane, L. Edwards, I. Fiala, A. Hauer, M. Hawkins, 1997. Position Paper on Air Quality: Nitrogen Dioxide. November 1997 Working Group on Nitrogen Dioxide European Commission Directorate. Disponibile su: <http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/pp_no2.pdf>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[E.P.A. 1970] – U.S department of health, education and welfare, environmental health service, 1970. Air quality criteria for carbon Monoxide.. Washington, National Air Pollution Control Administration publication no. AP-62.

[E.P.A., 2000] - U.S. Environmental Protection Agency, 2000. Air Quality Criteria for Carbon Monoxide [online]. Office of Research and Development Washington, DC 20460, EPA 600/P-99/001F June 2000. Disponibile su: <<http://www.epa.gov/ncea/pdfs/coaqcd.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[E.P.A., 2003] - U.S. Environmental Protection Agency, 2003. Guidelines for Developing an Air Quality (Ozone and PM2.5) Forecasting Program [online]. North Carolina, EPA-456/R-03-002 June 2003. Disponibile su: < http://www.epa.gov/airnow/aq_forecasting_guidance-1016.pdf>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[E.P.A., 2009] – United States. Environmental Protection Agency, 2009. Integrated Science Assessment for Particulate Matter (Final Report) [online]. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-08/139F, 2009. Disponibile su: <<http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=216546>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[E.P.A., 2010] - U.S. Environmental Protection Agency, 2010. Policy Assessment for the Review of the Carbon Monoxide National Ambient Air Quality Standards [online]. North Carolina EPA 452/R-10-007 October 2010. Disponibile su: < <http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/co/data/20101022copafinal.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[E.P.A., 2012] – E.P.A. 2012. An Introduction to Indoor Air Quality (IAQ) Nitrogen Dioxide (NO₂) [online]. Disponibile su:< <http://www.epa.gov/iaq/no2.html>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[E.P.I.A.I.R., 2009] - Giovanna Berti, Claudia Galassi, Annunziata Faustini, Francesco Forastiere ,2009. Inquinamento atmosferico e salute: sorveglianza epidemiologica e interventi di prevenzione Air pollution and health: epidemiological surveillance and prevention [online]. Epidemiol Prev 2009; 33(6) Suppl 1: 1-144 (PUBMED). Disponibile su:< <http://www.ccm-network.it/node/845/>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[F.A.A., 2005] - Federal Aviation Administration Office of Environment and Energy, 2005. Aviation & Emissions A Primer [online]. Disponibile su:<http://www.faa.gov/regulations_policies/policy_guidance/envir_policy/media/aepri mer.pdf>. [Ultimo accesso 24/07/2012].

[Facchini M.V. et al., 2003] - Facchini, M.C., S. Decesari, M. Mircea, F. Cavalli and S. Fuzzi, 2003. Chemical effects on cloud activation with special emphasis on the effect of carbonaceous aerosol from biomass burning. EGS-AGU-EUG Joint Assembly, April 6-11, 2003, Nice, France.

[Fantinato A., 2008] - Fantinato Antonio , 2008. Analisi spazio temprale del biossido di zolfo nella città di Padova , mediante modelli state-space [online]. Università di Padova. Facoltà di Scienze statistiche. Tesi di Laurea. Disponibile su: < http://tesi.cab.unipd.it/10199/1/Fantinato_Antonio.pdf>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Ferrari L. and Salisbury J., 1999] - Len Ferrari and Janet Salisbury, 1999. Sulphur dioxide, National Environmental Health Forum [online]. Monographs Air Series No. 4. Disponibile su: < <http://www.nphp.gov.au/enhealth/council/pubs/pdf/suldiox.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Ferrero E., 2009] – Enrico Ferrero, 2009. LA DISPERSIONE DI INQUINANTI IN ATMOSFERA [online]. Disponibile su:

<<http://people.unipmn.it/ferrero/famb2000/famb02.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Fierro M.A., 2000] – Fierro Maria A., 2000. Particulate matter [online]. Disponibile su:< http://www.airinflow.org/pdf/Particulate_Matter.pdf>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Fierro M.A., et al. 2001] - Maria A. Fierro, M.D., Mary Kay O'Rourke, Vand Jefferey L. Burgess, 2001. ADVERSE HEALTH EFFECTS OF EXPOSURE TO AMBIENT CARBON MONOXIDE [online]. The University of Arizona, College of Public Health September 2001. Disponibile su:

<<http://www.airinflow.org/pdf/carbon%20monoxid2.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Fuzzi S., 2010] - Sandro Fuzzi, 2010. Caratterizzazione del particolato fine atmosferico: attuale situazione e prospettive [online]. Istituto di Scienze dell'Atmosfera e del Clima - Consiglio Nazionale delle Ricerche. Bologna. Disponibile su:< <http://www.arpa.piemonte.it/arpa-comunica/events/eventi-2009/atti-convegno-agenti-fisici/fuzzi1.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[G.A.O., 2009] - United States Government Accountability Office, 2009. AVIATION AND CLIMATE CHANGE: Aircraft Emissions Expected to Grow, but Technological and Operational Improvements and Government Policies Can Help Control Emissions [online]. Washington, DC GAO 2009. [online] Disponibile a: <www.gao.gov/new.items/d09554.pdf> [Ultimo accesso 24/07/2012].

