



**Istituto di Scienze dell'Atmosfera e del Clima**  
*ISAC-CNR*  
*UNITÀ OPERATIVA DI LECCE*



**Provincia di Lecce**  
*SERVIZIO AMBIENTE*

# **STUDIO DI QUALITÀ DELL'ARIA NELLA PROVINCIA DI LECCE**

**A cura di:        Dr. Daniele Contini (ISAC-CNR)**  
**Dr. Salvatore Francioso (Provincia di Lecce)**

Hanno contribuito alla stesura di questo documento:

Dr. D. Contini (ISAC-CNR)  
Dr. C. Mangia (ISAC-CNR)  
Dr. F. Belosi (ISAC-CNR)  
Dr. D. Cesari (ISAC-CNR)  
Dr. D. Conte (ISAC-CNR)  
Dr. A. Donateo (ISAC-CNR)  
Dr. S. Francioso (Provincia di Lecce)  
Dr. G. Gioia (ISAC-CNR)  
Dr. G. P. Marra (ISAC-CNR)  
Dr. M. Miglietta (ISAC-CNR)  
Dr. U. Rizza (ISAC-CNR)  
Dr. I. Schipa (ISAC-CNR)  
Dr. A. Tanzarella (ISAC-CNR)

Si ringrazia l'Assessore Dr. Gianni Scognamillo (Settore Territorio ed Ambiente della Provincia di Lecce), l'Ing. Giovanni Refolo (Dirigente del Settore Territorio ed Ambiente della Provincia di Lecce), l'Ing. Dario Corsini (Dirigente Servizio Rifiuti, Scarichi, Emissioni e Controllo Impianti della Provincia di Lecce) ed il Dr. Gianni Podo (Settore Territorio ed Ambiente della Provincia di Lecce). Si ringrazia per l'utile contributo il Sig. G. Rispoli del Dipartimento di Scienza dei Materiali dell'Università degli Studi di Lecce, il Sig. F. M. Grasso ed il Sig. G. Lella (ISAC-CNR). Si ringrazia il personale delle strutture pubbliche e private che hanno ospitato il Laboratorio Mobile nel corso degli anni durante i rilevamenti di qualità dell'aria.

**DICEMBRE 2007**

## PREFAZIONE

Nell'ambito del complesso quadro di funzioni in materia ambientale delegate alle Province dalla Regione Puglia con la Legge n° 17/2007, la Provincia di Lecce é istituzionalmente interessata alle problematiche relative al controllo delle emissioni atmosferiche per quanto attiene le autorizzazioni alle emissioni in atmosfera degli insediamenti produttivi, i controlli delle stesse al camino e per il monitoraggio della qualità dell'aria in generale.

Tale attività è effettuata con controlli eseguiti dall'Ufficio Controlli Ambientali e dal Corpo di Polizia Provinciale.

L'Amministrazione Provinciale, inoltre, ha posto in essere un piano organico di controllo analitico delle emissioni affidandolo, mediante specifiche convenzioni, ad ARPA Puglia, al CNR – ISAC di Lecce ed al laboratorio dell'INCA presso il Dipartimento di Ingegneria dell'Innovazione dell'Università del Salento.

In particolare, nel gennaio 2006 è stata stipulata una convenzione triennale con l'Istituto di Scienze dell'Atmosfera e del Clima del CNR, per la ricerca e la caratterizzazione degli inquinanti presenti nell'atmosfera del territorio provinciale, mediante un laboratorio mobile, attrezzato con polverimetri, analizzatori di BTX, ossidi di azoto, ozono e parametri meteorologici, e per la determinazione della dispersione degli inquinanti tramite modelli matematici di trasporto.

Tale collaborazione, che era già stata avviata nel 2002, producendo delle relazioni scientifiche parziali, si è rivelata particolarmente proficua e con l'attuale studio si è voluto dare una lettura organica e completa di tutto il lavoro sinora svolto.

La redazione di questo primo rapporto o Studio della qualità dell'aria nella provincia di Lecce vuole configurarsi come un passo avanti verso la conoscenza della situazione ambientale e come un contributo utile per affrontare le problematiche connesse ai processi produttivi presenti sul territorio provinciale.

Per l'alto contributo scientifico ed operativo, si ringraziano:

il Prof. Franco Prodi, Direttore dell'Istituto di Scienze dell'Atmosfera e del Clima;

il Dott. Daniele Contini, del CNR ISAC, responsabile del programma operativo di monitoraggio;

il Dott. Umberto Rizza, responsabile dello studio previsionale e modellistico;

la Dott.ssa Cristina Mangia, ricercatore del CNR ISAC;

l'Ing. Giovanni Refolo, Dirigente del Settore Territorio ed Ambiente della Provincia di Lecce;

l'Ing. Dario Corsini, Dirigente del Servizio Rifiuti, Scarichi, Emissioni e Politiche Energetiche della Provincia di Lecce;

il Dott. Salvatore Francioso, responsabile dell'Ufficio Inquinamento Atmosferico della Provincia di Lecce;

il Dott. Gianni Podo, responsabile delle attività di divulgazione per il Settore Ambiente della Provincia di Lecce.

L'Assessore all'Ambiente  
Prof. Giovanni Scognamillo

## INDICE

<b>INTRODUZIONE</b>	<b>4</b>
<b>1 CARATTERIZZAZIONE METEOROLOGICA DEL TERRITORIO DELLA PROVINCIA DI LECCE</b>	<b>5</b>
<b>2 DESCRIZIONE DEI PRINCIPALI INQUINANTI ATMOSFERICI E DELLE EMISSIONI IN PROVINCIA DI LECCE</b>	<b>11</b>
2.1 Descrizione dei principali inquinati atmosferici	11
2.2 Inventario delle emissioni in Provincia di Lecce	17
2.3 Emissioni a livello comunale nella Provincia di Lecce	22
<b>3 RILEVAMENTI DI QUALITÀ DELL'ARIA DELLA RETE DI MONITORAGGIO DELLA PROVINCIA DI LECCE</b>	<b>26</b>
3.1 Descrizione della rete di monitoraggio della Provincia di Lecce	26
3.2 Risultati dei rilevamenti negli anni 2003, 2004 e 2005	27
<b>4 RILEVAMENTI DEL PARTICOLATO ATMOSFERICO NELLA PROVINCIA DI LECCE CON IL LABORATORIO MOBILE</b>	<b>32</b>
4.1 Risultati delle misure fatte con il Laboratorio Mobile	32
4.2 Eventi di intrusione di polveri Africane	37
4.3 Concentrazione di metalli pesanti nel particolato atmosferico	39
4.4 Un esempio di trasporto di inquinanti atmosferici a livello regionale	45
4.5 Individuazione del contributo di sorgenti locali al particolato atmosferico in uno specifico sito di misura (Maglie)	51
4.6 Un caso di rilevante inquinamento fotochimico in provincia di Lecce	57
<b>5 SIMULAZIONI DI INQUINAMENTO FOTOCHIMICO NEL TERRITORIO DELLA PROVINCIA DI LECCE</b>	<b>58</b>
5.1 Inquinamento fotochimica e sua modellizzazione	58
5.2 Il sistema di modelli utilizzati	59
5.3 La distribuzione spaziale dell'ozono in Provincia di Lecce	59
<b>CONCLUSIONI</b>	<b>63</b>
<b>RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI</b>	<b>64</b>
<b>APPENDICE A - IL SISTEMA DI MODELLI UTILIZZATO PER LA SIMULAZIONE DELLA DIFFUSIONE DI INQUINANTI</b>	<b>66</b>
<b>APPENDICE B - ELENCO DELLE PUBBLICAZIONI FATTE NELL'AMBITO DELLA CONVENZIONE FRA ISAC-CNR E PROVINCIA DI LECCE</b>	<b>67</b>

## INTRODUZIONE

Il presente rapporto è un'analisi dei dati di qualità dell'aria disponibili nella Provincia di Lecce. I dati sono stati analizzati in relazione alle attività previste dalla Convenzione fra l'Ufficio Ambiente della Provincia di Lecce e l'Unità Operativa di Lecce dell'Istituto di Scienze dell'Atmosfera e del Clima (ISAC-CNR). La Convenzione, le cui attività sono ancora in corso, ha come obiettivi la gestione del Laboratorio Mobile per rilevamenti ambientali e la simulazione della diffusione di inquinanti nel territorio della Provincia di Lecce. Lo scopo è quello di fornire un quadro conoscitivo delle principali criticità relative alla qualità dell'aria sul territorio, soprattutto per quanto riguarda le concentrazioni del particolato atmosferico. Le analisi riportate in questo rapporto sono quindi state effettuate a scopo conoscitivo e non sono rivolte alla verifica del rispetto della normativa vigente né sono sostitutive dei controlli e delle verifiche ambientali degli Enti preposti.

Il documento è organizzato in cinque capitoli. Nel primo capitolo si descrive brevemente le principali caratteristiche meteorologiche della Provincia di Lecce che sono strettamente correlate con la diffusione degli inquinanti atmosferici e quindi con la qualità dell'aria. Nel secondo capitolo si descrivono i principali inquinanti atmosferici analizzati e le normative vigenti illustrando poi l'inventario delle emissioni di sostanze inquinanti nel territorio provinciale. Nel terzo capitolo si riportano i risultati del monitoraggio della rete di centraline gestita dalla Provincia di Lecce. Si sottolinea che i dati relativi al monitoraggio con le centraline fisse sono stati forniti, già validati, dall'Ufficio Ambiente della Provincia di Lecce per il periodo 2003-2005. Nel corso del 2006 le centraline hanno subito interventi di ammodernamento ed i dati disponibili coprono solo limitati periodi dell'anno per cui non sono analizzati nel presente rapporto. I dati, relativi al 2007, delle centraline di monitoraggio non sono ancora disponibili al momento della stesura di questo rapporto. Nel quarto capitolo si riporta l'analisi dei dati riguardanti le concentrazioni di particolato atmosferico ed il suo contenuto di metalli pesanti ottenuti in diversi siti di misura con il Laboratorio Mobile. Nel quinto capitolo si riportano alcune simulazioni di inquinamento fotochimico nel Salento ed il confronto fra dati simulati e misure della rete di monitoraggio della Provincia di Lecce.

Nell'appendice A si riporta una breve descrizione dei modelli di simulazione utilizzati e nell'appendice B si riporta un elenco delle pubblicazioni scientifiche che hanno avuto come oggetto le analisi svolte nell'ambito della Convenzione fra ISAC-CNR e Provincia di Lecce.

# CAPITOLO 1

## CARATTERIZZAZIONE METEOROLOGICA DEL TERRITORIO DELLA PROVINCIA DI LECCE

Lo stato di qualità dell'aria di un territorio è fortemente influenzato dalle condizioni meteorologiche date dalla combinazione di circolazioni a scala sinottica ed alla mesoscala con effetti locali causati da disomogeneità della superficie terrestre, rilievi orografici o linee di costa. Condizioni meteorologiche particolarmente sfavorevoli che possono verificarsi durante l'anno influenzano le concentrazioni di alcuni inquinanti in particolare estendendo la durata e l'intensità degli episodi acuti. Inoltre, la velocità a cui si formano gli inquinanti secondari e l'aerosol, così come molte reazioni chimiche, sono direttamente influenzate da parametri meteorologici come l'umidità relativa, la temperatura, l'irraggiamento solare e la presenza di nubi.

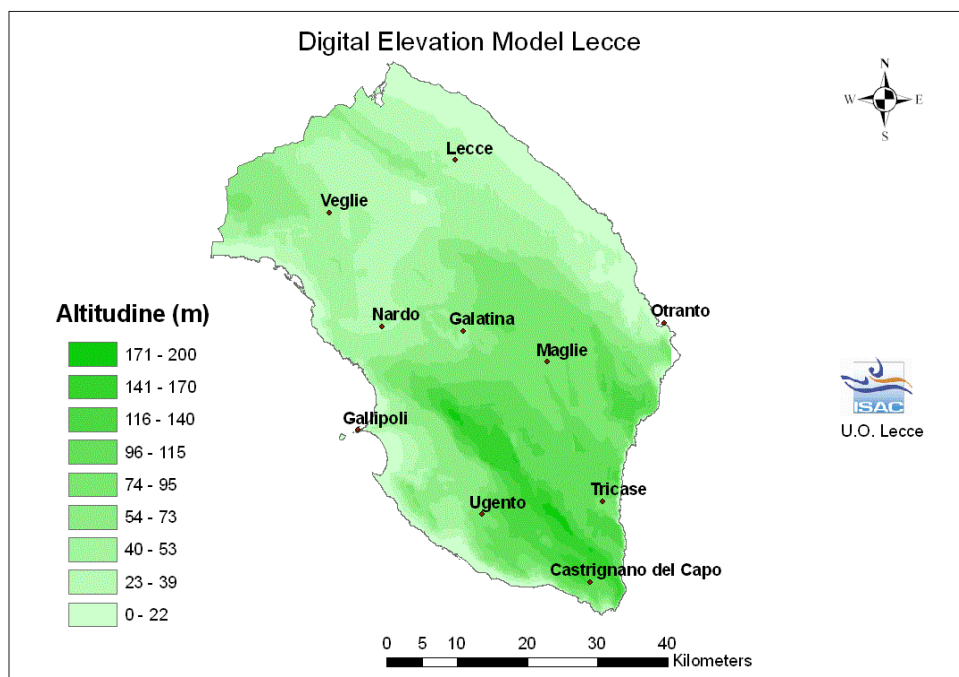


Fig. 1.1) Topografia della Provincia di Lecce

Il territorio della provincia di Lecce si presenta prevalentemente pianeggiante con delle piccole alture nella zona SW: sono piccoli rilievi carsici che si estendono da nord a sud raggiungendo l'altezza massima di 209 mslm (Monte S. Eleuterio) lungo l'asse centrale nei pressi del comune di Supersano, e raggruppati tra loro danno quell'aspetto caratteristico che prende il nome di Murge Salentine. La conformazione orografica dell'area vede un avvallamento centrale che da nord di Lecce si estende sino ai comuni di Maglie e Galatina (Figura 1.1).

Per quanto riguarda le caratteristiche climatologiche dell'area l'assenza di rilievi di una certa importanza minimizza l'effetto dell'orografia sul flusso atmosferico, mentre il mare che la circonda assume un ruolo fondamentale nella definizione del clima, fornendo un'incisiva azione mitigatrice, oltre a favorire la formazione di complessi sistemi di brezze. La presenza dei Balcani a meno di 200 km, sul lato opposto del Canale d'Otranto, invece produce un effetto di canalizzazione sul vento con conseguente aumento della sua intensità nell'area prospiciente il Canale d'Otranto.

La Figura 1.2 mostra le rose dei venti basate su una statistica annuale relativa al 2005 dei campi di vento rilevati in alcune stazioni presenti sul territorio Provinciale, gestite dal Dipartimento di Scienza dei Materiali dell'Università degli Studi di Lecce (Lecce e Racale) e dall'Aeronautica Militare (S. M. di Leuca), le cui caratteristiche sono riassunte in Tabella 1.1. In generale, i venti predominanti sul territorio della Provincia di

Lecce sono quelli che soffiano da N-NW e da S-SE, come evidenziato anche in studi precedenti sulla climatologia dell'area (Ruggiero & Zuanni, 1989). In inverno si innestano correnti sinottiche da S-SE con valori di intensità del vento abbastanza elevati, mentre nel periodo estivo si rilevano componenti locali legate ai fenomeni di brezze prevalentemente nelle zone costiere, come mostrato in Figura 1.3. Mentre le due stazioni più interne al territorio Provinciale mostrano una distribuzione dei venti molto simile, la stazione di S. M. Leuca, a causa della sua posizione geografica (è situata ad una altitudine di circa 110 mslm ed è affacciata su entrambe le coste), presenta una locale disomogeneità del campo anemologico, manifestando componenti legate a complessi sistemi di brezza che insistono sull'area specialmente nel periodo estivo. Le caratteristiche del vento nel periodo invernale ed estivo sono piuttosto simili sia a Lecce sia a Racale con venti intensi anche nel periodo invernale.

STAZIONI	LAT	LON	Quantità misurate	Altezza osservazioni (m)
Lecce (Università degli studi – Fac. Di Ingegneria, Campus Ecotekne)	N 40°20'	E 18°06'	ws, wd, T <sub>a</sub> , Ur, prec, pressione ed irraggiamento	25
Racale	N 39°57'	E 18°05'	ws, wd, T <sub>a</sub> , Ur, prec, pressione ed irraggiamento	10
S.M.Leuca	N 39°49'	E 18°21'	ws, wd, T <sub>a</sub> , Ur, prec, pressione ed irraggiamento	10

Tabella 1.1) Caratteristiche delle stazioni meteorologiche; le quantità misurate sono: ws = velocità del vento (m/s); wd = direzione del vento (deg), T<sub>a</sub> = temperatura dell'aria (°C); Ur = umidità relativa (%).

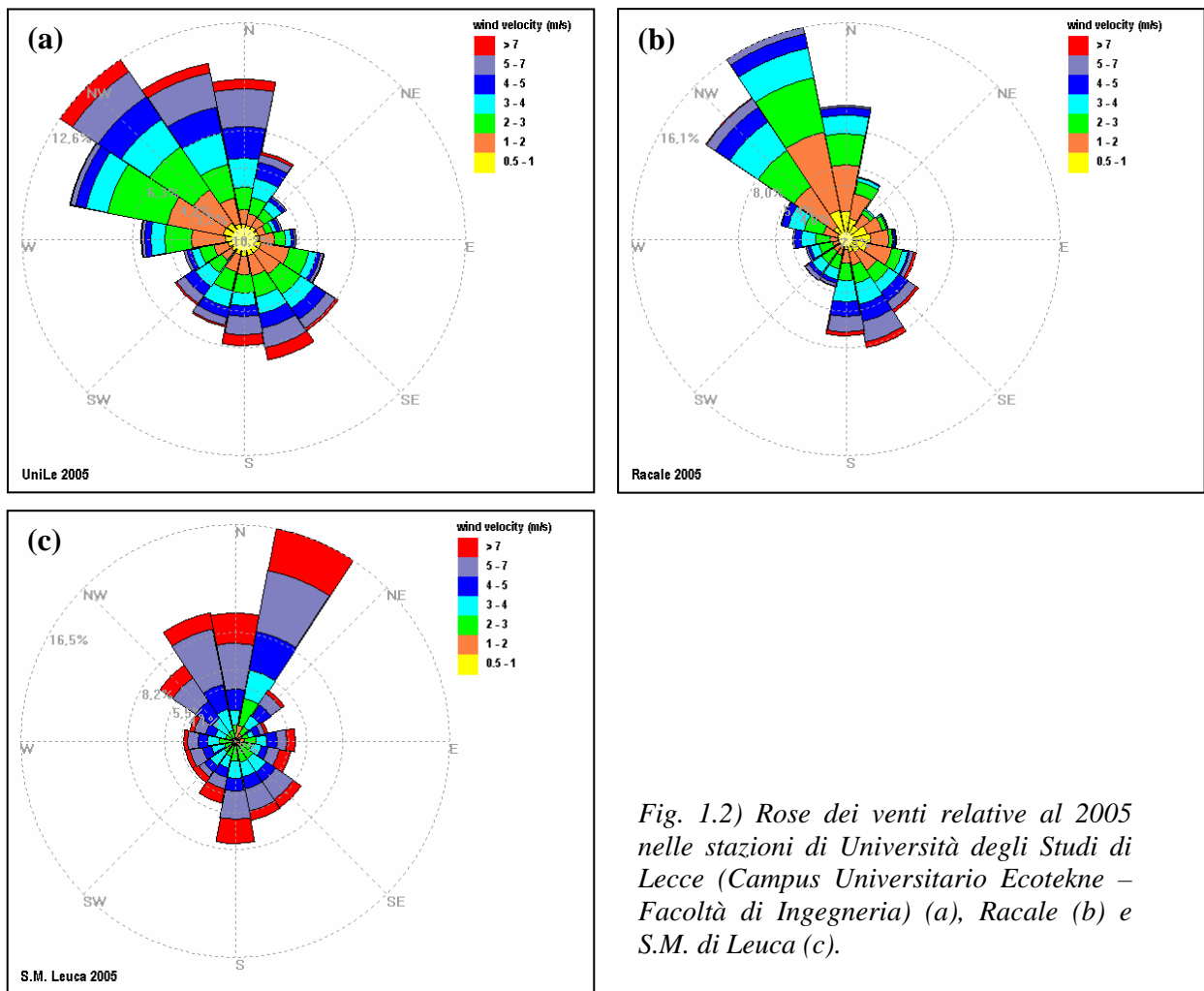


Fig. 1.2) Rose dei venti relative al 2005 nelle stazioni di Università degli Studi di Lecce (Campus Universitario Ecotekne – Facoltà di Ingegneria) (a), Racale (b) e S.M. di Leuca (c).

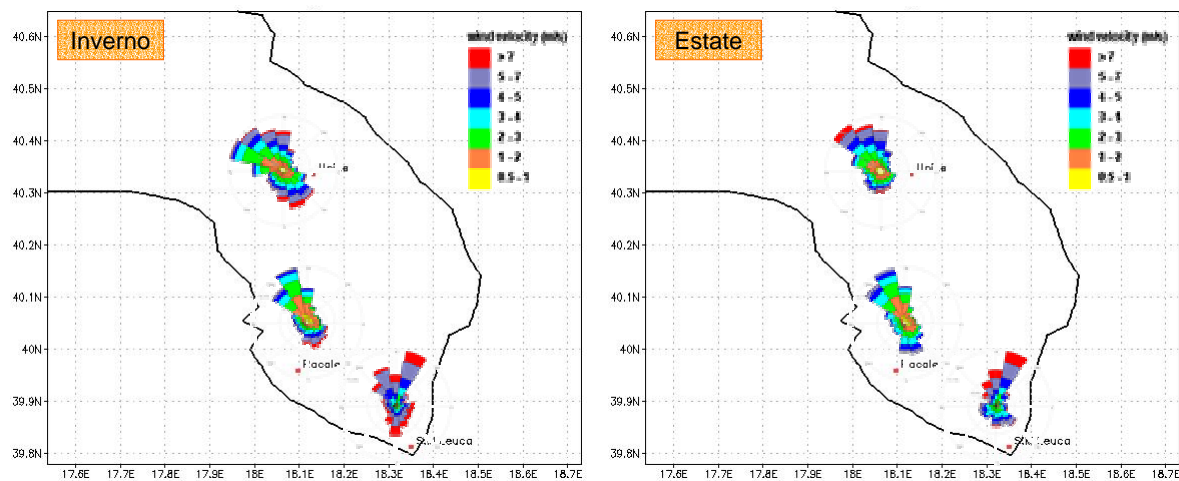


Fig. 1.3) Rose dei venti relative al 2005 nelle stazioni di Università degli Studi di Lecce (facoltà di Ingegneria), Racale e S.M. di Leuca, nel periodo invernale (sinistra del grafico) ed estivo (destra del grafico).

La distribuzione delle temperature non è omogenea su tutto il Salento: nella stagione estiva, in particolare, l'azione mitigatrice del mare produce un abbassamento dei valori massimi di temperatura lungo le coste. I valori della temperatura minima oscillano tra 0° e 5° C in inverno con punte di 25° C nella stagione estiva, mentre la temperatura massima raggiunge valori intorno ai 36° C durante i mesi di giugno e luglio. La presenza del Mar Mediterraneo attenua le escursioni termiche fra l'inverno e l'estate e fra il giorno e la notte.

L'umidità relativa in media non scende mai al di sotto del 35% e presenta ampie oscillazioni durante tutto l'anno (Figura 1.5): mentre nelle zone più interne l'umidità mostra un trend decrescente nel mese di luglio, sulla costa (S.M. Leuca), oscilla in media attorno a valori del 70%. Per considerazioni analoghe alle precedenti, anche le precipitazioni non sono uniformemente distribuite sul territorio e durante l'anno: dalla Figura 1.6 si osserva che Novembre e Dicembre sono i mesi di maggiore intensità piovosa. La precipitazione annua nel 2005 è stata di 591 mm a Lecce, 818 mm a Racale e 549 mm a S.M. Leuca.

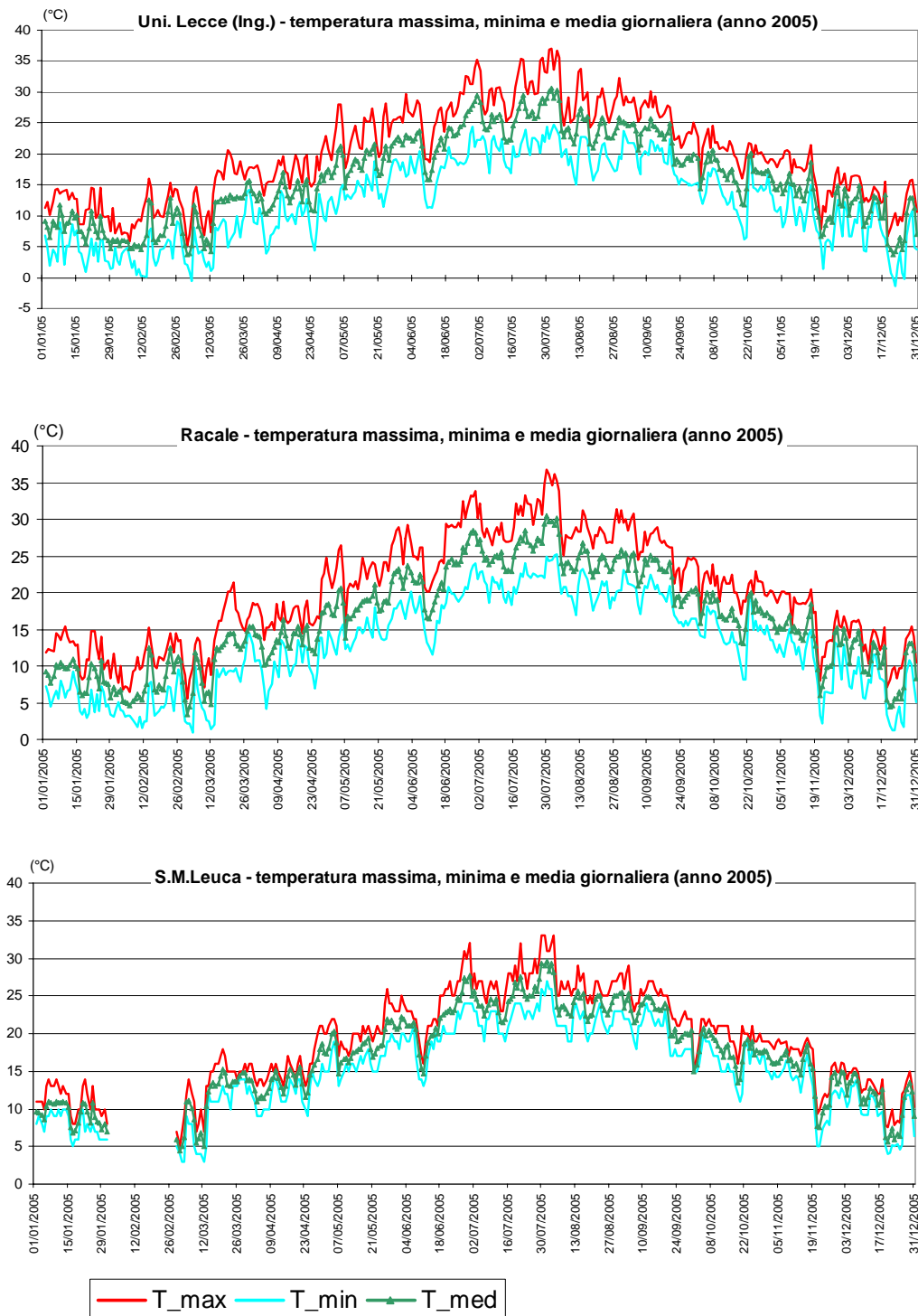


Fig. 1.4) Valori giornalieri della temperatura media, minima e massima registrata nel 2005 nelle stazioni di Università degli Studi di Lecce (facoltà di Ingegneria), Racale e S.M. di Leuca.



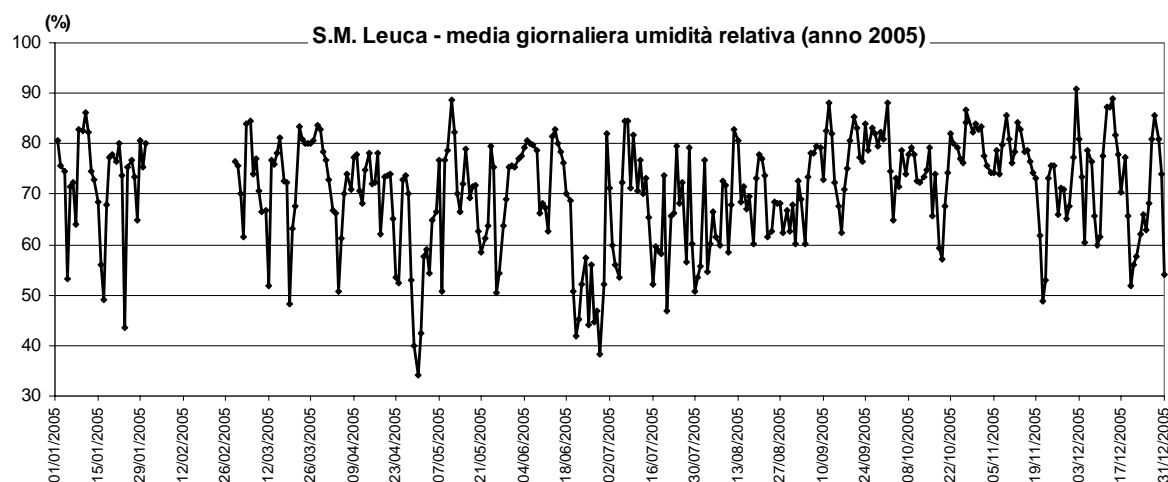
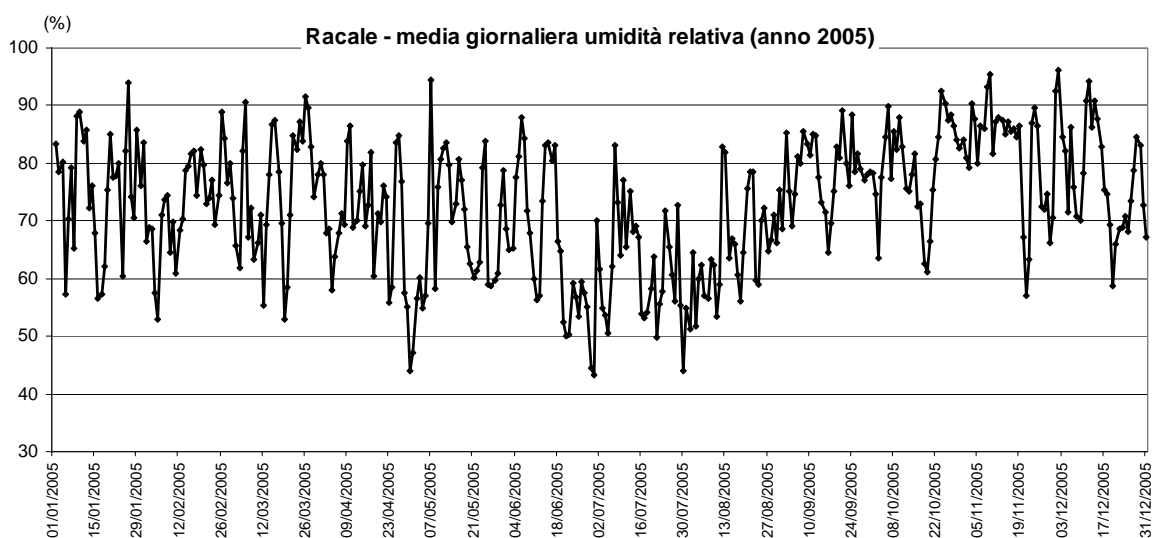
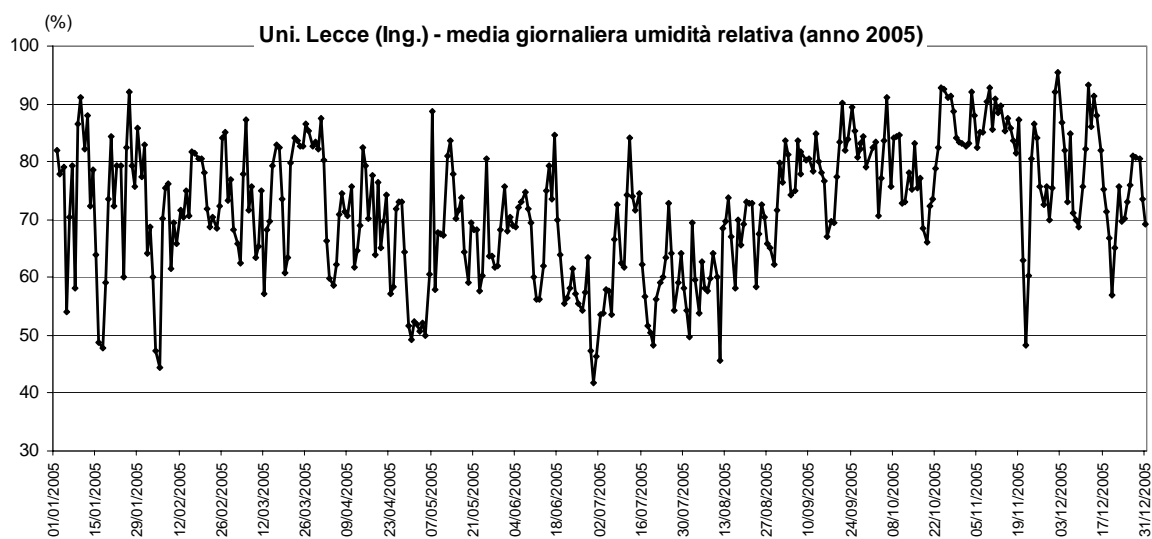
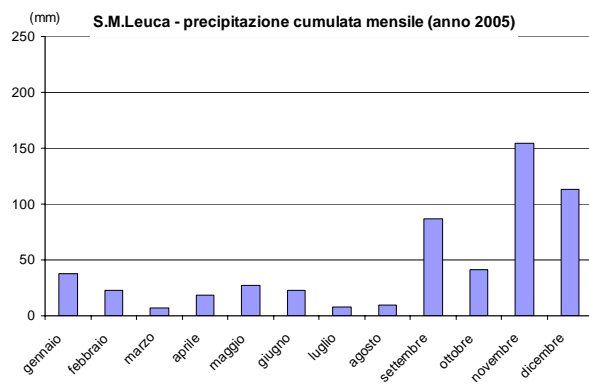
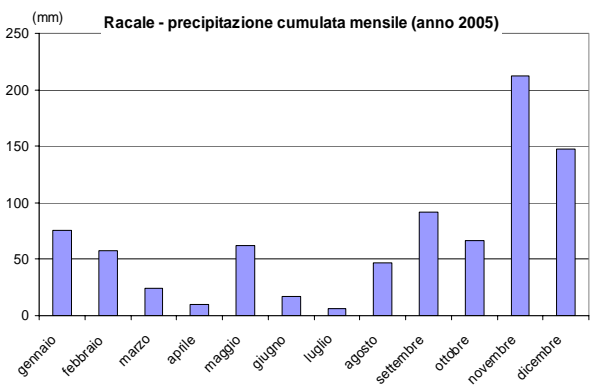
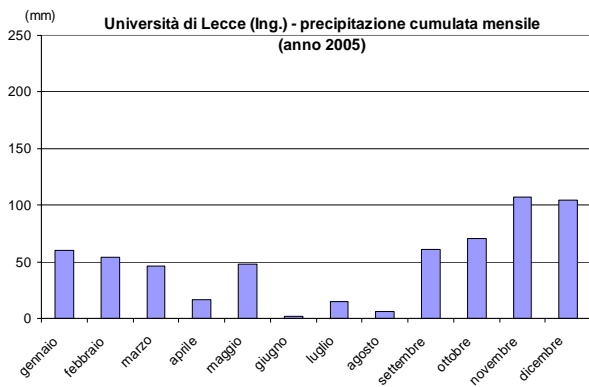


Fig. 1.5) Valori medi giornalieri dell'umidità relativa registrata nel 2005 nelle stazioni di Università degli Studi di Lecce (facoltà di Ingegneria), Racale e S.M. di Leuca.



*Fig. 1.6) Precipitazioni mensili misurate nel 2005 nelle stazioni di Università degli Studi di Lecce (facoltà di Ingegneria), Racale e S.M. di Leuca.*

## CAPITOLO 2

### DESCRIZIONE DEI PRINCIPALI INQUINANTI ATMOSFERICI E DELLE EMISSIONI IN PROVINCIA DI LECCE

In questo capitolo si descrivono brevemente i principali inquinanti atmosferici monitorati fornendo alcune indicazioni sul loro effetto sulla salute umana e sui limiti imposti dalla normativa vigente. Successivamente si riporta l'inventario delle principali emissioni nella Provincia di Lecce sia a livello cumulativo sia a livello comunale.

#### 2.1 DESCRIZIONE DEI PRINCIPALI INQUINANTI ATMOSFERICI

##### Ossidi di Azoto (NO<sub>2</sub> - NO - NO<sub>x</sub>)

Con il termine NO<sub>x</sub> vengono indicati genericamente l'insieme dei due ossidi di azoto più importanti a livello di inquinamento atmosferico ossia l'ossido di azoto (NO) ed il biossido di azoto (NO<sub>2</sub>), gas bruno di odore acre e pungente. L'ossido di azoto, NO, è formato principalmente per reazione dell'azoto contenuto nell'aria con l'ossigeno atmosferico in processi che avvengono ad elevata temperatura e in special modo durante le combustioni per la produzione di calore, vapore, energia elettrica, energia meccanica (autotrazione, esplosioni) ed incenerimento. Una volta formatosi, l'ossido di azoto, interagendo con l'ossigeno durante il processo di raffreddamento dei fumi si trasforma parzialmente in biossido di azoto con la formazione di una miscela dei due ossidi chiamato NO<sub>x</sub>. In generale si può ritenere che la produzione di NO<sub>2</sub>, quale inquinante primario, sia pari al 10 % dell'ossido di azoto complessivamente generato.

