



quaderni
di Monitor
08>12

Le ricadute degli inceneritori sull'ambiente

Il monitoraggio nei
pressi dell'impianto
del Frullo di Bologna

Volume 2

inceneritori
ambiente



monitor

Monitoraggio degli inceneritori nel territorio dell'Emilia-Romagna

moniter

quaderni



Monitoraggio degli inceneritori nel territorio dell'Emilia-Romagna

“Quaderni di Monitor”

Collana di documentazione a cura di

Regione Emilia-Romagna

Servizio Comunicazione, Educazione alla sostenibilità

Responsabile: Paolo Tamburini

Arpa Emilia-Romagna. Area Comunicazione

Responsabile: Mauro Bompani

Hanno collaborato: Stefano Folli, Barbara Murtas

Creatività

Pablo Comunicazione – Bologna

Realizzazione tipografica a cura di:

Centro stampa Regione Emilia-Romagna



Le ricadute degli inceneritori sull'ambiente. Volume 2

Responsabile Linea progettuale 2: Mauro Rossi

Bologna, aprile 2012

indice

Le ricadute degli inceneritori sull'ambiente Volume 2

Introduzione | p.5

PARTE 1

Micrometeorologia e profili di concentrazione | p.7

- 1 | p.9 Misure della concentrazione e dei flussi verticali turbolenti di particelle ad alta risoluzione temporale
- 2 | p.65 Determinazione dei profili verticali di velocità e direzione del vento e altezza dello strato limite mediante miniSODAR
- 3 | p.69 Metodo per la ricostruzione di pennacchi di polveri e di gas emessi dalla ciminiera di un termovalorizzatore
- 4 | p.125 Confronto simulazioni modellistiche con le misure sperimentali e conclusioni

PARTE 2

Monitoraggio avanzato relativo al contenuto in metalli pesanti e microelementi nel sistema acqua-suolo-pianta | p.149

- 1 | p.151 Finalità e organizzazione della ricerca
- 2 | p.157 Materiali e metodi
- 3 | p.165 Biodisponibilità dei metalli pesanti nella rizosfera
- 4 | p.177 Ricadute al suolo di EPT
- 5 | p.193 Conclusioni
- 6 | p.197 Bibliografia

Responsabili delle azioni | p.201



Mauro Rossi

Arpa Emilia-Romagna
Responsabile Linea
progettuale 2 Monitor

Introduzione

Questo *Quaderno di Monitor* raccoglie gli esiti delle attività sperimentali relative alla qualità dell'aria in prossimità dell'inceneritore del Frullo di Granarolo dell'Emilia (BO), svolte nell'ambito della Linea progettuale 2 del progetto Monitor ("Organizzazione e realizzazione della sorveglianza ambientale nelle aree di indagine").

Il monitoraggio ambientale, le analisi chimiche sul particolato atmosferico e sul sistema acqua-suolo-pianta, le misure fisiche e le analisi statistiche dei dati hanno avuto il compito di aumentare la conoscenza della qualità dell'aria nelle zone circostanti gli impianti di incenerimento. A questo scopo sono stati valutati anche aspetti meno noti del particolato atmosferico, attraverso la ricerca di inquinanti e microinquinanti non monitorati per legge da Arpa nei controlli di routine.

Il *Quaderno* è diviso in due volumi.

Nel volume 1 sono riportati gli esiti delle due campagne di monitoraggio ambientale e delle analisi chimiche del particolato atmosferico raccolto in prossimità dell'impianto di incenerimento del Frullo.

Nel volume 2 sono presentati gli studi condotti con tecniche fisiche avanzate per ottenere una dettagliata analisi della distribuzione degli inquinanti ("Micrometeorologia e profili di concentrazione") e il monitoraggio relativo al contenuto di inquinanti organici e inorganici nel sistema acqua-suolo-pianta.

Sul sito web www.monitor.it (sezione "Risultati delle attività") sono disponibili tutti gli allegati che per motivi di spazio non possono essere qui riportati.



MICROMETEOROLOGIA
E PROFILI
DI CONCENTRAZIONE
Linea progettuale 2 azione 8

Responsabile azione: Franco Prodi, CNR-ISAC

Responsabile scientifico: Franco Belosi, CNR-ISAC



1 | Misure della concentrazione e dei flussi verticali turbolenti di particelle ad alta risoluzione temporale

Autori: Daniele Contini¹, Franco Prodi², Antonio Donateo¹, Daniela Cesari¹, Fabio Massimo Grasso¹, Cosimo Elefante¹, Gianni Santachiara²

1.1 Introduzione Attività 1

In questa sezione si descrivono i risultati ottenuti con il Laboratorio Mobile di ISAC-CNR equipaggiato con la stazione micrometeorologica, in grado di rilevare la concentrazione in numero di particelle ultrafini ad alta risoluzione temporale ed i relativi flussi verticali turbolenti. In particolare la presentazione è sviluppata nelle seguenti parti:

- 1) descrizione del sito di misura;
- 2) descrizione della strumentazione utilizzata e delle procedure di elaborazione dei dati;
- 3) analisi della meteorologia e micrometeorologia locale;
- 4) presentazione dei risultati di concentrazione di particelle e dei relativi flussi verticali turbolenti e correlazione con le concentrazioni di inquinanti gassosi (ossidi azoto).

¹ CNR-ISAC, Strada Provinciale Lecce-Monteroni, Km 1.5 73100 Lecce.

² CNR-ISAC, via Gobetti 101, 40129 Bologna.

1.2 Descrizione del sito di misura e delle campagne di misura

Il sito di misura scelto per il Laboratorio Mobile è il “supersite” ad Est dell’impianto dell’inceneritore del Frullo. Nelle Figure 1.1 e 1.2 si riportano alcune foto del Laboratorio Mobile installato presso il sito del Frullo e della sua strumentazione. Nella Figura 1.3 si riportano delle mappe satellitari che illustrano le caratteristiche del sito di misura a diverse scale. Si osserva che l’impianto di incenerimento sottende le direzioni dal settore Ovest fino a Nord mentre il camino dell’inceneritore è associato a direzioni intorno a NO (292°-338°). La città di Bologna è associabile ad un intervallo di direzioni del vento intorno a SO (200°-245°).

Sono state svolte due campagne di misura. La prima, nel seguito anche indicata come campagna estiva, è stata svolta nell’estate 2008 dal 05/06/2008 – 22/07/2008. La seconda, nel seguito indicata anche come campagna invernale, è stata svolta nell’inverno 2009 dal 20/01/2009 al 10/03/2009.

1.3 Descrizione della strumentazione utilizzata e delle procedure di elaborazione dei dati

Il Laboratorio Mobile di ISAC-CNR (Figura 1.1) era equipaggiato con campionatore sequenziale di particolato PM_{2,5} (Thermo ESM Andersen), un analizzatore di Benzene, Toluene e Xilene (BTX, Syntech Spectras GC855), un analizzatore automatico di ossidi di azoto (Teledyne T-API Chemiluminescence Nitrogen Oxides Analyzer Model 200E) ed un analizzatore automatico di ozono (Teledyne T-API Ozone Analyzer 400E). Il Laboratorio era inoltre equipaggiato con una stazione micrometeorologica composta da un anemometro ultrasonico Gill R3 (operante a 100 Hz), un termigrometro Rotronic MP100 ed un contatore di particelle a condensazione Grimm CPC 5.403.

Gli analizzatori di gas operavano prelevando il campione da un’apposita sonda in teflon collocata sul tetto del Laboratorio Mobile mentre la concentrazione di particelle era misurata prelevando un campione d’aria da un’apposita sonda, progettata e sviluppata da ISAC-CNR, descritta in seguito e mostrata nelle Figure 1.2 e 1.4. Il CPC era collegato direttamente alla stazione micrometeorologica, utilizzando un’apposita interfaccia elettronica progettata e sviluppata da ISAC-CNR che permette l’acqui-

sizione di dati a 1 Hz sincronizzata con le altre misure fatte dalla stazione. Il tutto è gestito da un apposito programma appositamente sviluppato in ambiente Labview.

Il rilevatore BTX operava su medie di 15 minuti. Tuttavia la presenza di significative emissioni di butanolo conseguenti all’utilizzo del CPC hanno impedito il corretto funzionamento del BTX per cui è stato spento dopo le prime due settimane di misura della prima campagna ed i dati corrispondenti non sono riportati in questo studio. Il BTX non è stato utilizzato nella seconda campagna di misure.

Il campionatore di PM_{2,5} ha operato per circa due settimane (durante la prima campagna di misura) poi si è danneggiata la pompa in seguito ad una mancanza di corrente. Le misure effettuate non sono comunque utilizzate in questo studio in quanto sono state rese disponibili le gravimetrie svolte da Arpa Emilia-Romagna che coprono un periodo più lungo. Queste ultime gravimetrie, in particolare il PM₁ ed il PM_{2,5}, sono quelle utilizzate in questo studio per la valutazione della correlazione fra gas, particelle ultrafini e particolato fine. Nella seconda campagna di misura si è fatto riferimento esclusivamente ai dati gravimetrici forniti da Arpa Emilia-Romagna e non è stato pertanto utilizzato il campionatore sequenziale di PM_{2,5}.

Gli analizzatori di ossidi di azoto e di ozono erano programmati per misurare la concentrazione su medie di 5 minuti e sono stati sottoposti a verifica di span e di zero a frequenza settimanale ed hanno operato correttamente durante la prima campagna di misura. Durante la seconda campagna di misure il rilevatore di ozono ha operato fino al 01/03/2009 e successivamente è stato spento per una avaria alla pompa.

Nei primi 10 giorni di misura della campagna estiva si sono verificati sporadici problemi di surriscaldamento che ha creato malfunzionamenti del CPC con difficoltà a mantenere le temperature ottimali del saturatore e del condensatore. Il problema è stato risolto con l’installazione di un secondo condizionatore. I dati soggetti a questa problematica sono stati rimossi in fase di validazione.

Durante la campagna di misura estiva sono stati utilizzati anche altri strumenti per periodi di tempo limitati. In particolare un contatore ottico Grimm 1.108 ed un secondo CPC Grimm 5.403. Questi strumenti aggiuntivi erano collegati ad una seconda sonda di campionamento posta a livello del tetto del Laboratorio Mobile compo-

sta da un tubo di aspirazione di circa 1 m con diametro interno di 22 mm in cui era mantenuto un flusso di 25 l/min utilizzando una pompa Aquaria CF20e. Tale strumentazione aggiuntiva non è stata utilizzata durante la campagna di misura invernale.

Fig.1.1 Fotografie del Laboratorio Mobile e dei rilevatori di gas.



Fig.1.2 Fotografie della stazione micrometeorologica a 10m di quota e del contatore di nuclei ad essa collegato in cui è possibile osservare l'inlet della sonda di campionamento in quota.

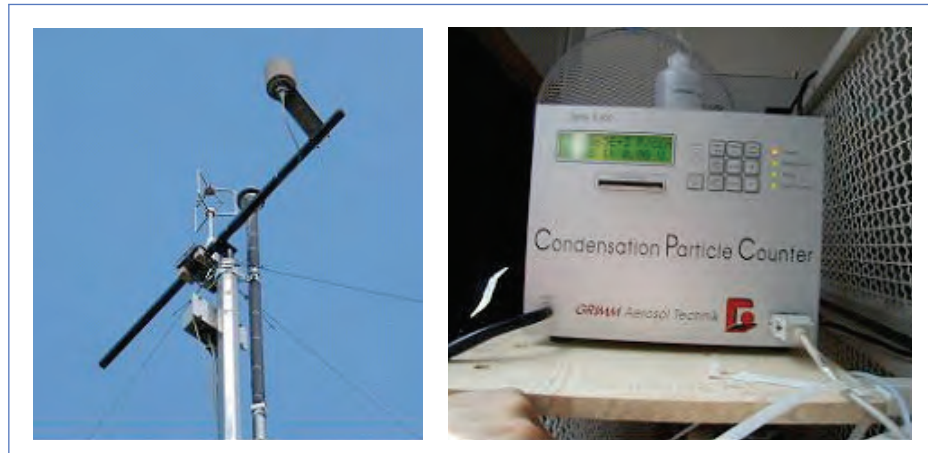


Fig.1.3 Mappe del sito di misura. Il punto rosso rappresenta la posizione del Laboratorio Mobile di ISAC-CNR.



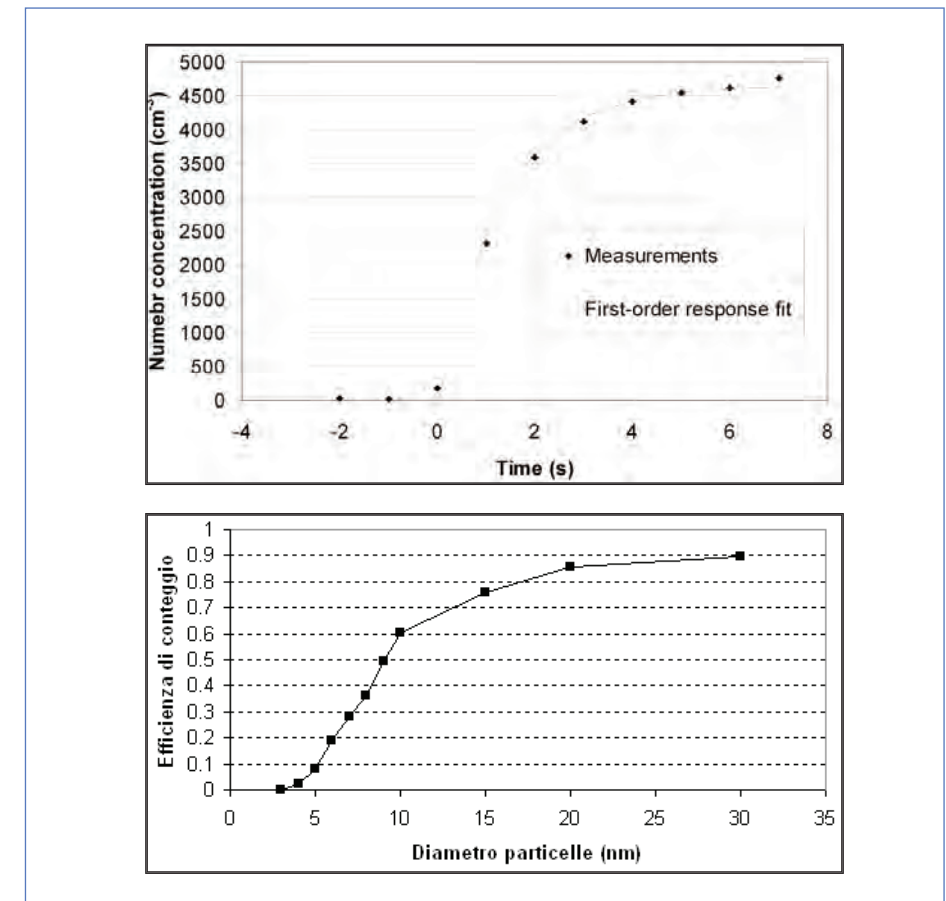
Fig. 1.4 Schema del sistema di aspirazione delle particelle collegato alla stazione micrometeorologica.



La sonda di prelievo delle particelle ultrafini collegata alla stazione micrometeorologica (Figura 1.4) è stata appositamente progettata e sviluppata da ISAC-CNR. E' basata su di un inlet di campionamento a cono con protezione per la pioggia. Il tubo di campionamento della lunghezza di circa 8.5 m è di alluminio anodizzato e coibentato ed ha un diametro interno di 26 mm. All'interno del tubo è mantenuto un flusso di 45 l/min con una pompa TECORA Bravo H-PLUS che assicura un flusso turbolento nel tubo di inlet. Il campione da inviare al CPC è prelevato alla fine del tubo di inlet (in ragione di una portata di 1.5 l/min) con un tubo di gomma conduttrice da 6 mm di diametro interno. L'intera linea di campionamento e misura introduce un

ritardo di circa 10 s fra l'aspirazione del campione e la misura di concentrazione. Si tiene conto di tale ritardo nel calcolo dei flussi turbolenti di particelle ultrafini. Alcuni tests in laboratorio mostrano che il sistema di misura ha un tempo di risposta al primo ordine (Figura 1.5) stimabile in circa 1.3 s. Il fattore di penetrazione delle particelle è stato valutato come in Hinds (1999) e l'efficienza complessiva di conteggio (Figura 1.5) è stata valutata come il prodotto fra il fattore di penetrazione e l'efficienza del CPC utilizzato ottenuta da Heim et al (2004). Il sistema presenta un cut-off al 50% a circa 9-10 nm. Il sistema presenta un cut-off al 50% a circa 9-10 nm.

Fig. 1.5 Risposta temporale del CPC GRIMM 5.403 (in alto) ed efficienza di conteggio del sistema collegato alla stazione micrometeorologica (in basso).



La procedura di elaborazione dei dati prevede l'utilizzo di diverse medie temporali variabili fra 5 e 60 minuti. La media di riferimento per il calcolo dei flussi turbolenti è 30 minuti nel sistema di riferimento streamlines (McMillen, 1988). Per eseguire il calcolo relativo alle concentrazioni in numero di particelle i dati "raw" sono prima mediati ad 1 secondo che è la frequenza di misura del CPC. E' stata poi applicata una procedura di "despiking" e di validazione dei dati in quanto ci sono stati problemi di surriscaldamento nelle prime due settimane di misura (della campagna estiva) che hanno portato (in alcuni casi) ad un non corretto funzionamento del condensatore del CPC. Le serie temporali sono poi state oggetto di detrending lineare per limitare gli effetti dei cambiamenti lenti (ad esempio ciclo giornaliero) dei parametri atmosferici sui calcoli dell'intensità delle fluttuazioni e dei flussi verticali. Si valutano i flussi turbolenti con la tecnica della eddy-correlation. La tecnica della eddy-correlation si basa sulla valutazione della correlazione fra le fluttuazioni di velocità verticale del vento (W') e le fluttuazioni di concentrazione (C') per cui il flusso è valutato come $F = \langle W'C' \rangle$. La stessa metodologia di calcolo è stata applicata alla valutazione dei flussi verticali di momento $FM = \langle W'U' \rangle$ (dove U' rappresenta la fluttuazione di velocità orizzontale del vento) ed ai flussi di calore sensibile $H = \rho c_p \langle W'T'_s \rangle$ dove ρ è la densità dell'aria, c_p il calore specifico a pressione costante e T'_s la fluttuazione della temperatura sonica.

La correzione di Webb (Webb et al 1980) per gli effetti del flusso di vapore acqueo è stata valutata ed è generalmente meno del 2 % e non è stata applicata. La correzione per l'effetto di deliquescenza (Fairall 1980; Kowalski 2001) non è stata applicata in elaborazione dei dati. E' stata invece applicata la correzione ai flussi verticali per la risposta temporale relativamente lenta del CPC (Horst 1997) che in media è di circa il 30% (estate) e 32% (inverno). E' stato eseguito un test di stazionarietà (Mahrt 1998) dopo la procedura di detrending che evidenzia una percentuale di casi instazionari (con indice di instazionarietà superiore a 2) di circa il 18 % (estate) e 14% (inverno). Tali casi sono rimossi nelle analisi dei flussi verticali turbolenti.

L'errore casuale sui flussi turbolenti associato alla statistica dei conteggi può essere valutato assumendo una statistica di Poisson, come descritto in Fairall (1984). Il risultato indica una incertezza casuale media di circa 3.5%.

1.4 Descrizione della meteorologia e della micrometeorologia durante la due campagne di misura

La prima campagna di misura si è svolta nel periodo 05/06/2008 – 22/07/2008 ed è stata caratterizzata da venti mediamente deboli e da significative precipitazioni soprattutto nelle prime due settimane di misura. Nelle Figure 1.6 e 1.7 si riporta l'andamento (su medie di 30 minuti) dei diversi parametri analizzati: velocità del vento, direzione del vento, temperatura, umidità relativa, flussi di calore sensibile, velocità di frizione ed intensità della turbolenza relativamente alla campagna estiva. La seconda campagna di misura si è svolta dal 20/01/2009 al 10/03/2009 ed i relativi parametri meteorologici e micrometeorologici analizzati sono riportati nelle Figure 1.8 e 1.9.

Nella Figura 1.10 si riporta la rosa dei venti per le due campagne di misura separatamente. Nella tabella 1.1 si riporta un'analisi della frequenza con cui la direzione del vento è associata ai tre settori (descritti precedentemente) di direzioni di maggiore interesse considerando sia tutti i dati sia eliminando i periodi di calma di vento (vento al di sotto di 0.5 m/s) in cui la direzione è generalmente mal definita. I casi di calma di vento costituiscono il 6.6% dei dati nella campagna estiva ed il 7.4% nella campagna invernale. I risultati indicano che le direzioni di vento associate alla posizione del camino dell'inceneritore (ed all'impianto in generale) sono relativamente poco frequenti soprattutto durante la campagna di misura estiva.

Le opportunità di distinguere una sorgente di inquinamento dall'altra sono legate non solo alla direzione del vento ma anche agli orari specifici in cui tali direzioni avvengono. Nella Figura 1.11 si riporta l'andamento orario, in termini di frequenza, dei casi in cui la direzione del vento proviene dai tre settori principali ed escludendo i casi di calma di vento (nei quali la direzione non è generalmente ben definita). Si osserva che le direzioni del vento associate alla città sono prevalentemente durante le ore serali e notturne e nelle prime ore del mattino mentre le direzioni associate al camino sono prevalentemente associate alle ore centrali della giornata. Le direzioni associate all'impianto hanno un massimo spostato verso le prime ore del mattino rispetto a quelle del camino ed è quindi possibile una certa sovrapposizione con il contributo dovuto alle emissioni cittadine.

Fig. 1.6 Andamento su medie di 30 minuti di velocità e direzione del vento, temperatura ed umidità relativa durante la campagna estiva.

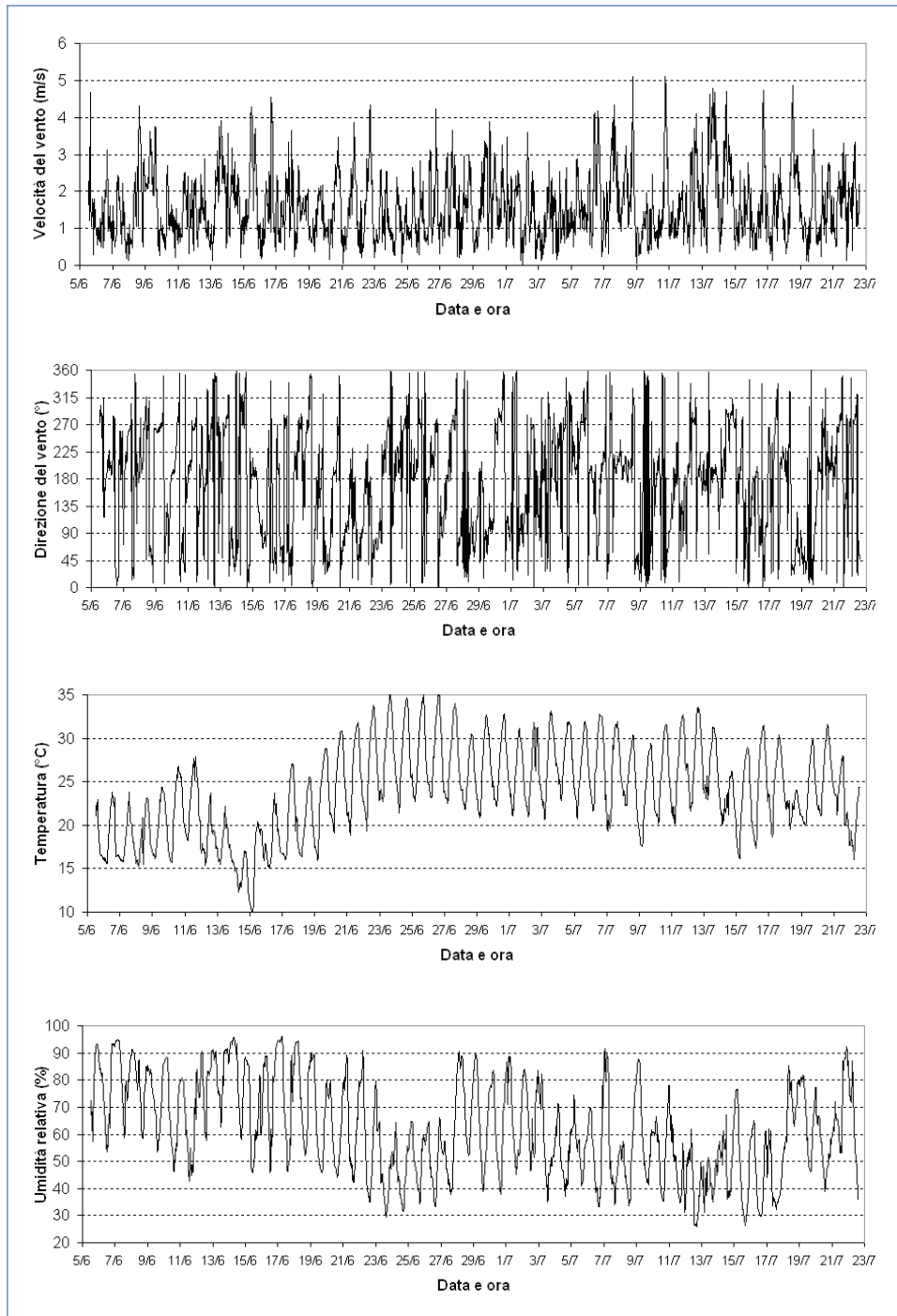


Fig. 1.7 Andamento su medie di 30 minuti del flusso di calore sensibile, della velocità di frizione e delle deviazioni standard delle tre componenti di velocità del vento durante la campagna estiva.

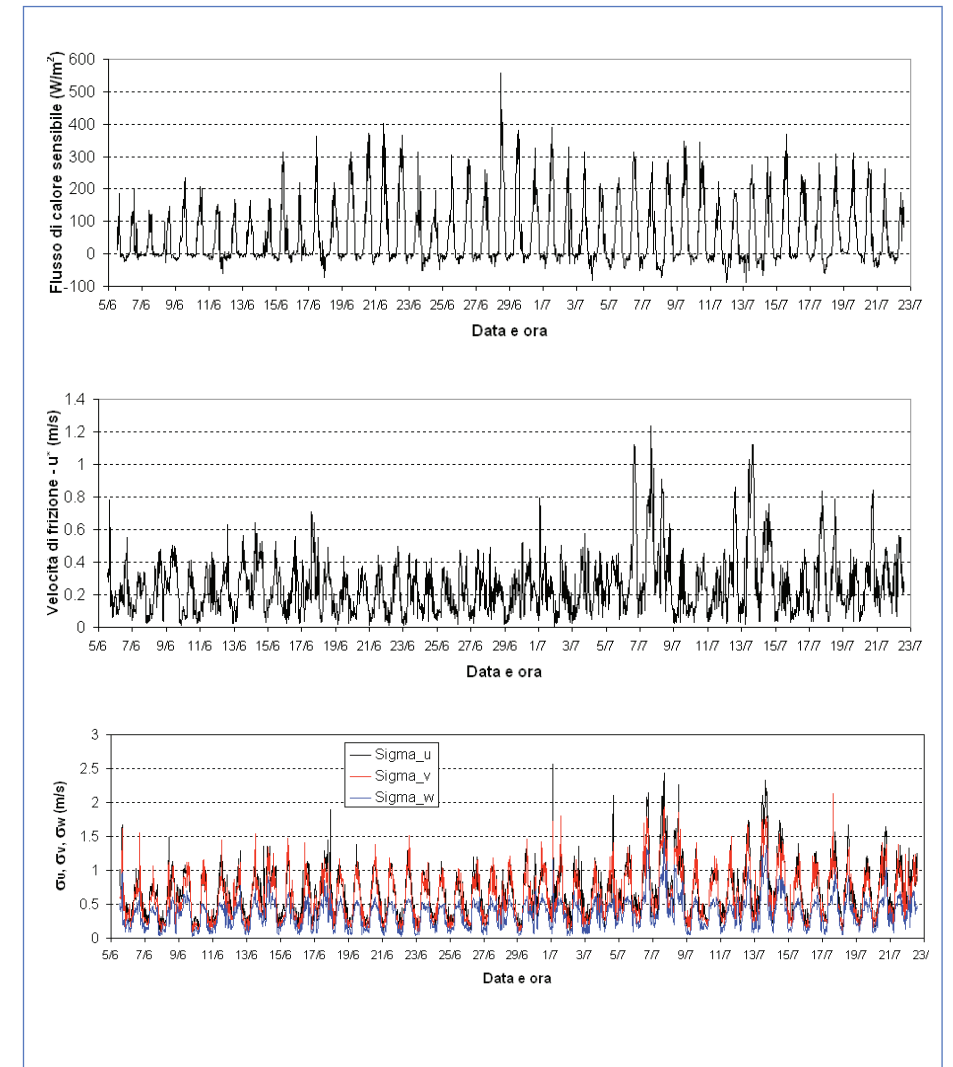


Fig. 1.8 Andamento su medie di 30 minuti di velocità e direzione del vento, temperatura ed umidità relativa durante la campagna invernale.

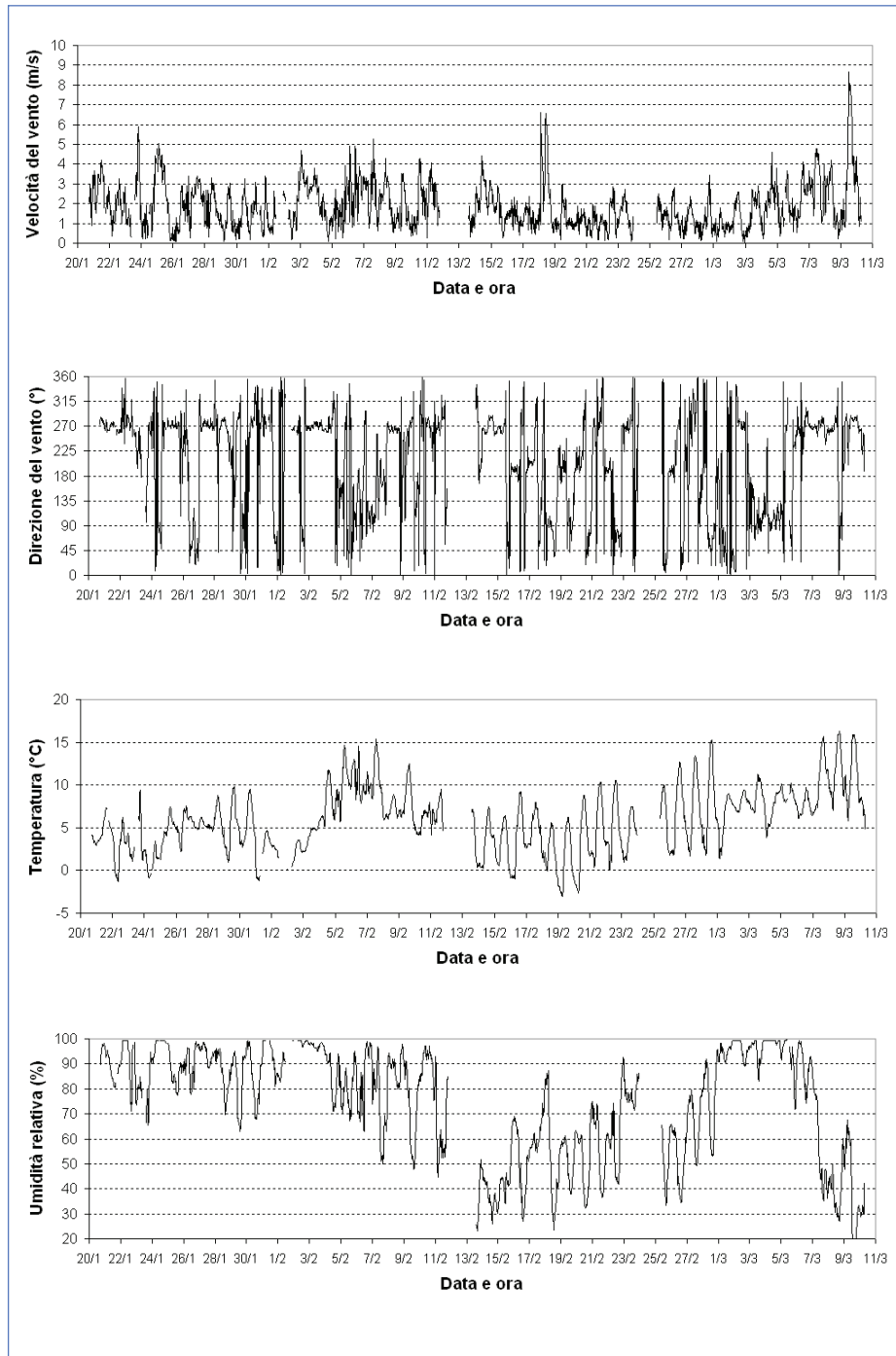


Fig. 1.9 Andamento su medie di 30 minuti del flusso di calore sensibile, della velocità di frizione e delle deviazioni standard delle tre componenti di velocità del vento durante la campagna invernale.

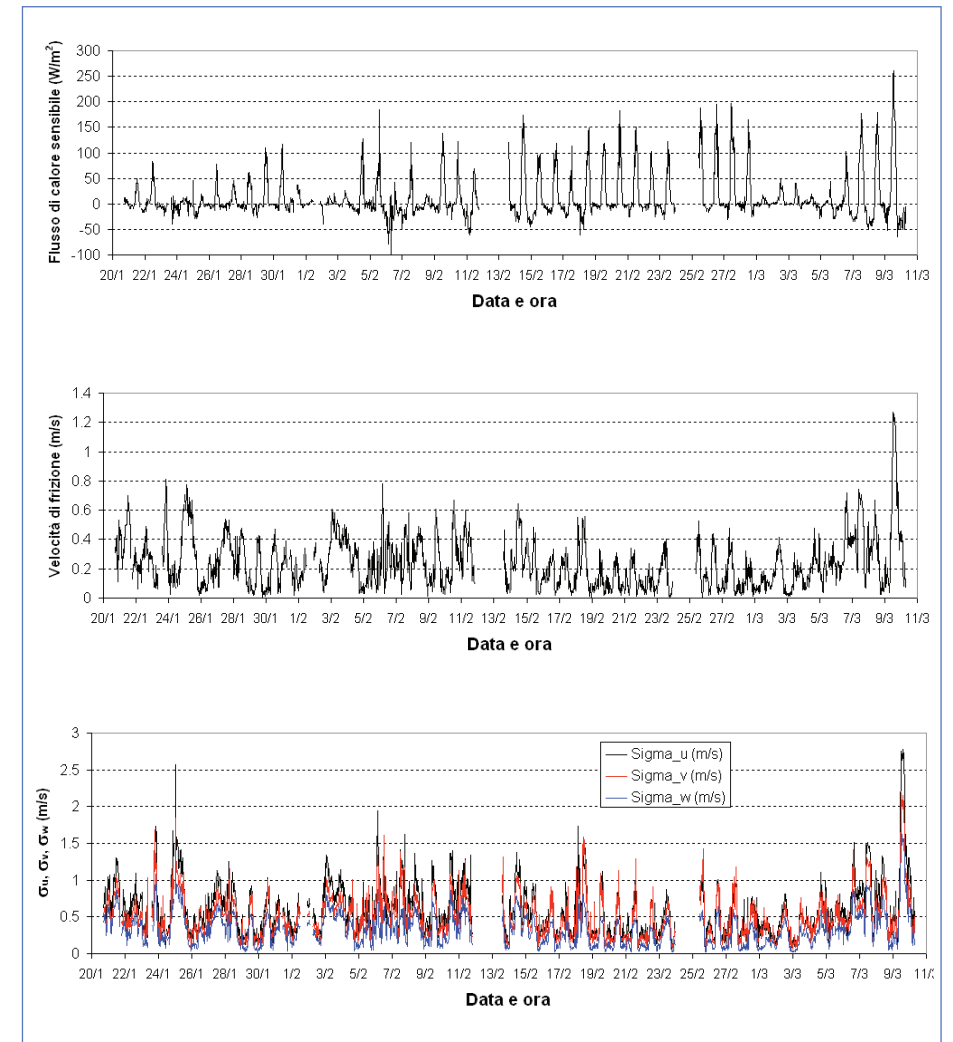
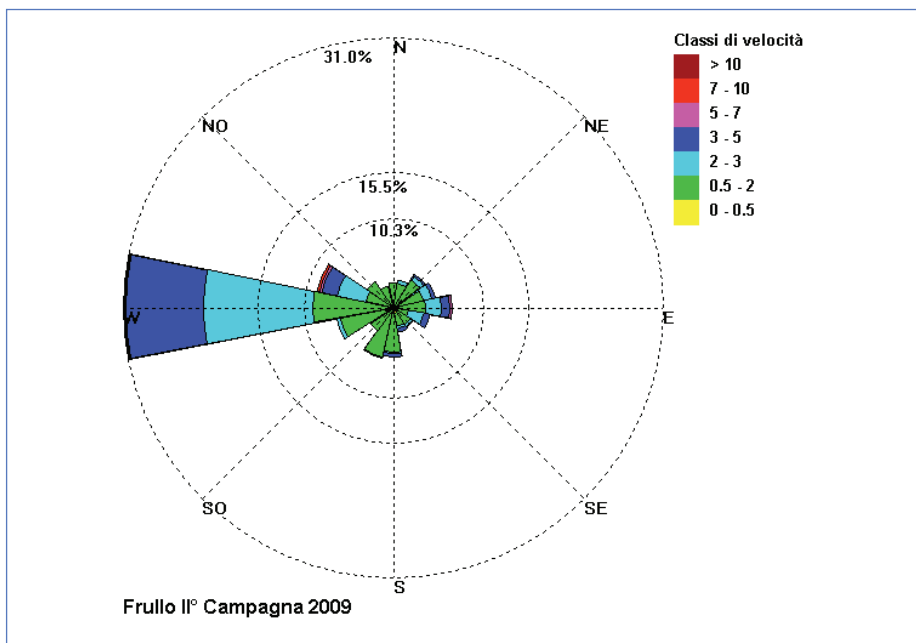
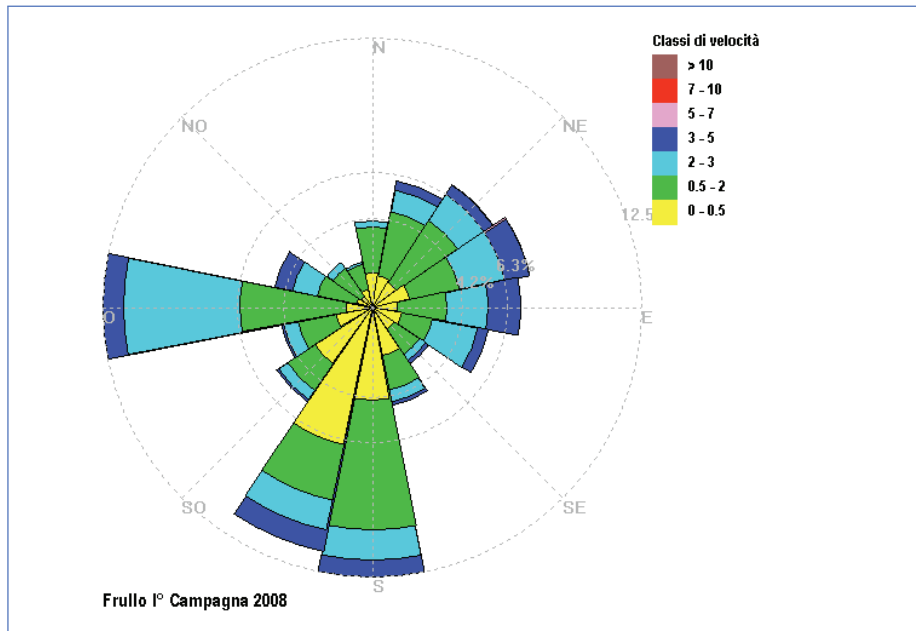


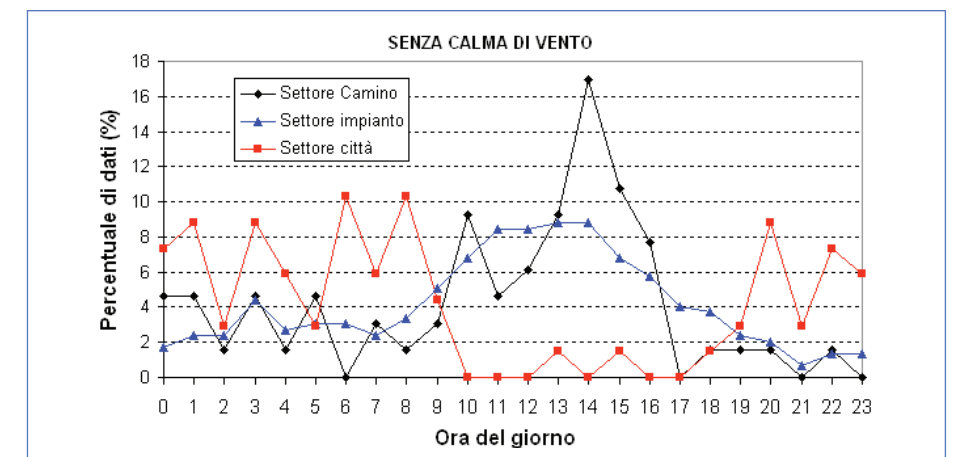
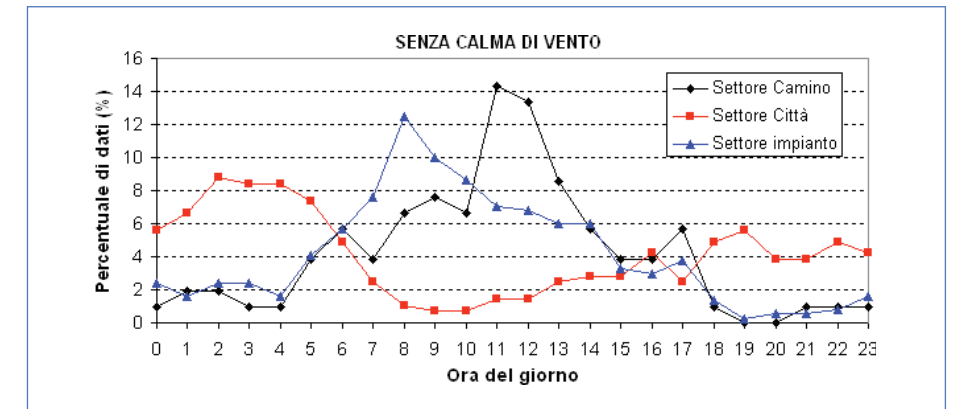
Fig. 1.10 Rose dei venti osservate al Frullo. In alto la campagna estiva ed in basso la campagna invernale.



Tab. 1.1 Analisi statistica dei periodi di direzione del vento associati ai tre settori di principale interesse per gli obiettivi delle misure durante le due campagne di misura.

Campagna di misura	Descrizione	Tutti	Senza calma di vento (6.6 % Estate) (7.4 % Inverno)
ESTIVA	% Dati settore città (200°-245°)	12.6%	11.4%
	% Dati settore camino (292°-338°)	4.9%	4.6%
	% Dati settore impianto (270°-360°)	17.2%	16.3%
INVERNALE	% Dati settore città (200°-245°)	7.7%	6.9%
	% Dati settore camino (292°-338°)	7.2%	6.6%
	% Dati settore impianto (270°-360°)	29.6%	30.0%

Fig.1.11 Analisi dell'andamento temporale dei periodi di vento associati ai tre principali settori escludendo le calme di vento. In alto la campagna estiva ed in basso quella invernale.



1.5 Risultati di concentrazione di particelle, di flussi verticali turbolenti e correlazione con gli inquinanti gassosi (ossidi di azoto)

Nella Figura 1.12 si riporta l'andamento orario delle concentrazioni degli ossidi di azoto e delle particelle (in numero) rilevate durante la prima campagna di misura al Frullo. Nella Figura 1.12 è riportato anche l'andamento delle precipitazioni rilevate dalla rete di monitoraggio di Bologna. Nella Figura 1.13 si riporta la stessa analisi per la campagna invernale. Le precipitazioni riportate nella Figura 1.13 sono state rilevate al Frullo con un pluviometro (ARG100) montato sul tetto del Laboratorio Mobile di ISAC-CNR.

Nella Tabella 1.2 si riportano i valori medi e le deviazioni standard delle diverse concentrazioni osservate nei due periodi di misura. Si osserva chiaramente una variazione stagionale con concentrazioni maggiori nel periodo invernale degli inquinanti gassosi (ossidi di azoto) e delle particelle mentre un andamento opposto delle concentrazioni di ozono in quanto quest'ultimo è un inquinante di origine secondaria correlato con i fenomeni di irraggiamento solare. E' interessante osservare che l'aumento invernale della concentrazione media è molto più evidente sugli ossidi d'azoto rispetto a quanto lo sia sulla concentrazione numerica di particelle.

Si osserva la presenza di andamenti ciclici della concentrazione sia degli ossidi di azoto sia delle particelle. Nelle Figure 1.14 e 1.15 si riportano gli andamenti su medie di 30 minuti dei flussi verticali turbolenti di particelle e delle corrispondenti velocità di deposizione per le due campagne di misura. Si osserva che mediamente sono presenti flussi positivi (con degli evidenti cicli giornalieri) e quindi aerosol che si muove mediamente verso l'alto con deposizioni limitate a specifici periodi.

In termini medi (sia a livello di media oraria sia a livello di media giornaliera) la correlazione fra la concentrazione di particelle e quella di biossido di azoto è piuttosto limitata come mostrato in Figura 1.16. Si osserva comunque una tendenza ad avere concentrazioni maggiori di particelle associate a periodi di alte concentrazioni di biossido di azoto. La correlazione fra le concentrazioni medie giornaliere di PM_{10} e $PM_{2.5}$ con la concentrazione di particelle è molto bassa (Figure 1.17 e 1.18). Si deve comunque sottolineare che in zone urbane e di fondo urbano non sono generalmente evidenti correlazioni significative fra concentrazioni numeriche di particelle e concentrazioni gravimetriche di polveri fini.

Una prima considerazione di carattere generale può essere fatta analizzando i valori medi (delle medie giornaliere) di concentrazione ottenuti scorrendo i giorni festivi da quelli feriali. I risultati per gli ossidi di azoto, le particelle e l'ozono sono ripor-

tati nelle Figure 1.19 e 1.20 in cui la variabilità dei dati è espressa da una barra che rappresenta la deviazione standard. Si osserva che le concentrazioni degli ossidi di azoto nei giorni festivi sono significativamente (oltre la deviazione standard) inferiori rispetto a quelle dei giorni feriali. Anche le concentrazioni di particelle mostrano la stessa tendenza seppure la variabilità giornaliera dei dati è più ampia. Al contrario le concentrazioni di ozono mostrano una media analoga nei giorni festivi ed in quelli feriali con una leggera tendenza inversa a quella dei gas di combustione (ossidi di azoto). La conclusione è che il sito di misura è interessato dalla presenza di un contributo di emissioni antropiche con una ciclicità settimanale che è compatibile con le emissioni delle attività urbane (prevalentemente traffico veicolare).

Fig.1.12 Andamento orario delle concentrazioni di ossidi di azoto e di particelle durante la campagna di misura estiva.

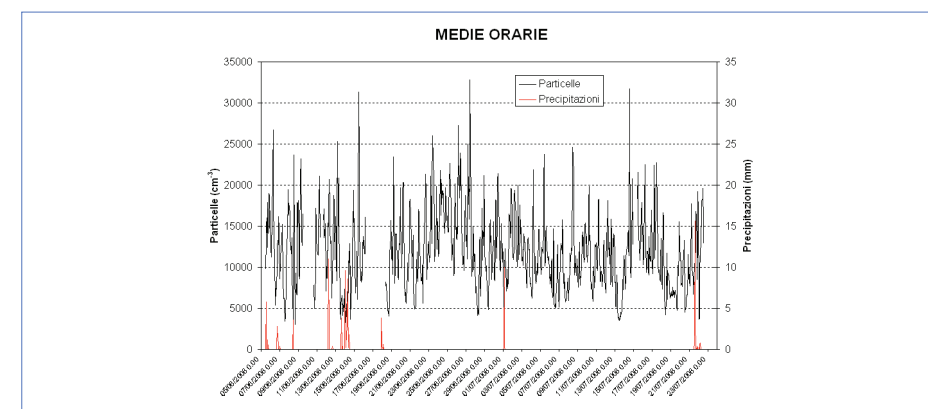
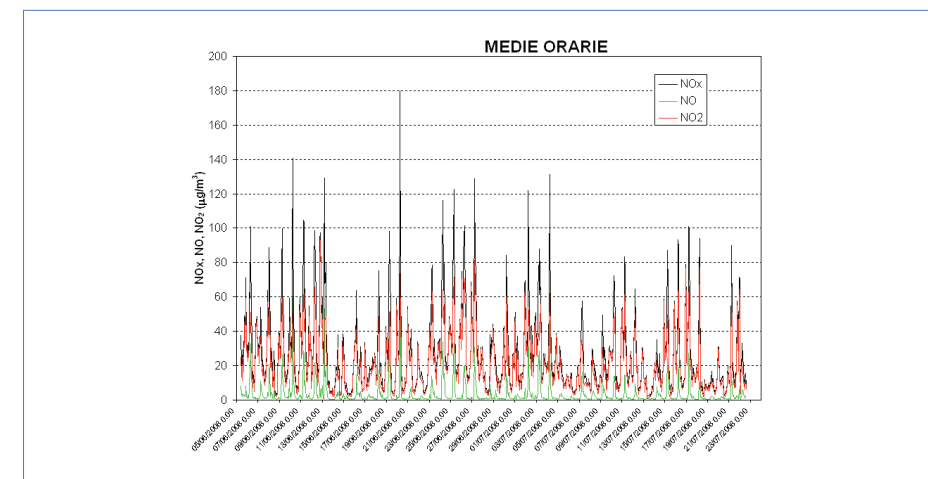
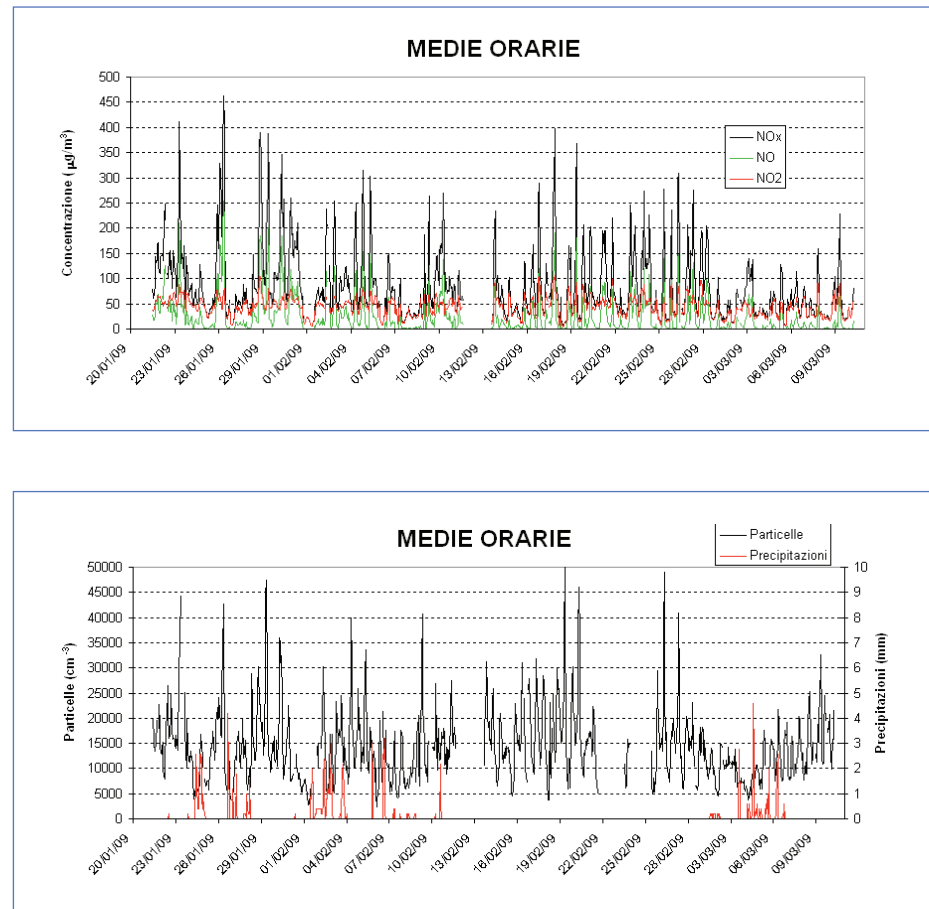


Fig. 1.13 Andamento orario delle concentrazioni di ossidi di azoto e di particelle durante la campagna di misura invernale.



Tab. 1.2 Confronto fra i valori medi osservati nelle due campagne di misura. In parentesi la deviazione standard. Le medie e le deviazioni standard sono calcolate a partire dalle concentrazioni orarie.

	Campagna estiva	Campagna invernale
Particelle (cm ⁻³)	11908 (4674)	14095 (7046)
NO (µg/m ³)	3.4 (6.2)	25.5 (36.1)
NO ₂ (µg/m ³)	21.1 (16.0)	43.5 (19.2)
NOx (µg/m ³)	26.3 (23.0)	82.4 (69.3)
Ozono (µg/m ³)	73.5 (34.9)	24.9 (19.2)

Fig. 1.14 Andamento su medie di 30 minuti dei flussi verticali turbolenti di particelle e della corrispondente velocità di deposizione durante la campagna estiva.

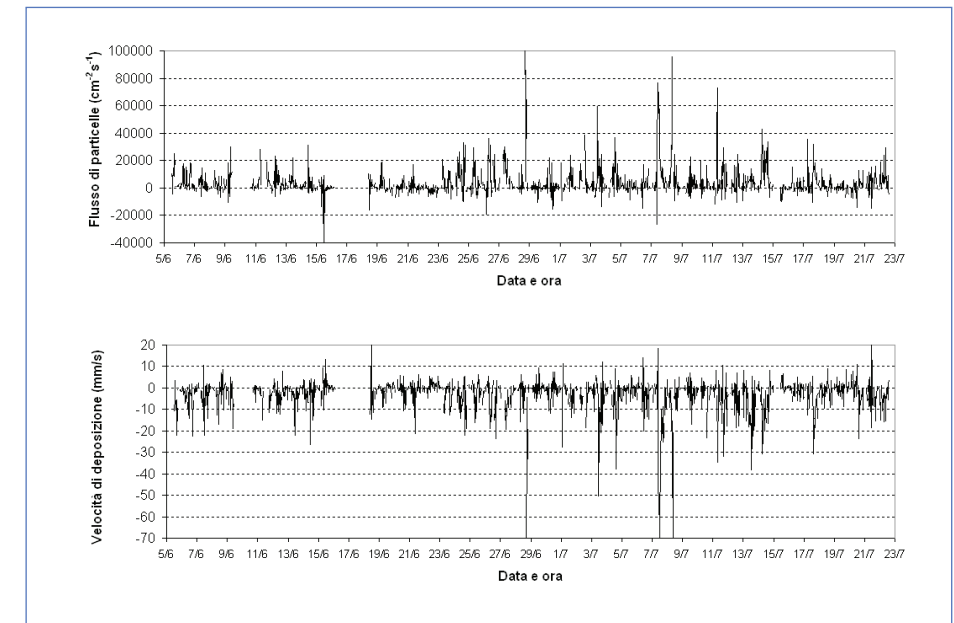


Fig. 1.15 Andamento su medie di 30 minuti dei flussi verticali turbolenti di particelle e della corrispondente velocità di deposizione durante la campagna invernale.

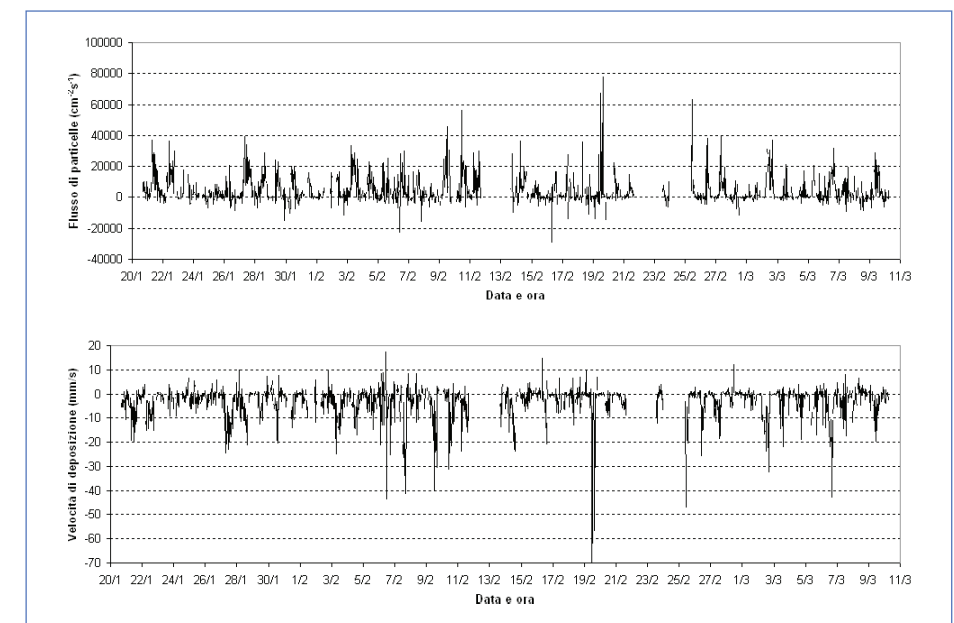
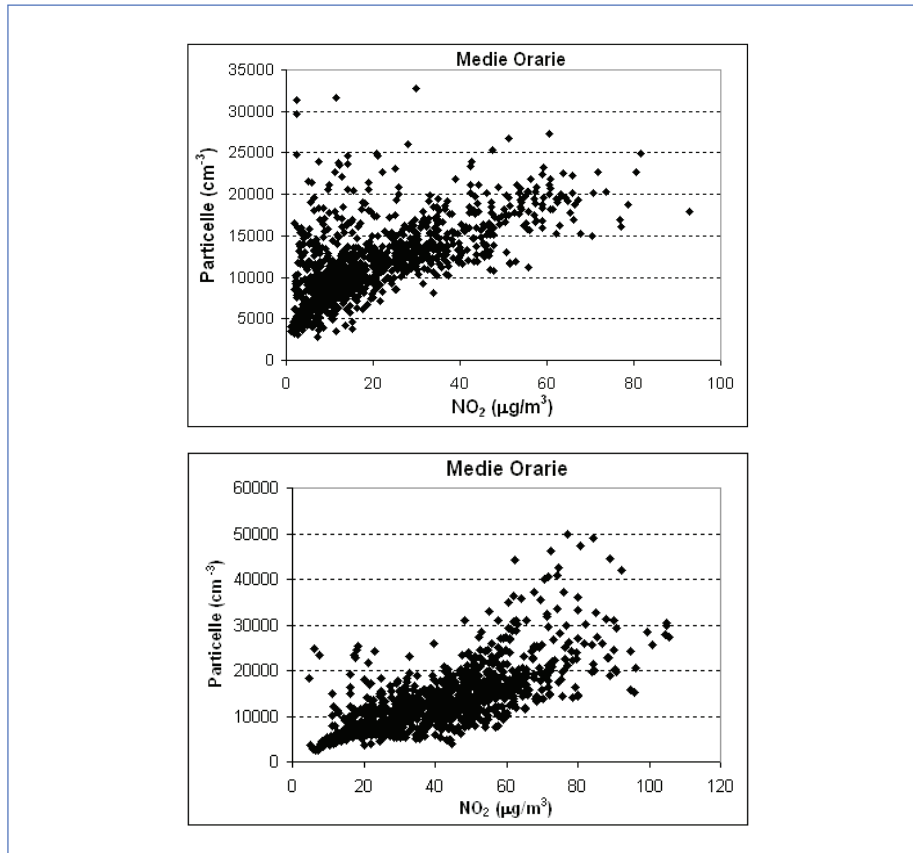


Fig.1.16 Correlazione su base oraria fra le concentrazioni di biossido di azoto e di particelle. In alto la prima campagna di misura ed in basso la seconda campagna di misura.



Nelle Figure 1.21 e 1.22 si riporta, per la campagna estiva ed invernale rispettivamente, l'andamento delle concentrazioni di ossidi di azoto e particelle in funzione della direzione del vento su medie di 5 minuti considerando tutti i dati disponibili. Nelle Figure 1.23 e 1.24 la stessa analisi è riportata in funzione della velocità del vento. Si osserva che all'aumentare della velocità del vento le concentrazioni di ossidi di azoto tendono ad essere più basse mentre questa dinamica non è particolarmente evidente sulle concentrazioni di particelle. Si osserva chiaramente che il settore di vento da O a N (270°-360°) presenta le massime concentrazioni di ossidi di azoto. Per le particelle la situazione è più complicata (soprattutto nella campagna estiva) in quanto anche se presente un picco di concentrazione in tale settore si osservano comunque concentrazioni rilevanti sia dal settore SO sia dal settore E e quindi dalla campagna intorno all'impianto seppure limitatamente a specifici periodi di misura.

Fig.1.17 Correlazioni fra le concentrazioni medie giornaliere di PM₁, PM_{2.5} e particelle relativamente alla campagna estiva.