[George C. 2001] - George, C. 2001. Carbon Monoxide. Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology.

[Gilli G. et al., 1998] - Gilli, G., Bono, R., Calleri, M., Corrao, G., and Scursatone, V. Air pollution and health: a descriptive study among populations of the urban area of Turin. Atmos. Environ., 22, 193–194. 1988.

[Gomisčěk B. et al., 2004] - B. Gomisčěk, H. Hauck, S. Stopper, O. Preining, 2004 .Spatial and temporal variations of PM1, PM2.5, PM10 and particle number concentration during the AUPHEP—project. Atmospheric Environment 38 (2004) 3917–3934.

[Gottardini E. e al., 2012] - Elena Gottardini, Fabiana Cristofolini, Antonella Cristofori, Mauro Confalonieri, Marco Ferretti, 2012. Progetto Ozone Effects on Forests in Trentino (Ozone EFFORT) Risultati 2007-2011 [online]. San Michele all'Adige (TN) : Fondazione Edmund Mach. Istituto Agrario di San Michele all'Adige, 2012. – 144 p. : ill., tab. ; ISBN: 978-88-7843-037-2. Disponibile su:< http://www.iasma.it/UploadDocs/9130_Report_Ozone_EFFORT.pdf>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Greene, D. L., 1995] - David L. Greene., 1995. Commercial air transport energy use and emissions: is technology enough?. Oak Ridge National Laboratory, 1995. Conference on Sustainable Transportation–Energy Strategies. Pacific Grove, California.

[Hasenberg L., 2008] - L. Hasenberg, 2008. Sulfur dioxide [online]. Editor: R. Bender 2008. Disponibile su: <http://www.wiley-vch.de/books/sample/3527311262_c01.pdf>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Hemond H.F. et al., 2000] - Hemond, H. F. and E. J. Fechner-Levy , 2000. Chemical fate and transport in the environment [online]. San Diego, Academic Press Inc. Disponibile su:< http://www.aslo.org/lo/toc/vol_40/issue_8/1534.pdf>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Henne S. et al, 2007] - S. Henne, J. Klausen, W. Junkermann, J. M. Kariuki, J. O. Aseyo, and B. Buchmann, 2007. Representativeness and climatology of carbon monoxide and ozone at the global GAW station Mt. Kenya in equatorial Africa. Atmos. Chem. Phys., 8, 3119–3139, 2008www.atmos-chem-phys.net/8/3119/2008.

[I.A.R.C., 1992] - International Agency for Research on Cancer (IARC), 1992. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to man: Occupational exposures to mists and vapours from strong inorganic acids, and other industrial chemicals [online]. Lyon, France. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, VOL.: 54 (1992) (p. 41). Disponibile su: <<http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol54/volume54.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[I.C.A.O., 2007] - International Civil Aviation Organization, 2007. Airport Air Quality Guidance Manual, PRELIMINARY EDITION – 2007 [online]. Disponibile su: <http://www.icao.int/publications/Documents/9889_cons_en.pdf>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[I.C.A.O. 2011] - International Civil Aviation Organization, 2011. Airport Air Quality Guidance Manual [online]. Montréal, Quebec. Approved by the Secretary General and published under his authority. Disponibile a: <http://www.icao.int/publications/Documents/9889_cons_en.pdf> [Ultimo accesso 24/07/2012].

[I.P.C.C. 1999] – Intergovernmental Panel on Climate Change, 1999. Aviation and the Global Atmosphere [online]. New York, published by the press of the University of Cambridge. Disponibile su: <<http://www.ipcc.ch/ipccreports/sres/aviation/index.htm>> [Ultimo accesso 24/07/2012].

[Isaksen S.A. et al., 2001] - Isakensen S.A, K.Berntsen, Whi Chyung Wang, 2000. NOx emissions from aircraft: Its impact on the global distribution of CH4 and O3 and radiative forcing. TAO, vol.12. N°1, 63 – 78 march 2001.