Il maggiore responsabile, in ambiente urbano, dell'inquinamento antropico da ossidi di azoto è il traffico autoveicolare che rappresenta quasi il 50% della produzione globale ed in particolare per l'utilizzo dei motori diesel. In ambiente extra-urbano è elevata l'emissione dovuta alla combustione da impianti fissi, specialmente le centrali termoelettriche. Industrialmente questi composti possono essere emessi essenzialmente dagli impianti di produzione dell'acido nitrico o da quelli che lavorano composti azotati (produzione di fertilizzanti, nylon ed altro).

Per quanto riguarda le possibili conseguenze sulla salute si osserva che a concentrazioni molto elevate questo inquinante esercita un'azione irritante sugli occhi e sulle vie respiratorie, con conseguente possibile alterazione delle funzioni polmonari. Lunghe esposizioni anche a basse concentrazioni di tale inquinante possono invece provocare una significativa diminuzione delle difese polmonari con conseguente aumento del rischio di affezioni alle vie respiratorie. I soggetti maggiormente a rischio sono gli asmatici e i bambini.

<b>D.M. 60/2002 (sintesi da Allegato II)</b>		
	<b>Valore Limite (in vigore dal 1° gennaio 2010)</b>	<b>Valore di Riferimento per il 2006 (valore limite + margine di tolleranza)</b>
Valore Orario – NO <sub>2</sub> Limite per protezione salute umana	200 µg/m <sup>3</sup> da non superare più di 18 volte per anno civile	240 µg/m <sup>3</sup> da non superare più di 18 volte per anno civile
Media Annuale – NO <sub>2</sub> Limite per esposizione cronica	40 µg/m <sup>3</sup>	48 µg/m <sup>3</sup>
Media Annuale – NO <sub>x</sub> Limite per protezione ecosistemi	30 µg/m <sup>3</sup> (a partire dal 2001)	30 µg/m <sup>3</sup> (a partire dal 2001)

Tabella 2.1) Tabella dei valori limite della normativa Italiana per gli ossidi di azoto.

##### Ossidi di Carbonio (CO - CO<sub>2</sub>)

Gli ossidi di carbonio sono i tipici prodotti derivanti dalla combustione, sono incolori e inodori. La CO<sub>2</sub> (anidride carbonica) è anche un costituente naturale dell'aria che, per la sua capacità di assorbire i raggi

infrarossi, gioca un ruolo importante per il bilancio termico dell'atmosfera terrestre. Il CO (monossido di carbonio) è formato in modo consistente durante la combustione, quando la quantità di ossigeno non è sufficiente per ossidare completamente le sostanze organiche a CO<sub>2</sub>: ciò avviene in modo sistematico, per esempio nei motori a scoppio. Le emissioni industriali di CO sono dovute essenzialmente ai processi di produzione della ghisa e dell'acciaio, alla combustione con impiego di carbone, olio combustibile e legna. Nella produzione industriale il CO è anche contenuto negli effluenti gassosi degli impianti di produzione dei gas di sintesi per la produzione di idrogeno, metanolo e nella rigenerazione dei catalizzatori.

L'organismo umano nella sua funzione respiratoria è largamente indipendente dalle variazioni rilevate del livello di CO<sub>2</sub> in atmosfera e quindi generalmente per questo motivo non viene analizzata sistematicamente. In ambienti chiusi, al contrario, la CO<sub>2</sub> potrebbe diventare un potenziale veleno, il suo accumulo crea fenomeni di soffocamento progressivo e già a concentrazione eccedenti il 6% all'insorgere di danni acuti. Per la vegetazione quantitativi attorno all'1% non sono dannosi anzi portano ad incrementare l'assimilazione e quindi ad un aumento della crescita. Per quanto riguarda gli effetti del CO sulla salute umana è nota la sua pericolosità data dalla capacità di fissarsi a livello di emoglobina circa 200 volte maggiore di quella dell'ossigeno inibendo la capacità del sangue di ossigenare i tessuti. Il D.M. 60/2002 prevede un limite annuale di protezione della salute umana pari a 10 mg/m<sup>3</sup> per la media su 8 ore massima giornaliera.

<b>D.M. 60/2002 (sintesi da Allegato VI)</b>	
	Valore Limite (in vigore dal 1° gennaio 2005)
Media Massima giornaliera su 8 ore	10 mg/m <sup>3</sup>

*Tabella 2.2) Tabella dei valori limite della normativa Italiana per il CO.*

### **Ozono (O<sub>3</sub>)**

L'ozono (O<sub>3</sub>) troposferico è un inquinante secondario, cioè non viene emesso direttamente ma si forma a seguito di reazioni chimiche che avvengono in atmosfera in presenza di precursori – riconoscibili negli ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>) e composti organici volatili (COV) – al verificarsi di condizioni meteorologiche caratterizzate da intenso irraggiamento solare ed elevate temperature. Le concentrazioni di ozono sono influenzate da diverse variabili meteorologiche come l'intensità della radiazione solare, la temperatura, l'umidità relativa e la velocità del vento. Poiché i fenomeni che portano alla formazione di questo inquinante sono legati a processi chimico-fisici nonché a meccanismi di trasformazione e trasporto su larga scala, nei quali interagiscono strettamente l'ambiente urbano ed extra-urbano, non esiste linearità spaziale tra concentrazioni misurate di ozono e quantità di precursori emesse. Infatti, anche se le maggiori quantità di ossidi di azoto e di composti organici volatili presenti in atmosfera hanno origine principalmente nelle aree urbane, le concentrazioni di ozono più elevate si riscontrano nelle zone suburbane e situate sottovento rispetto alle aree di emissione dei precursori. Le sorgenti di questi inquinanti "precursori" dell'ozono sono di tipo antropico (i veicoli a motore, le centrali termoelettriche, le industrie, i solventi chimici, i processi di combustione), e di tipo naturale, quali i boschi e le foreste, che emettono sostanze organiche volatili molto reattive chiamate terpeni.

L'ozono è un forte agente ossidante ed è in grado di interagire con i sistemi biologici e in particolare con l'apparato respiratorio, che rappresenta la principale via di esposizione ed assorbimento per inalazione. Ad alte concentrazioni, l'esposizione all'ozono dà rapidamente avvio ad un processo infiammatorio che può condurre a irritazione di occhi e gola, a tosse, fino ad una alterazione della funzionalità respiratoria. Esposizioni prolungate nel tempo a concentrazioni moderate possono indurre questi effetti in modo più accentuato nelle categorie più sensibili. La maggior parte di questi effetti sono a breve termine e cessano una volta che gli individui non sono più esposti a elevati livelli di ozono. Alte concentrazioni di ozono troposferico determinano effetti negativi anche sulla vegetazione e sugli ecosistemi. Per poter quantificare e valutare tali conseguenze dannose, è stato recentemente introdotto dall'Organizzazione Mondiale della Sanità il parametro AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold). L'AOT40 è utilizzato nel D.Lgs. 183/2004 e nella Direttiva Europea da cui esso deriva (2002/3/CE) per definire gli obiettivi di protezione della vegetazione. L'AOT40 considera i valori orari di ozono nell'intervallo tra le ore 8 e le ore 20 sommando in un determinato periodo – da maggio a luglio se si considera la vegetazione, da aprile a settembre per le foreste – le differenze fra le concentrazioni eccedenti la soglia di 40 ppb (cioè circa 80 µg/m<sup>3</sup>) ed i 40 ppb. Questa soglia rappresenta il limite oltre il quale gli organismi vegetali risentono

dell'esposizione all'ozono e ne manifestano gli effetti; l'AOT40 quindi indica l'accumulo di eccedenze della soglia stessa.

La nuova normativa si propone la tutela della salute umana, la protezione della vegetazione e delle foreste, la prevenzione dei danni ai beni materiali e l'informazione tempestiva alla popolazione. Per quanto concerne l'informazione da fornire al pubblico è stata definita una prima soglia – detta soglia di informazione alla popolazione e pari a  $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$  – che corrisponde al livello oltre il quale vi è un rischio in caso di esposizione a breve termine per la salute di alcuni gruppi particolarmente sensibili della popolazione; è definita anche una seconda soglia – detta soglia di allarme e pari a  $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$  – che corrisponde al livello oltre il quale vi è un generale rischio per la salute umana in caso di esposizione di breve durata. La normativa prevede che i *valori bersaglio* per la protezione della salute umana e della vegetazione siano conseguiti a partire dal 2010. Gli *obiettivi a lungo termine* (con valori più restrittivi, al di sotto dei quali si ritengono improbabili effetti nocivi) sono da conseguire solo nel lungo periodo e mediante misure proporzionate e realisticamente applicabili.

<b>D.Lgs. 183/2004 (sintesi da Allegato I)</b>		
<b>Valori bersaglio</b>		
Valore per la protezione della salute umana	Media su 8 ore massima giornaliera	$120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ da non superare più di 25 giorni/anno come media su 3 anni
Valore per la protezione della vegetazione	AOT40, calcolato sulla base dei valori orari da maggio a luglio	$18.000 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ h}$ come media di 5 anni
<b>Obiettivi a lungo termine</b>		
Valore per la protezione della salute umana	Media su 8 ore massima giornaliera nell'arco di un anno	$120 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Valore per la protezione della vegetazione	AOT40, calcolato sulla base dei valori orari da maggio a luglio	$6.000 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ h}$

Tabella 2.3) Tabella dei valori limite della normativa Italiana per l'Ozono.

### **Benzene, Toluene e Xilene (BTX)**

Il benzene è una sostanza chimica liquida ed incolore dal caratteristico odore aromatico pungente. A temperatura ambiente volatilizza assai facilmente, cioè passa dalla fase liquida a quella gassosa. La molecola di benzene è costituita da 6 atomi di carbonio e 6 atomi di idrogeno ( $\text{C}_6\text{H}_6$ ). Il benzene in aria è presente praticamente ovunque, derivando da processi di combustione sia naturali (incendi boschivi, emissioni vulcaniche) sia artificiali (emissioni industriali, gas di scarico di veicoli a motore, ecc.). Nell'aria dei centri urbani la sua presenza è dovuta quasi esclusivamente alle attività di origine umana, con oltre il 90% delle emissioni attribuibili al ciclo della benzina: raffinazione, distribuzione dei carburanti e soprattutto traffico veicolare, che da solo incide per circa l'80% sul totale.

Il benzene viene prodotto su scala industriale principalmente attraverso processi di raffinazione del petrolio. In passato il benzene è stato ampiamente utilizzato come solvente in molteplici attività industriali e artigianali (produzione di gomma, plastica, inchiostri e vernici, nell'industria calzaturiera, ecc.). La maggior parte del benzene oggi prodotto (85%) trova impiego nella chimica come materia prima per numerosi composti secondari, a loro volta utilizzati per produrre plastiche, resine, detergenti, pesticidi, vernici e collanti. Il benzene è inoltre contenuto nelle benzine, insieme ad altri composti aromatici, per conferire le volute proprietà antidetonanti. Il fumo di tabacco rappresenta la maggiore fonte individuale di benzene per la popolazione generale non esposta professionalmente. Esso è presente nel fumo di una sigaretta in una concentrazione media piuttosto rilevante.

Il benzene è facilmente assorbito per inalazione, contatto cutaneo, ingestione, sia per esposizione acuta che cronica. Gli effetti tossici, tuttavia, hanno caratteristiche diverse e colpiscono organi sostanzialmente differenti in base alla durata dell'esposizione. Si possono distinguere effetti tossici acuti, associati a brevi esposizioni a livelli elevati di benzene, poco frequenti nell'ambiente di vita, ed effetti tossici cronici, associati a periodi di esposizione di maggiore durata e a basse dosi di inquinante. L'intossicazione acuta accidentale da benzene fa seguito generalmente ad esposizione per via inalatoria e/o cutanea.

**Toluene ( $\text{C}_6\text{H}_5\text{CH}_3$ ):** idrocarburo omologo del benzene; è presente nelle frazioni leggere della distillazione del catrame di carbon fossile e da questo si può ottenere per distillazione frazionata. È un ottimo solvente di

numerose sostanze organiche, specie la gomma naturale e i grassi, ed è utilizzato per la produzione di molti composti. E' inoltre presente nella benzina.

**Xilene (C<sub>6</sub>H<sub>4</sub>(CH<sub>3</sub>)<sub>2</sub>):** idrocarburo aromatico omologo del benzene. Esistono tre isomeri: orto, meta, para, tutti contenuti nel catrame di carbon fossile. Il derivato meta predomina nettamente sugli altri (60% circa). Il loro miscuglio costituisce lo xilene greggio ed è utilizzato come solvente. Attualmente gli xileni sono ottenuti da particolari frazioni di petrolio costituite da idrocarburi ciclici a otto atomi di carbonio. Si producono così notevoli quantità di o-xilene, che viene utilizzato per la produzione di anidride ftalica, necessaria per la sintesi di molti polimeri. Anche il p-xilene si ottiene dal petrolio e il suo più importante prodotto di ossidazione è l'acido tereftalico, da cui si ottengono fibre poliestere.

<b>D.M. 60/2002 (sintesi da Allegato V)</b>		
	Valore Limite (in vigore dal 1° gennaio 2010)	Valore di riferimento per il 2006 (valore limite+margine di tolleranza)
Media Annuia	5 µg/m <sup>3</sup>	9 µg/m <sup>3</sup>

*Tabella 2.4) Tabella dei valori limite della normativa Italiana per il Benzene.*

### **Anidride Solforosa (SO<sub>2</sub>)**

L'assenza di colore, l'odore acre e pungente e l'elevata reattività a contatto con l'acqua sono le caratteristiche principali degli ossidi di zolfo, genericamente indicati come SO<sub>x</sub>. In natura tale tipo di inquinamento è causato dalle eruzioni vulcaniche. A livello antropico, SO<sub>2</sub> e SO<sub>3</sub>, sono prodotti nelle reazioni di ossidazione per la combustione di materiali in cui sia presente zolfo quale contaminante, ad esempio gasolio, nafta, carbone, legna, ed altro, utilizzati, in misura molto maggiore sino a qualche anno fa, per la produzione di calore, vapore, energia elettrica ed altro. Non è trascurabile l'apporto dell'industria chimica ed in particolare in impianti destinati alla produzione dell'acido solforico e in tutti quei processi produttivi in cui lo zolfo è utilizzato come tale o sottoforma di suo composto.

L'SO<sub>2</sub> è caratterizzato da una buona stabilità chimica in atmosfera che gli consente di mantenersi in sospensione aerea anche per lunghi periodi salvo poi trasformarsi in SO<sub>3</sub>, infatti le gocce di acqua presenti in atmosfera ed, anche se molto più lentamente, la via fotolitica trasformano l'SO<sub>2</sub> in SO<sub>3</sub>. La conseguente idrolisi produce quindi H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> che in dispersione di aerosol acquoso funge da assorbitore per ulteriori quantità di SO<sub>2</sub>, sostanze basiche e tracce di metalli e cationi.

Al momento del dilavamento atmosferico durante le giornate di pioggia la ricaduta degli inquinanti derivanti dagli ossidi di zolfo è una delle componenti principali per la formazione delle "piogge acide" con effetti negativi sulla vegetazione boschiva, defoliazione ed inaridimento di vaste zone, e sul patrimonio monumentale delle aree urbane.

A livello dell'uomo si possono avere effetti che vanno da semplici irritazioni alle vie respiratorie ed oculari, nel caso di una esposizione acuta, sino a fenomeni di bronco costrizione per esposizioni prolungate a quantitativi anche non elevati. A livello della vegetazione si possono avere fenomeni di danni cronici fino a danni acuti con distruzione del tessuto linfatico (necrosi).

<b>D.M. 60/2002 (sintesi da Allegato I)</b>	
	Valore Limite (in vigore dal 1° gennaio 2005)
Valore Orario	350 µg/m <sup>3</sup> da non superare più di 24 volte per anno civile
Media Giornaliera	125 µg/m <sup>3</sup> da non superare più di 3 volte per anno civile
Valore limite per gli ecosistemi	20 µg/m <sup>3</sup> misurati sull'anno civile ed inverno (1 ottobre-31 marzo)

*Tabella 2.5) Tabella dei valori limite della normativa Italiana per il SO<sub>2</sub>.*

### **Particolato Atmosferico (PTS, PM10 e PM2.5)**

Il particolato atmosferico – o aerosol atmosferico o polveri sospese – è un insieme di particelle, solide o liquide, presenti in sospensione nell'aria di natura sia organica che inorganica. Le dimensioni di tali particelle vanno da 0.003 µm fino a circa 30 µm coprendo quindi un intervallo di 4 ordini di grandezza. La dimensione delle particelle insieme alla loro composizione chimica sono i parametri più importanti per

classificare il particolato atmosferico in quanto la composizione chimica è alla base della loro tossicità mentre le dimensioni influenzano la capacità del particolato di penetrare all'interno del sistema respiratorio umano. Il particolato atmosferico ha effetti diversificati:

- **Salute umana** (effetti principalmente all'apparato respiratorio sia di origine meccanica che chimica – effetti fortemente dipendenti dalla dimensione delle particelle inalate). Studi epidemiologici recenti evidenziano effetti più rilevanti delle particelle di “piccole dimensioni” (Schwarz J., et al 2002).
- **Danneggiamento di monumenti e beni culturali** (principalmente dovuti all'attivazione di reazioni chimiche quando il particolato depositato si solubilizza in presenza di rugiada, nebbia o pioggia).
- **Effetti diretti ed indiretti sul clima** (riflessione diretta della radiazione solare – azione come nuclei di condensazione per la formazione di nubi).
- **Acidità** (contributi alla pioggia acida).

Si distingue fra sorgenti primarie (aerosol primari emessi direttamente come particelle alla sorgente) e sorgenti secondarie (aerosol secondari formati da reazioni di conversione gas-particelle). Si distingue inoltre fra sorgenti naturali (emissioni vulcaniche, erosione del suolo, polveri sollevate dai deserti, incendi ecc.) e sorgenti antropiche (dovute alle attività umane). Le particelle sono emesse (o formate) nell'atmosfera e sono poi trasportate dal vento e diffuse dai fenomeni turbolenti. Esse sono soggette a meccanismi di rimozione (secca, umida e deposizione gravitazionale) che determinano il periodo di permanenza in atmosfera delle particelle e quindi anche il complesso di reazioni chimiche e trasformazioni che le particelle stesse possono subire. Le particelle di dimensioni maggiori di 20 µm hanno tempi di permanenza di alcune ore e la rimozione avviene prevalentemente per deposizione gravitazionale. Le particelle con diametro aerodinamico fra 1 µm e 20 µm hanno tempi di residenza in atmosfera da alcune ore ad alcuni giorni. Le particelle con diametro aerodinamico fra 0.1 µm e 1 µm hanno tempi di residenza che vanno da parecchi giorni fino ad alcune settimane. Il particolato atmosferico può quindi essere trasportato dal vento per centinaia (ed in alcuni casi migliaia) di chilometri prima di essere rimosso dai processi di deposizione al suolo.

Accanto alla componente primaria del particolato atmosferico, emessa direttamente alla sorgente, vi è una componente secondaria che si forma in seguito a processi chimico-fisici (trasformazione gas-particelle e successiva condensazione e coagulazione) che coinvolgono determinate specie chimiche immesse in atmosfera da processi sia antropici che naturali. In particolare SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> e NH<sub>3</sub> sono noti come precursori che in alcune condizioni ambientali possono portare alla formazione di aerosol secondario inorganico (particelle con solfati e nitrati) mentre i composti organici volatili non metanici (COVNM) possono portare alla formazione di aerosol secondario organico attraverso l'ossidazione fotochimica. Tra le sorgenti antropiche di SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub> si hanno le emissioni provenienti dalla combustione di combustibili fossili e dagli scarichi delle automobili, mentre l'NH<sub>3</sub> è emessa da terreni fertilizzati, acque reflue, allevamenti di animali e processi industriali. Tra le sorgenti naturali di SO<sub>2</sub> ricordiamo l'ossidazione di gas ridotti dello zolfo emessi dagli oceani e SO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S emessi dagli incendi e dai vulcani; mentre gli NO<sub>x</sub> sono prodotti dai suoli e da incendi mentre l'NH<sub>3</sub> è emessa da animali e suoli. L'aerosol secondario è prevalentemente di natura inorganica ed i principali composti sono associabili agli ioni: solfati (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), nitrati (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e ioni ammonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).

In generale il contributo di aerosol secondario inorganico (SIA) nelle zone di background rurale è variabile fra il 35% ed il 55% sia per il PM10 che per il PM2.5 (CAFE, 2004). Il contributo del SIA tende ad essere inferiore nelle aree urbane rispetto a quelle di background rurale. Il contributo del PM10 secondario alla concentrazione totale di PM10 può essere determinante nei casi di superamento della soglia normativa di concentrazione. Esistono molte variabilità fra i diversi siti di misura ed in ogni specifico sito il contributo di aerosol secondario è prevalentemente sulle particelle fini (PM2.5). Facendo riferimento a quanto riportato dal CAFE – Clean Air For Europe - (CAFE Working Group on Particulate Matter, “Second Position Paper on Particulate Matter”, 2004), si osserva che:

- in **Europa Centrale** si hanno contributi, alla frazione PM10 del particolato atmosferico, variabili tra: 35-55 % (background); 30-35 % (background urbano) e 25-28 % (siti orientati al traffico). Invece, il contributo di aerosol secondario alla frazione PM2.5 del particolato atmosferico è: 35-55 % (background); 35-40 % (background urbano) e 27-35 % (siti orientati al traffico).

- in **Sud Europa** si osservano contributi alla frazione PM10 variabili tra: 35-45 % (background); 20-27 % (urban background) e 13-25 % (siti orientati al traffico). Invece, il contributo di aerosol secondario alla frazione PM2.5 è: 17-30 % (background); 20-35 % (urban background) e 30-40 % (siti orientati al traffico).

Sempre nel documento del CAFE (2004) si hanno indicazioni sull'importanza dell'aerosol secondario inorganico in diverse città Europee: si riporta come esempio i dati relativi a Berlino ed a Madrid e Terragona. A **Berlino (Germania)** nei siti di background urbano l'aerosol secondario rappresenta il 36.9% del PM10 ed il 42.7% del PM2.5. A **Tarragona e Madrid (Spagna)** nei siti urbani l'aerosol secondario rappresenta il 21.4% del PM10 ed il 26.0% del PM2.5 mentre lungo i bordi delle strade (in prossimità dei marciapiedi) queste percentuali aumentano fino al 28.9% del PM2.5 ed il 23.4% nella frazione PM10.

In Italia, nella città di Milano, si riportano i seguenti valori del contributo di aerosol secondario ricostruiti, a partire dalle misure, con un modello di "source apportionment": 54.3% di PM10 e 47,1% della frazione PM2.5, (Marcazzan et al, 2003). In un precedente articolo scientifico (Marcazzan et al, 2001) si riporta per l'area di Milano un contributo di aerosol secondario pari a  $46.4 \pm 8.6\%$  al PM10 e  $60 \pm 13\%$  al PM2.5.

Nella Provincia di Lecce non sono disponibili analisi sistematiche del contributo di aerosol secondario nel PM10, tuttavia alcune analisi dei composti ionici solubili (Daniele, 2006), misurati nel PM10 campionato presso il Campus Ecotekne a Lecce, permettono di stimare un contributo di SIA pari a circa il 33% seppure con una statistica limitata.

Nelle analisi del peso delle diverse sorgenti sulle concentrazioni ambientali di particolato atmosferico concorre quindi il fenomeno della formazione di aerosol secondario in misura variabile nello spazio e nel tempo. La percentuale in massa del PM10 secondario sulla somma di primario e secondario è una quantità variabile. Per cui nelle simulazioni matematiche delle concentrazioni di particolato atmosferico vanno utilizzati sofisticati modelli di formazione e diffusione del particolato secondario in aggiunta ad un'accurata conoscenza delle sorgenti emissive di particolato primario e dei gas precursori del secondario. Ad esempio Stockwell et al. (2000) hanno messo a punto strumenti di simulazione, tarati e verificati con misurazioni nella San Joaquin Valley, California (un'area geograficamente e meteorologicamente simile alla nostra Val Padana), in grado di riprodurre la formazione di nitrati a partire dagli inventari delle emissioni di ossidi di azoto e dalle condizioni meteorologiche (33% del gas emesso, in moli, e 60% in massa, viene trasformato nel tempo in nitrati in forma di particolato atmosferico). In presenza di sorgenti intense di PM10 primario da combustione e di precursori gassosi di PM10 secondario, è utile seguire contemporaneamente la diffusione in atmosfera di entrambi i tipi di inquinanti per avere una approfondita interpretazione dei dati di concentrazione rilevati al suolo con le reti di monitoraggio. Se, infatti, da un lato la speciazione e la quantificazione in massa dei metalli nel particolato può fornire indicazioni, similmente ai "marker" in medicina, sui processi di combustione all'origine (anche se alcuni metalli hanno origine sia antropica, sia naturale), la individuazione e quantificazione degli ioni ammonio, nitrati e solfati fornisce l'indicazione precisa dell'importanza del particolato secondario negli episodi di interesse e fornisce utili indicazioni sulle misure di contenimento delle emissioni alle sorgenti che insistono nell'area di interesse.

Il nuovo quadro normativo ha spostato l'attenzione dalle polveri totali sospese (PTS) alle particelle con diametro inferiore a  $10 \mu\text{m}$  – frazione nota come PM10 – che sono in grado di penetrare in area broncotracheale e quindi di particolare interesse per gli effetti sulla salute umana. La parte grossolana del PM10 (diametro superiore a  $2.5 \mu\text{m}$ ) è originata in percentuale rilevante da processi meccanici, come l'erosione del terreno o la risospensione dal suolo. Le particelle di dimensioni inferiori a  $2.5 \mu\text{m}$  (detto PM2.5 o polveri fini) sono generate prevalentemente nei processi di combustione (traffico, industria, riscaldamento domestico) e possono essere di origine primaria oppure formarsi per trasformazione chimica dalle emissioni primarie di precursori (tipicamente ossidi di zolfo, ossidi di azoto ed ammoniaca).

Gli effetti sanitari legati al particolato fine sono differenziati per tipologia e intensità, variando in funzione di diversi parametri, quali il tempo di esposizione delle persone, le condizioni di salute dei soggetti esposti, le concentrazioni presenti in aria e la loro persistenza. I bambini, gli anziani e le persone affette da malattie dell'apparato respiratorio e cardiovascolare rappresentano le fasce più sensibili della popolazione.

<b>D.M. 60/2002 (sintesi da Allegato III)</b>	
	Valore Limite (in vigore dal 1° gennaio 2005)
Media giornaliera	$50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ da non superare più di 35 volte per anno civile
Media Annua	$40 \mu\text{g}/\text{m}^3$

*Tabella 2.6) Tabella dei valori limite della normativa Italiana per il PM10.*



## Metalli in tracce nel particolato atmosferico

Con questa denominazione si raggruppano una serie di elementi inorganici che si ritrovano nel particolato atmosferico a seguito del loro adsorbimento, per esempio il piombo generato dal traffico autoveicolare, o di specifici metalli immessi direttamente nelle emissioni dalle industrie che li utilizzano nei più svariati processi produttivi.

I loro effetti sulla salute sono sostanzialmente diversi a seconda del tipo di metallo considerato e la grande casistica non ci permette di darne una visione di insieme. Tuttavia la presenza di alcuni gruppi di metalli può essere un tracciante per identificare il contributo all'inquinamento atmosferico di specifiche sorgenti. La normativa vigente non regola tutti i metalli ma solo alcuni di essi, generalmente i metalli più pericolosi per la salute umana.

Il valore limite per il Pb nel PM10 (unico metallo attualmente normato nella legislazione Italiana) è 500 ng/m<sup>3</sup> come media annuale delle medie giornaliere (DM n° 60 del 2 Aprile 2002, allegato IV). Nella seguente tabella, si riportano invece i valori obiettivo e le soglie di valutazione superiore (livello al di sotto del quale i rilevamenti possono essere combinati con tecniche di modellizzazione) ed inferiore indicati dalla Direttiva Europea (2004/107/CE in fase di recepimento in Italia) per i metalli As, Cd e Ni contenuti nel PM10. Si riporta inoltre i valori guida indicati World Health Organization (WHO) (WHO, Air Quality Guidelines for Europe, Regional Publications, European Series n. 91, 2000) che sono tipici di aree urbane e aree di background:

Elemento	Indicazioni WHO (ng/m <sup>3</sup> )		Indicazioni Normative		
	Livello di background	Aree urbane	Valore limite (ng/m <sup>3</sup> )	Soglia di valutazione inferiore (ng/m <sup>3</sup> )	Soglia di valutazione superiore (ng/m <sup>3</sup> )
<b>As</b>	1-3	20-30	<b>6</b>	2.4	3.6
<b>Cd</b>	0.1	1-10	<b>5</b>	2	3
<b>Ni</b>	1	9-60	<b>20</b>	10	14
<b>Pb</b>	0.6	5-500	<b>500</b>	200	350

*Tabella 2.7) Tabella dei valori limite e della soglia di valutazione superiore ed inferiore secondo la Direttiva Europea (2004/107/CE) ed il DM n° 60 del 2 Aprile 2002 (relativamente al piombo) per le concentrazioni di metalli nel PM10. Nella tabella sono incluse le indicazioni del WHO per le aree di background e le aree urbane. I valori sono riferiti a medie annuali. I superamenti delle soglie di valutazione superiore ed inferiore vanno determinati sulla base delle concentrazioni del quinquennio precedente. Si considera superata una soglia se, nel quinquennio precedente, è stata superata per almeno tre anni non consecutivi.*

## 2.2 INVENTARIO DELLE EMISSIONI IN PROVINCIA DI LECCE

Le emissioni inquinanti in atmosfera costituiscono il fattore di pressione sulla componente ambientale "aria". Di seguito sono riportati i dati CORINAIR dell'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici (APAT) relativi alla Provincia di Lecce. L'inventario CORINAIR (COoRdination INformation AIR) si inserisce nell'ambito del programma CORINE (COoRdinated Information on the Environment in the European Community) intrapreso dalla Comunità Europea per lo sviluppo di inventari nazionali delle emissioni atmosferiche nei paesi membri dell'Unione Europea. In tale programma è stata definita una metodologia comune per la stima delle emissioni di metano (CH<sub>4</sub>), ammoniaca (NH<sub>3</sub>); ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>); protossido di azoto (N<sub>2</sub>O); monossido di carbonio (CO); biossido di carbonio (CO<sub>2</sub>); composti organici volatili non metanici (COVNM); ossidi di zolfo (SO<sub>x</sub>); particolato con diametro aerodinamico minore di 10 micron (PM10) ed alcuni metalli pesanti. Le tipologie di sorgente, in base alla nomenclatura SNAP, sono classificate in tre livelli: macrosettori, settori e categorie. Il primo livello prevede la suddivisione delle sorgenti in 11 macrosettori, come rappresentato nella Tabella 2.8. Il secondo livello prevede una aggregazione intermedia delle sorgenti in circa 60 settori, mentre il terzo livello prevede la suddivisione in circa 280 categorie ed è quello a cui si fa riferimento in sede di stima delle emissioni.

<b>Macrosettore 1</b>	Produzione pubblica di elettricità, impianti di cogenerazione e teleriscaldamento
<b>Macrosettore 2</b>	Impianti di combustione commerciale, istituzionale e residenziale
<b>Macrosettore 3</b>	Combustione nell'industria manifatturiera
<b>Macrosettore 4</b>	Processi di produzione, diversi dalla combustione
<b>Macrosettore 5</b>	Estrazione e distribuzione dei combustibili fossili
<b>Macrosettore 6</b>	Uso di solventi
<b>Macrosettore 7</b>	Trasporto su strada
<b>Macrosettore 8</b>	Altre modalità di trasporto
<b>Macrosettore 9</b>	Trattamento e smaltimento dei rifiuti
<b>Macrosettore 10</b>	Agricoltura
<b>Macrosettore 11</b>	Altre sorgenti e fenomeni di assorbimento delle emissioni

Tabella 2.8) Schema dei macrosettori CORINAIR.

Nei primi due macrosettori l'attività presa in considerazione è quella della combustione per la produzione di energia elettrica e/o calore con le tecniche della produzione di vapore o acqua calda in turbine a gas, caldaie e motori a combustione interna. Il terzo macrosettore comprende la combustione senza contatto con i materiali in diverse industrie tra cui quelle chimiche, siderurgiche, le cokerie e l'industria della carta e grafica.

Nel gruppo dei processi di produzione sono compresi i settori che producono pane, vino, paste di legno per la carta, materiali ceramici, vetro, cemento, diverse sostanze chimiche (tra cui l'acido solforico e nitrico). Sono inoltre incluse le fonderie di metalli ferrosi.

L'estrazione e distribuzione dei combustibili è un macrosettore che considera le emissioni derivanti dall'evaporazione dei prodotti petroliferi in fase di distribuzione ai vari esercenti (benzinai) e le emissioni in fase di estrazione. L'uso di solventi è un macrosettore che tiene conto dell'evaporazione derivante dalla applicazione di verniciature (nell'edilizia, nella manifattura di autoveicoli ecc.), di colle e adesivi, dalla eliminazione del grasso dei metalli, dalla pulitura a secco, dalle industrie della stampa e dalla manifattura e lavorazione di prodotti chimici.

I trasporti sono suddivisi in due categorie: "on road" e "off road". Quest'ultimo gruppo comprende le navi, gli aerei e i mezzi agricoli. Nei trasporti su strada sono distinti i veicoli a benzina, a gasolio ed a gpl su percorsi urbani, extraurbani e su autostrade. Alle emissioni da traffico contribuiscono tre tipi di emissioni: emissioni a caldo (che si hanno cioè quando i motori degli autoveicoli hanno raggiunto la loro temperatura d'esercizio), le emissioni a freddo, ovvero le emissioni durante il riscaldamento del veicolo, ed infine quelle evaporative dovute alle fughe dei vapori da serbatoio e dal carburatore, che dipendono dalla volatilità del combustibile e dalla temperatura.

Il trattamento e smaltimento dei rifiuti è un macrosettore che considera principalmente le emissioni provenienti dall'interramento dei rifiuti, dallo spargimento dei fanghi e dall'incenerimento dei rifiuti solidi urbani.

Nel settore dell'agricoltura l'allevamento del bestiame, comprendente sia gli escrementi sia la fermentazione intestinale, è l'attività fondamentale. Altre fonti contribuiscono a questo macrosettore quali le coltivazioni, l'uso di macchinari e l'utilizzo di pesticidi, come viene indicato da uno studio della CEE sulle emissioni di COV.

L'ultimo macrosettore, la natura, tiene conto delle emissioni provenienti dalla vegetazione in genere. In questa classe sono incluse anche le emissioni dovute agli incendi spontanei e alle zone umide (paludi, laghi).

La stima dell'emissione è fatta in base ai fattori di emissione (FE) di ogni singola attività e le emissioni sono pertanto stimate tramite la relazione seguente:

$$\frac{E}{\text{anno}} = \frac{A}{\text{anno}} * FE$$

dove E: rappresenta la quantità emessa (g), A rappresenta l'attività della sorgente e FE il fattore di emissione per unità di attività. Nella Tabella 2.9 e nella Figura 2.1 sono riportati i dati CORINAIR 2000 per la Provincia di Lecce ottenuti dal Sistema Informativo Nazionale Ambientale SINANET dell'APAT (espressa in ton/anno). Si nota che non ci sono emissioni relative al macrosettore 1 perché nella Provincia di Lecce non ci sono industrie che producono energia.

Inquinanti (ton/anno)	MACROSETTORI										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<b>NO<sub>x</sub></b>		317.6	1959.8				7210.3	4285.5	801.4	1.5	6.2
<b>COVNM</b>		284.8	28.2	840.4	145.1	4102.6	6641.2	4787.7	863.1	3.1	216.5
<b>CO</b>		3425.3	147.5	0.2			33676.6	10757.1	16331	46.3	218.0
<b>PM10</b>		166.3	143.6	163.1	1.0		613.1	615.6	577.8	7.5	45.0
<b>SO<sub>2</sub></b>		158.4	1049.7	259.3			120.2	53.2	-		2.5

Tabella 2.9) Emissioni CORINAIR Provincia di Lecce anno 2000.

I dati dell'inventario CORINAIR '00 indicano che i valori di emissione più elevati si hanno in corrispondenza dei macrosettori 7 (trasporto su strada) ed 8 (altre modalità di trasporto), per la maggior parte degli inquinanti. Si osservano inoltre importanti contributi alle emissioni di CO e PM10 anche dal macrosettore 9 legato all'incenerimento dei rifiuti agricoli.

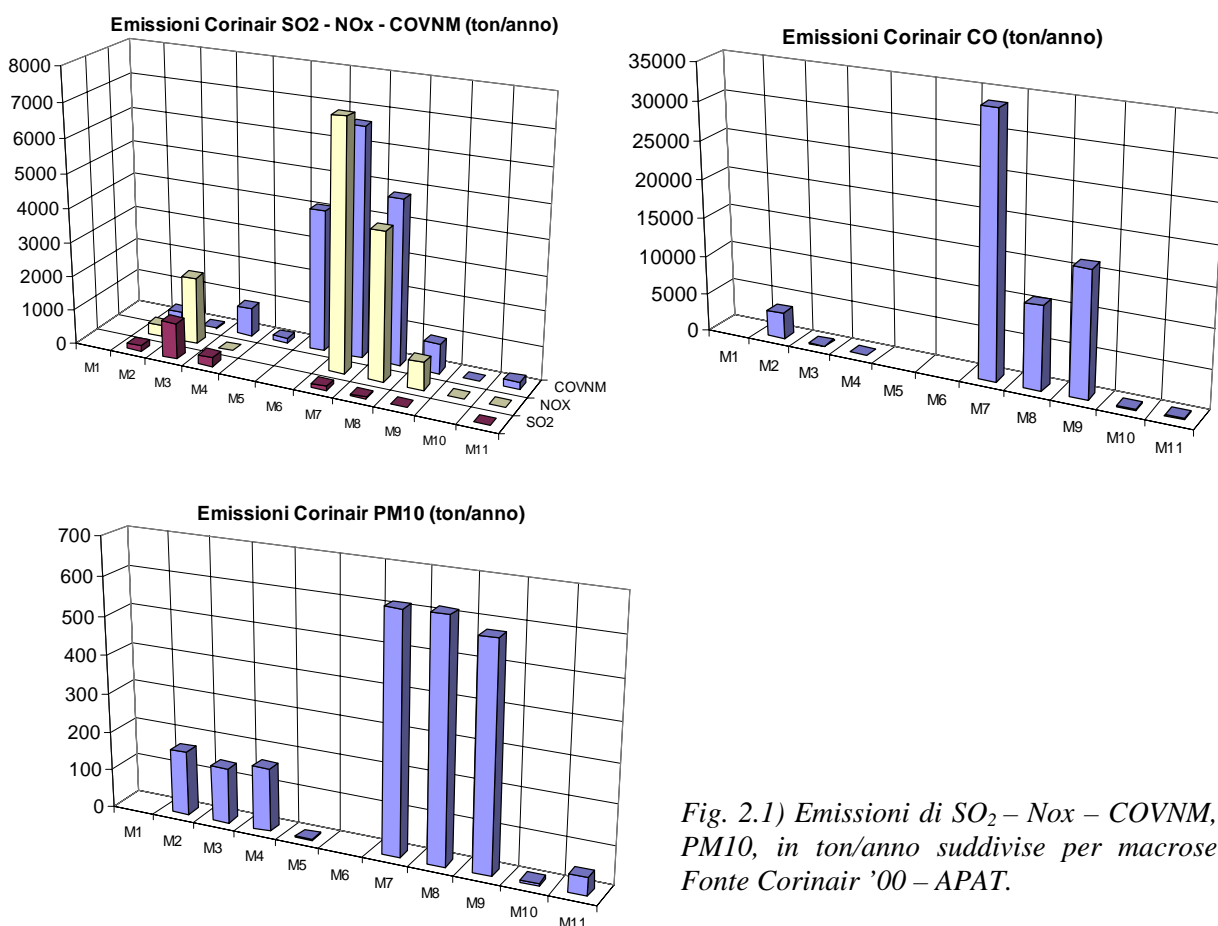


Fig. 2.1) Emissioni di SO<sub>2</sub> - Nox - COVNM, CO, PM10, in ton/anno suddivise per macrosettori. Fonte Corinair '00 - APAT.