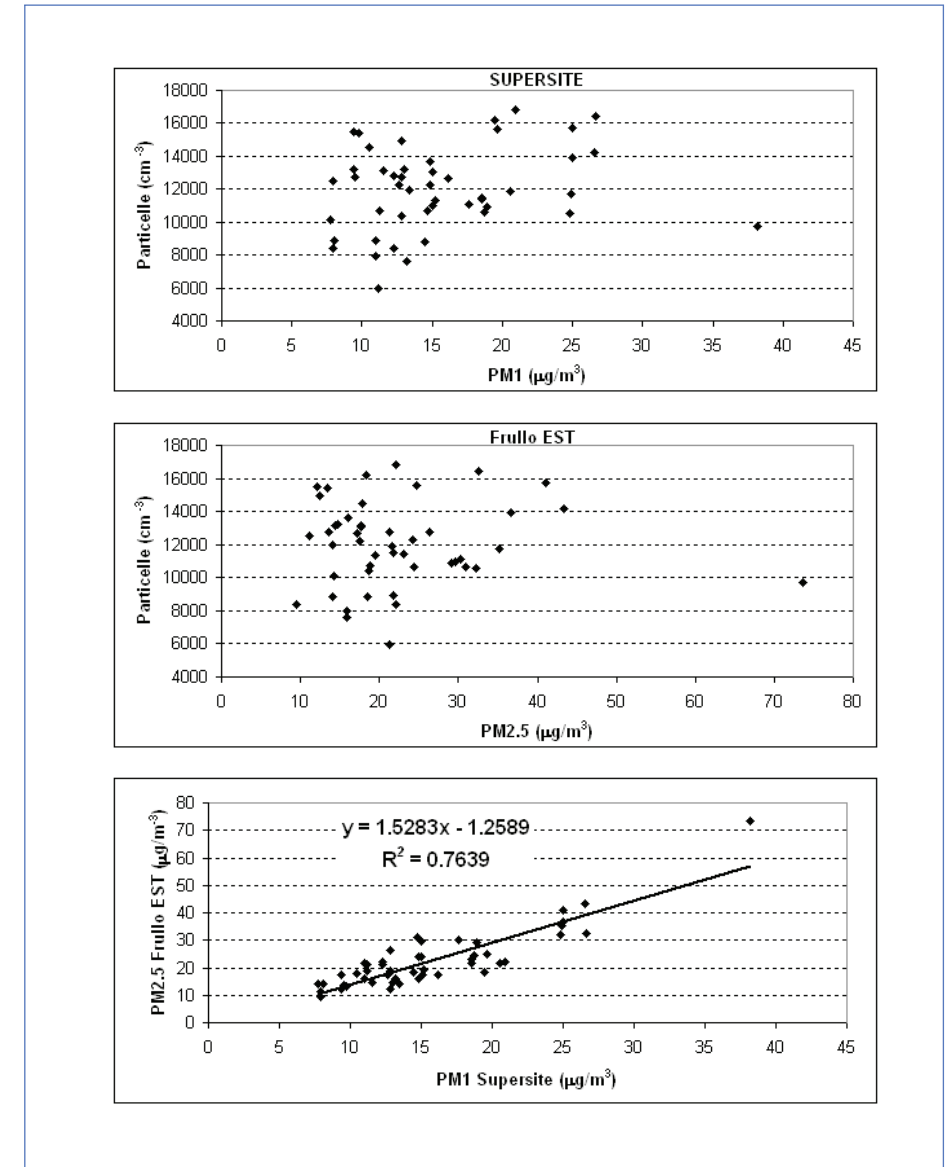


Fig.1.18 Correlazioni fra le concentrazioni medie giornaliere di PM₁, PM_{2.5} e particelle relativamente alla campagna invernale.

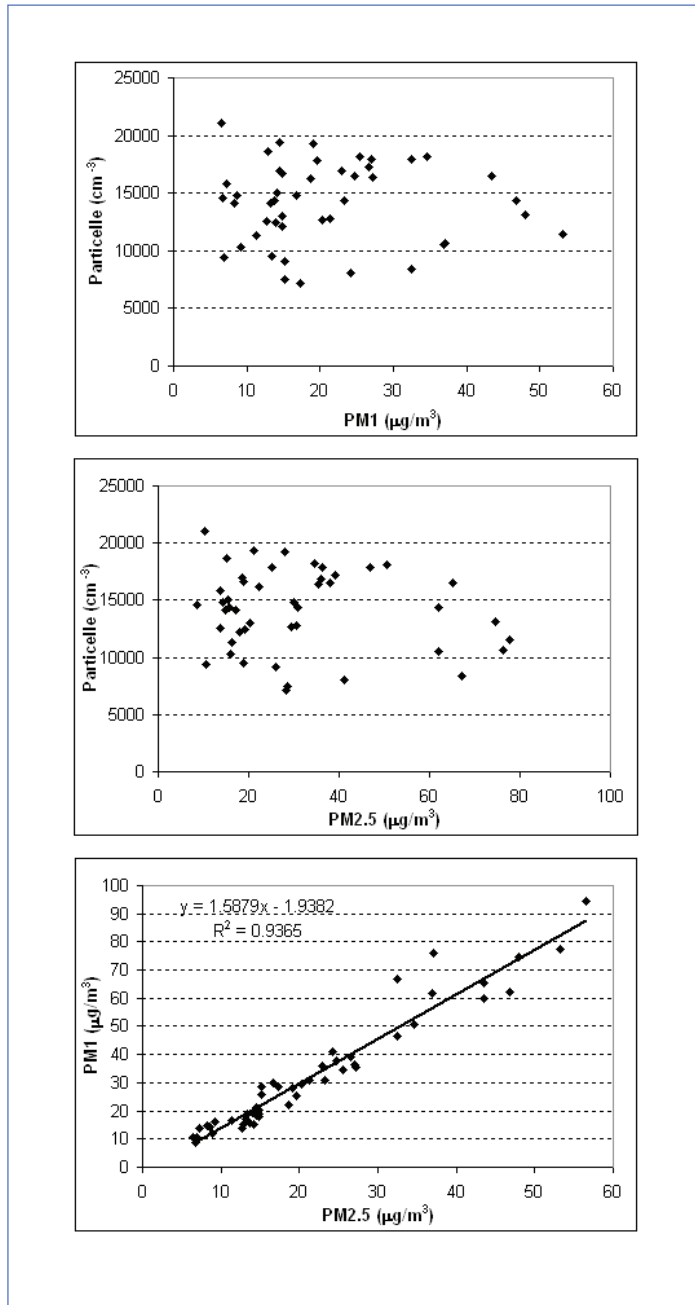


Fig.1.19 Concentrazioni medie (delle medie giornaliere) degli ossidi di azoto, delle particelle e dell'ozono, ottenute scorpendo i periodi feriali da quelli festivi e di fine settimana. I dati sono riferiti alla campagna di misura estiva.

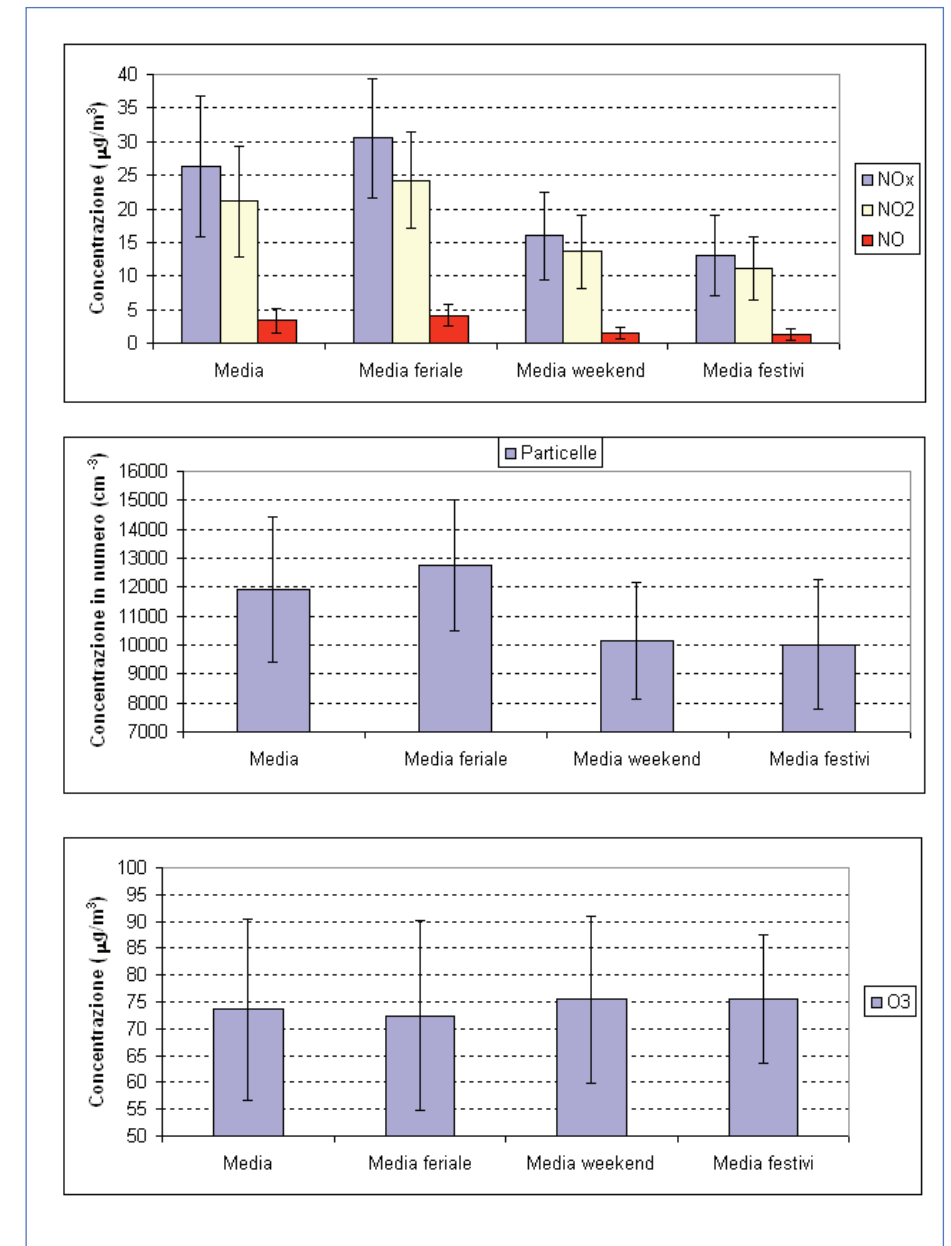


Fig.1.20 Concentrazioni medie (delle medie giornaliere) degli ossidi di azoto, delle particelle e dell'ozono, ottenute scorpendo i periodi feriali da quelli festivi e di fine settimana. I dati sono riferiti alla campagna di misura invernale.

Fig.1.21 Concentrazioni medie degli ossidi di azoto e delle particelle in funzione della direzione del vento su medie di 5 minuti per tutti i dati disponibili durante la campagna estiva.

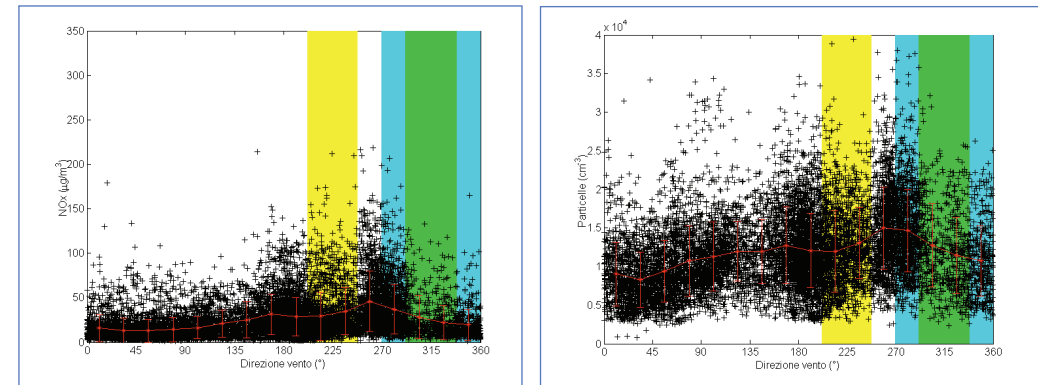


Fig.1.22 Concentrazioni medie degli ossidi di azoto e delle particelle in funzione della direzione del vento su medie di 5 minuti per tutti i dati disponibili durante la campagna invernale.

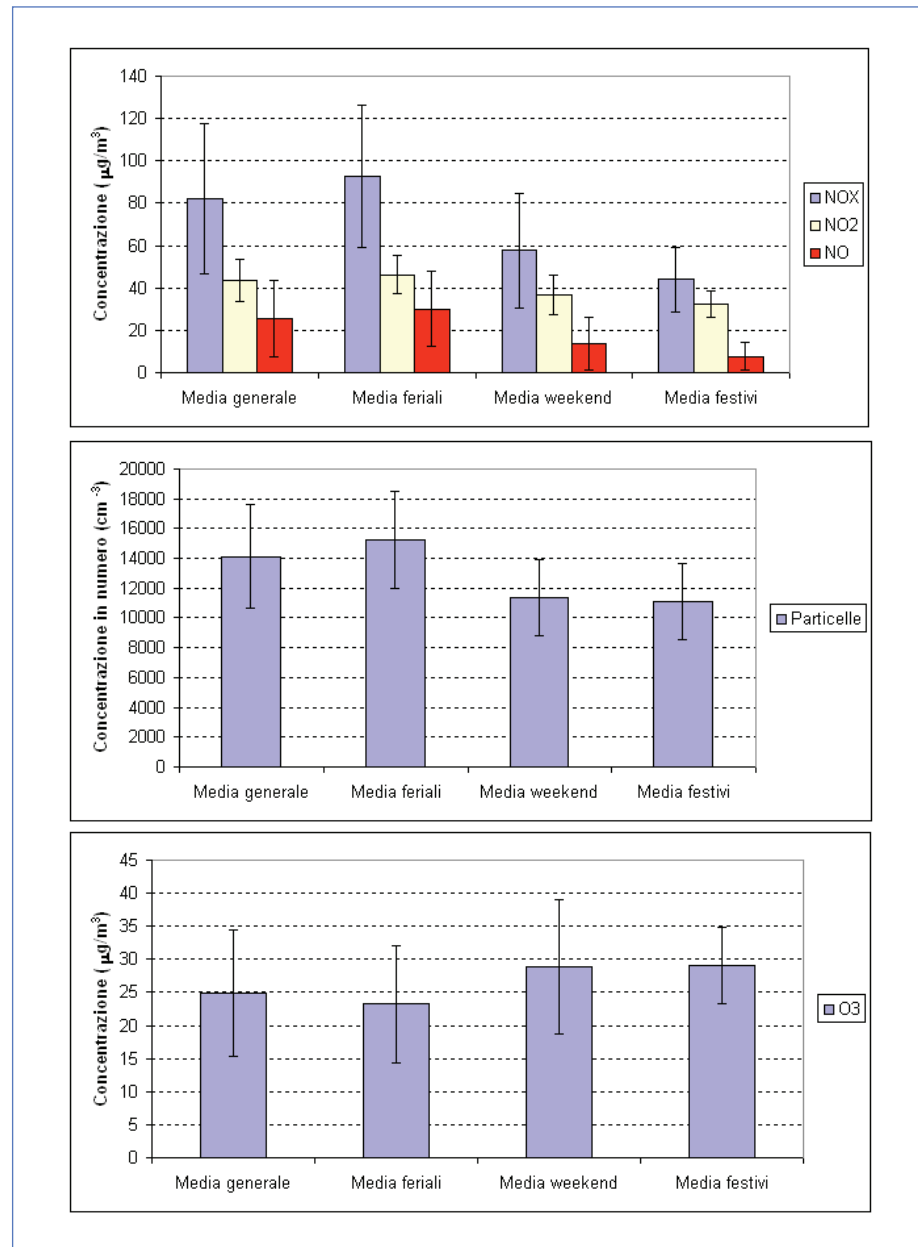
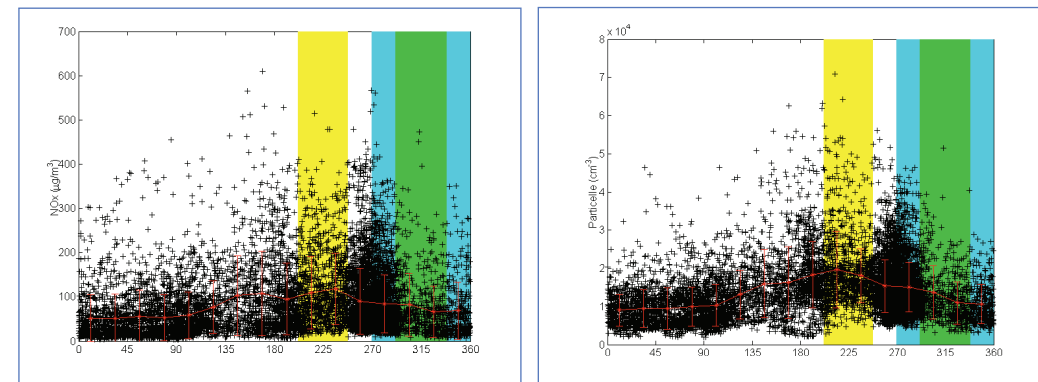


Fig.1.23 Concentrazioni medie degli ossidi di azoto e delle particelle in funzione della velocità del vento su medie di 5 minuti per tutti i dati disponibili durante la campagna estiva.

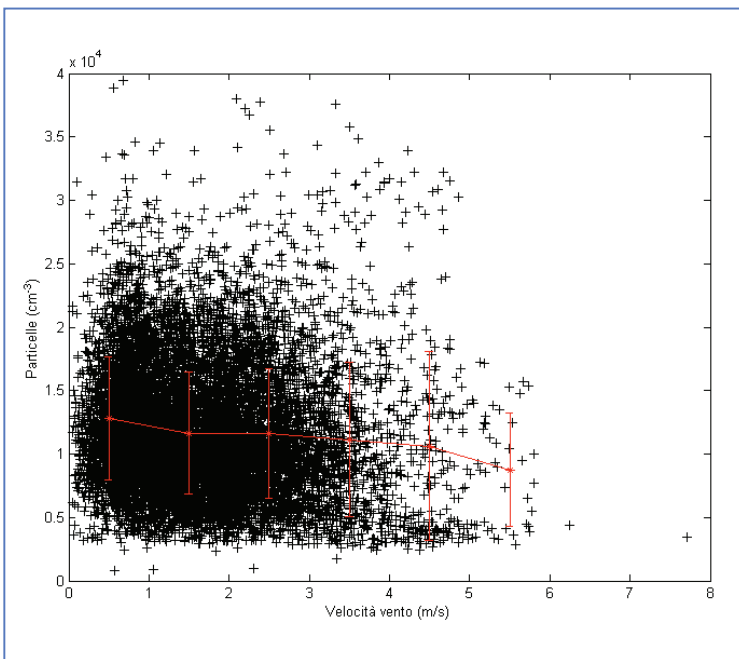
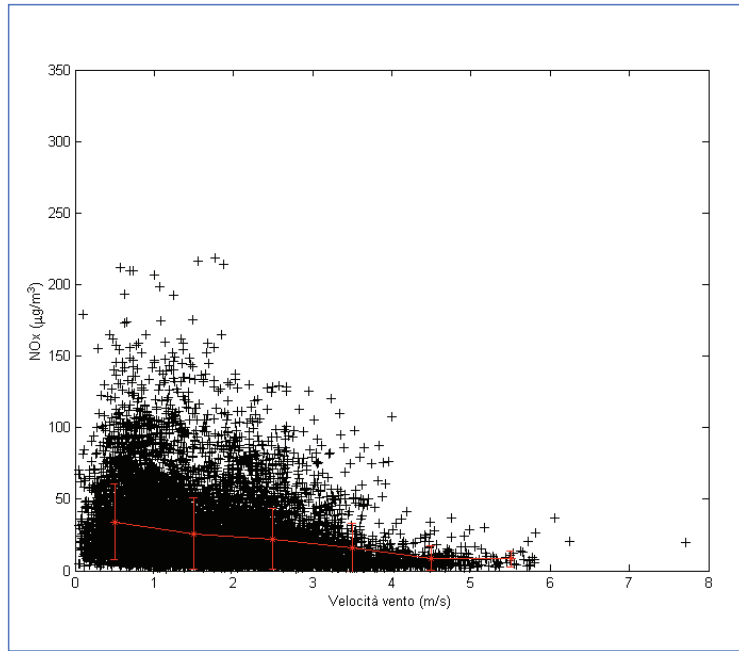


Fig.1.24 Concentrazioni medie degli ossidi di azoto e delle particelle in funzione della velocità del vento su medie di 5 minuti per tutti i dati disponibili durante la campagna invernale.

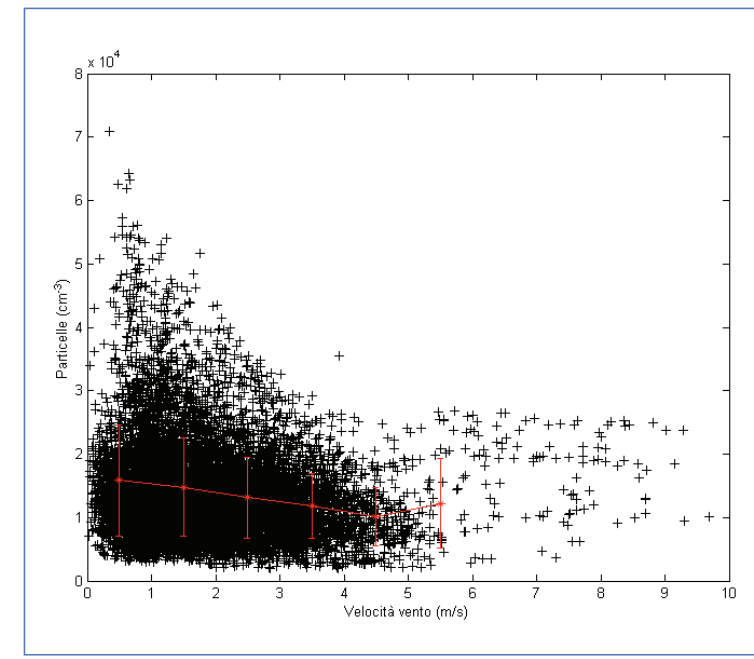
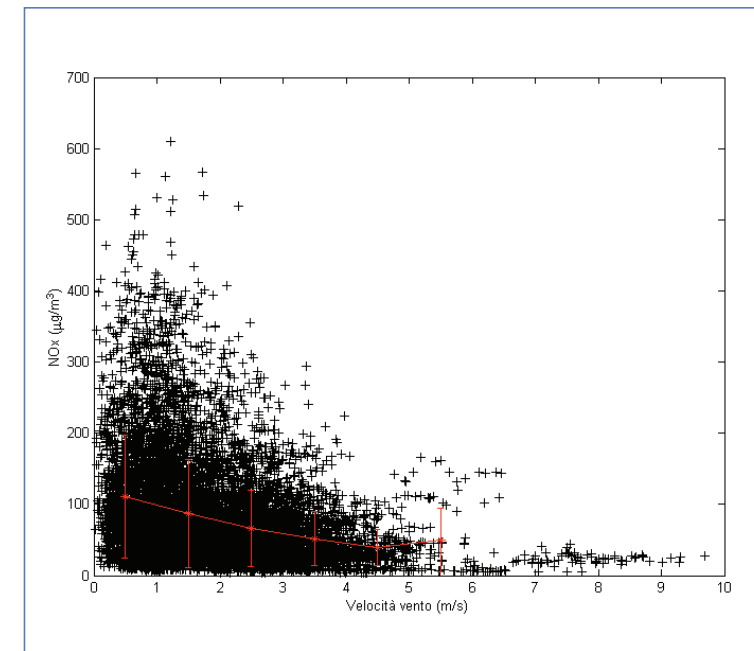


Fig.1.25 Dettaglio delle misure di ossidi di azoto relative al giorno 15/06/2008 in cui si hanno concentrazioni di particelle abbastanza elevate associate a deposizione con direzione del vento E.

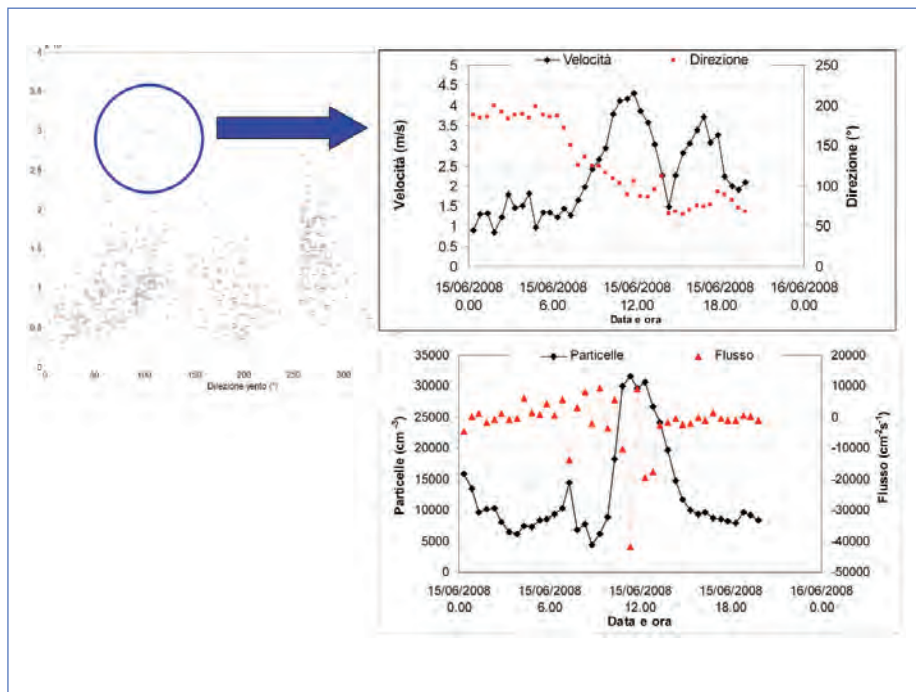
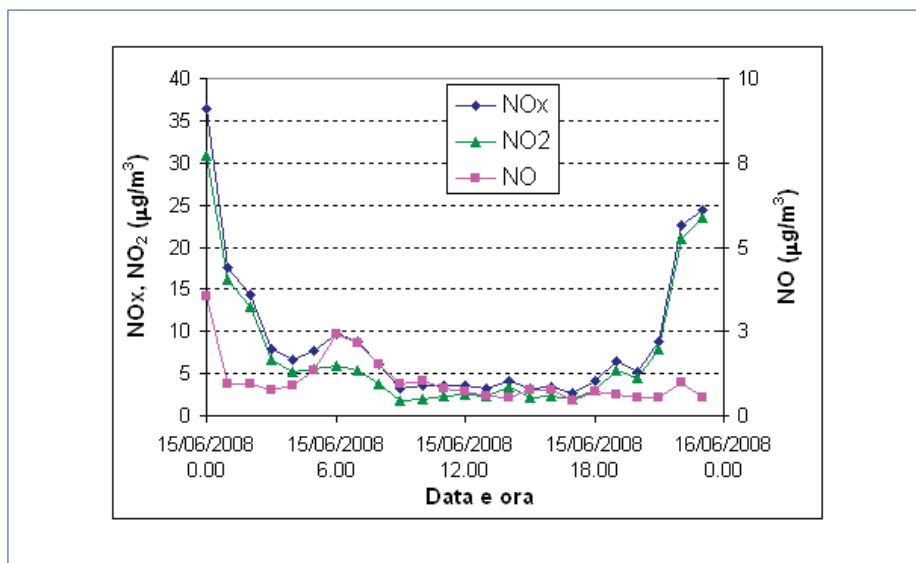


Fig.1.26 Dettaglio delle misure di ossidi di azoto relative al giorno 15/06/2008 in cui si hanno concentrazioni di particelle abbastanza elevate associate a deposizione con direzione del vento E.



Nelle Figure 1.25 e 1.26 si riporta l'analisi di uno dei periodi dove si osserva un picco di concentrazione di particelle (non visibile sugli ossidi di azoto) associato alla direzione E (e quindi alla campagna intorno all'impianto). Si osserva che si ha una nube di inquinanti che viene prima spostata verso il settore NNE e poi riportata verso S-SO. In questa fase si osserva un netto incremento di concentrazione associato ad una deposizione (flusso verticale negativo). E' possibile che ci sia stato un contributo dell'impianto (eventualmente mescolato ad un contributo urbano da lunga distanza).

Un altro caso di picchi di concentrazione (relativamente brevi ma intensi) dal settore NE-E associati a venti di circa 2 m/s sono stati osservati sabato 28/06/2008 come mostrato in Figura 1.27. Tali picchi sono osservabili sia sulle particelle sia sugli ossidi di azoto e sono associati alle massime fluttuazioni di concentrazione misurate in tutta la campagna di misura. E' possibile che ci sia stato un contributo delle attività agricole intorno all'impianto (ad esempio taglio del grano) o comunque di una sorgente locale molto vicina al sito che ha contribuito in questa occasione all'inquinamento misurato. Si sottolinea che le operazioni di taglio di erba possono creare significative fluttuazioni di concentrazione di particelle ultrafini (Drewnick et al 2008).

I dati indicano la presenza, in termini medi, di un pattern giornaliero specifico (nei giorni feriali) come mostrato in Figura 1.28. Si osserva la presenza di una struttura di picchi di concentrazione con un massimo la mattina presto (intorno alle 6-7) ed uno la sera tardi (intorno alle 20). Nella Figura 1.29 si riportano invece degli esempi di giorni festivi. In tali casi le concentrazioni sono significativamente più basse e l'andamento giornaliero è più variabile senza specifiche ciclicità seppure in alcuni casi è visibile il picco della mattina presto soprattutto per NOx. In particolare il picco della sera tardi è quello che mostra la maggiore variabilità sia come intensità sia come posizione oraria. E' possibile che ci sia un effetto di correlazione con la micrometeorologia ed in particolare dei casi di intrappolamento di inquinanti nello strato limite stabile notturno.

Nella Figura 1.30 si riporta il pattern medio di concentrazione di NOx e di particelle per i giorni feriali ed i giorni del fine settimana per la campagna estiva. Nella Figura 1.31 la stessa analisi è riportata per la campagna invernale. Le barre verticali rappresentano una deviazione standard dei dati. I dati evidenziano un picco la mattina presto sia per gli ossidi di azoto sia per le particelle. La sera si osserva in termini medi un lento aumento di concentrazione che potrebbe essere correlato in parte con

le emissioni serali ed in parte con l'intrappolamento degli inquinanti all'interno dello strato limite stabile. Per entrambi gli inquinanti è sostanziale la differenza fra pattern feriale e pattern festivo. Nella Figura 1.26 le barre rappresentano la variabilità dei dati a livello di una deviazione standard.

Nella Figura 1.32 si riportano i pattern giornalieri del flusso di particelle e della velocità di deposizione, per la campagna estiva, separando i giorni feriali dai fine settimana. Nella Figura 1.33 la stessa analisi è riportata per la campagna di misura invernale. Le barre verticali riportate nelle Figure rappresentano il range interquartile dei dati disponibili. Si osserva che nei fine settimana il flusso di aerosol è significativamente inferiore rispetto al flusso medio osservato nei giorni feriali confermando la presenza di un contributo alle particelle atmosferiche delle emissioni urbane (da traffico). L'andamento osservato con un flusso medio positivo nelle ore diurne ed un flusso trascurabile nelle ore notturne è infatti tipico delle aree urbane (Martinez et al 2009).

Fig.1.27 Dettaglio delle concentrazioni di particelle e della deviazione standard su medie di 5 minuti e dettaglio delle concentrazioni di ossidi di azoto. I dati sono riferiti al 28/06/2008.

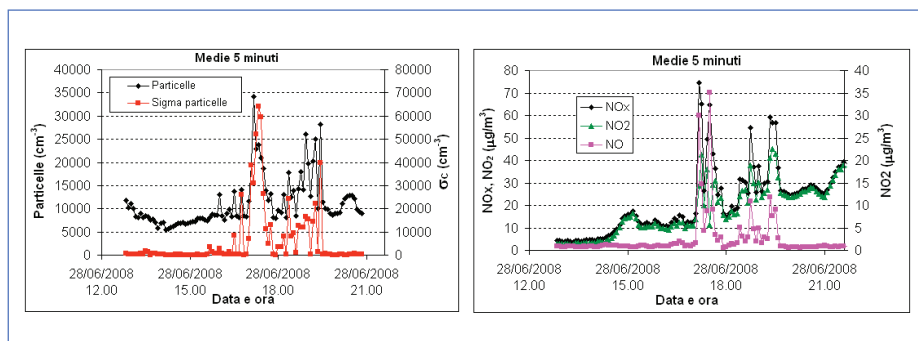


Fig.1.28 Esempi di andamento delle concentrazioni orarie di NOx e particelle in giorni feriali.

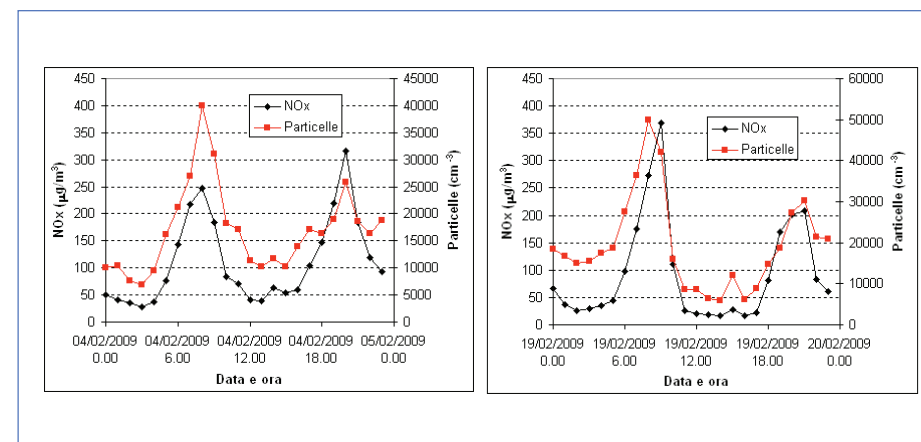
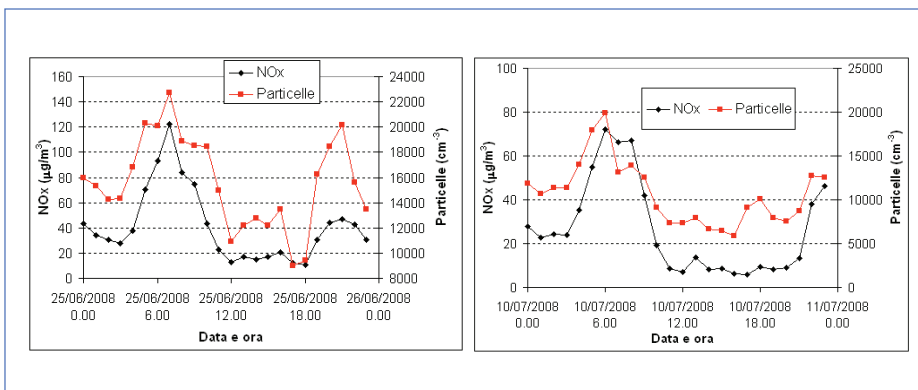
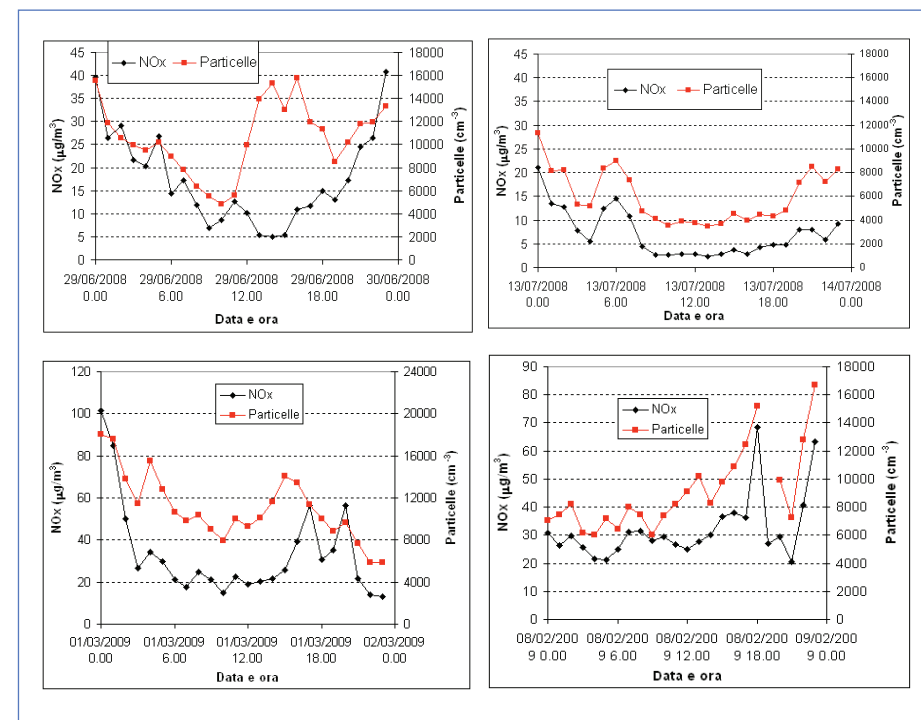


Fig.1.29 Esempi di andamento delle concentrazioni orarie di ossidi di azoto e particelle in giorni festivi.

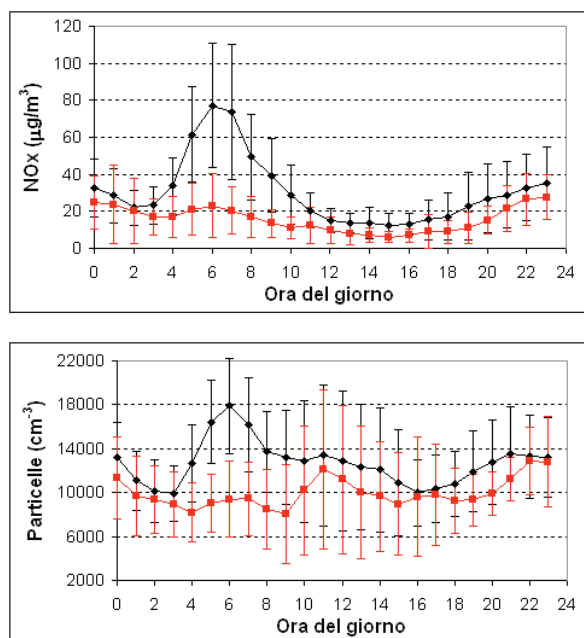


La limitata correlazione media fra particelle ed ossidi di azoto, osservata specialmente nella campagna estiva, è, almeno in parte, dovuta alla presenza, sulla concentrazione di particelle, di picchi di concentrazione nelle ore diurne centrali della giornata spesso non associati ad analoghi picchi nella concentrazione di ossidi di azoto.

Questa tipologia di picchi è stata osservata prevalentemente nella campagna di misura estiva. Si sottolinea che nelle aree urbane l'andamento delle particelle presenta spesso dei massimi centrali alla giornata. Ad esempio in Williams et al (2000) si riporta che a Manchester le particelle nel modo di nucleazione hanno in media un massimo al centro della giornata mentre i modi di Aitken e di accumulazione hanno due massimi (mattina presto e sera) maggiormente correlati con gli andamenti degli ossidi di azoto.

Nella Figura 1.34 si riporta un esempio per il 23/06/2008. Si osserva la presenza di un picco di concentrazione di particelle alle ore 12 essenzialmente non visibile su NOx (è appena accennato). In questo caso la direzione del vento associata al periodo del picco è fra O e N ed è compatibile con un contributo dell'impianto. Tuttavia la concentrazione di ossidi di azoto non mostra un picco evidente come ci si aspetterebbe da una emissione dell'impianto. Il flusso verticale turbolento è sostanzialmente nullo durante il periodo del picco, mentre è positivo sia prima sia dopo il picco.

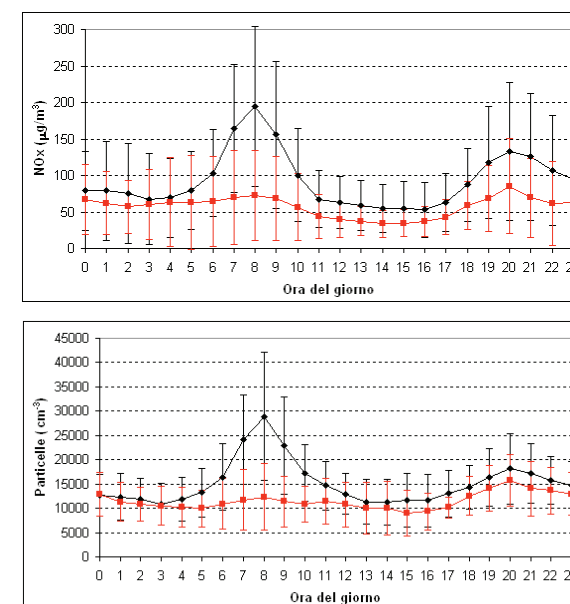
Fig. 1.30 Andamento orario medio delle concentrazioni di NOx e particelle separando i giorni feriali (colore nero) da quelli festivi (colore rosso). Le barre indicano la variabilità dei dati (1 deviazione standard) per la campagna di misura estiva.



Un altro esempio di picco di concentrazione di particelle nelle ore centrali della giornata non presente sulle concentrazioni di gas è osservabile nelle Figure 1.35 e 1.36 per il giorno 17/07/2008. In tale giorno era operativo il contatore ottico di particelle (OPC) Grimm 1.108 collegato alla sonda sul tetto del Laboratorio Mobile. I risultati delle misure per i primi due canali dell'OPC sono riportate in Figura 1.36. Il confronto fra la concentrazione di particelle e le misure del contatore ottico Grimm 1.108 mostrano che l'aumento di particelle è più evidente per le piccole dimensioni. Nella Figura 1.36 è riportato anche l'andamento del flusso verticale turbolento di particelle confrontato con quello delle concentrazioni di particelle. Si osserva che il periodo del picco è caratterizzato da flussi sostanzialmente nulli che diventano significativamente positivi subito dopo il picco.

Un altro caso è stato osservato il giorno 24/06/2008 come mostrato nella Figura 1.37. Si osserva la presenza di un picco di concentrazione di particelle nelle ore centrali della giornata associato a direzioni del vento compatibili con un contributo dall'impianto. Tale contributo non è rilevante su NOx dove è appena accennato. Il flusso verticale turbolento (Figura 1.37) è positivo nella prima fase (dove si osserva anche il breve picco di NOx) e tende ad abbassarsi successivamente.

Fig.1.31 Andamento orario medio delle concentrazioni di NOx e particelle separando i giorni feriali (colore nero) da quelli festivi (colore rosso). Le barre indicano la variabilità dei dati (1 deviazione standard) per la campagna di misura invernale.



Durante la campagna invernale sono stati evidenziati tre giorni con un chiaro picco di concentrazione di particelle nelle ore centrali della giornata non correlati con le concentrazioni degli ossidi di azoto. I dati corrispondenti sono riportati nelle Figure 1.38 (per il giorno 18/2/2009), 1.39 (per il giorno 8/3/2009) e 1.40 (per il giorno 9/3/2009). Il primo caso (18/2/2009) presenta un picco di concentrazione di particelle associato a vento dal settore NE-E in un periodo di intensificazione del vento. I flussi presentano valori sostanzialmente nulli (in termini medi). In questo caso si ha probabilmente un trasporto da lunga distanza influenzato dalla meteorologia (incremento di velocità del vento). Il caso del 9/3/2009 è simile al precedente con un picco di concentrazione associato ad un periodo di intensificazione del vento. Tuttavia in questo caso la direzione del vento è dal settore ONO con flussi positivi ed è quindi possibile una emissione dall'impianto seppure sembra essere una emissione in prossimità del suolo. Nel caso del 8/3/2009 si ha un andamento con un picco di particelle in un periodo di vento debole in fase di rotazione dal settore O al settore N. In questo caso è possibile avere un contributo dall'impianto e si osservano flussi verticali molto oscillanti con valori anche negativi che potrebbero indicare un contributo di ricadute al suolo.

Il giorno 08/07/2008 (Figura 1.41) presenta un andamento delle concentrazioni di NOx e di particelle completamente diverso. Infatti la concentrazione di NOx mostra un massimo la mattina presto che è solo accennato nella concentrazione di particelle. Questa ultima mostra invece un chiaro massimo intorno alle ore 12 assolutamente non visibile sui gas di combustione (ossidi di azoto). I flussi verticali turbolenti sono positivi per gran parte della giornata (dalle 6 alle 17) ed il picco avviene in un periodo di direzione del vento da NO compatibile con un contributo dell'impianto. In questo periodo era operativo anche il secondo CPC che campionava dalla sonda posta sul tetto del Laboratorio Mobile. Il confronto fra le concentrazioni misurate dai due CPC è riportato in Figura 1.42. Si osserva che mediamente la concentrazione del CPC a 2.5 m è più alta per gran parte della giornata e questo è compatibile con un flusso positivo associato al gradiente verticale negativo di concentrazione. Inoltre il picco della mattina presto è più visibile in vicinanza del suolo e potrebbe quindi effettivamente essere dovuto a sorgenti al livello del suolo.

Nella Figura 1.43 si riportano alcuni dati relativi al giorno 30/06/2008 in cui è presente un picco di concentrazione di particolato (intorno alle ore 12) non particolarmente evidente sulle concentrazioni di NOx che è associato a direzioni del vento dal setto-

re NNO-N con flussi verticali oscillanti che includono anche casi di deposizione. Potrebbe essere presente un contributo dall'impianto essendovi delle ricadute al suolo di particelle.

Nella Figura 1.44 si riportano alcuni dati relativi al giorno 05/02/2009 (campagna invernale). Si osserva un breve periodo (fra le 12 e le 18) con direzione del vento nel settore O-NO e bassa velocità del vento in cui è presente un picco di concentrazione di particelle (visibile anche sugli ossidi di azoto seppure meno evidente) con flussi essenzialmente positivi che potrebbe essere associato ad emissioni dell'impianto.

Nella Figura 1.45 si riportano alcuni dati relativi al giorno 06/02/2009. Intorno alle ore 12 e nel primo pomeriggio si osserva un picco di concentrazione di particelle e di ossidi di azoto associato a direzioni del vento dal settore O con flusso mediamente positivo e qualche oscillazione. E' possibile un contributo dell'impianto.

Nella Figura 1.46 si riportano alcuni dati relativi al giorno 07/02/2009 in cui è presente contributo da traffico veicolare per l'intera giornata.

Nella Figura 1.47 si riportano alcuni dati relativi al giorno 15/02/2009 in cui, intorno alle ore 12 si ha un periodo di rotazione del vento dal settore NO a NE (vento deboli) con forti oscillazioni del flusso verticale. Non è tuttavia chiaro se ci sia un contributo dall'impianto.

Nella Figura 1.48 si riportano alcuni dati relativi al giorno 21/02/2009 in cui c'è un periodo piuttosto ampio con vento associato a direzioni dal settore O-N in cui è potenzialmente possibile un contributo dell'impianto.

Nella Figura 1.49 si riportano alcuni dati per il giorno 01/03/2009 in cui è presente un picco di concentrazione di particelle nel pomeriggio visibile anche sulle concentrazioni di ossidi di azoto associato a calma di vento con direzione tendenzialmente dal settore dell'impianto. I flussi verticali sono oscillanti con valori sia positivi sia negativi e quindi compatibili con un contributo dal pennacchio.

Fig.1.32 Andamento orario medio giornaliero dei flussi verticali di particelle (in alto) e della velocità di deposizione (in basso). L'analisi è stata fatta separando i giorni feriali dai fine settimana. Le barre verticali indicano il range interquartile. I dati sono riferiti alla campagna estiva.

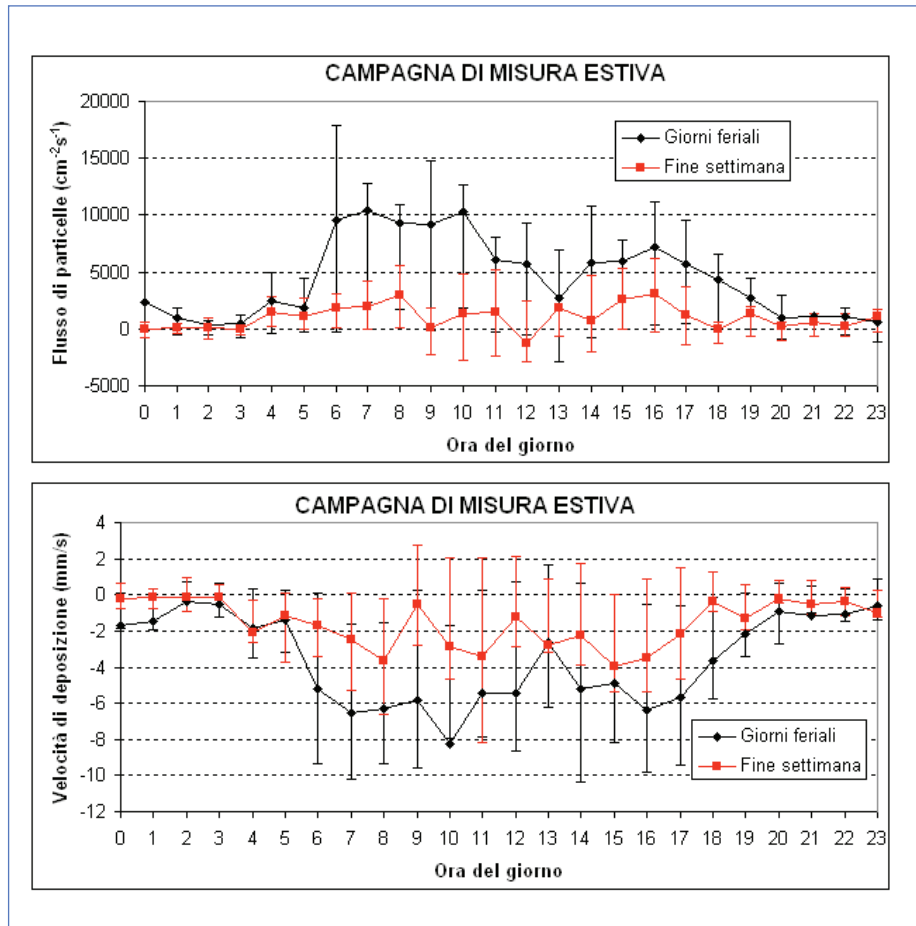


Fig.1.33 Andamento orario medio giornaliero dei flussi verticali di particelle (in alto) e della velocità di deposizione (in basso). L'analisi è stata fatta separando i giorni feriali dai fine settimana. Le barre verticali indicano il range interquartile. I dati sono riferiti alla campagna invernale.

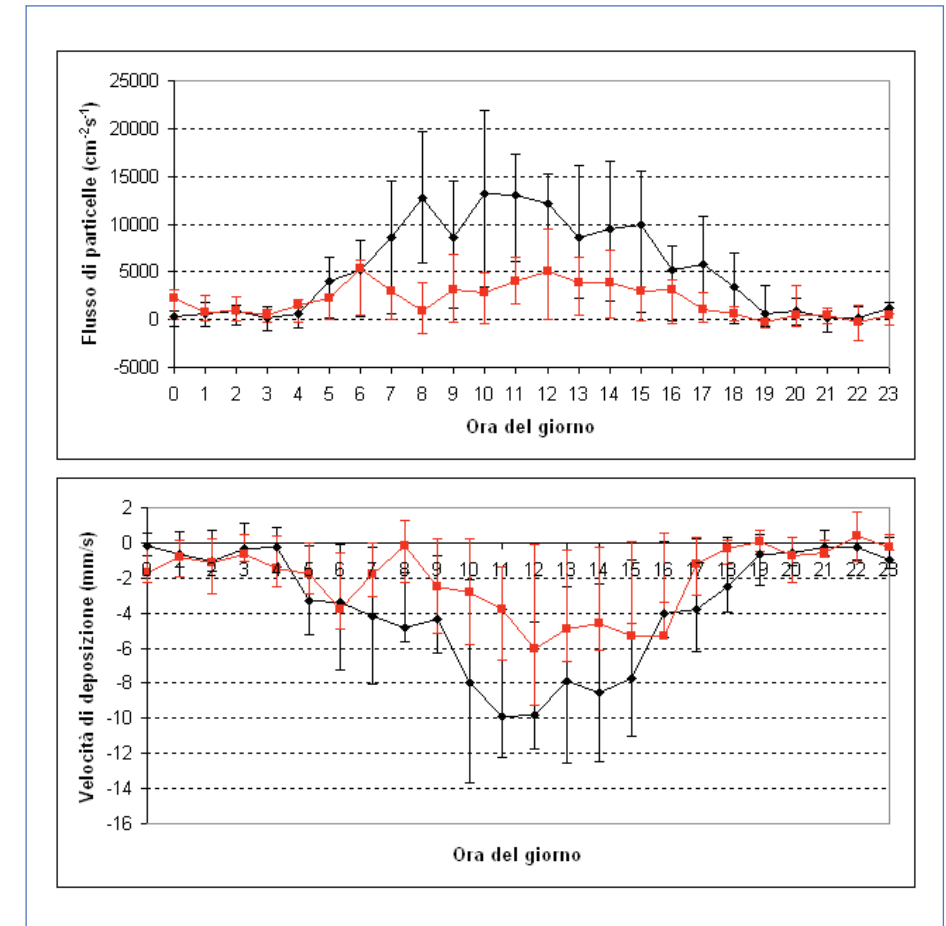


Fig. 1.34 Dall'alto in basso. Andamenti orari delle concentrazioni di NOx e particelle; andamento a 30 minuti della direzione del vento e delle particelle; andamento dei flussi verticali turbolenti delle particelle. I dati sono riferiti al giorno 23/06/2008.

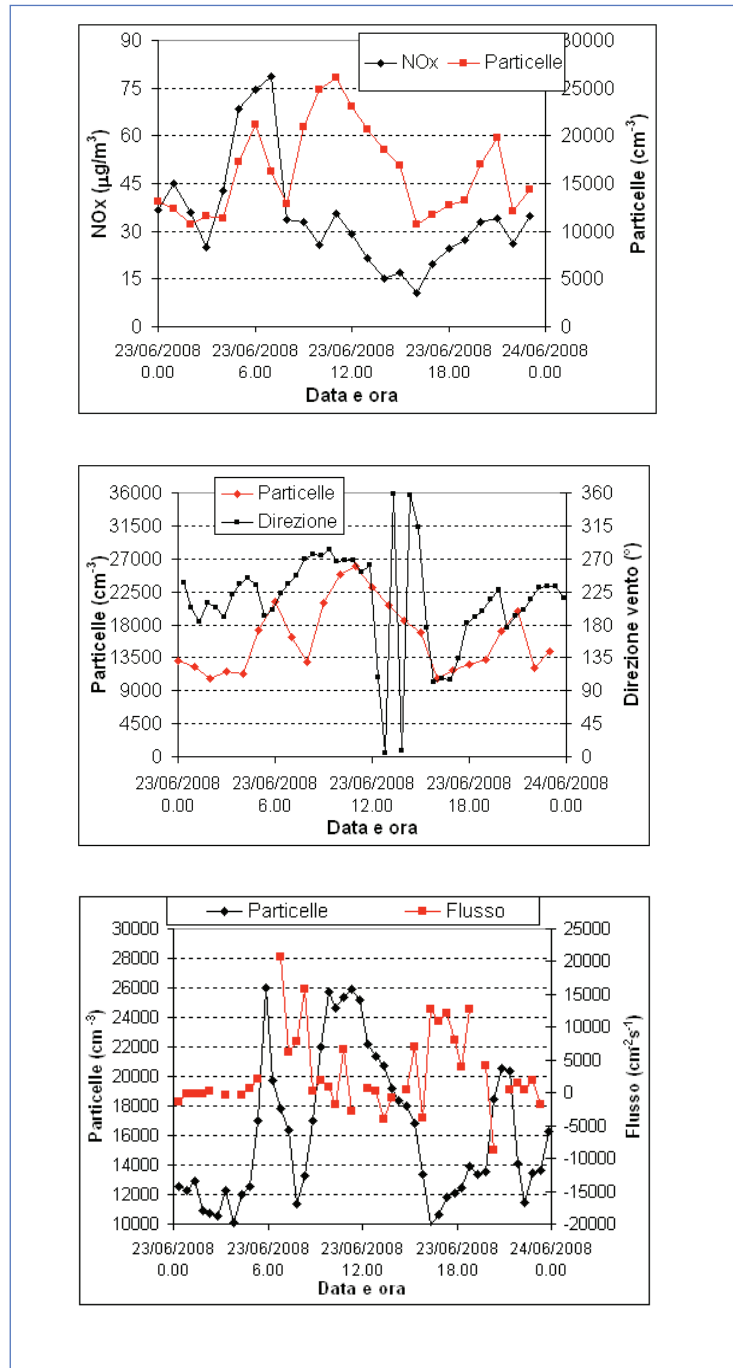


Fig. 1.35 Da sinistra a destra. Andamento orario delle concentrazioni di NOx e particelle; andamento a 30 minuti di particelle e direzione del vento per il giorno 17/07/2008.

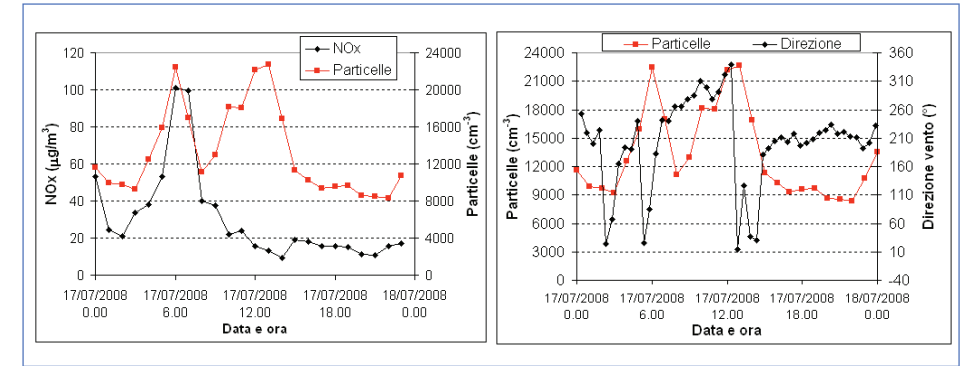


Fig. 1.36 Da sinistra a destra. Andamento delle concentrazioni di particelle e di particelle fini rilevate con il contatore ottico (OPC) Grimm. Andamento a 30 minuti della concentrazione di particelle e del flusso verticale turbolento per il giorno 17/07/2008.

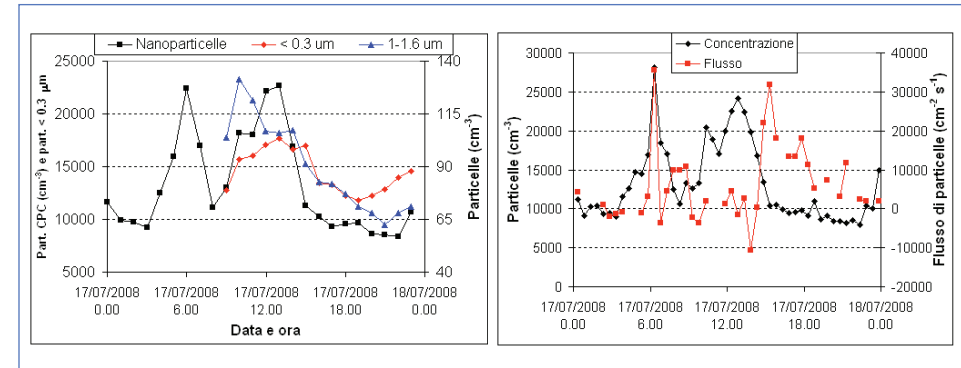


Fig. 1.37 Dall'alto in basso. Andamento orario di concentrazione di NOx e particelle; andamento a 30 minuti della concentrazione di particelle e della direzione del vento; andamento a 30 minuti della concentrazione di particelle e del relativo flusso verticale turbolento. I dati sono relativi al giorno 24/06/2008.