[I.S.P.E.S.L., 2010] - Emanuela Giuli, Laura Medei, Mariangela Spagnoli, 2010. Foglio di approfondimento – Monossido di carbonio [online]. Dipartimento Medicina del Lavoro – ISPESL. Disponibile su: <<http://www.ispesl.it/ossvita/documenti/FA%20monossido%20di%20carbonio.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[I.S.P.R.A., 1999] - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, 1999. Ispra 1990-2010 emissioni nazionali in atmosfera dal 1990 al 2009 in agricoltura [online]. Roma. Disponibile su: <<http://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00009800/9864-rapporto-140-2011.pdf/view>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[I.S.P.R.A., 2008] – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, 2008. AGRICOLTURA Inventario nazionale delle emissioni e disaggregazione provinciale [online]. Roma. Disponibile su: <<http://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00003600/3620-rapporto-85-2008-inventario-nazionale-agricoltura-alta.pdf/view>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[I.S.P.R.A., 1990-2004-2008] - Gianluca Iarocci, Riccardo De Lauretis, 2008 . Analisi dei dati europei del trasporto su strada 1990-2004 [online]. Roma. Disponibile su:< <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/analisi-dei-dati-europei-del-trasporto-su-strada>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[I.S.P.R.A., 2010] – ISPRA Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, 2010. Focus su LA QUALITA' DELL'ARIA [online]. Roma, Qualità dell'Ambiente Urbano VII Rapporto Annuale Edizione 2010. Disponibile su: <<http://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00009400/9449-focusqa-aree-urb-vii.pdf/view>>. [Ultimo accesso 24/07/2012].

[Liji M. D. and Prabha R. N., 2011] - Liji Mary David and Prabha R. Nair, 2011. Diurnal and seasonal variability of surface ozone and NO_x at atropical coastal site: Association with mesoscale and synoptic meteorological conditions. J. Geophys. Res., 116, D10303,doi:10.1029/2010JD015076.

[Lippman M., 1989] – Morton Lippman, 1989. *HEALTH EFFECTS OF OZONE A Critical Review*. Institute of Environmental Medicine New York University Medical Center Tuxedo, New York

[Logan A.J, 1985] – Jennifer A. Logan, 1985. Tropospheric Ozone: Seasonal Behavior, Trends and Anthropogenic Influence. *Journal of geophysical research*, vol.90, No D.6, Pages 10, 463-10, 482, October 1985.

[Jaffe L.S., 1968] – Jaffe L.S. 1968. Ambient carbon monoxide and its fate in the atmosphere. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 18:534-540.

[Jaffe L.S., 1973] - Jaffe, L.S., 1973. Carbon monoxide in the biosphere: sources, distribution, and concentrations. *J. Geophys. Res.* 78, 5293–5305.

[Jallad N.K. & Jallad C.E., 2012] - Karim N. Jallad & Cyntia Espada-Jallad, 2012. Characterization of Road Traffic Emissions in a Densely Populated Residential Area of Kuwait. *College of Arts and Sciences, American University of Kuwait, Environment and Natural Resources Research*, Vol. 2, No. 2; June 2012 Midwest Research Institute, Kansas, USA.

[James A. R. et al., 1999] - James A. Raub, Monique Mathieu, Nolf Neil B. Hampson, Stephen R. Thom, 1999. Carbon monoxide poisoning — a public health perspective. *Toxicology* Volume 145, Issue 1, 7 April 2000, Pages 1–14

[Jansen K.L et al., 2005] - Jansen KL, Larson TV, Koenig JQ, Mar TF, Fields C, Stewart J, et al. 2005. Associations between Health Effects and Particulate Matter and Black Carbon in Subjects with Respiratory Disease. *Environ Health Perspect.* 113:1741-1746.

[Jenkin M.E. e Clemitshaw K.C., 2000] - Jenkin, M. E., and K. C. Clemitshaw (2000). Ozone and other secondary photochemical pollutants: chemical processes governing their formation in the planetary boundary layer. *Atmospheric Environment*, 34, 2499-2527.

[Jhy J.L. et al., 1994] - Jyh-Jian Liu, Chang-Chuan Chant and Fu-Tien Jeng, 1994. PREDICTING PERSONAL EXPOSURE LEVELS TO CARBON MONOXIDE (CO) IN TAIPEI, BASED ON ACTUAL CO MEASUREMENTS IN MICROENVIRONMENTS AND A MONTE CARLO SIMULATION

METHOD[online] . Atmospheric Environment Vol. 28. No. 14. pp. 2361-2368. 1994. 2361-2368. 1994 Elsevier Science Ltd Printed in Great Britain. Disponibile su: <<http://ntur.lib.ntu.edu.tw/bitstream/246246/79960/1/03.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[**Johanson C. et al., 2006**] - Christer Johansson, Michael Norman, Lars Gidhagen, 2006. Spatial & temporal variations of PM₁₀ and particle number concentrations in urban air. Environ Monit Assess (2007) 127:477–487 DOI 10.1007/s10661-006-9296-4.