Nelle Figure 2.2 - 2.6 si riporta la suddivisione delle emissioni per macrosettore nella Provincia di Lecce ed il confronto con i dati relativi alla Regione Puglia. Le emissioni di biossido di zolfo (SO<sub>2</sub>), molto basse (2%) se riferite a quelle dell'intera Regione, derivano per la maggior parte dalla combustione non industriale (Macrosettore 2), dalla combustione manifatturiera (Macrosettore 3) e dai processi di produzione diversi dalla combustione (Macrosettore 4).

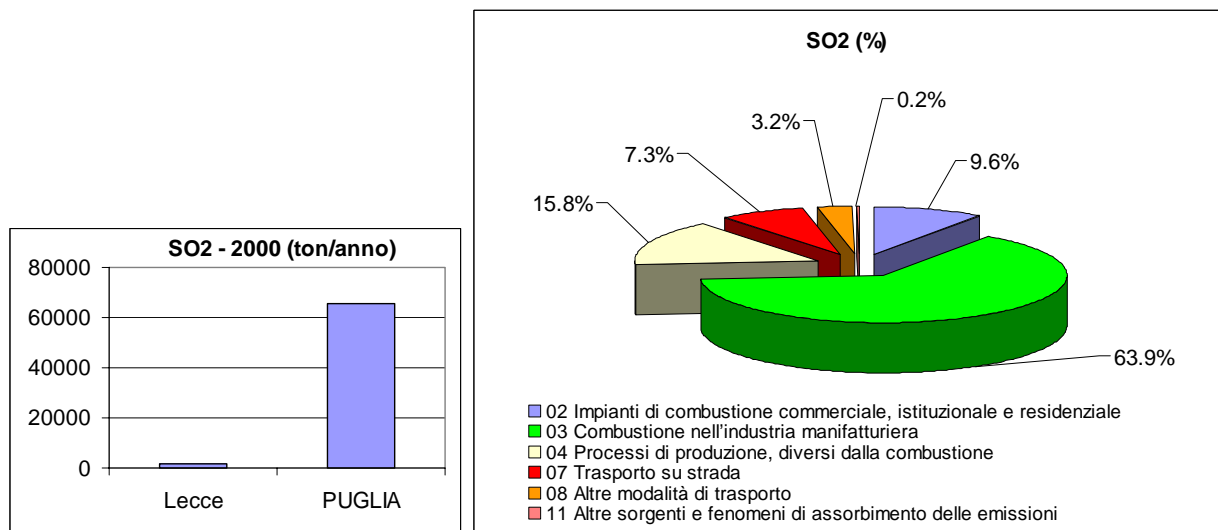


Fig. 2.2) Suddivisione per settori delle emissioni di SO<sub>2</sub> in Provincia di Lecce e confronto con quelle emesse nella Regione Puglia.

Gli ossidi di azoto NO<sub>x</sub> hanno tra le principali sorgenti i trasporti stradali e altre sorgenti mobili che insieme costituiscono circa l'80% del totale delle emissioni. Il contributo della Provincia di Lecce al totale delle emissioni regionali è intorno al 12%.

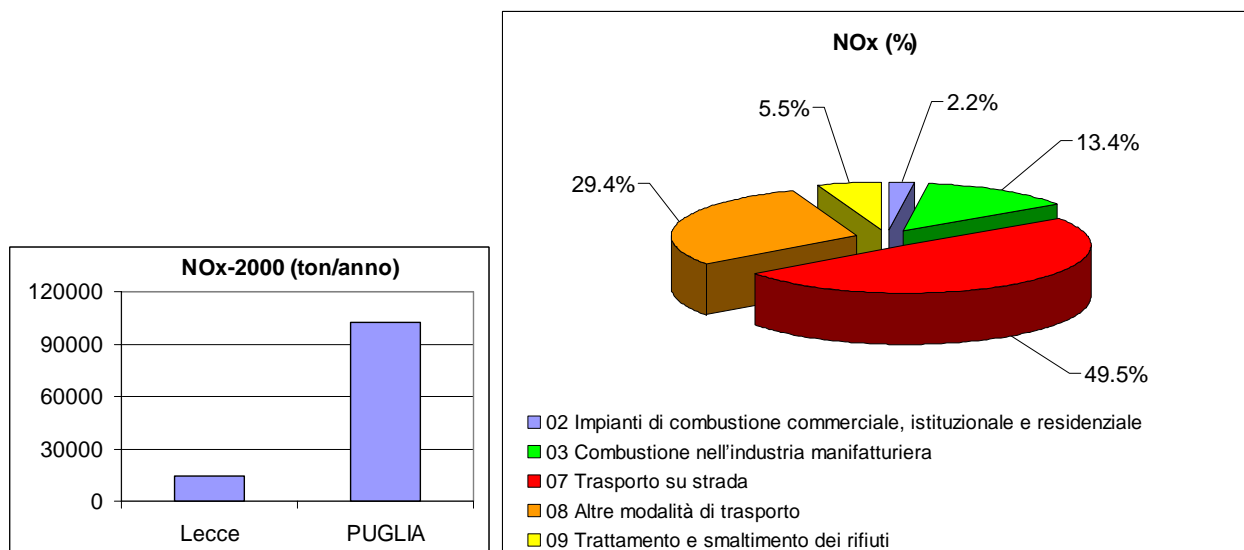


Fig. 2.3) Suddivisione per settori delle emissioni di NO<sub>x</sub> in Provincia di Lecce e confronto con quelle emesse nella Regione Puglia.

Per il CO le emissioni da trasporto arrivano al 70 % mentre più del 25% è associato al settore relativo al trattamento e smaltimento dei rifiuti agricoli. Le principali fonti dei composti organici non volatili COVNM sono rappresentate dal trasporto stradale e altre sorgenti mobili, che insieme costituiscono quasi il 58% del totale, seguite dall'uso di solventi. Le emissioni annue di particolato nella frazione PM10 sono dovute per più del 50% ai trasporti e 25% allo smaltimento dei rifiuti.

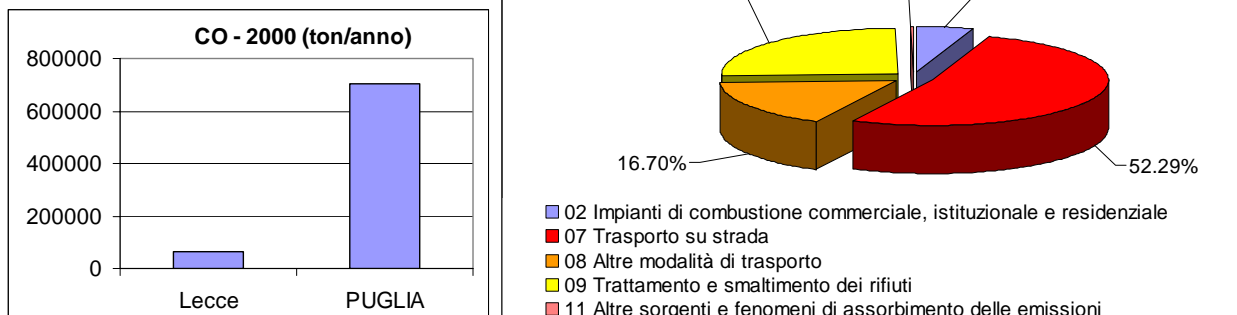


Fig. 2.4) Suddivisione per settori delle emissioni di CO in Provincia di Lecce e confronto con quelle emesse nella Regione Puglia.

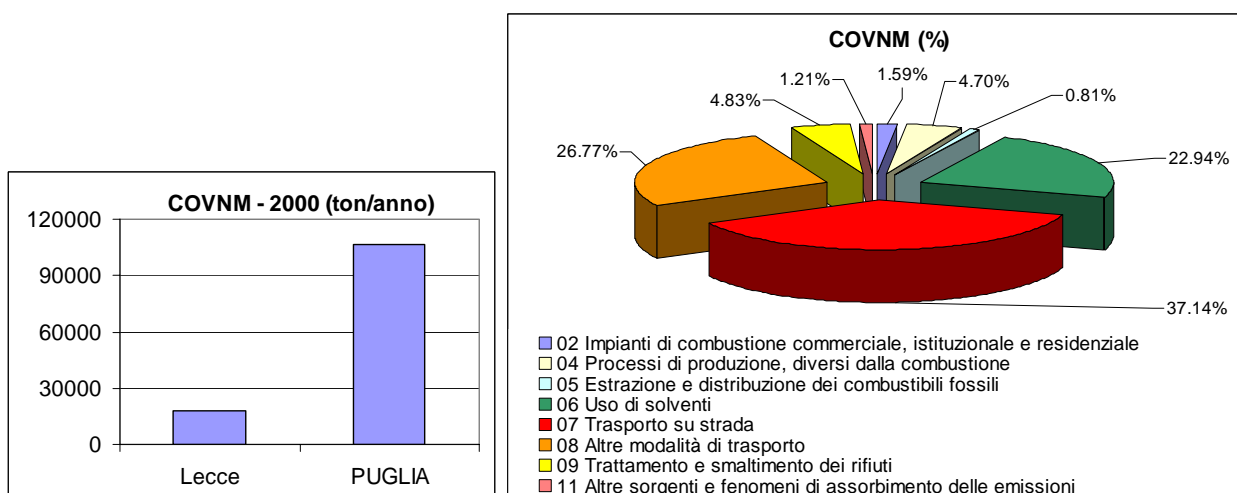


Fig. 2.5) Suddivisione per settori delle emissioni di COVNM in Provincia di Lecce e confronto con quelle emesse nella Regione Puglia.

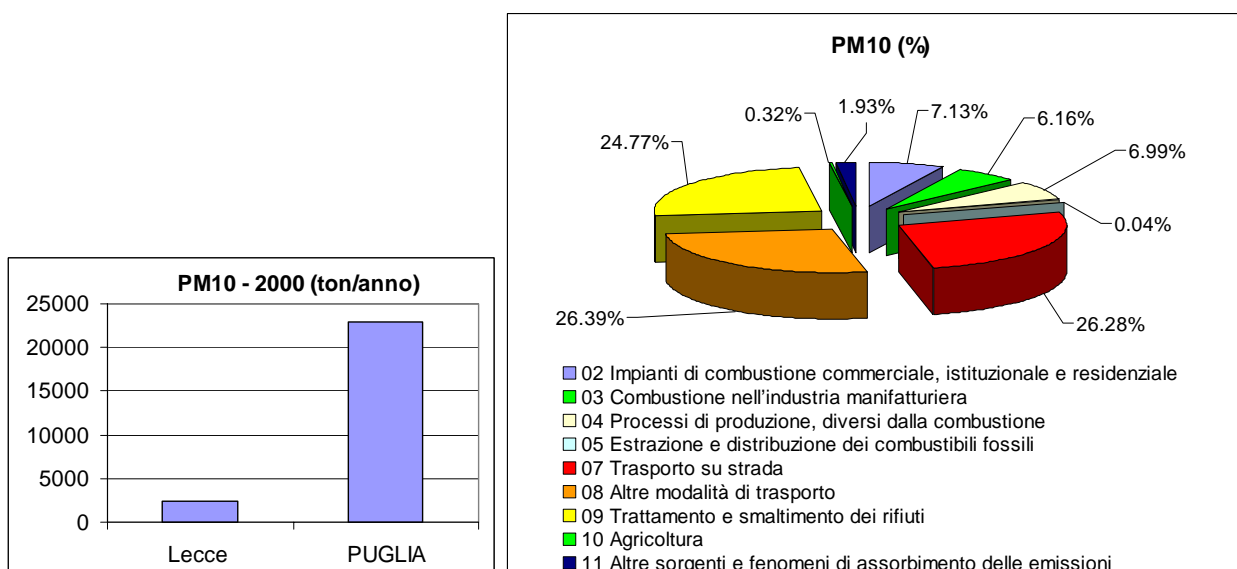


Fig. 2.6) Suddivisione per settori delle emissioni di PM10 in Provincia di Lecce e confronto con quelle emesse nella Regione Puglia.

## 2.3 EMISSIONI A LIVELLO COMUNALE NELLA PROVINCIA DI LECCE

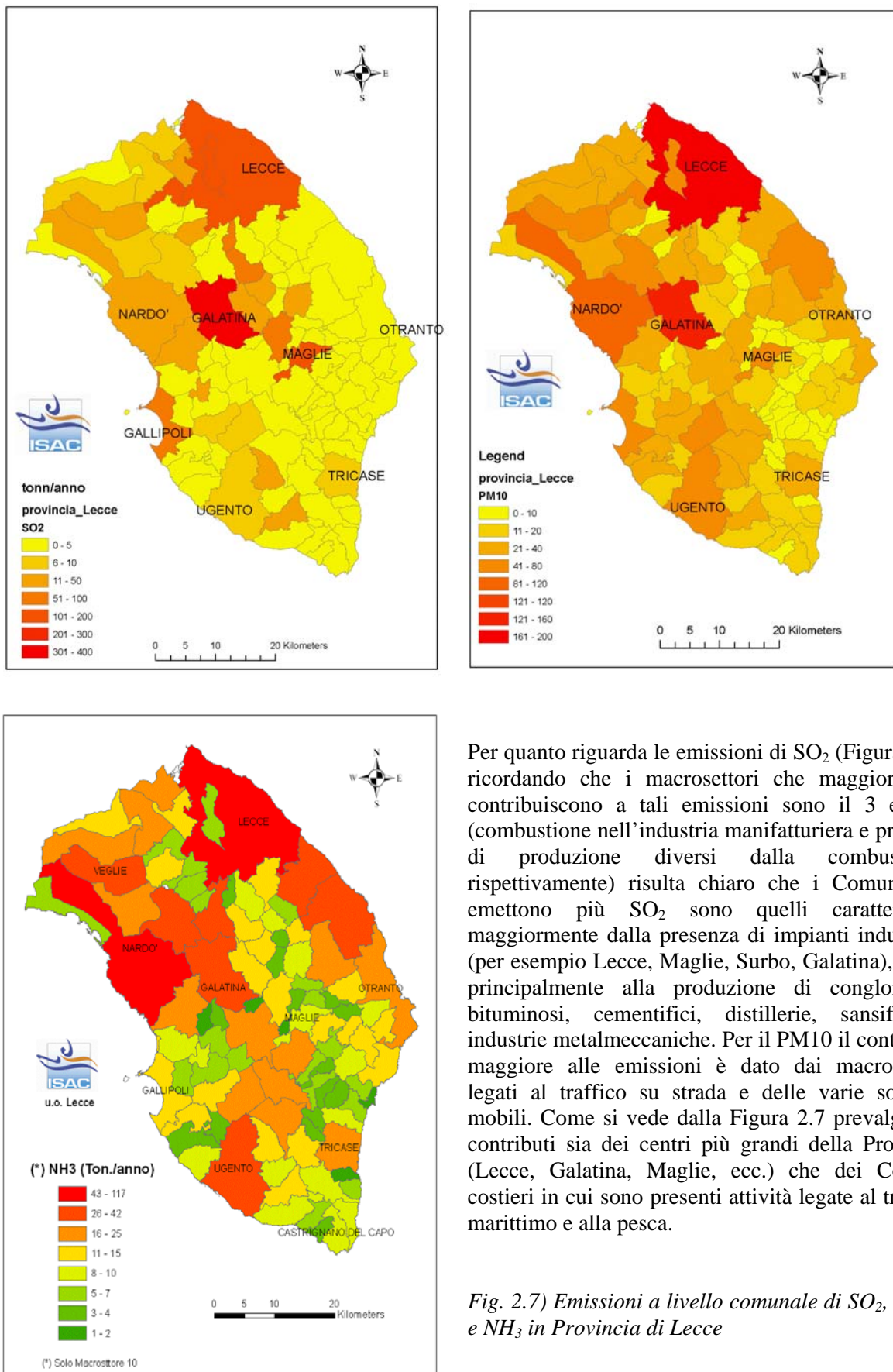
I dati dell'inventario CORINAIR sono forniti aggregati a livello provinciale ed espressi in tonnellate annue. I composti organici volatili non metanici (COVNM) sono inoltre forniti come un'unica classe. Per ottenere informazioni a livello comunale e ad un passo temporale idoneo per le simulazioni della diffusione di inquinanti è necessario effettuare sui dati CORINAIR una procedura di disaggregazione spaziale e temporale. Per quanto riguarda i COV è, inoltre, necessaria una procedura di speciazione, che consenta di individuare all'interno della classe generica di COV, il peso relativo dei singoli composti che possono essere tossici per la salute o contribuire in maniera determinante ai processi di formazione di smog fotochimico (Rizza et al, 2006). La formula utilizzata per distribuire a livello comunale il dato di emissione annuale provinciale, per i diversi inquinanti, è data da:  $E_c = E_p S_c/S_p$ , dove  $E_c$  e  $E_p$  rappresentano rispettivamente il dato di emissione comunale, quello provinciale, mentre  $S$  rappresenta un parametro o "variabile surrogato" correlata all'andamento spaziale della grandezza oggetto di disaggregazione. Gli indici  $c$  e  $p$  indicano comunale e provinciale rispettivamente. L'utilizzo delle variabili "surrogato" è inteso a fornire una stima di un'attività ad un certo livello di disaggregazione territoriale quando sia nota per unità territoriali più grandi. In questo caso si attribuisce all'attività la stessa distribuzione territoriale di un'altra grandezza (detta surrogato), nota a livello superiore (provinciale o regionale), e che si valuta sia ben correlata all'attività sconosciuta a livello di comune, ma ben nota a livello di Provincia. L'utilizzo delle variabili più idonee è abbastanza problematico, in quanto fortemente dipendente dalla disponibilità delle stesse a livello comunale e sull'intera area di esame. Il metodo fornisce buoni risultati se la variabile scelta come surrogato è ben correlata con la variabile che si intende distribuire a livello comunale.

MACROSETTORE	PARAMETRI UTILIZZATI
<b>Macrosetto 2</b> (Impianti di combustione commerciale, istituzionale e residenziale)	Consumi provinciali di combustibile per gasolio, GPL, gas naturale.
<b>Macrosetto 5</b> (Estrazione e distribuzione di combustibili fossili)	Capacità produttive e produzione dei singoli cementifici; numero di pozzi a olio o a olio prevalente e gas; somma quantità sbarchi e imbarchi di prodotti petroliferi (t); quantità trattata nelle raffinerie; popolazione
<b>Macrosetto 6</b> (Uso di solventi)	Numero di addetti; popolazione residente per Comune
<b>Macrosetto 7</b> (Trasporto su strada)	lunghezza tratti autostradali per Comune; popolazione residente per Comune
<b>Macrosetto 8</b> (Altre modalità di trasporto)	popolazione residente per Comune; lunghezza tratti di ferrovia non elettrificata; merci sbarcate e imbarcate (tonnellate); atterraggi totali; numero di macchinari
<b>Macrosetto 9</b> (Trattamento e smaltimento dei rifiuti)	tonnellate di rifiuto conferito in discarica; numero di addetti ai diversi settori industriali; popolazione per Comune; SAU-Superficie Agricola Utilizzata (ha)
<b>Macrosetto 10</b> (Agricoltura)	SAU-Superficie Agricola Utilizzata (ha); Ettari di terreno per la coltivazione di Frumento e altri cereali; numero dei capi di bestiame
<b>Macrosetto 11</b> (Altre sorgenti e fenomeni di assorbimento delle emissioni)	superficie incendiata (ha); superficie macchia mediterranea (m <sup>2</sup> ); superfici paludose e stagni (m <sup>2</sup> ); superfici di laghi e fiumi (m <sup>2</sup> ); totale della superficie boscosa in ha (ad esclusione della macchia mediterranea); superfici delle coltivazioni foraggere permanenti (m <sup>2</sup> ); SAU-Superficie Agricola Utilizzata (ha)

Tabella 2.10) Parametri utilizzati per la disaggregazione spaziale.

Nel presente studio sono state utilizzate, quali fattori di disaggregazione spaziale delle emissioni, alcune informazioni statistiche disponibili a livello comunale dedotte dai censimenti ISTAT 2000 relativi a "Popolazione e abitazioni" e "Imprese, istituzioni e unità locali". Per alcune categorie CORINAIR è stata effettuata una stima "diretta" delle emissioni comunali. Nella Tabella 2.10 sono elencati i vari parametri di disaggregazione spaziale utilizzati per le diverse attività dei macrosettori CORINAIR. I risultati relativi alle emissioni a livello comunale, per i principali inquinanti atmosferici, sono riportati nelle Figure 2.7, 2.8 e

2.9. Le figure permettono di identificare quali aree del territorio della Provincia di Lecce subiscono le maggiori pressioni ambientali per i diversi inquinanti.



Per quanto riguarda le emissioni di SO<sub>2</sub> (Figura 2.7), ricordando che i macrosettori che maggiormente contribuiscono a tali emissioni sono il 3 e il 4 (combustione nell'industria manifatturiera e processi di produzione diversi dalla combustione, rispettivamente) risulta chiaro che i Comuni che emettono più SO<sub>2</sub> sono quelli caratterizzati maggiormente dalla presenza di impianti industriali (per esempio Lecce, Maglie, Surbo, Galatina), legati principalmente alla produzione di conglomerati bituminosi, cementifici, distillerie, sansifici e industrie metalmeccaniche. Per il PM10 il contributo maggiore alle emissioni è dato dai macrosettori legati al traffico su strada e delle varie sorgenti mobili. Come si vede dalla Figura 2.7 prevalgono i contributi sia dei centri più grandi della Provincia (Lecce, Galatina, Maglie, ecc.) che dei Comuni costieri in cui sono presenti attività legate al traffico marittimo e alla pesca.

Fig. 2.7) Emissioni a livello comunale di SO<sub>2</sub>, PM10 e NH<sub>3</sub> in Provincia di Lecce



Una parte significativa delle emissioni di PM10 è dovuta al trattamento e allo smaltimento dei rifiuti ed in particolare all'incenerimento di rifiuti agricoli legati alla produzione agricola. Per quanto riguarda l'ammoniaca, è noto che il settore che contribuisce principalmente alle emissioni è quello legato all'agricoltura (macrosettore 10), in particolare a causa dell'impiego dei fertilizzanti e alla gestione dei reflui animali. I territori maggiormente interessati sono quelli a prevalente vocazione agricola delle zone interne e di alcune aree costiere.

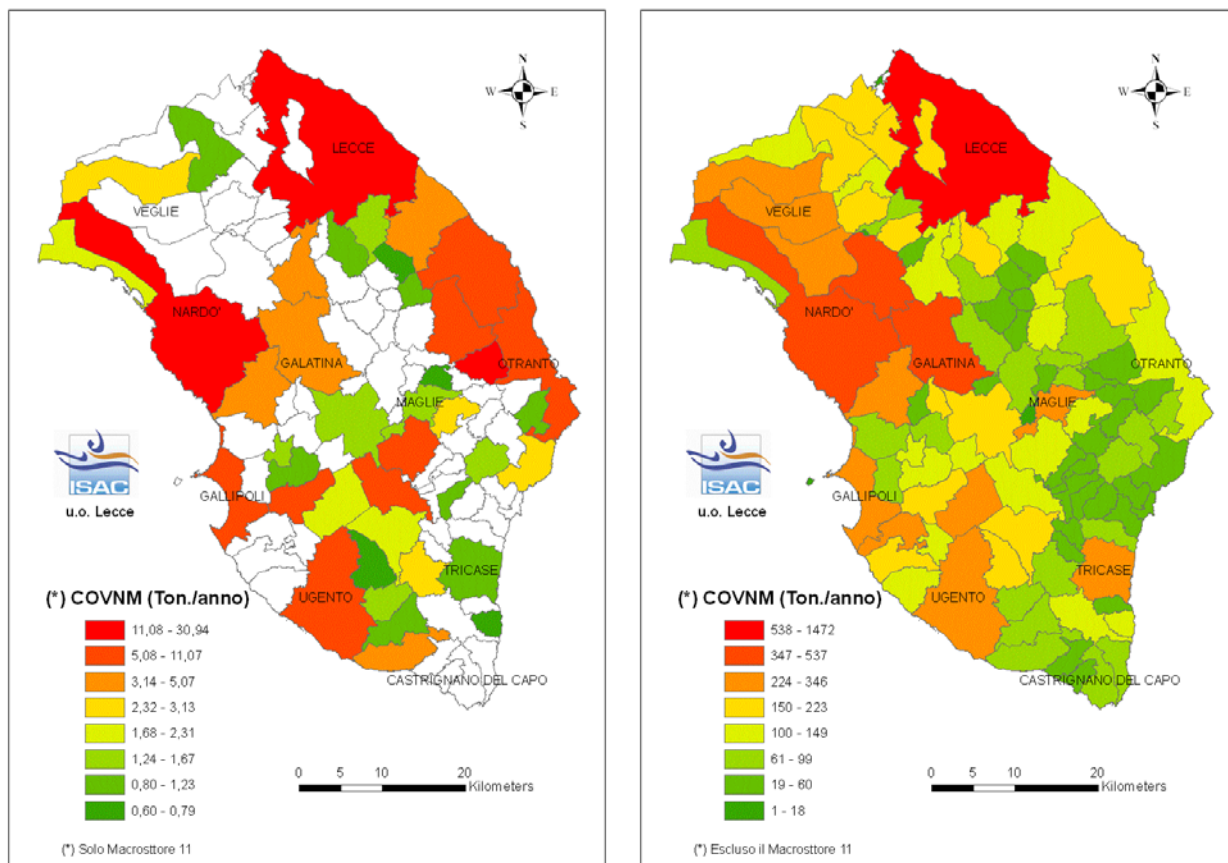


Fig. 2.8) Emissioni a livello comunale di COVNM considerando solo il Macrosettore 11 (a sinistra) e tutti i Macrosettori ad esclusione del numero 11 (a destra) in Provincia di Lecce.

La Figura 2.8 mostra le emissioni a livello comunale dei COVNM di origine biogenica (a sinistra) e quelli di origine antropica. La distinzione è necessaria dal momento che le due categorie di COV hanno un differente potenziale di formazione dell'ozono. Le emissioni biogeniche sono state determinate sulla base della distribuzione della vegetazione (Mangia et al, 2001) e sono distribuite su tutto il territorio ma con una maggiore intensità lungo la costa dove è inoltre elevata la presenza di macchia mediterranea. Le emissioni antropiche sono più intense nei Comuni più grandi e industrializzati della Provincia, in quanto legate principalmente legate ai trasporti (macrosettori 7 e 8) e all'uso di solventi (macrosettore 6).

Nella figura 2.9 sono mostrate le emissioni di NO<sub>x</sub> disaggregate per ciascun Comune. Essendo prevalentemente legate alle emissioni da trasporto su strada (macrosettore 7) e da altre modalità di trasporto (macrosettore 8), i Comuni con più alte emissioni sono quelli con maggiori flussi di traffico e densità di circolazione più elevata (Lecce, Galatina, Nardò, Maglie), e i principali Comuni costieri della Provincia di Lecce (Gallipoli, Otranto, Ugento, ecc.) per il traffico marittimo.

Anche le emissioni di monossido di carbonio dalle stime del CORINAIR sono legate al trasporto stradale e quindi la distribuzione sul territorio ricalca quella degli NO<sub>x</sub>.



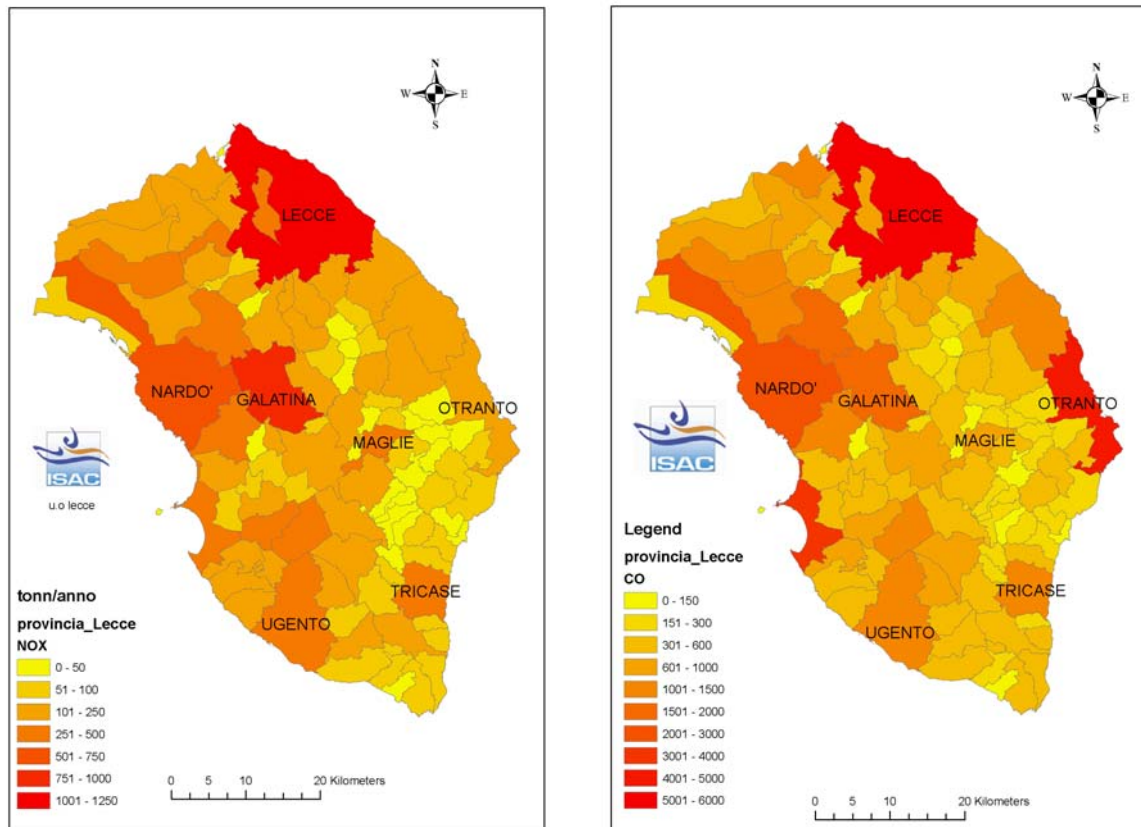


Fig. 2.9) Emissioni a livello comunale di NOx e CO in Provincia di Lecce.

## CAPITOLO 3

### RILEVAMENTI DI QUALITÀ DELL'ARIA DELLA RETE DI MONITORAGGIO DELLA PROVINCIA DI LECCE

#### 3.1 DESCRIZIONE DELLA RETE DI MONITORAGGIO DELLA PROVINCIA DI LECCE

La rete di monitoraggio gestita dalla Provincia di Lecce è basata su tre centraline fisse (ed un Laboratorio Mobile). Le caratteristiche principali delle centraline fisse sono riassunte nella Tabella 3.1, mentre nella Figura 3.1 si riporta, a titolo di esempio, la foto della centralina di Lecce.

Centralina	Posizione	Parametri Meteorologici rilevati	Inquinanti monitorati	Tipologia della strumentazione
Lecce	Piazza Palio presso la Scuola Media Superiore G. Galilei.	Vento (Direzione e velocità), Temperatura, Umidità, Precipitazioni, Pressione ed Irraggiamento solare	CO NO, NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> O <sub>3</sub> BTX PTS, PM2.5	<ul style="list-style-type: none"> <li>•CO – Analizzatore Environnement CO11M</li> <li>•NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> – Analizzatore Environnement AC32M</li> <li>•O<sub>3</sub> – Analizzatore Environnement O341M</li> <li>•BTX – Analizzatore Orion BTX2000</li> <li>•Particolato – 2 Analizzatori Envirad SPM31</li> <li>•Stazione meteorologica Micros SDV4120</li> </ul>
Maglie	Via Don Sturzo presso la Scuola Media Superiore A. Cezzi De Castro.	Vento (Direzione e velocità), Temperatura, Umidità, Precipitazioni, Pressione ed Irraggiamento solare	CO NO, NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> O <sub>3</sub> SO <sub>2</sub>	<ul style="list-style-type: none"> <li>•CO – Analizzatore Environnement CO11M</li> <li>•NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> – Analizzatore Environnement AC32M</li> <li>•O<sub>3</sub> – Analizzatore Environnement O341M</li> <li>•SO<sub>2</sub> – Analizzatore Environnement AF21M</li> <li>•Stazione meteorologica Micros SDV4120</li> </ul>
Campi Salentina	Via Napoli presso l'I.I.S.S. Istituto Tecnico Commerciale.	Vento (Direzione e velocità), Temperatura, Umidità, Precipitazioni, Pressione ed Irraggiamento solare	CO NO, NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> O <sub>3</sub> BTX PTS, PM10	Come per la centralina di Lecce

*Tabella 3.1) Caratteristiche delle centraline fisse di monitoraggio della Provincia di Lecce.*

Nel corso del 2005 il campionatore di PM2.5 a Lecce è stato sostituito con un campionatore di PM10 operante mediante assorbimento  $\beta$ . Inoltre le centraline di monitoraggio sono state oggetto di ammodernamento nel corso del 2006. Per questo motivo i dati riportati in questo rapporto sono relativi agli anni 2003, 2004 e 2005 in quanto il numero di dati disponibili nel 2006 è limitato. Nel corso dell'anno 2007 è stata installata una nuova centraline di monitoraggio a Galatina.

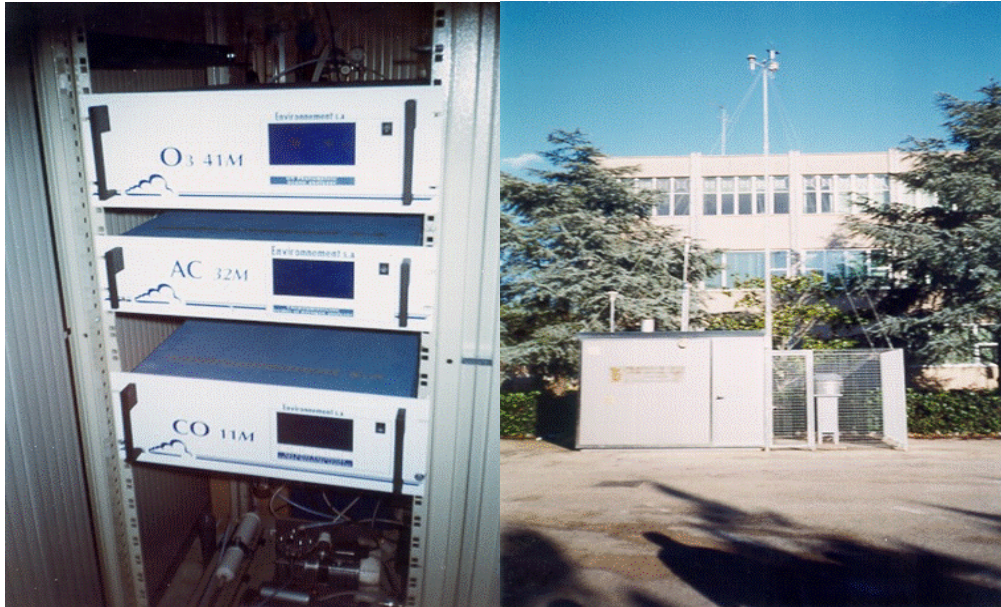


Fig. 3.1) Foto dell'esterno e dell'interno della centralina di Lecce.

### 3.2 RISULTATI DEI RILEVAMENTI NEGLI ANNI 2003, 2004 E 2005

In questo rapporto non si riportano in dettaglio i dati relativi alle misure di particolato atmosferico delle centraline fisse in quanto i giorni di campionamento disponibili sono limitati e non permettono di avere un quadro completo della situazione. Tuttavia si sottolinea che sia la centralina di Lecce sia quella di Campi Salentina sono anche dotate di un campionatore di PM10 ad alto volume (VCF High Volume Sampler TE-6070V della Tisch-Environmental Inc.) che è stato utilizzato per effettuare rilevamenti di PM10, nel corso degli anni 2003, 2004 e 2005. I rilevamenti sono stati fatti utilizzando il metodo gravimetrico, con bilancia Gibertini (0.1 mg), su filtri in fibra di quarzo (TE-QMA WHATMAN da 20.3\*25.4 cm). I risultati sono sufficienti per dare indicazioni sul livello medio di PM10 sia a Lecce sia a Campi Salentina. In particolare sono disponibili 210 giorni di campionamento per entrambi i siti di misura ed i risultati indicano che la concentrazione media presso la centralina di Lecce è  $27.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  mentre quella rilevata presso la centralina di Campi Salentina è  $34.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Per cui la concentrazione media di PM10 osservata a Campi Salentina in via Napoli è circa il 23% più alta di quella osservata a Lecce in Piazza Palio.