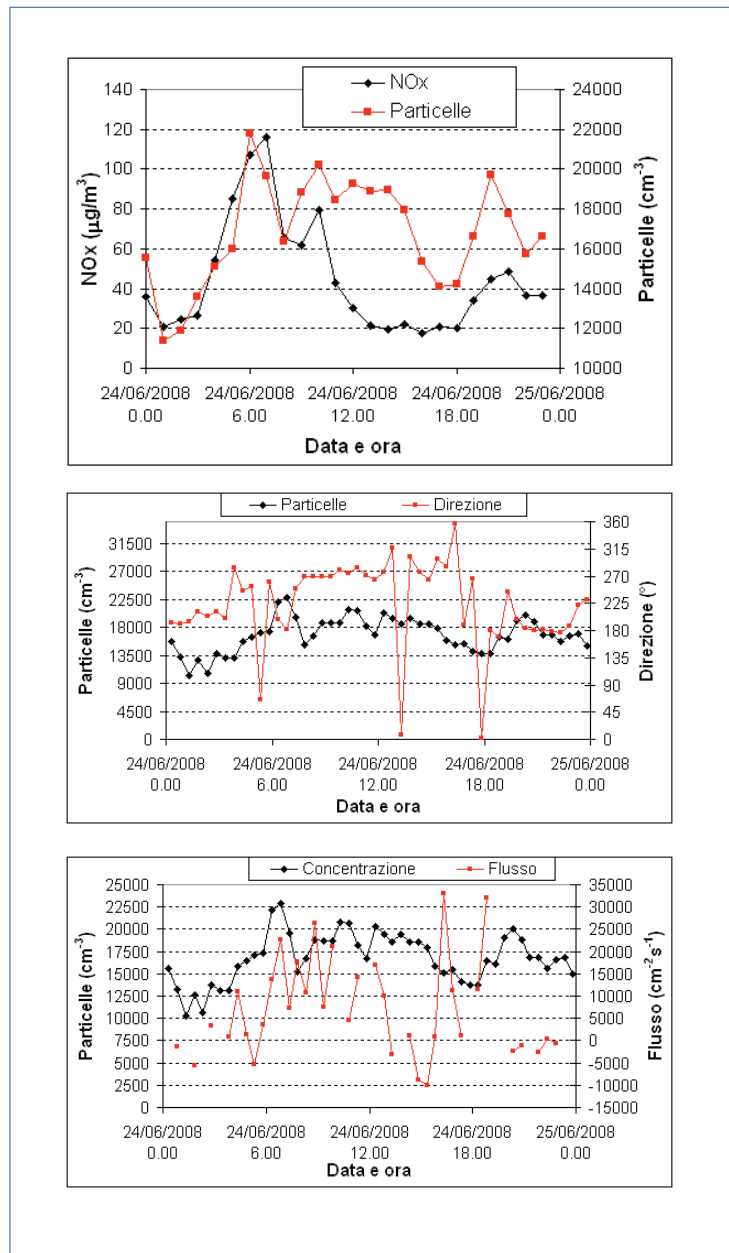


Fig. 1.38 Dall'alto in basso. Andamento orario di concentrazione di NOx e particelle; andamento della direzione e della velocità del vento; andamento della concentrazione e del flusso di particelle. I dati sono riferiti al giorno 18/02/2009.

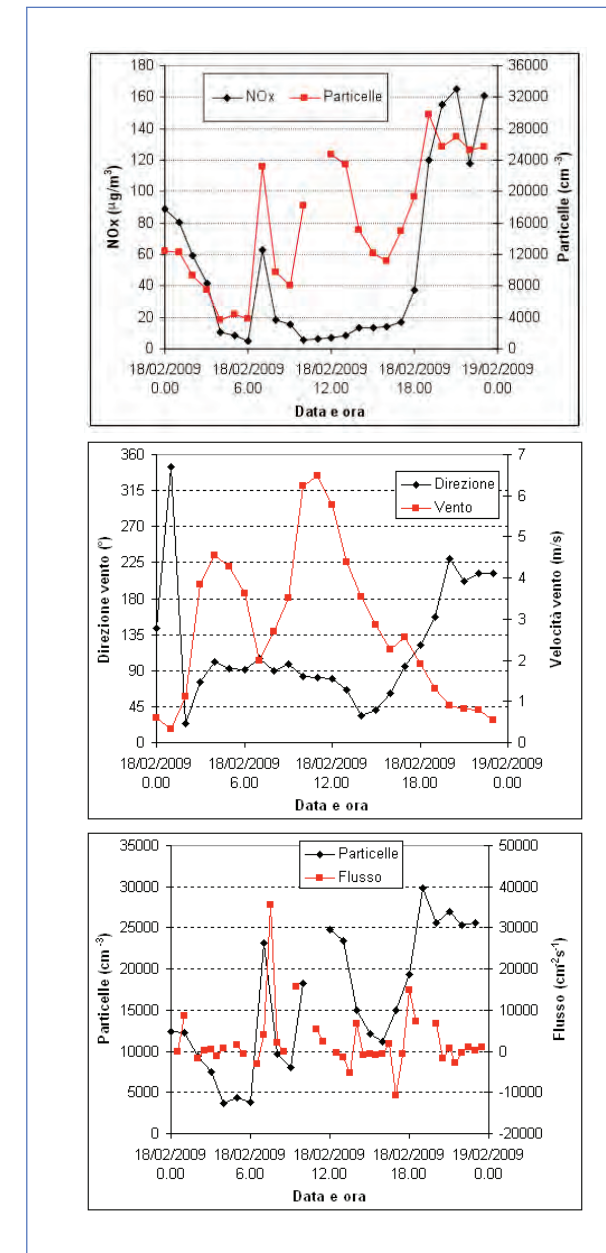


Fig. 1.39 Dall'alto in basso. Andamento orario di concentrazione di NOx e particelle; andamento della direzione e della velocità del vento; andamento della concentrazione e del flusso di particelle. I dati sono riferiti al giorno 08/03/2009.

Fig. 1.40 Dall'alto in basso. Andamento orario di concentrazione di NOx e particelle; andamento della direzione e della velocità del vento; andamento della concentrazione e del flusso di particelle. I dati sono riferiti al giorno 09/03/2009.

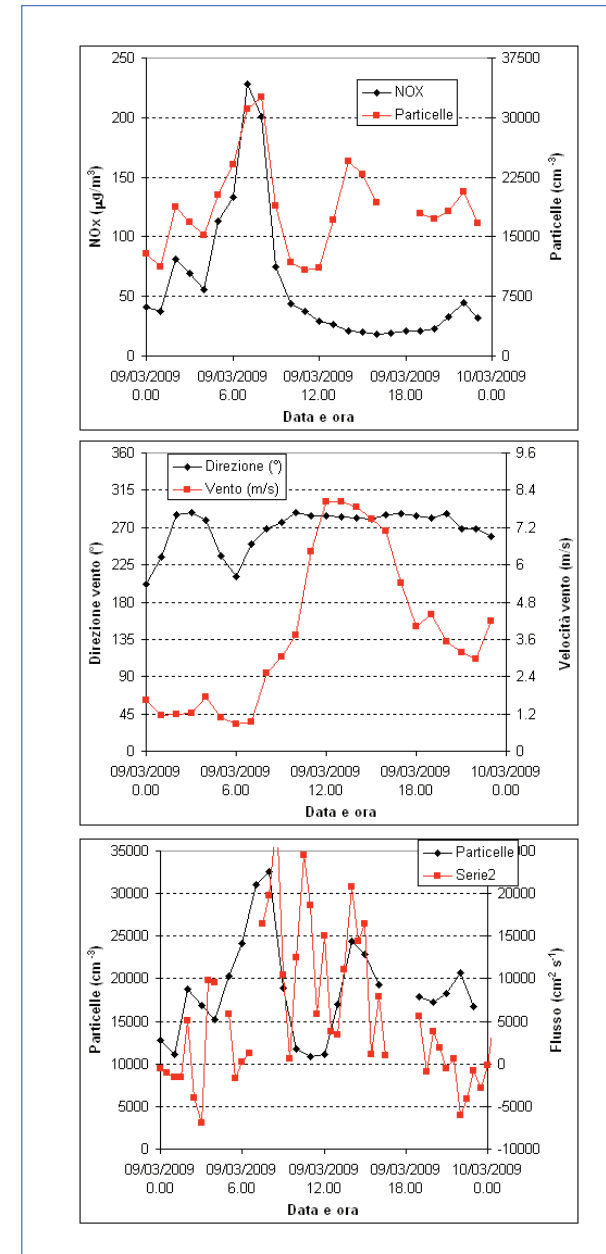
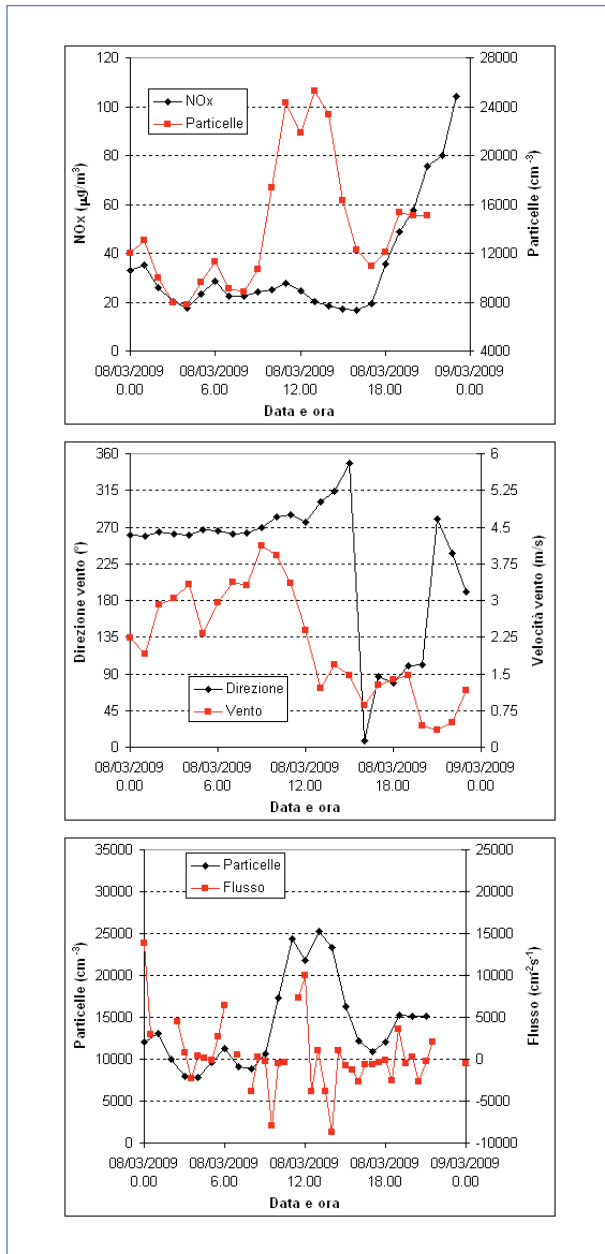


Fig. 1.41 Dall'alto in basso. Andamento orario delle concentrazioni di NOx e particelle; andamento a 30 minuti della concentrazione di particelle e della direzione del vento; andamenti a 30 minuti dei flussi verticali turbolenti di particelle e della concentrazione di particelle. I dati sono relativi al giorno 08/07/2008.

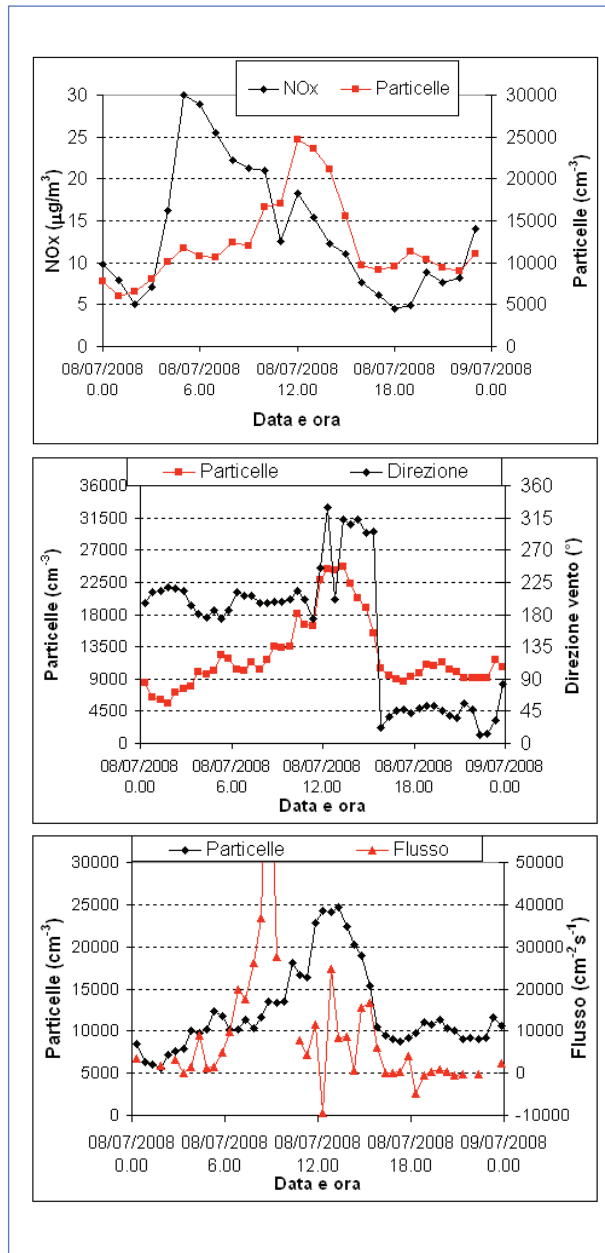


Fig. 1.42 Confronto fra le concentrazioni orarie dei due CPC. I dati sono relativi al giorno 08/07/2008.

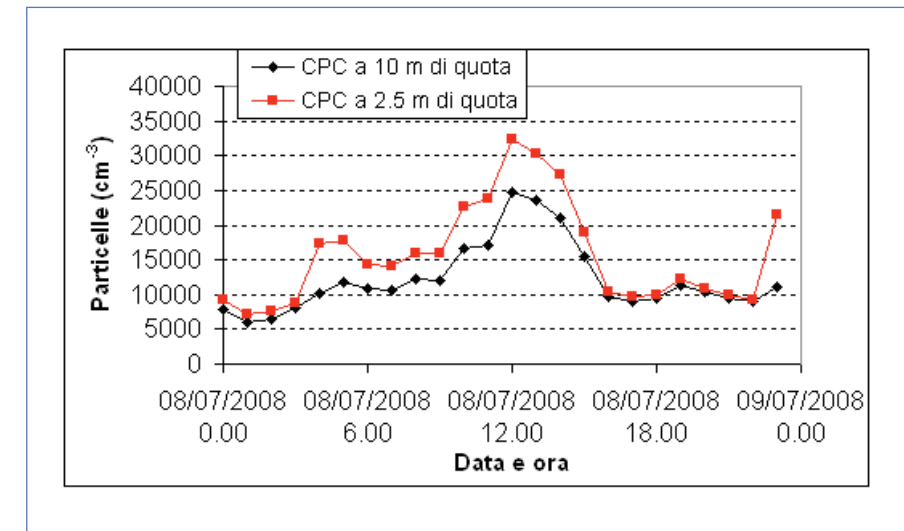


Fig. 1.43 Dall'alto in basso. Andamento orario di concentrazione di NOx e particelle; andamento della direzione e della velocità del vento; andamento della concentrazione e del flusso di particelle. I dati sono riferiti al giorno 30/06/2008.

Fig. 1.44 Dall'alto in basso. Andamento orario di concentrazione di NOx e particelle; andamento della direzione e della velocità del vento; andamento della concentrazione e del flusso di particelle. I dati sono riferiti al giorno 05/02/2009.

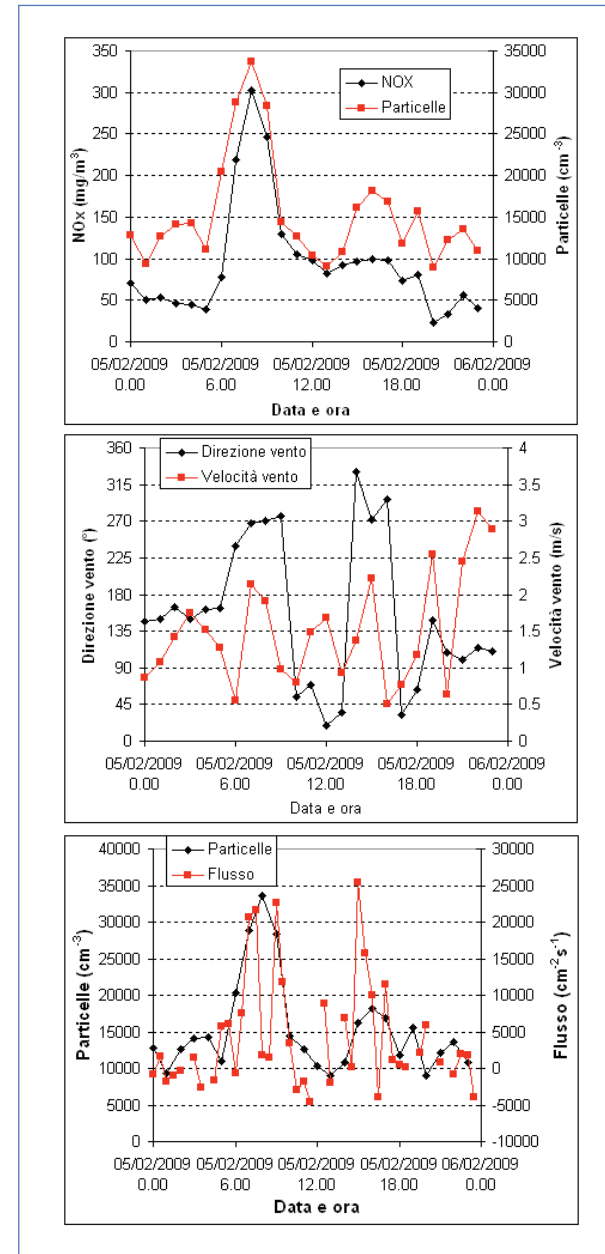
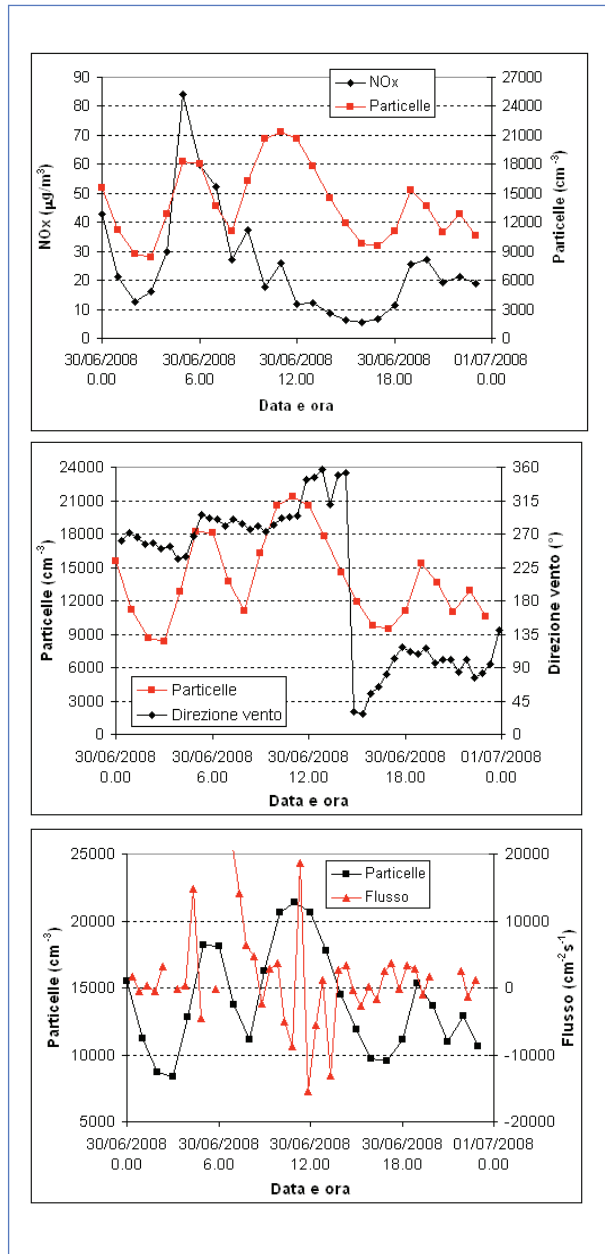


Fig. 1.45 Dall'alto in basso. Andamento orario di concentrazione di NOx e particelle; andamento della direzione e della velocità del vento; andamento della concentrazione e del flusso di particelle. I dati sono riferiti al giorno 06/02/2009.

Fig. 1.46 Dall'alto in basso. Andamento orario di concentrazione di NOx e particelle; andamento della direzione e della velocità del vento; andamento della concentrazione e del flusso di particelle. I dati sono riferiti al giorno 07/02/2009.

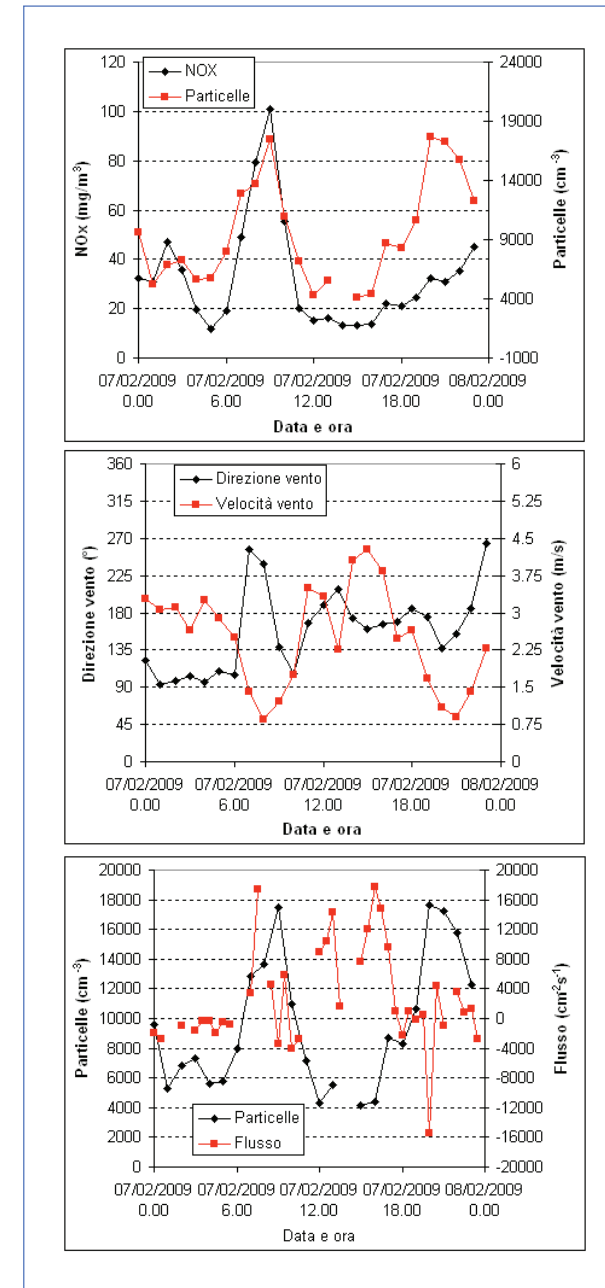
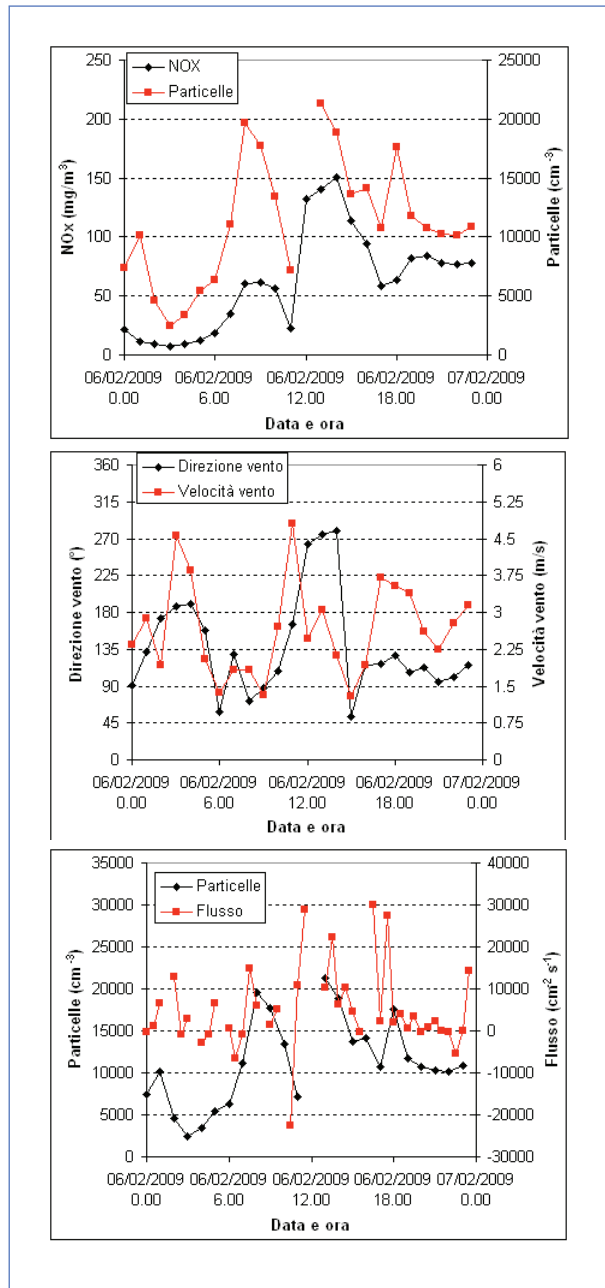


Fig. 1.47 Dall'alto in basso. Andamento orario di concentrazione di NOx e particelle; andamento della direzione e della velocità del vento; andamento della concentrazione e del flusso di particelle. I dati sono riferiti al giorno 15/02/2009.

Fig. 1.48 Dall'alto in basso. Andamento orario di concentrazione di NOx e particelle; andamento della direzione e della velocità del vento; andamento della concentrazione e del flusso di particelle. I dati sono riferiti al giorno 21/02/2009.

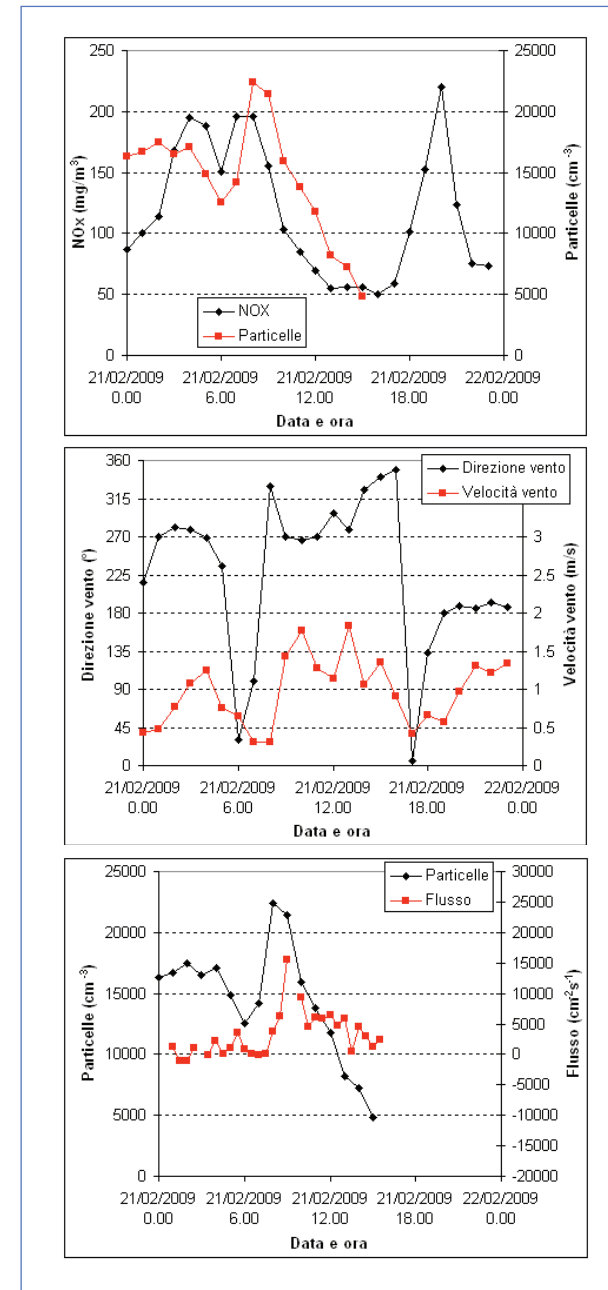
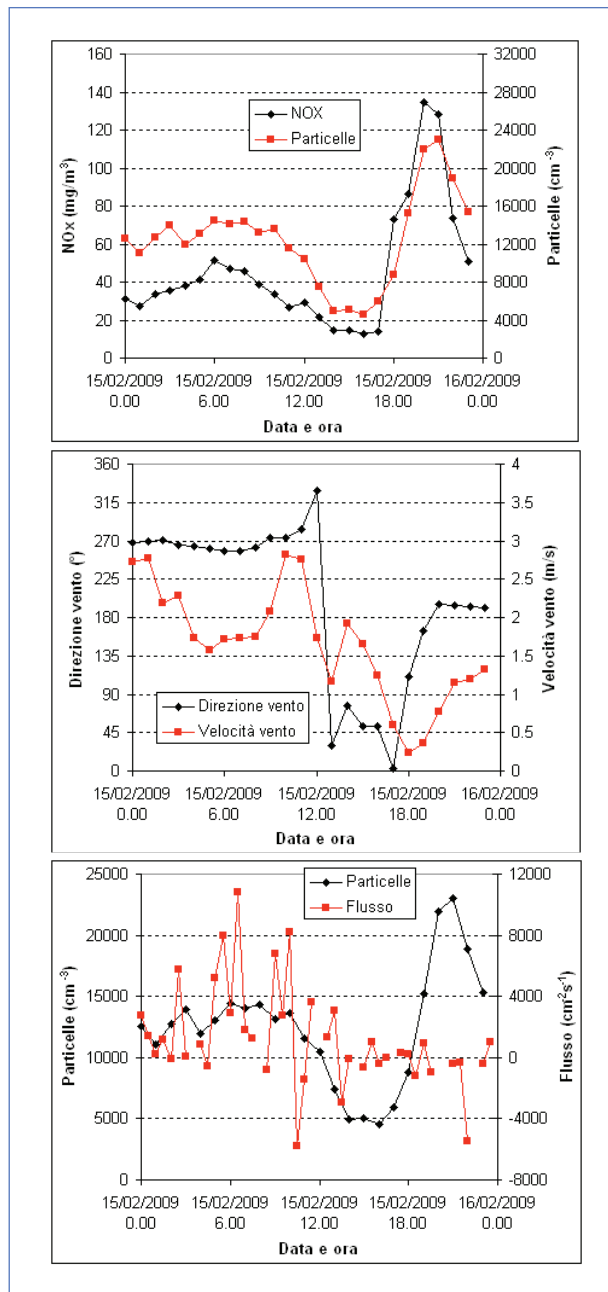
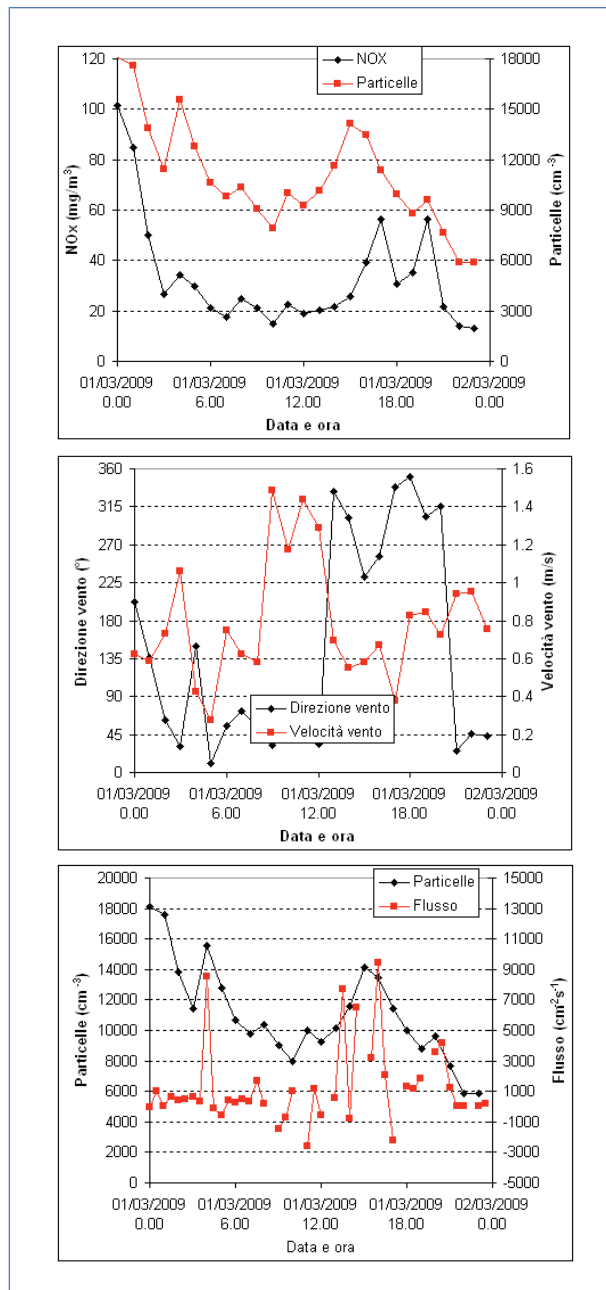


Fig. 1.49 Dall'alto in basso. Andamento orario di concentrazione di NOx e particelle; andamento della direzione e della velocità del vento; andamento della concentrazione e del flusso di particelle. I dati sono riferiti al giorno 01/03/2009..



1.6 Conclusioni

L'analisi dei dati raccolti durante le due campagne di misura presso il sito del Frullo durante il progetto Monitor mostra la presenza di un significativo contributo antropico alle concentrazioni di particelle ed ossidi di azoto. Si deve osservare che la meteorologia durante le campagne di misura era tale che i periodi con vento compatibile con un trasporto dall'impianto di incenerimento e dai suoi camini erano relativamente pochi soprattutto nella campagna estiva (circa 17% in relazione all'impianto e 4.9% in relazione al camino in estate).

Si osserva un andamento stagionale con concentrazioni maggiori durante la campagna invernale sia per quanto riguarda gli ossidi di azoto sia per quanto riguarda il numero di particelle. Tuttavia l'incremento relativo fra estate ed inverno è maggiore per gli ossidi di azoto rispetto a quello sul numero di particelle.

Sia le particelle sia gli ossidi di azoto hanno concentrazioni medie maggiori nei giorni feriali rispetto ai giorni festivi e sono caratterizzate dalla presenza di un pattern giornaliero con dei massimi la mattina presto (6-7) e la sera tardi (circa le 20), soprattutto per gli ossidi di azoto. Si osserva una certa variabilità del massimo serale, che è talvolta spostato verso la notte tardi ed in questo possono giocare un ruolo combinato sia le emissioni serali sia l'intrappolamento degli inquinanti nello strato limite stabile notturno. Il pattern giornaliero è significativamente diverso nei giorni festivi in cui si ha l'assenza della struttura di picchi appena menzionata. Questo tipo di trend è compatibile con le emissioni delle attività urbane ed in particolare del traffico veicolare.

In termini generali la correlazione fra particelle ed ossidi di azoto è piuttosto limitata sia a livello orario sia a livello giornaliero, lo stesso dicasi per la correlazione fra le concentrazioni medie giornaliere di particelle e quelle di polveri fini (PM_{10} e $PM_{2.5}$). Questo comportamento è abbastanza generalizzato nelle aree urbane e di fondo urbano in quanto le particelle costituiscono una piccola percentuale della concentrazione gravimetrica del PM_{10} per cui possono esserci significative variazioni della concentrazione numerica delle particelle con effetti trascurabili o comunque limitati sulla concentrazione gravimetrica delle polveri fini. La scarsa correlazione media con le concentrazioni di ossidi di azoto è in parte dovuta alla presenza di picchi, in molti giorni nella campagna estiva, di concentrazione di particelle nelle ore centrali della

giornata (circa le ore 12-13) che non risultano correlati con analoghi picchi nella concentrazione di ossidi di azoto. In alcuni casi tali picchi della concentrazione di particelle sono spesso caratterizzati da flussi verticali sostanzialmente nulli. In altri casi si osservano flussi verticali leggermente positivi ed incrementi (limitati) della concentrazione di ossidi di azoto per cui è possibile un contributo dovuto alle emissioni dell'impianto.

I flussi verticali turbolenti osservati sono mediamente positivi e presentano una chiara ciclicità. Le deposizioni sono limitate a specifici periodi della campagna di misura. I flussi verticali in media sono trascurabili nel periodo notturno e positivi durante le ore diurne presentando un ciclo analogo a quello tipicamente osservato nelle aree urbane.

L'andamento delle concentrazioni degli ossidi di azoto in funzione della velocità del vento mostra che le massime concentrazioni si hanno alle basse velocità e nei periodi di calma di vento. Questo comportamento non è osservato per le concentrazioni di particelle che hanno valori elevati anche alle alte velocità del vento.

L'andamento delle concentrazioni di ossidi di azoto in funzione della direzione del vento mostra dei valori più elevati nel settore fra O e N. Questo è osservato anche per le particelle. Queste ultime mostrano valori elevati delle concentrazioni anche dalle direzioni SE-SO (direzioni associate alla zona urbana di Bologna) ed anche nella direzione fra N ed E. Durante la campagna di misura sono stati osservati alcuni picchi di concentrazione di particelle associati a venti dalla direzione NE-E e quindi dalla campagna intorno all'impianto. In misura minore, tali picchi sono presenti anche sulle concentrazioni di ossidi di azoto. Un esempio è quello del 28/06/2008 che è probabilmente legato al contributo di una sorgente localizzata connessa con attività agricole.

Riferimenti bibliografici

- Drewnick F., Dall'Osto M., Harrison R.**, 2008. Characterisation of aerosol particles from grass mowing by joint deployment of ToF-AMS and ATOFMS instruments. *Atmospheric Environment* 42, pp. 3006-3017.
- Fairall C. W.** 1984. Interpretation of eddy-correlation measurements of particulate deposition and aerosol flux. *Atmospheric Environment* 18, pp. 1329-1337.
- Heim M., Kasher G., Reischl G.P., Gerhart C.**, 2004. Performance of a new commercial electrical mobility spectrometer. *Aerosol Science and Technology*, 38(S2), pp. 3-14.
- Hinds W. C.**, 1999. *Aerosol Technology*, JohnWiley & Sons.
- Horst T.W.**, (1997). A simple formula for attenuation of eddy fluxes measured with first-order response scalar sensor. *Boundary Layer Meteorology*, 82, 219-233.
- Kowalski, A. S.** (2001). Deliquescence induces eddy covariance and estimable dry deposition errors. *Atmospheric Environment* 35:4843-4851.
- Mahrt L.** (1998). Flux Sampling Errors for Aircraft and Towers. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 15, pp. 416-429.
- Martin C. L., I. D. Longley, J. R. Dorsey, R. M. Thomas, M. W. Gallagher, E. Nemitz**, 2009. Ultrafine particle fluxes above four major European cities. *Atmospheric Environment* 43 4714-4721.
- McMillen R.T.**, 1988. An eddy correlation technique with extended applicability to non simple terrain. *Boundary Layer Meteorology*, 43, 231-245.
- Webb, E. K., Pearman, G. I. and Leuning, R.** (1980). Correction of flux measurements for density effects due to heat and water vapour transfer. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 106:85-100.
- Williams, Gallagher M.W., Choularton TW, Coe H, Bower KN, McFiggans G.** (2000). Aerosol development and interaction in an urban plume. *Aerosol Science and Technology* 32, pp. 120-126.

2 | Determinazione dei profili verticali di velocità e direzione del vento e altezza dello strato limite mediante miniSODAR

Autori: Franco Belosi¹, Daniele Contini²,
Paolo Martano², Giuliano Trivellone¹

2.1 Introduzione Attività 2

In questa sezione viene riportata una breve descrizione del miniSODAR impiegato presso il sito di misura “supersite” del progetto Monitor.

A partire dal 30/05/08 fino al 09/03/09 è stato posizionato presso il “supersite” di misura (44°31'20.66"; 11°25'54.88") il miniSODAR (Remtech PA1) per la determinazione dei profili verticali di velocità e direzione del vento e l'altezza dello strato limite atmosferico (Fig. 2.1).

Il Sodar Doppler REMTECH PA1 e' un sodar commerciale in grado di misurare, oltre alla retrodiffusione atmosferica del segnale acustico emesso, anche il profilo verticale delle tre componenti della velocità del vento tramite la misura dello spostamento Doppler sulla frequenza del segnale stesso, e ricavare da questi dati varie informazioni sugli strati bassi dell'atmosfera. Nella Fig. 2.2 si riporta una immagine del mini-SODAR e dell'alloggiamento del sistema di acquisizione.

1. CNR-ISAC, Via Gobetti 101, 40129 Bologna

2. CNR-ISAC, Strada Provinciale Lecce-Monteroni, Km1.5, 47100 Lecce

Fig. 2.1 Posizionamento del miniSODAR (punto rosso) presso l'inceneritore.



Il miniSODAR si distingue per l'antenna di tipo 'phased array', che consente l'uso di un unico elemento di antenna, invece di tre (una per ciascuna componente della velocità), e per l'utilizzo di diverse frequenze acustiche simultanee invece che di una sola. Questo consente, tramite un sistema automatico di analisi del segnale retro-diffuso che utilizza validazioni incrociate dei picchi spettrali, di ottenere misure, in condizioni favorevoli, fino ad altezze dell'ordine del chilometro con bassa potenza impiegata (1 watt acustico) e una estrema leggerezza e portabilità dell'antenna. Per le caratteristiche del 'phased array', e per la acquisizione e gestione automatica dei dati il sistema è particolarmente adatto al monitoraggio continuo di lungo periodo dei profili verticali di vento. Le impostazioni utilizzate nel sito di misura forniscono, con una risoluzione verticale di 50 m, la media ogni 30 minuti dei seguenti parametri: altezza dello strato limite, velocità verticale del vento, velocità orizzontale e direzione del vento.

Fig. 2.2 MiniSODAR (a sinistra) e alloggiamento del sistema di acquisizione (a destra).





3 Metodo per la ricostruzione di pennacchi di polveri e di gas emessi dalla ciminiera di un termovalorizzatore

Autori: Ivan Kostadinov¹, Samuele Masieri¹, Margarita Premuda¹, Andrea Petritoli¹, Fabrizio Ravegnani¹, Daniele Bortoli^{1,2}, Giorgio Giovanelli¹

3.1 Introduzione Attività 3

Nell'ambito del progetto Monitor il gruppo ETAMGA (Energy Transfer And Minor Gases in Atmosphere) dell'ISAC-CNR di Bologna ha proposto di parametrizzare la figura di dispersione del pennacchio in termini di polveri all'uscita della ciminiera del termovalorizzatore di via del Frullo a Bologna.

Come tecnica di misura per raggiungere questo obiettivo è stata quella di utilizzare un MiniLIDAR montato su una piattaforma, dotata di movimenti sul piano orizzontale e in quello verticale. Questa particolare configurazione permette la ricostruzione della struttura del pennacchio in termini di polveri. Il MiniLIDAR (Light Detection and Ranging) è una tecnica ben sviluppata e riconosciuta dalla comunità scientifica internazionale che consente di ottenere la distribuzione spazio-temporale di diversi parametri atmosferici ai fini di studi meteorologici, climatologici ed ambientali. Il metodo e la strumentazione impiegata saranno ampiamente descritti nei successivi paragrafi. Va infine ricordato oltre all'impiego di un MiniLIDAR si è fatto uso di seconda apparecchiatura a remote sensing, uno spettrometro DOAS, che, raccogliendo la radiazione solare diffusa lungo diversi angoli zenitali, forniva set di misure da cui si poteva ricostruire la struttura del pennacchio in termini degli spessori ottici dei gas.

1. SAC-CNR, via Gobetti, 101, 40129 Bologna, Italy;

2. Geophysics Centre of Evora – University of Evora (CGE-UE), Portugal

3.2 Modello per la ricostruzione geometrica di un pennacchio da misure di particelle o gas

Nell'ambito del progetto Monitor le misure con il MiniLIDAR sono state effettuate nel periodo estivo del 2008 e nel periodo invernale del 2009.

La campagna estiva di misure presso l'inceneritore è stata, a sua volta, suddivisa in due periodi in base a due differenti postazioni, utilizzate per effettuare le misurazioni. Durante il primo periodo, che va dal 30 giugno al 9 luglio 2008, il Mezzo Mobile d'istituto, con all'interno la strumentazione a remote sensing, è stato posizionato a 106° N rispetto alla ciminiera e a una distanza di 240 m, all'interno dell'area adibita a "magazzino del sale". Nel periodo successivo, che va dal 10 al 25 luglio 2008, a causa di maleodoranti depositi di percolato sul piazzale, dovuto alle alte temperature nel periodo estivo e ai contenitori di rifiuto urbano "umido", è stato posizionato a 169° N rispetto alla ciminiera e a una distanza di 340 m, in un'area adibita a magazzino impianti. Inoltre, rispetto alla direzione media del vento, la seconda postazione consentiva una migliore ricostruzione del pennacchio. In questa seconda postazione è stato collocato il MiniLIDAR durante la campagna invernale 2009.

Nelle Figure 3.1 e 3.2 sono riportate le due posizioni del mezzo mobile del CNR all'interno dell'area del termovalorizzatore rispettivamente per il primo periodo di misure della campagna estiva 2008 ($\varphi_0=106^\circ$) e per il secondo periodo ($\varphi_0=169^\circ$) della campagna estiva e per tutta la campagna invernale 2009. In seguito ci riferiremo a queste due direzioni in senso complementare; infatti per il mezzo mobile la ciminiera si trova proprio a $106^\circ + 180^\circ = 286^\circ$ N, nel primo caso; e a $169^\circ + 180^\circ = 349^\circ$ N.

Fig. 3.1 Planimetria dell'area dell'inceneritore di Via del Frullo con l'ubicazione del mezzo mobile nel quale erano installati sia il MiniLidar che il TropoGAS nel primo periodo della campagna estiva 2008.

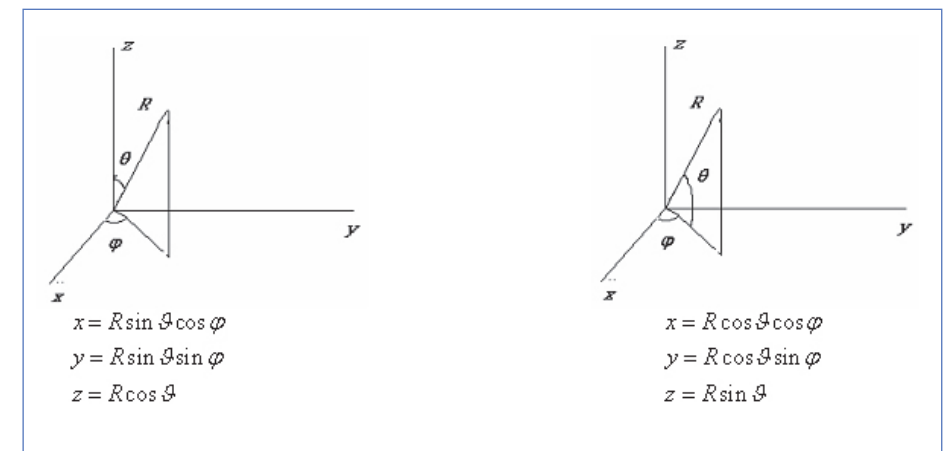


Fig. 3.2 Planimetria dell'area dell'inceneritore di via del Frullo con l'ubicazione del mezzo mobile nel quale erano installati sia il MiniLIDAR che il TropoGAS durante il secondo periodo della campagna estiva 2008 e durante la campagna invernale 2009. Dal punto di vista delle osservazioni sperimentali questa postazione è risultata migliore, anche se, per motivi di sicurezza, le misure potevano essere effettuate soltanto nei giorni lavorativi fino alle ore 16:30.



Dal punto di vista sperimentale entrambe le postazioni sono equivalenti, l'unica differenza è la distanza dalla sorgente, ma nel caso di misure LIDAR (vedremo in seguito perché) questo cambiamento ha prodotto un miglioramento dei risultati ottenuti.

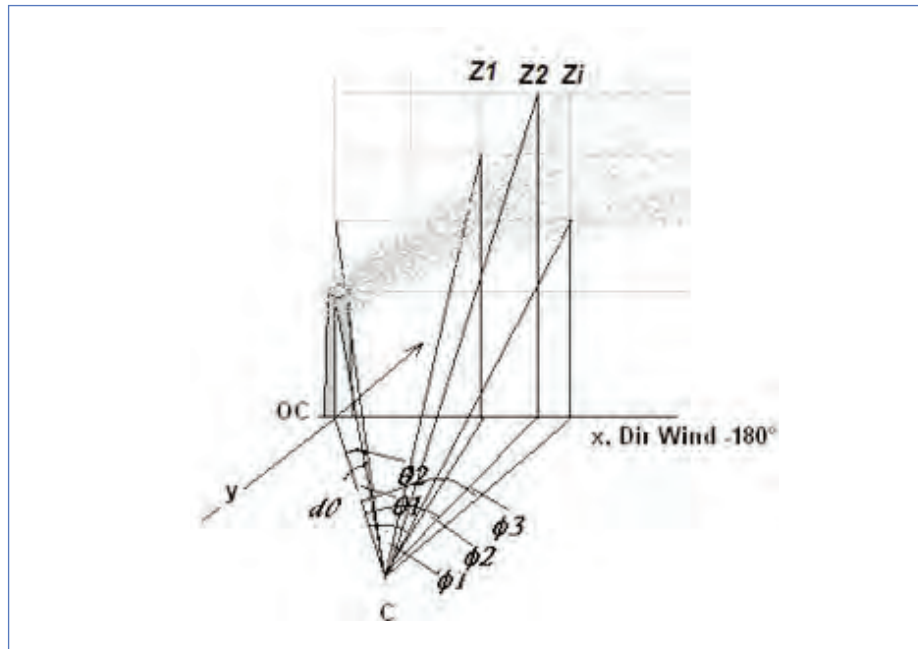
Fig. 3.3 Rappresentazione schematica delle coordinate polari.



Per la parametrizzazione geometrica del pennacchio occorre analizzare il problema in coordinate polari, e successivamente ricondurci alle coordinate cartesiane, poiché i movimenti del MiniLIDAR, (ma anche dello spettrometro) avvengono mediante la rotazione intorno a due assi, di una piattaforma alt-azimutale.

In Fig. 3.3 si riassumono le trasformazioni delle coordinate del sistema di riferimento usate che differiscono a seconda del significato che assume θ ; se ci si riferisce angolo zenitale (ad esempio quello solare) si utilizzano le prime; se invece ci si riferisce all'angolo di elevazione della strumentazione rispetto all'orizzonte ($\alpha = -\theta$), si utilizzano le seconde.

Fig. 3.4 Sistema cartesiano tridimensionale in cui l'asse x è la direzione in cui soffia il vento.



Attraverso le trasformazioni di coordinate si passa al sistema cartesiano tridimensionale, rappresentato in Fig. 3.4, in cui l'asse X identifica l'opposto della direzione del vento (intesa sempre come provenienza) durante le misure in esame e la ciminiera è posta al centro del sistema di assi cartesiani.

Tale convenzione è necessaria per semplificare la comprensione dell'evoluzione del pennacchio; prendendo come direzione X la direzione del vento -180° , si può ricostruire il pennacchio e sapere in ogni istante qual è il suo centro.

Il punto C (nel piano) identifica la posizione del mezzo mobile, la spezzata $\overline{CO} = d_0$ è la distanza tra questo punto e la posizione della ciminiera. Gli angoli φ nel piano xy sono sempre riferiti al Nord e presi in senso orario, ma per comodità, durante le misure gli angoli φ sono presi a partire dalla linea ideale OC. Indicando tale angolo come φ_0 la sequenza delle misure (MiniLIDAR o DOAS) si basa sull'orientamento della testa alt-azimut lungo le direzioni successive. Infatti a passi di pochi gradi, o addirittura di decimi di grado, si individuano le nuove posizioni di misura, identificate univocamente da una coppia di punti indicanti appunto lo spostamento angolare azimutale ($\varphi_1, \varphi_2, \dots, \varphi_n$) e zenitale ($\theta_1, \theta_2, \dots, \theta_n$). Dalla sequenza di misure operate che disegnano una sorta di griglia sulla sommità della ciminiera si sono poi trasformate e raggruppate lungo i seguenti piani verticali: ZC, ovvero il piano verticale che congiunge il camino con il mezzo mobile; e su piani verticali successivi: Z_1C, Z_2C, \dots, Z_nC , che individuano le misure lungo le rette x_1z_1, x_2z_2, x_3z_3 ecc. (Fig. 3.4).

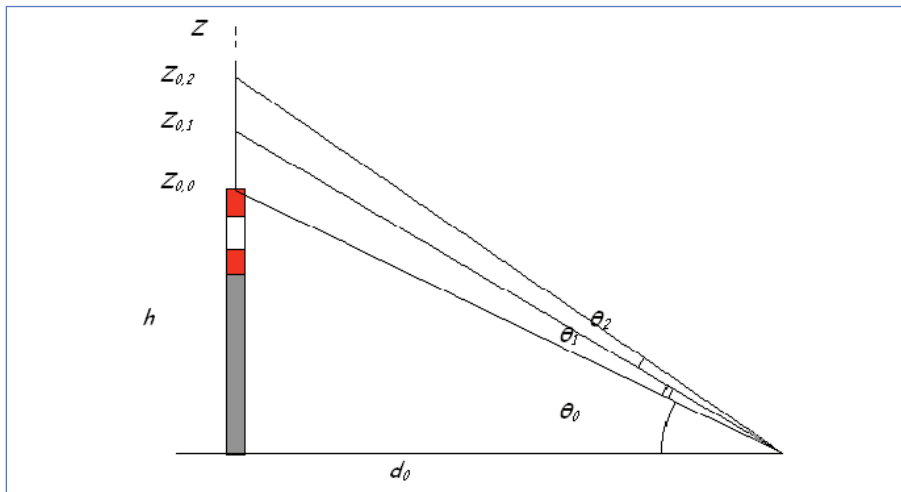
3.2.1 Ricostruzione geometrica delle misure nella successione dei piani verticali lungo la direzione del pennacchio.

Partendo dal piano CZ (che ricordiamo essere quello che individua l'asse verticale z passante al centro della ciminiera e che interseca il punto C), si tracciano dei triangoli rettangoli e si inizia col definire la posizione del top della ciminiera che sarà il punto di partenza delle successive misure. Attraverso la trigonometria si individua l'angolo θ_0

$$\theta_0 = \arctan \frac{z_{0,0}}{OC} \text{ con } z_{0,0} = h \text{ e } \overline{OC} = d_0$$

che rappresenta l'angolo di elevazione nella posizione di riferimento (o di zero) della linea che congiunge la posizione del mezzo mobile (stazione di misura) e il top della ciminiera (asse $Cz_{0,0}$ nella Fig. 3.5).

Fig.3.5 Nel piano che individua l'asse Z passante per il centro della ciminiera gli angoli di elevazione sono presi rispetto alla linea che congiunge il punto C e il top della ciminiera.



La posizione della misura $z_{0,1}$ sarà $z_{0,1} = d_0 \cdot \tan(\theta_0 + \theta_1)$

Nella misura i-esima sarà $z_{0,i} = d_0 \cdot \tan(\theta_0 + \theta_i)$

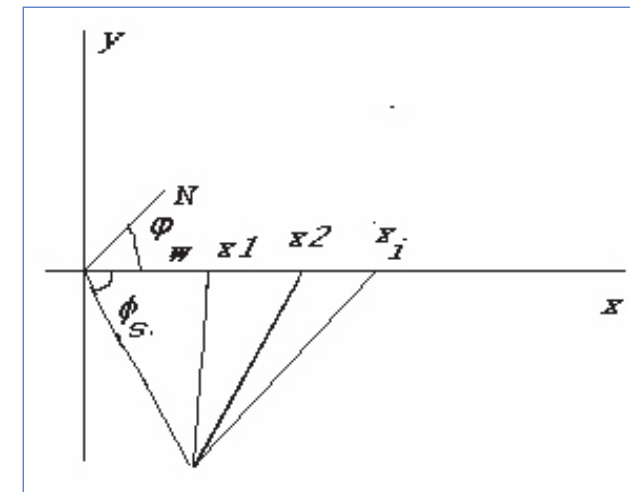
Quando ci spostiamo nel piano CZ_1 (come pure nei successivi) si dovrà individuare il segmento Cx_1 nel piano xy che per analogia con $\overline{CO} = d_0$ indicheremo con $\overline{Cx_1} = d_1$. Per calcolare d_1 e i successivi d_2, d_3, \dots, d_i si considererà il triangolo Ox_1C .

Una volta individuato l'angolo φ_s (Fig. 3.6) ovvero la differenza tra l'angolo azimutale di riferimento (φ_0) e l'angolo verso cui è diretto il vento ($\varphi_w - \pi$)

$$\varphi_s = \varphi_0 - \varphi_w - \pi$$

abbiamo un lato d_0 e i suoi due angoli agli estremi (φ_1 e φ_s).

Fig.3.6 Misure nel piano CZ1 e nei successivi



Ricordando che l'angolo Ox_1C è $\pi - (\varphi_s + \varphi_1)$

$$d_1 = \frac{d_0 \sin \varphi_1}{\sin(\pi - (\varphi_1 + \varphi_s))}$$

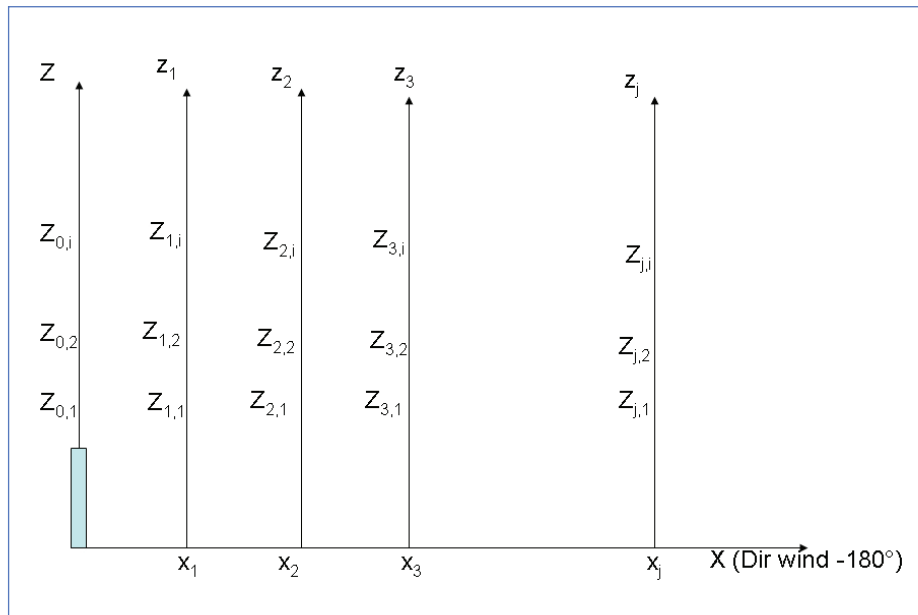
e la spezzata $\overline{Ox_1}$ lungo l'asse OX sarà

$$\overline{Ox_1} = x_1 = \frac{d_0 \sin \varphi_s}{\sin(\pi - (\varphi_1 + \varphi_s))}$$

che individua l'origine dell'asse verticale z_1 . La stessa operazione si esegue su tutte le misure, ottenendo così i successivi punti x_2, x_3, \dots, x_i che individuano l'origine sull'asse x degli assi verticali z_2, z_3, \dots, z_i .

Sull'asse z_1 , spostando l'ottica verso l'alto, avremo i punti $z_{1,1}, z_{1,2}, \dots, z_{1,n}$, individuati dagli angoli i_1, i_2, \dots, i_n ; mentre, spostando l'ottica verso destra, avremo i successivi assi fino a z_j su cui si avranno i punti $z_{j,1}, z_{j,2}, z_{j,3}, \dots, z_{j,i}$ ecc., come riassunto in Fig. 3.7, individuati dagli angoli $\phi_1, \phi_2, \dots, \phi_n$.

Fig.3.7 Piano della ricostruzione del pennacchio. Ogni misura è univocamente determinata da una coppia di punti che indicano rispettivamente lo zenit e l'azimut.



Si possono riportare tutti questi valori nel piano zx per ricostruire il pennacchio in termini di polveri o di spessori ottici dei gas (CL). Tale ricostruzione geometrica è stata utilizzata sia per i gas che per le polveri individuate dal MiniLIDAR.

3.3 Ricostruzione di un pennacchio in termini di polveri ricavato da misure MiniLIDAR

Per quanto riguarda le misure delle polveri, ottenute con il MiniLIDAR, la simbologia matematica è la stessa di quella impiegata per le misure $CL_{j,i}$ dei gas. Va tuttavia ricordato che per le misure di retrodiffusione LIDAR si hanno due parametri: il primo relativo all'intensità di retrodiffusione del segnale, il secondo relativo al tempo di attraversamento della radiazione all'interno del pennacchio. Prima di parametrizzare questi dati (o meglio coppie di dati) si riprende in esame la risposta di un segnale LIDAR.

3.3.1 Analisi dei segnali LIDAR quando attraversano un pennacchio

Il concetto fisico sul quale si basa il metodo è la registrazione della radiazione retrodiffusa dalle particelle o dalle molecole lungo il percorso ottico della radiazione coerente emessa in atmosfera da una sorgente (e.g. da un laser), Fig.3.8.

Fig.3.8 Il metodo LIDAR: La radiazione (b) emessa dalla sorgente (laser) propagando in atmosfera si diffonde a causa delle interazioni con le molecole (m) e con gli aerosol (a). La presenza di maggiori concentrazioni degli aerosol (c) lungo il percorso ottico della radiazione comporta un aumento della retrodiffusione (a) oggetto dell'interesse per il metodo LIDAR.