[**Kalabokos P.D. et al., 2010**] - P.D. Kalaboka, A.D. Adamopoulos, L.G. Viras, 2010. ATMOSPHERIC PM₁₀ PARTICLE CONCENTRATION MEASUREMENTS AT CENTRAL AND PERIPHERAL URBAN SITES IN ATHENS AND THESSALONIKI, GREECE. Global NEST Journal, Vol 12, No 1, pp 71-83, 2010.

[**Kao L.W., Nanaga K.A., 2004**] - Louise W. Kao, Kristine A. Nanagas, 2004. Carbon monoxide poisoning [online]. Emerg Med Clin N Am 22 (2004) 985–1018. Disponibile su: <<http://navyemergencymedicine.com/wpcontent/uploads/2010/01/COpoisoning.pdf>> . [Ultimo accesso 24/7/2012].

[**Kesegin U., 2002**] - Ugur Kesgin, 2002. Aircraft emissions at Turkish airports. Department of Naval Architecture, Faculty of Mechanical Engineering, Yildiz Technical University.

[**Lee, J.J et al., 2001**] - Joosung Joseph Lee, Lukachko, S.P., Waitz, I.A., Schafer, A., 2001. Historical and future trends in aircraft performance, cost and emissions [online]. Annual Review of Energy and the Environment 26, 167-200. Disponibile su: <<http://www.southampton.ac.uk/~jps7/D8%20website/future%20trends%20in%20aircraft%20costs.pdf>> [Ultimo accesso 24/07/2012].

[Lentini D., 2010] – Diego Lentini, 2010. Impatto ambientale dei motori aeronautici. Dipartimento di Ingegneria Meccanica e Aerospaziale, Sapienza Università di Roma.

[Levy H., 1971] - Levy, H., 1971. Normal atmosphere: large radical and formaldehyde concentrations predicted. Science 173, 141-143.

[Liguori F., 2006] - Francesca Liguori, 2006. INQUINAMENTO DI ATMOSFERE URBANE INTERPRETAZIONE DEI DATI E NOWCASTING CON RETI NEURONALI [online]. Dipartimento di Scienze ambientali Venezia. Disponibile su:< <http://www.arpa.emr.it/motap/ravenna/RELAZI~8.HTM>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Longo V., 2011] - Vincenzo Longo, 2011. CONOSCERE L'ANIDRIDE SOLFOROSA (SO₂): CARATTERISTICHE ED EFFETTI TOSSICOLOGICI [online]. Pisa, Istituto di Biologia e Biotecnologia Agraria, CNR. Disponibile su:< <http://www.amorosso.it/doc/Conoscere%20l'anidride%20solforosa%20CNR.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Marconi A., 2003] - Achille Marconi, 2003. Materiale particolato aerodisperso: definizioni, effetti sanitari, misura e sintesi delle indagini ambientali effettuate a Roma. Laboratorio di Igiene Ambientale, Istituto Superiore di Sanità, Roma. Ann Ist Super Sanità 2003;39(3):329-342.

[Martini G. et al., 2010] - Martini Gianmaria and Scotti Davide, 2010. Potere di mercato e distribuzione dei profitti nella filiera del trasporto aereo. in Mercato Concorrenza Regole , Vol. 2010, No. 1 (April 2010): pp. 173-210.

[Mckee D.J. and Rodriguez R.M., 1993] - David J. Mckee and Rosalina M. Rodriguez, 1993. Health effects associated with ozone and nitrogen dioxide exposure. WATER, AIR, & SOIL POLLUTION Volume 67, Numbers 1-2 (1993), 11-35, DOI: 10.1007/BF00480811.

[Meena G.S., Jadhav D.B., 2007] - Meena G.S., Jadhav D.B., 2007. Study of diurnal and seasonal variation of atmospheric NO₂, O₃, H₂O and O₄ at Pune, India.

March 2006. Indian Institute of Tropical Meteorology. Universidad Nacional Autónoma de México 2007, *Atmósfera* Num.003 Vol.20.

[Mohan G. K., 2006] - G.Mohan Kumar, V.S.Jeena and S.Sampath, 2006. Features of atmospheric Carbon Monoxide at two different coastal environments. Atmospheric Sciences Division, Centre for Earth Science Studies PB 7250, Thiruvananthapuram - 695 031. *J. Ind. Geophys. Union* (October 2006) Vol.10, No.4, pp.279-284.