Per quanto riguarda i rilevamenti del particolato atmosferico si farà inoltre riferimento alle misure effettuate con il Laboratorio Mobile riportate nel prossimo capitolo di questo rapporto. L'analisi della disponibilità di dati della rete di monitoraggio per i diversi anni e per le diverse centraline mostra che generalmente l'efficienza di misura è superiore al 75% per quanto riguarda CO, O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> ed SO<sub>2</sub> mentre sono state talvolta riscontrate efficienze più basse per la misura del NO. Le rilevazioni del Benzene mostrano invece efficienze talvolta piuttosto ridotte (inferiori al 60%) soprattutto nel 2003 e nel 2004 per la centralina di Campi Salentina.

Nella Figura 3.2 si riporta l'analisi, considerando insieme gli anni 2003, 2004 e 2005, dei dati del monossido di carbonio (CO) sia per quanto riguarda la media annuale sia scorporando la stagione fredda (indicata come inverno: Ottobre – Marzo) rispetto alla stagione calda (indicata come estate: Aprile – Settembre). Si osserva che la concentrazione media (Figura 3.2) a Lecce è superiore a quella riscontrata a Campi Salentina ed a Maglie sia nel periodo invernale sia in quello estivo come probabile conseguenza delle maggiori emissioni da traffico veicolare. Le differenze stagionali sono minime a Lecce e leggermente più evidenti a Campi Salentina ed a Maglie con concentrazioni leggermente superiori nel periodo invernale.

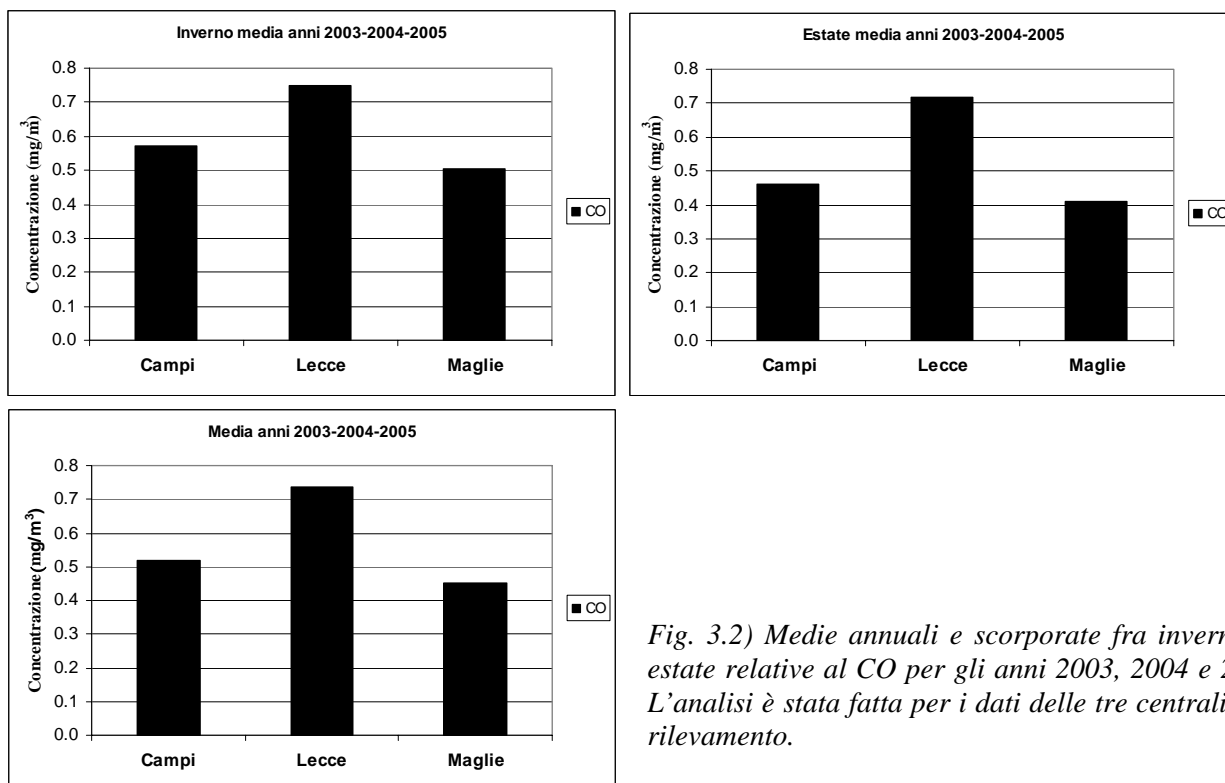


Fig. 3.2) Medie annuali e scorporate fra inverno ed estate relative al CO per gli anni 2003, 2004 e 2005. L'analisi è stata fatta per i dati delle tre centraline di rilevamento.

CO	Massimo della media mobile su 8 ore (mg/m <sup>3</sup> )	
	2004	2005
Campi	7.24	1.78
Lecce	6.42	2.83
Maglie	2.77	2.23

Tabella 3.2) Massimi della media mobile su 8 ore da confrontarsi con il valore limite imposto dalla normativa: 10 mg/m<sup>3</sup> a partire dal 01/01/2005.

Nella Tabella 3.2 si riporta il confronto fra i valori misurati di CO (nel 2004 e nel 2005) nelle tre centraline di rilevamento ed i limiti imposti dalla normativa vigente. Si osserva che il valore limite non è stato superato, sebbene sia presente una marcata differenza fra i due anni successivi nel massimo annuale della media mobile (per Campi Salentina e Lecce). Differenza che non si riscontra nelle medie annuali che sono più simili nei due anni successivi.

Nella Figura 3.3 si riporta l'analisi dei dati relativi agli ossidi di azoto (NO ed NO<sub>2</sub>). Si osserva un chiaro andamento stagionale con i valori invernali superiori a quelli estivi sia per NO sia per NO<sub>2</sub>. Questa è una conseguenza del fatto che gli ossidi di azoto sono reattivi e subiscono trasformazioni chimiche catalizzate dalla radiazione solare e quindi trasformazioni piuttosto diverse nel periodo invernale ed estivo. Si osserva che i valori di NO sono omogenei nei tre siti analizzati, mentre i valori di NO<sub>2</sub> sono significativamente maggiori a Lecce rispetto a quelli osservati a Campi Salentina ed a Maglie.

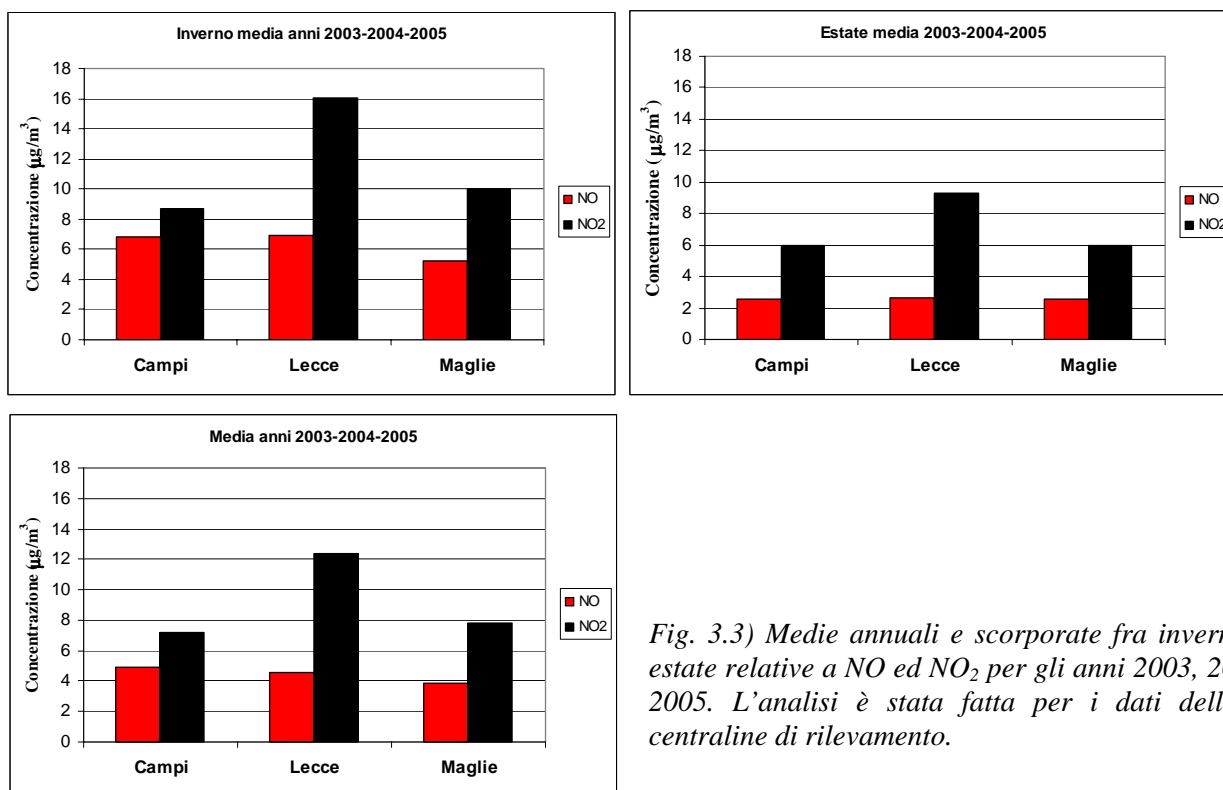


Fig. 3.3) Medie annuali e scorporate fra inverno ed estate relative a NO ed NO<sub>2</sub> per gli anni 2003, 2004 e 2005. L'analisi è stata fatta per i dati delle tre centraline di rilevamento.

Nella Tabella 3.3 si riportano gli eventi di superamento delle soglie normative relative al biossido di azoto. Sono stati osservati (nella centralina di Lecce) dei superamenti del valore limite orario ma in numero inferiore ai 18 annui permessi mentre non sono stati osservati superamenti della soglia imposta sul valore limite della media annuale. Si sottolinea che i risultati riportati nella Figura 3.3 mostrano che anche il valore limite di 30 µg/m<sup>3</sup> relativo alla concentrazione media annuale di NO<sub>x</sub> per la protezione degli ecosistemi (essenzialmente la somma di NO ed NO<sub>2</sub>) è essenzialmente rispettato nei tre i siti monitorati.

NO <sub>2</sub>	Eventi di superamento del valore limite orario di 260 µg/m <sup>3</sup> da non superarsi più di 18 volte l'anno	Eventi di superamento del valore limite orario di 250 µg/m <sup>3</sup> da non superarsi più di 18 volte l'anno	Media annuale (valore limite 52 µg/m <sup>3</sup> )	Media annuale (valore limite 50 µg/m <sup>3</sup> )
	2004	2005	2004	2005
Campi	/	/	8.02	4.81
Lecce	4	1	11.07	10.35
Maglie	/	/	7.14	6.14

Tabella 3.3) Confronto dei dati di NO<sub>2</sub> rilevati in Provincia di Lecce con le soglie imposte dalla normativa per gli anni 2004 e 2005.

Nella Figura 3.4 si riporta l'analisi dei dati relativi all'ozono (O<sub>3</sub>). I dati mostrano che le concentrazioni estive sono superiori a quelle invernali in tutti i siti di misura. Questo è una conseguenza del fatto che la formazione di ozono in prossimità del suolo è legata a reazioni fotochimiche innescate dalla radiazione solare. Tali reazioni avvengono prevalentemente nel periodo estivo che è anche il periodo più a rischio per l'esposizione ad ozono.

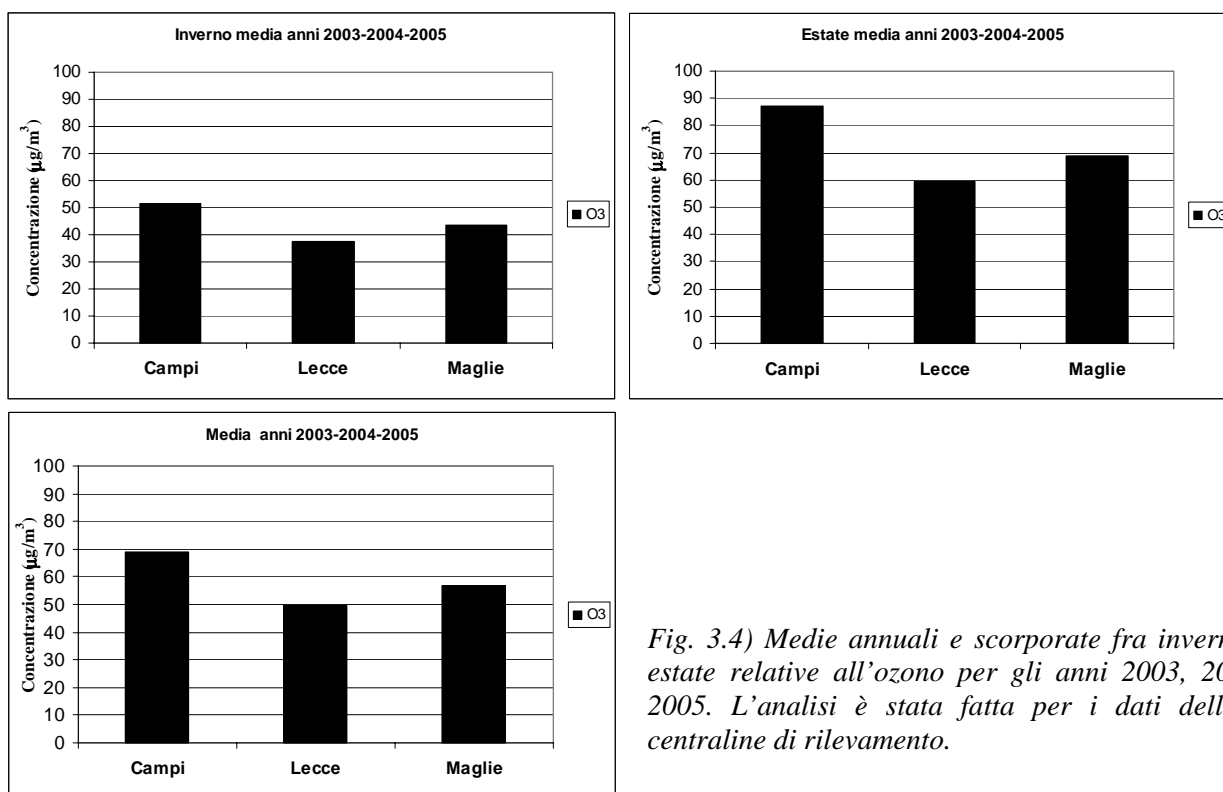


Fig. 3.4) Medie annuali e scorperate fra inverno ed estate relative all'ozono per gli anni 2003, 2004 e 2005. L'analisi è stata fatta per i dati delle tre centraline di rilevamento.

O <sub>3</sub>	Eventi di superamento del valore massimo giornaliero della media mobile sulle 8 ore di 120 µg/m <sup>3</sup> da non superarsi più di 25 volte l'anno come media su 3 anni.	Eventi di superamento del valore massimo giornaliero della media mobile sulle 8 ore di 120 µg/m <sup>3</sup> da non superarsi più di 25 volte l'anno come media su 3 anni.
	2004	2005
Campi	38	84
Lecce	1	/
Maglie	5	8

Tabella 3.4) Confronto dei dati di ozono rilevati in Provincia di Lecce con le soglie imposte dalla normativa.

Dai risultati riportati nella Tabella 3.4 si osservano dei superamenti dei limiti normativi per l'ozono (che saranno in vigore dal 2010) prevalentemente per la centralina di Campi Salentina.

Nella Figura 3.5 si riporta l'analisi delle concentrazioni di benzene rilevate nelle due centraline in cui tale misura è disponibile (Campi Salentina e Lecce). Come già evidenziato l'efficienza di misura del benzene è piuttosto bassa (56.8% come media sui tre anni a Campi Salentina e 60.1% a Lecce), tuttavia i rilevamenti disponibili sono sufficienti a fornire informazioni conoscitive utili per una prima valutazione delle concentrazioni atmosferiche di questo inquinante. Si osserva che le concentrazioni nel periodo invernale sono significativamente più alte di quelle del periodo estivo in entrambi i siti di misura. Inoltre le concentrazioni osservate a Lecce sono superiori a quelle osservate a Campi Salentina. Questo è compatibile con un maggiore contributo di emissioni da traffico veicolare. Infatti negli ambienti urbani, in cui non si hanno rilevanti emissioni industriali, la principale sorgente di benzene è l'emissione dovuta al traffico veicolare e l'evaporazione dei carburanti (specialmente la benzina verde) che avviene in relazione al trasporto ed alla distribuzione dei carburanti. I valori della concentrazione media di benzene osservati sono entro il limite normativo (9 µg/m<sup>3</sup> come concentrazione media annua nel 2006).

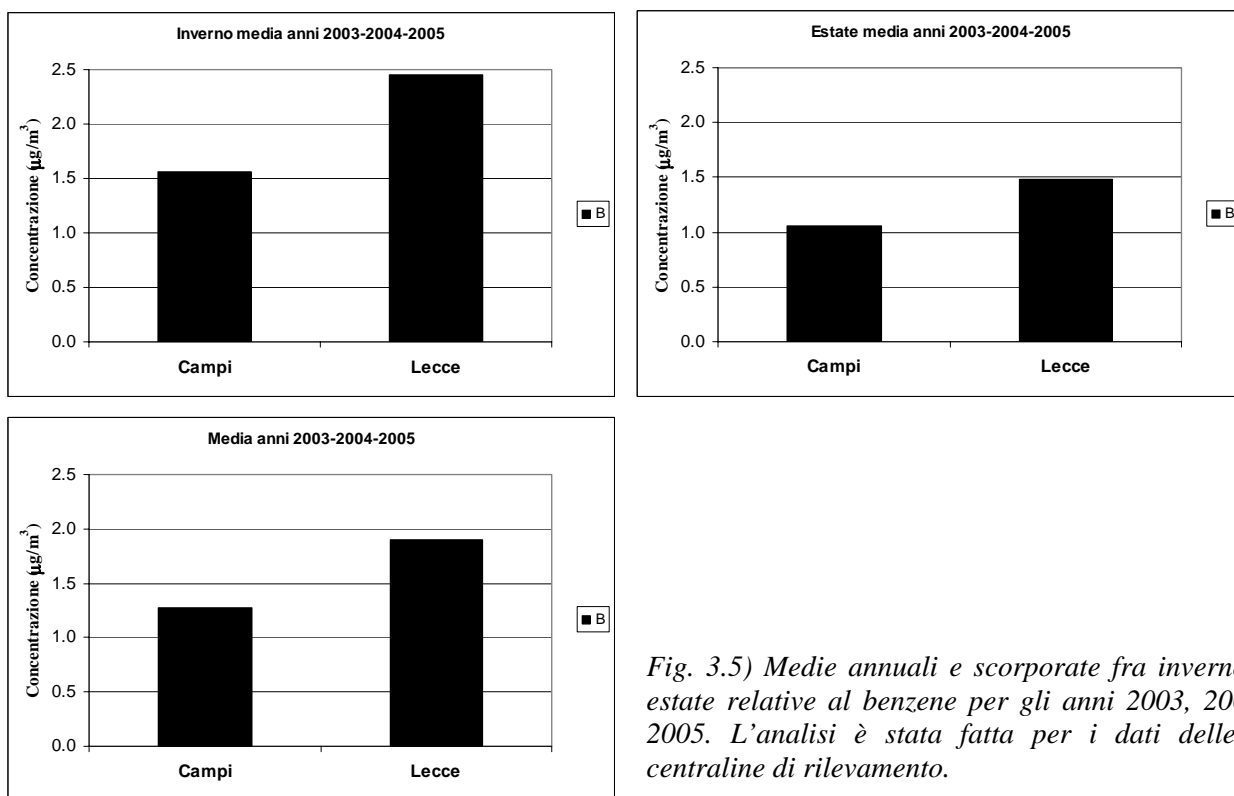


Fig. 3.5) Medie annuali e scorporate fra inverno ed estate relative al benzene per gli anni 2003, 2004 e 2005. L'analisi è stata fatta per i dati delle tre centraline di rilevamento.

Nella Figura 3.6 si riporta l'analisi dei dati di SO<sub>2</sub> che sono disponibili solo a Maglie. Per questo inquinante si osservano delle concentrazioni invernali superiori a quelle estive. Non sono stati osservati superamenti delle soglie normative relative alle concentrazioni di SO<sub>2</sub>.

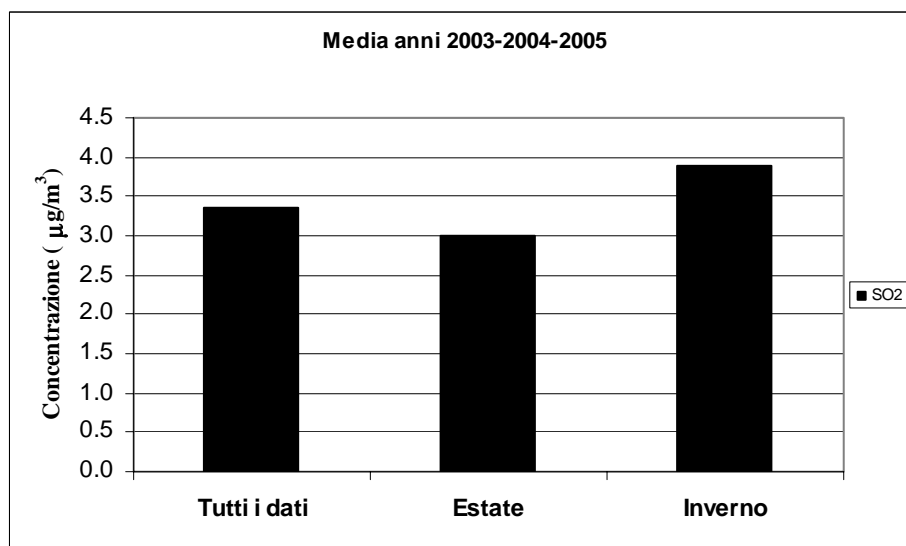


Fig. 3.6) Analisi dei dati di SO<sub>2</sub> a Maglie.

L'analisi dei dati disponibili dalla rete di monitoraggio della provincia di Lecce evidenzia delle potenziali criticità relative alle concentrazioni di ozono troposferico (specialmente nei mesi estivi). Sono inoltre stati osservati alcuni superamenti a Lecce delle concentrazioni orarie di NO<sub>2</sub> seppure per periodi limitati.



## CAPITOLO 4

### RILEVAMENTI DEL PARTICOLATO ATMOSFERICO NELLA PROVINCIA DI LECCE CON IL LABORATORIO MOBILE

#### 4.1 RISULTATI DELLE MISURE FATTE CON IL LABORATORIO MOBILE

Il Laboratorio Mobile per rilevamenti ambientali è gestito dall'Istituto ISAC del CNR, in collaborazione con l'Ufficio Ambiente della Provincia di Lecce, ed è equipaggiato con la seguente strumentazione:

- campionatore automatico sequenziale di particolato PM10 (Thermo ESM Andersen FEQ95SEQ) con capacità di 16 giorni di analisi;
- analizzatore automatico di Benzene, Toluene e Xilene (Syntech Spectras GC855) in grado di fornire una misura ogni 15 minuti;
- campionatore automatico sequenziale di PTS (Zambelli Explorer) con capacità di analisi per 8 giorni;
- linea manuale di campionamento di PM2.5 (TCR-Tecora Bravo H Plus);
- una stazione meteorologica (basata su di un data-logger Campbell Scientific CR200) dotata di un sensore per la temperatura e per l'umidità dell'aria (Campbell Scientific CS215), un anemometro sonico bidimensionale (WindSonic) ed un pluviometro (Environmental Measurements ARG100). La stazione meteorologica è solitamente montata su di un palo telescopico che permette di eseguire i rilevamenti alla quota standard di 10m.

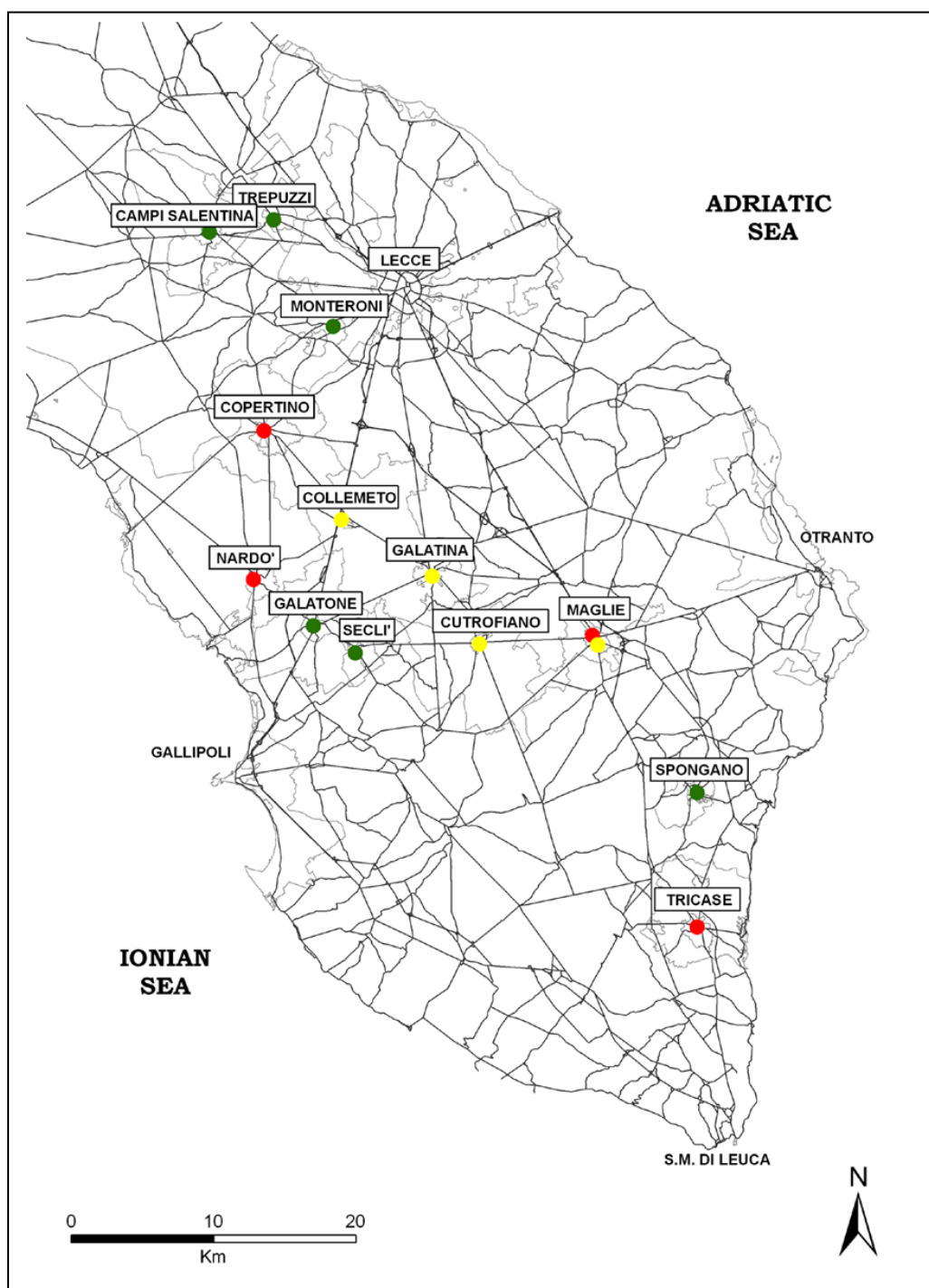


*Fig. 4.1) Il laboratorio mobile in diverse tipologie di sito di misura: in alto a sinistra il sito di fondo urbano di Seclì; in alto a destra il sito in vicinanza di emissioni industriali di Maglie ed in basso il sito urbano di Copertino.*



Nell'estate del 2007 la strumentazione del Laboratorio Mobile è stata incrementata installando un analizzatore automatico di ossidi di azoto (Teledyne T-API 200E) ed un analizzatore automatico di ozono (Teledyne T-API 400E).

In Figura 4.1 è riportato il laboratorio mobile nella fase di campionamento in diversi siti di misura: Seclì (nel cortile dell'Istituto Comprensivo Statale di viale S. Paolo), Maglie (cortile dell'Istituto d'Istruzione Secondaria Superiore "Egidio Lanoce" -Indirizzo Agrario- sede di Via Circolone) e Copertino (piazza Largo Giuseppe Mazzini).



*Fig. 4.2) Mappa del Salento con evidenziati i siti in cui sono stati fatti i rilevamenti con il Laboratorio Mobile. In verde i siti di fondo urbano, in giallo i siti di fondo urbano in prossimità di zone industriali ed in rosso i siti urbani.*

Nel sito di misura di Maglie è stata inoltre utilizzata, in alcune campagne di misura, una strumentazione sperimentale da ricerca basata su di un anemometro ultrasonico 3D ed un rilevatore ottico veloce di PM2.5 (MIE pDR1200) che, con opportune elaborazioni, permette di valutare la concentrazione delle polveri fini con alta risoluzione temporale (anche su medie di 1 minuto) e quindi con un dettaglio maggiore rispetto alle medie giornaliere. La metodologia di analisi, sviluppata presso ISAC-CNR nel corso di progetti di ricerca a carattere Nazionale (Donateo et al, 2006) permette anche di valutare il flusso verticale turbolento di PM2.5 identificando i periodi in cui il sito in esame si comporta come una sorgente di particolato oppure come un pozzo (in cui il particolato emesso da altre sorgenti è depositato). I risultati di queste analisi sono complementari ai rilevamenti tradizionali ed hanno permesso, ad esempio, di evidenziare alcune caratteristiche delle principali sorgenti locali nel sito di Maglie.

I risultati riportati in questo documento sono riferiti al particolato atmosferico ed al suo contenuto di metalli pesanti in tracce in quanto i dati disponibili di BTX (Tasco, 2005) sono in numero troppo limitato per fornire un quadro esaustivo. Inoltre i livelli medi di Benzene, Toluene e Xilene sono già stati discussi in relazione ai rilevamenti delle centraline fisse di monitoraggio. I campionamenti di particolato atmosferico (PM10 e PM2.5) sono stati effettuati alla portata di 38.3 lpm (in accordo con la normativa vigente D.M.60/2002) per l'arco dell'intera giornata (dalle ore 00:00 alle ore 00:00 del giorno successivo), ottenendo quindi una concentrazione media rappresentativa delle 24 ore. I campionamenti di PTS sono invece stati effettuati alla portata di 25 l/min.

Il volume di campionamento è stato normalizzato a 25 °C e 101.3 kPa. Il particolato atmosferico è stato raccolto generalmente su filtri in fibra di quarzo del diametro di 47 mm anche se in alcuni casi precedenti il 2004 sono stati utilizzati filtri in esteri misti di cellulosa sempre da 47 mm di diametro. Sui filtri sono state svolte le determinazioni gravimetriche mediante pesata (con bilancia analitica – sensibilità sia a 5 sia a 6 cifre decimali) prima e dopo il campionamento. La procedura di condizionamento, seguita per ridurre l'interferenza dell'umidità sul peso dei filtri, prevede il collocamento delle membrane per 48 ore, prima e dopo il prelievo, in essiccatore nel locale dove si trova la bilancia analitica. Sono state utilizzate tre pesate, consecutive ed indipendenti, per valutare il peso medio dei filtri sia prima sia dopo l'esposizione e per limitare l'incertezza di misura. L'incertezza sperimentale dovuta alla determinazione della massa depositata di PTS, PM10 e PM2.5 è stata stimata attraverso l'analisi di filtri bianchi utilizzati in campo durante ogni campagna di misura. Tali filtri sono anche stati utilizzati per la correzione di eventuali errori sistematici. I risultati evidenziano che l'incertezza tipica è stimabile in circa 1-2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (a livello di media giornaliera per il PM10 ed il PM2.5) ed in circa 2-3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (a livello di media giornaliera per il PTS) considerando sia la variabilità dei bianchi sia l'incertezza sul volume effettivamente campionato.

Durante le attività di prelievo svolte a partire dal 2002 sono stati raccolti 443 campioni di cui 99 di PTS, 241 di PM10 ed 103 di PM2.5. I rilievi di PTS sono stati fatti sistematicamente fino alla prima metà del 2004. A partire dalla seconda metà del 2004 i rilievi di PTS sono stati sostituiti con i rilievi di PM2.5.

I campioni sono stati raccolti in 14 siti di misura riportati in Figura 4.2. I siti di misura hanno diverse caratteristiche: in verde sono evidenziati siti di fondo urbano (Lecce – Campus Universitario Ecotekne, Spongano, Seclì viale S. Paolo, Campi Salentina, Galatone via XX Settembre e Trepuzzi via Galilei), in giallo siti di fondo urbano in prossimità di zone industriali (Maglie via Circolone, Galatina presso l'azienda Italfrutta di situata in Via Sogliano e Collemeto in Piazza Italia e Cutrofiano in piazza Municipio) ed in rosso siti urbani (Copertino in piazza Largo Giuseppe Mazzini, Nardò in via XX Settembre e Tricase in piazza G. Galilei e Maglie corso Cavour). I risultati dei rilievi di concentrazione del particolato atmosferico sono riportati nella Tabella 4.1 con l'indicazione della deviazione standard (SD) e del numero di dati disponibili in parentesi. Si sottolinea che alcuni siti sono stati monitorati più volte (Maglie e Lecce) ed hanno quindi una statistica maggiore di altri siti.

Sito di misura	PTS		PM10		PM2.5		Rapporto PM2.5/PM10		Rapporto PM10/PTS	
	Conc	SD	Conc	SD	Conc	SD	PM2.5/PM10	SD	PM10/PTS	SD
<b>Lecce</b> (fondo urbano)	<b>49.1</b>	22.2 (52)	<b>25.2</b>	14.9 (55)	<b>16.8</b>	6.4 (24)	/	/	<b>0.64</b>	0.21 (31)
<b>Spongano</b> (fondo urbano)	<b>39.8</b>	7.9 (4)	/	/	/	/	/	/	/	/
<b>Seclì</b> (fondo urbano)	<b>34.2</b>	7.6 (7)	<b>27.8</b>	5.0 (14)	<b>20.3</b>	5.2 (8)	<b>0.74</b>	0.08 (8)	<b>0.82</b>	0.05 (7)
<b>Campi Sal.</b> (fondo urbano)	<b>42.1</b>	16.9 (11)	/	/	/	/	/	/	/	/
<b>Galatone</b> (fondo urbano)	/	/	<b>26.2</b>	11.6 (16)	<b>13.4</b>	4.0 (4)	<b>0.45</b>	0.11 (3)	/	/
<b>Trepuzzi</b> (fondo urbano)	/	/	<b>30.1</b>	12.5 (15)	<b>20.4</b>	11.4 (7)	<b>0.64</b>	0.1 (7)	/	/
<b>Maglie</b> (fondo + industriale)	<b>40.6</b>	15.9 (25)	<b>34.1</b>	18.1 (45)	<b>24.8</b>	10.6 (19)	<b>0.81</b>	0.16 (16)	<b>0.72</b>	0.27 (11)
<b>Galatina</b> (fondo + industriale)	/	/	<b>31.2</b>	8.2 (12)	/	/	/	/	/	/
<b>Collemeto</b> (fondo + industriale)	/	/	<b>38.2</b>	8.8 (19)	<b>21.4</b>	5.4 (7)	<b>0.55</b>	0.07 (6)	/	/
<b>Cutrofiano</b> (fondo + industriale)	/	/	<b>45.1</b>	18.1 (14)	<b>31.2</b>	11.4 (7)	<b>0.68</b>	0.1 (7)	/	/
<b>Tricase</b> (urbano)	/	/	<b>57.7</b>	32.2 (10)	<b>40.1</b>	30.1 (5)	<b>0.64</b>	0.06 (5)	/	/
<b>Copertino</b> (urbano)	/	/	<b>41.5</b>	15.7 (14)	<b>36.2</b>	16.7 (5)	<b>0.77</b>	0.12 (5)	/	/
<b>Nardò</b> (urbano)	/	/	<b>49.9</b>	19.3 (15)	<b>36.8</b>	17.3 (7)	<b>0.66</b>	0.1 (7)	/	/
<b>Maglie</b> (urbano)	/	/	<b>41.9</b>	15.9 (12)	<b>32.7</b>	17.3 (10)	<b>0.72</b>	0.12 (10)	/	/
<b>TOTALE</b>	<b>44.7</b>	19.4 (99)	<b>34.5</b>	17.9 (241)	<b>25.0</b>	14.1 (103)	<b>0.7</b>	0.14 (74)	<b>0.68</b>	0.22 (49)

Tabella 4.1) Riepilogo dei livelli di concentrazione del particolato atmosferico rilevati con il Laboratorio Mobile nel periodo 2002-2007. In verde i siti di fondo urbano, in giallo i siti di fondo urbano in prossimità di sorgenti industriali ed in rosso i siti urbani.

I risultati indicano che nei siti di fondo urbano le concentrazioni di PM10 sono variabili fra 25 e 30  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$  e sono significativamente maggiori nei siti in prossimità di aree industriali e nei siti di tipo urbano. Nel caso dei rilevamenti a Tricase il livello medio di concentrazione è stato influenzato da sorgenti locali di polveri da combustione probabilmente legate anche al riscaldamento domestico. In termini medi il rapporto R fra le concentrazioni di PM2.5 e di PM10 è di 0.7 che è in linea con quanto riportato come media Europea: 0.66 (CAFE, 2004). Nella letteratura scientifica si riportano, per siti di misura di tipo urbano (Milano), rapporti medi di PM2.5/PM10 variabili fra 0.63 (estate) e 0.73 (inverno) (Marcazzan et al 2003). In un periodo di inquinamento acuto è stato osservato un rapporto R pari a 0.76 a Milano e 0.73 ad Erba (Marcazzan et al, 2002). A Barcellona è stato valutato un rapporto medio R di circa 0.7 (Querol et al, 2001). In sei siti di campionamento a Mexico City sono stati osservati dei rapporti R variabili fra 0.45 e 0.61 (Vega et al, 2002). Un recente studio su 6 siti di misura in Spagna riporta valori di R variabili fra 0.5 (La Palma, Gran Canaria) e 0.79 (ad Alcobendas) (Moreno et al, 2006). I risultati della Tabella 4.1 indicano che questo rapporto è piuttosto variabile nei diversi siti di misura ed il valore più alto è stato osservato nel sito di Maglie ed è probabilmente dovuto al contributo di polveri fini emesse dalla zona industriale, che comprende un

inceneritore ed un sansificio, posta a breve distanza (circa 1 km) dal sito di misura in direzione N. Il rapporto fra le concentrazioni di PM10 e di polveri totali è in media 0.68 e questo permette di calcolare il rapporto fra PM2.5 e PTS che risulta pari a 0.48. Nella tabella 4.2 si riportano le concentrazioni medie rilevate su tutti i siti di misura scorrendo i rilevamenti fatti nella stagione calda (Aprile-Settembre) da quelli fatti nella stagione fredda (Ottobre-Marzo) mentre nella Tabella 4.3 si riporta la stessa analisi limitandola ai siti di misura di fondo urbano ed a quelli di fondo urbano situati in prossimità di zone industriali. Si osserva che le concentrazioni di PTS e PM10 sono essenzialmente analoghe nel periodo freddo ed in quello caldo soprattutto limitando l'analisi ai siti di fondo. Le concentrazioni di polveri fini mostrano invece delle differenze più marcate. Ovviamente il numero di rilevamenti in ogni sito è limitato e non è possibile analizzare in dettaglio l'andamento stagionale delle concentrazioni, tuttavia i risultati riportati nelle tabelle 4.2 e 4.3 mostrano che le differenze stagionali del PM10 sono modeste contrariamente a quanto osservato nel centro-nord d'Italia (Marcazzan et al, 2001; Contini et al, 2006).