Siccome la radianza emessa e quella retrodiffusa a distanza z dal LIDAR, subisce non solo scattering ma anche assorbimento, nella *lidar equation* (1), la quale descrive il segnale utile $E(z, \lambda)$ si tiene conto di entrambi i processi

$$(1) \quad E(z, \lambda) = E_0(\lambda) C(\lambda) W \frac{S}{z^2} \frac{c\tau}{2} \beta(\lambda) T^2(z, \lambda)$$

$E_0(m)$ è l'energia dell'impulso del laser in uscita, x la durata dell'impulso, c - velocità della luce, S è la superficie dell'ottica d'ingresso del lidar, S/z^2 è l'angolo solido di accettazione del LIDAR dal punto z , $C(m)$ è la risposta spettrale del LIDAR, compresa l'efficienza quantistica del sensore, $b(z,m)$ è il backscattering coefficient, W - parametro

del LIDAR, $T(m)$ è la trasmittanza dell'atmosfera (2), presa in considerazione due volte poiché la radianza attraversa lo stesso cammino ottico sia all'andata che al ritorno.

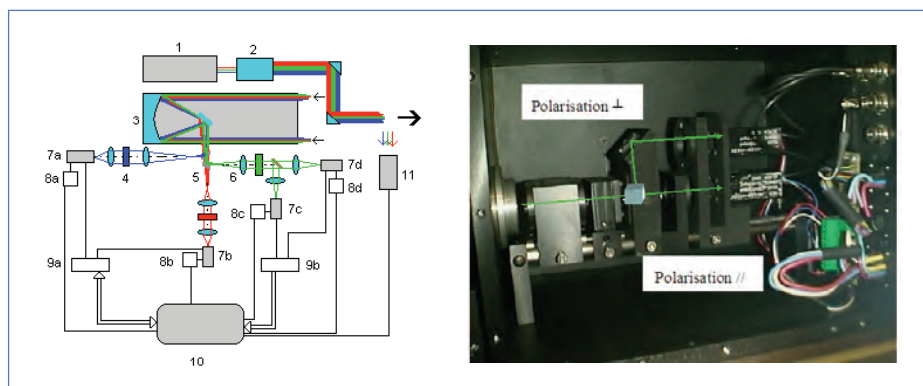
$$(2) \quad T(z, \lambda) = e^{-\int_0^z \alpha(z) dz}$$

dove $a(z)$ è il coefficiente di estinzione relativo alla distanza z .

3.3.2 Assetto strumentale

Lo strumento impiegato nell'ambito del progetto Monitor è un sistema sviluppato presso ISAC denominato MiniLIDAR. Tale sistema prevede il suo funzionamento in tre lunghezze d'onda, ma per gli obiettivi del progetto Monitor è stato utilizzato il canale spettrale a 532 nm in due polarizzazioni ortogonali (Fig. 3.9).

Fig. 3.9 a) Schema a blocchi del MiniLIDAR: 1 - laser, 2 - beam expander, 3 - obiettivo, 4,5,6 - canali spettrali, 7 - sensori, 8 - alimentatori, 9 - sistema acquisizione dati, 10 - controllo tramite PC, 11 - canale di riferimento; b) il canale 532nm in due polarizzazioni ortogonali



Poiché il MiniLIDAR inizialmente è stato progettato per indagini del Planetary Boundary Layer (PBL) si sono dovute effettuare modifiche tali da consentire di alloggiare lo strumento all'interno di un mezzo mobile, per avere la possibilità di eseguire misure da diversi punti nel dominio Monitor e avere la possibilità di sistemare agevolmente lo strumento in posizione operativa. Ciò è dovuto al fatto che il MiniLIDAR, contenente una sorgente laser, non può essere lasciato all'aperto incustodito. E' stata progettata e installata sul mezzo mobile una struttura componibile, Fig. 3.10, la quale permette di spostare il MiniLIDAR e di orientarlo appositamente verso la zona da indagare.

Fig. 3.10 La struttura componibile: A-binari smontabili, B-meccanismo per movimenti azimutali, C-meccanismo per movimenti zenitali, L-LIDAR.



Con la struttura componibile è stato possibile posizionare l'asse ottico del MiniLIDAR in diversi nodi di una griglia virtuale intorno alla ciminiera (Fig. 3.11) ai fini di poter ricostruire il pennacchio, applicando un algoritmo analogo a quello descritto nel paragrafo 3.1.

Poiché il pennacchio della ciminiera è invisibile risulta necessario, con appositi strumenti ausiliari, individuare la zona dove effettuare le scansioni con il MiniLIDAR in maniera bidimensionale. Con questo approccio si è potuto ridurre il tempo per una singola scansione e quindi diminuire l'impatto del cambio della direzione del vento durante ciascuna scansione.

A questo scopo ci si è avvalsi di una termocamera tipo AGEMA modello Thermo-vision 550 messa a disposizione da Arpa Emilia-Romagna. In Fig. 3.12 è mostrata un'immagine ottenuta con tale termocamera.

Nelle Tabella 3.1 e Tabella 3.2 sono riportate le date in cui sono state effettuate misure valide con il MiniLIDAR durante le due campagne del 2008 e 2009. Altri periodi di misura, non riportati nelle tabelle precedenti, non hanno portato a risultati significativi o per cause meteorologiche o in quanto i dati ottenuti non hanno superato l'algoritmo appositamente sviluppato TQD (Test Qualità del Dato).

Tab. 3.1 Misure effettuate nella campagna estiva (2008).

Misure con Mini LIDAR durante campagna estiva 2008						
L	M	M	G	V	S	D
2	3	4	5	6	7	8
9	10	11	12	13	14	15
16	17	18	19	20	21	22
23	24	25	26	27	28	29
30	1	2	3	4	5	6
7	8	9	10	11	12	13
14	15	16	17	18	19	20
21	22	23	24	25	26	27
28	29	30	31	Giugno	Luglio	

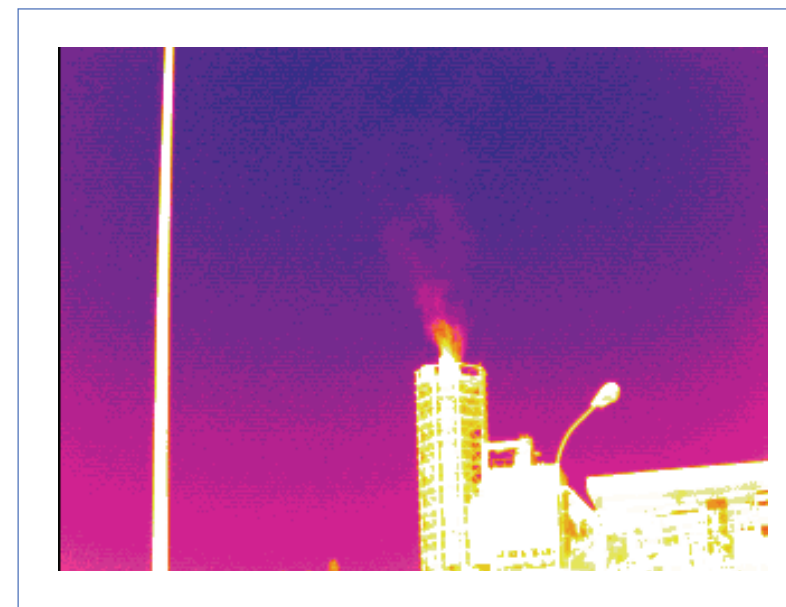
Tab. 3.2 Misure effettuate nella campagna invernale (2009).

Misure con MiniLIDAR durante campagna invernale 2009						
L	M	M	G	V	S	D
26	27	28	29	30	31	1
2	3	4	5	6	7	8
9	10	11	12	13	14	15
16	17	18	19	20	21	22
23	24	25	26	27	28	1
2	3	4	5	6	7	8
9	10	11	12	13	14	15
16	17	18	19	20	21	22
23	24	25	26	27	28	29
30	31	Gennaio		Febbraio	Marzo	

Fig. 3.11 Misure intorno la ciminiera con il MiniLIDAR dedicate alla ricostruzione del pennacchio in termini di polveri. I punti rossi dimostrano alcuni nodi della grilla virtuale dove si sono effettuate le misure.



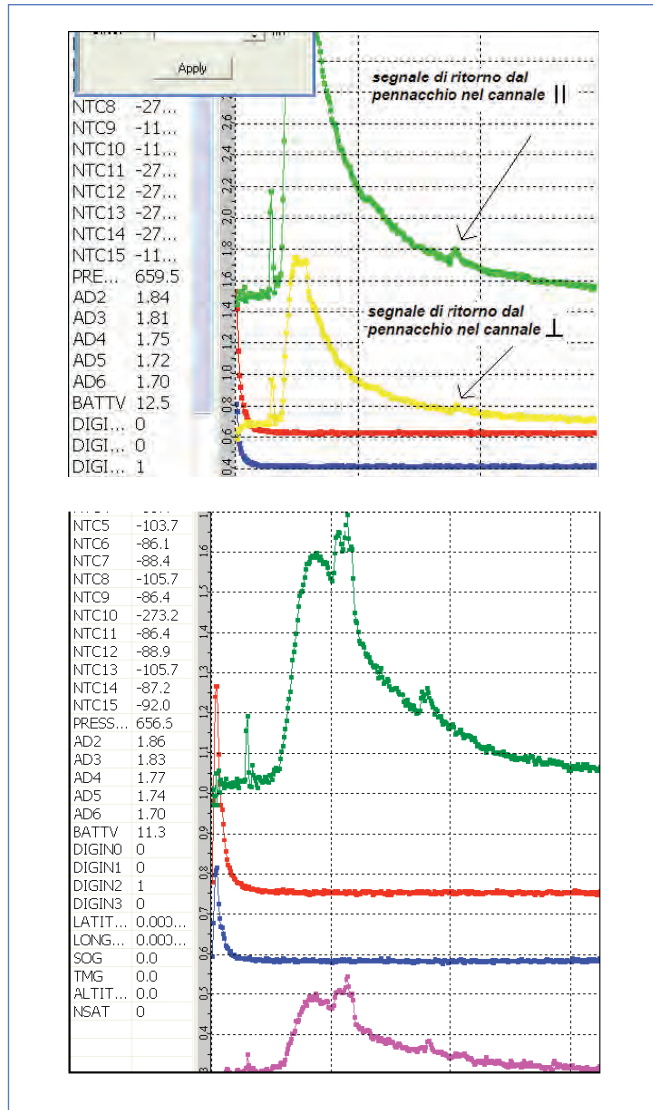
Fig. 3.12 Un esempio del pennacchio ripreso con la termocamera AGEMA



3.3.3 Elaborazione dati del MiniLIDAR

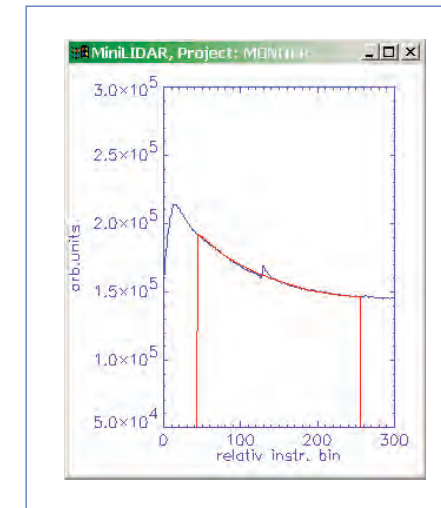
L'algoritmo per l'elaborazione del segnale di ritorno dal pennacchio, Fig. 3.13, include 4 procedure:

Fig. 3.13 Esempio del profilo del segnale di ritorno.



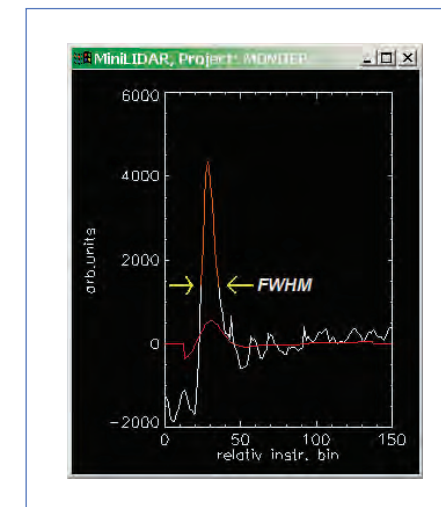
- Procedura P1: estrazione dall'intero profilo soltanto dell'intervallo dei dati in prossimità del massimo dovuto alla retrodiffusione dal pennacchio, e calcolo della baseline, Fig. 3.14.

Fig. 3.14 Il profilo parziale (blu) e la baseline (rosso) calcolata attraverso impiego di un filtro digitale.



- Procedura P2: Dall'output della P1 si calcola la FWHM (Full Width at Half Maximum), Fig. 3.15, e successivamente la si utilizza per valutare le dimensioni geometriche del pennacchio.

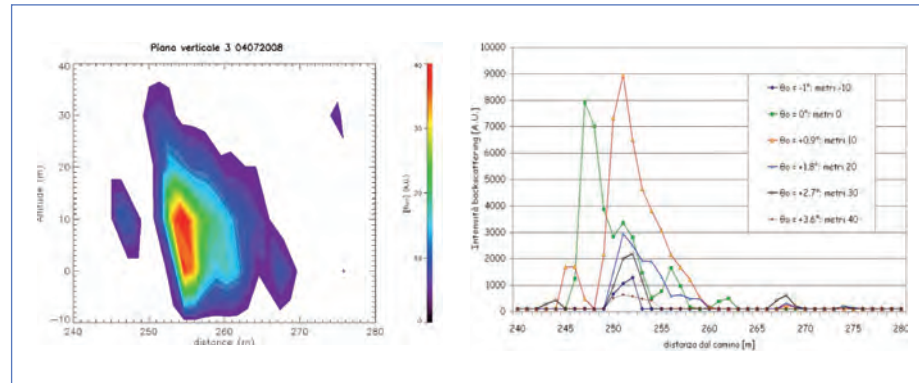
Fig. 3.15 La semiampiezza del segnale a mezza altezza FWHM



- Procedura P3: Integrazione dati MiniLIDAR con le misure provenienti dal SODAR (direzione del vento alle diverse quote) per trasformare in coordinate cartesiane le misure LIDAR, ottenute in coordinate polari, secondo l'algoritmo descritto nel paragrafo 3.1.

- Procedura P4: Visualizzazione ed interpretazione dei risultati: i dati divisi per piano verticale e trasformati da coordinate polari a cartesiane, vengono riportati lungo superfici perpendicolari alla direzione del pennacchio, che rappresentano delle superfici di concentrazione di aerosol. Va ricordato che oltre alla semiampiezza del segnale è possibile assegnare dei valori di maggiore o minore densità di particelle attribuendo ad ogni pixel di ogni misura, la distanza a cui viene retro diffusa (Fig. 3.16).

Fig. 3.16 L'esempio di piano verticale ottenuto mediante una scansione del MiniLIDAR variando l'angolo zenitale. Per ogni angolo (legenda del grafico 3.2) il MiniLIDAR fornisce una serie di valori riconducibili alle diverse distanze in cui il segnale retro diffuso raggiunge il MiniLIDAR.



Inoltre il laser del MiniLIDAR emette radiazione polarizzata lungo il piano verticale (inizialmente è orientato in tale piano), mentre la luce retro diffusa può avere un piano di polarizzazione diversa dalla verticale. In particolare, la teoria prevede che la polarizzazione della luce possa variare a seconda della fase in cui si trova il materiale diffondente. Dalle proprietà dello scattering è noto che il depolarisation ratio (rapporto tra la radiazione polarizzata verticalmente rispetto a quella polarizzata ortogonalmente) cambia in funzione delle proprietà fisiche delle particelle scatteranti: se cioè sono in fase solida o fase liquida. Ulteriori approfondimenti di queste proprietà sono oggetto di ricerche in corso ed esulano dalle attività inerenti il progetto Monitor.

In Figura 3.17 viene mostrato come il segnale nei due diversi canali (a destra quello parallelo, a sinistra quello ortogonale) mostra piccole differenze, quasi a significare una diversa traiettoria del pennacchio in termini di particelle da quello in termini di "droplet". In questa sequenza d'immagini sono ben visibili i segnali di ritorno per ogni piano di misure del MiniLIDAR. Anche se, tendenzialmente, i grafici di destra si sovrappongono a quelli di sinistra si possono notare, soprattutto nell'ultimo grafico, piccole differenze. Infatti la sezione n°4 presenta quantità di segnale anche dove nel corrispondente grafico a sinistra, non c'è niente (es. $i = 0^\circ$, distanza 270m).

Fig. 3.17a Immagini sequenziali delle sezioni verticali del pennacchio in termini, a destra di goccioline; a sinistra di polveri. Oltre alla diversa intensità dei due segnali (notare la differente scala utilizzata) si possono osservare alcune differenze tra le regioni interessate dalla presenza di particelle nel pennacchio (soprattutto nel piano verticale n. 2).

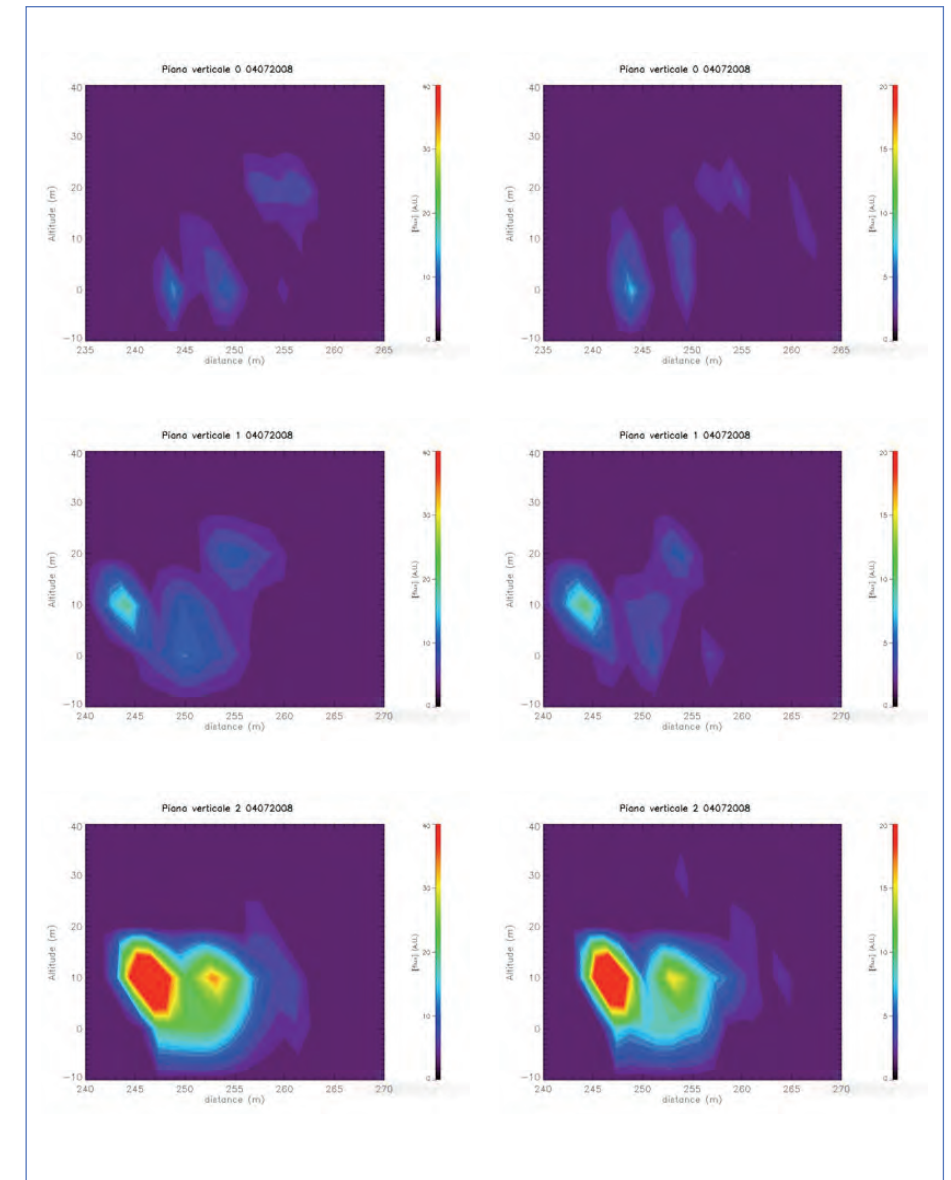
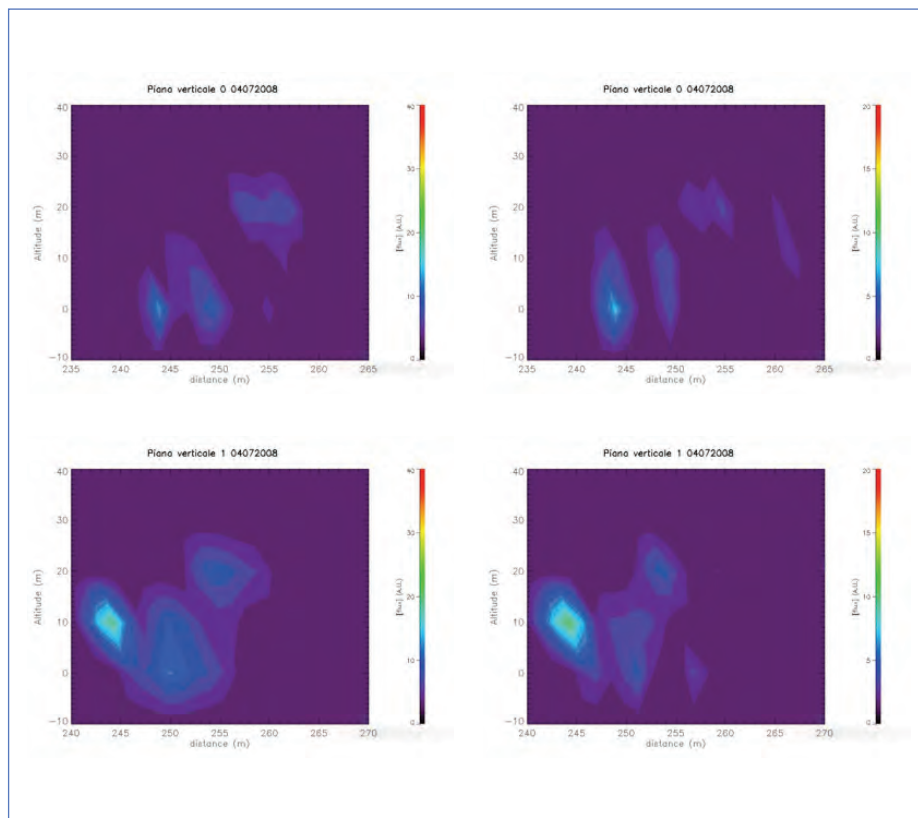


Fig. 3.17b Immagini sequenziali delle sezioni verticali del pennacchio in termini, a destra di goccioline; a sinistra di polveri. Oltre alla diversa intensità dei due segnali (notare la differente scala utilizzata), si possono osservare alcune differenze tra le regioni interessate dalla presenza di particelle nel pennacchio (soprattutto l'ultima scansione).



3.3.4 Presentazione e analisi dei risultati

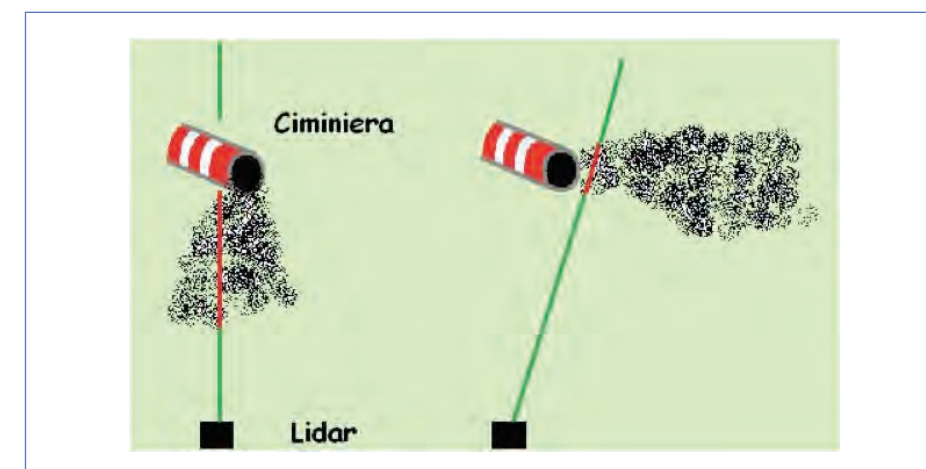
Nell'ambito del progetto Monitor il compito principale è quello di ricostruire geometricamente la forma del pennacchio al fine di verificarne la sua reale dispersione in atmosfera. In tale contesto il MiniLIDAR ha pertanto fornito dati in quantità sufficiente per poter descrivere l'evoluzione del pennacchio e, considerando che la strumentazione non era automatica e quindi non poteva misurare in continuo questi parametri, si è deciso di affrontare il problema cercando di individuarne la dispersione attraverso alcuni "case study".

Come primo elemento che introduce notevoli differenze tra un pennacchio e l'altro è stato considerato il vento.

La misura manuale, per una griglia di 5x5 punti, ad esempio, richiedeva circa 20 minuti, tempo sufficiente per il vento di cambiare direzione. Inoltre, anche nell'ipo-

tesi di una maggiore permanenza temporale della direzione del vento, la direzione riveste un ruolo fondamentale nella parametrizzazione del pennacchio. Infatti se il vento ha una direzione parallela o ortogonale alla direzione del fascio laser, si avranno dimensioni apparenti del pennacchio diverse fra loro, come schematizzato in Figura 3.18.

Fig. 3.18 Dimensioni apparenti del pennacchio attraversato dal fascio laser del MiniLIDAR. La linea rossa rappresenta la parte del fascio che interseca il pennacchio; è evidente come le dimensioni del pennacchio cambino in funzione della direzione del vento.



La trigonometria e la parametrizzazione utilizzata consentono di riportare le dimensioni apparenti del pennacchio, a quelle reali. Appare inoltre evidente che se le dimensioni del pennacchio sono le stesse, la risoluzione di una singola sezione è maggiore nel primo caso, poiché vi sono più punti del fascio luminoso all'interno della stessa dimensione.

Campagna estiva 2008

La prima giornata degna di nota è stata il 30/06/08, dove si sono eseguite più scansioni su una griglia di 5x5 punti per un totale di due ore di misura. Nel caso più interessante, ovvero quando la direzione del vento è rimasta costante per tutta la scansione, la direzione del pennacchio era 125° N, mentre il fascio del MiniLIDAR era a 109° N.

Nella Figura 3.19 è riportata una ricostruzione tridimensionalmente di un pennacchio, in termini di polveri, ricavate dalle misure MiniLIDAR sui diversi piani perpendicolari alla direzione del pennacchio. Ovviamente le diverse distanze fra le successi-

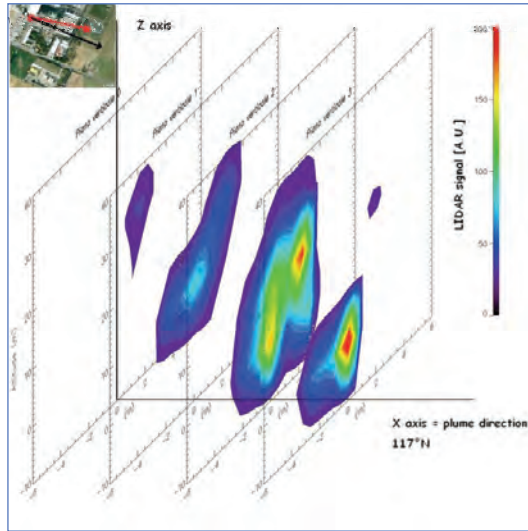


Fig. 3.19 Sezioni verticali del pennacchio di polveri misurato con il Mini-LIDAR il 30/06/08. La distanza tra i piani verticali è di 5 m.

In questo caso il vento ha una direzione compresa fra 288-307 gradi e un'intensità oscillante fra 1.5 e 2.9 m/s. Per quanto detto la direzione del pennacchio sarà circa 117°, cioè praticamente si sovrappone all'asse di osservazione (vedere il piccolo riquadro in alto nella figura). Come conseguenza di ciò l'immagine tridimensionale ottenuta si presenta piuttosto "schiacciata".

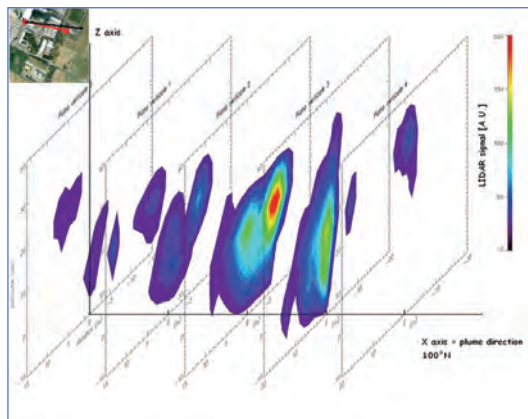


Fig. 3.20 Esempio di ricostruzione di un pennacchio in termini di polveri ottenuta da una scansione completa eseguita nella mattinata del giorno 1 luglio. La distanza tra i piani verticali è di 5 m.

Nella Figura 3.20 sono presentati i risultati delle rilevazioni effettuate la mattina del 1 luglio 2008. In questo caso il vento ha una direzione media di circa 90°, pertanto anche in questo caso l'asse del pennacchio si sovrappone (con direzione contraria) a quella dell'osservatore.

Nella Figura 3.21 si presenta la ricostruzione relativa alle misure del 4 luglio 2008. Valgono le stesse considerazioni fatte per la Figura 3.19.

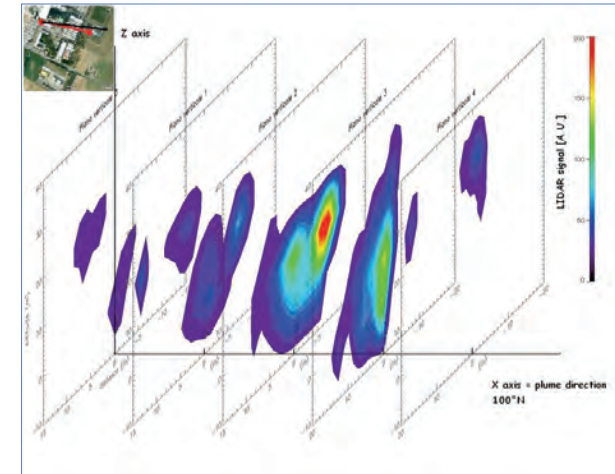


Fig. 3.21 Esempio di ricostruzione di un pennacchio in termini di polveri ottenuta da una scansione completa eseguita nella mattinata del giorno 4 luglio. La distanza tra i piani verticali è di 5 m.

Il giorno più rilevante di tutta la campagna è stato l'8 luglio 2008 dove, grazie alla calma di vento che ha interessato tutta la mattina, è stato possibile seguire l'evoluzione del pennacchio in termini di polveri per diverse decine di metri oltre la ciminiera. La direzione del vento ha presentato solo una debole rotazione in senso orario verso Nord-Est. Si è così potuta effettuare una sequenza di più scansioni complete. Nelle Figure 3.22 e 3.23 sono riportate, in successione, le due migliori scansioni eseguite durante la mattina del giorno 8. La direzione del vento si presenta praticamente perpendicolare (Nord) all'asse di osservazione. Conseguentemente la ricostruzione è eseguita senza distorsioni prospettiche.

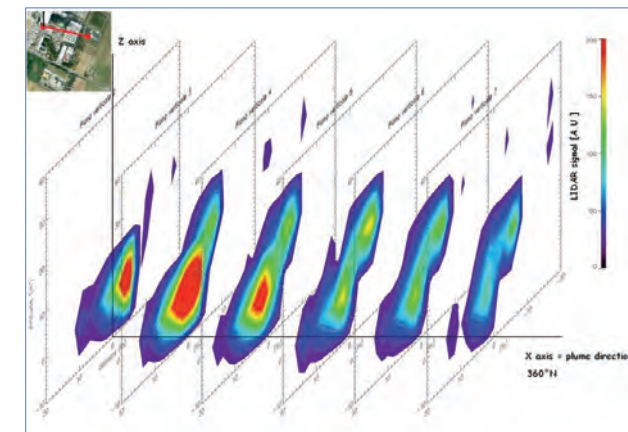


Fig. 3.22 Esempio di ricostruzione di un pennacchio in termini di polveri ottenuta dalla prima scansione eseguita nella mattinata del giorno 8 luglio. La distanza tra i piani verticali è di 5 m.

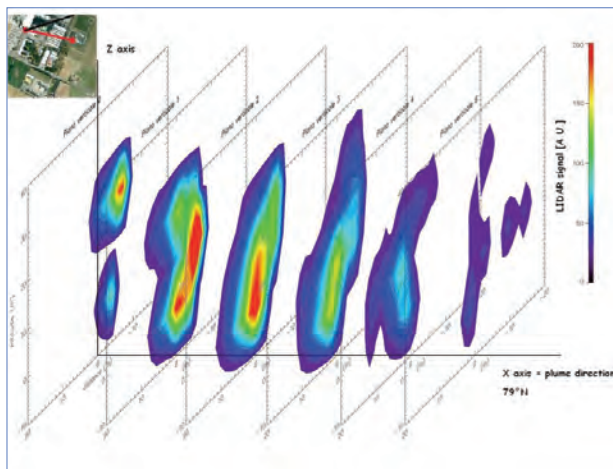


Fig. 3.23
Seconda ricostruzione di un pennacchio in termini di polveri ottenuta nella mattinata del giorno 8 luglio. La distanza tra i piani verticali è di 5 m.

Nella Figura 3.24 è rappresentata la ricostruzione del pennacchio ottenuta da misure eseguite il 10 luglio 2008. Lo spostamento del mezzo mobile nella seconda postazione (vedere Fig. 3.2) era già avvenuto e la direzione del vento è abbastanza buona rispetto alla posizione dell'osservatore.”

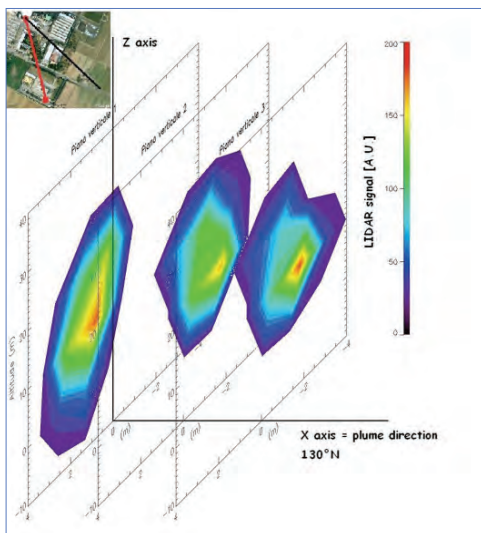


Fig. 3.24
Esempio di ricostruzione di un pennacchio in termini di polveri ottenuta da una scansione completa eseguita nella mattinata del giorno 10 luglio. La distanza tra i piani verticali è di 5 m.

Nella Figura 3.25 è presentata la ricostruzione del pennacchio in termini di polveri ottenuta da misure effettuate nella mattinata del 17 luglio 2008. Per quanto riguarda la posizione del mezzo mobile e la direzione del vento valgono le stesse considerazioni fatte nel caso della Figura 3.24.

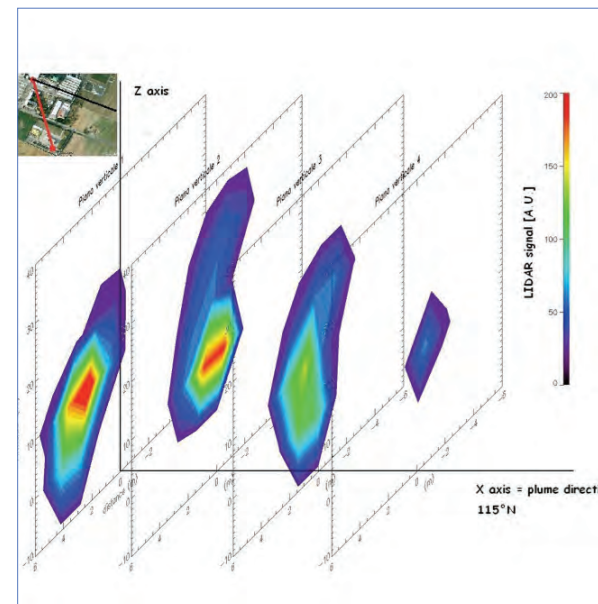


Fig. 3.25
Esempio di ricostruzione di un pennacchio in termini di polveri ottenuta da una scansione completa eseguita nella mattinata del giorno 17 luglio. La distanza tra i piani verticali è di 5 m.

Campagna invernale 2009

La metodologia di elaborazione dei dati, anche in questa campagna, è stata la stessa di quella applicata per la campagna 2008. Si segnala che durante la campagna invernale 2009 le condizioni meteorologiche sono risultate frequentemente poco favorevoli o estremamente non adatte (Fig. 3.26) per effettuare misure con il MiniLIDAR.

Fig. 3.26 Esempi di giornate con condizioni meteorologiche non appropriate per misure con il MiniLIDAR



In alcune giornate la nebbia compariva durante le scansioni e per questo motivo non si è potuto effettuare misure complete ai fini di ricostruire interamente il pennacchio. Da queste misure parziali, come dimostrato nelle Figg.3.27-3.28, si possono comunque calcolare le sezioni del pennacchio ad una certa distanza dalla ciminiera. Quindi, si può valutare come si allarga il pennacchio a tale distanza e di ipotizzare la forma approssimativa che avrebbe oltre la distanza relativa al piano di scansione.

Fig. 3.27 Sezione del pennacchio ricostruita dalle misure effettuate il 27/01/2009

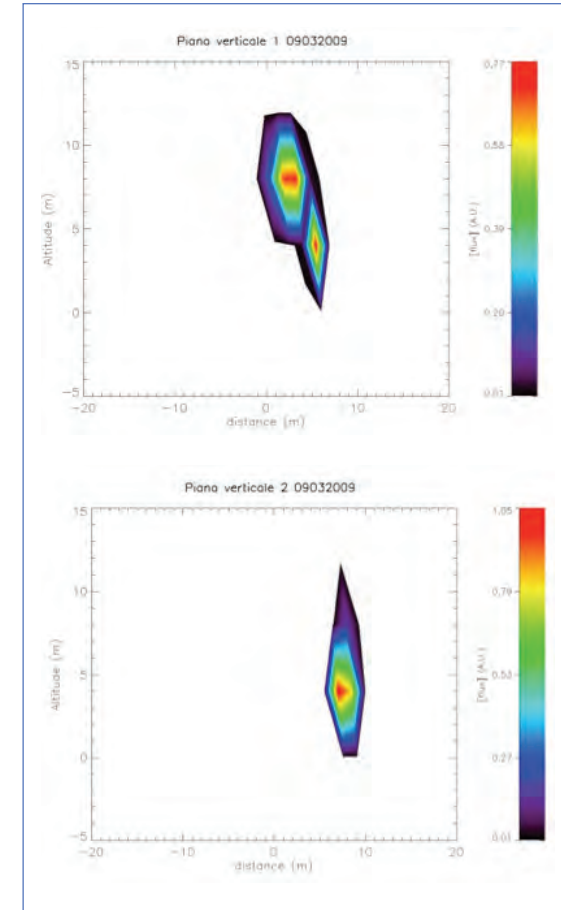
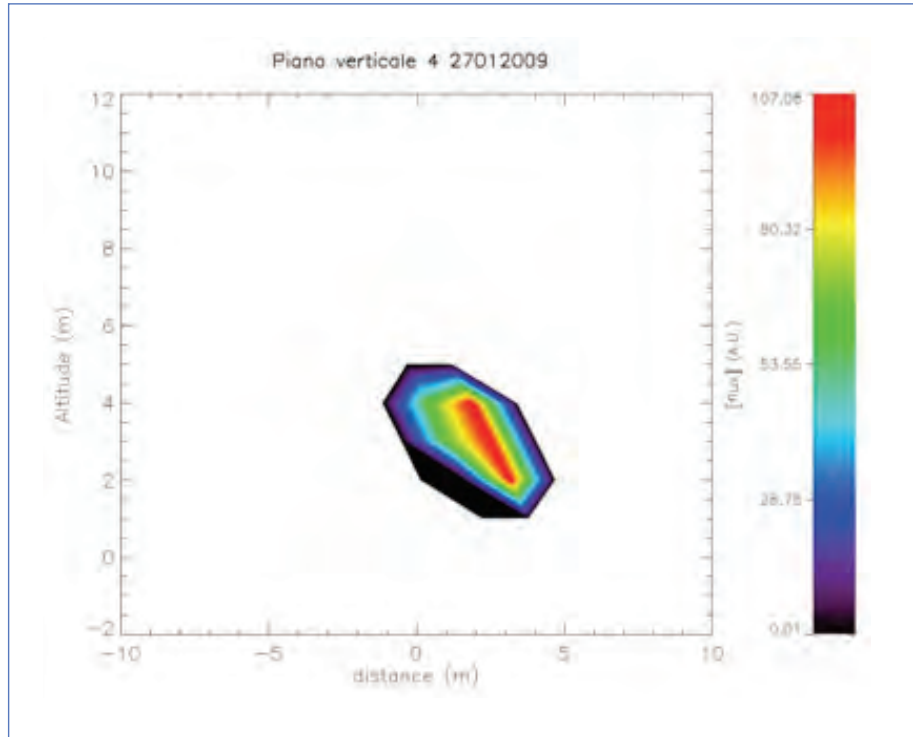


Fig. 3.28a Sezioni del pennacchio ricostruite dalle misure effettuate il 09/02/2009. Nel piano 1 (più vicino alla ciminiera) si evidenziano due zone di massimo contenuto di particelle in corrispondenza delle due uscite della ciminiera.

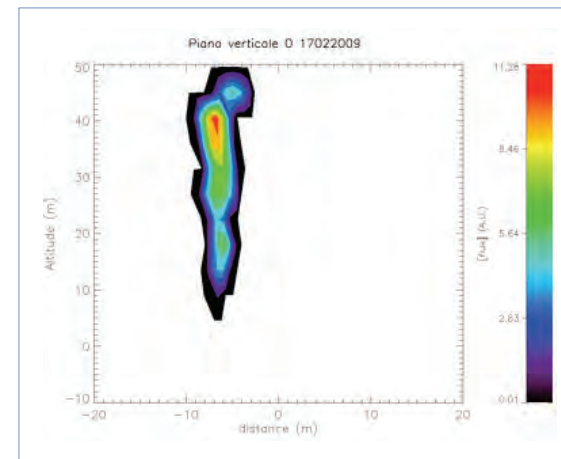
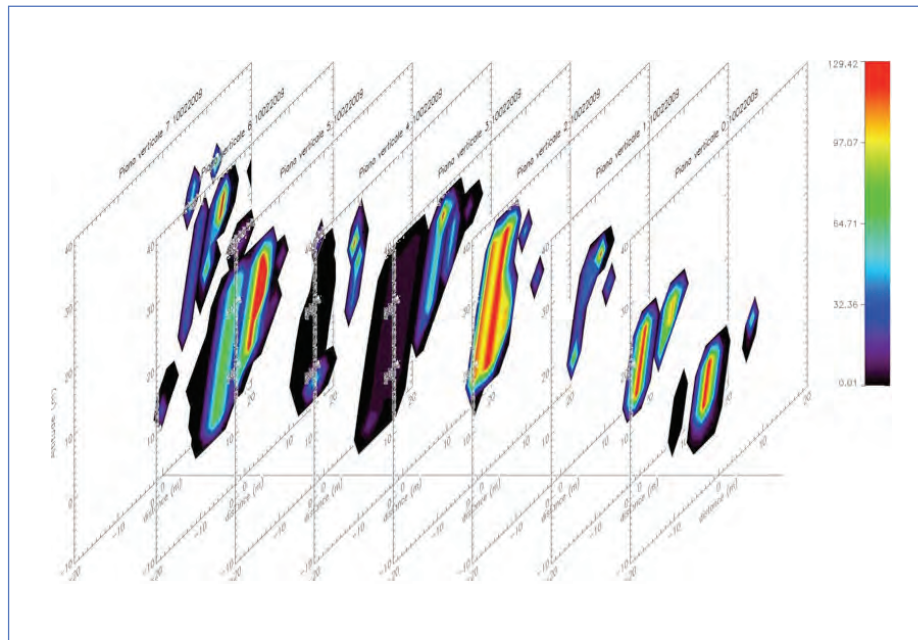


Fig. 3.28b Sezione del pennacchio ricostruita dalle misure effettuate il 17/02/2009 nel piano 0 (sopra la ciminiera). Durante le misure è presente una forte velocità verticale del vento dell'ordine di +25m/s limitando la dispersione delle particelle in direzione orizzontale.

I dati sperimentali sono stati elaborati per le giornate nelle quali è stato possibile effettuare delle scansioni complete. Un esempio è riportato in Fig.3.29.

Fig. 3.29 Ricostruzione tridimensionale del pennacchio, in termini di polveri, ricavata dalle misure con il MiniLIDAR nella giornata del 10/02/2009. Analizzando la posizione delle zone di massimo contenuto di particelle in ciascun piano, si evidenzia l'effetto meandering – una graduale variazione della posizione (sia in orizzontale che in verticale) delle zone di massima concentrazione delle particelle dovuta alle variazioni della velocità e direzione del vento nel periodo 11:30 – 12:30 quando sono state effettuate le scansioni.



Dalle misure con il MiniLIDAR, tenendo conto dei parametri del vento ed alcune considerazioni geometriche, come riportato nel paragrafo 3.1, si possono calcolare le coordinate del pennacchio nel sistema U.T.M. (Universo Traverso Mercatore), utilizzate nell'ambito dei modelli dispersivi. Un esempio relativo alle misure del 08/07/2008 è riportato in Tabella 3.3, dove oltre alle coordinate geografiche e U.T.M, sono indicate: le ore delle misure relative a ciascun piano verticale, l'altezza del pennacchio rispetto alla ciminiera, e la distanza dalla ciminiera quale riferimento per le coordinate.

Tab. 3.3 Data: 08/07/2008 Prima serie, Vento forte verso N Asse X orientato lungo la direzione del vento -180°

Vert Plane	Lat	Long	UTM x	UTM y	Local Time	H, m	Disat ciminiera
1	44°31'23.16"	11°25'44.50"	693026.865926	4932848.438243	09:11	2	0
2	44°31'23.82"	11°25'44.49"	693026.204775	4932865.317645	09:22	0-10	5
3	44°31'23.97"	11°25'44.49"	693026.066004	4932865.317645	09:33	3	10
4	44°31'24.11"	11°25'44.48"	693025.940450	4932874.204030	09:42	0-15	15
5	44°31'23.28"	11°25'44.90"	693035.680220	4932848.922785	10:03	0-10	20

Nonostante in alcune giornate le condizioni meteorologiche non permettessero di effettuare misure in diversi piani verticali, anche le misure effettuate su un singolo piano possono comunque essere utilizzate per ricavare informazioni sulla traiettoria del pennacchio.

Secondo la teoria un pennacchio galleggiante sollevandosi penetra nell'aria circostante in maniera proporzionale alla sua velocità e alla sua sezione geometrica, (Brigs, 1975). Supponendo che il raggio r del pennacchio sia proporzionale all'altezza z attraverso la equazione del moto verticale in atmosfera neutrale, la traiettoria verticale del pennacchio si potrà calcolare con la formula, (Bennett, 1992):

$$z = \frac{C_1 \left(\frac{F_b}{n} \right)^{\frac{1}{3}} x^{\frac{1}{2}} \left(1 + \frac{u\tau}{x} \right)^{\frac{1}{3}}}{u}$$

dove

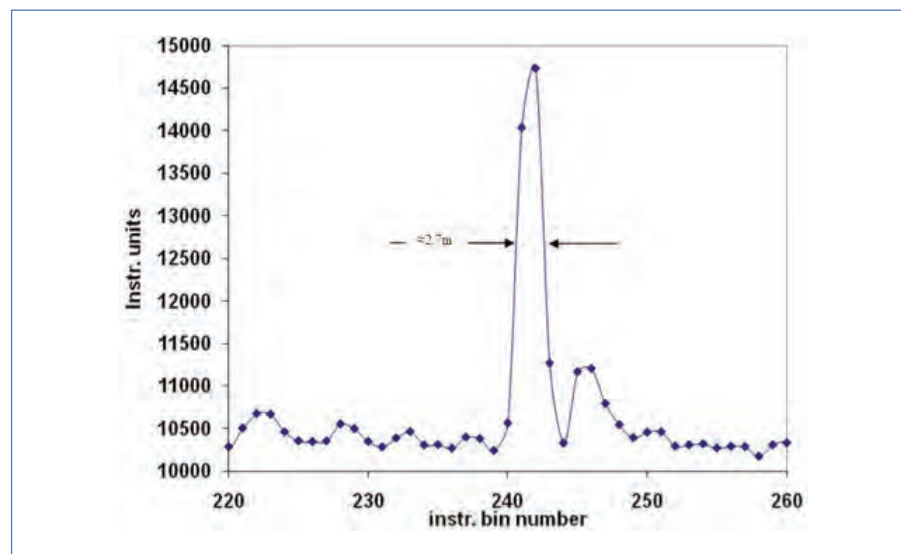
$$C_1 = \left(\frac{3}{2\beta^2} \right)^{\frac{1}{3}}$$

Per il piano di osservazione, si può calcolare b dal rapporto $b = r/z$ e successivamente valutare l'altezza z per diverse distanze x dalla sorgente in funzione della velocità del vento, F_b è il buoyancy flux (flusso galleggiante) e $x/2$ è il rapporto tra il momentum e il buoyancy flux. Per la giornata del 09/03/2009 nel secondo piano di scansione, a partire dalla ciminiera, il parametro b è stato valutato pari a 0.85 corrispondente a $C_1=1.27$. Questo valore entra nel range dei valori di $C_1 = 1.2 \div 2.6$ per condizioni stazionarie (Brigs, 1975).

In certi giorni, sempre per motivi meteorologici, le misure riguardavano soltanto la zona in prossimità dell'uscita della ciminiera. In questi casi dalle misure si stima il rag-

gio della sezione del pennacchio, come mostrato in Fig. 3.30, un parametro che potrà essere utilizzato nelle analisi successive come dato di input nei modelli di dispersione degli inquinanti.

Fig. 3.30 Raggio del pennacchio misurato il 11/02/2009 ad altezza di 3m circa sopra la ciminiera .



3.4 Ricostruzione di un pennacchio in termini di spessori ottici di gas da un set di misure DOAS lungo diversi angoli zenitali

Nonostante non fosse richiesto dal progetto, sono state effettuate anche misure DOAS (Differential Optical Absorption Spectroscopy) dedicate a valutare la distribuzione spaziale di NO_2 , SO_2 , O_3 , O_4 e vapor d'acqua all'interno del pennacchio in termini dei loro spessori ottici.

Inizialmente le misure DOAS non erano previste, poiché si riteneva che il mezzo mobile del CNR non potesse contenere simultaneamente sia il sistema TropoGAS (Tropospheric Gas Absorption Spectrometer) dedicato per misure DOAS in modalità passiva, sia la piattaforma alt-azimutale, montata su guide, appositamente sviluppata per l'apparecchiatura MiniLIDAR utilizzata nella campagna Monitor (vedere Figura 3.10).

Lo spettrometro TropoGAS, abbinato anch'esso ad un piccolo telescopio dotato di movimenti alt-azimutali completamente automatici (vedere Figure 26, 27 e 28), è in grado di effettuare sia misure di profili [Palazzi E., et al., 2008], sia flussi di gas emessi da grandi sorgenti puntuali [Giovanelli G., et al., in progress, 2009]. Esso è anche

la strumentazione ideale per ricostruire le strutture di gas di pennacchi con tecniche a remote sensing.

La metodologia DOAS, introdotta inizialmente da Noxon [1975] per misure di gas stratosferici, trovò le sue successive applicazioni con gli studi di Platt e Perner nelle misure di CHOH , O_3 , NO_2 in aree marittime e rurali del nord Europa [Platt et al, 1979; Platt and Perner, 1980].

Da allora, le applicazioni della metodologia, sono state numerose seguendo due principali configurazioni di utilizzo:

- 1- quella attiva (detta anche horizontal view looking) che, utilizzando una sorgente di radiazione artificiale, effettua misure dell'integrale della concentrazione del gas (o dei gas) in esame lungo il percorso ottico compreso fra la lampada e il telescopio ricevitore dello spettrometro [Evangelisti et al., 1995];
- 2- la configurazione passiva che, utilizzando come sorgente la radiazione solare diffusa, effettua misure della quantità colonnare del gas in esame lungo la verticale (vertical view looking), o lungo qualsiasi direzione zenitale [Petritoli et al., 2002; Giovanelli et al., 2005] (oblique view looking). Quest'ultima configurazione proposta recentemente indicata col nome Max DOAS [Wagner T., et al.2005], ben si adatta al tipo di ricostruzione di un pennacchio in termini di spessori ottici di gas ivi proposta.

Prima di entrare nei dettagli della metodologia di misura utilizzata per ricostruire un pennacchio in termini di spessori ottici di gas (NO_2 e SO_2) si fanno alcune brevi considerazioni:

1. a tecnica di ricostruzione del pennacchio non è tridimensionale, come nel caso dell'analogia costruzione di pennacchi di polveri fatta con il MiniLIDAR, ma bensì solo bidimensionale. Infatti, nel caso del LIDAR, la risposta retro-diffusa del segnale ottico è misurata anche spazialmente (fornendo così una informazione sulla "profondità" del pennacchio di polveri attraversato dalla radiazione del MiniLIDAR). Nel caso delle misure di gas con tecniche spettrofotometriche, che si avvalgono della legge sull'assorbimento il parametro misurato è, invece, lo spessore ottico, cioè l'integrale della concentrazione lungo il percorso di misura che in questo caso, dopo opportune elaborazioni, risulta essere lo "spessore" del pennacchio attraversato dalla radiazione.
2. Si è dovuta sviluppare una tecnica di misura ad hoc per ricavare la ricostruzione del pennacchio in termini di spessore ottico dei gas in esame. Per sviluppare questa nuova metodologia ci si è avvalsi anche delle esperienze utilizzate nella ri-

costruzione di profili [Petritoli A., 1998] o di quelle impiegate nelle misure di flusso di grandi sorgenti (come ad esempio emissioni da camini di centrali o da ciminiere di navi in movimento) [Giovanelli G., et al., in progress].

Prima di presentare i risultati delle ricostruzioni ricavate da misure effettuate sul pennacchio del termovalorizzatore di via del Frullo e dei possibili confronti con equivalenti ricostruzioni della struttura del pennacchio in termini di particelle, si presenta una sintetica descrizione della metodologia utilizzata.

3.4.1 Assetto strumentale utilizzato nella ricostruzione di pennacchi in termini di spessori ottici di gas.

L'assetto strumentale è principalmente costituito dallo spettrometro DOAS denominato TropoGAS (Tropospheric Gas Absorption Spectrometer, vedere Figure 3.31 a,b e Figure 3.32 a,b). Tale spettrometro a remote sensing è costituito da tre unità distinte: 1. l'elemento di dispersione spettrale, 2. il telescopio ricevitore montato su una piattaforma alt-azimutale, 3. l'unità elettronica di gestione di tutto il sistema.

1. L'elemento di dispersione spettrale è composto da un monocromatore con un reticolo sferico olografico (1200 linee/mm, dispersione media 2.4 nm/mm) e dotato di un sensore a CCD con un matrice di fotodiodi (1024*254 pixel) e termostato fino a -30°C.
2. Una piattaforma, detta TelAltAzimut, contenente un piccolo telescopio con movimenti alt-azimutali e collegato via fibra ottica alla fenditura d'ingresso dello spettrometro stesso (vedere Figure 3.33 a,b).
3. L'unità elettronica di gestione dell'intero strumento con pc interno e schede di controllo delle periferiche non convenzionali (come ad esempio piastre peltier per il raffreddamento dell'intero spettrometro, motori passo-passo per il posizionamento delle parti mobili, sensori di temperatura, sensore a CCD, ecc.)

Fig. 3.31 Viste dello spettrometro TropoGAS: a) nel mezzo mobile, b) vista interna.

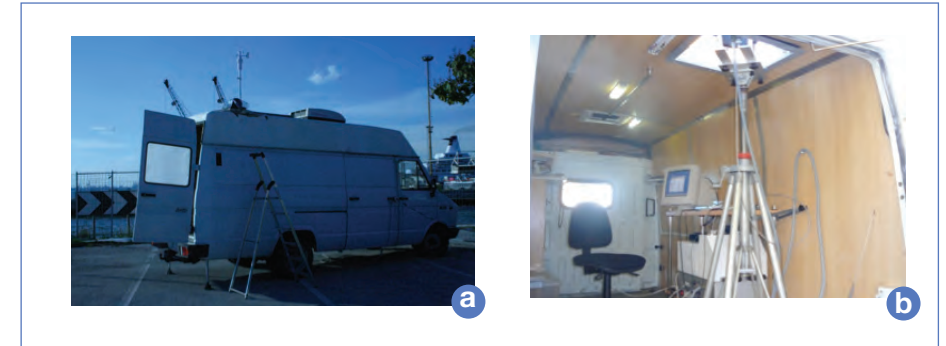


Fig. 3.32 Viste dello spettrometro Tropo GAS: a) disegno d'insieme, b) foto con carter.

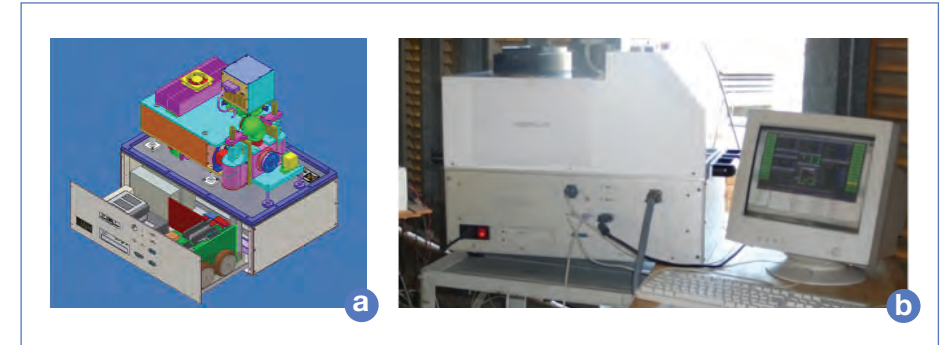
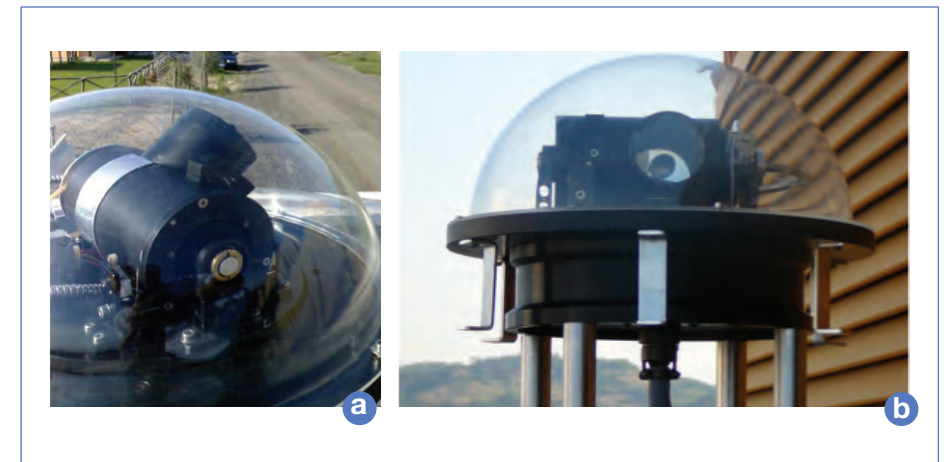


Fig. 3.33 Viste della piattaforma con telescopio dotato di movimenti alt-azimutali (Tele Alt-Azimut): a) configurazione libera, b) versione montata sul tetto del mezzo mobile.



La piattaforma è un po' il cuore della metodologia di misura proposta. Infatti, grazie ai movimenti di cui è dotata, può rapidamente "raccolgere" la radiazione solare diffusa lungo diversi angoli zenitali, consentendo così di ricostruire un pennacchio da una serie di misure dello spessore ottico del gas in esame lungo successive sezioni perpendicolari alla direzione del vento.

Il software di gestione del TropoGAS è in grado di eseguire e ripetere nel tempo tabelle di misure, impostate precedentemente, selezionando opportune posizioni alt-azimutali e determinati intervalli spettrali. Queste tabelle di comandi possono essere ripetute indefinitamente con il vantaggio di eseguire l'intero set di misure per più volte nell'arco della giornata. E' chiaro che l'intero set di misure deve essere eseguito lungo la traiettoria del pennacchio.