[Morselli L., Marsili G., 2005] - Luciano Morselli, Giovanni Marsili, Gaetano Settimo, Giuseppe Viviano, Ivano Vassura, Fabrizio Passarini, 2005. EMISSIONI DI INQUINANTI ATMOSFERICI NELLA PRODUZIONE DI ENERGIA ELETTRICA IN RELAZIONE AI DIVERSI COMBUSTIBILI ED ALLE TECNOLOGIE [online]. Bologna. Disponibile su:<<http://www.tecnosophia.org/documenti/Articoli/SessioneIII/Morselli.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Munari E.D et al., 2004] - Eriberto de'Munari, Valerio Pessina, 2004. OSSIDI DI ZOLFO [online]. Arpa e Emilia-Romagna, sezione provinciale di Parma. Disponibile su:
<http://www.arpa.emr.it/cms3/documenti/_cerca_doc/aria/ossidi_zolfo.pdf>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[N.E.S.C.A.U.M, 2003] - Northeast States for Coordinated Air Use Management, 2003. CONTROLLING AIRPORT-RELATED AIR POLLUTION [online]. Northeast States for Coordinated Air Use Management and Center for Clean Air Policy. Disponibile a: <www.nescaum.org/documents/aviation_final_report.pdf/ > [Ultimo accesso 24/07/2012].

[Nali C. e Ferretti M., 2007] - Cristina Nali e Marco Ferretti, 2007. Ozono e vegetazione: il contributo della ricerca italiana [online]. I quaderni del Centro Enrico Avanzi dell'Università di Pisa, vol. 4, pp. 104, Felici Editore, Pisa (2007).

[Papponetti V., 2001] – Papponetti Valeria, 2001. La sostenibilità del settore aeronautico in Europa: Aeroporti, ambiente e salute: una convivenza difficile?. Ricerca finale. 10 ° Corso SEU in “Diritto, Economia e Politiche dell’Unione europea”.

[Pegorari E. et al., 2009] – E. Pecorari, G. Valotto, G. Rampazzo, S. Sollecito, D. Bassano, F. Bertoldo and E. Rampado. Evaluation of the Marco Polo Venice and the Antonio Canova Treviso airports impact: two hot spots areas. Venezia, 2009

[Penney D.G., 2007] - David G. Penney, 2007. CARBON MONOXIDE POISONING [online]. Taylor e Francis group. Disponibile su: <http://www.doubleangel.org/documents/CarbonMonoxideDangersintheMartineEnvironmentreprint_000.pdf>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Pio C. A. and Feliciano M. S., 1996] - C.A. Pio, M.S. Feliciano, 1996. Dry Deposition of Ozone and Sulphur Dioxide Over Low Vegetation in Moderate Southern European Weather Conditions. Measurements and Modelling. Aveiro, Portugal, Ocean and Atmosphere Volume 21, Issues 5–6, October–December 1996, Pages 373–377.

[Qu W. J. et al., 2010] - W. J. Qu, R. Arimoto, X. Y. Zhang, C. H. Zhao, Y. Q. Wang, L. F. Sheng, and G. Fu, 2010. Spatial distribution and interannual variation of surface PM₁₀ concentrations over eighty-six Chinese cities. Atmos. Chem. Phys., 10, 5641-5662, 2010
www.atmos-chem-phys.net/10/5641/2010/ doi:10.5194/acp-10-5641-2010

[Robinsons E. e Robbins R. C., 1969] - Robinson E. & Robbins R. C. 1969. Sources, abundance, and fate of gaseous atmospheric pollutants: supplement. Stanford Research Institute Project PR-6755.

[Radojevic M., 1992] - Radojevic M, 1992. SO₂ and NO_x Oxidation mechanism in the atmosphere. Atmospheric Acidity (Radojevic M., Harrison R. M., eds.), London, Elsevier Applied Science.

[Ragazzi M., Paternoster L., Rada E.C., Venturi M., Maistro M., 2010] - M. Ragazzi, L. Paternoster, E.C. Rada, M. Venturi, M. Maistro, 2010. "Nitrogen oxides from different Waste to Energy plants and other sources" in VENICE 2010, Third International Symposium on Energy from Biomass and Waste. Padova, CISA Publisher, 2010, p. [1]-[11]. - ISBN: 9788862650083. Atti di: VENICE 2010, Venezia, 8-11 November 2010.

[Reynor G.S. et al., 1974] - Raynor GS, Smith ME, Singer IA, 1974. Temporal and Spatial Variation in Sulfur Dioxide Concentrations on Suburban Long Island New York. Brookhaven National Laboratory, Upton, New York. J Air Pollut Control Assoc. 1974 Jun;24(6):586-90.

[Royal society, 2008] - Royal society, 2008. Ground-level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications [online]. Science Policy REPORT 15/08 October 2008. Disponibile su:<http://www.accent-network.org/accent_documents/ozone%20report%20web%20pdf%20final.pdf>.
[Ultimo accesso 24/7/2012].