Tutti i siti	PTS			PM10			PM2.5		
	Conc. ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	SD ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	n.	Conc. ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	SD ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	n.	Conc. ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	SD ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	n.
<b>Fredda (Ott - Marzo)</b>	44.1	21.6	45	35.6	19.5	156	28.7	15.8	62
<b>Calda (Aprile - Sett)</b>	45.3	17.7	54	32.6	14.5	85	19.7	8.9	41

Tabella 4.2) Riepilogo dei livelli medi di concentrazione del particolato atmosferico divisi per stagioni considerando insieme tutte le diverse tipologie di siti esaminate.

Siti di fondo urbano o siti in vicinanza di zone industriali	PTS			PM10			PM2.5		
	Conc. ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	SD ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	n.	Conc. ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	SD ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	n.	Conc. ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	SD ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	n.
<b>Fredda (Ott - Marzo)</b>	44.1	21.6	45	29.9	15.8	105	22.7	9.7	35
<b>Calda (Aprile - Sett)</b>	45.3	17.7	54	32.6	14.4	85	19.7	8.9	41

Tabella 4.3) Riepilogo dei livelli medi di concentrazione del particolato atmosferico divisi per stagioni considerando solo i siti di fondo urbano e quelli di fondo in vicinanza di zone industriali.

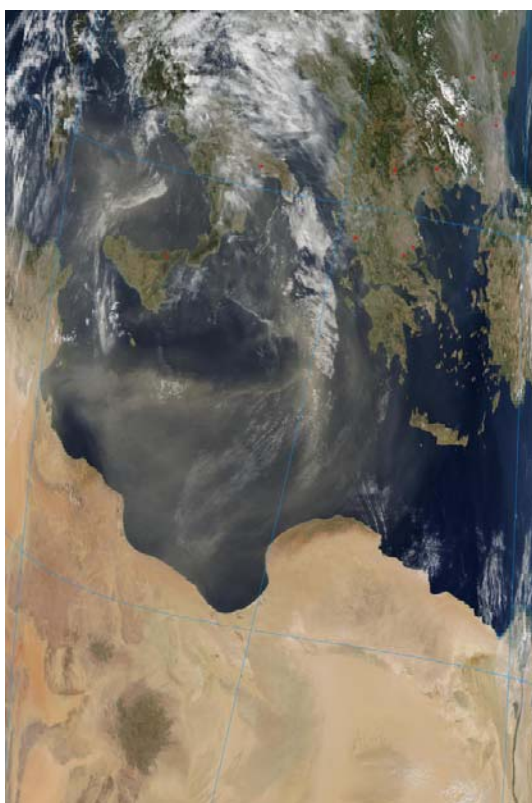
Questa differenza è dovuta a diversi fattori relativi sia alle emissioni sia alla meteorologia del Salento:

- la meteorologia della penisola del Salento è caratterizzata da venti intensi anche nei periodi invernali che aumentano il trasporto e la dispersione degli inquinanti atmosferici;
- l'avvezione marina che porta ad avere una struttura ed un'altezza dello strato rimescolato nelle zone costali diversa da quella dell'entroterra con variazioni modeste dell'altezza massima dello strato limite fra estate ed inverno;
- il diverso andamento stagionale delle emissioni locali (riscaldamento e traffico) a causa delle differenze climatiche e dei flussi turistici;
- il diverso impatto degli eventi di intrusione di polveri Africane che sono realisticamente più frequenti nel Salento rispetto al Nord d'Italia e più probabili nella stagione calda.

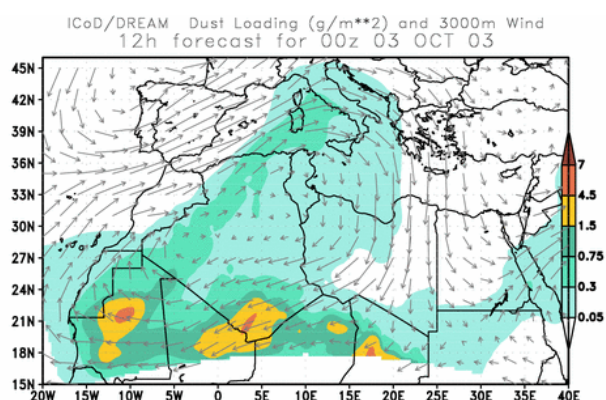
## 4.2 EVENTI DI INTRUSIONE DI POLVERI AFRICANE

I deserti Africani rappresentano per il bacino del mediterraneo un'importante sorgente di particolato atmosferico naturale. Le polveri del deserto possono, infatti, essere sollevate in atmosfera (a seguito di intensi fenomeni convettivi) e trasportate dal vento per centinaia o migliaia di chilometri. Tali polveri, ricche di minerali naturali (Fe, Al, Mg, Ti, Ca, Si) sono in seguito depositate al suolo attraverso processi di rimozione secca ed umida. Il particolato atmosferico proveniente dall'Africa è stato rilevato per molti anni in diversi siti di monitoraggio Europei incluse le Alpi (Prodi e Fea, 1978) e la stazione del Monte Cimone (CNR) (Bonasoni et al, 2002) ed il sito in Svizzera di Jungfraujoch (Schwikowski et al, 1995). Frequenti casi di intrusione di polveri Africane (detti brevemente Saharan Dust) sono stati individuati nell'area di Lecce (Blanco et al, 2003; Belosi et al, 2006). Questi episodi possono avere un impatto nelle concentrazioni del particolato atmosferico al suolo. Per esempio una recente ricerca svolta in Spagna ha indicato come alcune difficoltà nel rispettare i limiti Normativi Europei di concentrazione di PM10 sono legate all'effetto delle intrusioni di polveri Africane (Rodriguez et al, 2000). Anche in Italia gli episodi di Saharan Dust possono avere un impatto importante sui livelli di concentrazione di PM10 specialmente nell'Italia centrale ed al Sud.

Per questo motivo, ogni giorno, in cui è disponibile una misura con il Laboratorio Mobile, è stato analizzato per evidenziare eventuali fenomeni di intrusione di polveri Africane. L'identificazione di tali episodi è stata fatta utilizzando le immagini satellitari del MODIS (<http://rapidfiree.sci.gsfc.nasa.gov>) di cui in Figura 4.3 è riportato un esempio per il 01/10/2003. Sono stati inoltre utilizzati i dati di Aerosol Index forniti dalla Earth Probe TOMS (Nasa), e le traiettorie all'indietro (back-trajectories) a 7 giorni centrate su Lecce fornite da AERONET (<http://aeronet.gsfc.nasa.gov/>). Sono state inoltre utilizzate le simulazioni del carico di aerosol, del vento a 3000m di quota e della deposizione secca ottenute dal Dust Regional Atmospheric Model (DREAM) sviluppato dall'Euro-Mediterranean Centre on Insular Dynamics (ICoD).



*Fig. 4.3) A sinistra immagine dal satellite MODIS del 03/10/2003 che mostra un evento di intrusione di polveri Africane sul Salento (<http://rapidfire.sci.gsfc.nasa.gov/realtime/>). In basso simulazione del carico di aerosol in atmosfera e del vento a 3000m di quota ottenuti con ICoD/DREAM ([www.bsc.es/projects/earthscience/DREAM/](http://www.bsc.es/projects/earthscience/DREAM/))*



Quando disponibili sono anche state utilizzate le informazioni sul contenuto di metalli crostali nelle polveri (ad esempio Fe). Si sottolinea che il processo di identificazione descritto non permette generalmente di individuare l'effettiva entità della deposizione al suolo delle polveri ma permette di identificare prevalentemente i casi in cui è presente polvere da deserto al di sopra del Salento. Questo vuole dire che l'effettiva deposizione al suolo può essere molto diversa nei diversi casi di Saharan Dust individuati. I

risultati ottenuti indicano che l'intrusione di polveri Africane è un fenomeno ricorrente nel Salento e in circa il 17 % dei giorni di misura sono presenti in quota polveri di origine africana che possono influenzare le misure al suolo, seppure con diversi livelli di intensità. Gli episodi hanno carattere stagionale nel senso che sono più probabili nel periodo caldo (25 % dei casi fra aprile e settembre) rispetto al periodo freddo (11 % dei casi fra ottobre e marzo). Questo è in ragionevole accordo con quanto indicato nella letteratura scientifica in cui sono riportati fra i 37 ed i 53 giorni l'anno di intrusione di polveri Africane nella Spagna meridionale (Rodriguez et al 2000) mentre è riportato un numero di casi più elevato (100 per l'anno 2001) a Roma (Gobbi et al, 2007). L'andamento stagionale è anche confermato da misure indipendenti (Blanco et al, 2003) che indicano che i periodi più probabili per gli eventi di intrusione di polveri Africane sul Salento sono la primavera e l'estate.

Si deve sottolineare che la nostra analisi ha evidenziato che molti casi di Saharan Dust possono durare più giorni e che tali eventi non sono associati necessariamente a venti provenienti dal settore SE-S-SW. Infatti spesso sono presenti grandi circolazioni nel Mediterraneo che possono trasportare le polveri Africane sul Salento anche in periodi associati a venti, in vicinanza del suolo, provenienti da NW, W ed E. Le statistiche degli eventi di Saharan Dust riportate per la Penisola Salentina includono tutti i casi in cui è stato osservato un trasporto di polveri Africane indipendentemente dall'effettiva entità della deposizione di polveri al suolo. Questo significa che non tutti gli eventi danno lo stesso contributo sulle concentrazioni di particolato atmosferico rilevate al suolo. Ci possono quindi essere casi in cui l'aumento di concentrazione è significativo e può anche portare ad un superamento della soglia normativa di concentrazione giornaliera di PM10 ed altri casi in cui l'apporto di polvere minerale dal deserto è quasi indistinguibile dalle sorgenti locali del particolato atmosferico. Per dare una indicazione quantitativa dell'incremento medio di concentrazione, valutato in senso statistico, sono state calcolate le medie di concentrazione nei casi di assenza di polveri Africane e nei casi di Saharan Dust. I risultati sono riportati nella Tabella 4.4. Si osserva che, considerando tutte le tipologie di siti di misura, l'incremento medio è del 14% sul PM10 ed è molto più basso sul PM2.5.

	<b>PM10</b>	<b>PM2.5</b>
<b>Tutte le tipologie di sito</b>	14%	4%
<b>Solo siti di fondo urbano o siti in vicinanza di zone industriali</b>	24%	6%

*Tabella 4.4) Incremento di concentrazione media per le diverse frazioni del particolato atmosferico dovuto all'effetto delle intrusioni di polveri Africane per due tipologie di sito di misura.*

Se si limita l'analisi ai soli siti di fondo urbano (o siti in vicinanza di zone industriali) si nota che l'incremento medio di concentrazione è nettamente più alto soprattutto nel PM10. Questo risultato, seppure ottenuto con una statistica ancora limitata, è in accordo con quanto osservato nella letteratura scientifica (Gobbi et al 2007, Rodriguez et al, 2000) ed essenzialmente significa che è più probabile che la presenza di polveri Africane influenzi la concentrazione al suolo in siti meno soggetti al contributo di sorgenti locali. Le sorgenti locali presentano infatti ampie variabilità di emissione che possono, in alcuni casi, mascherare il contributo dovuto ai casi di Saharan Dust.

I risultati riportati nella Tabella 4.4 indicano inoltre che l'effetto di aumento delle concentrazioni dovuto alle intrusioni di polveri Africane è più evidente per la frazione grossolana e questo indica che le particelle che si depositano al suolo per effetto delle intrusioni di polveri Africane sono in media di dimensioni relativamente grandi (in prevalenza maggiori di 2.5 µm). Quindi la misura simultanea del PM10 e del PM2.5 potrebbe aiutare ad identificare tali eventi visto che il rapporto PM2.5/PM10 diminuisce nei casi di Saharan Dust come riportato anche nella letteratura scientifica (Querol et al, 2001, Rodriguez et al 2000). Alcune analisi su degli eventi di Saharan Dust a Lecce nel 2002 (Blanco et al, 2003) mostrano che il particolato associato a questi eventi è caratterizzato da una distribuzione dimensionale con picchi intorno ai 2 µm e questo significa che il massimo contributo alle concentrazioni è dato da particelle nella frazione coarse con dimensioni superiori a 2.5 µm.

Durante i rilevamenti fatti con il laboratorio mobile sono stati osservati 40 superamenti della soglia normativa della concentrazione giornaliera di PM10 che sono elencati nella Tabella 4.5. Si osserva che la maggiore parte dei superamenti sono avvenuti nei siti urbani o in quelli posti in vicinanza di zone industriali (ad esempio Maglie). Tuttavia alcuni superamenti sono stati osservati anche nei siti di fondo urbano. Si può analizzare la correlazione fra i superamenti della soglia imposta dalla normativa vigente con i casi di



intrusione di polveri Africane come riportato nella Tabella 4.6. Si osserva che analizzando tutte le tipologie di sito su cui sono disponibili i rilevamenti si ha che il 27% dei superamenti osservati è concomitante ad eventi di Saharan Dust e quindi può essere influenzato direttamente dal trasporto di polveri Africane. Se si limita l'analisi ai soli siti di fondo urbano o comunque a siti in cui l'effetto di sorgenti locali è meno rilevante la percentuale dei superamenti che sono associati a casi di Saharan Dust cresce fino al 43% e raggiunge il 71% se si considerano soltanto i siti di fondo urbano.

Sito di misura	PM10 - Numero di superamenti osservati	PM10 - Numero di rilievi svolti	Periodo delle misure
<b>Lecce</b>	<b>4</b>	<b>55</b>	Periodo estivo ed invernale (2002 e 2003)
<b>Galatone</b>	<b>1</b>	<b>16</b>	Maggio 2005
<b>Trepuzzi</b>	<b>2</b>	<b>15</b>	Ottobre-Novembre 2007
<b>Maglie</b>	<b>7</b>	<b>45</b>	Ottobre 2003, Gennaio 2004, Dicembre 2004 e Dicembre 2006
<b>Collemeto</b>	<b>2</b>	<b>19</b>	Ottobre 2005
<b>Cutrofiano</b>	<b>5</b>	<b>14</b>	Giugno-Luglio 2007
<b>Copertino</b>	<b>4</b>	<b>14</b>	Marzo 2006
<b>Nardò</b>	<b>7</b>	<b>15</b>	Ottobre-Novembre 2006
<b>Tricase</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	Dicembre 2005
<b>Maglie urbano</b>	<b>3</b>	<b>12</b>	Gennaio 2007
<b>Totale</b>	<b>40</b>	<b>215</b>	<b>Periodi invernali ed estivi dal 2002 al 2007</b>

Tabella 4.5) Superamenti osservati della soglia normativa riguardante la concentrazione media giornaliera di PM10. In verde i siti di fondo urbano, in giallo i siti di fondo urbano in prossimità di sorgenti industriali ed in rosso i siti urbani.

Superamenti della soglia giornaliera del pm10	Tutte le tipologie di sito	Solo siti di fondo urbano o siti in vicinanza di zone industriali	Solo siti di fondo urbano
Tutti i superamenti rilevati	40	21	7
Superamenti coincidenti con casi di Sharan Dust	11 (27% del totale)	9 (43% del totale)	5 (71% del totale)

Tabella 4.6) Correlazione fra gli eventi di Saharan Dust ed i superamenti della soglia normativa relativa alla concentrazione media giornaliera di PM10.

### 4.3 CONCENTRAZIONE DI METALLI PESANTI NEL PARTICOLATO ATMOSFERICO

Molti dei campioni di aerosol atmosferico raccolti su filtro sono stati sottoposti ad analisi chimica per determinare la concentrazione di alcuni metalli pesanti (Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Cd, V, Pb, As e Cr) presenti nel particolato atmosferico. I metalli analizzati comprendono sia quelli attualmente normati nella legislazione Italiana (Pb) sia quelli che saranno normati a seguito del recepimento della Direttiva Europea (2004/107/CE) (Ni, As, Cd). Sono inoltre stati analizzati altri metalli che risultano talvolta utili per ottenere informazioni sulle principali sorgenti di aerosol che contribuiscono alle concentrazioni rilevate in uno specifico sito di misura.

Le analisi chimiche sono state fatte in parte presso il Dipartimento di Scienza dei Materiali dell'Università di Lecce, ed in parte presso laboratori esterni (in particolare a partire dal 2006 presso il Laboratorio Chimico Merceologico della Camera di Commercio di Lecce, denominato Multilab). Le tecniche utilizzate sono state sia l'Assorbimento Atomico con fornello in grafite (GF-AAS) sia la tecnica della spettrometria di emissione atomica con sorgente al plasma accoppiato induttivamente (ICP-AES).

Nelle tabelle 4.7 e 4.8 sono riportati i valori medi dei metalli pesanti (in termini di ng/Nm<sup>3</sup>) rilevati nelle polveri di PM10 e di PM2.5 per le diverse campagne di misura condotte con il Laboratorio Mobile dal

2002 al 2007. In parentesi è riportata la deviazione standard dei valori di concentrazione giornaliera che è un parametro che da una indicazione della variabilità delle concentrazioni. Nell'ultima colonna delle tabelle si riporta il numero di campioni disponibili su cui è stata fatta l'analisi. I risultati delle determinazioni analitiche sono stati ottenuti mediante un'analisi statistica che prevede la sottrazione del livello medio di metalli presenti nel filtro bianco (fondo) alla massa effettiva di metalli contenuta nelle polveri. Nel caso in cui il valore rilevato della massa di un particolare metallo sia inferiore al limite di rilevabilità della metodica analitica, è stata assunto come soglia di concentrazione (in via cautelativa) il limite di rilevabilità diviso per il volume di campionamento. Nel caso in cui la massa effettiva dei metalli presenti nel particolato sia rilevabile ma inferiore alla deviazione standard  $\sigma_B$  delle masse rilevate nei bianchi è stato assunto come massa effettiva di soglia il valore di  $\sigma_B$  per il metallo in analisi. I risultati della Tabella 4.7 per il PM10 mostrano che le concentrazioni medie rilevate sono entro i limiti dei valori obiettivo della normativa. Il confronto fra le medie ottenute durante le campagne di misura e la normativa è comunque solo indicativo in quanto i valori indicati nella Direttiva Europea fanno riferimento a medie annuali mentre le campagne di misura con il Laboratorio Mobile sono rappresentative di periodi più limitati.

I risultati indicano che alcuni metalli sono difficili da rilevare nei campionamenti a 24 ore a basso volume. In particolare per l'As è generalmente indicabile solo un livello di soglia per le concentrazioni. In alcune campagne di misura sono state osservate delle difficoltà analoghe anche per il Cd, il V ed il Ni. Il confronto fra i dati delle concentrazioni di metalli nel PM10 e nel PM2.5 (che non sono necessariamente misurati in maniera simultanea) mostra che le concentrazioni dei metalli di origine crostale (Fe e Mn) sono significativamente più basse nel PM2.5 rispetto a quelle del PM10 mentre per i metalli di origine prevalentemente antropica (Cd, V, Ni, Pb, Zn) le concentrazioni nel PM2.5 sono spesso molto vicine a quelle rilevate nel PM10. Questo è legato al fatto che il particolato primario di origine antropica, spesso legato a fenomeni di combustione ed a processi industriali, è costituito da particelle di piccole dimensioni.

L'insieme dei metalli analizzati costituisce una piccola frazione della massa complessiva di particolato depositato sui filtri (generalmente fra 0.5% ed 1.5% a seconda del sito di misura considerato) tuttavia l'analisi statistica delle correlazioni fra i diversi metalli e del loro fattore di arricchimento crostale può fornire informazioni di tipo qualitativo riguardo alle principali sorgenti che agiscono sullo specifico sito di misura. Questo sia perché alcune sorgenti di origine antropica hanno traccianti specifici (presenza di alcuni metalli con rapporti di concentrazione ben definiti) sia perché alcuni metalli sono caratteristici di specifiche emissioni. Nei dati disponibili si osserva una correlazione tra Fe e Mn in molti siti di misura ed entrambi i metalli sono prevalentemente di origine crostale (come dimostrano i calcoli del fattore di arricchimento crostale riportati più avanti) per cui si può concludere che si ha generalmente un contributo di particolato di origine crostale abbastanza distribuito nella Provincia di Lecce. Nei siti di fondo il contributo può essere prevalentemente dovuto al trasporto di aerosol con il vento (e quindi anche all'intrusione di polveri Africane) ed alla risospensione di particelle depositate al suolo; nei siti urbani, come ad esempio a Copertino, è possibile anche un contributo di particolato crostale legato alla risospensione causata dal traffico veicolare delle particelle depositate sull'asfalto. A Copertino è stata inoltre osservata, nel PM2.5, una correlazione specifica (nel senso che non è visibile nella frazione PM10) fra Zn, Pb e Cd, ed in misura ridotta anche fra Pb e Cu. Questo può essere interpretato come la presenza di un contributo da sorgenti dovute al traffico veicolare che influenza in maniera più sostanziale le polveri fini (Manalis et al 2005, Manoli et al 2002).

Nel sito di Maglie è stata osservata la presenza, nel PM10, di una correlazione Fe-Mn-Cu che evidenzia come nel Cu a Maglie (che risulta significativamente arricchito) sia presente probabilmente anche una componente crostale; una correlazione Ni-Cr (sia nel PM10 sia nel PM2.5) che suggerisce una origine comune dei due metalli che è legata alle emissioni industriali (ed in particolare all'inceneritore presente nella zona industriale a N della città); una correlazione Pb-Zn (sia nel PM10 sia nel PM2.5) che suggerisce come ci possano essere sorgenti comuni di questi due elementi. Le sorgenti comuni di Zn e Pb sono però di due origini diverse da una parte sono emissioni associate al traffico veicolare dall'altra, nel sito di Maglie, sono emissioni associate anche alla zona industriale ed in particolare all'inceneritore. In questo caso l'elemento discriminante fra le due sorgenti è la meteorologia locale ed in particolare la direzione e la velocità del vento. Per approfondire l'analisi delle sorgenti del particolato è stato valutato il fattore di arricchimento crostale (Enrichment Factor o EF), ossia il fattore di arricchimento che un particolare metallo presenta nelle polveri rispetto alla sua naturale concentrazione media nella crosta terrestre superficiale. In particolare i valori di EF sono stati determinati mediante la formula:



$$EF(X) = ([X]_{\text{particolato}}/[Ref]_{\text{particolato}}) / ([X]_{\text{crosta}}/[Ref]_{\text{crosta}})$$

dove “X” è il metallo pesante di interesse (espresso come concentrazione media dei singoli valori) e “Ref” è il metallo di riferimento rispetto al quale si calcola l’Enrichment Factor. I calcoli riportati in questo documento sono stati fatti con il supporto di tabelle nelle quali si riportano le abbondanze medie dei vari elementi che costituiscono la crosta continentale superficiale (Wedepohl, 1995). Nel caso in esame, è stato scelto come metallo di riferimento il Ferro a cui è assegnato un valore unitario di EF. Il metallo di riferimento è generalmente l’Alluminio, tuttavia anche il Fe è spesso utilizzato nella letteratura scientifica (Dordevic et al 2005; Samara & Voutsas 2005, Manoli et al 2002). La scelta di utilizzare come riferimento il Ferro è anche supportata dal fatto che negli studi di EF questo elemento ha spesso un basso fattore di arricchimento (Han, J.S. et al., 2005; Güllü G. et al., 2005; Senaratne I. et al., 2004; Kim K.H., 2003) ad esclusione dei siti che presentano specifiche emissioni di Fe. Le informazioni ottenibili dall’analisi di EF sono indicative a causa di ampie variazioni della composizione della crosta terrestre superficiale. In particolare, valori di EF inferiori a 10 indicano che il metallo pesante in questione ha un’origine prevalentemente crostale e viene quindi definito “elemento non arricchito”; al contrario, valori maggiori di 40-50 sono indicativi di metalli pesanti di origine antropica e sono definiti “elementi arricchiti”. Valori compresi tra le due soglie indicano invece un’origine mista dell’elemento in questione.

In Figura 4.4 si riportano quattro esempi di calcolo del fattore di arricchimento per diverse tipologie di sito di misura:

- due siti urbani (Copertino, con i rilevamenti di Marzo 2006 e Nardò con i rilevamenti di Novembre 2006);
- un sito di fondo urbano (Seclì, con i rilevamenti di Luglio 2006);
- un sito di fondo urbano in prossimità di una zona industriale (Maglie).

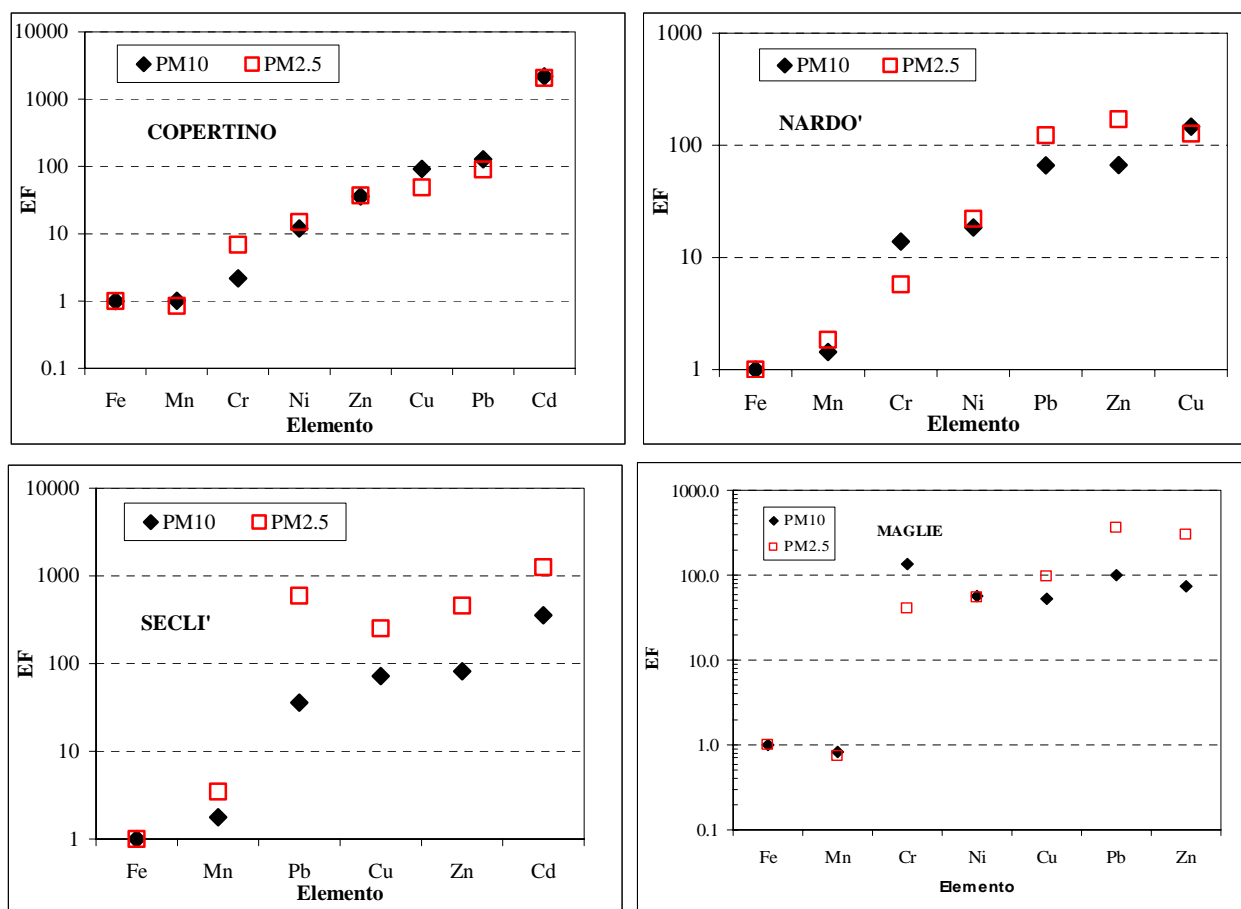


Fig. 4.4) Fattore di arricchimento (EF) dei vari metalli rilevati nel PM10 e nel PM2.5 per diverse tipologie di sito di misura: urbano (Copertino e Nardò); di fondo urbano (Seclì); di fondo urbano in prossimità di una zona industriale (Maglie).

I risultati indicano che il Mn è essenzialmente di origine crostale in tutti i siti analizzati. Il fattore di arricchimento delle polveri fini (PM2.5) è superiore a quello del PM10 nel sito di fondo ed anche in prossimità della zona industriale (ad esclusione del Ni e del Cr a Maglie a causa di alcuni picchi di questi metalli nel PM10 osservati in giorni in cui il PM2.5 non è stato rilevato). Tuttavia le differenze negli arricchimenti delle due frazioni sono più ridotte nei siti urbani. Il Ni ed il Cr non sono rilevabili nel sito di fondo e risultano poco arricchiti (di origine mista: crostale ed antropica) nei siti urbani mentre sono molto arricchiti nel sito di Maglie in prossimità della zona industriale. Infatti sia il Ni sia il Cr sono presenti nelle emissioni da inceneritore. I metalli Pb, Cu e Zn sono arricchiti in tutti i siti anche se di origine probabilmente diversa. Infatti questi sono metalli associati sia alle polveri dovute al traffico veicolare (compresa l'abrasione dei freni e degli pneumatici per quanto riguarda lo Zn) sia alle polveri di origine industriale come nel caso di Maglie. Il Cd è difficile da rilevare nei campionamenti a 24 ore; quando è stato possibile misurarlo risulta generalmente fortemente arricchito e quindi prevalentemente di origine antropica. Il confronto dell'arricchimento del Cd nel sito urbano di Copertino ed in quello di fondo di Seclì mostra comunque significative differenze. Il Cd risulta infatti più arricchito nel sito urbano ed è, almeno in parte, associabile alle emissioni degli autoveicoli.

SITO (PM10)	Cadmio (ng/Nm <sup>3</sup> )	Vanadio (ng/Nm <sup>3</sup> )	Ferro (ng/Nm <sup>3</sup> )	Rame (ng/Nm <sup>3</sup> )	Nichel (ng/Nm <sup>3</sup> )	Manganese (ng/Nm <sup>3</sup> )	Zinco (ng/Nm <sup>3</sup> )	Piombo (ng/Nm <sup>3</sup> )	Arsenico (ng/Nm <sup>3</sup> )	Cromo (ng/Nm <sup>3</sup> )	Giorni di misura
Galatone (fondo urbano)	< 0.02	< 1.2	200.9 (156.6)	4.2 (2.3)	< 0.9	0.3 (0.1)	19.7 (14.9)	/	< 0.9	/	16
Seclì (fondo urbano)	0.3 0.2	< 1.9	233 (73.8)	7.7 (8.6)	1.2 (2.7)	7.1 (4.5)	31.3 (22.1)	4.5 (5.9)	< 0.9	1.8 (2.9)	12
Trepuzzi (fondo urbano)	< 0.4	2.4 (1.0)	141.6 (69.1)	4.7 (3.5)	4.9 (6.7)	3.8 (3.0)	10.0 (7.8)	11.6 (27.5)	< 1	5.7 (8.8)	14
Galatina (fondo + industriale)	< 0.04	< 1.3	301.1 (198.8)	2.4 (2.1)	< 1.3	0.15 (0.1)	25.8 (47.1)	/	< 1.3	/	12
Collemeto (fondo + industriale)	< 0.6	1.6 (1.6)	105.1 (74.5)	10.9 (6.9)	1.5 (3.6)	< 0.4	58.2 (62.9)	/	< 0.1	/	19
Maglie (fondo + industriale)	0.2 (0.2)	2.9 (2.0)	289.6 (360.0)	7.3 (7.3)	10.3 (33.6)	4.3 (6.6)	31.0 (34.2)	16.3 (12.7)	< 1.0	51.8 (126.9)	45 * 27 per il Pb * 25 per l'As * 14 per il Cr
Cutrofiano (fondo + industriale)	< 0.4	< 2.2	284.4 (253.8)	3.8 (1.7)	8.1 (15)	7.8 (5.4)	27.7 (17.9)	< 3.3	0.4 (0.3)	7.9 (13.6)	14
Tricase (urbano)	0.2 (0.2)	< 0.3	116.2 (61.3)	10.1 (3.1)	< 2.0	< 0.4	38.6 (15.5)	/	0.2 (0.4)	/	10
Copertino (urbano)	1.7 (2.0)	< 1.8	310.7 (172.5)	13.6 (9.2)	< 1.9	5.4 (3.1)	19.2 (16.0)	19.4 (20.8)	< 0.9	0.7 (0.7)	14
Nardò (urbano)	< 0.5	2.6 (1.9)	230.7 (88.4)	15.4 (8.4)	2.3 (4.4)	5.5 (1.6)	26.9 (14.5)	8.7 (6.6)	< 0.9	3.3 (9.0)	15
Maglie (urbano)	< 0.4	< 1.8	149.5 (104.9)	6.7 (5.1)	3.7 (3.7)	2.8 (1.5)	34.8 (19.3)	10.9 (12.2)	< 0.9	5.4 (6.1)	11

Tabella 4.7) Riassunto delle concentrazioni medie (ng/Nm<sup>3</sup>) dei metalli in tracce nel PM10 rilevati nei diversi periodi di campionamento. In parentesi la deviazione standard dei valori rilevati.

SITO (PM2.5)	Cadmio (ng/Nm <sup>3</sup> )	Vanadio (ng/Nm <sup>3</sup> )	Ferro (ng/Nm <sup>3</sup> )	Rame (ng/Nm <sup>3</sup> )	Nichel (ng/Nm <sup>3</sup> )	Manganese (ng/Nm <sup>3</sup> )	Zinco (ng/Nm <sup>3</sup> )	Piombo (ng/Nm <sup>3</sup> )	Arsenico (ng/Nm <sup>3</sup> )	Cromo (ng/Nm <sup>3</sup> )	Giorni di misura
Galatone (fondo urbano)	< 0.02	< 0.9	58.6 (61.5)	< 0.2	< 0.9	< 0.2	< 9.7	/	< 0.9	/	5
Seclì (fondo urbano)	0.2 0.1	< 1.9	49.5 (43.1)	4.7 (7.7)	2.1 (3.2)	2.8 (1.3)	32.5 (22.4)	12.6 (22.4)	< 1.2	2.5 (4.4)	8
Trepuzzi (fondo urbano)	< 0.4	< 1.8	75.4 (56.5)	2.5 (1.2)	7.3 (12.9)	2.2 (0.8)	6.0 (2.9)	10.3 (18.1)	< 0.9	2.7 (4.3)	6
Collemeto (fondo + industriale)	< 0.4	1.6 (1)	67.4 (24.7)	7.4 (4.6)	0.7 (1.0)	< 0.3	42.5 (18.6)	/	< 0.1	/	7
Maglie (fondo + industriale)	< 0.2	< 1.8	77.7 (59.6)	3.3 (2.7)	2.5 (2.1)	1.0 (1.2)	36.5 (31.3)	15.9 (13.0)	< 0.9	4.3 (4.5)	18 * 10 per il Pb * 13 per l'As * 5 per il Cr
Cutrofiano (fondo + industriale)	< 0.4	< 2.5	204 (130.1)	5.2 (3.3)	5.5 (5.1)	5.1 (2.4)	N. D.	< 2.3	0.3 (0.15)	5.9 (4.8)	7
Tricase (urbano)	0.5 1.0	< 0.2	28.4 11.3	10.0 3.4	1.8 0.5	< 0.2	25.2 3.7	/	< 0.02	/	5
Copertino (urbano)	1.7 1.1	< 1.8	199.8 156.7	5.0 3.9	< 1.8	3.0 1.4	14.4 8.2	11.8 6.4	< 0.9	1.3 1.1	5
Nardò (urbano)	< 0.4	2.1 0.5	88.5 26.0	5.5 4.0	1.2 0.8	2.8 0.7	25.5 12.4	7.0 4.5	< 0.9	0.5 0.4	7
Maglie (urbano)	< 0.4	< 1.8	51.1 (23)	3.1 (1.8)	1.9 (1.3)	1.6 (0.8)	33.9 (36.6)	11.3 (9.2)	< 0.9	2.2 (0.8)	10

Tabella 4.8) Riassunto delle concentrazioni medie (ng/Nm<sup>3</sup>) dei metalli in tracce nel PM2.5 rilevati nei diversi periodi di campionamento. In parentesi la deviazione standard dei valori rilevati.

#### 4.4 UN ESEMPIO DI TRASPORTO DI INQUINANTI ATMOSFERICI A LIVELLO REGIONALE

Nel periodo tra il 25/10/06 ed il 09/11/06 sono stati fatti dei prelievi di PM10 e PM2.5 a Nardò (LE) con il Laboratorio Mobile posizionato nel cortile del Liceo Classico “G. Galilei” di Nardò (in via XX Settembre) come mostrato in Figura 4.5. I punti di prelievo erano posti a circa 15m da un incrocio, a circa 5m dalla strada secondaria ed a circa 9m da quella principale (via XX Settembre) che collega il centro di Nardò alla superstrada Lecce-Gallipoli. Durante i sopralluoghi è stata notata una significativa attività di traffico (anche traffico pesante) nella vicinanza del sito di misura che è quindi classificabile come sito urbano.