Tutto ciò, come è stato illustrato precedentemente, non può essere effettuato con le misure MiniLIDAR, trattandosi di una piattaforma più complessa e di dimensioni ben più grandi. Inoltre la sua progettazione e realizzazione è avvenuta in tempi più recenti rispetto a quella che monta il piccolo telescopio per le misure con lo spettrometro TropoGAS. Si prevede di approntare movimenti automatici anche per la piattaforma MiniLIDAR entro la prossima campagna invernale.

Qui di seguito si presenta una breve sintesi della metodologia di analisi DOAS. In essa i valori delle misure spettrofotometriche sono definiti dalla seguente equazione, detta anche Master Equation:

$$\ln\left(\frac{I}{I_0}\right) - \overline{\ln\left(\frac{I}{I_0}\right)} = \int_0^L \sigma_{diff} C(l) dl = A_{diff}$$

che è pur sempre la legge di Lambert-Beer trattata in modo differenziale.

Sapendo, dalla definizione di media integrale che:

$$\bar{C} = \frac{1}{L} \int_0^L C(l) dl$$

si ha anche che:

$$A_{diff} = \sigma_{diff} \bar{C} L$$

Dove CL è lo spessore ottico del gas in esame, e σ_{diff} la sezione d'urto in forma differenziale del gas in esame. Trattare la legge di Lambert Beer in modo differenziale significa considerare invece delle misure dirette le differenze fra una grandezza e la

stessa a cui è stato applicato un filtro, che rimuove le altre frequenze dallo spettro. Nella Master Equation sopra indicata è presentata come grandezza il logaritmo naturale del rapporto I/I_0 dove I indica il valore della radiazione solare diffusa includendo anche l'assorbimento dovuto agli inquinanti presenti e I_0 la stessa senza inquinanti. Il valore $\overline{\ln\left(\frac{I}{I_0}\right)}$ indica il valore precedente sottoposto al processo di filtraggio prima indicato.

I vantaggi di applicare la legge sull'assorbimento in termini differenziali sono numerosi e si possono così sintetizzare: 1. non si richiedono calibrizioni del particolare spettrometro impiegato, 2. l'attenuazione della radiazione non viene vista in senso di semplice rapporto tra le intensità misurate, ma come differenza di questi valori e quindi le misure non richiedono unità assolute, 3. si possono considerare calcoli pienamente validi con misure di I e I_0 ricavate in tempi diversi, 4. lo spettro filtrato così ottenuto contiene solo una struttura di linee di assorbimento ad alta frequenza proprie del gas in esame.

3.4.2 Ricostruzione di un pennacchio in termini di spessori ottici di gas

La tecnica di ricostruzione del pennacchio, dal punto di vista geometrico, si basa su quanto già esposto nel capitolo 2, anche se, in questo caso, i dati da collocare nella sezione verticale ideale del pennacchio saranno i valori dello spessore ottico dei gas in esame presenti all'interno del pennacchio.

Le misure con il TropoGAS vengono eseguite puntando il telescopio alt-azimut in prossimità della ciminiera, raccogliendo così la radiazione solare diffusa. Il puntamento, controllato da motori passo-passo, è preciso e consente di effettuare spostamenti angolari con passo di 1° e una precisione di $\pm 0.1^\circ$ sia per gli spostamenti lungo l'asse verticale che per quelli lungo il piano orizzontale.

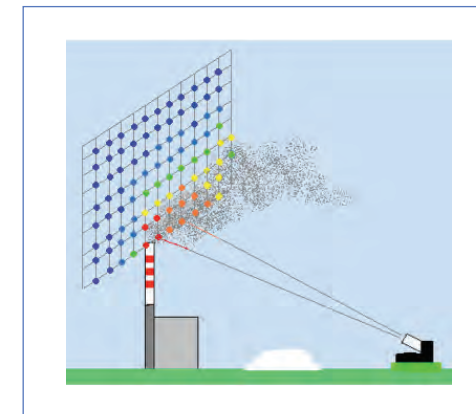


Fig. 3.34

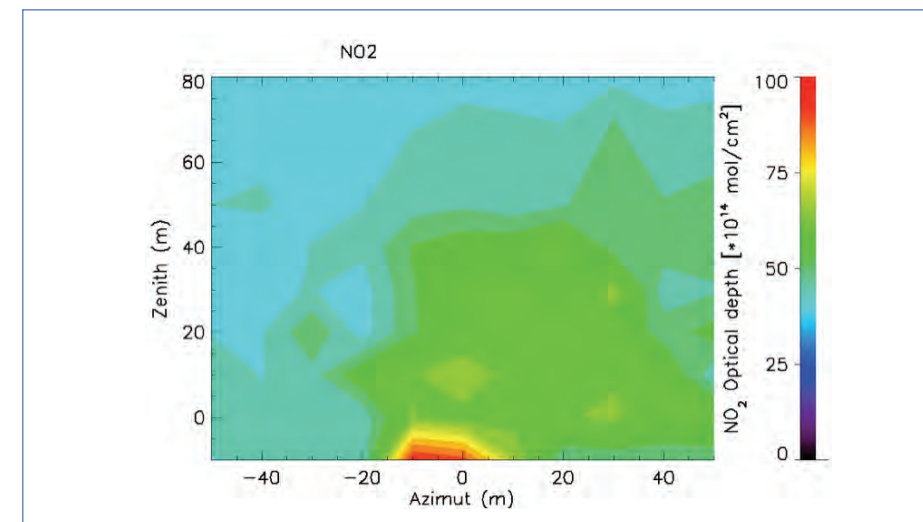
Schema dell'intero set di rilevazioni condotte in modo automatico dallo spettrofotometro TropoGAS. La griglia virtuale utilizzata durante le misure DOAS si applica successivamente per la ricostruzione del pennacchio in termini di spessore ottico dei gas in esame. I punti mostrano i nodi della griglia virtuale dove si effettuano le misure.

Si è pertanto impostata l'acquisizione automatica delle misure in modo da eseguire, nei pressi della ciminiera, misure di gas secondo una griglia che contenesse la ciminiera e la parte iniziale del pennacchio del camino. Tale griglia, mostrata in Figura 3.34, è costituita da una matrice di punti (8x10) e per ciascuno di questi è misurato il contenuto gassoso in termini di spessore ottico. La piattaforma alt-azimutale, partendo dal basso a sinistra si muove sequenzialmente lungo i due assi di misura completando la sequenza di misure in circa 5-10 minuti.

Il risultato di questa tecnica fornisce un insieme di "fotografie" del pennacchio in termini di spessori ottici dei gas in esame (Fig. 3.35). Anche se il set totale di misure viene acquisito in un periodo relativamente breve (5-15 minuti), per ricostruire una buona "fotografia" del pennacchio in termini di spessori ottici di gas sarà indispensabile immaginare che le condizioni atmosferiche non mutino durante le misure.

Il vantaggio ulteriore di questa metodologia è che consente di misurare più gas contemporaneamente. Grazie a ciò è possibile effettuare la ricostruzione di pennacchi dei seguenti gas: NO_2 , SO_2 , O_3 , O_4 , HONO e H_2O in forma di vapore. Tali gas, non necessariamente percorreranno le stesse traiettorie all'interno del pennacchio. Inoltre, alcuni come SO_2 , NO_2 , HONO e H_2O sono emessi direttamente dall'inceneritore, altri (O_4 e H_2O) si possono considerare piuttosto come traccianti di alcune proprietà ottiche dell'atmosfera e pertanto risultano estremamente utili per la parametrizzazione della radiazione entrante nello spettrometro. Infine l'ozono (O_3) è un prodotto secondario, la cui presenza è essenzialmente dovuta a reazioni fotochimiche che avvengono in atmosfera grazie all'emissione diretta dei cosiddetti precursori in parte prodotti anche dalla ciminiera del termovalorizzatore. Nel presente lavoro si mostrano solo ricostruzioni di pennacchi di NO_2 , SO_2 , O_4 ed H_2O .

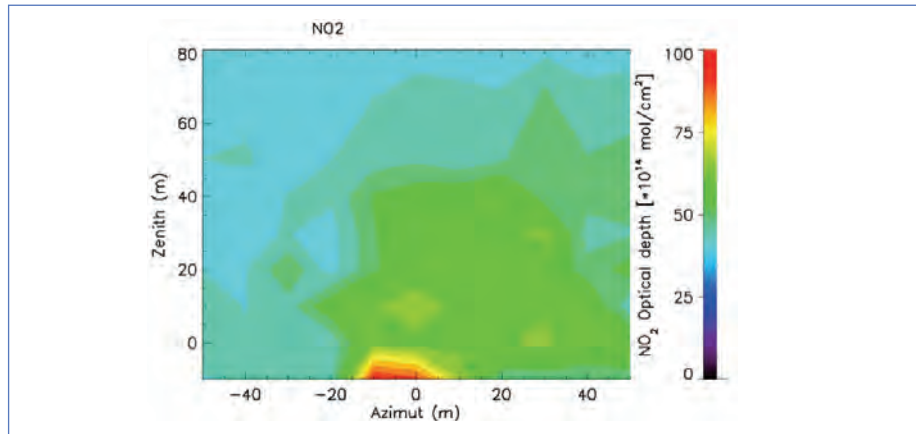
Fig. 3.35 Ricostruzione del pennacchio in termini spessore ottico di NO_2 ricavata da un set di misure secondo lo schema rappresentato in Fig. 3.34, ottenute durante la mattina del 30 giugno 2008.



Prima di presentare la ricostruzione geometrica di un pennacchio di gas in termini di spessori ottici, vanno fatte le seguenti considerazioni:

1. Il metodo di ricostruzione del pennacchio è bidimensionale; esso rappresenta, come è stato detto precedentemente, un'immagine del pennacchio su un piano, che è definito come *piano immagine* del pennacchio, ed è ricavata da un set di misure di spessori ottici del gas in esame (i valori degli spessori ottici sono calcolati lungo assi perpendicolari al piano immagine).
2. I valori delle misure di radiazione solare diffusa contengono solo il contributo in assorbimento dovuto ai gas presenti sia all'interno del pennacchio, sia all'esterno lungo la stessa traiettoria atmosferica. Questa seconda parte si indica come *spessore ottico di fondo* dell'atmosfera e si propone una tecnica per minimizzarlo, basata essenzialmente su un'operazione di sottrazione, al fine di far esaltare lo spessore ottico presente nel pennacchio lungo tutte le traiettorie indagate.
3. Si può tentare di presentare una ricostruzione del pennacchio in termini della concentrazione del gas in esame, ma essa va solo considerata come valore medio lungo la specifica traiettoria di misura. Si propone pertanto una procedura per passare dallo spessore ottico alla concentrazione media che tuttavia è ancora suscettibile di ulteriori perfezionamenti.

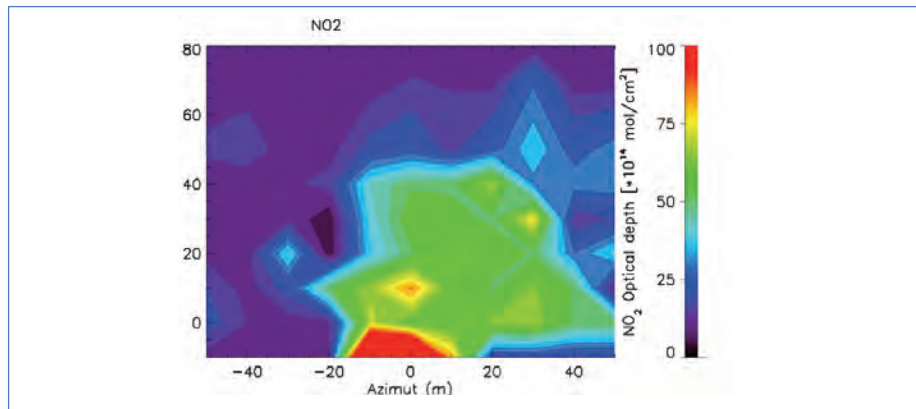
Fig. 3.36 Ricostruzione dei valori di fondo distribuiti su tutto il piano verticale presentato in Figura 3.35. L'immagine mostra la dipendenza dai valori di fondo definiti nelle aree ai bordi della precedente Figura (la scala è stata cambiata per far risaltare le deboli variazioni).



La tecnica di sottrazione delle misure di fondo si avvale dei valori più esterni e di minor valore di ciascun piano verticale di misura (vedere Figura 3.36) distribuendoli in modo proporzionale alle loro rispettive intensità su tutta l'area. Normalmente sono le aree ai vertici dell'immagine che sono identificate le aree identificate come zone di fondo.

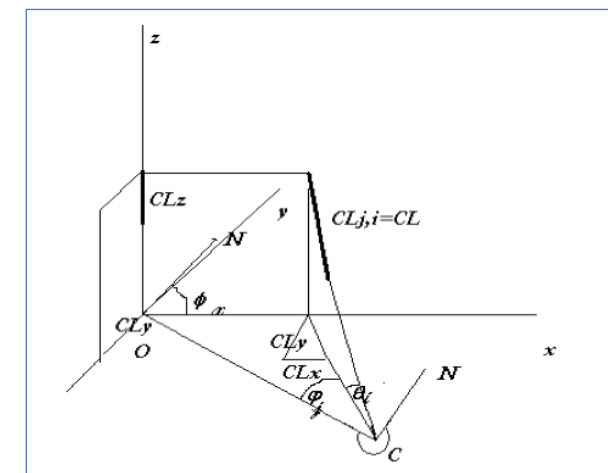
Una volta definiti i valori di fondo, si procede sottraendo punto a punto questo set di valori calcolati ai precedenti, ricavati dalle misure in campo (vedere Figura 3.35). Se si confronta la Figura 3.35 con la Figura 3.37 si può ben notare che l'area occupata dal pennacchio è rimasta la stessa, ma è meglio identificabile.

Fig. 3.37 Ricostruzione del pennacchio in termini di spessore ottico di NO₂. Immagine finale risultante dopo aver applicato la procedura di sottrazione del fondo atmosferico.



Esistono altri metodi per delimitare l'area del pennacchio, come ad esempio l'impiego di simultanee immagini termometriche (vedere Fig. 3.12), o avvalendosi delle ricostruzioni MiniLIDAR precedentemente presentate, anche se, quest'ultime identificano l'area del pennacchio di polveri, che non necessariamente si sovrappone a quella dei gas, avendo coefficienti di diffusione laterale e verticale leggermente diversi. Si può anche passare alla rappresentazione di pennacchi in termini della concentrazione del gas in esame. Infatti, dopo aver definito la dimensione (sul piano immagine) e la profondità del pennacchio in ogni punto della griglia (queste ultime, perpendicolari al piano immagine, si possono ricavare da simultanee misure LIDAR), è possibile ricavarne la distribuzione dei valori di concentrazione al suo interno, passando alla rappresentazione di mappe bidimensionali della concentrazione media del pennacchio. Ricollegandosi ora a quanto è stato presentato nel paragrafo 3.1.1 sulla ricostruzione geometrica dei pennacchi si cercherà di illustrare brevemente le notazioni utilizzate per la scomposizione dei valori degli spessori ottici dei gas in esame, immaginati come vettori. Si mantengono le precedenti notazioni rispettivamente: il punto di base della ciminiera è l'origine della coordinate cartesiane, il punto C identifica nel piano xy la posizione del camion (che conterrà anche lo spettrometro TropoGAS e la testa TelAltAzimut) e coincide con l'asse y, l'asse x si identifica con una direzione fissa e determinata che parallela al piano dell'immagine ricostruita (16°N per la prima postazione mostrata nella figura 1, 79°N per la seconda postazione mostrata in figura 2) e $\overline{OC} = d_0$ sarà la distanza fra la posizione del camion e quella della base della ciminiera.

Fig. 3.38 Scomposizione dello spessore ottico lungo gli assi cartesiani, dove l'asse x è sempre la direzione del pennacchio.



Riprendendo lo schema della ricostruzione geometrica nel piano immagine ideale di un pennacchio (fig. 3.34), l'i-esima misura (con $i = 0, 1, 2, 3, \dots, Z$) lungo asse verticale x_{z_j} (con $j=0, 1, 2, \dots, X$) rappresentata nella Figura 3.38 è definita in coordinate polari da:

1. il suo modulo $[(CL)_{G,j,i}]$ (dove $G = 1, 2, 3, \dots, K$ indica il tipo di gas in esame),
2. la coppia di angoli φ_i e ϑ_i , già proposto nel paragrafo 3.1.

Si considerino ora le componenti cartesiane di tale misura $[(CL)_{G,j,i}]$ intesa come vettore e soprattutto la componente y perpendicolare al piano xz . Infatti nella ricostruzione di un pennacchio in termini di spessori ottici del gas in esame, si dovranno considerare come valori degli spessori ottici rilevati nei vari punti del piano immagine le loro componenti perpendicolari al piano stesso.

Se il simbolo $[(CL)_{G,j,i}]$ indica il modulo della misura avremo:

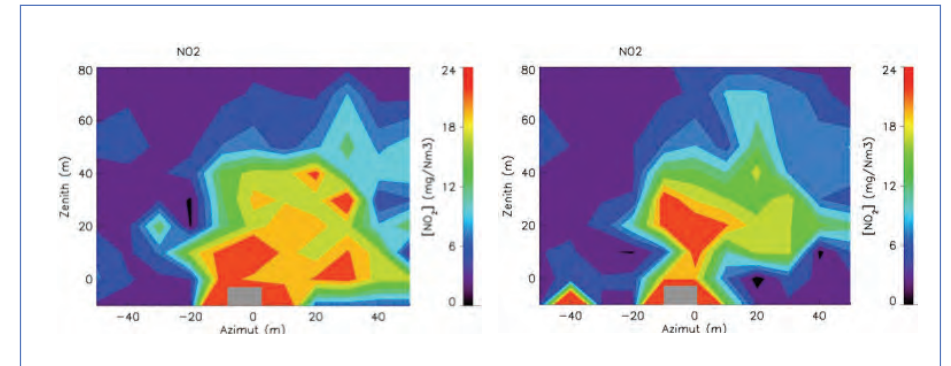
$$[(CL)_{G,j,i}]_y = [(CL)_{G,j,i}] - \min[(CL)_{G,j,i}] \cos \vartheta_i \sin(\varphi_i - \varphi_0)$$

dove $\min[(CL)_{G,j,i}]$ si riferisce alla matrice delle misure di fondo ricavata secondo la procedura precedentemente descritta (vedere Figura 3.35).

Per ciascuna misura si individua una coppia di punti sul piano xz , distribuiti rispettivamente: sui diversi assi verticali (come riportati in Fig. 3.7). Nella rappresentazione si parte dall'asse ($x = 0, y = 0$) che individua la base del camino, posta per definizione all'origine delle coordinate cartesiane e indicata con il simbolo Z_0 , dove si avranno le seguenti coppie di punti: $x_0, z_{0,0}$ (posizione del top del camino) $x_0, z_{0,1}, x_0, z_{0,2}, \dots, x_0, z_{0,i}, \dots$ (con $i = 0, 1, 2, 3, \dots, Z$); sull'asse Z_1 avremo $x_1, z_{1,0}, x_1, z_{1,1}, x_1, z_{1,2}, \dots, x_1, z_{1,i}, \dots$ sull'asse Z_1 avremo $x_j, z_{j,0}, x_j, z_{j,1}, x_j, z_{j,2}, \dots, x_j, z_{j,i}, \dots$ (con $j=0, 1, 2, \dots, X$). L'organizzazione delle misure è già stata descritta nei capitoli 2 e 3.

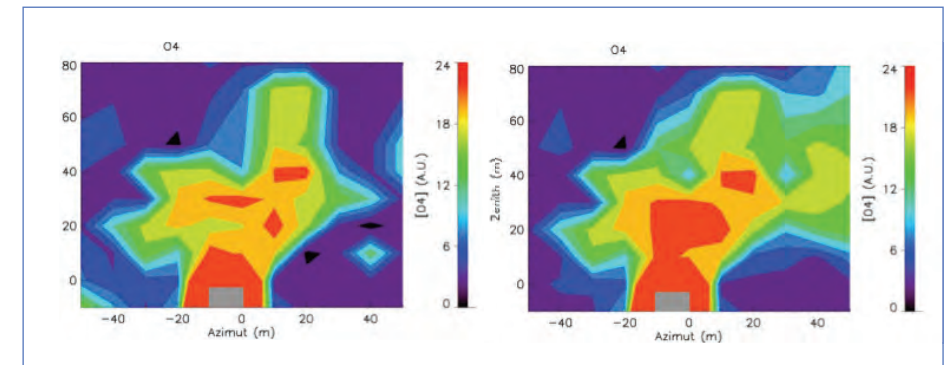
Dai valori di spessore ottico $[(CL)_{G,j,i}]_y$ si può passare ai corrispondenti valori di concentrazione media, ottenuti dividendoli per i valori della profondità del pennacchio, a ciascuna misura associata, ottenuti secondo la procedura indicata precedentemente. Nella Figura 3.39 sono riportati due esempi di immagini del pennacchio in termini della concentrazione media di NO_2 .

Fig. 3.39 Due esempi di immagini del pennacchio in termini di concentrazione media di NO_2 (30.06.2008).



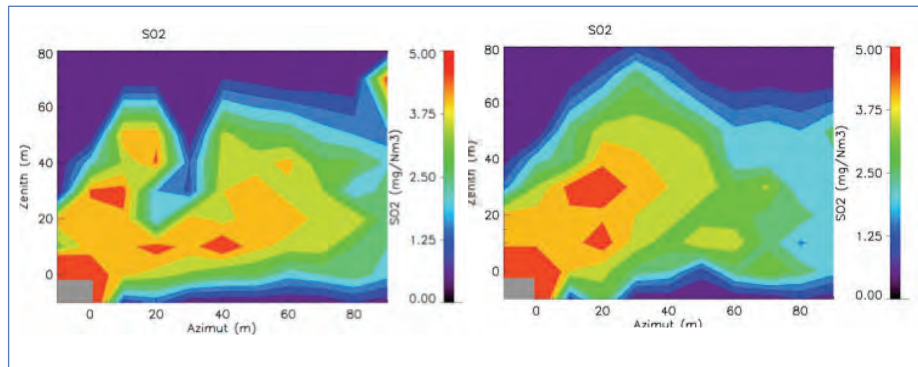
Per ciò che riguarda l' O_4 invece in Figura 3.40 sono riportati i valori arbitrari di concentrazione ricavati all'interno del pennacchio.

Fig. 3.40 Due esempi di immagini dei valori di O_4 trovati nel pennacchio (30.06.2008).



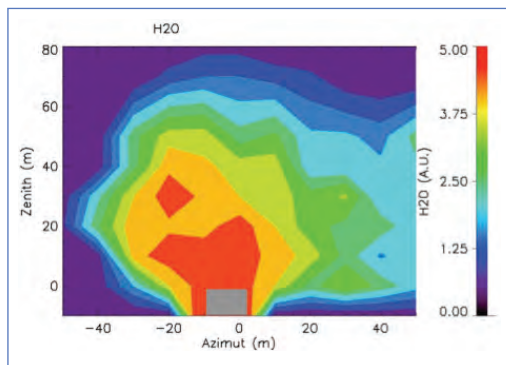
L' SO_2 è, invece, stato misurato prendendo come posizione di partenza la direzione in cui c'era la ciminiera spostando poi l'ottica verso destra per le successive posizioni. Nella Figura 3.41 sono rappresentate due ricostruzioni del pennacchio in termini di spessori ottici di SO_2 .

Fig.3.41 Due esempi di immagini del pennacchio in termini di concentrazione media di SO₂ (30.06.2008).



Da ultimo si presenta nella Figura 3.42 la concentrazione in termini di vapor acqueo in unità arbitrarie.

Fig.3.42 Esempio di immagine del pennacchio di H₂O (30.06.2008).



Come si può notare nelle ultime sette figure, che rappresentano immagini del pennacchio di gas disposte lungo il piano verticale con asse 16°-196°N (praticamente N-S), le prime quattro (figg. 3.39 e 3.40) evidenziano solo un trasporto verticale che può essere causato da un'assenza di vento o da una sua direzione verso la posizione del camion (circa ad Est) con una leggera inclinazione verso Nord. Le successive tre figure evidenziano un trasporto orizzontale del pennacchio decisamente verso Nord.

Campagna invernale 2009

Come accennato precedentemente, durante questa campagna lo strumento TropoGAS, assieme al MiniLIDAR, è stato posizionato sul piazzale presso il magazzino di HERA in via Gazza. Durante questa campagna il TropoGAS effettuava misure della radiazione solare diffusa secondo due differenti modalità: la prima per la ricostruzione del pennacchio, la seconda per ricavare il profilo verticale del gas in esame. Pertanto le scansioni effettuavano le seguenti procedure:

1. nei nodi di una griglia virtuale (orientata nel piano azimutale nel settore 79°-259°, cioè circa perpendicolare alla direzione strumento-ciminiera, come indicato nella figura 3.2). Nella figura 3.34 sono riportati i nodi di questa griglia virtuale.
2. In un piano verticale orientato in direzione (30° – 210°), come mostrato in nero nella figura 3.43.

Queste geometrie di osservazione sono state scelte: 1. perché permettevano di controllare le variazioni delle concentrazioni dei gas in esame dovute al trasporto di masse d'aria dal / verso l'inceneritore; 2. erano più adatte dal punto di vista della metodologia DOAS e favorivano una migliore ricostruzione di profili con tecniche d'inversione; 3. erano libere da ostacoli che bloccavano il percorso ottico nelle misure con angoli zenitali prossimi all'orizzonte. Si fa infine notare che l'impatto delle condizioni meteorologiche sulle misure DOAS e su quelle lidar è diverso. Pertanto, non necessariamente nello stesso giorno le condizioni erano ottimali per effettuare simultaneamente misure DOAS e MiniLIDAR.

Fig.3.43 Mappa della zona di misura con segnate: a- (in rosso) il settore angolare favorevole per le misure proposte, b- (in nero) il piano verticale di scansione dello spettrometro.



Nelle successive figure (3.44 ÷ 3.60) sono riportati gli andamenti temporali dei profili di NO_2 , ottenuti durante la campagna invernale. I grafici sono suddivisi in due aree: nella prima è riportata la direzione e la verticale del vento, ottenute dalle misure effettuate con il SODAR alla quota di 125 m; nella seconda sono riportati i profili di concentrazione del gas NO_2 (espressi in falsi colori) in funzione della quota e dell'ora di rilevazione. Nel primo riquadro sono anche riportate, per maggiore chiarezza, due linee nere tratteggiate, che indicano il range delle direzioni del vento favorevoli al sito di rilevazione prescelto, delimitato da 285°N a 315°N . Le direzioni comprese tra questi due valori sono considerate favorevoli in quanto il pennacchio interseca la direzione in cui vengono rilevati i gas con metodologia DOAS. La linea rossa tratteggiata, che indica la posizione di zero della velocità verticale, favorisce ad individuare i moti ascendenti o discendenti delle masse d'aria nel periodo di osservazione. Poiché i valori di concentrazione media di NO_2 espressi in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, si riferiscono a medie spaziale eseguite su diversi chilometri, i corrispondenti valori ottenuti con analizzatori in loco risulteranno più bassi. A tale proposito va ricordato che la concentra-

zione media di NO_2 , ricavata da misure a remote sensing, si calcola normalizzando il valori misurato di NO_2 con quello simultaneo di O_4 . Infatti, l' O_4 (dimero dell'ossigeno molecolare), ha una concentrazione pressoché costante in atmosfera durante il giorno, che varia come la radice della concentrazione dell'ossigeno. Un apposito algoritmo di inversione provvede a calcolare la giusta altezza delle quote e il loro valore di concentrazione secondo la formula:

$$C_{ij} = \frac{S_{i,j}}{L_{i,j}} = \frac{S_i - \sum_{j=1}^{i-1} S_{i,j}}{L_{i,j}} \quad \sum_{j=1}^{i-1} S_{i,j} = \sum_{j=1}^{i-1} S_{i,j} \frac{L_{i,j}}{L_{i,j}} = \sum_{j=1}^{i-1} S_{i,j} \frac{\sin(\alpha_j)}{\sin(\alpha_i)}$$

in cui S sono gli spessori ottici di NO_2 misurati ai diversi angoli zenitali (indicati con il primo indice), C sono le concentrazioni ricavate alle rispettive quote (indicate con il secondo indice) e L sono i percorsi medi ricavati dalle misure di O_4 .

04.02.2009

Le misure presentate nella figura 3.44 sono state rilevate nel pomeriggio dalle ore 15:00 fino alle ore 17:00. Si evidenzia una pronunciata stratificazione di NO_2 nello strato limite in particolare è ben visibile un forte gradiente verticale in cui la concentrazione di NO_2 si riduce anche del 50% nei primi 300 metri di quota. La direzione del vento (linea continua nera) rimane piuttosto favorevole (cioè compresa fra le due linee nere tratteggiate) nell'arco delle due ore di rivelazione. La concentrazione del gas rimane pressoché costante, tranne nella seconda parte del periodo in cui si verifica un aumento di NO_2 centrato intorno alle ore 16:30. Questa variazione si può interpretare con la discesa di masse d'aria provenienti probabilmente dalla zona dell'inceneritore. La velocità verticale del vento raggiunge valori massimi negativi intorno alle ore 16:30, caricando i primi strati al di sopra del suolo di elevata quantità di inquinante e probabilmente limitando altrove la diffusione e il trasporto di NO_2 .

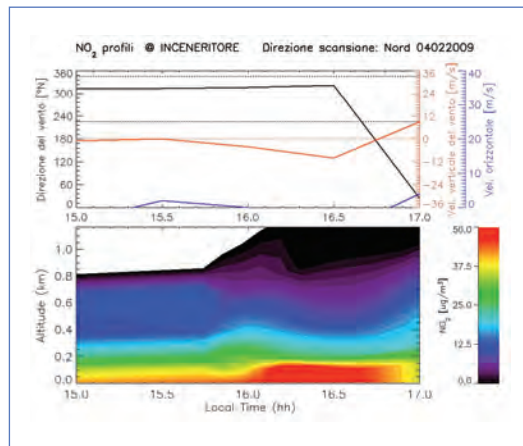


Fig. 3.44

Nella parte superiore sono indicati i parametri del vento: direzione (DV, nero) e velocità verticale (VV, rosso), per il giorno 04/02/2009. Parte inferiore: andamento temporale del profilo verticale della concentrazione di NO_2 nel primo chilometro.

06.02.2009

In figura 3.45 sono riportate le rilevazioni effettuate il giorno 6/02/09. Durante la mattina le concentrazioni di biossido di azoto si mantengono basse, fino a mezzogiorno con condizioni di vento moderato costante proveniente da 150° . A cominciare dalle 11:30 la circolazione si modifica e tende a orientarsi verso le direzioni più favorevoli. Dalle 12 alle 14, infatti si hanno degli aumenti di concentrazione, dovuti, probabilmente all'intersezione del pennacchio con il piano di misura. In corrispondenza delle ore 14 si può osservare che la velocità verticale del vento risulta negativa, e l' NO_2

presenta alti valori al suolo e basse concentrazioni nei livelli successivi. Ciò è in accordo con quanto riportato nel capitolo 1 (Fig. 1.45).

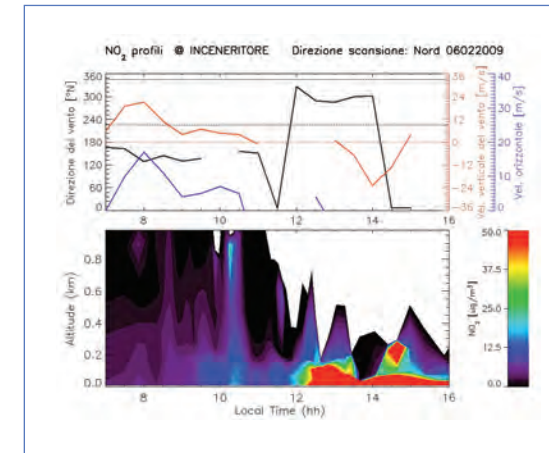


Fig. 3.45

Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 06/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.

07.02.2009

In figura 3.46 sono riportate le misure effettuate il giorno 7/02/09. La giornata è caratterizzata da vento variabile, che risulta favorevole alle misure nel piano verticale prescelto dalle 7:30 alle 8:45 e dalle 13:00 alle 14:00. In corrispondenza di questi due casi favorevoli si può notare che anche la concentrazione di NO_2 , lungo il piano di misura, subisce un aumento. Mentre nel primo caso (dalle 7:30 alle 8:45) le alte concentrazioni si suppone che siano dovute principalmente al traffico, nel primo pomeriggio (dalle 13 alle 14), tale fenomeno è soprattutto imputabile all'intersezione del piano di misura con il pennacchio. Anche in questo caso vi è accordo con quanto descritto nel capitolo 1 (Fig. 1.46).

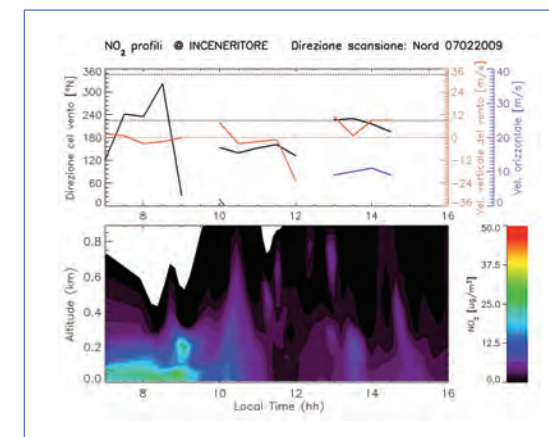


Fig. 3.46

Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 07/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.

08.02.2009

La giornata del 8/02/2009, riportata in figura 3.47 si presenta con forti variazioni di VV (Velocità Verticale Vento) e DV (Direzione Vento). Le concentrazioni di NO_2 risentono di queste forti variazioni presentando un profilo verticale molto variabile durante l'arco della giornata, e sono maggiori nei primi 100 metri di quota. La direzione prevalente in questa giornata non è favorevole, le concentrazioni misurate sono probabilmente dovute al trasporto di masse d'aria provenienti dalle zone a più lunga distanza o da altre sorgenti.

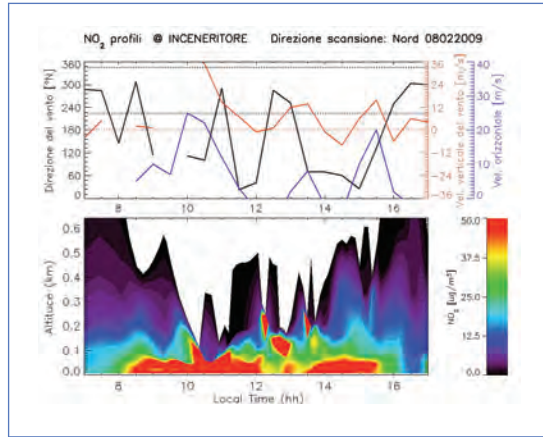


Fig. 3.47

Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 08/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.

09.02.2009

Il giorno 9/02/09 (figura 3.48), presenta una situazione piuttosto interessante in quanto dalle 9:30 il vento ha una direzione favorevole prevalentemente costante, pertanto anche l'apporto di masse d'aria provenienti dalla zona inceneritore è costante durante l'intera giornata. Infatti la concentrazione di NO_2 presenta valori alti anche il pomeriggio in cui normalmente ci si aspetterebbe una sua diminuzione dovuta a processi fotochimici, i valori medi si aggirano intorno ai 25-30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

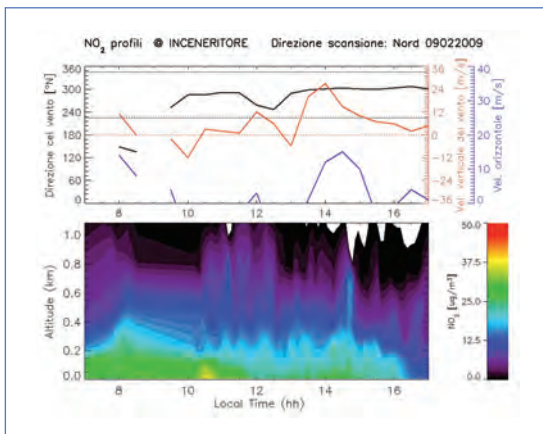


Fig. 3.48

Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 09/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.

10.02.2009

In figura 3.49 è riportata la variazione giornaliera della concentrazione di NO_2 lungo il piano di misura. Come si nota dal confronto incrociato tra i due grafici, dalle 11:30 la direzione del vento ruota verso zone più favorevoli. La velocità verticale del vento varia molto in segno, portando spesso il pennacchio a impattare al suolo o a rapide risalite. In alcuni casi può essere tale da ostacolare la dispersione delle emissioni della sorgente ai livelli più alti, producendo un aumento della concentrazione di NO_2 nella zona in prossimità del suolo.

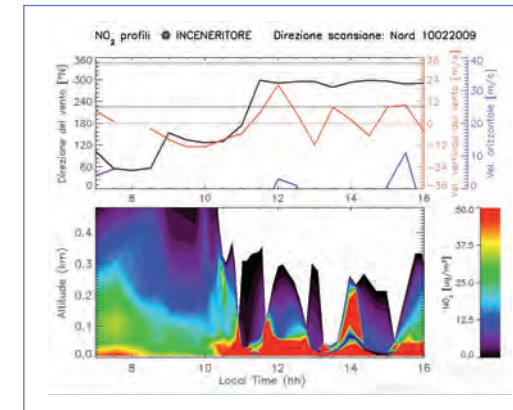


Fig. 3.49

Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 10/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.

11.02.2009

Questo giorno, riportato in figura 3.50, dalle 14:00 – 17:00, si presenta calmo dal punto di vista dinamico. Nel periodo evidenziato si osservano valori di NO_2 relativamente bassi, nonostante la direzione del vento sia favorevole per ricavare i profili. Analizzando le tendenze della VV e distribuzione verticale di NO_2 , si può notare che la diminuzione di VV favorisce l'aumento di NO_2 negli strati atmosferici più alti, probabilmente dovuto anche al trasporto di masse d'aria provenienti da più lunga distanza.

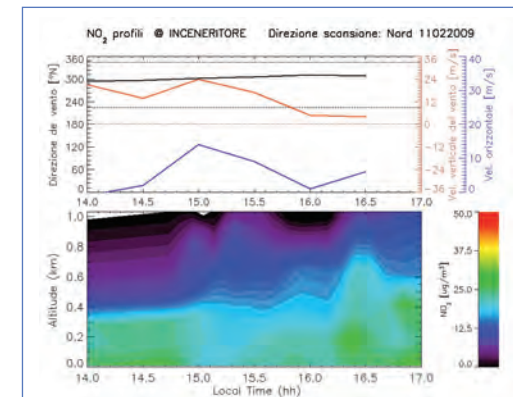
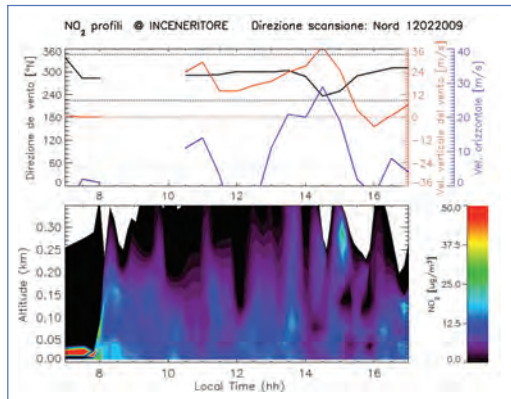


Fig. 3.50

Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 11/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.

12.02.2009

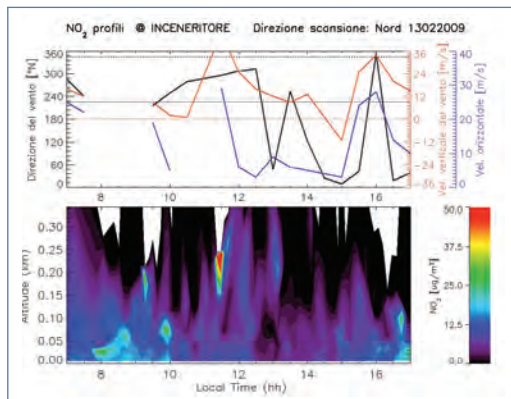
Anche durante la giornata del 12/02/09 (figura 3.51) si possono osservare fenomeni interessanti circa l'apporto di inquinanti provenienti dall'inceneritore. Considerando il periodo 10:00 – 17:00 si può concludere che nonostante la presenza di DV favorevole, i valori di NO_2 sono piuttosto bassi intorno ai $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tuttavia sono riscontrabili dei locali aumenti di concentrazioni rispetto al fondo probabilmente dovuti all'intersezione fra il pennacchio e il piano verticale di misura.

**Fig. 3.51**

Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 12/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.

13.02.2009

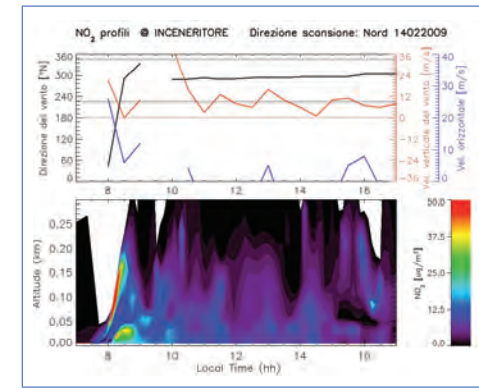
In figura 3.52 si riporta la concentrazione di NO_2 rilevata alle diverse quote per la giornata del 13/02/09. In questa giornata con brusche variazioni di VV e DV soltanto nel periodo intorno alle ore 10:00÷12:30 si può individuare un chiaro aumento di NO_2 in quota in corrispondenza con il picco di VV. Gli episodi di locale aumento di concentrazione che si riscontrano in mattinata non sono riconducibili a particolari sorgenti, in quanto non vi è presenza di dati vento dalle 7:30 alle 9:30. Tuttavia si ritiene che esse siano maggiormente attribuibili a situazioni di traffico.

**Fig. 3.52**

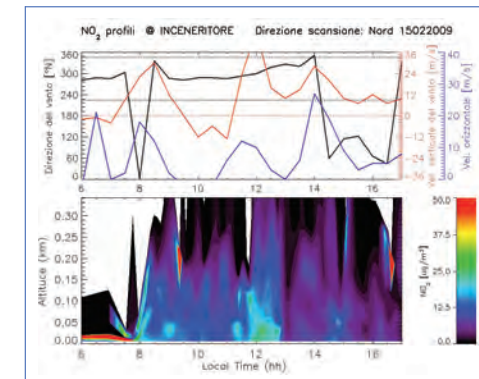
Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 13/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.

14.02.2009

Anche durante la giornata del 14/02/09 (figura 3.53) si possono osservare fenomeni interessanti circa l'apporto di inquinanti provenienti dall'inceneritore. Considerando il periodo 10:00 ÷ 17:00 si può concludere che nonostante la presenza di DV favorevole, i valori di NO_2 sono piuttosto bassi intorno ai $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Sono tuttavia riscontrabili dei locali aumenti di concentrazioni rispetto al fondo probabilmente dovuti all'intersezione fra il pennacchio e il piano verticale di misura.

**Fig. 3.53** Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 14/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.**15.02.2009**

In figura 3.54 si riporta la concentrazione di NO_2 rilevata alle diverse quote per la giornata del 15/02/09. In questa giornata dalle 8:30 alle 14:00 si riscontra una direzione del vento favorevole e una concentrazione di NO_2 tendenzialmente in calo in questo periodo a parte due sporadici picchi alla quota di 200 m circa nelle ore intorno alle 9:30 e 16:30. Si nota un aumento di NO_2 (anche in quota) a mezzogiorno in corrispondenza con un forte aumento della velocità verticale del vento.

**Fig. 3.54**

Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 15/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.

16.02.2009

In figura 3.55 si riporta la concentrazione di NO_2 rilevata alle diverse quote per la giornata del 16/02/09. In questa giornata dalle 10:00 alle 16:00 si riscontra una direzione del vento favorevole e una concentrazione di NO_2 tendenzialmente in calo ad esclusione di eventi alle quote di 200 m e 100 m intorno alle 14:30 e 16:30 rispettivamente. In questi due periodi la VV è sempre positiva e si suppone che questi due picchi siano dovuti ad altri fattori non considerati nell'interpretazione dei risultati ottenuti. Nella parte centrale (dalle 10 alle 13) della giornata si osservano locali aumenti (max 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) di concentrazione, anche in quota, dovuti probabilmente all'intersezione del pennacchio con il piano di scansione dove avvenivano le rivelazioni DOAS.

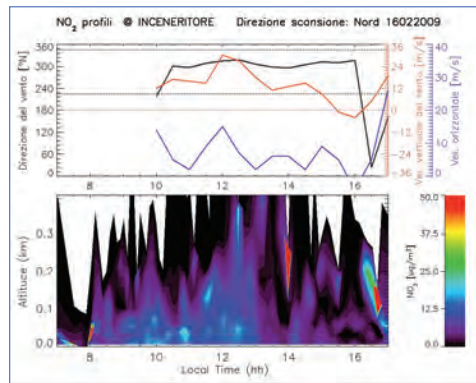


Fig. 3.55

Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 16/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.

17.02.2009

L'andamento del profilo di NO_2 riportato nella figura 3.56 mostra delle zone di maggiore concentrazione nel periodo che va dalle 11:30 alle 13, e dalle 14 in poi. Tali periodi non consentono di identificare nell'inceneritore la principale loro causa, anche se le rivelazioni del vento mostrano una direzione favorevole; almeno nel primo periodo evidenziato. Nel secondo periodo si pensa che altre sorgenti influiscano sul totale rivelato attraverso le serie di scansioni effettuate.

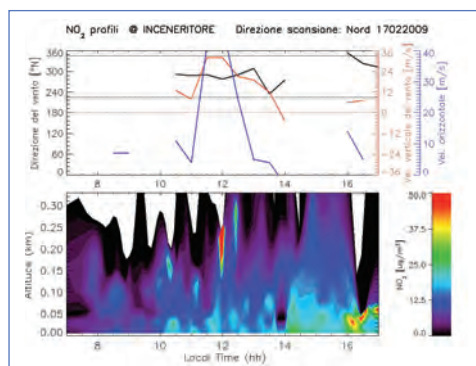


Fig. 3.56

Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 17/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.

19.02.2009

L'esempio riportato in figura 3.57 costituisce un tipico esempio di fondo ovvero di misure senza l'impatto diretto della ciminiera sulle rivelazioni eseguite. Infatti la DV è praticamente sfavorevole per le misure DOAS, a parte un brevissimo periodo intorno le ore 09:30 quando si è misurato un singolo picco ad altezza di 100 m sopra il livello della ciminiera. A questo singolo evento non si può indicare la ciminiera come unica sorgente. La concentrazione del gas in esame si mantiene sempre al di sotto dei 12.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

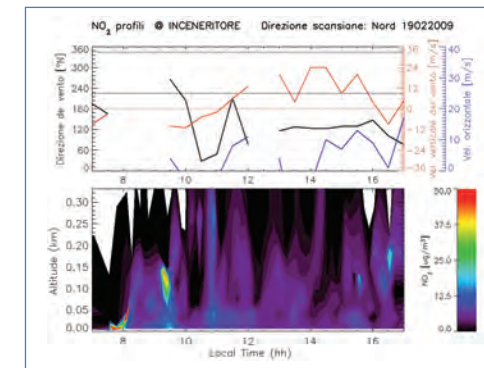


Fig. 3.57

Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 19/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.

20.02.2009

Anche la giornata del 20/02/09 (figura 3.58) presenta una direzione del vento prevalentemente sfavorevole, ad esclusione di un breve periodo intorno alle ore 14:30. Le concentrazioni del gas sono comunque elevate, probabilmente riconducibili ad altre sorgenti presenti in zona, rappresentate prevalentemente da auto o mezzi di trasporto pesanti. Non si osservano inoltre dei picchi in corrispondenza dell'unico intervallo favorevole.

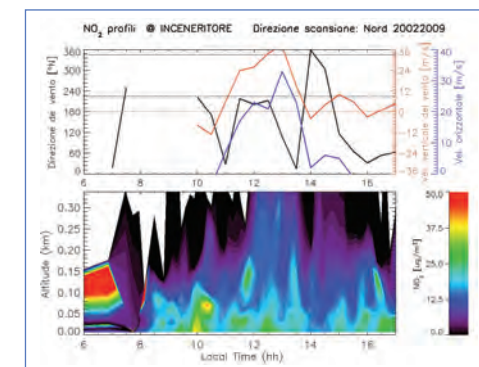


Fig. 3.58

Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 20/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.

21.02.2009

In figura 3.59 sono riportate le rilevazioni del 21/02/09. Questa giornata si presenta interessante perché dà la possibilità di evidenziare meglio l'effetto della variazione della VV. Fino a mezzogiorno la VV è prevalentemente negativa e per questo motivo si osservano valori alti di NO_2 nella parte bassa dei profili. È interessante anche l'aumento di NO_2 dopo le 07:00 probabilmente dovuto all'intensificarsi del traffico urbano in zona. Verso mezzogiorno le misure SODAR indicano tendenza al calo della velocità negativa del vento, passando a valori positivi dopo le 12:00. Questo comporta un sollevamento di NO_2 negli strati più alti fino 300 m. Dopo le 13:00 la VV diminuisce calando quasi a zero verso le 17:00 con evidente calo di NO_2 in quota. La direzione del vento è sempre favorevole e le concentrazioni risultano piuttosto alte lungo tutta la giornata, intorno ai 25-30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Nel capitolo 1 (Fig. 1.48) si riportano in questa situazione potenziali contributi di inquinanti provenienti dall'impianto.

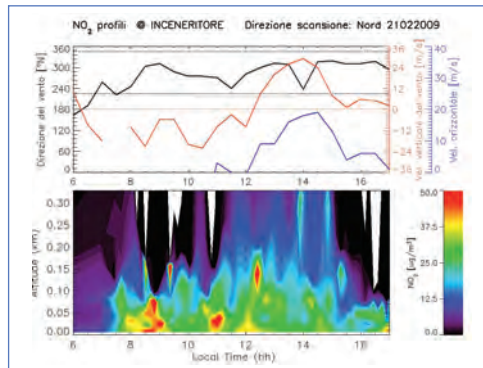


Fig. 3.59

Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 21/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.

22.02.2009

Questo giorno (figura 3.60) è caratterizzato prevalentemente da condizioni sfavorevoli per quanto riguarda DV esclusi due brevi periodi intorno alle ore 10:00 e intorno alle 16:30. La VV in questi periodi non esprime valori molto diversi da quelli di fondo, senza evidenti effetti sulle quote più alte. La presenza di alti valori di NO_2 in mattinata intorno alle ore 08:30 con DV che non proviene dal pennacchio dimostra che in questo scenario potrebbero esserci altre sorgenti o fattori dinamici in grado di incrementare la concentrazione nella zona d'indagine. I casi favorevoli tuttavia evidenziano un leggero aumento locale della concentrazione.

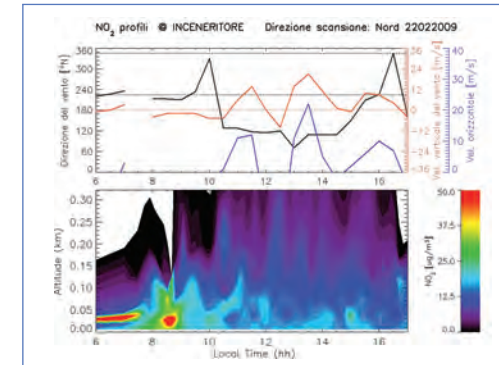


Fig. 3.60

Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 22/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.

24.02.2009

La giornata (figura 3.61) è caratterizzata da DV favorevole nel periodo 8:00÷13:30 e VV positiva dalle 10:30 alle 13:30. Ciò nonostante si evidenzia un andamento delle concentrazioni di NO_2 riconducibile a tipici processi fotochimici in troposfera (in particolare nello strato limite) e la VV positiva non comporta aumento della concentrazione di NO_2 negli strati più alti.

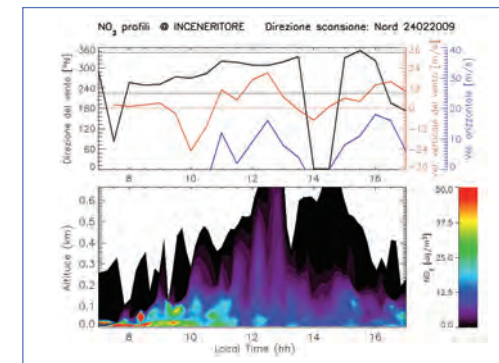


Fig. 3.61

Parte superiore: Direzione (nero) e Velocità verticale (rosso) per il giorno 24/02/2009; parte inferiore: profili verticali di biossido di azoto nel primo chilometro di quota.

3.5 Conclusioni

Prima di tutto si sottolinea l'importanza di poter utilizzare tecniche a remote sensing per descrivere la distribuzione del pennacchio in termini di polveri o di gas all'uscita di una ciminiera. Oltre al contenuto innovativo delle metodologie proposte, vanno sicuramente evidenziati i risultati ottenuti. Per fare ciò si preferisce separare la parte di misure eseguite con tecniche LIDAR, per ricavare strutture tridimensionali di polveri, da quelle spettrometriche (implementazione della DOAS verso misure "oblique" della radiazione solare diffusa lungo piani verticali, sintetizzate con l'acronimo MAX-DOAS) per ottenere immagini bidimensionali degli spessori ottici del gas in esame. L'impiego di un sistema MiniLIDAR, montato su una piattaforma con movimenti lungo il piano orizzontale e quello verticale, si può considerare un approccio completamente originale, specialmente nella elaborazione dei dati. La mappa ricavata, in termini di distribuzione spaziale della concentrazione delle polveri presenti all'interno del pennacchio indagato, ha una caratteristica tridimensionale. Va comunque ricordato che la concentrazione ha un valore qualitativo e non quantitativo. Trattandosi di uno studio completamente nuovo, sia nella parte tecnologica sia in quella della ricostruzione tridimensionale, è ancora foriero di ulteriori sviluppi e miglioramenti metodologici. Tuttavia, i risultati già ottenuti evidenziano le notevoli potenzialità del metodo proposto. Si rimanda alle immagini presentate nel paragrafo 3.2.4, ricordando che esse sono ricavate sulla base di sole misure sperimentali.

Prevedendo implementazioni strumentali della misura, come ad esempio quella di poter disporre di sistemi automatici e quindi tempi più rapidi nei movimenti alt-azimutali, il metodo applicato nell'ambito del progetto Monitor fornisce mappe sulla distribuzione della concentrazione degli aerosol, all'interno del pennacchio, in tempi relativamente brevi e tali da essere più confidenti con le scale di turbolenza tipiche dell'atmosfera per le distanze prese in esame. Trattandosi di risultati sperimentali, queste mappe tomografiche forniscono informazioni estremamente utili per la modellistica della ricaduta dei polveri nella zona d'interesse. Dalla ricostruzione della forma del pennacchio si ricavano le coordinate del suo baricentro nel sistema U.T.M. (Universal Transverse of Mercator), largamente utilizzata nei modelli atmosferici di dispersione. Attraverso queste ricostruzioni si potrebbero anche verificare i coefficienti reali di diffusione laterali e verticali, tipici dell'area in esame. Si sottolinea che una ricostruzione a fini modellistici di questo tipo non era inclusa negli obiettivi della Linea Progettuale 2.

Per quanto riguarda l'impiego di tecniche spettrometriche, per la ricostruzione di pennacchi bidimensionali in termini di spessori ottici di gas, i risultati ottenuti si possono considerare come metodologie innovative nel campo delle misure DOAS a multi-asse della radiazione solare diffusa (MAX-DOAS). Tutto questo processo di innovazione è passato attraverso diverse fasi intermedie. I risultati più significativi sono: i) profili verticali di gas utilizzando tecniche di inversione, ii) misure di flusso di emissione di grosse sorgenti isolate, ferme o in movimento, iii) misure della concentrazione di gas lungo percorsi orizzontali senza l'ausilio di sorgenti di radiazione artificiali. Anche in questo caso i risultati ottenuti, mostrati nel paragrafo 3.3.2, sono di estremo interesse. Analizzando i profili giornalieri di NO_2 e i parametri tridimensionali del vento, ottenuti con lo strumento SODAR, si ricavano informazioni per la valutazione di un eventuale impatto ambientale del pennacchio in termini di gas.

L'esperienza acquisita durante la campagna estiva ha permesso di migliorare notevolmente le misure ottenute in quella invernale. Infatti, le misure ricavate da sistemi a remote sensing, sia lidar che max-doas, consentono di "seguire" la massa d'aria ricca in modo modesto di inquinanti, rilasciate dalla ciminiera e trasportate dal vento, in modo differenziabile dal fondo anche per scenari dove l'impatto dell'inquinamento pre-esistente, come l'urbano, l'industriale, l'automobilistico, ecc., rendono impossibile tale differenziazione attraverso misure tradizionali in-situ.

Si potrebbe concludere che un Controllo della Qualità dell'Aria più attento debba richiedere l'uso combinato di misure in-situ e a remote sensing per una dettagliata analisi della distribuzione degli inquinanti sulle diverse scale della turbolenza.

Poiché si sono presentate indagini con un forte contenuto innovativo, sia tecnico che analitico, lo studio oltre alla valenza dei risultati ottenuti, si presterà in futuro per ulteriori approfondimenti.

Bibliografia

- Bennett, M., S. Sutton, D.R.Gardiner.** *Measurements of wind speed and plume rise with rapid scanning lidar.* Atmospheric Environment. 26A, 9, pp.1675-1688, (1992)
- Brigs, G.A.** *Plume rise prediction.* In *Lectures on Air Pollution and Environmental Impact Analysis.* Pp. 59-111. American Meteorological Society, (1975)
- Evangelisti, F., A. Baroncelli, P. Bonasoni, G. Giovanelli and F. Ravegnani:** *Differential optical absorption spectrometer for measurement of tropospheric pollutants.* Applied Optics, 34, No. 15, 2737-2744, (1995).
- Giovanelli G., E. Palazzi, A. Petritoli, D.Bortoli, I. Kostadinov, F. Margelli, S. Pagnutti, M. Premuda, F. Ravegnani and G. Trivellone:** *Perspectives of 2D and 3D mapping of atmospheric pollutants over urban areas by means of airborne DOAS spectrometers,* Annals of Geophysics, 48, 6, 2005.
- M. Chahine,** "A general relaxation method for inverse solution of the full radiative transfer equation," J. Atmos. Sci., 29, 4, pp. 741-747, 1972.
- Giovanelli G., A. Petritoli, E. Palazzi,** "Struttura verticale dei gas inquinanti attraverso osservazioni a remote sensing da terra e da satellite - Il sistema ambientale della Tenuta Presidenziale di Castelporziano," Seconda serie vol. I, Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL "Scritti e documenti" XXXVII: pp. 51- 62, 2006.
- Giovanelli G., S. Masieri, M. Premuda, F. Ravegnani, I. Kostadinov, D. Bortoli, and A. Petritoli,** *Impact of gaseous emissions of great vessels on maritime traffic of Giudecca channel, by means of passive DOAS measurements.,* in progress, 2009.
- Noxon J. F.,** *Nitrogen dioxide in the stratosphere and troposphere measured by ground-based absorption spectroscopy.* Science, 189, 547-549, (1975).
- E. Palazzi, A. Petritoli, F. Ravegnani, I. Kostadinov, D. Bortoli, S. Masieri, M. Premuda, and G. Giovanelli,** "Retrieval of Gas Pollutants Vertical Profile in the Boundary Layer by Means of Multiple Axis DOAS," IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing. Vol. 46, pp. 2796-2802, 10.1109/TGRS.2008.2000927, 2008.
- Petritoli A.,** "Distribuzioni verticali di gas in traccia in atmosfera ottenute con metodi di inversione applicati a misure di quantità colonnari", Degree Thesis, 1998
- Petritoli A., G. Giovanelli, F. Ravegnani, I. Kostadinov, D. Bortoli and A. Oulanovsky,** "Off-axis measurements of atmospheric trace gases from airborne UV/Vis spectrometer". Applied Optics, 41, 5593-5599, 2002.
- Platt U., Perner D., and Patz H. W.,** Simultaneous measurement of atmospheric CH₂O, O₃ and NO₂ by differential optical absorption. J. Geophys. Res., 84, 6329-6335, 1979.
- Platt U., Perner D.,** *Direct measurement of atmospheric CH₂O, HNO₂, O₃, NO₂, and SO₂ by differential optical absorption in the near UV.* J. Geophys. Res., 85, 7453-7458, 1980.
- Wagner T., B. Dix, C. V. Friedeburg, U. Frieß, S. Sanghavi, R. Sinreich, and U. Platt** (2004), *MAX-DOAS O₄ measurements: A new technique to derive information on atmospheric aerosols- Principles and information content,* J. Geophys. Res., 109, D22205, doi:10.1029/2004JD004904.

4 | Confronto simulazioni modellistiche con le misure sperimentali e conclusioni

4.1 Introduzione

In questa parte dello studio verranno confrontati i risultati sperimentali, ottenuti con le misure di concentrazione di particelle ultrafini, flussi verticali turbolenti di particelle ultrafini, ossidi di azoto, misure con MiniLIDAR del pennacchio e profili verticali di NO₂ ottenuti con la tecnica DOAS, con le concentrazioni simulate (specificamente il modello LAPMOD) fornite da Arpa Emilia-Romagna. Per il confronto verranno utilizzati i dati meteorologici ottenuti con il SODAR e la stazione micrometeorologica installata nel supersito (10 m di altezza).