[Rossa A. et al., 2007] - Rossa, A.M., Pernigotti, D., Ferrario, M.E., Sansone, M., Benassi, A., 2007. Influence of ABL stability on the diurnal cycle of PM10 concentration: illustration of the potential of the new Veneto. network of MW-radiometers and SODAR [online]. Meteorologische Zeitschrift, Fast Track DOI: 10.1127/0941-2948/2007/0204. Disponibile su:
<http://www.altostratus.it/Documents/Articles/2007_Meteorological_Zeitschrift.pdf>.
[Ultimo accesso 24/7/2012].

[Ross D., 2009] – Ross David, 2009 - GHG Emissions Resulting from Aircraft Travel. Disponibile su:
<http://www.carbonplanet.com/downloads/Flight_Calculator_Information_v9.2.pdf>.
[Ultimo accesso 24/07/2012].

[Rossini P. et al., 2010] - Paolo Rossini, Gabriele Matteucci, Stefano Guerzoni. Atmospheric fall-out of metals around the Murano glass-making district (Venice,

Italy). ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH Volume 17, Number 1 (2010), 40-48, DOI: 10.1007/s11356-009-0122-8.

[Salvadori E., 2008] – Elisabetta Salvadori, 2008. Rischio da ozono e stress climatico in alcune cenosi forestali costiere del Lazio meridionale[online]. Dottorato di Ricerca in Scienze Ecologiche (XX CICLO). Università Degli Studi di Roma “SAPIENZA” FACOLTÀ DI SCIENZE MATEMATICHE FISICHE E NATURALI. Disponibile su:

<<http://padis.uniroma1.it/bitstream/10805/1475/11/E.Salvatori%20TESI%20DOTTO%20RATO%20per%20PADIS.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Sangalli D., 2010] - SANGALLI, DANIELA, 2010. *LA CONCENTRAZIONE NUMERICA DI PARTICOLATO FINE ATMOSFERICO NELLA CITTA' DI MILANO* [online]. POLITECNICO DI MILANO Corso di laurea in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio. Relatore: Prof. Ing.Giovanni Lonati. Anno Accademico 2009 – 2010. Disponibile su:

<https://www.google.it/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&ved=0CEYQFjAB&url=https%3A%2F%2Fwww.politesi.polimi.it%2Fbitstream%2F10589%2F10923%2F3%2F2010_12_SANGALLI.pdf&ei=fhEpULixBtCK4gSd6IGYBw&usg=AFQjCNE5DcjwbnvCtHQNSIT8ghkJOlXJg&sig2=l8TEeCn8Kdt_Xpa_rdqQbA>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[S.A.V.E., 2005] – S.A.V.E. spa, 2005. PIANO D'AZIONE AEROPORTO MARCO POLO VENEZIA – TESSERA SAVE S.p.A. Riferimento normativo: art. 4 comma 1 lettera b del Decreto Legislativo 19/08/2005 n°194 [online]. Venezia. Disponibile su: <http://www.veniceairport.com/wb/Rumore/Piano_azione.pdf>. [Ultimo accesso 24/07/2012].

[Scaturro F. e Siciliano G., 2009] - Scaturro Francesca e Giuseppe Siciliano, 2009. Analisi dell'implicazione dell'applicazione dell'emissions trading sistem al trasporto aereo, 2009. CERTET Centro di Economia Regionale dei Trasporti e del Turismo L. Bocconi, Milano Working Papers SIET 2009 - ISSN 1973-3208.

[Schafer, A. and Victor D.G., 1997] - Andreas Schafer, David G. Victor, 1997: The Future Mobility of the World Population. *Transportation Research Part A* 34 (2000) 171-205.

[Seiler W., 1973] - Wolfgang Seiler, 1973. The cycle of atmospheric CO [online]. Max-Planck-Institut für Chemie (Otto-Hahn-Institut), Mainz, West Germany (Manuscript received June 20; revised version October 15, 1973). Disponibile su: <http://www.google.it/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&cad=rja&sqi=2&ved=0CFEQFjAB&url=http%3A%2F%2Ftellusa.net%2Findex.php%2Ftellusa%2Farticle%2Fdownload%2F9743%2F11366&ei=dhItUO-WNMjOhAeF24GgBg&usg=AFQjCNEbzBsTVVV5I7zFVemwvTPk_eKJNQ&sig2=AicNePUQgeK0IOgOLw2ikg> . [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Sherwood R.F., 2006] - F. Sherwood Rowland, 2006. Stratospheric ozone depletion. *Phil. Trans. R. Soc. B* (2006) 361, 769–790. Disponibile su: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[Shindell D.T. et al., 2006] - D. T. Shindell, G. Faluvegi, D. S. Stevenson, M. C. Krol, L. K. Emmons, F. Lamarque, Pe'tron, J. Dentener, Ellingsen, G. Schultz, O. Wild, M. Amann, S. Atherton, D. J. Bergmann, I. Bey, T. Butler, J. Cofala, W. J. Collins, R. G. Derwent, R. M. Doherty, J. Drevet, H. J. Eskes, A. M. Fiore, M. Gauss, D. A. Hauglustaine, L. W. Horowitz, I. S. A. Isaksen, M. G. Lawrence, V. Montanaro, F. Müller, G. Pitari, M. J. Prather, J. A. Pyle, S. Rast, J. M. Rodriguez, M. G. Sanderson, N. H. Savage, S. E. Strahan, K. Sudo, S. Szopa, N. Unger, T. P. C. van Noije, G. Zeng, 2006. Multimodel simulations of carbon monoxide: Comparison with observations and projected near-future changes. *JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH*, VOL. 111, D19306, doi:10.1029/2006JD007100, 2006.