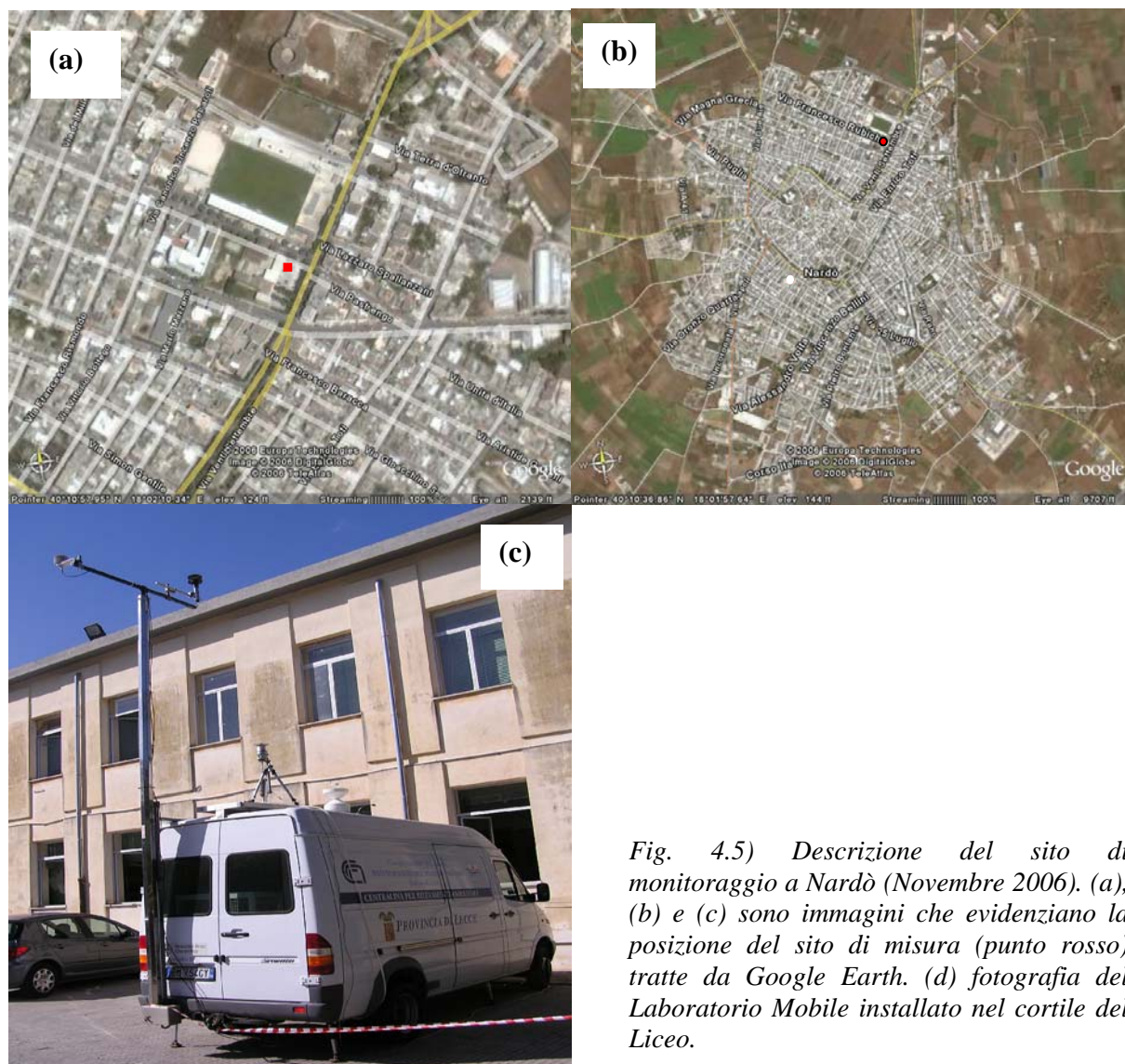


Fig. 4.5) Descrizione del sito di monitoraggio a Nardò (Novembre 2006). (a), (b) e (c) sono immagini che evidenziano la posizione del sito di misura (punto rosso) tratte da Google Earth. (d) fotografia del Laboratorio Mobile installato nel cortile del Liceo.

Le concentrazioni di PM10 e PM2.5 rilevate nella campagna di misura di Nardò sono riportate in Figura 4.6 insieme con l'informazione relativa alle precipitazioni giornaliere osservate nel sito di misura. Si osserva un periodo compreso fra il 5/11/2006 ed il 9/11/2006 con concentrazioni di PM10 superiori alla soglia normativa che indicano un periodo di criticità. Tale periodo rappresenta un episodio di significativo inquinamento da particolato atmosferico che investe buona parte del Salento. Infatti in Figura 4.7 è riportato il confronto dei valori di concentrazione giornaliera di PM10 rilevate da diverse centraline fra cui la media di quelle del Comune di Lecce (centraline di Viale Grassi e di Piazzetta de Santis), la media dei rilevamenti delle centraline di Guagnano ed Arnesano (Gestite dalla Regione Puglia – MONITORAGGIO DELLA QUALITA' DELL'ARIA Report di Novembre 2006, ARPA PUGLIA – [www.arpapuglia.it](http://www.arpapuglia.it)) e la media delle centraline site in Provincia di Brindisi (centraline di Bozzano, Casale, Sisri, Via dei Mille, San pancrazio

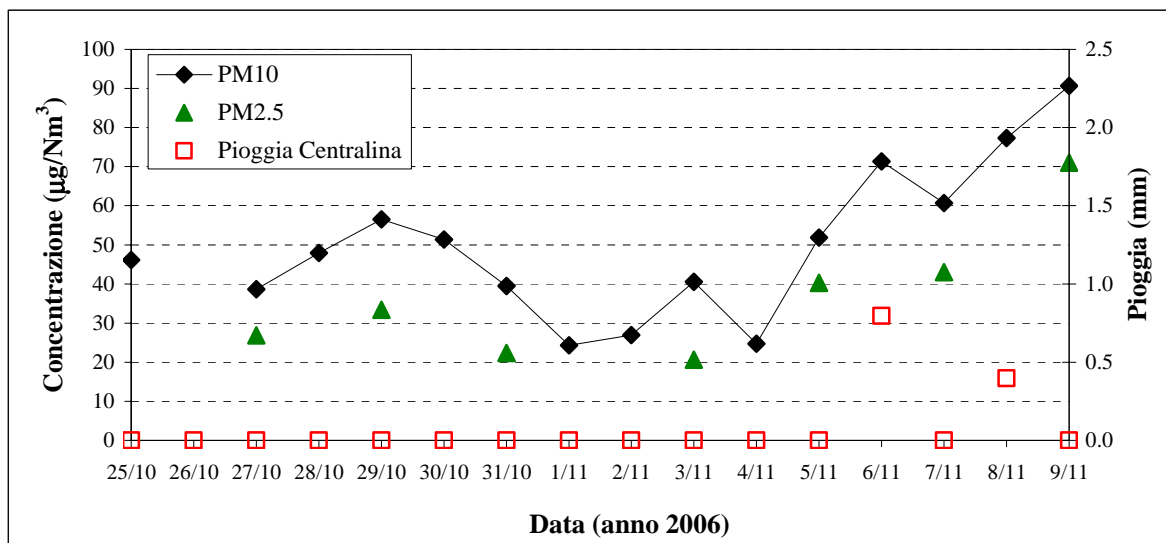


Fig. 4.6) Andamento delle concentrazioni di PM10, PM2.5 e della precipitazione giornaliera in mm a Nardò.

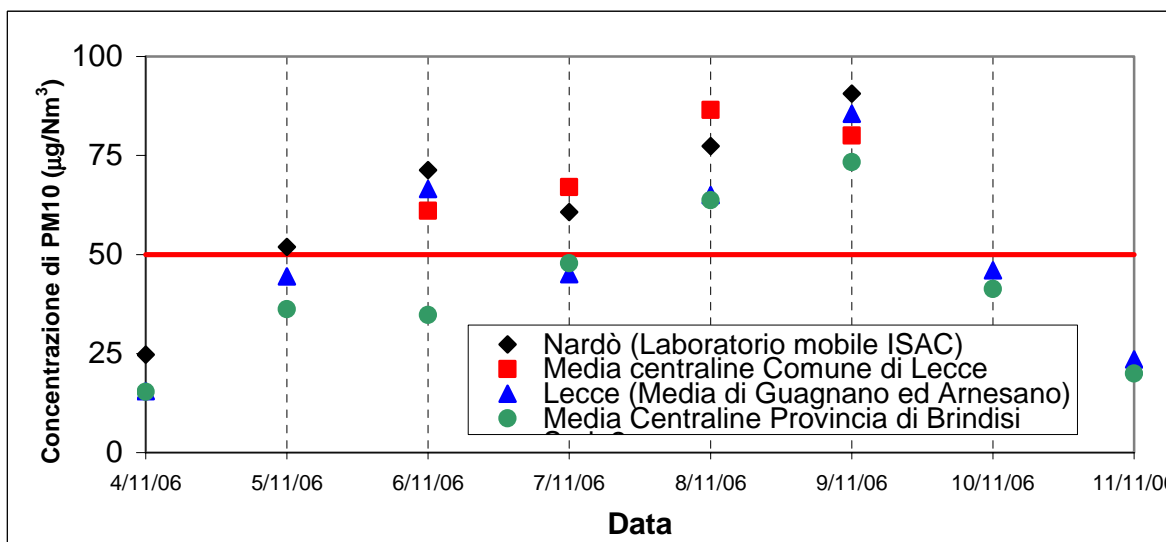
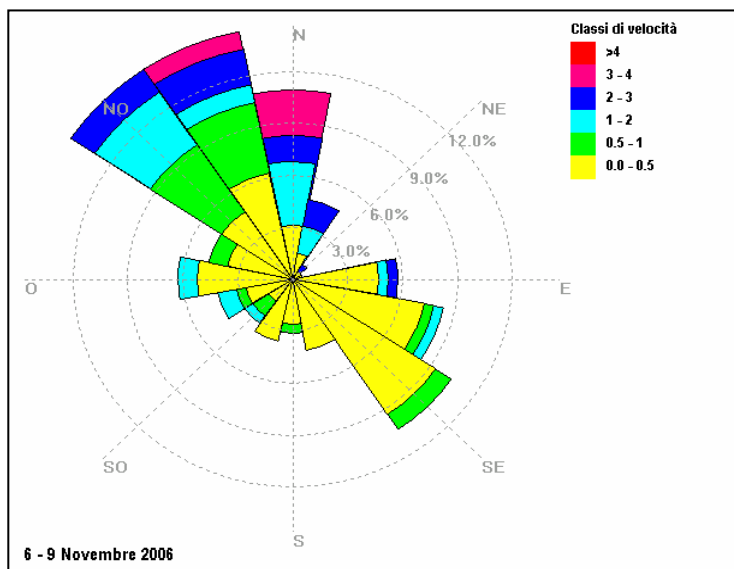


Fig. 4.7) Andamento delle concentrazioni di PM10, PM2.5 a Nardò, a Lecce città, in Provincia di Lecce ed in Provincia di Brindisi.



I risultati indicano che in tale periodo è presente un aumento della concentrazione di PM10 generalizzato sia sulla Provincia di Lecce sia su quella di Brindisi. Nel periodo in esame il vento in prossimità del suolo proviene prevalentemente dal settore di NW-NNW come dimostra la rosa dei venti riportata in Figura 4.8 e sono presenti molti periodi di calma di vento (vento inferiore a 0.5 m/s) dal settore di SE.

Fig. 4.8) Rosa dei venti rilevata a bassa quota nel periodo compreso fra il 6 ed il 9 Novembre 2006.

Anche i rilevamenti del vento in quota ottenuti dai radiosondaggi di brindisi (<http://weather.uwyo.edu/upperair/europe.html>) a 500m ed a 2000m evidenziano una direzione prevalente nel periodo dal settore N-NW.

Nel periodo in esame si osservano aumenti, seppure modesti, delle concentrazioni di vari metalli pesanti contenuti nel particolato atmosferico rispetto al periodo precedente. In termini relativi l'aumento di concentrazione in massa dei metalli pesanti è modesto e relativo al Cu, Ni, e Zn. Questi sono metalli pesanti compatibili con emissioni industriali. In Figura 4.9 è riportata la temperatura media e l'umidità relativa registrate (su media oraria) a Nardò (LE) nel periodo in esame. Si osservano alti valori dell'umidità relativa e bassi valori di temperatura notturna nel periodo a partire dalla notte del 6/11/2006. Queste condizioni meteorologiche unite ai periodi di calma di vento possono avere favorito sia il trasporto di inquinanti a livello regionale sia la formazione di aerosol secondario a seguito della trasformazione gas-particelle a partire dagli inquinanti gassosi primari. E' quindi possibile nel periodo in esame che ci sia stato un contributo ai livelli di PM10 osservati nel Salento a seguito delle emissioni dei grandi impianti industriali Pugliesi (Taranto e Brindisi).

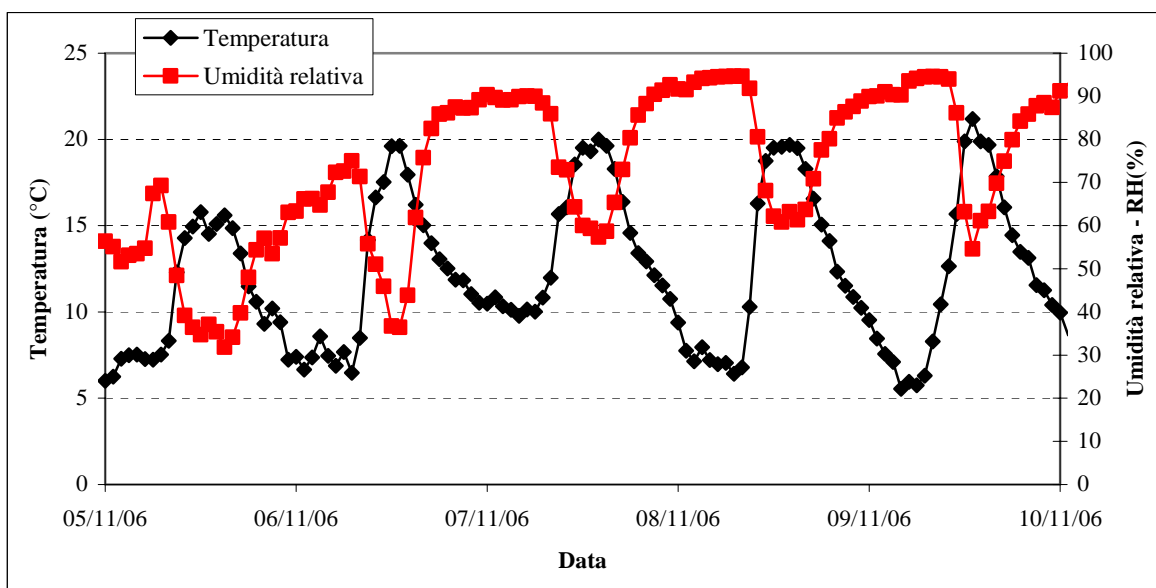


Fig. 4.9) Andamento della temperatura e dell'umidità relativa a Nardò (LE) nel periodo fra il 5/11/2006 ed il 9/11/2006.

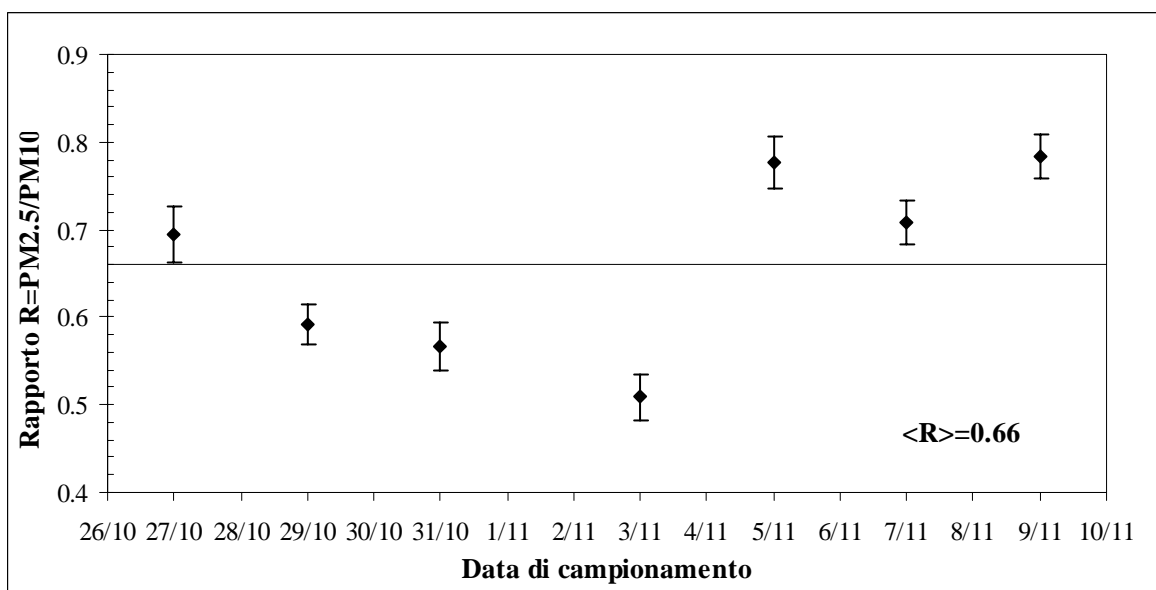
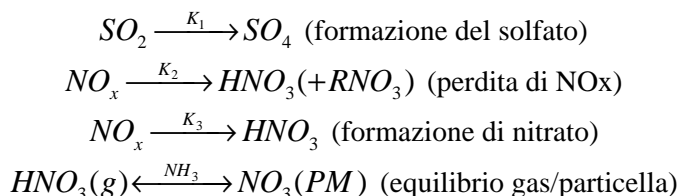


Fig. 4.10) Andamento del rapporto R fra le concentrazioni medie giornaliera di PM2.5 e PM10 a Nardò fra il 27/10/2006 ed il 9/11/2006. La linea orizzontale rappresenta il valore medio di tutto il periodo di misura.



In Figura 4.10 si riporta il rapporto R fra le concentrazioni medie giornaliere di PM2.5 e quelle di PM10 rilevato nella campagna di misura a Nardò. Si osserva che il rapporto medio è  $\langle R \rangle = 0.66$  in linea con quanto riportato come media tipica in Europa (CAFE, 2004). Tuttavia i valori di R precedenti l'evento in analisi (5/11/2006 – 9/11/2006) sono significativamente più bassi rispetto a quelli misurati durante l'evento. Il valore medio di R prima dell'evento è infatti 0.6 (con deviazione standard 0.08) mentre quello durante l'evento è 0.76 (con deviazione standard 0.04). Questo è compatibile con un evento in cui sono variate le sorgenti principali del particolato atmosferico nel sito di misura portando ad una variazione della distribuzione dimensionale con un aumento dell'importanza delle polveri fini (PM2.5) nel PM10. Questo è compatibile sia con un contributo di aerosol primario da processi ed emissioni industriali sia con un contributo di aerosol secondario prodotto da trasformazione gas-particelle. Infatti l'aerosol secondario è composto principalmente da particelle di piccole dimensioni (inferiori ad 1  $\mu\text{m}$ ) e quindi influenza prevalentemente le concentrazioni di PM2.5 aumentando il valore di R.

Per approfondire lo studio di questo evento di trasporto sono state fatte delle simulazioni della diffusione del particolato atmosferico con lo scopo di valutare il contributo dei settori industriali di tre Province (Brindisi, Taranto e Lecce) sulla concentrazione di PM10. Sono state effettuate delle simulazioni modellistiche con il sistema RAMS/CALMET/CALPUFF (descritto in Appendice A) considerando le emissioni dei gruppi industriali ed energetici delle tre Province come desunti dalle autorizzazioni delle ditte e/o elaborazioni medie dei dati di monitoraggio in continuo laddove disponibili. Il modello di dispersione CALPUFF (Scire et al. 2001a), rispetto ai classici modelli a plume, permette di calcolare le concentrazioni al suolo prodotte da più sorgenti inquinanti (gas e particolato) in presenza di situazioni meteorologiche variabili e in presenza di terreno complesso. Permette inoltre di simulare la dispersione degli inquinanti anche durante calme di vento. CALPUFF contiene un modulo per la parametrizzazione delle trasformazioni chimiche, che consente di scegliere tra differenti opzioni a seconda della disponibilità dei dati di input. A causa della mancanza di alcune informazioni in input (speciazione del particolato ed identificazione di tutti i precursori del particolato secondario di tutte le altre sorgenti oltre a quelle industriali) per le simulazioni è stato adottato il meccanismo chimico MESOPUFF che consente di stimare la dispersione al suolo del particolato primario e secondario ( $\text{SO}_4 + \text{NO}_3$ ). Il meccanismo chimico semplifica il processo di formazione dei nitrati e dei solfati in 4 equazioni fondamentali:



Dove:

$\text{SO}_2$  è la concentrazione media nel pennacchio di  $\text{SO}_2$ ;

$\text{NO}_x$  è la concentrazione media nel pennacchio degli ossidi di azoto;

$\text{SO}_4$  è la concentrazione di solfato che si è formato dalla  $\text{SO}_2$ ;

$\text{HNO}_3$  è l'acido nitrico che si è formato dagli  $\text{NO}_x$ ;

$\text{NO}_3$  è il nitrato che è in equilibrio con l'acido nitrico;

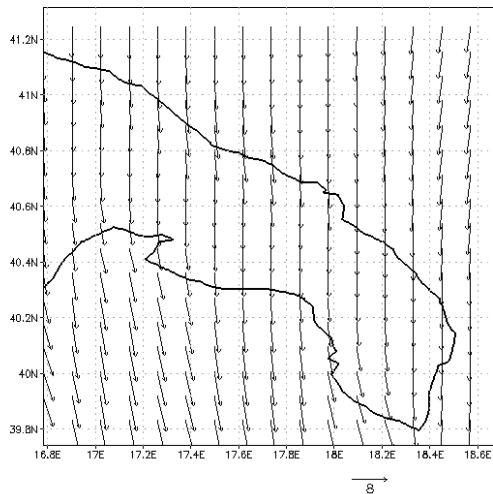
$\text{NH}_3$  è la concentrazione di background della ammoniaca.

Secondo tale meccanismo i parametri fondamentali che governano la chimica di formazione del solfato sono: la radiazione solare; la concentrazione di background dell'ozono; le classi di stabilità atmosferica e l'umidità relativa. Mentre i parametri che governano la chimica di formazione del nitrato sono: la transizione giorno-notte; la stabilità atmosferica; la concentrazione di background dell'ozono; la concentrazione dell'ammoniaca e la concentrazione nel pennacchio di  $\text{NO}_x$ . Per il suo meccanismo semplificato tale modello è da considerarsi essenzialmente come modello di screening (Morris, 2004). Nella Figura 4.11 sono mostrati i campi di vento al suolo come simulati con il sistema RAMS/CALMET alle ore 12:00 di ciascun giorno di simulazione. E' evidente come nei primi giorni il vento intenso è di provenienza dai quadranti settentrionali per diminuire di intensità l'8 e il 9 novembre. Nella Figura 4.12 sono mostrati i campi di concentrazione di PM10 mediati su ciascun giorno del periodo preso in considerazione. La concentrazione è ottenuta sommando i contributi di origine primaria ed i contributi di origine secondaria. Le

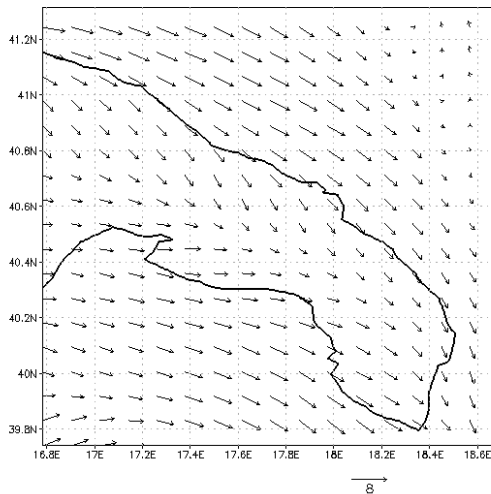


condizioni meteorologiche favoriscono il trasporto dei contaminanti gassosi nella zona sottovento rispetto a Taranto e Brindisi rendendo significativo il contributo del comparto industriale sia nelle sue componenti primarie che secondarie. L'impatto al suolo diventa rilevante l'8 e il 9 novembre in conseguenza dell'instaurarsi di calme di vento, le quali inducono un ristagno degli inquinanti con un aumento sostanziale delle concentrazioni. Il contributo complessivo alle concentrazioni di PM10 dovuto alle sorgenti industriali è dell'ordine della decina di  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Questo è inferiore alle concentrazioni rilevate e quindi vuole dire che al contributo di origine industriale vanno poi a sommarsi i contributi di origine diversa (anche dovuti a sorgenti locali) che sarebbe necessario approfondire.

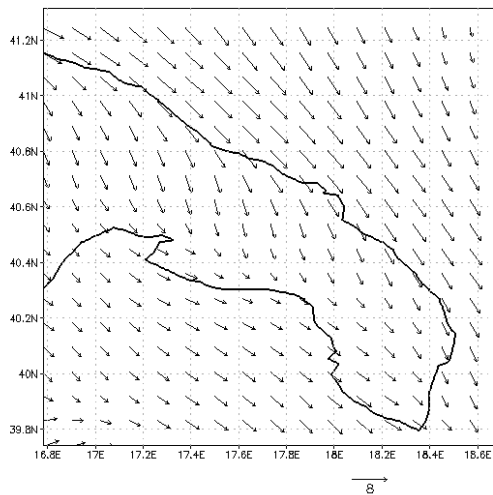
level: 0001 m Date: 04 nov 2006 Time: 12:00 Z



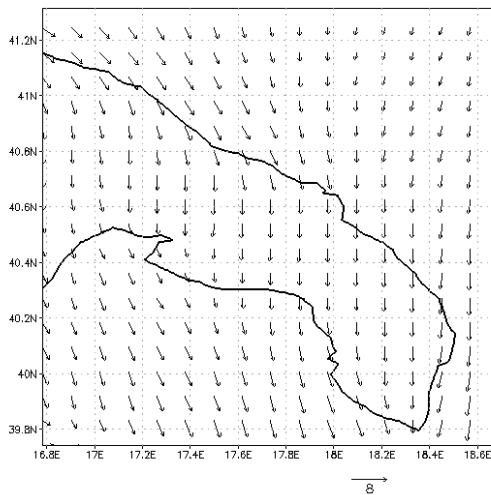
level: 0001 m Date: 05 nov 2006 Time: 12:00 Z



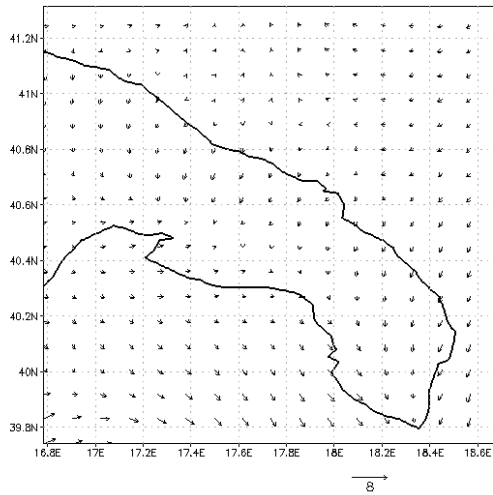
level: 0001 m Date: 06 nov 2006 Time: 12:00 Z



level: 0001 m Date: 07 nov 2006 Time: 12:00 Z



level: 0001 m Date: 08 nov 2006 Time: 12:00 Z



level: 0001 m Date: 09 nov 2006 Time: 12:00 Z

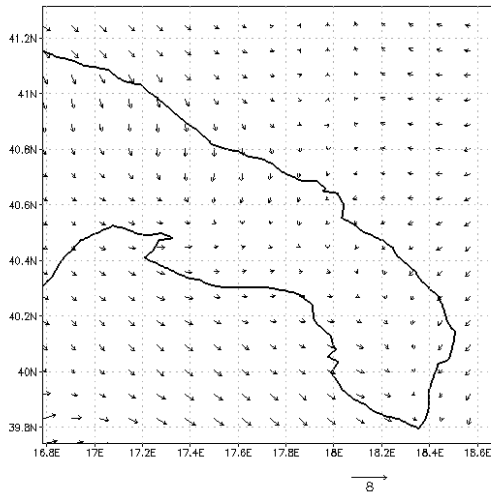
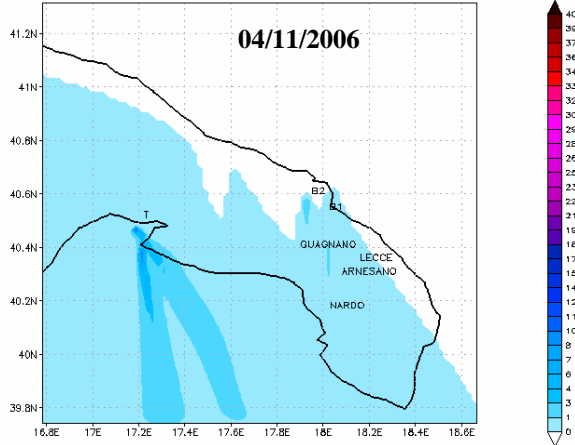
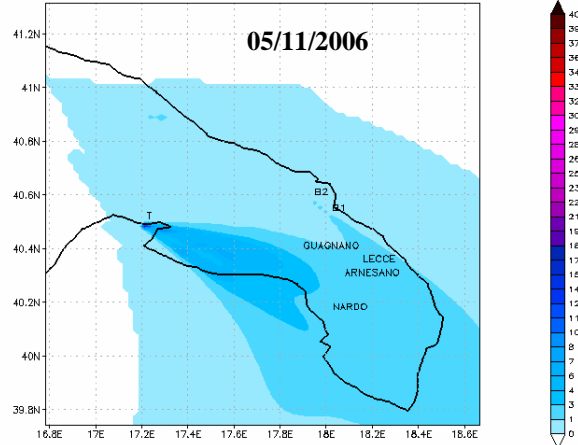


Fig. 4.11) Campi di vento al suolo (m/s) alle ore 12.00 dei giorni 4-5-6-7-8-9 Novembre 2006

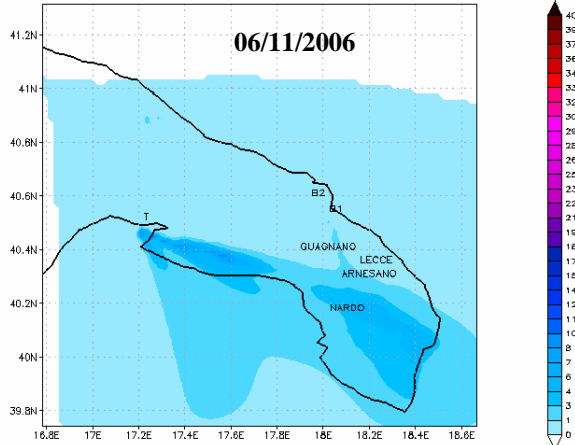
AVERAGE : Time=0001-0024 Step 0001/  
VISUAL : Lon=16.78-18.67/ Lat=39.74-41.31/ Lev=0019 m/



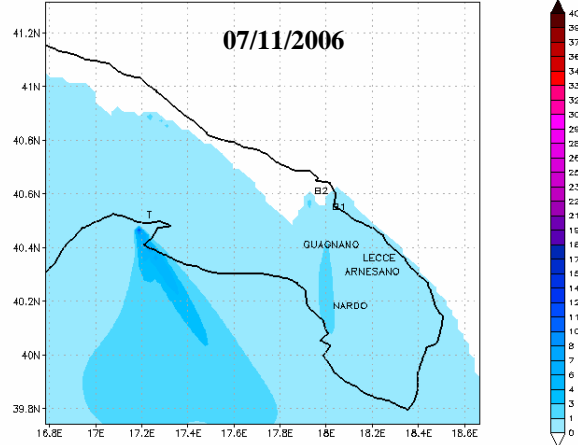
AVERAGE : Time=0025-0048 Step 0001/  
VISUAL : Lon=16.78-18.67/ Lat=39.74-41.31/ Lev=0019 m/



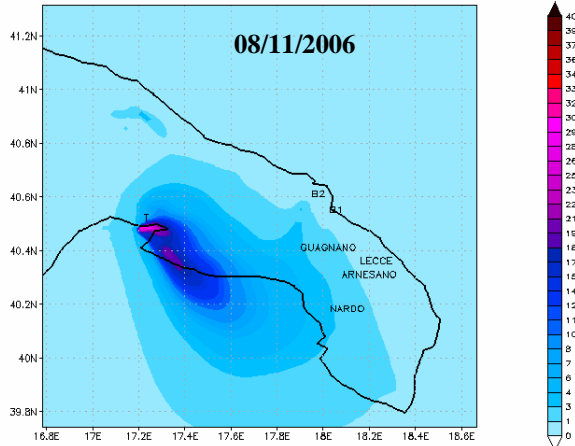
AVERAGE : Time=0049-0072 Step 0001/  
VISUAL : Lon=16.78-18.67/ Lat=39.74-41.31/ Lev=0019 m/



AVERAGE : Time=0073-0096 Step 0001/  
VISUAL : Lon=16.78-18.67/ Lat=39.74-41.31/ Lev=0019 m/



AVERAGE : Time=0097-0120 Step 0001/  
VISUAL : Lon=16.78-18.67/ Lat=39.74-41.31/ Lev=0019 m/



AVERAGE : Time=0121-0144 Step 0001/  
VISUAL : Lon=16.78-18.67/ Lat=39.74-41.31/ Lev=0019 m/

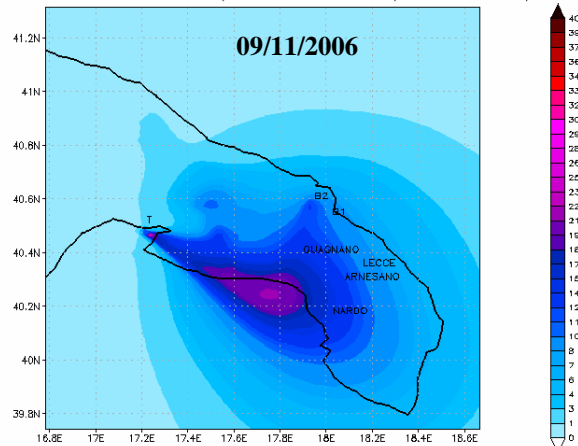


Fig. 4.12) Concentrazione al suolo media giornaliera di PM10 (µg/m³) nei giorni 4-5-6-7-8-9 Novembre 2006 simulata a partire dalle emissioni industriali.

#### 4.5 INDIVIDUAZIONE DEL CONTRIBUTO DI SORGENTI LOCALI AL PARTICOLATO ATMOSFERICO IN UNO SPECIFICO SITO DI MISURA (MAGLIE)

Durante tre delle campagne di misura svolte a Maglie in via Circolone (in particolare a Gennaio 2004, Dicembre 2004 e Dicembre 2006) il Laboratorio mobile è stato equipaggiato con un rilevatore ottico per l'analisi in tempo reale della concentrazione di PM<sub>2.5</sub> (pDR-1200 MIE-Thermo Andersen) e di una stazione micrometeorologica basata su di un anemometro ultrasonico tridimensionale Gill R3 ed un termoigrometro Campbell Scientific (Rotronic MP100). La strumentazione (Figura 4.13) era posta sul palo telescopico a 10m di quota ed è stata utilizzata per la rilevazione in continuo del particolato atmosferico ad alta frequenza (1 misura al secondo) simultaneamente alla misura delle componenti della velocità del vento. Tale metodologia di misura, messa a punto da ISAC-CNR a Lecce (Donateo et al., 2006) nell'ambito di progetti di interesse Nazionale, permette la valutazione dei flussi turbolenti verticali di PM<sub>2.5</sub> individuando i periodi in cui il sito in esame si comporta come pozzo o sorgente di particolato atmosferico. Queste informazioni sono complementari alla tradizionale misura di concentrazione media giornaliera di particolato e possono fornire informazioni utili ad individuare e caratterizzare il contributo di sorgenti locali (o poste a breve distanza dal sito di misura).

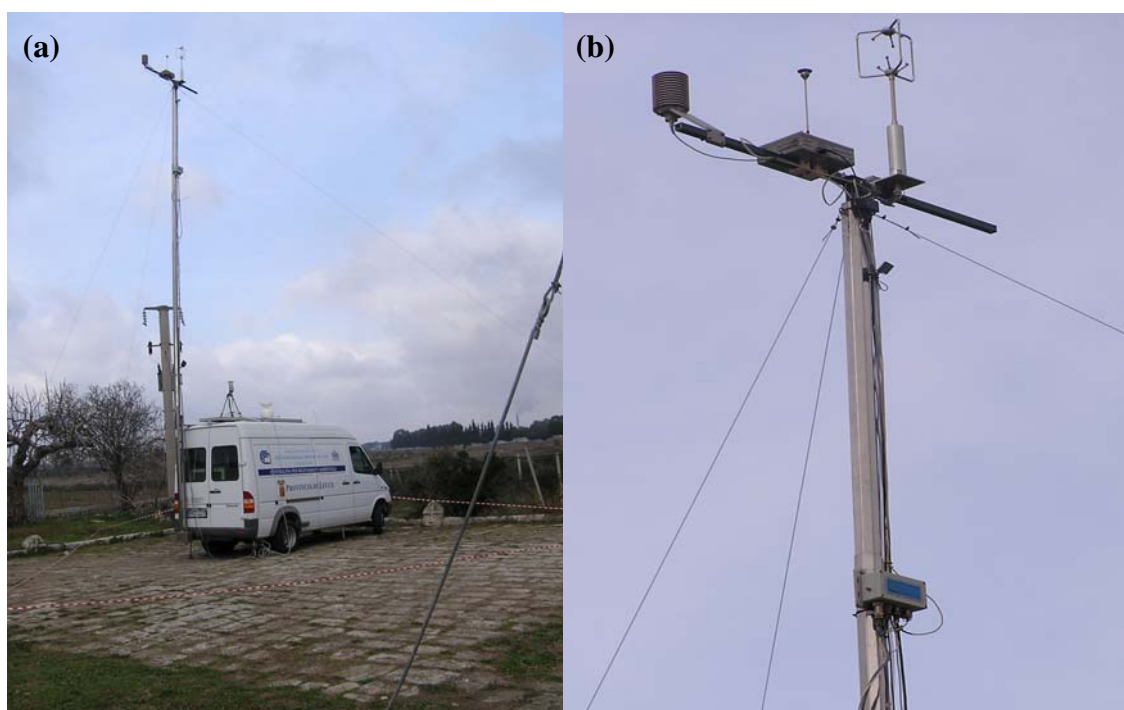


Fig. 4.13) (a) Laboratorio Mobile posizionato nei pressi della zona industriale di Maglie (LE). (b) palo strumentato: è possibile vedere, da sinistra a destra, il termoigrometro, il sensore ottico (pDR-1200) e l'anemometro sonico tridimensionale.