Il confronto segue tre distinti approcci:

- il primo parte dai risultati delle simulazioni LAPMOD ed individua eventi critici (elevate ricadute di ossidi di azoto e di zolfo nel supersito per diverse ore) da confrontare con le misure di concentrazione di particelle ultrafini e ossidi di azoto effettuate nelle stesse ore (e dove disponibili anche le ricostruzioni dei pennacchi ottenute con il MiniLIDAR);
- nel secondo approccio il punto di partenza è rappresentato da eventi critici ottenuti dalle misure di concentrazione di particelle ultrafini e ossidi di azoto (con direzioni del vento compatibili con un trasporto da parte del quadrante che ospita il camino dell'impianto) da confrontare con i risultati delle simulazioni LAPMOD e dove disponibili con le ricostruzioni del pennacchio effettuate mediante le osservazioni con il MiniLIDAR;
- infine nel terzo approccio il punto di partenza è rappresentato dalle ricostruzioni dei pennacchi ottenute con il MiniLIDAR (sempre in condizioni di vento tali da rendere il supersito sottovento rispetto al camino dell'impianto) andando a verificare le misure effettuate nei corrispondenti periodi temporali.

Il confronto verrà effettuato sia per la campagna estiva che per quella invernale.

4.2 Campagna estiva: LAPMOD-Misure sperimentali

Le simulazioni con il LAPMOD considerate comprendono l'intervallo temporale dal 01 giugno al 23 luglio 2008 e forniscono le concentrazioni orarie di NO_x (ng/m³), SO_x (ng/m³) e NH₄ (ng/m³) (quest'ultima non utilizzata nel presente studio).

Dalla serie delle simulazioni effettuate si sono considerati i periodi temporali che rispondono ai seguenti requisiti: concentrazioni di NO_x > 1000 ng/m³ per alcune ore consecutive in presenza di vento, a 125 m di quota, proveniente dalla direzione dove si trova il camino dell'impianto e più in generale dall'area interessata dal termovalorizzatore.

Dalla serie delle misure sperimentali, relative alla concentrazione delle particelle ultrafini, si sono estrapolati periodi temporali che rispondono ai seguenti requisiti: concentrazioni di particelle superiori a 20000 #/cm³ per alcune ore consecutive in presenza di vento, a 125 m di quota, proveniente dalla direzione dove si trova l'impianto. Il valore soglia di 20000 #/cm³ intende evidenziare eventuali episodi di picchi di concentrazione.

I grafici che seguono, relativi ai singoli eventi, riportano sull'asse principale delle ordinate le concentrazioni degli ossidi di azoto e di zolfo simulate (linee continue con assenza di indicatori); le concentrazioni sono riportate in ng/m³, le concentrazioni misurate di particelle ultrafini e di ossidi di azoto (senza linee e con i rispettivi indicatori). Sull'asse secondario delle ordinate è riportata la direzione di provenienza del vento (a 10 m e a 125 m). L'asse principale delle ordinate è in scala logaritmica (in unità arbitrarie) data l'ampia variabilità delle unità di misura considerate. La concentrazione di particelle ultrafini è riportata nella legenda con il termine "Aerosol". Il secondo grafico, in sostituzione della direzione del vento, riporta la velocità verticale del vento a 75 m e a 125 m. Si ricorda che in tali confronti si ricercano degli andamenti comuni fra inquinanti simulati e misurati senza considerare i valori assoluti delle concentrazioni. Si riportano (carattere rosso) solo gli eventi che hanno prodotto una corrispondenza fra le simulazioni e le misure e viceversa. A titolo di esempio di situazioni prive di tale corrispondenza si riportano (carattere nero) il giorno 18/06/08, nel quale si hanno previsioni modellistiche di concentrazioni elevate di gas in assenza di valori elevati di concentrazioni di particelle ultrafini, e il giorno 14/07/08 dove si hanno andamenti opposti.

18/06/08

In Fig. 4.1 si riportano gli andamenti dei diversi inquinanti e della direzione del vento, mentre il grafico di Fig. 4.2 riporta gli andamenti degli inquinanti con la velocità verticale a 75 m e 125 m.

Fig. 4.1 Andamento dei diversi inquinanti e della direzione del vento (18/06/08).

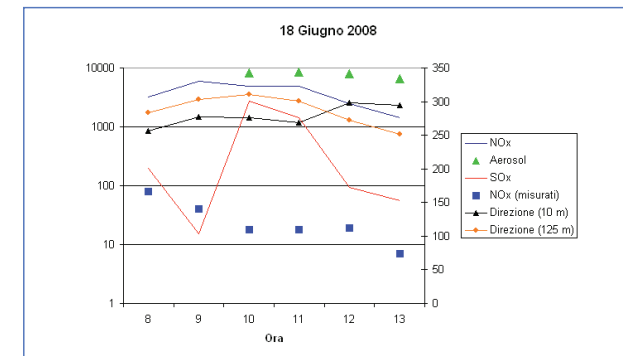
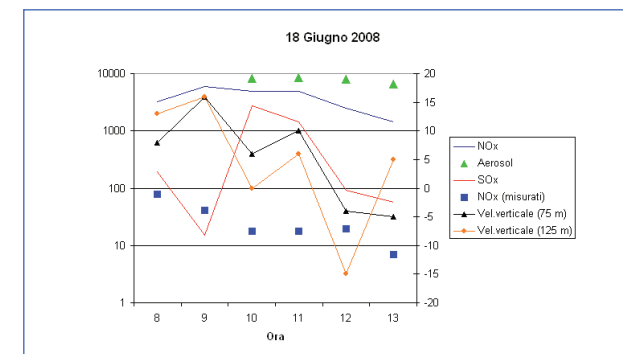


Fig. 4.2 Andamento dei diversi inquinanti e della velocità verticale del vento (18/06/08)



Le concentrazioni di particelle ultrafini sono modeste (inferiori a 10⁴ #/cm³).

Le concentrazioni misurate di NO_x tendono a diminuire nel corso della mattinata.

23/06/08

In Fig. 4.3 si riportano gli andamenti dei diversi inquinanti e della direzione del vento, mentre il grafico di Fig. 4.4 riporta gli andamenti degli inquinanti con la velocità verticale a 75 m e 125 m.

Fig. 4.3 Andamento dei diversi inquinanti e della direzione del vento (23/06/08).

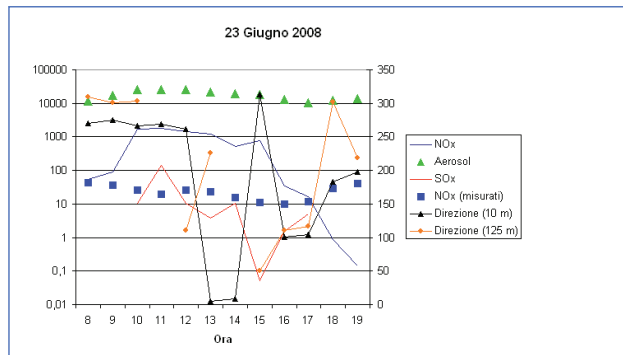
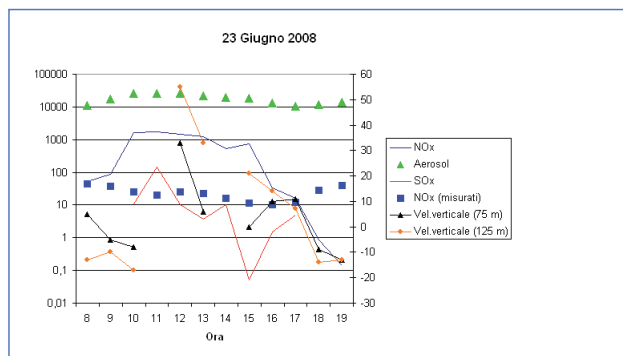


Fig. 4.4 Andamento dei diversi inquinanti e della velocità verticale del vento (23/06/08).



Le concentrazioni di particelle ultrafini sono elevate (dell'ordine di $2 \cdot 10^4$ #/cm³) dalle ore 10 alle ore 13 con vento proveniente da Ovest a 10 m e da Nord-Ovest a 125 m (però solo fino alle ore 10). Anche le simulazioni indicano elevate concentrazioni di ossidi di azoto e in particolare anche di ossidi di zolfo (alle ore 11). Le concentrazioni misurate di NOx non seguono questo andamento: diminuiscono fino alle ore 11 per poi salire alle ore 12 e 13. Le velocità verticali sono entrambe negative alle ore indicate. Questo evento è riportato a pag. 36 in Fig. 1.34 con un flusso verticale turbolento di particelle sostanzialmente nullo nel periodo del picco, mentre è positivo prima e dopo.

24/06/08

In Fig. 4.5 si riportano gli andamenti dei diversi inquinanti e della direzione del vento, mentre il grafico di Fig. 4.6 riporta gli andamenti degli inquinanti con la velocità verticale a 75 m e 125 m.

Fig. 4.5 Andamento dei diversi inquinanti e della direzione del vento (24/06/08).

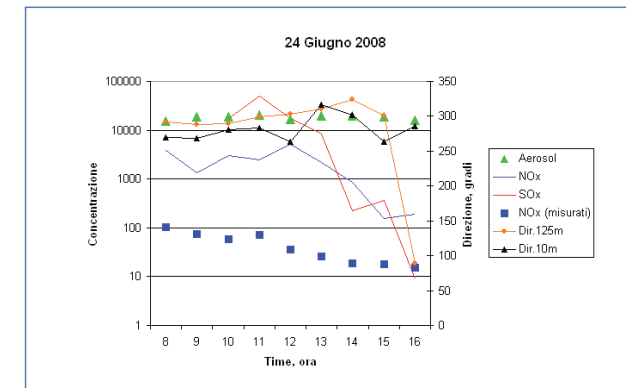
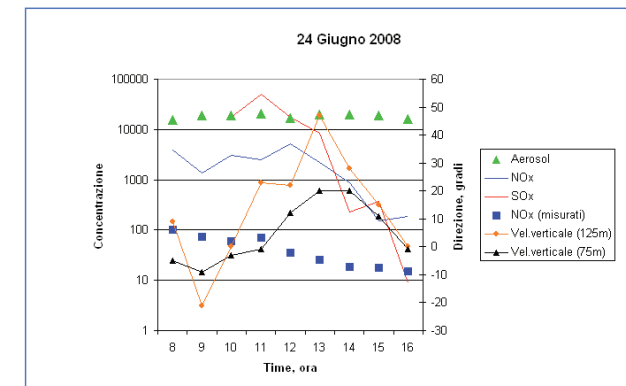


Fig. 4.6 Andamento dei diversi inquinanti e della velocità verticale del vento (24/06/08).



Le concentrazioni di particelle ultrafini sono elevate (dell'ordine di $2 \cdot 10^4$ #/cm³) dalle ore 11 (vento da Nord-Ovest). Le simulazioni indicano concentrazioni di ossidi di azoto e di ossidi di zolfo elevate. Le concentrazioni misurate di NOx sono più elevate alle ore 8, ma presentano un massimo secondario sempre alle ore 11. La velocità verticale a 75 m è negativa mentre a 125 m cambia di segno. Questo evento è riportato a pag. 37 in Fig. 1.37.

26/06/08

In Fig. 4.7 si riportano gli andamenti dei diversi inquinanti e della direzione del vento, mentre il grafico di Fig. 4.8 riporta gli andamenti degli inquinanti con la velocità verticale a 75 m e 125 m.

Fig. 4.7 Andamento dei diversi inquinanti e della direzione del vento (26/06/08).

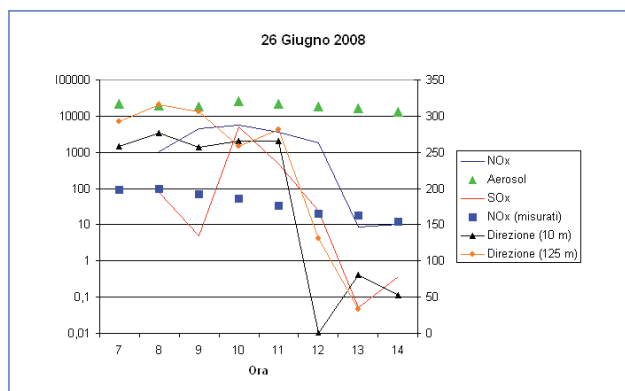
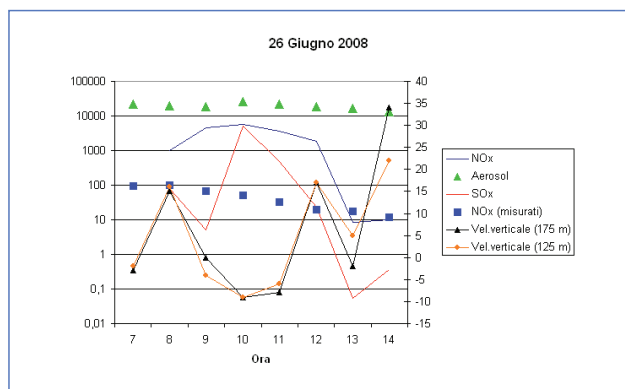


Fig. 4.8 Andamento dei diversi inquinanti e della velocità verticale del vento (26/06/08).



Le concentrazioni di particelle ultrafini sono elevate (dell'ordine di $2 \cdot 10^4 \text{ \#/cm}^3$) alle ore 7 e alle ore 11 (vento da Ovest). Le simulazioni indicano elevate concentrazioni di ossidi di azoto e in particolare anche di ossidi di zolfo alle ore 10. Le concentrazioni misurate di NOx decrescono nel corso della mattinata. Le velocità verticali sono entrambe negative alle ore indicate.

27/06/08

In Fig. 4.9 si riportano gli andamenti dei diversi inquinanti e della direzione del vento, mentre il grafico di Fig. 4.10 riporta gli andamenti degli inquinanti con la velocità verticale a 75 m e 125 m.

Fig. 4.9 Andamento dei diversi inquinanti e della direzione del vento (27/06/08).

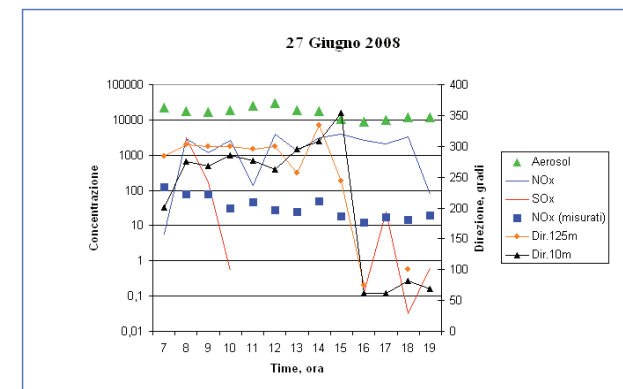
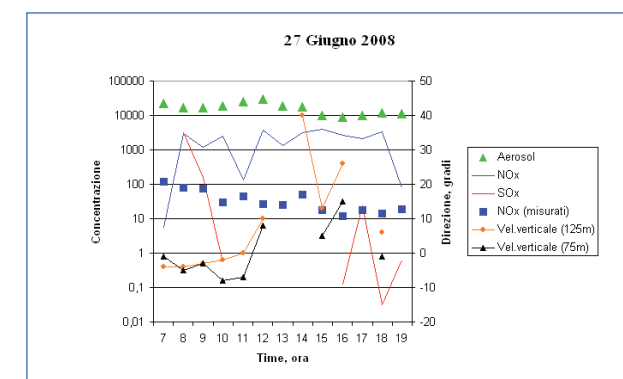


Fig. 4.10 Andamento dei diversi inquinanti e della velocità verticale del vento (27/06/08).



Le concentrazioni di particelle ultrafini sono elevate (dell'ordine di $2 \cdot 10^4 \text{ \#/cm}^3$) tra le 11 e le 12 (vento da Ovest a 10 m e da Nord-Ovest a 125 m). Le simulazioni indicano concentrazioni di ossidi di azoto elevate alle ore 12 (gli ossidi di zolfo sono nulli); gli ossidi di azoto misurati presentano dei massimi relativi alle ore 11 e 14. Alle ore 11 la velocità verticale a 75 m è negativa.

30/06/08

In Fig. 4.11 si riportano gli andamenti dei diversi inquinanti e della direzione del vento, mentre il grafico di Fig. 4.12 riporta gli andamenti degli inquinanti con la velocità verticale a 75 m e 125 m.

Fig. 4.11 Andamento dei diversi inquinanti e della direzione del vento (30/06/08).

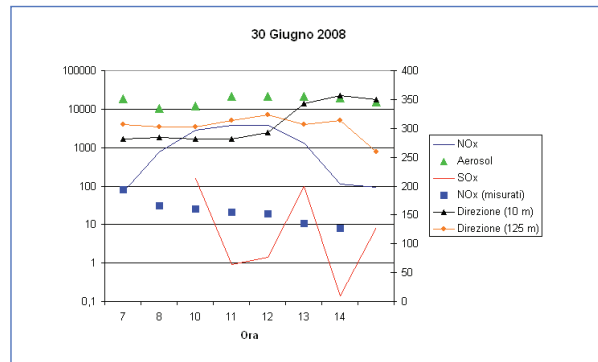
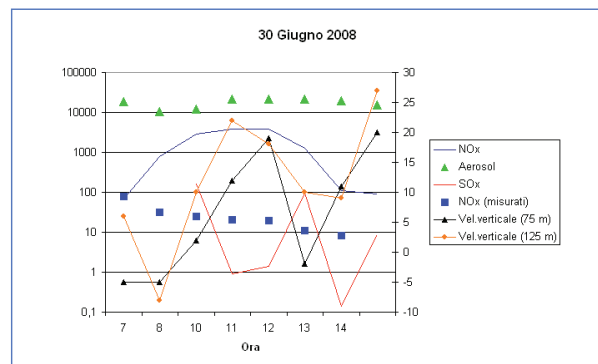


Fig. 4.12 Andamento dei diversi inquinanti e della velocità verticale del vento (30/06/08).



Le concentrazioni di particelle ultrafini sono elevate (dell'ordine di $2 \cdot 10^4 \text{ \#/cm}^3$) dalle ore 11 (vento da Nord-Ovest e poi da Nord). Le simulazioni indicano elevate concentrazioni solo di ossidi di azoto alle ore 10 e 11. Le concentrazioni misurate di NOx decrescono nel corso della mattinata fino alle ore 11 dove rimangono stazionarie fino alle ore 12. Le velocità verticali sono entrambe positive alle ore indicate. Tuttavia a 75 m, nel corso della mattinata, da negative diventano positive e poi di nuovo negative nel corso della mattinata. Questo evento è riportato in Fig. 1.43.

08/07/08

In Fig. 4.13 si riportano gli andamenti dei diversi inquinanti e della direzione del vento, mentre il grafico di Fig. 4.14 riporta gli andamenti degli inquinanti con la velocità verticale a 75 m e 125 m.

Fig. 4.13 Andamento dei diversi inquinanti e della direzione del vento (08/07/08).

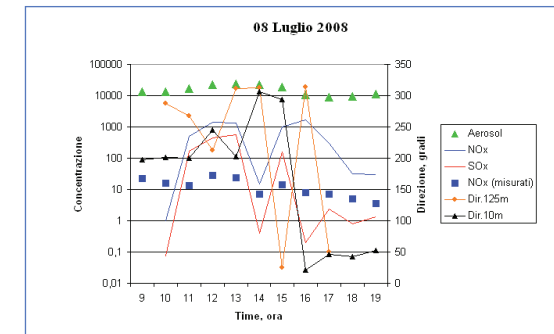
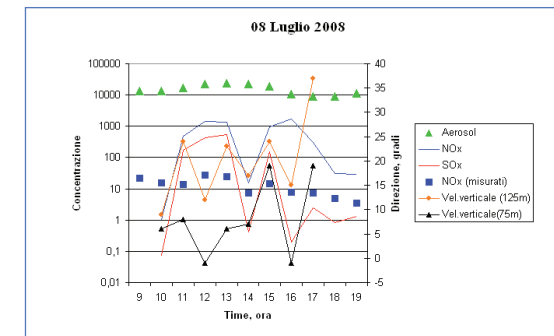


Fig. 4.14 Andamento dei diversi inquinanti e della velocità verticale del vento (08/07/08).



Le concentrazioni di particelle ultrafini sono elevate (dell'ordine di $2 \cdot 10^4 \text{ \#/cm}^3$) tra le 12 e le 14 (vento da Sud-Ovest a Nord-Ovest a 10 m e da Nord-Ovest a 125 m). Le simulazioni indicano concentrazioni di ossidi di azoto e ossidi di zolfo elevate dalle ore 13; gli ossidi di azoto misurati presentano un massimo alle ore 12. Alle ore 13 le velocità verticali sono positive (probabili sorgenti a livello del suolo).

14/07/08

In Fig. 4.15 si riportano gli andamenti dei diversi inquinanti e della direzione del vento, mentre il grafico di Fig. 4.16 riporta gli andamenti degli inquinanti con la velocità verticale a 75 m e 125 m.

Fig. 4.15 Andamento dei diversi inquinanti e della direzione del vento (14/07/08).

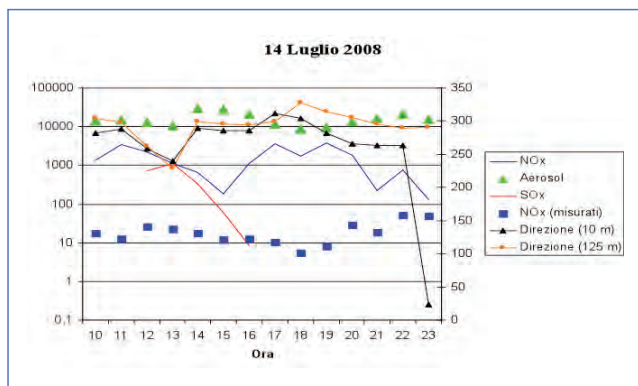
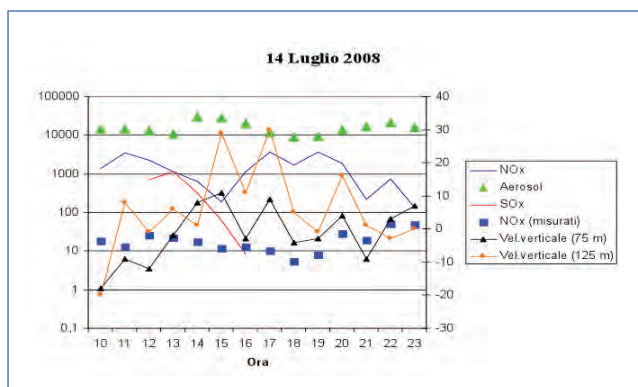


Fig. 4.16 Andamento dei diversi inquinanti e della velocità verticale del vento (14/07/08).



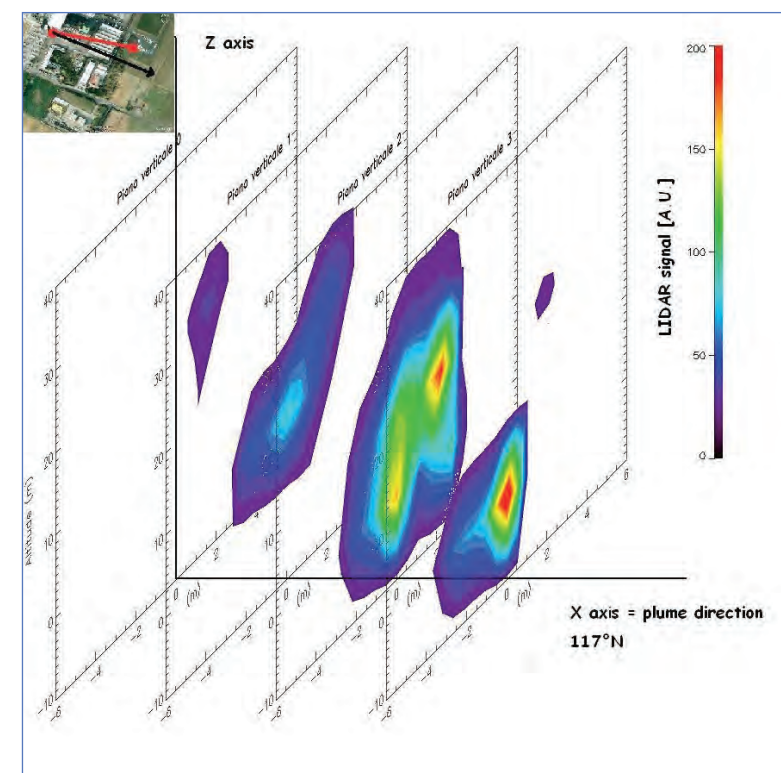
Le concentrazioni di particelle ultrafini sono elevate (dell'ordine di $2 \cdot 10^4 \text{ \#/cm}^3$) alle ore 14 e 15 (vento da Nord-Ovest). Le simulazioni indicano concentrazioni di ossidi di azoto e di ossidi di zolfo modeste (ossidi di azoto maggiori alle ore 17). Le concentrazioni misurate di NOx sono più elevate a partire dalle ore 22.

4.3 Campagna estiva: ricostruzione pennacchio mediante MiniLIDAR-Misure sperimentali

30/06/08

Le misure MiniLIDAR sono state prese dalle ore 11:30 alle ore 12:30 (ora solare). Già si è visto (Figure 4.19 e 4.20) che in quest'intervallo temporale si hanno elevate concentrazioni di particelle ultrafini e che anche le simulazioni indicano elevate concentrazioni di ossidi di azoto. L'immagine del pennacchio Lidar è la seguente:

Fig. 4.17 Ricostruzione del pennacchio 30/06/08.



Si osserva una discesa del pennacchio confermando che questo potrebbe essere un evento di ricaduta di inquinanti dovuti all'impianto del termovalorizzatore come già descritto nel Cap. 1 in Fig. 1.43).

04/07/08

Le misure MiniLIDAR sono state prese dalle ore 15:50 alle ore 16:40 (ora solare).
L'immagine del pennacchio MiniLIDAR è la seguente:

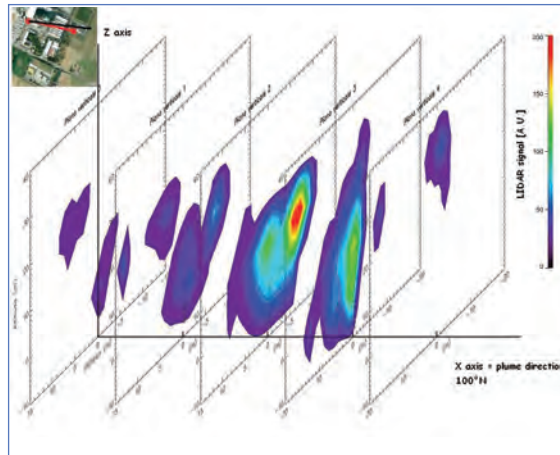


Fig. 4.18
Ricostruzione del pennacchio 04/07/08.

Non si hanno riscontri con le misure di particelle ultrafini. Il pennacchio sembra non avere una ricaduta.

08/07/08

Le misure MiniLIDAR sono state prese dalle ore 08:00 alle ore 10:00 (ora solare).
L'immagine del pennacchio MiniLIDAR è la seguente:

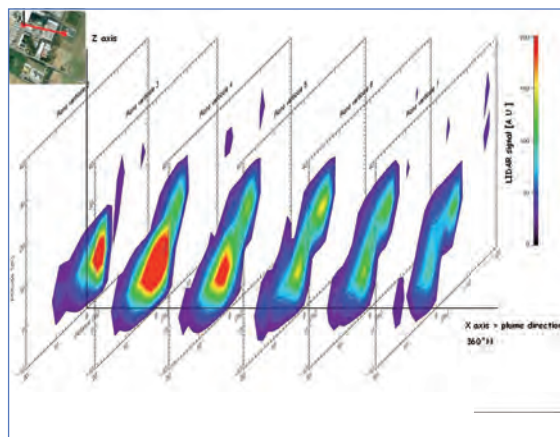


Fig. 4.19
Ricostruzione del pennacchio 08/07/08.

Non si hanno riscontri con le misure di particelle ultrafini che presentano valori elevati tra le ore 12 e le ore 14. Il pennacchio sembra non avere una ricaduta.

10/07/08

Le misure MiniLIDAR sono state prese dalle ore 08:30 alle ore 09:30 (ora solare).
L'immagine del pennacchio MiniLIDAR è la seguente:

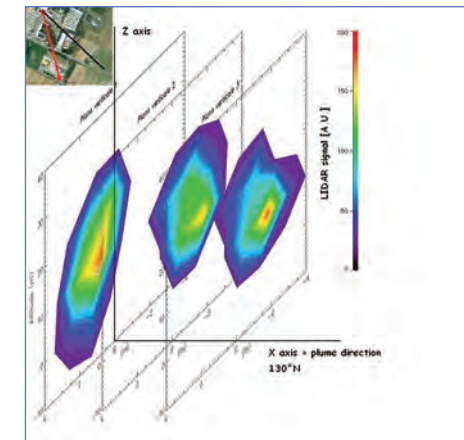


Fig. 4.20
Ricostruzione del pennacchio 10/07/08.

Non si hanno riscontri con le misure di particelle ultrafini che presentano valori elevati tra le ore 12 e le ore 14. Il pennacchio sembra non avere una ricaduta.

17/07/08

Le misure MiniLIDAR sono state prese dalle ore 09:15 alle ore 10:30 (ora solare).
L'immagine del pennacchio MiniLIDAR è la seguente:

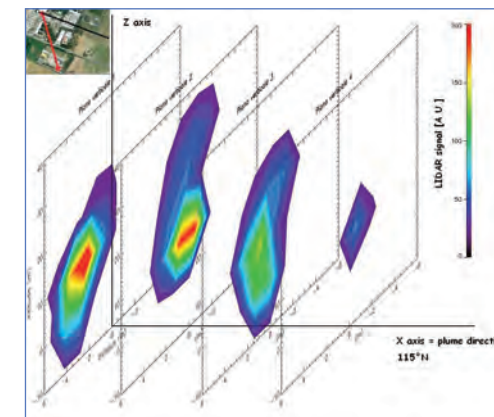


Fig. 4.21
Ricostruzione del pennacchio 17/07/08.

Non si hanno riscontri con le misure di particelle ultrafini che presentano valori elevati tra le ore 12 e le ore 14. Il pennacchio sembra non avere una ricaduta.

4.4 Campagna Invernale: LAPMOD-Misure sperimentali

Per quanto riguarda la campagna invernale non si sono registrati episodi di riscontri positivi fra simulazioni e misure sperimentali. A titolo di esempio si riporta l'evento che presenta le massime concentrazioni di ossidi di azoto simulate con il relativo andamento dei dati sperimentali acquisiti (16/02/2009).

Fig. 4.22 Andamento dei diversi inquinanti e della direzione del vento (16/02/09).

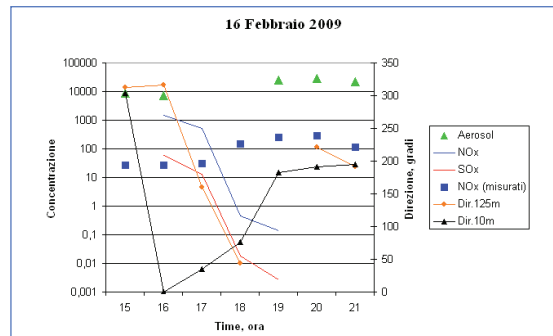
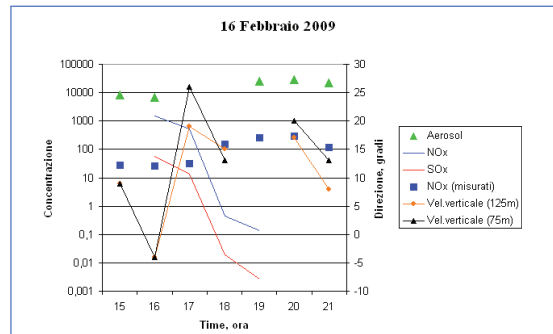


Fig. 4.23 Andamento dei diversi inquinanti e della velocità verticale del vento (16/02/09).



Le Figure 4.22 e 4.23 indicano che si hanno valori di concentrazione simulata (NOx e SOx) elevati alle ore 16; le concentrazioni delle particelle e degli ossidi di azoto, misurate sperimentalmente, risultano invece modeste.

Considerando i dati sperimentali, sia quelli ottenuti dalle misure di particelle ultrafini che dalle misure DOAS, si osservano nella campagna invernale: due episodi di possibile trasporto di inquinanti dall'impianto (il 06/02/2009 dalle ore 12:30 alle ore 15, vedi Fig. 1.45 e Fig. 3.43 e il 21/02/2009 dalle ore 8:30 alle 10:00, vedi Fig. 1.48 e Fig. 3.57) e un episodio di inquinamento da traffico (07/02/2009 dalle ore 8 alle ore 9, Fig. 1.46 e Fig. 3.44). Nel seguito verranno descritti i due eventi compatibili con un trasporto di inquinanti dall'impianto.

06/02/2009

In Fig. 4.24 si riportano gli andamenti dei diversi inquinanti e della direzione del vento, mentre il grafico di Fig. 4.25 riporta gli andamenti degli inquinanti con la velocità verticale a 75 m e 125 m.

Fig. 4.24 Andamento dei diversi inquinanti e della direzione del vento (06/02/09).

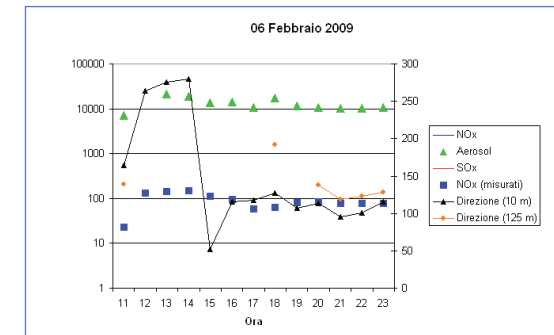
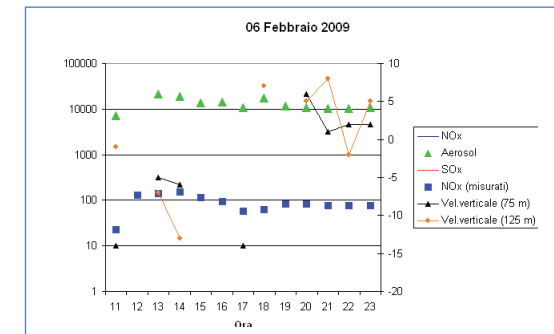


Fig. 4.25 Andamento dei diversi inquinanti e della velocità verticale del vento (06/02/09).



Le concentrazioni di particelle ultrafini sono elevate (dell'ordine di $2 \cdot 10^4$ #/cm³) dalle ore 12:30 alle ore 15 (vento da Ovest a 10 m). Le simulazioni non prevedono ricadute di inquinanti al suolo; gli ossidi di azoto misurati presentano un massimo nelle ore indicate. Le velocità verticali sono negative. Nella Fig. 1.45 (pag. 53) e nel commento a pag. 39 si riportano flussi verticali di particelle ultrafini oscillanti. I profili DOAS (Fig. 3.45) indicano una possibile intersezione del pennacchio con il piano di misura.

21/02/09

In Fig. 4.26 si riportano gli andamenti dei diversi inquinanti e della direzione del vento, mentre il grafico di Fig. 4.27 riporta gli andamenti degli inquinanti con la velocità verticale a 75 m e 125 m.

Fig. 4.26 Andamento dei diversi inquinanti e della direzione del vento (21/02/09).

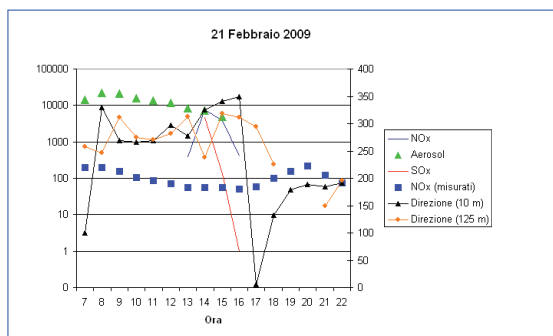
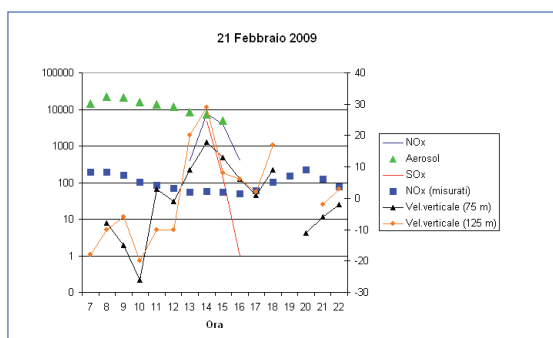


Fig. 4.27 Andamento dei diversi inquinanti e della velocità verticale del vento (21/02/09).



Le concentrazioni di particelle ultrafini sono elevate (dell'ordine di $2 \cdot 10^4 \text{ \#/cm}^3$) dalle ore 08:30 alle ore 10 (vento da Ovest a 10 m e 125 m). Le simulazioni indicano concentrazioni elevate alle ore 14; gli ossidi di azoto misurati decrescono nel corso della mattinata. Le velocità verticali sono negative. Nella Fig. 1.48 (pag. 56) e nel commento a pag. 39 si riportano flussi verticali di particelle ultrafini nulli. I profili DOAS (Fig. 3.59) indicano una possibile intersezione del pennacchio con il piano di misura.

4.5 Conclusioni

In questo studio sperimentale sono state utilizzate tecniche avanzate per il controllo della qualità dell'aria integrando misure in-situ con misure remote sensing permettendo di ottenere una dettagliata analisi della distribuzione degli inquinanti sulle diverse scale spaziali e temporali.

Per quanto riguarda le misure in-situ l'analisi dei dati raccolti mostra la presenza di un significativo contributo antropico alle concentrazioni di particelle ultrafini ed ossidi di azoto. Si è osservato un andamento stagionale con concentrazioni maggiori durante la campagna invernale sia per quanto riguarda gli ossidi di azoto sia per quanto riguarda il numero di particelle. Sia le particelle sia gli ossidi di azoto hanno concentrazioni medie maggiori nei giorni feriali rispetto ai giorni festivi e sono caratterizzate dalla presenza di un pattern giornaliero con dei massimi la mattina presto (6-7) e la sera tardi (circa le 20), soprattutto per gli ossidi di azoto. Si osserva una certa variabilità del massimo serale, che è talvolta spostato verso la notte tardi ed in questo possono giocare un ruolo combinato sia le emissioni serali sia l'intrappolamento degli inquinanti nello strato limite stabile notturno. Il pattern giornaliero è significativamente diverso nei giorni festivi in cui si ha l'assenza della struttura di picchi appena menzionata. Questo tipo di trend è compatibile con le emissioni delle attività urbane ed in particolare del traffico veicolare. La correlazione fra particelle ed ossidi di azoto è piuttosto limitata sia a livello orario sia a livello giornaliero. La scarsa correlazione media con le concentrazioni di ossidi di azoto è in parte dovuta alla presenza di picchi, in molti giorni nella campagna estiva, di concentrazione di particelle nelle ore centrali della giornata (circa le ore 12-13) che non risultano correlati con analoghi picchi nella concentrazione di ossidi di azoto. In alcuni casi tali picchi delle concentrazioni di particelle sono spesso caratterizzati da flussi verticali sostanzialmente nulli. In altri casi si osservano flussi verticali leggermente positivi ed incrementi (limitati) della concentrazione di ossidi di azoto per cui è possibile un contributo dovuto alle emissioni dell'impianto. I flussi verticali turbolenti osservati sono mediamente positivi e presentano una chiara ciclicità. Le deposizioni sono limitate a specifici periodi della campagna di misura. I flussi verticali in media sono trascurabili nel periodo notturno e positivi durante le ore diurne presentando un ciclo analogo a quello tipicamente osservato nelle aree urbane.

Per quanto riguarda le misure remote-sensing il metodo applicato ha fornito mappe sulla distribuzione della concentrazione degli aerosol, all'interno del pennacchio, in tempi relativamente brevi e tali da essere più confidenti con le scale di turbolenza

tipiche dell'atmosfera per le distanze prese in esame. Trattandosi di risultati sperimentali, queste mappe tomografiche forniscono informazioni estremamente utili per la modellistica della ricaduta dei polveri nella zona d'interesse. Dalla ricostruzione della forma del pennacchio si ricavano le coordinate del suo baricentro nel sistema U.T.M. (Universal Transverse of Mercator), largamente utilizzata nei modelli atmosferici di dispersione. Attraverso queste ricostruzioni si potrebbero anche verificare i coefficienti reali di diffusione laterali e verticali, tipici dell'area in esame. L'impiego di tecniche spettrometriche, per la ricostruzione di pennacchi bidimensionali in termini di spessori ottici di gas, i risultati ottenuti si possono considerare come metodologie innovative nel campo delle misure DOAS a multi-asse della radiazione solare diffusa (MAX-DOAS). I risultati più significativi sono: i) profili verticali di gas utilizzando tecniche di inversione, ii) misure di flusso di emissione di grosse sorgenti isolate, ferme o in movimento, iii) misure della concentrazione di gas lungo percorsi orizzontali senza l'ausilio di sorgenti di radiazione artificiali. Analizzando i profili giornalieri di NO_2 e i parametri tridimensionali del vento, ottenuti con il SODAR, si ricavano informazioni per la valutazione di un eventuale impatto ambientale del pennacchio in termini di gas. La combinazione di entrambe le metodologie sperimentali (in-siti e remote-sensing) con le simulazioni ottenute con il modello LAPMOD ha permesso di evidenziare alcuni possibili contributi dall'impianto. In particolare per quanto riguarda la campagna estiva si sottolineano i seguenti eventi:

24/06/08: si osserva un picco di concentrazione di particelle nelle ore centrali della giornata associato a direzioni del vento compatibili con un contributo dall'impianto. Tale contributo non è rilevante su NO_x dove però è evidente un massimo secondario alle ore 11. I flussi verticali turbolenti di particelle ultrafini sono positivi nella prima fase (dove si osserva anche il breve picco di NO_x) e tendono ad abbassarsi successivamente. Anche le simulazioni con il LAPMOD riportano concentrazioni significative di SO_x e NO_x . Le velocità verticali del vento sono negative all'inizio della mattinata per poi divenire positive. Questo evento è riportato in dettaglio in Fig. 1.37, Fig. 1.45 e Fig. 1.46.

30/06/08: le concentrazioni di particelle ultrafini sono elevate (dell'ordine di $2 \cdot 10^4 \text{ \#}/\text{cm}^3$) dalle ore 11 (vento da Nord-Ovest e poi da Nord) coerentemente con le simulazioni di ossidi di azoto (concentrazioni significative alle ore 10 e 11). Le concentrazioni misurate di NO_x decrescono nel corso della mattinata fino alle ore 11 dove rimangono stazionarie fino alle ore 12. Le velocità verticali sono entrambe positive alle ore indicate. Tuttavia a 75 m da negative diventano positive e poi di nuovo negative

nel corso della mattinata. I flussi verticali turbolenti di particelle ultrafini sono oscillanti (positivi-negativi). Infine anche la ricostruzione del pennacchio con la tecnica Mini-LIDAR (disponibile dalle ore 11.30 alle 12.30) riporta una situazione compatibile con una ricaduta al suolo degli inquinanti rilasciati dal camino (si osserva una discesa del pennacchio, Fig. 4.17). Questo evento risulta il più completo da un punto di vista della coerenza dei risultati sperimentali (con le diverse tecniche di indagine utilizzate) con la modellistica Fig. 1.43, Fig. 4.11 e 4.12).

08/07/2008: presenta un massimo di concentrazione di particelle ultrafini tra le 12 e le 14 (vento da Sud-Ovest a Nord-Ovest a 10 m e da Nord-Ovest a 125 m). I flussi verticali turbolenti sono positivi per gran parte della giornata (dalle 6 alle 17, Fig. 1.41, pag. 49) ed il picco avviene in un periodo di direzione del vento da Nord-Ovest compatibile con un contributo dell'impianto. Si osserva che mediamente la concentrazione del CPC a 2.5 m è più alta per gran parte della giornata e questo è compatibile con un flusso positivo associato al gradiente verticale negativo di concentrazione. Inoltre il picco della mattina presto è più visibile in vicinanza del suolo e potrebbe quindi effettivamente essere dovuto a sorgenti al livello del suolo. Alle ore 13 le velocità verticali sono positive confermando una probabile sorgente a livello del suolo.

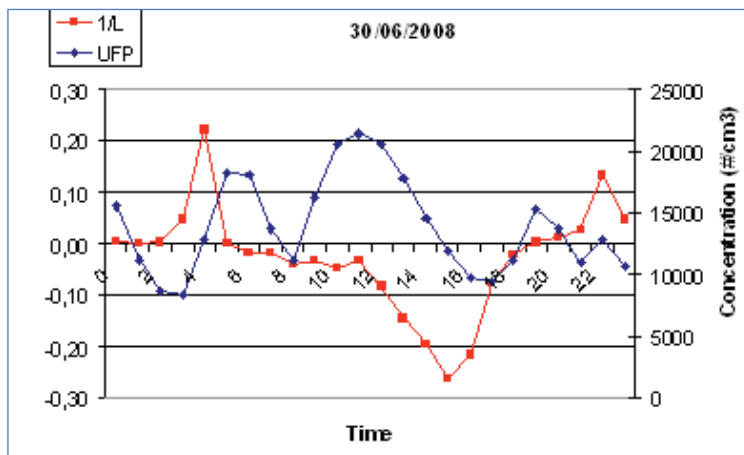
Per quanto riguarda la campagna invernale i riscontri con le simulazioni LAPMOD sono assenti e si hanno solo due possibili eventi di trasporto di inquinanti dall'impianto con un riscontro fra le misure di particelle ultrafini e misure di ossidi di azoto con la tecnica DOAS.

6/02/09: presenta un massimo di concentrazione di particelle ultrafini dalle ore 12:30 alle ore 15 (vento da Ovest a 10 m). Gli ossidi di azoto misurati presentano un massimo nelle ore indicate. Le velocità verticali sono negative. Nella Fig. 1.45 e nel relativo commento si riportano flussi verticali di particelle ultrafini oscillanti. I profili DOAS (Fig. 3.45) indicano una possibile intersezione del pennacchio con il piano di misura

21/02/09: presenta concentrazioni di particelle ultrafini elevate dalle ore 08:30 alle ore 10 (vento da Ovest a 10 m e 125 m). Gli ossidi di azoto misurati decrescono nel corso della mattinata. Le velocità verticali sono negative. Nella Fig. 1.48 e nel relativo commento si riportano flussi verticali di particelle ultrafini nulli. I profili DOAS (Fig. 3.59) indicano una possibile intersezione del pennacchio con il piano di misura.

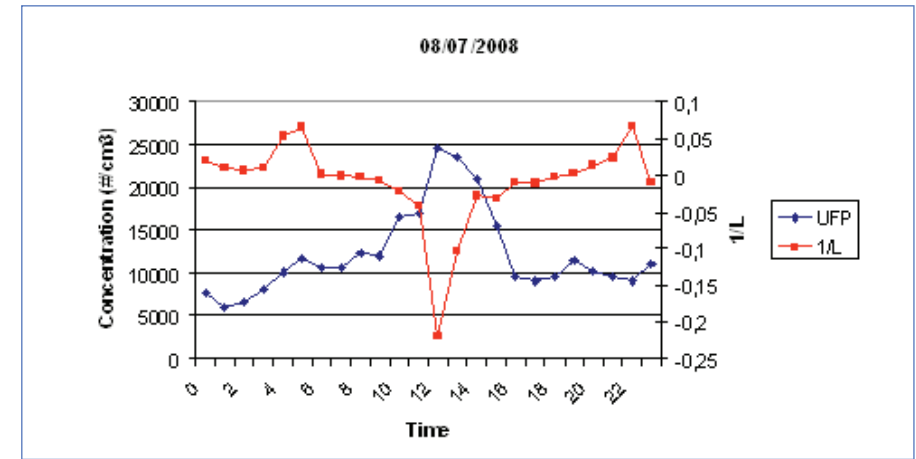
L'analisi delle condizioni di stabilità/instabilità dell'atmosfera, attraverso la lunghezza di Monin-Obukhov, ha evidenziato che negli episodi di un possibile contributo dall'impianto o dal camino, descritti nel presente studio, si hanno frequenti condizioni di instabilità confermando la probabilità di avere un pennacchio soggetto a fasi discendenti ad ascendenti in accordo con l'alternarsi del segno algebrico nei flussi verticali turbolenti di particelle ultrafini. A titolo di esempio si riportano gli andamenti per i giorni 30/06/2008 (Fig. 4.28) e 08/07/2008 (Fig. 4.29) della lunghezza di Monin-Obukhov e della concentrazione di particelle ultrafini. Per il primo giorno indicato si osserva l'instaurarsi di condizioni di instabilità quando il vento ruota da Ovest a Nord-Ovest (vedi Fig. 4.11) con un incremento nel numero di particelle ultrafini. Dalle ore 14 in poi le velocità verticali aumentano (Fig. 4.12) riducendo l'apporto di particelle al suolo.

Fig. 4.28 Andamento della lunghezza di Monin-Obukhov per il giorno 30/06/2008.



Considerazioni analoghe valgono per il giorno 8/07/2008 (Fig. 4.29). Anche in questo caso la direzione del vento è compatibile con un trasporto dall'impianto (Fig. 4.13 e Fig. 4.14).

Fig.4.29 Andamento della lunghezza di Monin-Obukhov per il giorno 08/07/2008.



Pertanto una stima dell'impatto della sorgente nel suo insieme (impianto e camino) può essere effettuata considerando l'incremento di particelle ultrafini, rispetto all'andamento medio, che è stato registrato nei probabili eventi di trasporto descritti nel presente studio, le frequenze di provenienze del vento, le frequenze di condizioni di instabilità atmosferiche e infine la frequenza con la quale si sono manifestati tali eventi nel corso delle due campagne di misura. Da questo punto di vista nelle Figure 4.30 e 4.31 si riportano le frequenze per le varie classi di stabilità atmosferiche nel settore da 270 a 360 gradi, rispettivamente per la campagna estiva ed invernale.

Fig.4.30 Frequenze classi di stabilità atmosferiche nella campagna estiva, nel settore da 270 a 360 gradi.

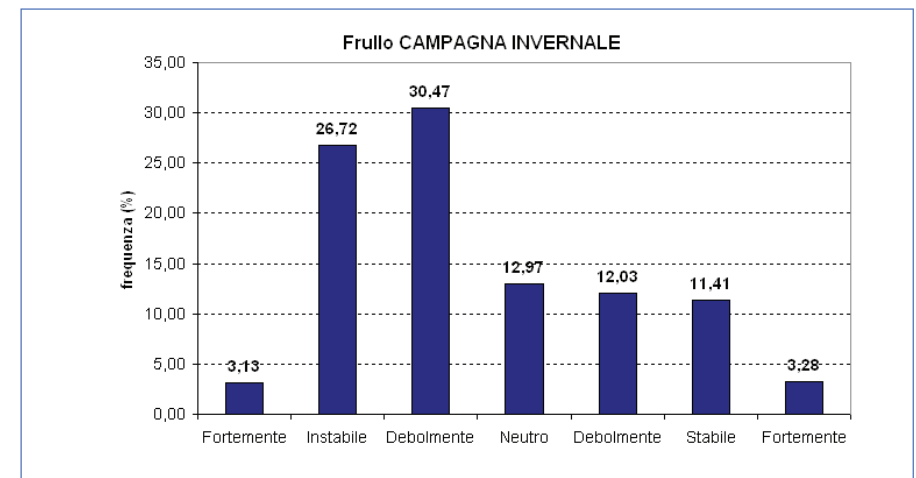
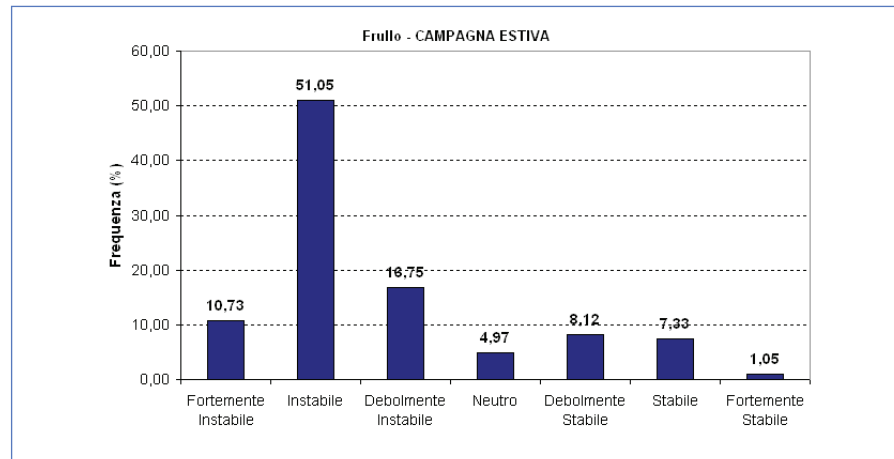


Fig.4.31 Frequenze classi di stabilità atmosferiche nella campagna invernale, nel settore da 270 a 360 gradi.

Infine queste stime, possibili solo avendo dati ambientali ad alta risoluzione temporale, necessitano di essere integrate con i risultati ottenuti dalle altre linee progettuali per fornire alla comunità scientifica delle informazioni fondamentali per una più completa definizione del rischio sanitario.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano Arpa Emilia-Romagna e HERA per il loro contributo nello svolgimento delle campagne estiva ed invernale e per la collaborazione prestata.

Si ringrazia Francesco Cairo della sezione di Roma dell'Istituto ISAC-CNR per il suo contributo a livello tecnico-scientifico nell'uso delle tecniche Lidar.

Il Sig. G. Turatti, il Sig. L. Visi e la Dott.ssa L. Di Matteo (ISAC-CNR) per l'aiuto nella logistica e nella esecuzione delle campagne di misura.

La partecipazione di Margherita Premuda, Samuele Masieri e Ivan Kostadinov è stata parzialmente finanziata dal progetto QUITSAT dell'Agenzia Spaziale Italiana. La partecipazione di Antonio Donateo è stata parzialmente finanziata dal progetto InterregIIIA Italia-Grecia ERESIA, Agenzia Interregionale per il Monitoraggio e la Salvaguardia Ambientale Satellitare, mentre la partecipazione di Daniela Cesari è stata parzialmente finanziata dal progetto "Caratterizzazione degli inquinanti presenti nell'atmosfera e delle relative ricadute nel territorio provinciale" della Amministrazione Provinciale di Lecce.



MONITORAGGIO AVANZATO
RELATIVO AL CONTENUTO
IN METALLI PESANTI
E MICROELEMENTI
NEL SISTEMA
ACQUA-SUOLO-PIANTA
Linea progettuale 2 azione 9

Autori:

Livia Vittori Antisari
Serena Carbone
Massimo Gherardi
Francesca Pontalti
Andrea Simoni
Gilmo Vianello

Università di Bologna, Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agroambientali (DISTA)
Centro Sperimentale per lo Studio e l'Analisi del Suolo (CSSAS).



1 | Finalità e organizzazione della ricerca

1.1 Obiettivi e finalità della ricerca

L'indagine si è prefissata di valutare l'effettiva ricaduta di inquinanti organici ed inorganici (Elementi Potenzialmente Tossici EPT) sul suolo, e su alcune specie di vegetali, scelti come indicatori biologici, in un arco temporale limitato a due anni in una zona interessata da inceneritore.

L'attività 1 si è posta come obiettivo la determinazione della biodisponibilità dei metalli pesanti nella rizosfera e quindi la valutazione del metodo analitico di estrazione chimica in grado di simulare il processo di adsorbimento del metallo dal suolo alla radice della pianta.

L'attività 2 si è posta come obiettivo, invece, l'effettiva ricaduta al suolo di EPT utilizzando un suolo tecnologico (Soil Technology) e bioindicatori vegetali.

1.2 Impostazione della ricerca

Le due attività indicate al paragrafo precedente sono state svolte in parallelo secondo le modalità di seguito riportate.

Attività 1

Studi di laboratorio e campo hanno dimostrato come gli effetti biologici legati al rischio di inquinamento da metalli pesanti nel sistema suolo-pianta non sia correlato alla concentrazione totale degli EPT nel suolo (prevista a tutt'oggi dal D. Lgs 152/2006). Pertanto un organismo risponde solamente alla frazione che è biologicamente disponibile (biodisponibile per quel determinato organismo). Questa affermazione diventa particolarmente vera nelle interazioni tra suolo e contaminante, quando l'EPT si presenta in forma non disponibile (identificando processi chimico-fisici di

sequestro o di adsorbimento irreversibile). La frazione biodisponibile quindi dipende dalle proprietà fisico-chimiche e biologiche del suolo e da processi principalmente chimici e biologici.

La determinazione della frazione biodisponibile viene eseguita sul suolo (0-5 cm) prelevato da ognuno dei cinque siti. Al tempo iniziale (T0) il suolo veniva caratterizzato da un punto di vista chimico e biologico.

La biodisponibilità di EPT dal suolo può essere determinata con metodi di estrazione chimica e a seconda dell'estrattore usato si può identificare una diversa frazione di EPT presente nel suolo; tale determinazione ha lo scopo di predire la quantità di contaminante che può essere disponibile dal suolo *versus* l'organismo vegetale.

Si procede quindi ad un confronto tra alcune metodologie di estrazione per la quantificazione della biodisponibilità nei campioni di terreno e del bioaccumulo nei tessuti vegetali eseguendo test di laboratorio.

Metodi di estrazione ad uno-step sono frequentemente usati per determinare la biodisponibilità di metalli nel suolo.

DTPA (diethyleneamminopentaacetica) e EDTA (etilendiammina tetracetica) sono stati molto usati per la loro stabilità, formando complessi con i cationi metallici ben definiti solubili in acqua. Il rapporto ISO/DIS 17402 del 2009 riguardante la qualità del suolo-linee guida in relazione alla selezione ed applicazione di metodi di valutazione della disponibilità di contaminanti nei suoli, non raccomanda l'estrazione con tali agenti chelanti in quanto non viene trovata nessuna relazione con il quantitativo di metalli estratto dalla pianta e l'aliquota estratta con gli agenti EDTA e DTPA.

La soluzione di cloruro di calcio (CaCl_2) può essere considerata la soluzione elettrolitica di background del suolo. Così come l'equilibrio degli EPT tra la fase solida del suolo e quella liquida (acqua distillata) può essere in grado di valutare una frazione dei metalli prontamente solubile in acqua.

Low-molecular-weight-organic acids (LMWOAs) sono essudati dalle radici delle piante e prodotti da funghi e batteri, ed evidenzia che LMWOAs gioca un importante ruolo nel rifornimento di metalli da parte delle radici.

Attività 2

Le piattaforme, da collocare in ciascuno dei cinque siti, sono costituite da sei cassette dello spessore di circa 20 cm tali da occupare nell'insieme una superficie di circa un metro quadrato. Le cassette sono state riempite con un suolo ottenuto dalla miscelazione ed omogeneizzazione meccanica e setacciatura a 2 mm di campioni

estratti da orizzonti poco profondi di terre brune naturali (Soil technology) poggiate su un substrato sabbioso estratto anch'esso da formazioni pedologiche naturali (Substrato). Per ogni sito due cassette vengono lasciate a suolo nudo, due vengono coltivate a loietto o festuca, mentre due, costituite da solo substrato ospitano muschi di bosco che hanno subito un trattamento di depurazione. La caratterizzazione iniziale (T0) del "Soil technology" e del "Substrato", ha riguardato le proprietà chimico-fisiche oltre al contenuto in metalli pesanti ed in diossina. La successiva campionatura dei primi tre centimetri di "Soil technology" verrà effettuato per ciascun sito a nove mesi a partire dalla messa a dimora e al termine del periodo d'esposizione (18 mesi). Le campionature dei muschi e gli sfalci del loietto o della festuca verranno effettuate ad intervalli di cinque mesi a partire dalla messa a dimora. Su tutti i campioni sia di suolo che vegetali viene eseguita la determinazione totale degli EPT. Gli sfalci di loietto o festuca verranno analizzati dopo lavaggio; le acque ottenute dai lavaggi (leaf-washing water) del cotico erboso dopo essere state acidificate verranno analizzate per determinare la concentrazione di EPT presenti. Sui campioni dei suoli verrà eseguita al termine del periodo di esposizione la determinazione degli inquinanti organici (diossine).

1.3 Riferimenti normativi

I valori di concentrazione rilevati nella presente indagine sono stati confrontati con i limiti di legge esistenti, distinti per matrice ambientale analizzata. Quando questa corrispondenza non è presente, sono stati presi a riferimento i limiti di legge più affini o valori disponibili in bibliografia.

Il Decreto Ministeriale 25 ottobre 1999 n. 471 ha posto limiti per alcuni elementi considerati inquinanti nel suolo a seconda della sua destinazione d'uso.

A partire dal 29 aprile 2006 il DM 471/99 è stato abrogato con l'approvazione del vigente Decreto Legislativo 3 marzo 2006 n. 152 recante "Norme in materia di difesa del suolo e lotta alla desertificazione, di tutela delle acque dall'inquinamento e gestione delle risorse idriche". La tabella 1 dell'allegato 5 di tale decreto fornisce le concentrazioni soglia di contaminazione da metalli pesanti e inquinanti organici (diossine e furani) del suolo riferite a diverse specifiche destinazioni d'uso (tabelle 1.1 e 1.2).