[Schipper Y. et al., 2001] – Schipper Y., Rietveld P., Nijkamp P, 2001. Environmental Externalities in Air Transport Markets. *Journal of Air Transport Management*, Vol. 7 (2001).

[**Shumann U., 1997**] - U. Schuman. THE IMPACT OF NITROGEN OXIDES EMISSIONS FROM AIRCRAFT UPON THE ATMOSPHERE AT FLIGHT ALTITUDES--RESULTS FROM THE AERONOX PROJECT. Atmospheric Environment Vol. 31, No. 12, pp. 1723-1733, 1997 © 1997 Elsevier Science Ltd All rights reserved. Deutsche Forschungsanstalt für Luft- und Raumfahrt (DLR), Institut für Physik der Atmosphäre, Oberpfaffenhofen, 82230 Wessling, Germany.

[**Stehr J.W. et al., 2000**] - Stehr J.W., Dickerson, R.R., Hallock-Waters, K.A., Doddridge, B.G., Kirk, D., 2000. Observation of NO_y, CO, and SO₂ and the origin of reactive nitrogen in the eastern United States. Journal of Geophysical Research 105 (D3),3553–3563.

[**Stein A.F. et al., 2005**] - Stein A. F., Mantilla E. and Millan, M. M. (2005). Using Measured and Modelled Indicators to Assess Ozone- NO_x –VOCs. Sensitivity in A Western Mediterranean Coastal Environment. Atmos. Environ. 39: 7167-7180.

[**Stull R.B., 1988**] - Stull R.B., 1988. *Introduction to boundary layer meteorology*. Kluwer Academic Publisher, 670 pp

[**Swimerton J.W. et al., 1971**] - Swinnerton, J. W., V. J. Linnenbom and R. A. Lamontagne, 1970. The ocean: A natural source of carbon monoxide. Science. 1970 Feb 13;167(3920):984-6.

[**Tarrasón L. and Jonson J. E., 2004**] - Leonor Tarrasón and Jan Eiof Jonson, 2004. Study on air quality impacts of non-LTO emissions from aviation [online]. Oslo, Final report to the European Commission under contract B4-3040/2002/343093/MAR/C1. Disponibile su: <http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/air_quality_impacts_finalreport.pdf> [Ultimo accesso 24/07/2012].

[**Thompson A. M., 1996**] - Thompson, A. M., Pickering, K. E., McNamara, D. P., Schoeberl, M. R., Hudson, R. D., Kim, J. H., Browell, E. V., Kirchhof, V. W. J. H., and Nganga, D., 1996. Where did tropospheric ozone over southern Africa and the

tropical Atlantic come from in October 1992?. Insights from TOMS, GTE TRACE A, and SAFARI 1992. JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH, VOL. 101, NO. D19, PP. 24,251-24,278, 1996 doi:10.1029/96JD01463.

[**Tolli et al. 2006**] - Tolli, J. D., Sievert, S. M., and Taylor, C. D., 2006. Unexpected diversity of bacteria capable of carbon monoxide oxidation in a coastal marine environment, and contribution of the Roseobacter-associated clade to total CO oxidation. Appl. Environ. Microb., 72, 1966–1973, doi:10.1128/aem.72.3.1966-1973.2006, 2006.

[**U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES, 1998**] - U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES, 1998. TOXICOLOGICAL PROFILE FOR SULFUR DIOXIDE [online]. Atlanta, Georgia December 1998. Disponibile su: < <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp117.pdf>>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[**Valotto G., 2012**] - Gabrio Valotto, 2012. Monitoraggio delle emissioni di origine aeroportuale: aeroporto Marco Polo di Tessera (VE). Progetto di collaborazione SAVE, Ca Foscari e EZI.