Da questo tipo di misure è possibile ricavare l'andamento temporale della concentrazione di PM<sub>2.5</sub> su medie di breve periodo (per esempio a 1 minuto o 30 minuti) ottenendo così un dettaglio conoscitivo non disponibile con le misure tradizionali, che forniscono generalmente la media giornaliera. Queste misure risultano vantaggiose se si pensa che i fattori atmosferici chiave che influenzano la concentrazione di particolato e la sua distribuzione dimensionale variano nel tempo con scale sostanzialmente inferiori alle 24 ore. Da qui l'utilità di impiegare sistemi di monitoraggio in tempo reale per permettere lo studio dettagliato della dinamica degli aerosol. Le elaborazioni presentate in questo rapporto sono state fatte su medie di 30 minuti (ed anche di 1 minuto) nel sistema di riferimento streamlines correggendo i livelli di concentrazione rilevati dal fotometro per l'effetto dell'umidità relativa utilizzando la metodologia descritta in Donateo et al. (2006). In Figura 4.14 si riporta la mappa del sito di misura estratta da Google Earth, a due diverse scale, che evidenzia la posizione del sito di misura (presso l'Istituto d'Istruzione Secondaria Superiore "Egidio Lanoce" -Indirizzo Agrario- sede di Via Circolone) rispetto al centro cittadino ed alla zona industriale. Il centro

cittadino si trova nel settore S in particolare tutta la zona fra SE e SW mentre la zona industriale comprendente un sansificio ed un inceneritore si trova a N del sito di misura a circa 1 km di distanza.

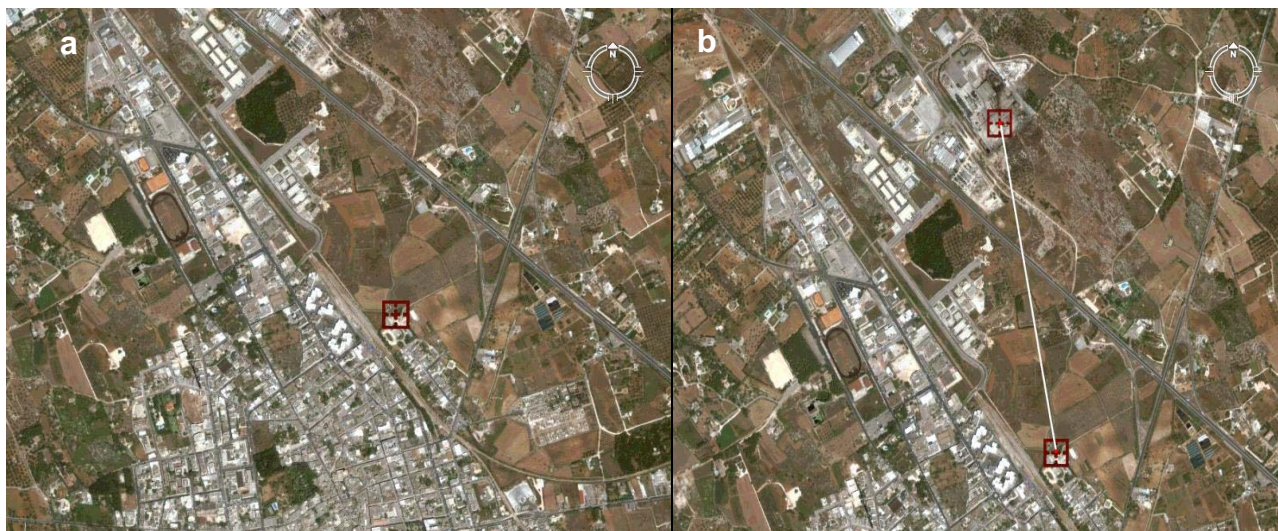
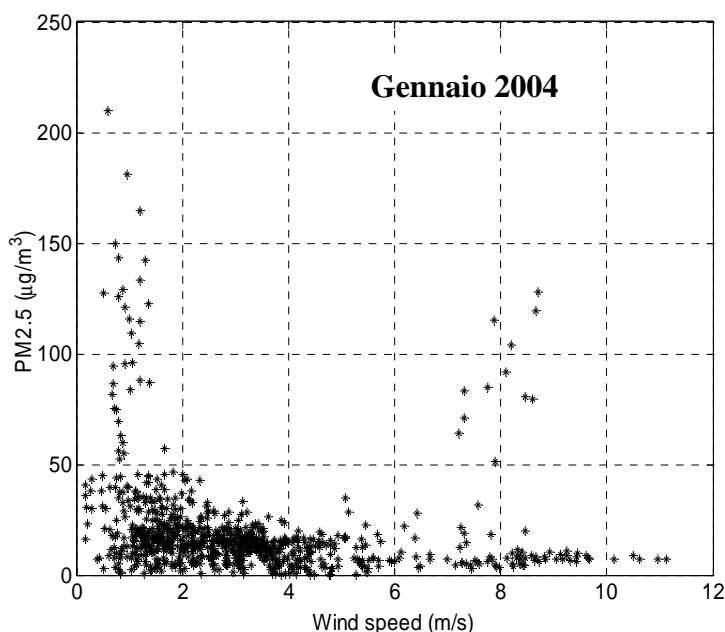


Fig. 4.14) (a) Posizione del sito di misura (quadrante rosso); (b) In figura si osserva la distanza tra il sito di monitoraggio e la zona industriale (circa 1 Km), Google Earth.

In Figura 4.15 è riportato l'andamento delle concentrazioni di PM<sub>2.5</sub> in funzione della velocità del vento rilevate a Gennaio 2004 nel sito di Maglie. Si osserva, generalmente, un andamento decrescente della concentrazione con l'aumentare della velocità del vento. Questo è dovuto al fatto che i venti intensi favoriscono il trasporto e la diffusione delle sostanze inquinanti. Tuttavia si nota, a velocità del vento relativamente elevate (circa 8m/s), un aumento improvviso della concentrazione. Questo avviene durante un evento di forte tramontana con la direzione del vento proveniente da Nord rispetto al sito di misura e quindi direttamente dalla zona industriale di Maglie. Esaminando le concentrazioni di PM<sub>2.5</sub> su medie ancora più brevi (1 minuto) si osserva talvolta la presenza di una struttura di brevi picchi con concentrazioni piuttosto elevate che non sono necessariamente associati a giorni con alte concentrazioni medie giornaliere. In Figura 4.16 si riporta un esempio relativo al 22/01/2004 (il periodo di tramontana già menzionato). Nella figura si riporta sia la concentrazione media ad 1 minuto sia la concentrazione media a 30 minuti sia l'indicazione dei livelli medi giornalieri di PM<sub>10</sub> e PM<sub>2.5</sub>. L'analisi ha mostrato che la presenza di tali strutture di picchi è



piuttosto frequente in questo sito di misura e sono stati individuati diversi casi nel corso dei monitoraggi svolti (di cui nella Fig. 4.17 e 4.18 sono riportati due esempi relativi alla campagna di misura di Dicembre 2004 e di Dicembre 2006). In particolare, si riportano, dall'alto verso il basso, l'andamento della velocità del vento, della direzione e della concentrazione di PM<sub>2.5</sub> per i giorni 14/12/2004 e 27/11/2006.

Fig. 4.15) Grafico di correlazione tra i dati di concentrazione e la velocità del vento per la campagna di misura di Gennaio 2004 svolta a Maglie (LE).



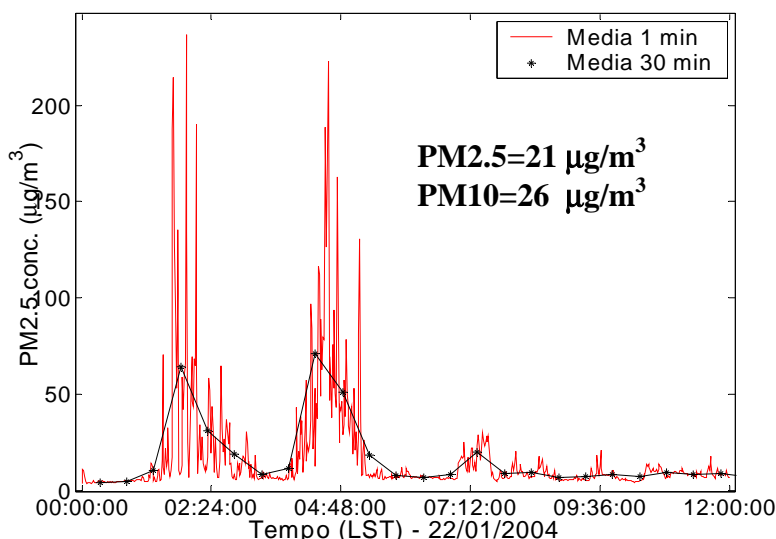


Fig. 4.16) Serie temporale di un particolare periodo della campagna di Gennaio 2004 svolta a Maglie (LE) con una sovrapposizione della serie a 30 minuti (in nero) con la serie ad un minuto (in rosso). Nel grafico sono inoltre indicate le medie giornaliere rilevate di PM2.5 e PM10.

Un'analisi statistica delle situazioni riscontrate evidenzia che questi casi di forti oscillazioni di concentrazione si manifestano quando la direzione del vento è dal settore N o NNW e contemporaneamente la velocità del vento è superiore a circa 3 m/s. In Fig. 4.19 si riportano i valori di concentrazione in funzione della direzione del vento considerando tutti i dati disponibili e poi selezionando i casi in cui la velocità del vento è superiore a 3 m/s. I risultati evidenziano come, su periodi di misura lunghi, senza selezione nella velocità del vento, la concentrazione di PM2.5 è abbastanza omogenea nelle due direzioni prevalenti: da Sud e quindi sottovento rispetto alla città e da Nord e quindi sottovento rispetto alla zona industriale. Mentre dal grafico in cui sono stati selezionati i casi a velocità del vento consistenti si osservano delle concentrazioni maggiori dal settore N-NNW. Tali concentrazioni derivano quindi dal contributo di pennacchi industriali che arrivano nel sito di misura relativamente compatti e concentrati a causa della maggiore velocità del vento che, fra le altre cose, tende a limitare l'innalzamento dei pennacchi mantenendoli vicino al suolo.

Si deve inoltre sottolineare che la presenza di queste oscillazioni di concentrazione rapide sono spesso accompagnate da sensazioni olfattive sgradevoli, che sono state evidenziate durante i sopralluoghi effettuati. E' stato osservato che molto spesso le sensazioni olfattive si presentano in concomitanza con l'apparire sul sensore ottico delle suddette oscillazioni di concentrazione.

La Figura 4.19 mostra che si possono avere significative concentrazioni anche nei casi in cui il vento proviene dal settore S-SE e questo soprattutto a bassa velocità del vento. Per indagare ulteriormente questo fenomeno è stata fatta un'analisi di correlazione fra i flussi verticali di aerosol e la direzione del vento (riportata in Figura 4.20). Sinteticamente si richiama che in generale un flusso verticale positivo può essere associato ad un periodo di sorgente in cui il trasporto dell'inquinante è prevalentemente verso l'alto; viceversa con flussi verticali negativi il trasporto dell'inquinante è verso il suolo. I risultati mostrano la presenza di picchi del flusso (sia positivi che negativi) associati a direzioni del vento da N-NNW che sono compatibili con quanto ci si aspetterebbe in presenza di pennacchi industriali, di altezza relativamente modesta, che possono ricadere sull'area cittadina in modo intermittente. Ciò provoca flussi di massa anche elevati ma instabili e quindi rilevabili solo per periodi brevi. Si evidenzia inoltre che le direzioni del vento da SE-SW sono associate a flussi verticali di PM2.5 di modesta entità e prevalentemente positivi e questo è compatibile con emissioni tipiche di aree urbane dovute al traffico o a sorgenti di riscaldamento domestico localizzate in vicinanza del suolo.

Selezionando, nella campagna di misura di Dicembre 2004, un periodo in cui il vento è prevalentemente proveniente dal settore SE-SW si osservano i flussi verticali di PM2.5 riportati in Fig. 4.21 che sono prevalentemente positivi nelle ore diurne e della prima serata. Nella Figura 4.22 si riporta l'andamento tipico giornaliero, osservato nella campagna di misura di Dicembre 2004, selezionando soltanto i casi in cui la direzione del vento è dal settore SE-SW. Si osservano due picchi di concentrazione: il primo alle ore 8 ed il secondo (più largo) nel primo pomeriggio. Questo andamento è abbastanza tipico di aree urbane con emissioni in vicinanza del suolo ed è realisticamente dovuto al contributo sia delle emissioni da traffico veicolare sia alle emissioni del riscaldamento domestico.

Si sottolinea che l'analisi delle misure in tempo reale permette di evidenziare due principali contributi al PM2.5 (polveri fini) nel sito di Maglie. Un contributo dovuto alle emissioni della zona industriale ed uno dovuto alle emissioni urbane di traffico veicolare e riscaldamento domestico. I due contributi non hanno necessariamente la stessa entità ed uno può prevalere sull'altro a seconda delle condizioni meteorologiche. La tecnica di misura sviluppata è quindi complementare alle metodologie tradizionali analisi del particolato atmosferico ed è utile ad individuare la presenza di contributi di sorgenti locali o poste a breve distanza dal sito di misura.

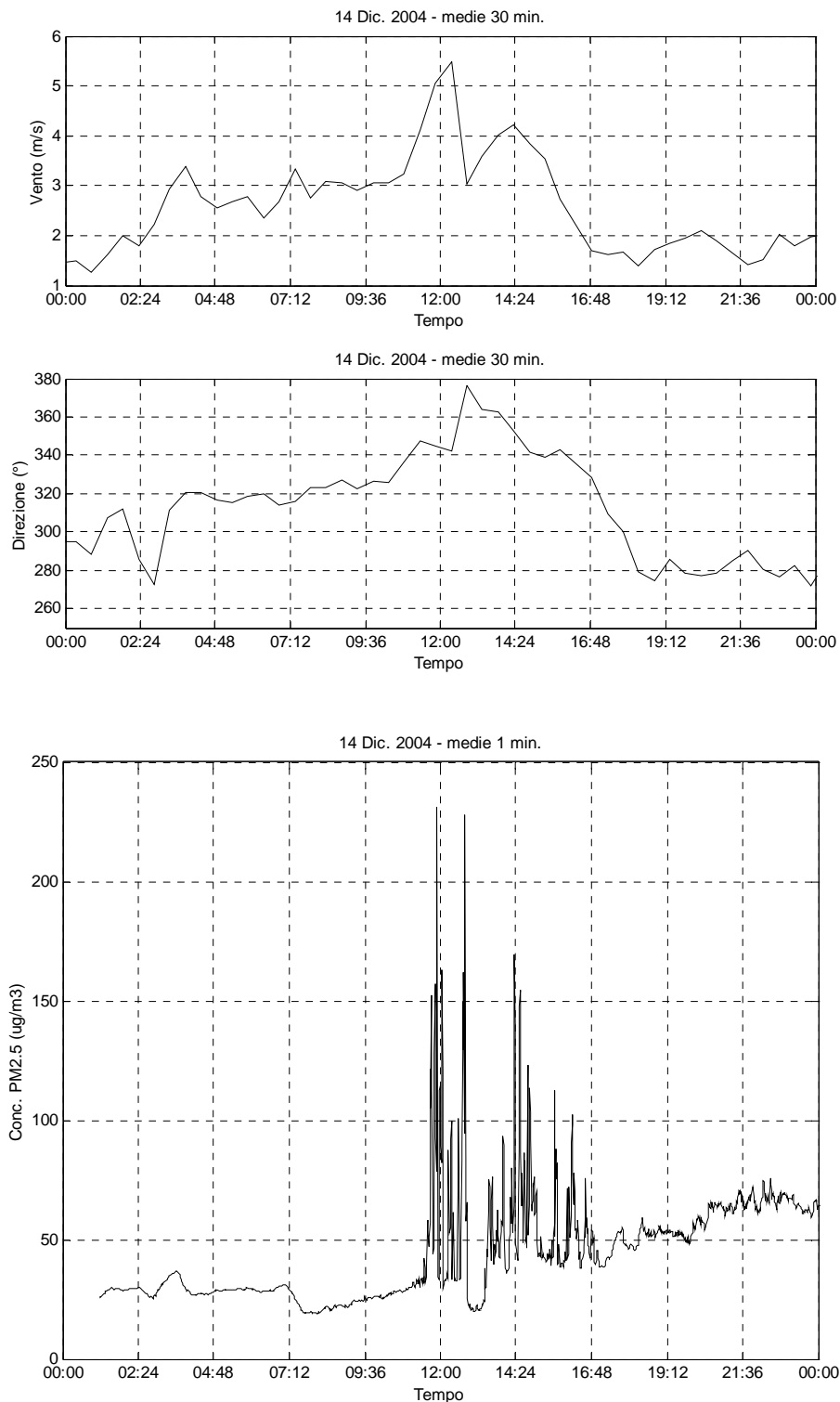


Fig. 4.17) Dall'alto in basso: velocità e direzione del vento (medie di 30 minuti) e concentrazione di PM2.5 (medie di 1 minuto) per la giornata del 14/12/2004.

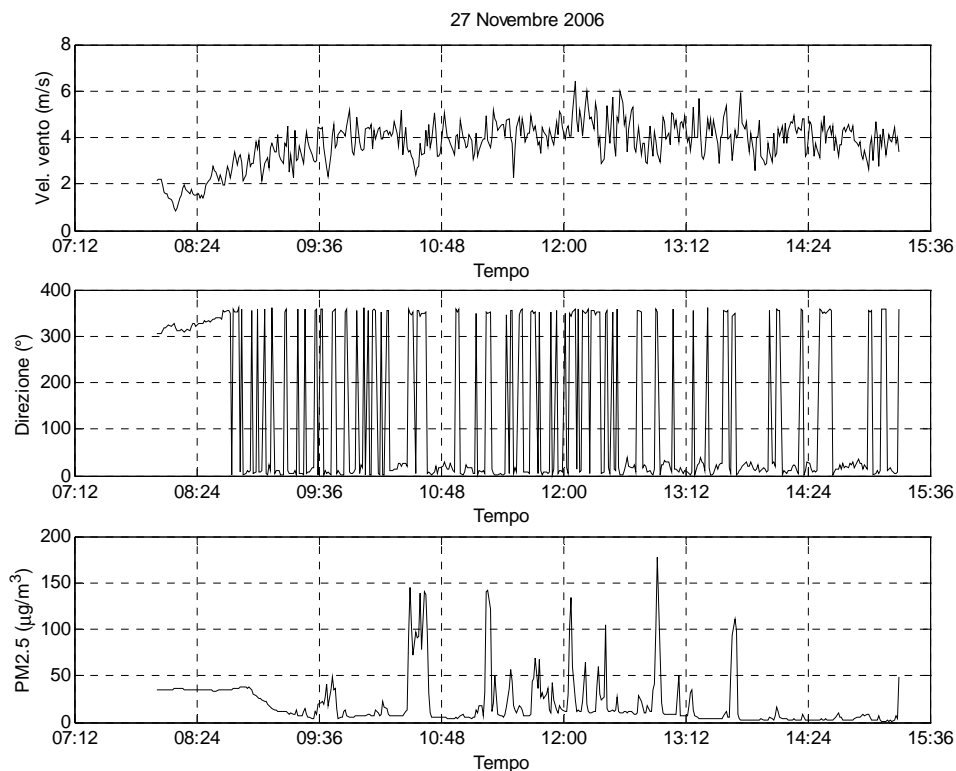


Fig. 4.18) Dall'alto in basso: velocità e direzione del vento e concentrazione di PM2.5 (medie di 1 minuto) per la giornata del 27/11/2006.

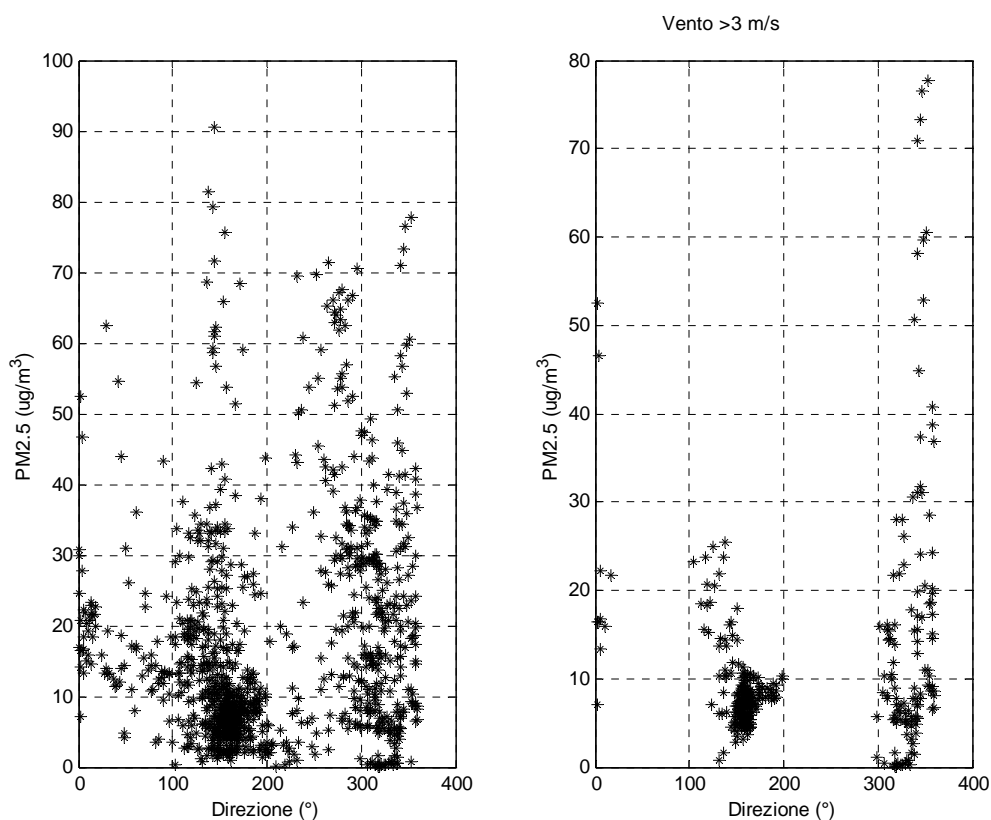


Fig. 4.19) Concentrazione di PM2.5 in funzione della direzione del vento (campagna di misura di Dicembre 2004) per medie di 30 minuti considerando tutti i dati (a sinistra) e selezionando solo i casi in cui la velocità del vento è superiore a 3 m/s (a destra).



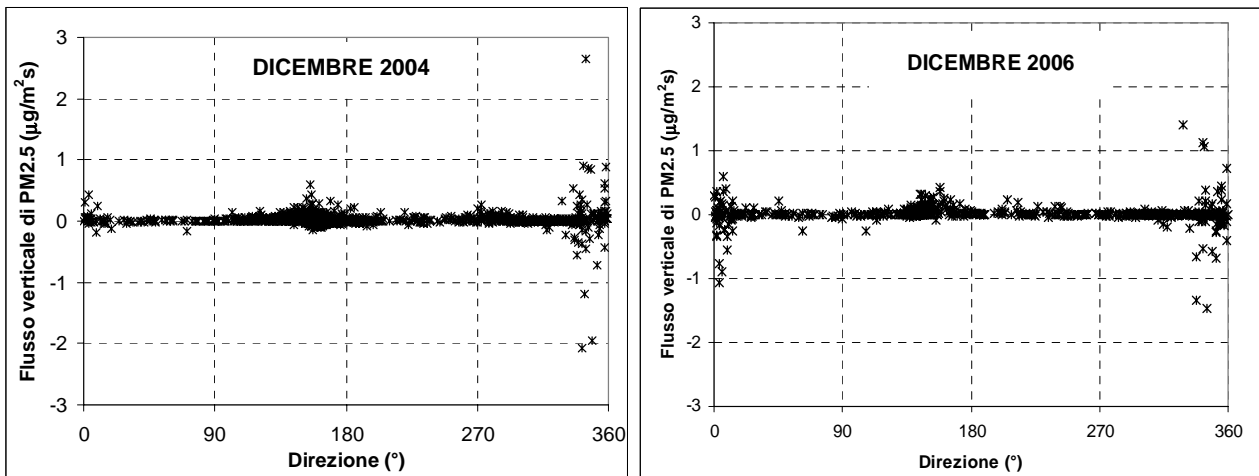


Fig. 4.20) Andamento dei flussi verticali turbolenti di PM2.5 con la direzione di provenienza del vento a Dicembre 2004 e Dicembre 2006.

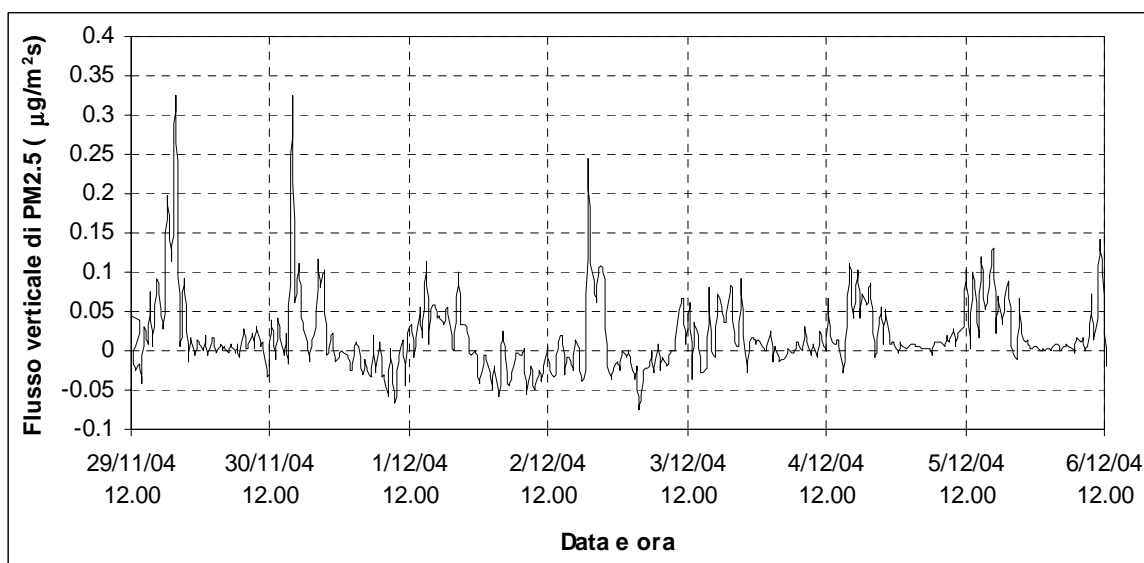


Fig. 4.21) Flusso di PM2.5 ricavato selezionando i dati corrispondenti a direzioni del vento da SE-SW.

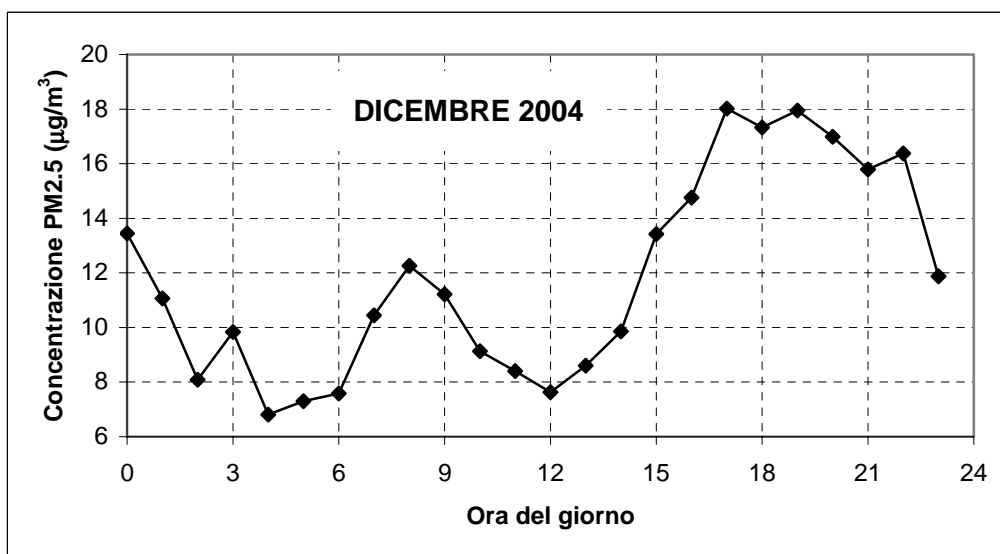


Fig. 4.22) Andamento tipico giornaliero della concentrazione di PM2.5, ricavato da dati selezionati per una direzione del vento da SE-SW.

## 4.6 UN CASO DI RILEVANTE INQUINAMENTO FOTOCHIMICO IN PROVINCIA DI LECCE

Nel periodo compreso fra il 19/07/2007 ed il 25/07/2007 le centraline della rete di monitoraggio della Provincia di Lecce hanno registrato le massime concentrazioni di ozono di tutto l'anno 2007. Nel periodo in oggetto il Laboratorio Mobile era attivo presso il Campus Ecotekne a Monteroni dove sono state rilevate elevate concentrazioni di ozono in linea con quelle osservate dalle centraline di monitoraggio. Le concentrazioni medi orarie osservate sono riportate in Fig. 4.23 dove si osservano differenze fra i diversi siti di misura.

Sono stati osservati 5 giorni consecutivi (19, 20, 21, 22 e 23 Luglio 2007) di superamento della soglia relativa alla media mobile su 8 ore (protezione della salute) a Campi, al Campus Ecotekne, a Maglie sono osservati 6 giorni di suparamento (anche il giorno 24 Luglio 2007) mentre a Lecce solo il 21 ed il 22 Luglio presentano superamenti.

Alte concentrazioni di ozono nel periodo indicato sono state osservate anche in altre zone della Puglia (Monitoraggio della Qualità dell'Aria, Report Luglio 2007, Arpa Puglia).

Gli elevati livelli di ozono nel periodo in esame sono generati da una serie di fattori che vanno dalla disponibilità di gas precursori agli elevati valori di irraggiamento solare e le alte temperature atmosferiche che hanno favorito la formazione di ozono in vicinanza del suolo.

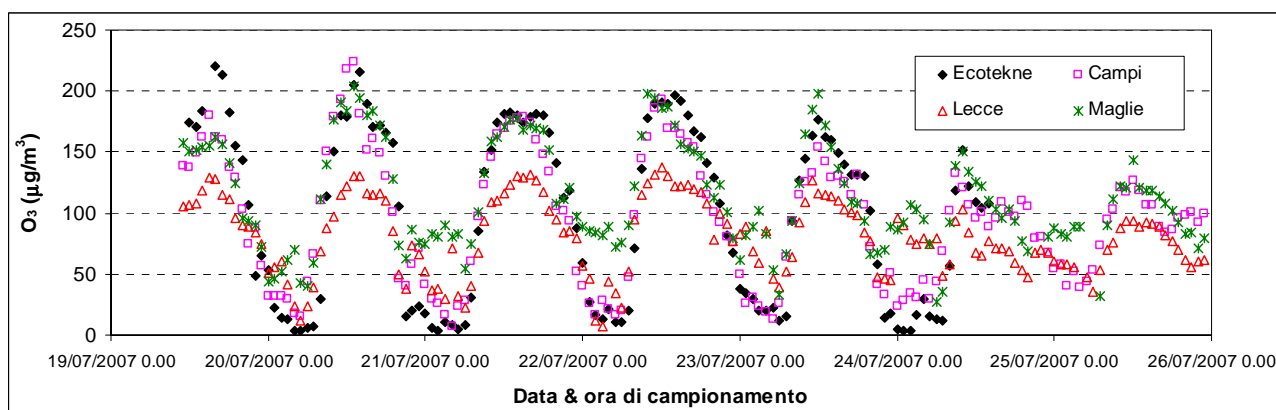


Fig. 4.23) Concentrazioni medie orarie di ozono rilevate dalle tre centraline della rete di monitoraggio della Provincia di Lecce e

## CAPITOLO 5

### SIMULAZIONI DI INQUINAMENTO FOTOCHIMICO NEL TERRITORIO DELLA PROVINCIA DI LECCE

#### 5.1 INQUINAMENTO FOTOCHIMICO E SUA MODELLIZZAZIONE

L'analisi dei dati di qualità dell'aria in Provincia di Lecce ha messo in evidenza come uno dei problemi di maggiore rilevanza sul territorio sia costituito dall'ozono troposferico che costituisce un diffuso fattore di inquinamento atmosferico in tutte le aree del Mediterraneo. Se nella stratosfera l'ozono è prezioso per la sua capacità di intercettare la radiazione ultravioletta proveniente dal sole, nella troposfera invece, le alte concentrazioni di ozono possono provocare una riduzione delle funzioni respiratorie. Alte concentrazioni di ozono provocano anche danni alle colture (riducendo la resa agricola), alle foreste (riducendo l'attività fotosintetica) ed ai materiali (aggregando plastiche, vernici, fibre tessili). Alcune situazioni meteorologiche estive tipiche dell'area mediterranea caratterizzate da persistenti condizioni anticicloniche con intensa radiazione solare e assenza di vento, favoriscono la formazione e la persistenza di inquinamento fotochimico.

E' inoltre frequente che picchi di concentrazione di ozono vengano rilevati non già nelle zone dove vengono emessi gli inquinanti precursori, ma nelle località lontane alle fonti di inquinamento. Questo perché gli inquinanti primari e secondari costituenti lo "smog fotochimico" possono essere trasportati in zone remote rispetto a quelle in cui si sono formati, e reagire con composti ivi disponibili dando luogo a complicati fenomeni di inquinamento. Da un punto di vista del controllo ambientale, l'accumulo di ozono è quindi un fenomeno che riguarda diverse scale spaziali. Vi sono sia effetti dovuti alla scala urbana (perché sono ad alta densità di sorgenti di precursori) sia a scala più grande con trasporto a lungo raggio e rimescolamento in verticale. A differenza di quanto accade con gli inquinanti primari, per i quali ad una riduzione delle emissioni corrisponde una riduzione delle concentrazioni, la non linearità della relazione fra precursori e ozono aumenta la complessità e l'incertezza della risposta. In altre parole potrebbe accadere che in alcune zone, ad una riduzione di uno solo dei precursori corrisponda un aumento delle concentrazioni di ozono. In questo caso dunque è quanto mai opportuno definire delle politiche di riduzione dell'ozono e verificarne l'efficacia utilizzando sia le osservazioni sperimentali sia i modelli di simulazione che attraverso la soluzione di schemi chimici che coinvolgono centinaia di reazioni e la riproduzione dei processi dinamici dell'atmosfera, accoppiano diversi scenari emissivi a corrispondenti distribuzioni delle concentrazioni di ozono troposferico, fornendo anche un'analisi comparativa dei costi legati ai vari scenari.

La catena di reazioni che dà luogo a produzione di ozono,  $O_3$ , può quindi essere riassunta, a scopo puramente descrittivo, come:  $NO_x + COV + \text{radiazione solare} \Rightarrow O_3 + \text{altri prodotti secondari}$ . Le sorgenti degli  $NO_x$  sono essenzialmente antropiche, rappresentate dalle emissioni del traffico veicolare e degli impianti di combustione, per la produzione di energia, per il riscaldamento domestico, con una ripartizione fra le sorgenti variabile secondo il sito e la stagione.

Nelle aree urbane, le sorgenti di COV sono rappresentate dai combustibili fossili, soprattutto dal ciclo del carburante (produzione, distribuzione e uso), e dai solventi. A scala regionale, un importante ruolo è occupato dalle emissioni di idrocarburi altamente reattivi provenienti dalla vegetazione. Questa componente, che raggiunge il suo massimo di intensità nella stagione estiva, può avere un peso significativo anche in aree urbane.

I processi che causano i diversi quadri di concentrazione dell'ozono nella bassa atmosfera sono molto complessi, in quanto controllati da meccanismi di retroazione secondo una chimica non lineare, cioè una chimica in cui la concentrazione del prodotto non è direttamente proporzionale a quella dei precursori,  $NO_x$  e COV. Uno strumento particolarmente utile per l'estrapolazione sul territorio delle informazioni di qualità dell'aria presenti solo in alcuni punti di misura e per l'analisi di causa effetto sorgenti/concentrazioni al suolo è dato dai modelli matematici. A tale scopo sono state condotte alcune simulazioni modellistiche che possano essere da supporto e integrazione ai dati della rete di monitoraggio della Provincia di Lecce e insieme a questi possano fornire un quadro descrittivo più esaustivo.

## 5.2 IL SISTEMA DI MODELLI UTILIZZATI

Per descrivere le situazioni di formazione ed evoluzione dell'inquinamento fotochimico è stato utilizzato il sistema di modelli RAMS/CALMET/CALGRID. Il modello fotochimico CALGRID consente di simulare la chimica dell'ozono e dei suoi precursori utilizzando il meccanismo chimico SAPRC90. Il sistema, implementato presso la sede di Lecce dell'Istituto di Scienze dell'Atmosfera e del Clima (ISAC) del CNR, comprende essenzialmente un pre-processore delle emissioni, due modelli meteorologici in cascata e un modello fotochimico per inquinanti reattivi è descritto più in dettaglio in appendice A. Un punto fondamentale nell'utilizzo dei modelli di qualità dell'aria, e in particolare di quelli fotochimici, è fornito dall'inventario delle emissioni, dal momento che per simulare le concentrazioni orarie al suolo è necessario poter disporre di informazioni dettagliate e complete riguardo le emissioni, per ogni punto nella griglia del dominio di calcolo per ogni ora di simulazione. L'assenza di una stima diretta delle emissioni a livello provinciale ha portato a stimare le emissioni puntuali in base alle autocertificazioni delle ditte e le emissioni diffuse e lineari sulla base delle stime indirette del CORINAIR disaggregate nello spazio e nel tempo con variabili proxy (come descritto nel secondo capitolo di questo rapporto).

Un altro aspetto di notevole rilevanza da tener presente nella valutazione dell'inquinamento fotochimico è il fatto che tale fenomeno riguarda differenti scale spaziali. In questo contesto può risultare importante l'avvezione di contaminanti fotochimici dall'esterno del dominio di simulazione. Pertanto è fondamentale avere delle informazioni iniziali e al bordo del dominio di simulazione (anche questo punto si è rivelato abbastanza critico a causa della mancanza di dati disponibili sia al suolo che in quota). Le approssimazioni introdotte nella valutazione delle emissioni e nelle variabili di disaggregazione chiaramente si ritrovano nella stima delle concentrazioni al suolo. Pertanto il quadro di concentrazione al suolo deve ritenersi indicativo di alcuni fenomeni tipici dell'area, rappresentandone solo in media i valori al suolo.