Tab. 1.1 Valori di concentrazione limite accettabili di elementi e composti inquinanti nel suolo e sottosuolo riferiti alla specifica destinazione d'uso dei siti da bonificare.

Parametri	Siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale (mg/Kg di sostanza di secca)	Siti ad uso commerciale ed industriale (mg/Kg di sostanza secca)
<i>Composti inorganici</i>		
Antimonio	10	30
Arsenico	20	50
Berillio	2	10
Cadmio	2	15
Cobalto	20	250
Cromo totale	150	800
Mercurio	1	5
Nichel	120	500
Piombo	100	1000
Rame	120	600
Selenio	3	15
Stagno	1	350
Tallio	1	10
Vanadio	90	250
Zinco	150	1500

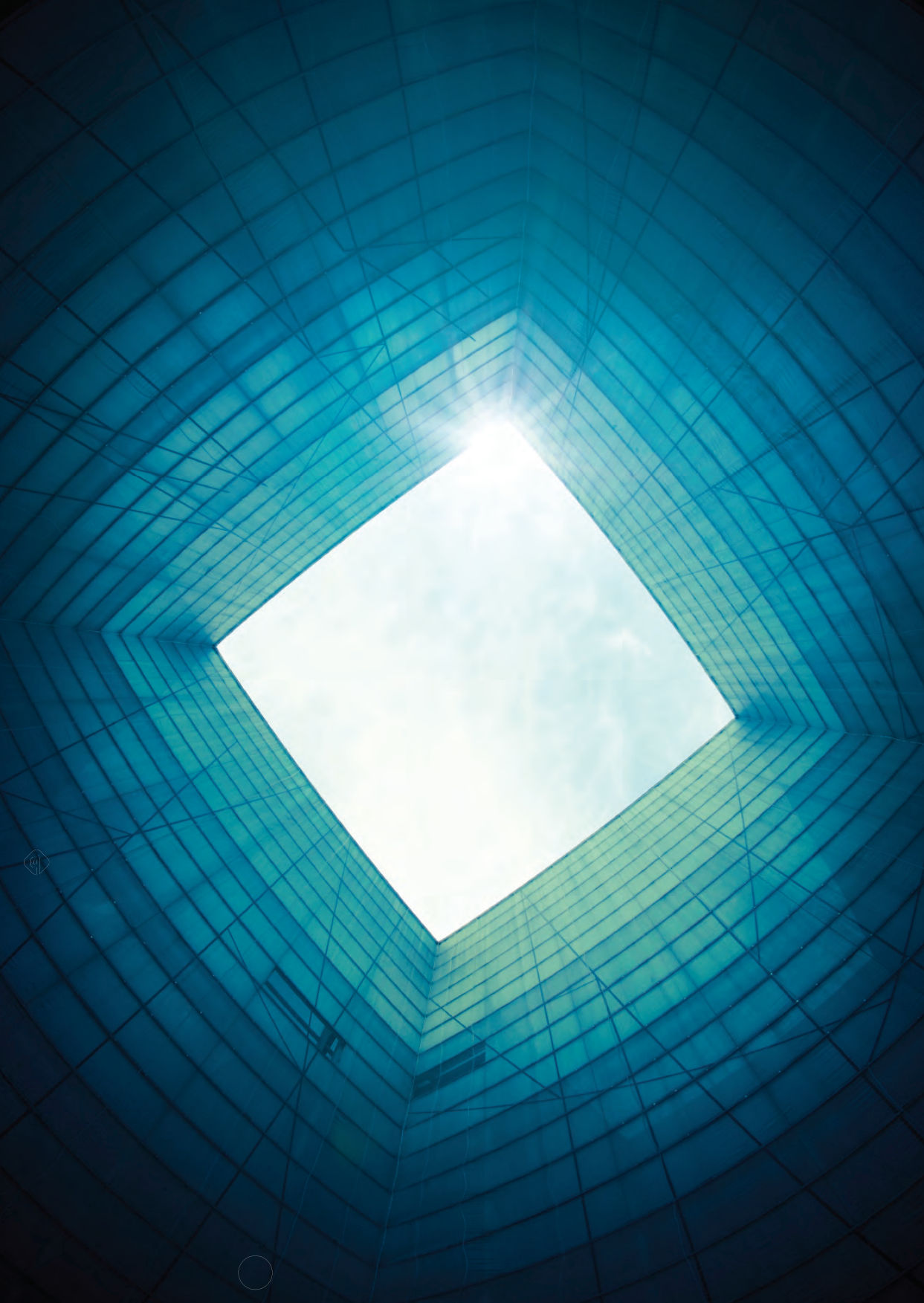
Tab. 1.2 Valori di concentrazione limite accettabile per diossine e furani

Diossine e Furani	Sito ad uso agricolo, verde pubblico e residenziale	Sito ad uso commerciale ed industriale
Σ PCDD, PCDF (conversione T.E.) (mgI-TEQ/Kg s.s.) D.M. 25/10/1999, n.471, Tabella 1, Allegato 1	1. 10 ⁻⁵	1.10 ⁻⁴
Σ PCDD, PCDF (conversione T.E.) (ng I-TEQ/Kg s.s.) Canadian Council of Ministers of the Environment	4	4

I valori di concentrazione in metalli pesanti e microelementi riscontrati per le acque di lavaggio del cotico erboso e per i muschi sono stati confrontati con quelli disponibili in bibliografia, non esistendo riferimenti di legge specifici. Per quanto riguarda le matrici vegetali, sono stati infatti presi in considerazione valori di concentrazione individuati dall'Unione Europea nell'ambito di uno studio integrato mirato a valutare l'inquinamento dei suoli da metalli pesanti. A tale proposito in tabella 1.3 vengono riportati i valori comuni nelle piante ed i valori critici per la loro crescita individuati nel lavoro "Soil pollution by heavy metals" (PE-SO 89.5a, Strasbourg 24 April 1989). I valori riportati sono solo indicativi poiché variano con il tipo di suolo e di pianta e le concentrazioni critiche variano secondo l'organo e l'età della pianta.

Tabella 1.3 Valori di concentrazione comune e critica di alcuni metalli pesanti per la crescita delle piante.

Elemento	Valori comuni (espressi in mg/Kg)	Valori critici (espressi in mg/Kg)
Cadmio	<0.1-1	5-10
Cobalto	0.01-0.5	10-20
Cromo	<0.1-1	1-2
Rame	3-15	15-20
Mercurio	<0.1-0.5	0.5-1
Nichel	0.1-5	20-30
Piombo	1-5	10-20
Tallio	<0.5-5	20-30
Zinco	15-150	150-200



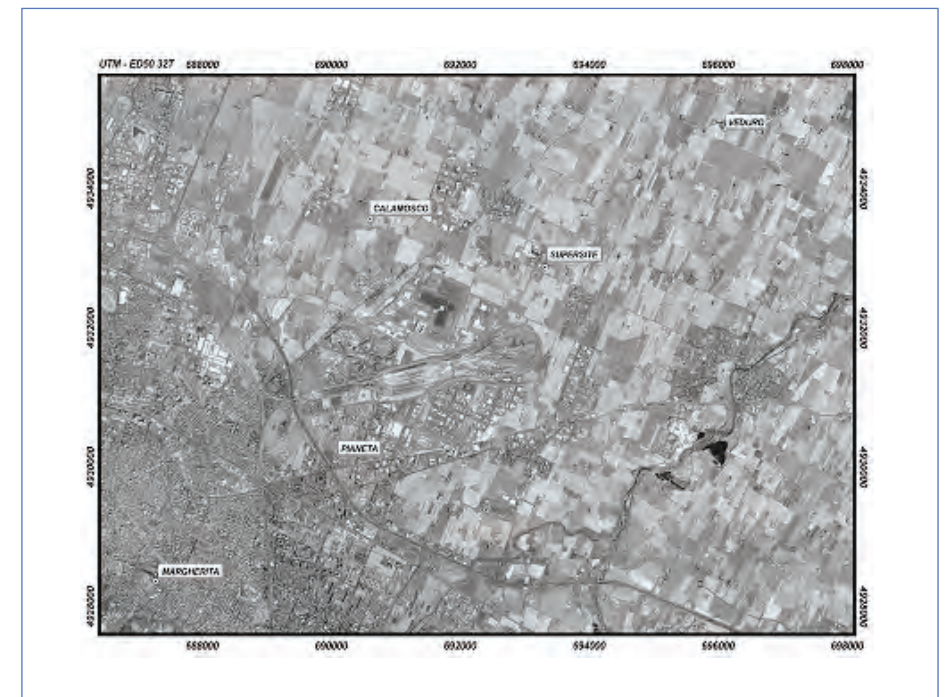
2 | Materiali e metodi

2.1 Localizzazione dei siti d'indagine

In accordo con la direzione del progetto sono stati individuati cinque siti d'indagine interni ed esterni al dominio interessato dall'impatto dell'inceneritore di via del Frullo; i siti ricadono tra quelli scelti nell'ambito del progetto Monitor per il campionamento dell'aria per la sua valutazione quali-qualitativa.

In figura 2.1 vengono riportate la localizzazione, la denominazione e la relativa sigla dei cinque siti di indagine.

Figura 2.1 Localizzazione, denominazione, sigla, collocazione amministrativa e georeferenziazione dei cinque siti prescelti per l'indagine.



Sito d'indagine	Sigla	Comune	Coordinate cartografiche UTM-ED50 (Fuso 32T)	
			EST	NORD
Calamosco	CTW	Bologna	690604	4933565
FrulloEst-Supersite	MXW	Granarolo	693320	4932874
Margherita	GMA	Bologna	687280	4928366
Pianeta	MXD	Bologna	690064	4930095
Veduro	MND	Castenaso	696980	4935095

2.2 Modalità di prelievo e di preparazione dei campioni di suoli e vegetali

Modalità di prelievo

I campioni di suolo sono stati prelevati con palette di materiale plastico, per evitare contaminazioni. I campioni di cotico erboso sono stati prelevati direttamente sul campo mediante recisione con forbici in acciaio. I campioni così raccolti sono stati conservati in sacchetti di plastica, opportunamente etichettati. I campioni di muschio sono stati separati integralmente dal supporto terrigeno mediante palette in teflon ed adagiati su vassoi in plastica interponendo fogli di carta assorbente.

I campioni di suolo da sottoporre alla determinazione delle diossine sono stati raccolti tal quali in flaconi di vetro e protetti dalla radiazioni luminose con involucro costituito da fogli d'alluminio.

Preparazione dei campioni di suolo per analisi fisico-chimica

Si è proceduto alla essiccazione all'aria, successiva macinazione e setacciatura con vaglio a 2 mm (terra fine).

Un'aliquota di terra fine è stata ulteriormente macinata in mortaio d'agata per una maggiore uniformità del campione ed 250 mg sono stati mineralizzati in forno a microonde in Aqua Regia (MIPAF, 2000).

Preparazione dei campioni di vegetale e muschi per analisi chimica dei metalli pesanti e microelementi

I campioni di cotico erboso sono stati puliti, pesati e posti in stufa a 70°C fino al raggiungimento di un peso costante, quindi finemente macinati. La parte apicale dei muschi è stata tagliata con forbici in acciaio, seccata e macinata per ottenere una maggiore uniformità del campione. La mineralizzazione dei campioni dei tessuti vegetali è avvenuta in forno a microonde (Milistone 1200) con una miscela ossidante di HNO₃ e H₂O₂.

Preparazione dei campioni di acque di lavaggio per analisi chimica dei metalli pesanti e microelementi.

Un aliquota di cotico erboso è stata lavata con una soluzione di HCl 0,01M, per simulare una possibile pioggia acida dilavante le superficie esposte delle piante (*leaf-washing water*); l'acqua di lavaggio, ridotta di volume, è stata poi filtrata e acidificata (HNO₃ suprapure, Merck).

2.3 Metodologie analitiche

Le analisi sui suoli sono state eseguite in accordo con le linee guida del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (2000).

Analisi chimica dei campioni di suolo

La determinazione dei metalli pesanti e microelementi "totali" nei campioni di suolo è stata eseguita mediante mineralizzazione in Aqua Regia (3 HCl:1 HNO₃) utilizzando un forno a microonde (Milistone 1200); 250 mg di campione di suolo, macinato finemente, sono stati pesati in appositi contenitori in teflon da utilizzare nel forno a microonde con 8,0 mL di AR che, una volta chiusi, resistono alla pressione interna di 100 bar. La potenza massima del forno a microonde, per la mineralizzazione del campione, è stata fissata a 750 W. La mineralizzazione dei suoli in forno a microonde avviene in 20' in quattro fasi secondo la seguente successione: 2 minuti alla potenza di 250 W, 2 minuti alla potenza di 400 W, 1 minuto alla potenza di 0 W, 3 minuti alla potenza di 750 W. L'ultima fase è rappresentata dalla ventilazione durante la quale si ha un raffreddamento del campione.

La mineralizzazione di ogni singolo campione è stata eseguita in triplo e ad intervalli regolari vengono effettuate le mineralizzazioni di campioni standard internazionali della Commission of the European Communities (Certified Reference Material BCR 141, BCR 142, BCR 143) e di campioni "bianchi". Il campione di suolo mineralizzato è stato raccolto quantitativamente in matracci da 20 mL e quindi filtrato.

Analisi delle diossine dei campioni di suolo

Con il termine "diossina" si fa riferimento ad un gruppo di 210 composti chimici organici aromatici policlorurati divisi in due famiglie e simili per struttura consistente di due anelli benzenici legati da due atomi di ossigeno e con legati uno o più atomi di cloro. Dei 210 composti 75 congeneri hanno struttura chimica simile a quella del-

la tetraclorodibenzo-p-diossina indicata con l'abbreviazione TCDD (formula bruta o molecolare $C_{12}H_4Cl_4O_2$) e 135 hanno struttura simile al policlorodibenzo-furano, indicata con l'abbreviazione PCDF. Diciassette di questi congeneri sono considerati tossicologicamente rilevanti e rappresentano sostanze inodori, termostabili, insolubili in acqua e fortemente liposolubili.

Nella presente indagine la determinazione delle diossine è stata eseguita sui campioni di suolo vagliati a 2mm è stata eseguita mediante il Metodo EPA 1613B 1994 + Dir CEE 76/2000 4/12/2000 GU CE L332 28/12/2000 All. 1 utilizzando la Tecnica analitica GC - MS alta risoluzione. L'unità di misura adottata è il ng/kg s.s.. Le analisi sono state eseguite dall'Istituto di Ricerca Gruppo CSA di Rimini.

Analisi chimica dei campioni di vegetali

Per l'analisi della composizione in microelementi dei tessuti vegetali e muschi si è inizialmente proceduto ad una loro accurata ripulitura con eliminazione dei residui di terreno e successiva essiccazione in stufa ventilata alla temperatura di 40°C. A ciascun campione finemente macinato è stata aggiunta una miscela ossidante di HNO_3 e di H_2O_2 (rapporto 6:1.5). La miscela è stata quindi mineralizzata in forno a microonde e la soluzione limpida, filtrata, è stata analizzata in spettrometria ad emissione al plasma (ICP-OES).

Analisi della biodisponibilità dei metalli pesanti nel suolo

$CaCl_2$ 0.01M. 2 g di suolo sono estratti con 20 mL di soluzione di $CaCl_2$ 0.01 M, agitata per 3 ore, quindi filtrata.

LMWOAs "metodo della rizosfera". 2 g di suolo vengono miscelati con 20 mL della soluzione combinata di acidi organici (acidi acetico, lattico, citrico, malico e formico) in tubi da centrifuga. La concentrazione totale di questi acidi organici era 10 mM, e il loro rapporto molare era 4:2:1:1:1. La miscela è stata agitata per 16 h e quindi centrifugata a 3000 g per 10 minuti. Una aliquota di 5 mL del surnatante è stata immediatamente prelevata con una pipetta di precisione in un matraccio da 10 mL e portata a volume con HNO_3 al 2%. L'estratto ottenuto era usato per la determinazione dei metalli pesanti.

Strumentazione

I metalli pesanti, macro e microelementi sono stati analizzati nei campioni di suolo, di vegetale e nel lavaggio dei vegetali mediante spettrometria in emissione al plasma,

ICP-OES (*Inductive Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy*) della Spectro (Circular Optical System Argos^{CCD})(fig. 2.2).

La configurazione strumentale della spettrometria di emissione al plasma della Spectro, consente di determinare gli elementi simultaneamente, di operare in un ampio spettro di lavoro (125-770 nm) con elevata sensibilità, oltre che semplicità e rapidità di analisi. Lo strumento è dotato di torcia assiale fissa, gruppo ottico isolato dall'atmosfera esterna, che permette di coprire lo spettro compreso fra 125 e 200 nm per la quantificazione di alcuni elementi fra cui Al, S, P. Lo strumento può essere accoppiato, a seconda della matrice in cui è disciolto il campione, con la camera di nebulizzazione ciclonica modello "Lichte modificata", che permette una maggiore sensibilità strumentale alle basse concentrazioni in quanto il nebulizzato che giunge in torcia è in quantità superiore rispetto ad altri modelli di nebulizzatore. L'utilizzo dell'acido fluoridrico per la mineralizzazione dei campioni prevede l'accoppiamento della camera di Scott in teflon con torcia in teflon ed allumina.

Fig. 2.2 Particolare della strumentazione ICP-OES utilizzata per la lettura dei metalli pesanti e microelementi.



Prima dell'analisi dei campioni è stato eseguito il riprofilaggio del gruppo ottico; infatti a causa di cambiamenti dipendenti dal fattore tempo, la posizione del picco spettrale può variare e quindi la procedura del riprofilaggio assicura che siano assegnate corrette lunghezze d'onda alle intensità misurate. Questa procedura è assolutamente necessaria per eseguire analisi di elementi in tracce; inoltre, vengono ottimizzate le condizioni operative dello strumento, quali centratura ed ottimizzazione della distanza della torcia rispetto all'interfaccia ottico, nonché ottimizzazione del flusso di nebulizzazione con soluzione di Mn 1 mg/l.

Un ulteriore controllo di routine è stato effettuato con l'adozione di matrici di campioni standard a certificazione ISO, con cui viene calibrato lo strumento; in tal senso si rimanda ad ogni capitolo di analisi delle diverse matrici (acqua, vegetali e suolo).

La valutazione delle concentrazioni medie dei differenti elementi nei campioni e delle diverse matrici utilizzate permette di effettuare la calibrazione dello strumento in un range di concentrazione vicino al valore medio presente nei campioni, abbassando i limiti di rilevabilità (DL). Le soluzioni multistandard utilizzate per la costruzione delle rette di calibrazione (CPI International - Amsterdam) riproducono l'effetto matrice presente nei campioni e ne permettono la parziale riduzione.

Il DL è la concentrazione che viene ottenuta quando il segnale misurato differisce significativamente dal "background"; il limite di rilevabilità così determinato è spesso chiamato teorico o strumentale, infatti i calcoli del limite di rilevabilità teorico sono basati su un background di breve periodo, quindi possono essere troppo ottimistici per riflettere il limite di rilevabilità reale. Il limite di rilevabilità pratico molto spesso quindi differisce da quello teorico, in quanto è possibile che si verifichino perdita del background, errori casuali durante la standardizzazione, effetti memoria e altro. Il termine "limite di determinazione" viene usato per descrivere il limite più basso a cui è possibile effettuare analisi affidabili, pertanto il limite di rilevabilità strumentale (DL) differisce spesso dal limite di determinazione per un fattore compreso fra 2 e 5 (definito come intervallo di confidenza).

Infine sono state individuate le linee di emissione più adatte alle esigenze applicative; sono state prese in considerazione le lunghezze d'onda raccomandate da organismi di ricerca internazionali (EPA - Environmental Protection Agency - e APHA - American Public Health Association) e dalla casa costruttrice dello strumento (Spectro). Lo strumento lavora con emissioni ottiche, quindi per ogni analita possono essere utilizzate più lunghezze d'onda; per effettuare le quantificazioni previste vengono selezionate le lunghezze d'onda che rappresentano un buon compromesso tra la sen-

sibilità massima e la possibilità di determinare un ampio intervallo di concentrazioni. Sono stati analizzati gli spettri relativi a ciascun elemento e scelte le rispettive linee di emissione in base alla sensibilità di rilevazione ed alle interferenze spettrali eventualmente presenti. Quando necessario e possibile è stata mantenuta una seconda linea di emissione per elemento, in modo da avere un autocontrollo sul dato.

I diversi metodi utilizzati per acque, vegetali e suoli sono stati creati e calibrati. La calibrazione consiste nel misurare con lo strumento campioni con concentrazioni conosciute in modo da poter determinare la relazione tra concentrazione ed intensità del picco di emissione. Questi punti devono essere usati anche per riconoscere e correggere qualsiasi interferenza tra gli elementi. I campioni preparati ed utilizzati per la calibrazione vengono utilizzati anche per la standardizzazione.

La stabilità dello strumento durante la lettura dei campioni è stata regolarmente controllata tramite la misura di uno degli standard utilizzati nella calibrazione, come previsto dalle metodiche EPA.

La ripetibilità dei risultati strumentali, che sono già il valore medio di tre repliche, è stata controllata, calcolando il coefficiente di variazione fra i risultati dell'analisi di 2 o 3 ripetizioni dello stesso campione.

L'accuratezza dei risultati ottenuti verrà verificata mediante analisi di campioni standard certificati di suolo e vegetali (BCR-Certified Reference Material).

I dati ottenuti dalle analisi dei diversi campioni sono stati convertiti, elaborati e ulteriormente controllate le scansioni per verificare l'eventuale presenza di interferenze di matrice o spettrali.



3| Biodisponibilità dei metalli pesanti nella rizosfera

3.1 Modalità di prelievo di suoli e vegetali

I campioni naturali di suolo dei cinque siti di indagine prelevati nell'intervallo di profondità 0-5 cm, formati da più sub-campioni (campione composto), sono stati omogeneizzati prima di essere sottoposti alle analisi di laboratorio. Un campionamento è stato eseguito alla profondità di 50-70 cm per ottenere i valori di background.

I campioni di cotico erboso sono stati formati anch'essi da diversi sub-campioni.

Le epoche di campionamento sono state luglio 2008 e giugno 2010. Nell'ultimo campionamento i campioni di vegetali sono stati suddivisi nella parte ipogea (apparato radicale, che è stato lavato con acqua distillata per togliere qualsiasi residuo di terra) e parte epigea (le foglie del cotico erboso, che sono state pulite da possibili inquinamenti terrigeni).

Le analisi eseguite sui campioni di suolo e di vegetali hanno riguardato sia la determinazione delle aliquote totali degli EPT, sia di quelle derivate dalle estrazioni legate alla biodisponibilità di EPT.

Fig. 3.1 Modalità di prelievo di campioni di suolo e di cotico erboso.



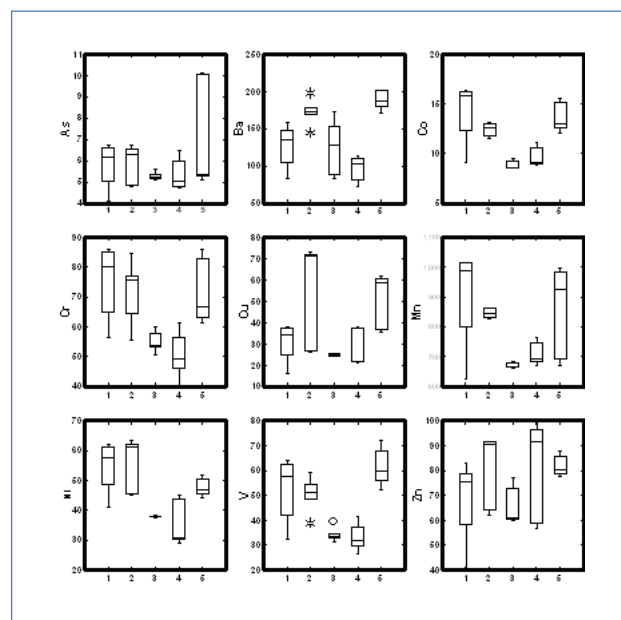
3.2 Metalli pesanti e microelementi nei suoli

Nella tabella 3.1 viene riportato un sommario statistico relativo ai valori di background dei 5 siti, mentre nella figura 3.2 vengono riportati i boxplot relativi agli EPT determinati nei campioni del top-soil (0-5 cm) di entrambe le campagne: luglio 2008 e di giugno 2010.

Tab. 3.2 Sommario statistico del contenuto di EPT nei campioni di suolo prelevati alla profondità di 50-70 cm (n=3). Valori espressi in mg/kg. DS = deviazione standard.

	Media	DS	Max	Min
As	4.5	0.6	5.2	3.6
B	26.1	10.7	41.5	13.2
Ba	125.6	46.5	191.1	85.5
Cd	0.3	0.2	0.7	0.13
Co	10.3	1.9	12.9	8.5
Cr	56.4	8.2	65.2	43.1
Cu	30.6	13.9	53.2	16.5
Mn	753.4	154.5	990	629.5
Ni	40.5	6.7	47.1	30.1
Pb	23.1	5.6	30.6	15.6
V	38.7	8.3	49.2	28.1
Zn	66.8	18.2	88.3	41.6

Fig. 3.1 Boxplot costruito con i dati di EPT determinati nella superficie del suolo. I luoghi di monitoraggio sono rispettivamente 1-Frullo Est, 2_Veduro, 3- Pianeta, 4-Calamosco, 5 Giardini Margherita (Valori espressi in mg/kg).



I valori di background sono più bassi di quelli superficiali evidenziando quindi un accumulo di EPT sulla superficie del suolo durante gli anni.

L'accumulo non è valutabile in tempi brevi, infatti il test ANOVA (Tukey test $p < 0.05$) non ha mostrato differenze significative tra le due campagne di prelievo, mettendo in evidenza come il suolo sia una matrice estremamente complessa tale da rendere difficile l'evidenza di accumuli di EPT di grandi entità nel breve periodo.

Si notano invece differenze nel contenuto di EPT tra i diversi siti di monitoraggio. Da segnalare come il suolo del Pianeta sia da considerare costituito per lo più da materiale di riporto e quindi scarsa attendibilità.

È stato calcolato per ogni sito l'indice di geoaccumulo (Igeo) tra i valori di background e l'arricchimento che si è valutato nel top-soil.

L'indice di Geoaccumulo (Igeo) è stato usato già dagli anni sessanta ed è stato ampiamente impiegato negli studi di contaminazione di elementi in traccia in Europa. Originariamente è nato per lo studio dei sedimenti (Müller, 1969) e successivamente applicato per quantificare la contaminazione dei suoli (Loska et al., 2003).

Negli studi di contaminazione l'indice Igeo è in grado di valutare la contaminazione comparando i dati attuali con le concentrazioni pre-industriali (background), anche se la difficoltà di avere suoli/sedimenti di origine pre-industriale è alta.

In questo studio l'indice di Geoaccumulo (Igeo) viene utilizzato per valutare l'arricchimento degli epipedon nei diversi siti rispetto al background iniziale. I dati con cui è stato calcolato sono le medie degli elementi determinati dopo 2 anni di esposizione (tre repliche) ottenuti dalla stessa sequenza analitica del background e dei campioni di suolo esposti, per cercare di diminuire la variabilità analitica.

L'equazione utilizzata è la seguente:

$$I_{geo} = \log_2 (C_n / 1,5 B_n)$$

dove C_n è la misura della concentrazione degli elementi presenti nel top-soil (0-5 cm) dopo 2 anni di esposizione, mentre B_n è il valore delle concentrazioni presenti nel substrato (50-70 cm). La costante 1.5 viene utilizzata per analizzare le fluttuazioni naturali di una determinata sostanza e la valutazione di molto piccole influenze antropiche. L'indice di Geoaccumulo viene diviso in 7 classi in accordo con Muller (1981)

Tab. 3.2 Sei classi di contaminazione individuate dall'indice di geoaccumulo (Igeo)

Classe	Igeo	Qualità del suolo
0	0	Praticamente incontaminato
1	0 < Igeo < 1	Non contaminato a moderatamente contaminato
2	1 < Igeo < 2	Moderatamente contaminato
3	2 < Igeo < 3	Moderatamente a fortemente contaminato
4	3 < Igeo < 4	Fortemente contaminato
5	4 < Igeo < 5	Fortemente a estremamente contaminato
6	5 < Igeo	Estremamente contaminato

ed è riportato nella tabella 3.2.

L'arricchimento superficiale calcolato con l'indice di geoaccumulo è riportato in tabella 3.3 dove vengono riportati solo i casi positivi e quindi sensibili. Si può notare come la maggiore frequenza dei casi positivi riportati nei diversi siti sia di classe 1 (indice di geoaccumulo compreso tra 0 e 1) equivalente a una valutazione di qualità del suolo che va da non contaminato a moderatamente contaminato per tutti i siti e quasi tutti gli elementi. Ambiente moderatamente contaminato (classe 2) è presente nel sito Frullo est per il Cd; il Pb è l'elemento che presenta gli indici di geoaccumulo più elevati con il seguente ordine decrescente:

Pianeta < Frullo est < Veduro < Calamosco < Giardini Margherita.

Tab. 3.3 Indice di geoaccumulo (Igeo) calcolato tra i valori di background e il top-soil nei campioni di suolo naturale prelevato nei diversi siti di monitoraggio.

	Calamosco	G. Margherita	Pianeta	Frullo est	Veduro
As		0.34			
B	0.07				
Ba					
Cd				1.42	0.22
Co				0.23	
Cr					
Cu	0.21	0.12		0.46	0.87
Mn					
Ni					
Pb	2.42	1.62	5.05	4.21	2.47
V					
Zn	0.22			0.28	

La frequenza maggiore di indici positivi si riscontra nel sito Frullo est, seguita da Calamosco, Veduro e Giardini Margherita e quindi Pianeta. La non omogeneità del suolo riscontrato in questo ultimo sito non permette di trarre conclusioni attendibili.

Le emissioni del traffico veicolare del passato hanno contribuito in maniera notevole all'aumento di Pb nell'ambiente. Ora tali emissioni dovrebbero risultare trascurabili, ma l'alto flusso di Pb che ugualmente viene riscontrato nell'ambiente può essere imputato a mobilitazioni dalla superficie del suolo per fenomeni erosivi, tali da contribuire notevolmente a mantenere il suolo inquinato (Ji et al, 2008).

La caratterizzazione dei suoli è stata fatta nel luglio 2008 anche dal punto di vista della presenza di diossine e furani. I campioni di suoli superficiali hanno evidenziato che non ci sono emergenze di accumulo di tali contaminanti organici (tabella 3.4).

Tab. 3.4 Concentrazione di diossine e furani nei suoli (campionatura luglio 2008). Valori espressi in (ng/Kg s.s.).

Parametri		Suolo				
		MXW Frullo est	MND Veduro	CTW Calamosco	MXD Pianeta	GMA Margherita
Policloro dibenzo diossine PCDD	2,3,7,8 – Tetraclorodibenzodios.	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
	1,2,3,7,8 – Pentaclorodibenzodios.	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
	1,2,3,4,7,8 – Esaclorodibenzodios.	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
	1,2,3,6,7,8 – Esaclorodibenzodios.	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
	1,2,3,7,8,9 – Esaclorodibenzodios.	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
	1,2,3,4,6,7,8 – Eptaclorodibenzodios.	4	6.4	4.2	< 0.5	< 0.5
	Octaclorodibenzodiosina	18	36	20	16	13
Policloro dibenzo furani PCDF	2,3,7,8 - Tetraclorodibenzofurano	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
	1,2,3,7,8 - Pentaclorodibenzofurano	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
	2,3,4,7,8 - Pentaclorodibenzofurano	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
	1,2,3,4,7,8 - Esaclorodibenzofurano	< 0.5	0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
	1,2,3,6,7,8 - Esaclorodibenzofurano	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
	2,3,4,6,7,8 - Esaclorodibenzofurano	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
	1,2,3,7,8,9 - Esaclorodibenzofurano	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
	1,2,3,4,6,7,8 – Eptaclorodibenzofur.	8.7	4.5	5.8	5.9	5.1
	1,2,3,4,7,8,9 – Eptaclorodibenzofur.	2.2	0.6	< 0.5	< 0.5	< 0.5
	Octaclorodibenzofurano	23	12	15	19	11
Sommatore PCDD, PCDF (conversione T.E.) (ng I-TEQ/Kg s.s.)		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1

3.3 Metalli pesanti e microelementi nei tessuti vegetali

I vegetali sono stati campionati a giugno 2008 e luglio 2010. In questo ultimo campionamento si è separata la parte vegetale epigea da quella ipogea.

Nella tabella 3.5 è riportato il valore medio e la deviazione standard dei valori di EPT nei tessuti della parte epigea del cotico erboso campionato nei diversi siti.

La variabilità tra la concentrazione degli elementi riscontrata nei due anni di campionamento è alta. Questo fatto può dipendere sia dal diverso comportamento sta-

gionale (piovosità, insolazione, freddo) e da come la stagione influenzi le condizioni chimico-fisiche del suolo e l'adsorbimento degli elementi da parte delle piante. Le proprietà del suolo, la speciazione dell'elemento e la specie della pianta, principalmente nell'interazione suolo-pianta, determina la biodisponibilità dell'elemento nel suolo (Ehlken e Kirchner, 2002).

Infatti il fattore di concentrazione degli elementi potenzialmente tossici dal suolo alla pianta è influenzato dalle condizioni di crescita, legate quindi all'andamento stagionale.

La deviazione standard elevata per alcuni elementi mette in evidenza una diversa concentrazione nei due diversi campionamenti.

Tab. 3.5 Contenuto totale metalli pesanti nei vegetali (cotico erboso) dei cinque siti d'indagine. (I valori in grassetto sono le medie dei due campionamenti con accanto in corsivo i valori della deviazione standard). Valori espressi in mg/kg.

Elemento	MXW Frullo est		MND Veduro		MXD Pianeta		GMA G.Margherita		CTW Calamosco	
As	0.5	0.5	0.4	0.1	0.23	0.1	0.295	0.0	0.43	0.2
B	25.3	11.2	28.9	14.5	18.25	16.8	8.5	1.3	23.95	6.4
Ba	51.4	36.1	31.8	8.6	47.15	35.4	30.45	2.2	25.55	21.3
Cd	1.3	1.4	0.1	0.0	0.04	0.1	0.085	0.0	0.095	0.0
Co	2.0	0.4	1.3	0.1	6.65	0.8	1.5	0.4	4.9	5.2
Cr	2.8	1.0	4.3	4.4	1.3	0.0	2.9	2.3	8.25	8.3
Cu	23.1	3.0	25.9	3.2	19	4.1	15.6	0.6	29.85	12.5
Hg	0.7	0.1	0.5	0.0	0.5	0.0	0.485	0.0	0.425	0.1
Mn	122.5	37.9	83.8	47.2	55	11.2	82.3	37.5	126.3	9.9
Ni	9.4	4.5	3.9	1.3	10.05	11.1	22.75	29.5	7.25	4.2
Pb	6.9	4.0	4.5	2.3	4.6	2.1	4.8	0.8	6.3	2.7
Se	0.2	0.0	0.5	0.5	0.255	0.1	0.31	0.2	0.27	0.2
V	3.6	2.9	1.8	2.0	0.905	0.7	1.07	1.0	3.09	3.4

Nella tabella 3.6 sono riportati i valori degli EPT determinati nelle radici che sono state separate durante l'ultimo campionamento.

Tab. 3.6 Contenuto totale metalli pesanti negli apparati radicali dei cinque siti d'indagine. (Secondo campionamento - giugno, 2010). Valori espressi in mg/kg.

Elemento	MXW Frullo est	MND Veduro	MXD Pianeta	GMA G.Margherita	CTW Calamosco
As	0.23	0.24	0.24	0.22	0.23
B	13.4	5.1	3.5	4.6	6.3
Ba	20.2	16.8	25.9	25.6	21.3
Cd	< DL	< DL	< DL	< DL	< DL
Co	< DL	1.1	0.02	0.1	0.24
Cr	2.2	3.4	4.7	0.51	1.4
Cu	14.0	15.1	13.8	11.9	17.1
Hg	0.20	0.23	0.26	0.26	0.27
Mn	30.5	38.2	65.1	40.9	59.2
Ni	70.6	75.4	81.8	91.9	115.9
Pb	2.8	2.3	4.4	3.0	2.9
Se	0.55	0.55	0.55	0.56	0.56
Sr	32.9	13.1	17.6	17.9	16.2
V	3.7	2.0	1.4	1.7	3.0
Zn	23.9	37.4	43.2	32.6	32.9

Nelle tabelle 3.7a e 3.7b vengono riportati dati di letteratura di EPT riscontrati nei tessuti vegetali di alcune piante.

Tab. 3.7a Valori di EPT (As, Cd, Co, Cr, Cu), espressi in mg/kg, riscontrati nei tessuti vegetali di alcune specie.

Siti	Vegetables	As	Cd	Co	Cr	Cu
Spain (a)	Herbage*	0.14	0.03	ND	0.59	ND
	Herbage**	0.37	0.07	ND	0.54	ND
Greece (b) industrial area	Cabbage	0.01-0.37	0.26-1.03	0.14-2.84	0.20-7.73	1.01-1.87
	Lettuce	0.04-0.29	0.4-0.64	0.05-1.93	0.68-9.72	0.89-3.89
	Endive	0.13-0.19	0.44-0.72	0.11-2.76	0.5-5.5	2.62-4.49
Spain (c)	Chard*	0.03	0.09	ND	0.48	ND
	Chard**	0.05	0.1	ND	0.19	ND
Spain (d)	Herbage*	0.08	0.02	ND	0.31	ND
	Herbage**	0.07	0.02	ND	0.33	ND
Bologna, Italy (e)	evergreen	ND	0.05	0.26	2.9	13.1
	broad-leaf	ND	0.05	0.17	3.2	11.5
	herbage	4.1	0.3	1.5	10.3	35.1

Tab 3.7b Valori di EPT (Mn, Ni, Pb, V, Zn), espressi in mg/kg, riscontrati nei tessuti vegetali di alcune specie.

Siti	Vegetables	Mn	Ni	Pb	V	Zn
Spain (a)	Herbage*	49.2	1.29	3.68	0.73	35.7
	Herbage**	51.9	0.79	1.28	0.33	ND
Greece (b) industrial area	Cabbage	5.23-28.4	ND	0.49-15.5	ND	13.7-258
	Lettuce	25.5-42.9	ND	0.17-15.3	ND	13.1-75
	Endive	25.6-65.9	ND	1.42-24.2	ND	20.1-140
Spain (c)	Chard*	81.7	ND	0.71	1.7	ND
	Chard**	87.6	ND	0.5	0.98	ND
Spain (d)	Herbage*	51.5	0.57	0.58	0.38	ND
	Herbage**	42.6	0.59	0.8	0.37	ND
Bologna, Italy (e)	evergreen	140	3.5	5.3	1.3	35.9
	broad-leaf	141	3.9	2.8	0.9	36.9
	herbage	107.5	8.4	9.7	7.5	79.7

Note alle tabelle 3.7a e 3.7b:

- a) Herbage* collected in 1996 at Montcada (Barcelona, Spain) in the vicinity of a MSW incinerator plant Herbage** collected in 1996 in the rural area of Catalonia (Constantí, Spain) (Meneses et al., 1999).
- b) Composite samples of vegetables cabbage (*Brassica oleracea capitata*), lettuce (*Lactuca sativa*) and endive (*Cichorium endivia*), respectively, were collected in October 1993 and in March 1994 in industrial area (Thessaloniki, Greece) (Voutsas and Samara, 1998).
- c) Chard samples were collected in winter 2002 in Terragona Country in the industrial (*) and urban-residential area (**) (Nadal et al., 2004).
- d) Herbage samples collected in 2003 near the incinerator plant (**) and in rural country (*) in Contantí (Terragona, Spain) (Nadal et al., 2005).
- e) The average values determined in plant tissues surroundings MSW incinerator plant of Bologna city, Italy (dati raccolti nel 2005).

I valori riscontrati nei tessuti del cotico erboso sono molto simili a quelli già evidenziati nella campagna di monitoraggio 2005 dall'unità di ricerca del CSSAS-DiSTA e sono molto simili a quelli determinati in Grecia in una area industriale.

3.4 Protocollo analitico per la determinazione della biodisponibilità di EPT nei suoli

Sono stati testati tre metodi di estrazione per determinare la biodisponibilità di EPT su suoli che presentano caratteristiche chimico-fisiche diverse.

In particolare sono stati confrontati i risultati ottenuti dalle determinazioni di Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn con tre diverse estrazioni: CaCl₂ 0.01 M, LMWOAs 10 mM e acqua bidistillata.

I criteri adottati per la valutazione dei metodi è stata la capacità estrattiva, la ripetibilità e precisione delle misure, l'accuratezza che è stata stimata come recupero. Inoltre è stata determinata la stabilità dell'estratto nel tempo, valutata sia sull'estratto tal quale,

sia su quello acidificato.

In tabella 3.8 vengono riassunti i confronti tra i metodi. I migliori sono quelli che prevedono l'estrazione con acidi organici a basso peso molecolare, simulando l'emissione.

Tab. 3.8 Confronto tra i metodi di estrazione ad una-via per determinare la biodisponibilità di EPT nel suolo.

Tipo di estraente	Validazione			
	Tempo di contatto	Capacità estrattiva	Ripetibilità nel tempo	Precisione
Acidi organici a basso peso molecolare (LMWOAs)	In agitazione 12 h	Ottima	Ottima	Buona
CaCl ₂ 0.01 M	In agitazione 2 h	Scarsa	Scarsa	Scarsa
Acqua Millipore	In agitazione 24 h	Discreta	Buona	Ottima

Fin dalle prime prove di standardizzazione il metodo estrattivo con CaCl₂ si è dimostrato notevolmente impreciso nei risultati analitici e nella loro ripetibilità; pertanto tale metodo non è stato preso in considerazione. Sono stati pertanto applicate le due metodologie di estrazione in acqua e con acidi organici a basso peso molecolare (LMWOAs). L'estrazione con acidi organici, come del resto evidenziato dalla letteratura scientifica, ha mostrato importanti interferenze nella determinazione in ICP-OES di alcuni elementi quali As, B, Ba, Hg, Li, Se, Sr e V; di conseguenza non si è ritenuto corretto riportare i valori ottenuti.

3.5 Biodisponibilità di EPT nei suoli e relazione con la pianta

I campioni di suolo opportunamente trattati sono stati sottoposti ad analisi per la determinazione delle aliquote biodisponibili di EPT nei suoli. In tabella 3.9 vengono riportati i dati relativi alla estrazione in acqua ed in tabella 3.10 quelli relativi all'estrazione con LMWOAs.

Tab. 3.9 Contenuto in EPT estratti in acqua dai suoli (0-5cm) dei cinque siti d'indagine. Valori espressi in mg/kg.

Elemento	MXW Frullo est	MND Veduro	CTW Calamosco	MXD Pianeta	GMA G.Margherita
As	0.050	0.045	0.031	0.043	0.044
B	0.056	0.308	0.023	0.023	0.023
Ba	0.273	0.157	0.201	0.503	0.391
Cd	< DL	< DL	< DL	< DL	< DL
Ce	0.058	< DL	< DL	0.053	< DL
Co	0.022	0.004	0.019	0.001	0.014
Cr	0.051	0.008	0.017	0.010	0.024
Cu	0.299	0.343	0.372	0.184	0.294
Hg	0.002	0.002	0.003	0.003	0.003
Li	0.046	0.033	0.018	0.026	0.042
Mn	2.840	0.091	2.620	0.417	0.913
Ni	0.186	0.119	0.111	0.055	0.054
Pb	0.044	< DL	< DL	< DL	< DL
Se	< DL	< DL	< DL	< DL	< DL
Sr	0.840	1.140	0.560	1.510	1.280
V	0.076	0.046	0.032	0.021	0.043
Zn	0.109	0.025	0.270	0.029	0.069

Tab. 3.10 Contenuto in EPT estratti con LMWOAs dai suoli (0-5 cm) dei cinque siti d'indagine. Valori espressi in mg/kg.

Elemento	MXW Frullo est	MND Veduro	CTW Calamosco	MXD Pianeta	GMA G.Margherita
Cd	0.03	0.04	0.05	0.01	0.02
Co	0.03	0.04	0.07	0.06	0.01
Cr	5.05	2.01	3.33	1.05	3.07
Cu	6.20	2.53	4.19	1.31	3.77
Fe	6.90	14.80	24.70	3.72	4.54
Mn	5.30	14.60	24.38	11.44	2.24
Ni	0.70	1.04	1.17	0.31	0.33
Pb	1.21	1.09	3.38	0.79	0.82
Zn	1.70	1.60	10.55	2.45	2.49

La biodisponibilità degli EPT nel suolo in relazione al cotico erboso è stata valutata dalla correlazione del contenuto di EPT nella parte epigea e ipogea dei tessuti e la frazione di EPT determinata con il metodo detto della "rizosfera" (LMWOAs) e l'estrazione in acqua. I risultati sono riportati nella tabella 3.11.

Il metodo della rizosfera (estrazione con acidi organici a basso peso molecolare, che simulano l'azione delle radici) presenta correlazioni con le radici del cotico per gli elementi Cr, Cu, Ni e Zn come riportato anche per altro tipo di piante (Feng et al., 2005). I valori assoluti riscontrati negli estratti di suolo dei cinque siti monitorati sono inferiori

a quelli riportati in letteratura (Feng et al., 2005). Generalmente la concentrazione dei metalli nella parte epigea è più bassa rispetto a quella determinata nelle radici (Chaignon et al., 2003; Feng et al., 2005) ed è per questo che le radici sono considerate un migliore indicatore di biodisponibilità rispetto alla parte epigea.

Tab. 3.11 Coefficienti di correlazione lineare ottenuti tra i valori di EPT estratti dal suolo con i due metodi e il contenuto di EPT valutato nella parte epigea e nelle radici del cotico erboso (n=18)

		LMWOAs	Acqua	
As	Cotico erboso	ND	-0.14	
Cd		ns	ns	
Co		-0.87***	0.12	
Cr		0.30	-0.45	
Cu		0.29	0.97***	
Ni		-0.67**	-0.83***	
Pb		0.89***	-0.26	
Zn		0.73***	0.47	
As		Radici	ND	-0.41
Cd			ns	ns
Co	-0.20		-0.51	
Cr	0.91***		-0.02	
Cu	0.49*		0.40	
Ni	0.53**		-0.41	
Pb	ns		ns	
Zn	0.93***		0.06	

*, **, *** indicano valori di significatività al livello di probabilità $p < 0.1$, $p < 0.05$ e $p < 0.01$



4 | Ricadute al suolo di EPT

4.1 Messa in opera dei siti

Preparazione del soil technology

Si è proceduto alla omogeneizzazione di circa 600 kg di suolo prelevato dagli orizzonti superficiali di terre brune naturali per la preparazione di un “soil technology” a reazione neutra, a tessitura franca, a buon contenuto in carbonio organico e limitata presenza in carbonati.

Preparazione del substrato

Si è proceduto alla omogeneizzazione di circa 400 kg di un substrato pedogenetico sabbioso ad elevato contenuto in quarzo e feldspati potassici per la preparazione di un substrato a basso grado di alterabilità e di buona porosità.

Predisposizione dei contenitori

In ognuno dei cinque siti sono stati messi a dimora sei contenitori (dimensione cm 33x50x20h); ciascuno provvisto nella base interna di un setto permeabile ricoperto da circa 3 cm di “substrato” sul quale è stato depositato il soil technology per uno spessore di circa 12 cm (Figura 4.1).

Fig. 4.1 Rappresentazione schematica dei contenitori predisposti per valutare l'accumulo nel tempo di Elementi potenzialmente tossici (EPT) per ricaduta atmosferica su “soil technology” e su vegetali assunti come bioindicatori



Per quattro di questi contenitori il setto permeabile è stato collegato alla superficie con un cono drenante per potere mantenere umido il substrato, mentre il soil technology è stato umidificato mediante setto poroso. In entrambe i casi l'acqua utilizzata per un corretto mantenimento dell'umidità è sempre stata deionizzata. Due di tali contenitori sono stati approntati a supporto delle colture di muschi, due per la semina a loietto ed a festuca.

Due contenitori sono stati esposti all'ambiente privi di cono drenante, di setto poroso e di copertura vegetale.

Fig. 4.2 Allestimento dei siti per valutare l'accumulo nel tempo di EPT per ricaduta atmosferica su soil technology e su vegetali assunti come bioindicatori.



4.2 Caratterizzazione fisico-chimica di soil technology e substrato (T_0)

In tabella 4.1 vengono riportati le informazioni relative alle caratteristiche chimico-fisiche dei suoli (soil technology e substrato) utilizzati per l'allestimento dei cinque siti d'indagine.

Tab. 4.1 Caratteristiche chimico-fisiche del "Soil Technology" e del "Substrato" utilizzati per l'allestimento dei cinque siti.

Parametro	Soil Technology	Substrato	
Tessitura (g/Kg)	Sabbia grossa (\emptyset 2000-250 μ)	80	350
	Sabbia media (\emptyset 250-125 μ)	180	290
	Sabbia fine (\emptyset 125-50 μ)	130	190
	Limo (\emptyset 50-2 μ)	220	170
	Argilla (\emptyset < 2 μ)	390	90
pH	(H2O)	7,4	5,2
	(KCl)	5,3	4,3
Carbonati totali (CaCO_3 g/Kg)	50,5	0	
TOC (g/Kg)	4,8	3,02	
N tot (g/Kg)	0,31	0,29	
C/N	14,4	10,4	
C.C.S. ($\text{Cmol}_{(+)}/\text{kg}$)	36,2	7,6	
Basi di scambio ($\text{Cmol}_{(+)}/\text{kg}$)	Ca	31,8	5,8
	Mg	2,8	0,5
	K	1,0	0,4
	Na	0,3	0,3
	Al	0,08	0,02
	H	0,2	0,5

4.3 Concentrazione degli EPT nel "soil technology", substrato, muschi e vegetali (T_0)

Le preparazioni dei suoli, dei vegetali e del lavaggio del cotico erboso sono già state riportate nel paragrafo 2.2. Le concentrazioni di EPT nei campioni di suolo, muschi e vegetali vengono riportati in tabella 4.2.

Tab. 4.2 Contenuto in metalli pesanti in soil technology, substrato, muschi e vegetali (luglio 2008). Valori espressi in mg/kg.

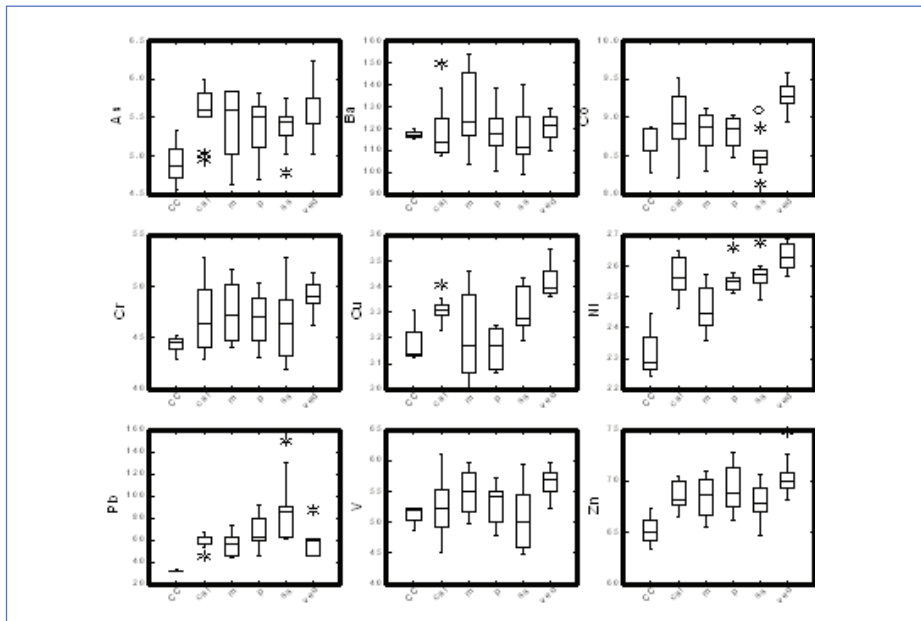
Elemento	Metalli pesanti e microelementi totali al T_0			
	Soil technology	Substrato	Muschi	Vegetali
As	6.0	3.0	5.6	0.99
B	55.1	20.7	12.4	7.4
Ba	92.8	21.4	37.1	17.3
Cd	1.1	0.11	0.3	0.25
Co	6.8	2.1	3.7	0.95
Cr	30.7	9.6	4.8	2.3
Cu	33.9	13.0	20.0	8.4
Mn	403	139	223.9	47.3
Ni	26.4	8.3	7.8	3.98
Pb	32.6	10.5	10.9	1.05
V	33.2	11.5	3.9	0.87
Zn	68.6	32.4	45.7	17.3

4.4 Concentrazione degli EPT nel soil technology nei diversi tempi di prelievo

Il campionamento del soil technology è stato fatto in 4 diversi tempi ed in particolare nel dicembre 2008, giugno 2009, dicembre 2009 e aprile 2010, dopo 18 mesi di esposizione nei diversi siti. La figura 4.3 rappresenta i boxplot costruiti con le diverse repliche (n=3) per ogni campionamento e i diversi tempi di campionamento (n=12). L'analisi di confronto statistico tra le medie (ANOVA, Tukey test con p<0.05) non evidenzia nessuna differenza significativa tra i diversi siti e i diversi tempi di campionamento. La rappresentazione con il boxplot mette invece in evidenza distribuzioni diverse per specifico elemento e per diverso sito. In particolare si possono evidenziare valori più alti nel sito di Veduro, mentre ci sono valori di hot spot principalmente nel sito Frullo est (Co, Pb e Ni).

L'analisi degli EPT nel suolo dopo l'esposizione mette in evidenza la presenza di particolato che ricade al suolo sottoforma di deposizioni secche e umide. Inoltre l'in-

Fig. 4.3 Boxplot di alcuni EPT determinati nei cinque siti di monitoraggio. In particolare le sigle rappresentano CC = soil technology al tempo 0; cal = Calamosco, m = Giardini Margherita, p = Pianeta, ss = Frullo est, ved = Veduro considerando tutti i tempi di campionamento. I valori segnati con il cerchio e con l'asterisco sono degli hot spot (valori outlayer) che non vengono presi in considerazione per la costruzione del boxplot. I valori estremi dei "baffi" rappresentano il valore minimo e massimo, mentre la linea interna è la mediana. I dati sono espressi in mg/kg.

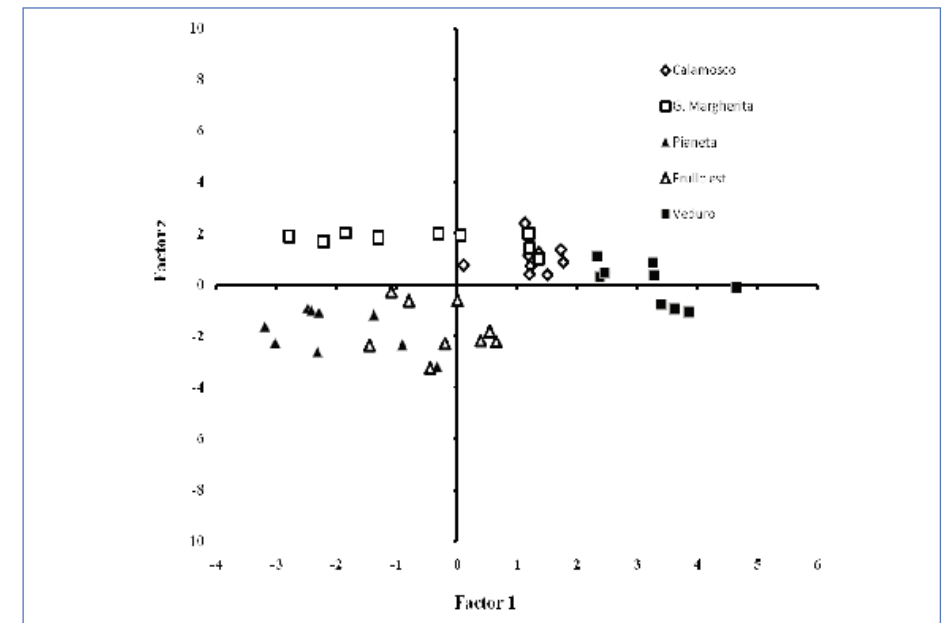


staurarsi di processi di distribuzione degli EPT nel suolo è influenzato dalle situazioni microclimatiche del sito.

L'analisi delle discriminanti viene riportata in figura 4.4. Si può notare come i campioni di suolo dei siti Frullo est e Pianeta siano discriminati dagli altri per i fattori Ba, Ni, Pb e V e il gran numero di campioni dei G. Margherita, Veduro e Calamosco per As, Co, Cr e Cu. Alcuni campioni di Veduro e Frullo est vengono discriminati invece per il Cd, mentre alcuni dei Giardini Margherita per lo Zn.

L'analisi delle discriminanti mette in evidenza quindi una diversità di apporto di EPT al suolo in base alla localizzazione. Solitamente alcuni di questi elementi quali Ba, Co, Cr, Ni, V vengono considerati litogenici, mentre altri sono per definizione antropogenici quali principalmente Cd, Pb e Zn.

Fig. 4.4 Analisi delle discriminanti tra i diversi siti di monitoraggio e gli EPT totali determinati nei campioni di suolo in tempi diversi di esposizione.



Il diverso apporto e quindi la diversa speciazione dell'elemento nel suolo è stata valutata con l'estrazione in acqua al tempo t4. La tabella 4.3 riporta i valori di EPT estratti in acqua. Il sito Frullo est presenta maggiori concentrazioni per quanto riguarda Cd e Pb, il Pianeta per As, Ba, Co, Cu, Mn.

Tab. 4.3 Contenuto in EPT estratti in acqua dai soil technology dei cinque siti d'indagine. Valori espressi in mg/kg.

Elemento	MXW Frullo est	MND Veduro	CTW Calamosco	MXD Pianeta	GMA G.Margherita
As	0.007	0.046	0.057	0.064	0.053
Ba	0.259	0.160	0.199	0.344	0.181
Cd	0.007	<DL	<DL	<DL	<DL
Co	0.006	0.004	0.005	0.012	0.006
Cr	0.004	0.004	0.006	0.005	0.005
Cu	0.231	0.166	0.178	0.283	0.239
Mn	1.980	0.846	0.691	2.980	1.280
Ni	0.066	0.044	0.050	0.067	0.068
Pb	0.014	0.007	< DL	< DL	< DL
V	0.017	0.010	0.024	0.016	0.019
Zn	0.056	0.025	0.068	0.033	0.042

4.5 Biomonitoraggio con muschi

Il biomonitoraggio viene considerato per valutare la concentrazione degli elementi in traccia nelle deposizioni e negli aerosol. Questo implica che il tipo di essere utilizzato per il biomonitoraggio dovrebbe avere specificità l'elemento di interesse e quantitativamente riflettere l'ambiente in cui vive (Wolterbeek, 2002). Vari materiali sono stati utilizzati per programmi di monitoraggio degli elementi in traccia come licheni, muschi, felci, cotico erboso, corteccia e legno di alberi oltre all'utilizzo della diagnostica fogliare. Per tutti questi materiali (biomonitors) usati non è ancora chiaro il meccanismo di adsorbimento degli elementi in traccia (Sloof, 1993). Per gli alberi e il cotico erboso altre sorgenti, oltre quella atmosferica possono entrare in gioco, principalmente la composizione del suolo.

Di tutte le specie usate nei biomonitoraggi licheni e muschi sono stati maggiormente usati. La loro morfologia non varia con le stagioni, in questa maniera si può valutare l'accumulo attraverso i gli anni. I muschi e i licheni sono longevi e per tale motivi sono utilizzati come integratori di informazioni sulle deposizioni atmosferiche (Sloof, 1993). I metodi di valutazione del bioaccumulo possono essere divisi in due gruppi: attivi e passivi. Il monitoraggio attivo include l'esposizione di specie ben definite sotto condizioni controllate, mentre il monitoraggio passivo si riferisce ad osservazioni o analisi chimiche di piante indigene. Il biomonitoraggio con muschi è sicuramente il metodo più comune (Bargagli et al., 1999; Berg and Steinnes, 1997a; Ceburnis et al., 1999; Figueira et al., 2002; Galsomiès et al., 1999; Grodzinska and Szarek-Lukaszewska,

2001; Grodzinska et al., 1999; Kubin and Lippo, 1996; Sucharová and Suchara, 1998) in quanto presentano questi vantaggi:

- molte specie sono geograficamente diffuse e crescono in differenti condizioni ambientali anche in aree industriali e urbane,
- i muschi non hanno epidermide e cuticola, così li ioni metallici penetrano la parete cellulare;
- i muschi non hanno il sistema radicale, così adsorbono gli elementi nutritivi (anche minerali) solamente dall'atmosfera;
- il trasporto di minerali tra i segmenti è limitato a causa della mancanza del tessuto vascolare;
- i muschi accumulano metalli in maniera passiva, facenti funzioni di scambiatori di ioni;
- per molti metalli i muschi mostrano una correlazione tra la quantità determinata nei loro tessuti e le concentrazioni delle deposizioni umide (Berg and Steinnes, 1997a, b; Stainnes, 1995).