[**Viola A., 2007**] - Agostino Viola, 2007. PROBLEMATICHE DI MISURA DELLA DISTRIBUZIONE DEL PARTICOLATO ATMOSFERICO IN TERMINI DI NUMERO E MASSA [online]. Università Degli Studi di Cassino, Facoltà di Ingegneria Tesi di Dottorato in Ingegneria Meccanica. Anno Accademico 2006-2007. Disponibile su: <<http://www.scuoladottoratoingegneria.unicas.it/Tesi/Ciclo%20XX/Tesi%20Viola.pdf>>. Ultimo accesso 24/7/2012].

[**W.B.G., 1998**] - WORLD BANK GROUP Effective, 1998. Sulfur Oxides. Pollution Prevention and Abatement Handbook [online]. Disponibile su: < [http://www.ifc.org/ifcext/enviro.nsf/AttachmentsByTitle/p_ppah_SulfurOxides/\\$FILE/HandbookSulfurOxides.pdf](http://www.ifc.org/ifcext/enviro.nsf/AttachmentsByTitle/p_ppah_SulfurOxides/$FILE/HandbookSulfurOxides.pdf)>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[**W.H.O., 1999**] - World Health Organization Geneva, 1999. Environmental Health Criteria 213 CARBON MONOXIDE (SECOND EDITION)[online]. First draft prepared by Mr J. Raub, US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina, USA. Disponibile su:

<http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/ehc_213/en/index.html>.[Ultimo accesso 24/7/2012].

[**W.H.O., 2002**] - World Health Organization, Marco Martuzzi, Francesco Mitis, Ivano Iavarone, Maria Serinelli, 2002. HEALTH IMPACT OF PM₁₀ AND OZONE IN 13 ITALIAN CITIES [online]. Copenhagen. Disponibile su:<http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0012/91110/E88700.pdf>.

[Ultimo accesso 24/7/2012].

[**W.H.O., 2004**] - WHO 2004. Joint WHO - Convention Task Force on the Health Aspects of Air Pollution, Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution [online]. Copenhagen. WHO Regional Office for Europe. Disponibile su:

< http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/78657/E88189.pdf>. [Ultimo accesso 24/7/2012].

[**W.H.O., 2005**] - World Health Organization, 2005. WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrose dioxide and sulfur dioxide 2005 [online]. Geneva, WHO Press. Disponibile su:

<http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf>.

[Ultimo accesso 24/7/2012].

[**W.P.I., 2010**] - WPI, venice project center, Fabio Carrera, Daniel Gibson, 2010. Cruise Ships: Influencing the City of Venice 2010 [online]. Disponibile su:

<http://www.wpi.edu/Pubs/Eproject/Available/Eproject010410223645/unrestricted/Final_Report_B09_Ships.pdf>.[Ultimo accesso 24/7/2012].

[**Young K.L., 2002**] - Kuang-Ling Yang, 2002. *Spatial and seasonal variation of PM₁₀ mass concentrations in Taiwan*. Atmospheric Environment 36 (2002) 3403–3411.

[Zannetti P., 1990] - Zannetti, Paolo, 1990. *Computer Simulation using Particle Modeling*. Computational Mechanics Institute. Ashurst, Southampton, UK, November 1990

SITOGRAFIA

- www.greenstyle.it [Ultimo accesso 24/7/2012].
- www.reteclima.it, [Ultimo accesso 24/7/2012].
- http://ec.europa.eu/clima/policies/brief/eu/index_en.htm [Ultimo accesso 24/7/2012].
- www.isprambiente.gov.it [Ultimo accesso 24/7/2012].
- <http://www.veniceairport.it> [Ultimo accesso 24/7/2012].
- www.ambiente.veniceairport.it, [Ultimo accesso 24/7/2012].
- www.northeastspotter.eu, [Ultimo accesso 24/7/2012].
- www.enplus.it, [Ultimo accesso 24/7/2012].
- www.politicheambientali.provincia.venezias.it [Ultimo accesso 24/7/2012].
- www.exo.provincia.venezias.it/ecm/faces/public/politicheambientali/home/ambiente/aria/indagineepidemiologica [Ultimo accesso 24/7/2012].
- www.cocit.org, [Ultimo accesso 24/7/2012].
- www.port.venice.it/it/aria.html [Ultimo accesso 24/7/2012].
- www.minambiente.it [Ultimo accesso 24/7/2012].
- www.regione.vda.it, 2011 [Ultimo accesso 24/7/2012].
- http://www.dsa.unipr.it/trezzo/uni_parma/capitoli/inquinanti/influenza_dei_parametri_meteorologici.html [Ultimo accesso 24/7/2012].
- www.indoor.apat.it [Ultimo accesso 24/7/2012].