## 5.3 LA DISTRIBUZIONE SPAZIALE DELL'OZONO IN PROVINCIA DI LECCE

Il sistema di modelli descritto in appendice A è stato sottoposto ad una valutazione preliminare mediante un confronto indicativo con i dati di ozono misurati nelle tre centraline della rete di monitoraggio provinciale. Le Figure 5.1 e 5.2 mostrano alcuni esempi di confronto tra i valori misurati predetti dal modello nelle tre centraline. Sebbene il confronto avvenga tra un dato mediato su una maglia del modello di 1.875 km x 1.875 km e un dato puntuale (quello della centralina), il sistema di modelli riproduce adeguatamente il ciclo dell'ozono con alcune discrepanze legate a fenomeni strettamente locali non riproducibili con un modello a scala provinciale.

A causa della sua posizione geografica, le condizioni più sfavorevoli da un punto di vista della qualità dell'aria sono quelle caratterizzate da venti di debole intensità, che nelle ore più calde della giornata portano alla formazione lungo il profilo centrale della penisola Salentina di una zona di convergenza di brezze che tende poi gradualmente ad attenuarsi nel tardo pomeriggio (Mangia et al. 2004). Questa situazione di doppia brezza è responsabile di un accumulo di ozono nella zona di convergenza delle brezze. Nella Figura 5.3 è mostrato il campo di concentrazione al suolo di ozono il 3 luglio 2003 alle ore 12:00.

Nelle Figure 5.4 e 5.5 è mostrato il campo di concentrazione media di ozono rispettivamente in inverno e in estate alle ore 7, 15 e 21. Le concentrazioni di ozono sono espresse in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le immagini mostrano come sia nei periodi estivi che invernali la concentrazione media di ozono al suolo è distribuita in maniera quasi uniforme su tutto il territorio, evidenziando come il fenomeno sia un fenomeno più ampio della scala locale con alcune differenze interpretabili in funzione di emissioni locali antropiche e biogeniche. In inverno i valori più alti occorrono nelle ore centrali della giornata ma non superano in media i  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le elevate temperature estive e la notevole radiazione solare contribuiscono a rendere più evidente il ciclo di formazione dell'ozono, con valori massimi nelle ore centrali della giornata che possono raggiungere, in alcuni periodi, anche superiori ai  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le mappe di concentrazione media evidenziano come il valore massimo di ozono si aggira intorno ai  $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$  nell'area meridionale del dominio di simulazione.

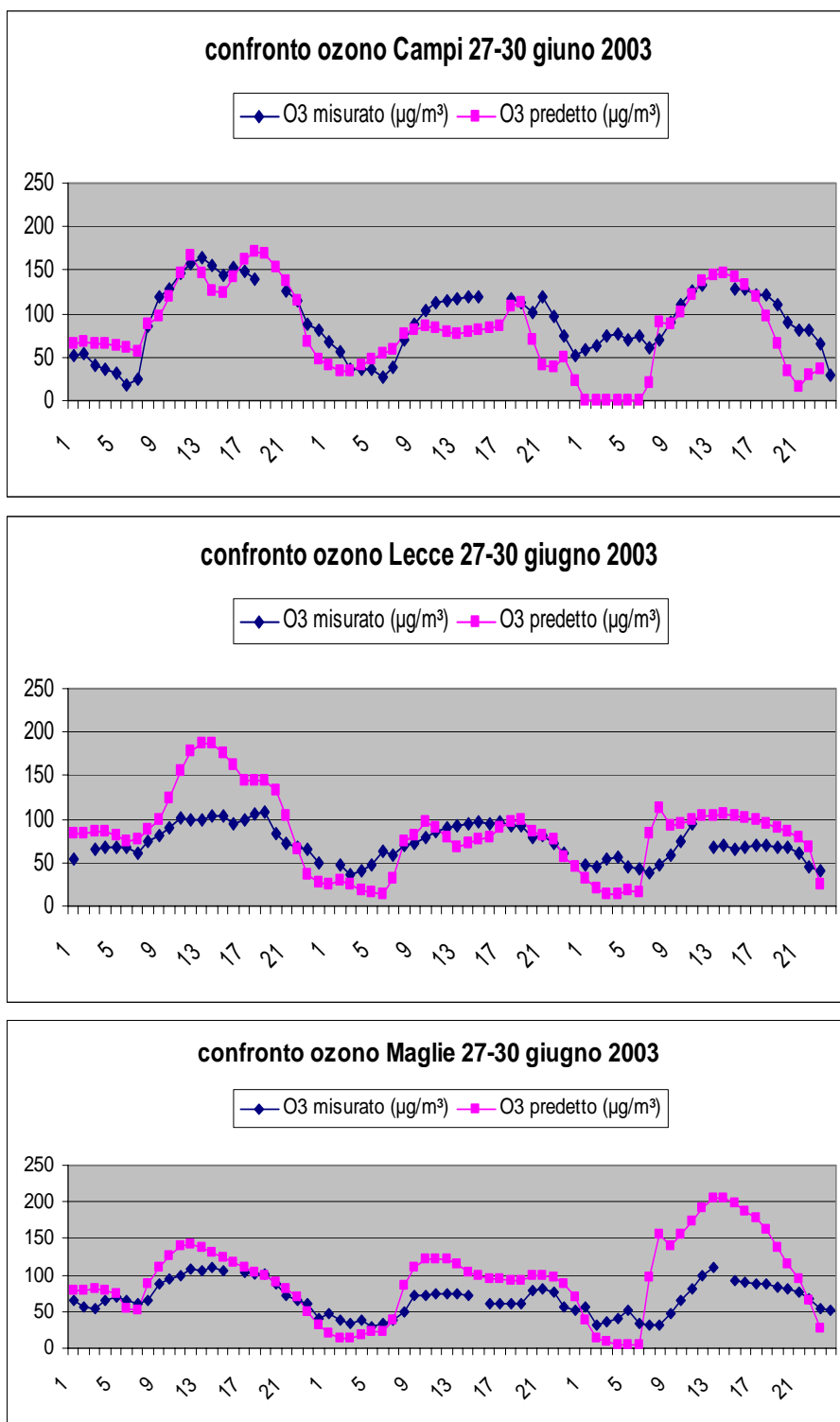


Fig. 5.1) Confronto tra le concentrazioni di ozono misurate (blu) e modellate (rosa) per le stazioni di Campi, Lecce e Maglie per i periodi 28-30 giugno 2003.

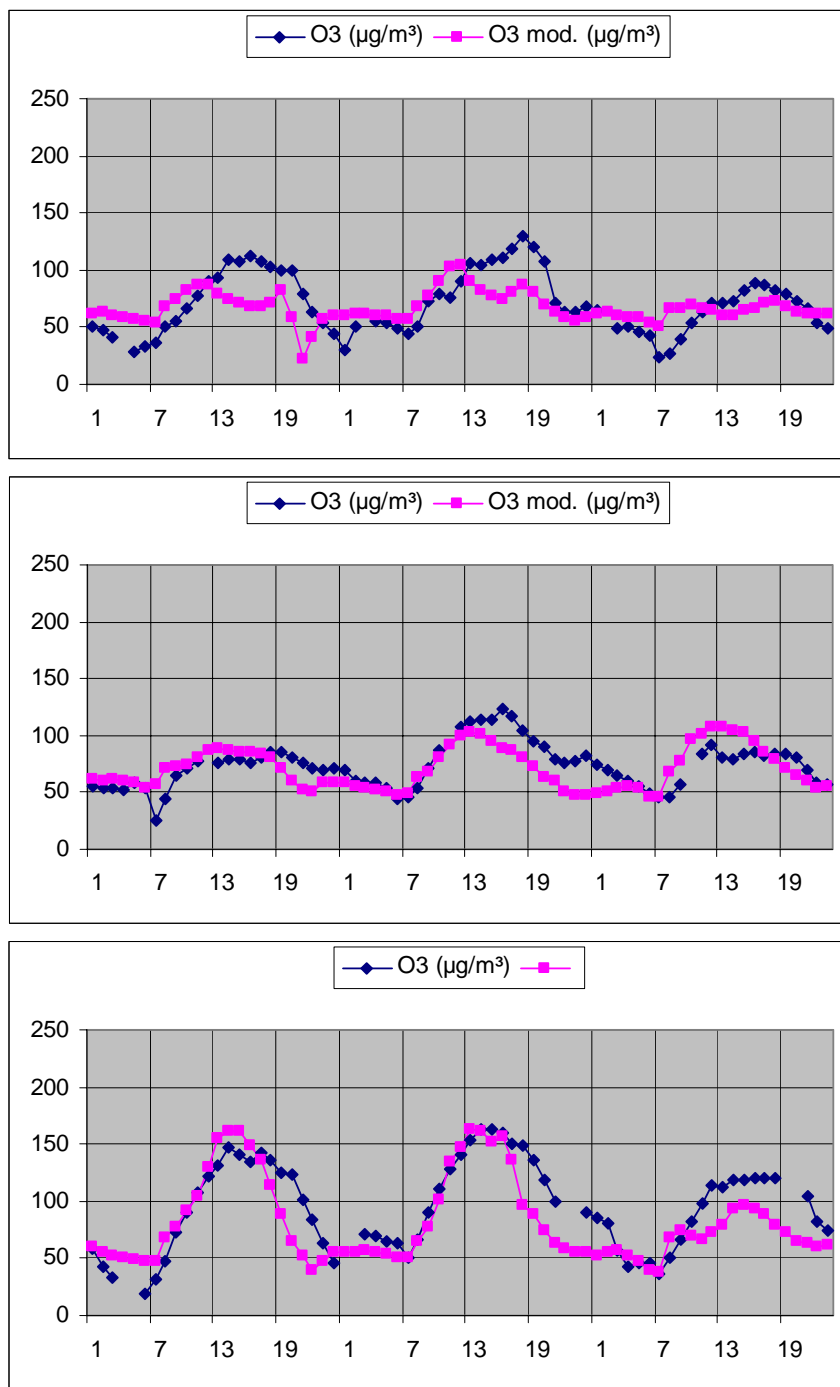


Fig. 5.2) Confronto tra le concentrazioni di ozono misurate (blu) e modellate (rosa) per le stazioni di Campi, Lecce e Maglie per i periodi 2-4-luglio 2003

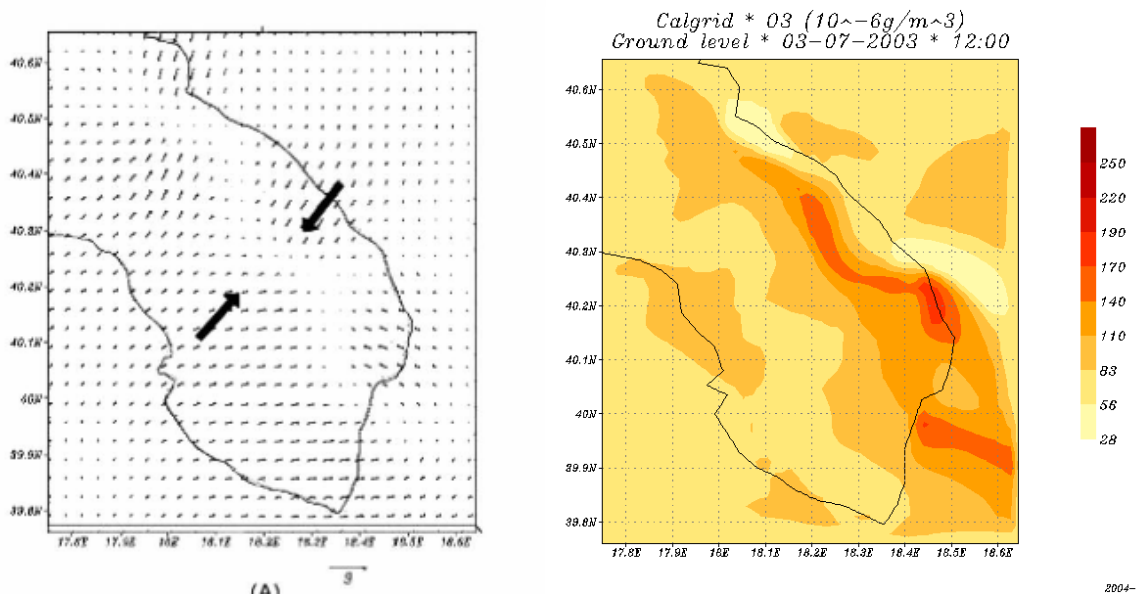


Fig. 5.3) Campo di vento al suolo 03-07-2003 alle ore 12:00 e distribuzione di concentrazione di ozono al suolo nell'ora corrispondente.

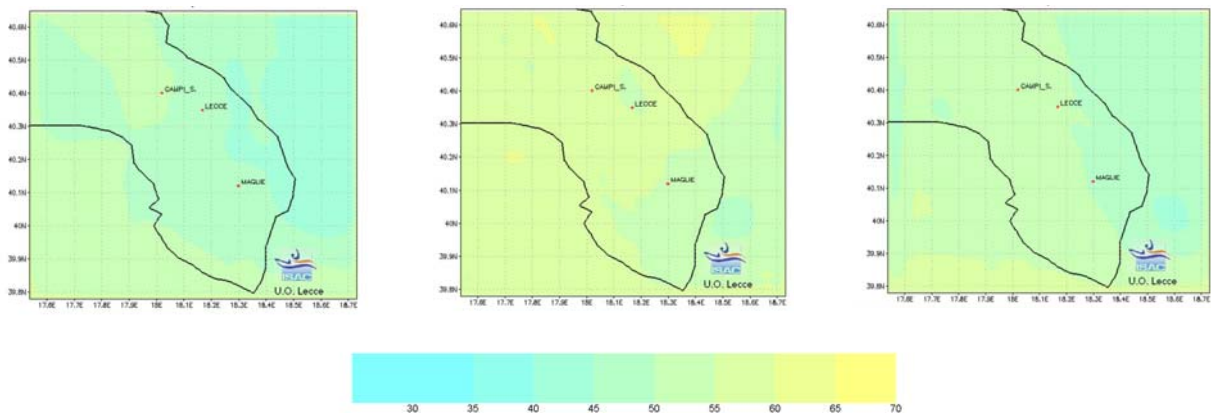


Fig. 5.4) Distribuzione di concentrazione di ozono in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  mediata sul periodo invernale alle ore 07:00, 15:00; 21:00.

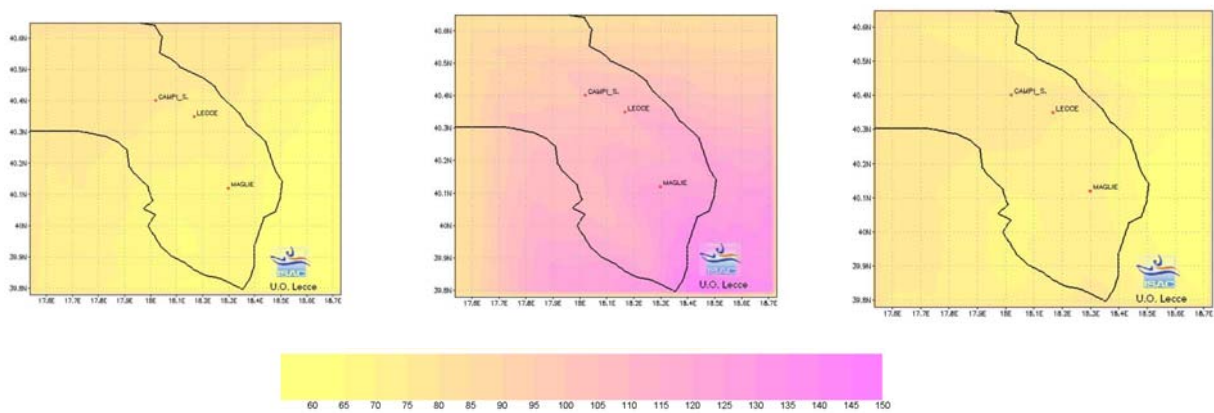


Fig. 5.5) Distribuzione di concentrazione di ozono in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  mediata sul periodo estivo alle ore 07:00, 15:00; 21:00.

## CONCLUSIONI

Lo studio presentato in questo rapporto fornisce indicazioni sulla qualità dell'aria nella Provincia di Lecce sia per quanto riguarda gli inquinanti gassosi sia per il particolato atmosferico. I rilevamenti degli inquinanti gassosi della rete di monitoraggio della Provincia di Lecce indicano una criticità sulle concentrazioni di ozono mentre le concentrazioni degli altri gas analizzati (NO<sub>2</sub>, NO, SO<sub>2</sub>, Benzene, CO) sono entro i limiti normativi in tutti i siti monitorati. Le alte concentrazioni di ozono si osservano prevalentemente nel periodo estivo essendo l'ozono un inquinante secondario la cui produzione aumenta in condizioni di forte irraggiamento solare. Le simulazioni delle concentrazioni di ozono sul territorio, che risultano in ragionevole accordo con le concentrazioni misurate dalla rete di monitoraggio, mostrano che le elevate concentrazioni del periodo estivo non solo limitate solo a Lecce, Maglie e Campi Salentina ma riguardano in maniera piuttosto omogenea l'intera Provincia di Lecce. Le concentrazioni degli inquinanti gassosi principalmente associati al traffico veicolare (CO, NOx e Benzene) sono maggiori a Lecce rispetto a quelle osservate a Maglie ed a Campi Salentina.

Una seconda criticità osservata riguarda le concentrazioni del particolato atmosferico nella frazione PM10. In diversi siti di misura sono stati osservati superamenti della soglia normativa (D.M. 60/2002) relativa alla concentrazione media giornaliera (50 µg/m<sup>3</sup>). In alcuni casi (Maglie, Nardò e Tricase) i superamenti hanno interessato più giorni successivi. I rilevamenti hanno evidenziato che le polveri fini (PM2.5) sono circa il 70% del PM10 (in media sul territorio) con ampie variazioni fra i diversi siti di misura mentre il PM10 è in media il 68% delle polveri totali (PTS).

Le principali sorgenti di polveri che insistono sul territorio provinciale sono sia le sorgenti locali sia il trasporto a media e lunga distanza. Le sorgenti locali sono il traffico veicolare ed il riscaldamento domestico ed in alcuni casi (Maglie, Galatina) anche le sorgenti industriali. Come esempio di trasporto a media distanza è stato evidenziato un caso di trasporto di inquinanti emessi dai poli industriali di Taranto e Brindisi che coinvolge gran parte della penisola Salentina. Le intrusioni di polveri Africane sono invece un esempio di trasporto a lunga distanza che influenza soprattutto i siti di fondo urbano ed è più frequente nel Salento nel periodo primaverile ed estivo.

Le concentrazioni medie dei metalli pesanti nel particolato atmosferico sono generalmente inferiori ai valori obiettivo indicati dalla Direttiva Europea (2004/107/CE - in fase di recepimento in Italia) e della normativa italiana (D.M. 60/2002). Si deve comunque sottolineare che il confronto è indicativo in quanto sarebbe necessario utilizzare un anno di dati nello stesso sito di misura. Sono state osservate correlazioni fra ferro e manganese in diversi siti di misura che indicano la presenza di minerali cristallini nelle polveri atmosferiche sia dovuti a sorgenti naturali (ad esempio erosione del suolo, sollevamento eolico) sia a sorgenti antropiche (sollevamento di polveri da parte del traffico veicolare). Nelle campagne di misura svolte a Maglie è stata osservata una correlazione fra nickel e cromo che indica un probabile contributo da sorgente industriale. L'analisi del fattore di arricchimento cristallino nei diversi siti di misura ha evidenziato che i metalli più arricchiti e quindi di probabile origine antropica sono Pb, Zn, Cd e Cu a cui si aggiunge il Cr ed il Ni nel sito di Maglie mentre il Mn risulta di origine cristallina. In generale l'arricchimento è maggiore nelle polveri fini (PM2.5) rispetto al PM10 e questo è compatibile con il fatto che molte polveri di origine antropica (emissione da combustione) sono di piccole dimensioni.

Nella Tabella successiva si riporta un riassunto della situazione relativa alla qualità dell'aria nella Provincia di Lecce.

Inquinante	Giudizio	Inquinante	Giudizio
Biossido di zolfo - SO <sub>2</sub>		Ozono - O <sub>3</sub>	
Ossido di carbonio - CO		Benzene - B	
Biossido di azoto - NO <sub>2</sub>		Polveri sottili - PM10	
Ossidi di azoto - NOx		Metalli pesanti nel PM10	

*Tabella riassuntiva della qualità dell'aria in Provincia di Lecce.*



## RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Belosi F., Contini D., Donateo A., Prodi F., 2006. "Measurements of atmospheric aerosol in the Salentum Peninsula and its correlation with local meteorology", *Il Nuovo Cimento C* 29, N. 4, pp. 473-486.
- Blanco A, De Tomasi F, Filippo E, Manno D, Perrone M R, Serra A, Tafuro A M, Tepore A. 2003. Characterization of African dust over southern Italy. *Atmos. Chem. Phys* 3, pp. 2147-2159.
- Bonasoni P., Cristofanelli P., Fuzzi S., Gobbi G., Van Dingen R., Tositti L, Balkanski Y. 2002. "Ozone and aerosol correlation during Sahara dust transport episodes at Mt. Cimone" 182e Congres annuel de l'academie Suisse des Sciences Naturelles, Atmospheric research at the Jungfraujoch and in the Alps, (Davos).
- CAFÉ 2004. European Working Group on Particulate Matter, "Second Position Paper on Particulate Matter".
- Carter W. P.L., 1988. "Documentation of the SAPRC Atmospheric Photochemical Mechanism Preparation and Emission Processing Programs for Implementation in Airshed Models" Appendix C, California Air Resource Board.
- Contini D., Donateo A., Belosi F., Prodi F., 2006. "Real time PM<sub>2.5</sub> concentration and vertical turbulent fluxes on the Venice Lagoon", *Scientific Research and safeguarding of Venice Vol. V*, Edited By CORILA, pp 183-196.
- Daniele L., 2006. "Caratterizzazione chimico-fisica di particolato atmosferico campionato nella città di Lecce", Tesi di Laurea in Valutazione di Impatto e Certificazione Ambientale, Università di Lecce.
- Donateo A., Contini D., Belosi F., 2006. "Real time measurements of PM<sub>2.5</sub> concentrations and vertical turbulent fluxes using an optical detector", *Atm. Env.* 40, pp.1346-1360.
- Dordevic, D., Mihajlidi-Zelic, A., Relic, D., 2005. "Differentiation of the contribution of local resuspension from that of regional and remote sources on trace elements content in the atmospheric aerosol in the Mediterranean area", *Atm. Env.* 39, pp. 6271-6281.
- Gobbi G.P., Barnaba F., Ammannato L., 2007. "Estimating the impact of Saharan dust on the year 2001 PM<sub>10</sub> record of Rome, Italy", *Atm. Env.* 41, pp. 261-275.
- Güllü G., Dogan G., Tuncel G., 2005. "Atmospheric trace element and major ion concentrations over the eastern Mediterranean Sea: Identification of anthropogenic source regions", *Atm. Env.* 39, pp. 6376-6387.
- Han J.S., Moon K.J., Ryu S.Y., Kim Y.J., Perry K.D., 2005. "Source estimation of anthropogenic aerosols collected by a DRUM sampler during spring of 2002 at Gosan, Korea", *Atm. Env.* 39, pp. 3113-3125.
- Kim K.H., Choi G.H., Kang C.H., Lee J.H., Kim J.Y., Youn Y.H., Lee S.R., 2003. "The chemical composition of fine and coarse particles in relation with the Asian Dust events", *Atm. Env.* 37, pp. 753-765.
- Manalis N., Grivas G., Protonotarios V., Moutsatsou A., Samara C., Chaloulakou A., 2005. "Toxic metal content of particulate matter (PM<sub>10</sub>), within the Greater Area of Athens", *Chemosphere* 60, pp. 557-566.
- Mangia C., Schipa I., Bedogni M., Giostra U., Mannozi, Marra G. P., Martano P., Miglietta M. M., Romanici G., Santese F., Simoni P., Talamo P., Tanzarella A., Rizza U., 2001. "Modellistica dell'inquinamento fotochimica in aree costiere: uno studio preliminare nella provincia di Lecce", CNR Report 21 RII/2001.
- Mangia C., P. Martano, M. Miglietta, A. Morabito, A. Tanzarella, "Modelling local circulations over the Salento Peninsula", *Meteorological Applications* 2004 Vol. 11 No. 3 pp 231-244.
- Manoli E., Voutsas D., Samara C., 2002. "Chemical characterization and source identification/apportionment of fine and coarse air particles in Thessaloniki, Greece", *Atm. Env.* 36, pp. 949-961.
- Marcazzan G.M., Vaccaro S., M., Valli G., Vecchi R., 2001. "Characterisation of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> particulate matter in the ambient air of Milan (Italy)", *Atm. Env.* 35, pp. 4639-4650.
- Marcazzan G.M., Valli G., Vecchi R., 2002. "Factors influencing mass concentration and chemical composition of fine aerosols during a PM high pollution episode", *The Science of the Total Environment*. 298, pp. 65-79.

- Marcazzan G.M., Ceriani M., Valli G., Vecchi R., 2003. "Source apportionment of PM10 and PM2.5 in Milan (Italy) using receptor modelling", *The Science of the Total Environment*, 317, pp. 137-147.
- Moreno T., Querol X., Alastuey A., Viana M., Salvador P., de la Campa A. S., Artinano B., del la Rosa J., Gibbons W., 2006. "Variations in atmospheric PM trace metal content in Spanish towns: Illustrating the chemical complexity of the inorganic urban aerosol cocktail", *Atm. Env.* 40, pp. 6791-6803.
- Morris. R.E. 2004. Final Report, Comments on the Air Quality Modeling Components of EPA's May 5, 2004, Proposed BART RULE, prepared by R.E. Morris, ENVIRON International Corporation, 101 Rowland Way, Suite 220 Novato, CA 94945.
- Perrone, M. R., Turnone, A., Buccolieri A., Buccolieri G., 2005. "Particulate matter characterization at coastal site in south-eastern Italy", *J. Environ. Monit.* 8, pp. 183-190.
- Pielke R. A., W.R. Cotton, R.L. Walko, C.J. Tremback, W.A. Lyons, L.D. Grasso, M.E. Nicholls, M.D. Moran, D.A. Wesley, T.J. Lee e J.H. Copeland, 1992. "A comprehensive Meteorological Modeling System -RAMS", *Meteorol. Atmos. Phys.*, 49, pp. 69-91.
- Prodi F., Fea G., 1978. "Transport and deposition of Saharn Dust over Alps", proceedings of 15 Internationale Tagung fuer Alpine Meteorologie, pp.179-182.
- Querol X, Alastuey, A, Rodriguez S, Plana F, Ruiz C R, Cots N, Massague G, Puig O., 2001. "PM10 and PM2.5 source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain", *Atm. Env.* 35, pp. 6407-6419.
- Rizza U., Marra G. P., Conte D., Maglietta M. M., Mangia C., Quarta G., Schipa I., Tanzarella A, 2006. "Air quality modelling at regional scale using WRF/CHEM and a GIS based system for emission inventory for the Apulia Region", *Atti della 10a Conferenza Nazionale ASITA*, pp. 1673-1678.
- Rodriguez S, Querol X, Alastuey A, Kallos G, Kakaliagou O., 2000. "Saharan dust contributions to PM10 and TSP levels in Southern and Eastern Spain", *Atm. Env.* 35, pp 2433-2447.
- Ruggiero L., Zuanni F. 1989. "Aspetti meteorologici e climatici della Puglia". *Atti I° Workshop Progetto Strategico Clima Ambiente Territorio nel Mezzogiorno*, Taormina.
- Samara, C., Voutsas, D., 2005. "Size distribution of airborne particulate matter and associated heavy metals in the roadside environment", *Chemosp.* 56, pp. 1197-1206.
- Schwarz J., Laden F., Zanobetti A., 2002. "The concentration-response relation between PM2.5 and daily death". *Environmental Health Perspective* 110 (10), pp. 1025-1029.
- Schwikowski M, Seibert P, Baltensperger U, Gaeggeler H W. 1995. "A study of an outstanding saharan dust event at the high-alpine site Jungfrauoch, Switzerland", *Atm. Env.* 29, pp. 1829-1842.
- Senaratne I., Shooter D., 2004. "Elemental composition in source identification of brown haze in Auckland, New Zeland", *Atm. Env.* 38, pp. 3049-3059.
- Scire, J.S. Stimatis D.G. e Yamartino, R. 2001a. "Model Formulation and user's guide for the CALPUFF dispersion Mode", California Air Resource Board.
- Scire J. S., E.M. Insley e R. Yamartino, 2001b. "Model Formulation and user's guide for the CALMET meteorological Model", California Air Resource Board.
- Stockwell, W.R., Watson J. G., Robinson N. F., Steiner W., Sylte W. W., 2000. "The ammonium nitrate particle equivalent of NOx emissions for wintertime conditions in Central California's San Joaquin Valley", *Atm. Env.*, 34, pp. 4711-4717.
- Tasco L., 2005. "Problematiche relative alla determinazione analitica di BTX in ambito urbano mediante l'uso di stazioni mobili e risultati riguardanti l'area Leccese", Tesi di Laurea in Scienze e Tecnologie per l'Ambiente, Università degli Studi di Lecce.
- Vega E., Reyes E., Sánchez G., Ortis E., Ruiz M., Chow J., Watson J., Edgerton S., 2002. "Basic statistics of PM2.5 and PM10 in the atmosphere of Mexico City", *The Science of the Total Environment* 287, pp. 167-176.
- Wedepohl, K.H., 1995. "The composition of the continental crust", *Geoch. Et Cosmoch. Acta* 59, pp. 1217-1232.
- Yamartino R. J., J. Scire. S.R. Hana, G.R. Carmichael e Y.S. Chang, 1989. "CALGRID: A Mesoscale Photochemical Grid Model. Volume I: Model Formulation Document" Sigma Research Report No. A6-215-74. PTSD, California Air Resources Board. Sacramento, CA 94814.

# APPENDICE A

## IL SISTEMA DI MODELLI UTILIZZATO PER LA SIMULAZIONE DELLA DIFFUSIONE DI INQUINANTI

Il RAMS (Regional Atmospheric Modeling System) (Pielke et al, 1992) è un modello meteorologico di tipo prognostico, sviluppato dai ricercatori della Colorado State University per simulazioni e previsioni di eventi meteorologici su scale che vanno da un emisfero sino allo Strato Limite Planetario. Esso contiene un nucleo centrale formato dal modello atmosferico che esegue la simulazione e un pacchetto di analisi dati che prepara i dati iniziali nel formato richiesto dal modello vero e proprio. Per ricostruire la circolazione a scala locale il modello utilizza una tecnica di *nesting* delle griglie di calcolo, ossia viene applicato contemporaneamente su griglie diverse, innestate l'una nell'altra e a risoluzione spaziale crescente. In questo modo la griglia più esterna fornisce a quella interna in essa innestata le condizioni iniziali e al contorno favorendo quindi la corretta riproduzione della meteorologia locale.

Il CALMET (CALifornian METeorological model) (Scire et al, 2001b) è un pre-processore meteorologico di tipo diagnostico in grado di riprodurre i campi tridimensionali di vento e di temperatura e i campi bidimensionali dei parametri caratteristici della turbolenza atmosferica. Esso necessita in ingresso di dati di topografia e rugosità superficiale su tutto il dominio di calcolo, dati superficiali e profili verticali di vento, dati superficiali e in quota di temperatura. Un modello di questo tipo, soprattutto nelle zone dove le misure non sono sufficienti, difficilmente saprà ricostruire circolazioni locali come le brezze. Ecco perchè è stato utilizzato in un'opzione che sostituisce il campo di vento misurato con quello generato da un modello prognostico, come il RAMS.

Il CALPUFF (CALifornian PUFF model) (Scire et al, 2001a) è un modello di dispersione multi-specie non stazionario, a puff Gaussiani, che consente di valutare il campo di concentrazione simulando condizioni meteorologiche variabili nel tempo sul trasporto, la trasformazione e la rimozione degli inquinanti in atmosfera. E' un modello particolarmente indicato per la stima delle concentrazioni degli inquinanti primari, ma contiene anche un modulo che tratta alcune semplici reazioni del primo ordine.

Il CALGRID (CALifornian GRID model) (Yamartino et al, 1989) è un modello fotochimico Euleriano tridimensionale che include accurati moduli per l'avvezione/diffusione orizzontale e verticale. Tale modello è basato sul meccanismo chimico SAPRC90 (Carter, 1988), che considera 54 specie chimiche e 129 reazioni. Esso richiede informazioni sui campi meteorologici e di turbolenza, dati di emissione sul territorio e condizioni iniziali e al bordo. Queste ultime gli vengono fornite dal modello di tipo continentale CHIMERE, utilizzato dal sistema PREV' AIR (<http://www.prevoir.org>) di previsioni della qualità dell'aria in Francia e in Europa.

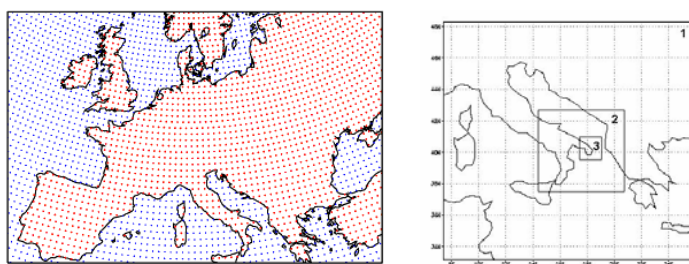


Figura A1) Schema di inizializzazione dei modelli meteorologici

Griglie di simulazione	Nx	Ny	Nz	$\Delta x, \Delta y$ (km)
1 RAMS	60	60	25	30
2 RAMS	44	38	25	15
3 RAMS- CALMET- CALGRID - CALCRID	54	54	10	1.875

Tabella A1) Caratteristiche delle griglie di simulazione

## APPENDICE B

### ELENCO DELLE PUBBLICAZIONI FATTE NELL'AMBITO DELLA CONVENZIONE FRA ISAC-CNR E PROVINCIA DI LECCE

- 1) Belosi F., Contini D., Donateo A., "Determinazione delle polveri ambientali nel Salento", atti del 21° Congresso nazionale AIDII, pp. 173-176, 2003.
- 2) Donateo A., Contini D., Belosi F., "Real time measurements of PM<sub>2.5</sub> concentrations and vertical turbulent fluxes using an optical detector", *Atmospheric Environment* 40, pp.1346-1360, 2006.
- 3) Donateo A., Contini D., Belosi F., "Flussi verticali turbolenti di traccianti passivi e PM<sub>2.5</sub> nello Strato Limite Superficiale", proceedings del 8° Convegno nazionale di Ingegneria del vento, *INVENTO* 2004, pp. 309-318, 2005.
- 4) Belosi F., Contini D., Donateo A., Prodi F., "Measurements of atmospheric aerosol in the Salentum Peninsula and its correlation with local meteorology", *Il Nuovo Cimento C* 29, N. 4, pp. 473-486, 2006.
- 5) Belosi F., Contini D., Donateo A., "Determinazione del particolato e del flusso verticale turbolento di PM<sub>2.5</sub> nel Salento", proceedings of "Benzene, idrocarburi policiclici aromatici e polveri sottili "dieci anni dopo" - esperienze di misura e di stima del rischio nella popolazione generale", 2003.
- 6) Belosi F., Contini D., Donateo A., "Misure in tempo reale e valutazione dei flussi verticali turbolenti di PM<sub>2.5</sub> nel Salento", atti del I° Convegno Nazionale sul Particolato Atmosferico (PM2004), 2004.
- 7) Belosi F., Donateo A., Contini D., Guascito M. R., "Concentrazione e contenuto di metalli pesanti nell'aerosol atmosferico nella Provincia di Lecce", atti del Convegno Nazionale SIF 2005, pp. 61, 2005.
- 8) Contini D., Donateo A., Cesari D., Belosi F., Ferrari S., "Concentrazione di aerosol in atmosfera nella penisola Salentina", proceedings del convegno ANIV 2006, pp. 39-40, 2006.
- 9) Contini D., Cesari D., Francioso S., Donateo A., Belosi F., "Concentrazioni di aerosol atmosferico nel Salento", atti del Convegno PM2006, pp. 453, 2006.
- 10) Mangia C., P. Martano, M. Miglietta, A. Morabito, A. Tanzarella, "Modelling local circulations over the Salento Peninsula", *Meteorological Applications* 2004 Vol. 11 No. 3 pp 231-244.
- 11) Marra G., P., I. Schipa, G. Aloisio, M. Cafaro, D. Conte, C. Elefante, C. Mangia, M. Miglietta, U. Rizza, A. Tanzarella: "G-AQFS (grid Air Quality Forecast System): an experimental system based on GRID computing technologies to forecast atmospheric dispersion of pollutants", *Nuovo Cimento*, Vol. 28, No. 2, pp 192, 2005.
- 12) Rizza U., Marra G. P., Conte D., Maglietta M. M., Mangia C., Quarta G., Schipa I., Tanzarella A., 2006. "Air quality modelling at regional scale using WRF/CHEM and a GIS based system for emission inventory for the Apulia Region", *Atti della 10<sup>a</sup> Conferenza Nazionale ASITA*, pp. 1673-1678.
- 13) Schipa I., Mangia C., Tanzarella A., Cesari R., Marra G.P., Miglietta M.M., Rizza U.: "A modelling system for the transport and dispersion of photochemical pollutants: an application over a Mediterranean area", *Proceedings of 9<sup>th</sup> International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*, pp. 300-304, 2004.
- 14) Schipa I., A. Tanzarella, C. Mangia, M. Miglietta, P. Martano, U. Rizza, F. Santese e G.P. Marra, "A modelling system for studying the photochemical pollution: an application over a Mediterranean area" *Proc. of International Workshop On "New Developments On Sensors For Environmental Control" (ENVSENS)*, World Scientific, ISBN 981-238-338-7, pp. 229-233, 2003.
- 15) Schipa I., C. Mangia, G.P. Marra, U. Rizza: "Modelli matematici per lo studio dell'inquinamento atmosferico in aree costiere: alcuni casi di studio", *Atti del 5° Congresso Nazionale CIRIAF*, pp. 301-305, 2005.