I metalli pesanti trovati nei muschi potrebbero essere originati da sorgenti primarie che possono essere divise in locali e a lungo-raggio e da quelle secondarie che possono derivare da processi naturali che per emissioni biogeniche o di sali come quelli di ambiente marino (Li, B, Na, Cl, Ca, Se, Br, Sr, I), che possono derivare sia dal suolo che da piante del sistema terrestre in cui vivono i muschi (Mg, Ca, Mn, Cu, Zn, Rb, Sr, Cs, Ba) e particelle minerali che possono essere trasportate dal suolo (Li, Al, Ca, Sc, Ti, V, Fe, Co, Ga, Ge, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Ga, Tb, Dy, Ho, Br, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, Th, U) (Berg and Steinnes, 1997a, b; Stainnes, 1995). Non si devono dimenticare altri meccanismi che influenzano il contenuto di metalli nei muschi:

- trasporto di composti solubili dal suolo ai tessuti dei muschi durante il periodo di esteso contatto suolo/acqua, particolarmente durante le nevicate;
- scambio ionico con cationi che derivano da sali marini e H⁺ che deriva dalle precipitazioni acide.
- ridistribuzione di elementi all'interno dei tessuti dei muschi (Berg and Steinnes, 1997a, b).

Per rimuovere le fluttuazioni di valori assoluti e per dare una traccia di individuazione della sorgente dei metalli trovati nei tessuti dei muschi, le concentrazioni crude sono normalizzate al suolo o all'abbondanza della crosta Terrestre per potere calcolare il

fattore di arricchimento (EF) (Bargagli et al., 1999):

$$EF = \frac{(X/AI)_{\text{muschio}}}{(X/AI)_{\text{suolo}}}$$

dove X è la concentrazione dell'elemento nei tessuti dei muschi e l'altra è quella riscontrata nel suolo normalizzate entrambi ai valori di AI. Molti autori hanno proposto questo fattore per evidenziare altre sorgenti di metalli rispetto al suolo. Tenendo presente tutte le possibili interferenze da quelle analitiche e quelle di incubazione viene considerato arricchito un campione di muschio se l'indice è superiore a 3. Nella tabella 4.4 vengono riportati gli intervalli delle classi in base all'indice di arricchimento (EF) in accordo con Fernández e Carballeira (2001).

Tab. 4.4 Indici di arricchimento (EF) per la definizione di classi di qualità ambientale in accordo con Fernández e Carballeira (2001).

Classe	Qualità dell'ambiente	
1	EF < 1	Non inquinato
2	1 < EF < 2	Segni di inquinamento
3	2 < EF < 3.5	Debolmente inquinato
4	3.5 < EF < 8	Moderatamente inquinato
5	8 < EF < 27	Fortemente inquinato
6	27 < EF	Estremamente inquinato

Nella tabella 4.5 viene riportato l'indice di arricchimento (EF) calcolato per il prelievo effettuato al tempo 4 (Aprile 2010) per i muschi e suolo.

Tab. 4.5 Indice di arricchimento (EF) calcolato in accordo con Fernández e Carballeira (2001) per i diversi siti di indagine e vengono riportati solamente i dati superiori a 3.5.

	Calamosco	G. Margherita	Pianeta	Frullo est	Veduro
Ag	-	-	-	7.7	-
As	-	-	-	4.2	-
Ba	-	-	-	5.4	-
Cd	6.9	14.5	4.4	45.5	8.6
Cr	-	-	-	5.0	-
Cu	7.4	8.8	8.6	12.8	4.3
Mn	-	-	-	17.2	-
Ni	-	-	-	8.8	-
Pb	130.7	211.3	151.5	175.0	232.9
V	-	-	-	-	-
Zn	9.1	8.5	8.3	22.1	3.9

La maggiore frequenza di indici di arricchimento sono presenti nel sito Frullo est con gli indici estremamente alti per Cd e Pb. L'indice di qualità dell'ambiente molto negativo per il Pb è un dato diffuso in tutti i siti.

In particolare il calcolo dell'indice di arricchimento (EF) mette in evidenza una qualità ambientale con un inquinamento da moderato a severo per tutti i casi positivi.

La figura 4.5 mostra i boxplot calcolati in base ai diversi campionamenti e si può evidenziare una diversa concentrazione totale nei tessuti dei muschi in base alla stagione di campionamento.

Infatti l'estate 2009 (giugno 2009) ha concentrazioni assolute di EPT superiori a quelle invernali (dicembre 2008 e 2009), che si possono ascrivere ad un diverso stadio di accrescimento delle briofite.

La figura 4.6 mostra invece i boxplot calcolati in base alle diverse stazioni di monitoraggio. Non si evidenziano differenze significative tra i diversi siti e i valori elevati (outlayer) sono dovuti al campionamento estivo del 2009.

Fig. 4.5 Boxplot costruiti con le concentrazioni di EPT determinate nei tessuti dei muschi nei diversi tempi di campionamento. Valori espressi in mg/kg.

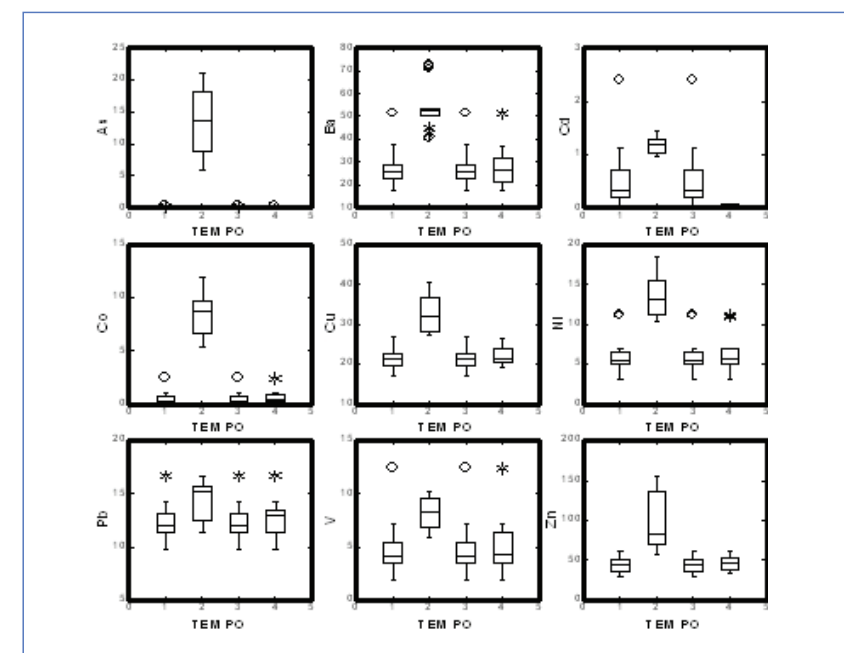
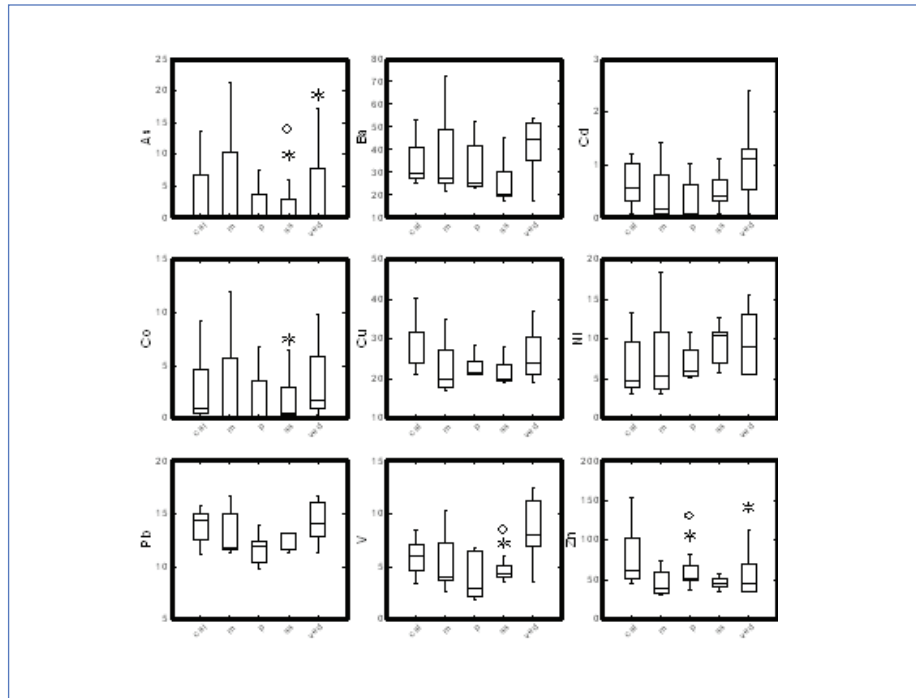


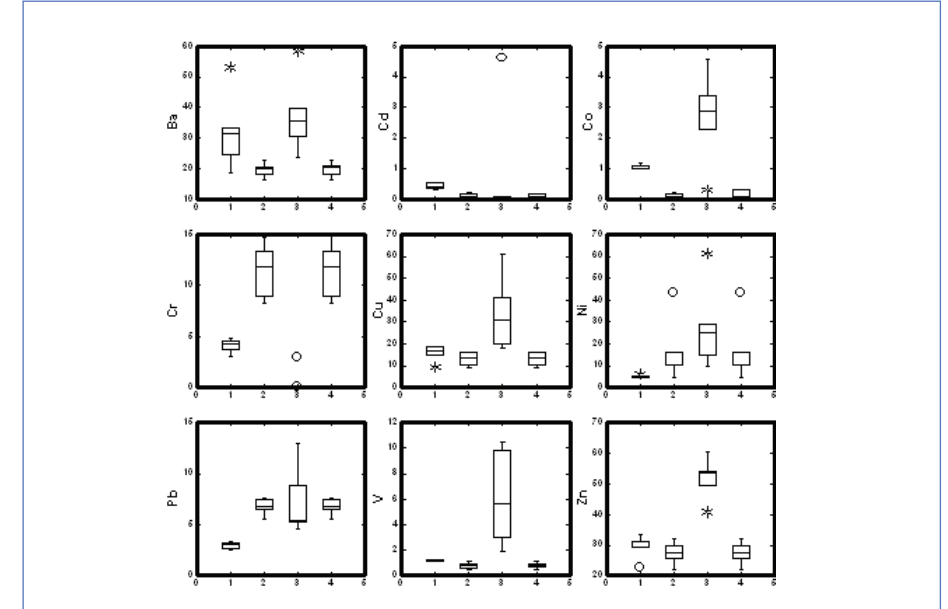
Fig. 4.6 Boxplot costruiti con le concentrazioni di EPT determinate nei tessuti dei muschi in funzione delle diverse stazioni di monitoraggio. In particolare cal= Calamosco, m = Giardini Margherita, p = Pianeta, ss= Frullo est, ved = Veduro. Valori espressi in mg/kg.



4.6 Biomonitoraggio con piante superiori e cotico erboso (festuca/loietto)

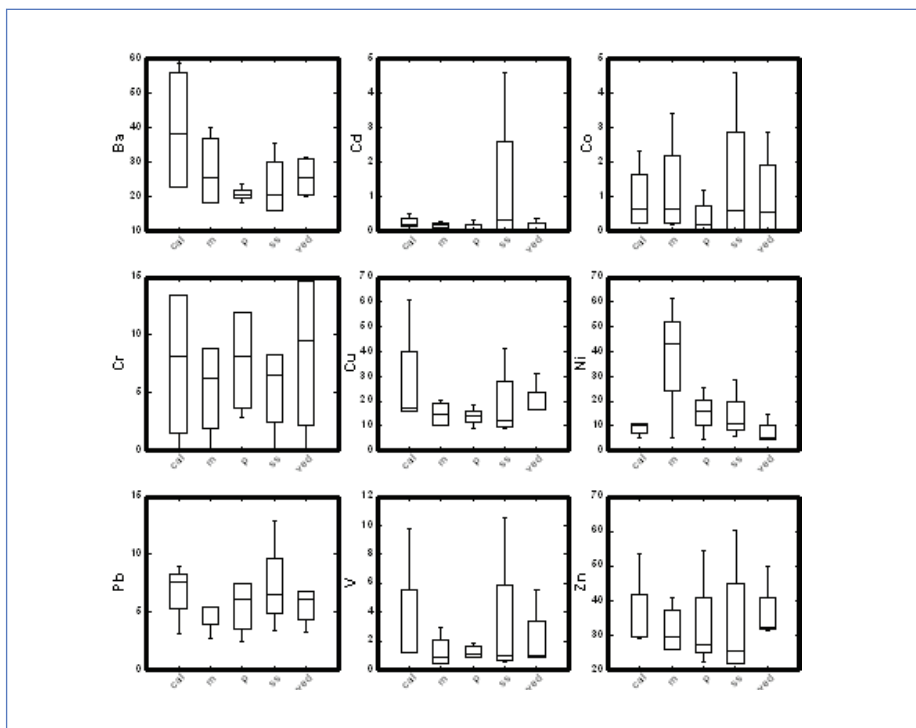
Il soil technology è stato coltivato con festuca/loietto ed è stato campionato nelle quattro epoche (dicembre 2008 e 2009, giugno 2009 e aprile 2010). La figura 4.7 rappresenta i boxplot costruiti con i dati ottenuti dalle concentrazioni di EPT nei tessuti vegetali in relazione al diverso tempo di campionamento. La maggiore concentrazione di EPT nei tessuti del loietto/festuca è in dicembre 2009 e in generale i dati più elevati si riscontrano nei tessuti invernali rispetto ai primaverili. Tale fenomeno può essere ascritto al rinnovo del loietto nel periodo primaverile-estivo.

Fig. 4.7 Boxplot costruiti con le concentrazioni di EPT determinate nei tessuti di loietto/festuca in tempi di campionamento diversi e rispettivamente 1 = dicembre 2008, 2 = giugno 2009, 3 = dicembre 2009, 4 = aprile 2010. Valori espressi in mg/kg.



La figura 4.8, invece, mette in evidenza le differenze riscontrate tra le diverse stazioni di monitoraggio. Dal confronto tra i due grafici si può evidenziare come i valori di EPT più elevati presenti principalmente nel campionamento di dicembre 2009 siano localizzati nel sito Frullo est.

Fig. 4.8 Boxplot costruiti con le concentrazioni degli EPT determinati nei tessuti vegetali di festuca/loietto. I siti di monitoraggio sono rispettivamente cal= Calamosco, m = Giardini Margherita, P = Pianeta, ss- = Frullo est, Ved = Veduro. Valori espressi in mg/kg.



La tabella 4.6 mostra i dati medi di EPT determinati nei tessuti delle piante superiori che sono state campionate nei diversi siti di monitoraggio. Il confronto con i dati di letteratura evidenzia valori di background di EPT superiori alla media riportata in letteratura internazionale. I valori di Cd, Co e Pb sono molto alti nei tessuti delle colture erbacee nel sito di Frullo est nel prelievo effettuato nel dicembre 2009.

Tab. 4.6 Concentrazioni medie degli EPT determinati nei tessuti fogliari delle piante superiori campionate nei diversi siti di monitoraggio.

	Calamosco		G. Margherita		Pianeta		Frullo Est		Veduro	
	media	std	media	std	media	std	media	std	media	std
As	0.2	0.0	0.2	0.0	0.2	0.0	0.2	0.0	0.2	0.0
Ba	5.6	0.1	8.0	2.7	5.6	0.4	4.5	1.8	11.5	9.5
Cd	0.08	0.0	0.08	0.0	0.08	0.0	0.08	0.0	0.08	0.0
Co	0.07	0.0	0.07	0.0	0.07	0.0	0.07	0.0	0.07	0.0
Cr	11.0	1.0	9.8	1.7	8.2	1.1	9.7	4.7	4.5	0.4
Cu	10.6	0.3	10.6	1.2	8.6	0.3	10.0	5.4	5.3	0.4
Mn	36.9	2.1	28.1	11.1	25.7	1.1	30.0	22.1	12.0	5.8
Ni	1.9	0.2	2.1	0.9	1.8	0.1	3.3	2.8	1.2	0.5
Pb	6.8	0.6	8.4	0.7	6.0	0.4	5.9	0.8	8.7	0.9
V	0.2	0.0	0.5	0.3	0.2	0.0	0.3	0.1	0.3	0.0
Zn	37.7	1.1	27.8	3.8	35.3	0.9	36.0	26.3	14.0	1.6

Le tabella 4.7a e 4.7b riportano alcuni dati di EPT determinati nei tessuti di piante erbacee e piante arboree in condizioni urbane, distribuite vicino ad impianti di incenerimento dei rifiuti solidi urbani oppure in aree industriali.

Tab. 4.7a Concentrazioni di EPT (As, Cd, Co, Cr, Cu) nei tessuti di piante superiori (latifoglie e sempre verdi) e piante erbacee trovate nella letteratura internazionale. I dati sono espressi in mg/kg.

Sites	Vegetables	As	Cd	Co	Cr	Cu
Italy MSWI (a)	Holm-oak	ND	0.03	ND	0.09	3.3
	Cyprss	ND	0.02	ND	0.14	2.23
	Lettuge	ND	0.05	ND	0.04	0.5
	Cyprss	ND	0.02	ND	0.04	2.8
	Olive	ND	0.02	ND	0.04	2.8
North Europe (b)	Blueberry	0.03	0.009	0.04	<0.2	6.4
	Cowberry	0.03	<0.005	0.05	<0.2	5.2
	Birch	0.03	0.25	0.36	<0.2	5.7
	Willow	0.02	0.68	1.76	<0.2	7.7
	Pine	0.03	0.07	0.07	<0.2	2.7
	Spruce	0.02	0.03	0.07	<0.2	2.1
Spain (c)	Herbage*	0.14	0.03	ND	0.59	ND
	Herbage**	0.37	0.07	ND	0.54	ND
Greece (d) industrial area	Cabbage	0.01-0.37	0.26-1.03	0.14-2.84	0.20-7.73	1.01-1.87
	Lettuce	0.04-0.29	0.4-0.64	0.05-1.93	0.68-9.72	0.89-3.89
	Endive	0.13-0.19	0.44-0.72	0.11-2.76	0.5-5.5	2.62-4.49
Spain (e)	Chard*	0.03	0.09	ND	0.48	ND
	Chard**	0.05	0.1	ND	0.19	ND
Spain (f)	Herbage*	0.08	0.02	ND	0.31	ND
	Herbage**	0.07	0.02	ND	0.33	ND
Bologna, Italy(g*)	evergreen	ND	0.05	0.26	2.9	13.1
	broad-leaf	ND	0.05	0.17	3.2	11.5
	herbage	4.1	0.3	1.5	10.3	35.1

Tab. 4.7b Concentrazioni di EPT (Mn, Ni, Pb, V, Zn) nei tessuti di piante superiori (latifoglie e sempreverdi) e piante erbacee trovate nella letteratura internazionale. I dati sono espressi in mg/kg.

Sites	Vegetables	Mn	Ni	Pb	V	Zn
Italy MSWI (a)	Holm-oak	15.2	ND	1.46	ND	3.8
	Cyprss	10.7	ND	1.31	ND	1.5
	Lettuge	4.8	0.06	0.05	ND	0.3
	Cyprss	3.45	0.06	0.28	ND	4.3
	Olive	8.5	0.08	0.62	ND	4.3
North Europe (b)	Blueberry	1900	1.0	0.13	0.06	14
	Cowberry	1510	2.6	0.35	0.18	13
	Birch	1470	3.9	0.31	0.10	205
	Willow	310	9.0	0.21	0.05	125
	Pine	535	1.1	0.32	0.16	40
	Spruce	805	1.3	0.14	0.05	41
Spain (c)	Herbage*	49.2	1.29	3.68	0.73	35.7
	Herbage**	51.9	0.79	1.28	0.33	ND
Greece (d) industrial area	Cabbage	5.23-28.4	ND	0.49-15.5	ND	13.7-258
	Lettuce	25.5-42.9	ND	0.17-15.3	ND	13.1-75
	Endive	25.6-65.9	ND	1.42-24.2	ND	20.1-140
Spain (e)	Chard*	81.7	ND	0.71	1.7	ND
	Chard**	87.6	ND	0.5	0.98	ND
Spain (f)	Herbage*	51.5	0.57	0.58	0.38	ND
	Herbage**	42.6	0.59	0.8	0.37	ND
Bologna, Italy(g*)	evergreen	140	3.5	5.3	1.3	35.9
	broad-leaf	141	3.9	2.8	0.9	36.9
	herbage	107.5	8.4	9.7	7.5	79.7

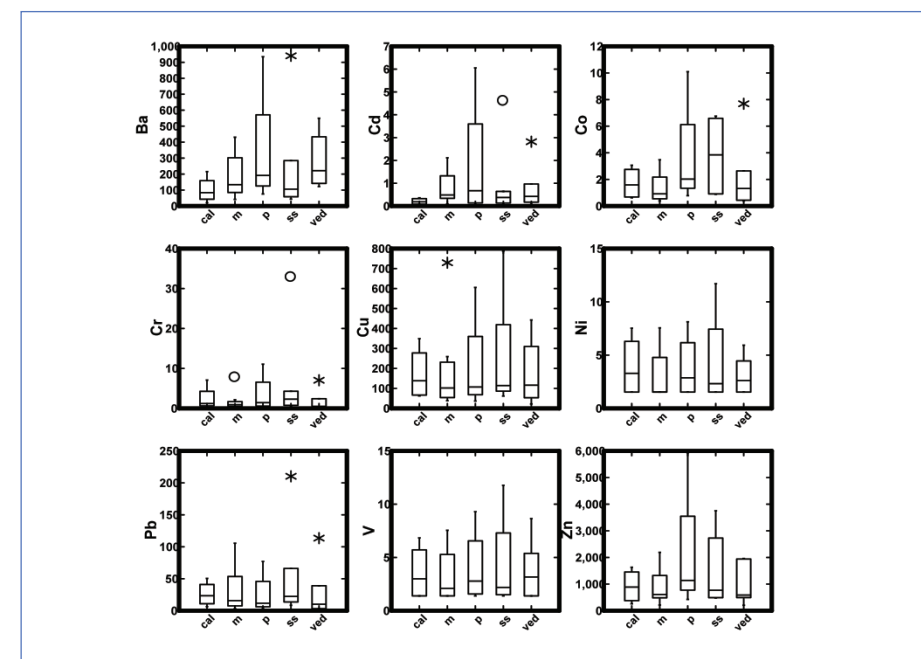
Note alle tabelle 4.7a e 4.7 b

- In each of six sampling sites a type of seasonal or evergreen vegetation was sampled at 2000 (Morselli et al., 2002).
- 9 Catchement with a 1500000 km² area in Northern Europe were visited and during the summer 1996 the leaves of different plant species were collected: blueberry (*Vaccinium myrtillus*, *V. Uliginasum*), cowberry (*Empetrum nigrum*) Birch (*Betula pubescens*, *B. Nana*), willow (*Salix spp*), Pine (*Pinus sylvestris*), Spuce (*Picea abies*) according to Reiman et al., 2001.
- Herbage* collected in 1996 at Montcada (Barcelona, Spain) in the vicinity of a MSW incinerator plant. Herbage** collected in 1996 in the rural area of Catalonia (Constantí, Spain) (Meneses et al., 1999).
- Composite samples of vegetables cabbage (*Brassica oleracea capitata*), lettuce (*Lactuce sativa*) and endive (*Cichorium endivia*), respectively, were collected in October 1993 and in march 1994 in industrial area (Thessaloniki, Greece) (Voutsas and Samara, 1998).
- Chard samples were collected in winter 2002 in Terragona Country in the industrial (*) and urban-residential area (**) (Nadal et al., 2004).
- Herbage samples collected in 2003 near the incinerator plant (**) and in rural country (*) in Contanti (Terragona, Spain) (Nadal et al., 2005).
- The average values determined in plant tissues surroundings MSW incinerator plant of Bologna city, Italy.

4.7 Determinazione degli EPT nelle acque dei lavaggi fogliari

La concentrazione di EPT è stata determinata nelle acque di lavaggio delle foglie di alberi campionate nei diversi siti e delle colture erbacee (loietto/festuca) coltivate nelle cassette del soil technology. Le concentrazioni superiori sono riscontrate al Pianeta, anche se si sono registrati alcuni valori outlayer nel sito Frullo est. Il test ANOVA non ha mostrato nessuna differenza statisticamente significativa tra i diversi siti di monitoraggio. La figura 4.9 mette in evidenza il comportamento delle deposizioni atmosferiche sulla vegetazione.

Fig. 4.9 Boxplot costruiti con le concentrazioni degli EPT determinate nelle acque di lavaggio dei campioni di vegetali nei diversi siti. In particolare cal = Calamosco, m = Giardini Margherita, p = Pianeta, ss = Frullo est, ved = Veduro. Valori espressi in µg/L.



4.8 Concentrazione di diossine e furani in “soil technology” dopo esposizione (t₀ e t₄, aprile 2010)

Un campione di “soil technology” al tempo T₀ opportunamente campionato è stato sottoposto alle determinazioni delle Diossine e dei Furani. I risultati ottenuti, regolarmente certificati, sono stati riportati in tabella 4.8.

Tab. 4.8 Determinazione di diossine e furani nel Soil technology e nel Substrato al tempo T₀

Parametri		Soil technology	Substrato
Policloro dibenzo diossine PCDD (ng/Kg s.s.)	2,3,7,8 - Tetraclorodibenzodiossina	< 0.1	< 0.1
	1,2,3,7,8 - Pentaclorodibenzodiossina	< 0.5	< 0.5
	1,2,3,4,7,8 - Esaclorodibenzodiossina	< 0.5	< 0.5
	1,2,3,6,7,8 - Esaclorodibenzodiossina	< 0.5	< 0.5
	1,2,3,7,8,9 - Esaclorodibenzodiossina	< 0.5	< 0.5
	1,2,3,4,6,7,8 - Eptaclorodibenzodiossina	3.0	< 0.5
Policloro dibenzo furani PCDF (ng/Kg s.s.)	2,3,7,8 - Tetraclorodibenzofurano	< 0.1	< 0.1
	1,2,3,7,8 - Pentaclorodibenzofurano	< 0.5	< 0.5
	2,3,4,7,8 - Pentaclorodibenzofurano	< 0.5	< 0.5
	1,2,3,4,7,8 - Esaclorodibenzofurano	< 0.5	< 0.5
	1,2,3,6,7,8 - Esaclorodibenzofurano	< 0.5	< 0.5
	2,3,4,6,7,8 - Esaclorodibenzofurano	< 0.5	< 0.5
	1,2,3,7,8,9 - Esaclorodibenzofurano	< 0.5	< 0.5
	1,2,3,4,6,7,8 - Eptaclorodibenzofurano	5.2	0.6
	1,2,3,4,7,8,9 - Eptaclorodibenzofurano	< 0.5	< 0.5
Octaclorodibenzofurano	10	1	
Sommatoria PCDD, PCDF (conversione T.E.) (ng I-TEQ/Kg s.s.)		0.5	< 0.5

I campioni di “soil technology” esposti nei cinque siti sono stati campionati 16 mesi dopo la messa a dimora (Aprile 2010) ed inviati al Gruppo di Ricerca CSA di Rimini per la determinazione delle Diossine e dei Furani. I risultati ottenuti, regolarmente certificati, vengono riportati in tabella 4.9; si evidenzia come i valori per diossine e furani risultino ben al di sotto dei limiti di legge e rispetto al tempo zero non si riscontrano significative variazioni.

Tab. 4.9 Concentrazione di diossine e furani dopo esposizione del suolo nei diversi siti di monitoraggio (t4).

Parametri	T4 (aprile 2010)					
	MXW Frullo est	MND Veduro	CTW Calamosco	MXD Pianeta	GMA Margherita	
Policloro dibenzo diossine PCDD	2,3,7,8 - Tetraclorodibenzodiossina	< 0.1	< 0.1	0.2	0.2	
	1,2,3,7,8 - Pentaclorodibenzodiossina	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
	1,2,3,4,7,8 - Esaclorodibenzodiossina	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
	1,2,3,6,7,8 - Esaclorodibenzodiossina	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
	1,2,3,7,8,9 - Esaclorodibenzodiossina	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
	1,2,3,4,6,7,8 - Eptaclorodibenzodiossina	3.0	< 0.5	3.2	3.1	3.2
Policloro dibenzo diossine PCDF	Octaclorodibenzodiossina	11	2	15	13	17
	1,2,3,7,8 - Pentaclorodibenzofurano	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
	2,3,4,7,8 - Pentaclorodibenzofurano	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	0.5
	1,2,3,4,7,8 - Esaclorodibenzofurano	0.9	0.7	0.8	0.7	0.8
	1,2,3,6,7,8 - Esaclorodibenzofurano	0.6	0.6	0.7	0.6	0.6
	2,3,4,6,7,8 - Esaclorodibenzofurano	0.6	0.6	0.5	0.5	0.6
	1,2,3,7,8,9 - Esaclorodibenzofurano	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	0.5
	1,2,3,4,6,7,8 - Eptaclorodibenzofur.	5.8	5.3	5.5	5.6	5.4
	1,2,3,4,7,8,9 - Eptaclorodibenzofur.	0.6	0.5	0.5	< 0.5	0.5
Octaclorodibenzofurano	13	11	13	11	13	
Sommatoria PCDD, PCDF		0.6	0.6	0.6	0.6	0.8

In due anni di esposizione del terreno si ha una positività in tutte le stazioni, con una maggiore frequenza all'interno della città rispetto alla periferia.

5 | Conclusioni

5.1 I risultati più salienti

L'attività 1 si era posta come obiettivo la determinazione della biodisponibilità dei metalli pesanti nella rizosfera e quindi la valutazione del metodo analitico di estrazione chimica in grado di simulare il processo di adsorbimento del metallo dal suolo alla radice della pianta.

Il calcolo per ogni sito dell'Indice di Geoaccumulo (Igeo), in grado di confrontare i valori di background con l'eventuale arricchimento che si potrebbe essere verificato nel top-soil, ha messo in evidenza come la maggiore frequenza dei casi positivi riportati nei diversi siti sia di classe 1 (indice di geoaccumulo compreso tra 0 e 1) equivalente a una valutazione di qualità del suolo che va da non contaminato a moderatamente contaminato per tutti i siti e quasi tutti gli elementi. Ambiente moderatamente contaminato (classe 2) è presente nel sito Frullo est per il Cd; il Pb è l'elemento che presenta gli indici di geoaccumulo più elevati con il seguente ordine decrescente: Pianeta < Frullo est < Veduro = Calamosco < Giardini Margherita.

La frequenza maggiore di indici positivi è del Frullo est, seguita da Calamosco, Veduro e Giardini Margherita e quindi Pianeta (Tabella 5.1).

Appare evidente come le emissioni da parte del traffico veicolare abbiano contribuito nel tempo alla concentrazione di Pb parzialmente immobilizzato nella parte superficiale del suolo, contribuendo alla definizione di suolo inquinato.

Inoltre, le analisi specifiche sulla superficie del suolo evidenziano che non ci sono emergenze di accumulo di diossine e furani.

La biodisponibilità degli EPT nel suolo in relazione al cotico erboso è stata valutata dalla correlazione del contenuto di EPT nella parte epigea e ipogea dei tessuti e la frazione di EPT nel suolo determinata sia mediante estrazione con acidi organici a basso peso molecolare (LMWOAs - Metodo della rizosfera), sia con estrazione in acqua. Con il metodo della rizosfera (estrazione con acidi organici a basso peso molecolare, che simulano l'azione delle radici) si evidenziano correlazioni con le radici del cotico per gli elementi Cr, Cu, Ni e Zn; i valori assoluti riscontrati negli estratti di suolo dei siti monitorati sono inferiori a quelli riportati in letteratura. Questo dato evidenzia quindi

una bassa frazione di EPT che può essere disponibile nel suolo e quindi assimilata dalle piante.

L'**attività 2** si era posta come obiettivo la possibilità di valutare in un arco temporale limitato l'effettiva ricaduta nell'ambiente di EPT utilizzando un suolo tecnologico e bioindicatori vegetali in un sistema confinato.

Dalle piattaforme, collocate in ciascuno dei cinque siti, sono stati effettuati campionamenti di suolo, di muschi e di loietto e festuca ad intervalli di circa sei mesi a partire dalla messa a dimora. Gli sfalci di loietto o festuca sono stati sottoposti a lavaggio mediante il metodo del "leaf-washing water". Su tutte le matrici, trattate analiticamente in maniera opportuna, è stata effettuata la determinazione della concentrazione di EPT presenti.

Per quanto riguarda l'esposizione del suolo tecnologico si è notato rispetto al tempo zero un incremento in tutti i siti di alcuni EPT quali As, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn. Tuttavia l'analisi di confronto statistico tra le medie (ANOVA, Tukey test con $p < 0.05$) non ha evidenziato nessuna differenza significativa tra i diversi siti e i diversi tempi di campionamento. La distribuzione dei dati nel tempo ha mostrato uno spostamento verso i valori più alti per il sito di Veduro per Co, Cr, Cu, Ni V e Zn, mentre il sito Frullo est ha molti valori di "hot spot", per quanto concerne Ni e Pb.

L'analisi delle discriminanti ha messo in evidenza come i campioni di suolo dei siti Frullo est e Pianeta si differenzino dagli altri per i fattori Ba, Ni, Pb e V e quelli di G. Margherita, Veduro e Calamosco per As, Co, Cr e Cu. Alcuni campioni di Veduro e Frullo est vengono discriminati invece per il Cd, mentre alcuni dei Giardini Margherita per lo Zn. Questa analisi mette in evidenza quindi una diversità di apporto di EPT al suolo in base alla localizzazione.

Il biomonitoraggio eseguito mediante muschi per valutare la concentrazione degli elementi in traccia nelle deposizioni e negli aerosol, ha permesso di calcolare il fattore di arricchimento EF dove la concentrazione di un EPT presente nel tessuto dei muschi, normalizzata al valore dell'Al, viene posta a confronto con quella riscontrata nel suolo, anch'essa normalizzata; in modo da evitare arricchimenti dovuti dalla matrice litogenica. Tenendo presente tutte le possibili interferenze da quelle analitiche a quelle di incubazione viene considerato arricchito un campione di muschio se l'indice è superiore a 3,5 tale da evidenziare un livello di inquinamento da moderato a severo. La maggiore frequenza di indici di arricchimento nei tessuti dei muschi è risultata nel sito Frullo est con valori estremamente alti per Cd e Pb. L'indice di qualità dell'ambiente negativo per un forte arricchimento di Pb è un dato diffuso in tutti i siti (tabella 5.1).

Per quanto riguarda le concentrazioni di EPT nei tessuti del loietto/festuca le differenze riscontrate (Test ANOVA, Tickey test $p < 0.005$) tra le diverse stazioni di monitoraggio non sono risultate statisticamente significative. I valori di EPT più elevati si sono riscontrati principalmente nel campionamento di dicembre 2009 ed in particolare nel sito Frullo est, per gli elementi Cd, Co e Pb.

In generale l'analisi dei tessuti fogliari campionate nei diversi siti evidenzia come il confronto con i dati di letteratura evidenzia valori di background di EPT superiori alla media riportata in letteratura internazionale.

Per quanto concerne le acque di lavaggio delle colture erbacee (loietto/festuca) coltivate il calcolo delle concentrazioni degli EPT nelle acque mediante il test ANOVA non ha mostrato nessuna differenza statisticamente significativa tra i diversi siti di monitoraggio. Le concentrazioni superiori sono state riscontrate nel sito "Pianeta" in particolare per Ba, Cd e Zn. Mentre valori outlier per Cd, Co, Cr e Pb si sono riscontrati nei siti "Veduro" e "Frullo est".

Dopo esposizione di 18 mesi i campioni di "soil technology" collocati nei cinque siti sono stati sottoposti alla determinazione delle Diossine e dei Furani; i risultati ottenuti hanno messo in evidenza come i valori per diossine e furani siano ben al di sotto dei limiti di legge e rispetto al tempo zero non si riscontrino significative variazioni.

5.2 Considerazioni finali

Sulla base dei risultati conseguiti si può confermare che le procedure sperimentate ed impiegate per la valutazione della ricaduta di Elementi Potenzialmente Tossici (EPTs) sul sistema suolo-pianta si sono dimostrate particolarmente efficaci e sensibili.

L'indice di geoaccumulo (Igeo) ha evidenziato la persistenza della presenza di Pb in tutti i siti indagati con maggiore evidenza nei siti Pianeta e Frullo est; ed in quest'ultimo con moderata contaminazione in Cd (tabella 5.1).

Il biomonitoraggio effettuato mediante l'utilizzo dei muschi ha mostrato, attraverso il calcolo dell'indice di arricchimento (EF), un peggioramento da moderato a severo della qualità ambientale in tutti i siti indagati con particolare riferimento alla presenza di Pb, Zn, Cu e Cd (tabella 5.1).

Appare quindi evidente che seppur contenuto entro i limiti di legge il fenomeno della ricaduta di EPT al suolo è in atto con distribuzione diffusa da ascrivere principalmente all'azione inquinante del traffico veicolare; alcuni siti divengono poi più vulnerabili di altri quando a tale contaminazione diffusa si vanno sovrapponendo fenomeni puntuali con emissione di EPT tipici della struttura che li produce, in particolare impianti artigianali, industriali, di incenerimento e di riscaldamento.

Tab. 5.1 Valori positivi superiori a 1 dell'Indice di Geoaccumulo (Igeo) calcolato in accordo con Muller (1979) e Loska et al. (2003) e superiori a 5,3 del Fattore di arricchimento (EF) calcolato in accordo con Fernández & Carballeira (2001).

EPT	CTW Calamosco		MXW Frullo Est		GMA Margherita		MXD Pianeta		MND Veduro	
	Igeo	EF	Igeo	EF	Igeo	EF	Igeo	EF	Igeo	EF
As				7.7						
B				4.2						
Ba				5.4						
Cd		6.9	1.4	45.5		14.5		4.4		8.6
Cr				5.0						
Cu		7.4		12.8		8.8		8.6		4.3
Mn				17.2						
Ni				8.8						
Pb	2.4	130.7	4.2	175.0	1.6	211.3	5.1	151.9	2.5	232.9
Zn		9.1		22.1		8.5		8.3		3.9

Igeo

Classe 1-3 inquinamento da moderato a forte.
Classe 3-4 inquinamento forte.
Classe > 4 inquinamento da forte ad eccessivo

EF

Classe 3.5-8.0 inquinamento moderato.
Classe 8.0-27 inquinamento forte.
Classe > 27 inquinamento eccessivo.

La dinamicità del fenomeno impone quindi di seguire due percorsi paralleli:

- rendere permanente il monitoraggio con le stesse metodologie sperimentate per valutare quali-quantitativamente il grado di arricchimento in EPT che la superficie del territorio indagato dovrà sopportare nel tempo;
- localizzare le diverse sorgenti di prodotti inquinanti mediante studi di dettaglio riguardanti ad esempio le forme isotopiche di alcuni elementi, la determinazione chimica dei PGEs, la distribuzione delle terre rare.

A raccordo di tali indagini diventa importante la raccolta e l'analisi delle acque di precipitazione che costituiscono uno dei principali apporti sulla copertura vegetale e sulla superficie del suolo di particolato e di elementi presenti in forma ionica, l'arricchimento delle acque piovane di EPT potrà evidenziare flussi di inquinanti e valutarne la provenienza.

Bibliografia

- Abbott, J., Baker, S., Coleman, P., Dyke, P., Watterson, J., 1997.** *A study of dioxins and trace elements in soil around four municipal waste incinerator in Hampshire: Part 2. Trace metals.* Culham, UK: Environment Agency.
- Adamo, P., Dudka, S., Wilson, M.J., Mchardy, W.J., 2002.** *Distribution of trace elements in soils from the Sudbury smelting area (Ontario, Canada).* Water Air Soil Pollution 137, 95-116.
- Adriano, D.C., 2001.** *Trace elements in the terrestrial environments. Geochemistry, bioavailability and risk of metals.* Springer-Verlag, New York.
- Alloway, B.J., 1990.** *Heavy metals in soils. Their origins. Chemical behaviour and bioavailability.* London: Wiley John and Sons.
- Alloway, B.J., 1999.** *Atmospheric deposition of heavy metals onto agricultural land in England and Wales.* In: Wenzel, W.W., Adriano, D.C., Alloway, B.J. (Eds). *Fifth International Conference on the Biogeochemistry of trace elements.* Vienna, Austria; pp. 414-415.
- Azimi, S., Ludwig, A., Thévenot, D.R., Colin, J.-L., 2003.** *Trace metal determination in total atmospheric deposition in rural and urban areas.* Sci. Total Environ. 308, 247-256.
- Azimi, S., Rocher, V., Muller, M., Moilleron, R., Thevenot, D.R., 2005.** *Sources, distribution and variability of hydrocarbons and metals in atmospheric deposition in an urban area (Paris, France).* Sci. Total Environ. 337, 223-239.
- Berg, T., Steinnes, E., 1997.** *Use of mosses (Hylocomium splendens and Pleurozium Schreberi) as biomonitors of heavy metals deposition from relative to absolute deposition values.* Environ. Pollut. 98, 61-71.
- Berg, T., Røyset, O., Steinnes, E., Vadset, M., 1995.** *Atmospheric trace element deposition: principal component analysis of ICP-MS data from moss samples.* Environ. Pollut. 88, 67-77
- Berthelsen, B.O., Steinnes, E., Solberg, W., 1995.** *Heavy metals concentrations in plants in relation to atmospheric heavy metal deposition.* J. Environ. Qual. 24, 1018-1026. ,
- Blaser, P., Zimmerman, S., Shotvk, L.W., 2000.** *Critical examination of trace elements and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in Swiss forest soils.* Sci. Total Environ. 249, 257-280.
- Cadle, S.H., Mulawa, P.A., Ball, J., Donase, C., Weibel, A., Sagebiel, J.C., Knapp, K.T., Snow, R., 1997.** *Particulate emission rates from in-use high-emitting vehicle recruited in Orange Country, California.* Environ. Sci. and Technol. 31, 3405-3412.
- Capuano, F., Cavalchi, B., Martinelli, G., Pecchini, G., Renna, E., Scaroni, I., Bertacchi, M., Bigliardi, G., 2005.** *Environmental protection for PCDD/PCDF, PAH, PCB and heavy metals around the incinerator power plant of Reggio Emilia town (Northern Italy) and surrounding main roads.* Chemosphere 58, 1563-1569.
- Ceburnis, D., Valiulis, D., 1999.** *Investigation of absolute metal uptake efficiency from precipitation in moss.* Sci. Total Environ. 226, 247-253.
- Collett, R.S., Oduyemi, K., Lill, D.E., 1998.** *An investigation of environmental concentrations of cadmium and lead in airborne matter and surface soils within the locality of a municipal waste incinerator.* Sci. Total Environ. 209, 157-167.
- De Temmerman, L., Vandermeiren, K., 1987.** *Biological monitoring of lead fallout as an intermediate step for the assessment of the contamination level of lead in vegetables, in Thorton I. and Culbard E. (Eds.), Lead in the home environment, Science Reviews Limited, Northwood, pp 61-70.*
- De Temmerman, L., Hoenig, M., 2004.** *Vegetable crops for biomonitoring lead and cadmium deposition.* J. Atmos. Chem. 49, 121-135.

- Duzgoren-Aydin, N.S., Li, X.D., Wong, S.C., 2004.** Lead contamination and isotope signatures in the urban environment of Hong Kong. *Environ. Intern.* 30, 209-217.
- Faus-Kessler, T., Dietl, C., Tritschler, J., Peichl, L., 1999.** Temporal and spatial trends of metal contents of Bavaria mosses *Hypnum cupressiforme*. *Sci. Total Environ.* 232, 13-25.
- Faus-Kessler, T., Dietl, C., Tritschler, J., Peichl, L., 2000.** Correlation patterns of metals in the epiphytic moss *Hypnum cupressiforme* in Bavaria. *Atmos. Environ.* 35, 427-439.
- Fernández, A.J., Carballeira, A.A., 2001a.** A comparison of indigenous mosses and topsoils for use in monitoring atmospheric heavy metal deposition in Galicia (North-West Spain). *Environ. Pollut.* 114, 431-441.
- Fernández, A.J., Carballeira, A.A., 2001b.** Evolution of contamination by different elements in terrestrial mosses. *Arch. Env. Con. Tox.*; 40, 461-468.
- Fernández, J.A., Ederra, A., Núñez, E., Martínez-Abaiagar, J., Infante, M., Heras, P., Elías, M.J., Maamdaka, V., Carballera, A.A., 2002.** Biomonitoring of metal deposition in northern Spain by moss analysis. *Sci. Total Environ.* 300, 115-127.
- Fernández, A.J., Ternero, M., Barragán, F.J., Jiménez, J.C., 2000.** An approach to characterization of sources of urban airborne particles through heavy metal speciation. *Chemosphere-Global Change Sci.* 2, 123-126.
- Fernández Espinosa, A.J., Rossini- Oliva, S., 2006.** The composition and relationships between trace element levels in inhalable atmospheric particles (PM10) and in leaves of *Nerium oleander* L. and *Lantana camara* L. *Chemosphere* 62, 1665-1672.
- Figueira, R., Sérgio, C., Sousa, A.J., 2002.** Distribution of trace metals in moss biomonitoring and assessment of contamination sources in Portugal. *Environ. Pollut.* 118, 153-163.
- Franco-Uría, A., López-Matteo, C., Roca, E., Fernández-Marcos, M.L., 2009.** Source identification of heavy metals in pastureland by multivariate analysis in NW Spain. *J. Hazard. Mater.* 165, 1008-1015.
- Franzaring, J., Högy, P., Erb, S., Frangmaier, A., 2010.** Responses of canopy and soil climate in a six year free-air CO₂ enrichment study with spring crops. *Agricultural Forestry Meteorology* 150, 354-360.
- Gerdol, R., Bragazza, L., Marchesini, R., Alber, R., Bonetti, L., Lorenzoni, G., Achilli, M., Buffoni, A., De Marco, N., Franchi, M., Pison, S., Giaquinta, S., Palmieri, F., Spezzano, P., 2000.** Monitoring of heavy metal deposition in Northern Italy by moss analysis. *Environ. Pollut.* 108, 201-208.
- Giordano, S., Adamo, P., Monaci, F., Pittao, E., Tretiach, M., Bargagli, R., 2009.** Bags with oven-dried moss for the active monitoring of airborne trace elements in urban areas. *Environ. Pollut.* 157, 2798-2805
- González-Miqueo, L., Elustondo, D., Lasheras, E., Bermejo, R., Santamaría, J.M., Heavy metal and nitrogen monitoring using moss and top soil samples in a Pyrenean Forest catchment. *Water Air Soil Pollution DOI* 10.1007/s11270-009-0256-9**
- Goodman, G.T., Roberts, T.M., 1971.** Plants and soil as indicators of metals in the air. *Nature* 231, 267-272.
- Gray, C.W., McLaren, R.G., Roberts, A.H.C., 2003.** Atmospheric accessions of heavy metals to some New Zealand pastoral soils. *Sci. Total Environ.* 305, 105-115.
- Hutton, M., Wadge, A., Milligan, P.J., 1988.** Environmental levels of cadmium and lead in the vicinity of a major refuse incinerator. *Atmos. Environ.* 22, 411-416.
- Jan, F.A., Ishaq, M., Insanullan, I., Asim, S.M., 2010.** Multivariate statistical analysis of heavy metals pollution in industrial area and its comparison with relatively less polluted area: A case study from the City of Peshawar and district Dir Lower. *J. Hazard Mater.* 176, 609-616.
- Jeffrey, R.B., Hudson, G., 2001.** A flexible methodology for the characterisation of soils: a case of the heavy metal status of a site at Dornach. *Sci. Total Environ.* 264, 153-162.
- Kozanecka, T., Chojnicki, J., Kwasowski, W., 2002.** Content of heavy metals in plant from pollution-free regions. *Pol. J. Environ. Stu.* 11, 395-399.
- Llobet, J.M., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., 2002.** Spatial distribution and temporal variation of metals in the vicinity of a municipal solid waste incinerator after a modernization of the flue gas cleaning system of the facility. *Sci. Total Environ.* 284, 205-214.
- Madrid, L., Diaz-Barrientos, E., Madrid, F., 2002.** Distribution of heavy metal contents in urban soils in parks of Seville. *Chemosphere* 49, 1301-1308.
- Meneses, M., Llobet, J.M., Granero, S., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., 1999.** Monitoring metals in the vicinity of a municipal waste incinerator: temporal variation in soil and vegetation. *Sci. Total Environ.* 226, 157-164.
- Mendiguchía, C., Moreno, C., Galindo, R.M.D., García-Vargas, M., 2004.** Using chemo metric tools to assess anthropogenic effects in river water. A case study: Guadalquivir River (Spain). *Anal. Chim. Acta* 515, 143-149.
- Monaci, F., Barbagli, R., 1997.** Barium and other trace metals as indicators of vehicle emission. *Water Air and Soil Pollution* 100, 89-98.
- Monaci, F., Moni, F., Lanciotti, E., Grechi, D., Bargagli, R., 2000.** Biomonitoring of airborne metals in urban environments: new tracers of vehicle emission, in place of lead. *Environ. Pollut.* 107, 321-327.
- Morales, M.M., Martí, P., Liopis, A., Campos, L., Sagrado, S., 1999.** An environmental study by factor analysis of surface seawater in the Gulf of Valencia (Western Mediterranean). *Anal. Chim. Acta* 394, 109-117.
- Morselli, L., Bartoli, M., Brusoni, B., Passarini, F., 2002.** Application of an integrated environmental monitoring system to an incineration plant. *Sci. Total Environ.* 289, 177-188.
- Morselli, L., Olivieri, P., Brusori, B., Passarini, F., 2003.** Soluble and insoluble fractions of heavy metals in wet and dry atmospheric depositions in Bologna, Italy. *Environ. Pollut.* 124, 457-469.
- Morselli, L., Brusori, B., Passarini, F., Bernardi, E., Francaviglia, R., Gataleta, L., Marchionni, M., Arando, R., Benedetti, A., Olivieri, P., 2004.** Heavy metals monitoring at a Mediterranean natural eco system of Central Italy. Trends in different environmental matrices. *Environ. Intern.* 30, 173-181.
- Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J., 2004.** Metal pollution of soils and vegetation in an area with petrochemical industry. *Sci. Total Environ.* 321, 59-69.
- Nadal, M., Bocio, A., Schumacher, M., Domingo, J.L., 2005.** Trends in the levels of metals in soils and vegetables samples collected near a Hazardous waste incinerator. *Arch. Environ. Contam. Toxic.* 49, 290-298.
- Nicholson, F.A., Smith, S.R., Alloway, B.J., 2003.** An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Sci. Total Environ.* 311, 205-219.
- Nriagu, J.O., 1991.** Human influence of the global cycling of trace metals. In Farmer J.G. (Ed.) *Heavy metals in the environment*, CEP Consultants Ltd, Edimburgh, Vol I,
- Olmez, I., Gulovali, M.C., Gordon, G.E., 1985.** Trace element concentrations in lichens near a coal-fired power plant. *Atmos. Environ.* 19, 1663-1666.
- Qin, Y., Oduyemi, K., 2003.** Atmospheric aerosol source identification and estimates of source contributions to air pollution in Dundee, UK. *Atmos. Environ.* 37, 1799-1809.
- Reimann, C., Halleraker, Jo.H., Kashulina, G., Bogatyrev, I., 1999.** Comparison of plant and precipitation chemistry in catchments with different levels of pollution on the Kola Peninsula, Russia. *Sci. Total Environ.* 243, 169-191.
- Reimann, C., Koller, F., Frengstand, B., Kashulina, G., Niskavaara, H., Englmaier, P., 2001.** Comparison of the elemental composition in several plant species and their substrate from 1500000-km² area in Northern Europe. *Sci Total Environ* 278, 87-112.
- Reimann, C., Arnoldussen, A., Boyd, R., Finne, T.E., Nordgulen, Ø., Volden, T., Englmaier, P., 2006.** The influence of a city on element contents of a terrestrial moss (*Hylocomium splendens*). *Sci. Total Environ.* 368, 419-432.

- Rimmer, D.L., Vizard, C.G., Pless-Mullooli, T., Singleton, I., Air, V.S., Keatinge, Z.A.F., 2006.** *Metal contamination of urban soils in the vicinity of a municipal waste incinerator: One source among many.* Sci. Total Environ. 356, 207-216.
- Rossini-Oliva, S., Fernández Espinosa, A.J., 2007.** *Monitoring of heavy metals in top soils atmospheric particles and plant leave to identify possible contamination sources.* Microchem. J. 86, 131-139.
- Rossini-Oliva, S., Mingorance, M.D., 2004.** *Study of the impact of industrial emission on the vegetation grown around Huelva (South Spain) city.* J. Atmos. Chem. 49, 291-302.
- Rossini-Oliva, S., Valdés, B., 2003.** *Capacità di accumulo di metalli in una specie mediterranea: Nerium olenader L a Palermo (Sicilia).* Inf. Bot. Ital. 35, 301-307.
- Sanets, E.V., Chuduk, V.N., 2005.** *Sulphur atmospheric deposition in area with different anthropogenic loads in Belarus.* Atmos. Res. 77, 88-99
- Schuhmacher, M., Granero, S., Bellés, M., Llobet, J.M., Domingo, J.L., 1996.** *Levels of metals in soils and vegetation in the vicinity of a municipal solid waste incinerator.* Toxicol. Environ. Chem. 56, 119-132.
- Schuhmacher, M., Meneses, M., Granero, S., Llobet, J.M., Domingo, J.L., 1997.** *Trace element pollution in soils collected near a municipal solid waste incinerator.* Bull. Environ. Contam. Toxicol. 59, 861-867.
- Shotbolt, L., Büker, P., Ashmor, M.R., 2007.** *Reconstructing temporal trends in heavy metal deposition: Assessing the value of herbarium moss samples.* Environ. Pollut. 147, 120-130.
- Stafilov, T., Šajin, R., Pan evski, Z., Boev, B., Frontasveva, M.V., Strelkova, P., 2010.** *Heavy metal contamination of topsoils around a lead and zinc smelter in the Republic of Macedonia.* J. Hazard Mater. 175, 896-914.
- Sullivan, R., Woods, I., 2000.** *Using emission factors to characterise heavy metal emission from sewage sludge incinerator in Australia.* Atmos. Environ. 34, 4571-4577.
- Sweet, C.W., Vernet, S.J., 1993.** *Sources of toxic element in urban air of Illinois.* Environ. Sci. Technol. 27, 2502-2510.
- Valerio, F., Piccardo, M.T., Lazzarotto, A., Balducci, D., Bescianini, C., 1995.** *Exposure to airborne cadmium in some Italian urban areas.* Sci. Total Environ. 172, 57-63
- Vittori Antisari, L., Ventura, F., Piana, S., Rossi Pisa, P., Vianello, G., 2008.** *Monitoring of inorganic pollutants from waste incinerator plant in rainfall groundwater and washing leaf water.* Ital. J. Agron./Riv. Agron. 3 (special issues), 135-136.
- Vittori Antisari, L., Gherardi, M., Lorito, S., Pontalti, F., Vianello, G., 2009.** *Bioindicators use for evaluation of heavy metal concentrations in urban parks.* 2nd International Conference on Landscape and Urban Horticulture June, p 113-115.
- Vogg, H., Braun, H., Metzger, M., Schneider, J., 1986.** *The specific role of cadmium and mercury in municipal solid waste incineration.* Waste Manage. Res. 4, 65-74.
- Voutsas, D., Samara, C., 1998.** *Dietary intake of trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons via vegetable grown in an industrial Greek area.* Sci. Total Environ. 218, 203-216.
- Watmough, S.A., 1999.** *Monitoring historical changes in soil and atmospheric trace metal levels by dendrochemical analysis.* Environ. Pollut. 106, 391-403.
- Yay, O.D., Alagha, O., Tuncel, G., 2008.** *Multivariate statistics to investigate metal contamination in surface soil.* J. Environ. Manage. 86, 581-594.
- Yongming, H., Peixuan, D., Junji, C., Posmentier, E.S., 2006.** *Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an Central China.* Sci. Total Environ. 355, 176-186.

Responsabili delle azioni

Parte 1 (Linea progettuale 2, azione 8)

Franco Belosi, Laurea in Fisica presso l'Università di Bologna nel 1981. Dal 1982 al 1992 responsabile del settore Ricerca&Sviluppo della società cooperativa Lavoro&Ambiente (BO), dal 2001 Primo Tecnologo presso l'Istituto di Scienze dell'Atmosfera e del Clima (ISAC) del CNR. Dal 2006 supervisore per lo studio degli impatti sulla matrice aria dei cantieri per la costruzione del MOSE a Venezia. Ha partecipato a diversi progetti nazionali ed internazionali nel campo della generazione e caratterizzazione degli aerosol sia in ambito nucleare che convenzionale. Attività di ricerca nello sviluppo di tecniche di campionamento e classificazione dimensionale degli aerosol, filtrazione e qualità dell'aria.

Franco Prodi, Laurea in Fisica presso l'Università di Bologna nel 1963. Visiting scientist presso il National Center for Atmospheric Research (NCAR) in Boulder, Colorado, 1969-70. Dal 1967 al 1987 ricercatore presso il CNR, successivamente docente ordinario di Fisica dell'Atmosfera all'Università di Ferrara. Direttore del FISBAT prima e poi dell'ISAC dal 2002 al 2008. Dal Novembre 2008 associato all'ISAC. Membro della International Commission on Cloud Physics (ICCP) per tre mandati. Attività di ricerca nella fisica delle nubi e delle precipitazioni (grandine), aerosol, radiazione, radarmeteorologia, meteorologia da satellite e nowcasting.

Parte 2 (Linea progettuale 2, azione 9)

Livia Vittori Antisari è ricercatore di pedologia presso il Dipartimento di Scienze e tecnologie agro-ambientali della Facoltà di Agraria dell'Università di Bologna. Le principali ricerche riguardano tematiche legati alla scienze del suolo da quelle riguardanti la sua formazione ed evoluzione, a quelle di carattere più ambientale sulla contaminazione e il degrado dei suoli: dal monitoraggio della concentrazione di xenobiotici organici ed inorganici nel sistema acqua-suolo-pianta in campo così come lo studio delle interazioni di nano particelle ingegnerizzate nel suolo e nelle piante in ambienti confinati. È stata responsabile scientifico di diversi progetti di ricerca finanziati da MIUR, MIPAF, CNR e ITT.

Gilmo Vianello è ordinario di pedologia presso le facoltà di Agraria e Scienze Naturali, Fisiche e Matematiche dell'Università di Bologna, dove tiene insegnamenti nell'ambito dei Corsi di laurea triennali "Scienze del territorio e dell'ambiente agroforestale", "Tecnologie agrarie", "Verde ornamentale e del paesaggio" e dei corsi di laurea magistrali in "Progettazione e gestione degli ecosistemi agrotorrali, forestali e del paesaggio", "Tecnologie agrarie" e "Geologia e territorio". Ha al suo attivo più di 200 pubblicazioni su riviste nazionali ed internazionali su tematiche riguardanti, in particolare, la formazione e l'evoluzione pedogenetica, la contaminazione ed il degrado dei suoli, l'uso del suolo, le rappresentazioni del territorio mediante sistemi cartografici, di remote sensing e GIS.







moniter

Monitoraggio degli incendi nel territorio dell'Emilia-Romagna

Le ricadute degli inceneritori sull'ambiente Il monitoraggio nei pressi dell'Impianto del Frullo di bologna

Il volume raccoglie gli esiti delle attività sperimentali relative alla qualità dell'aria in prossimità dell'inceneritore del Frullo di Granarolo dell'Emilia (BO), svolte nell'ambito del progetto Monitor.

Il monitoraggio ambientale, le analisi chimiche sul particolato atmosferico e sul sistema acqua-suolo-pianta, le misure fisiche e le analisi statistiche dei dati hanno avuto il compito di aumentare la conoscenza della qualità dell'aria nelle zone circostanti gli impianti di incenerimento. A questo scopo sono stati valutati anche aspetti meno noti del particolato atmosferico, attraverso la ricerca di inquinanti e microinquinanti non monitorati per legge nei controlli di routine.

Il progetto Monitor

Lo smaltimento dei rifiuti rappresenta una criticità delle società avanzate. La Regione Emilia-Romagna promuove un sistema integrato di gestione dei rifiuti, al fine di favorire la riduzione della produzione e della pericolosità degli stessi nonché il riutilizzo e il riciclaggio, e per incentivare l'impiego di idonee e moderne tecnologie, in modo da assicurare garanzie di elevata protezione dell'ambiente e di tutela della salute dei cittadini. Il progetto Monitor (Organizzazione di un sistema di sorveglianza ambientale e valutazione epidemiologica nelle aree circostanti gli impianti di incenerimento in Emilia-Romagna) è stato promosso dagli Assessorati Politiche per la salute e Ambiente e riqualificazione urbana della Regione Emilia-Romagna, in collaborazione con Arpa. Il progetto ha approfondito le conoscenze scientifiche sulla qualità e quantità delle sostanze emesse dagli impianti di incenerimento dei rifiuti e sul loro impatto sulla qualità dell'aria circostante; ha studiato altresì gli effetti sulla salute con indagini tossicologiche e ne ha stimato in termini epidemiologici la correlazione con l'esposizione a inceneritori.

ISBN 978-88-907370-3-9



9 788890 737039

www.monitor.it

monitor

Monitoraggio degli inceneritori nel territorio dell'Emilia-Romagna

monitor

quaderni