

**I MODELLI DI RIFERIMENTO
PER LA DIFFUSIONE IN ATMOSFERA
DEGLI INQUINANTI:
CENNI TEORICI E APPLICAZIONI PRATICHE**

Ing. Sinesi Michela

Tutor: Carlo Dacquino

| | |
|---|-----------|
| <u>PREMESSA</u> | <u>2</u> |
| <u>1. MODELLI DI QUALITA' DELL'ARIA</u> | <u>4</u> |
| 1.1 Cos'è un modello matematico..... | 4 |
| 1.2 I modelli deterministici | 5 |
| 1.3 Criteri per l'applicabilità dei modelli | 6 |
| 1.4 I modelli utilizzati | 8 |
| <u>2. GLI ALGORITMI DEI MODELLI</u> | <u>10</u> |
| 2.1 Equazione generale del trasporto e della diffusione..... | 10 |
| 2.2 La Deposizione..... | 11 |
| 2.2.1 La deposizione secca..... | 11 |
| 2.2.2 La deposizione umida..... | 12 |
| 2.3 Fenomeno di Downwash | 13 |
| 3.1 Formulazione..... | 14 |
| 3.2 Integrazioni al modello gaussiano..... | 17 |
| <u>4. I MODELLI A PUFF</u> | <u>18</u> |
| <u>5. I MODELLI DI RIFERIMENTO DELL'EPA: AERMOD E CALPUFF</u> | <u>19</u> |
| 5.1.1 AERMOD..... | 19 |
| 5.2 CALPUFF | 25 |
| <u>6 APPLICAZIONE del modello ad un caso reale</u> | <u>32</u> |
| 6.1 Input di AERMOD | 32 |
| 6.2 La simulazione | 33 |
| 6.3 Le cause della dispersione | 33 |
| 6.4 Output del modello | 34 |
| 6.4.1 I primi 20 giorni di Gennaio | 34 |
| 6.4.2 Il 10 Gennaio | 39 |
| <u>CONCLUSIONI</u> | <u>44</u> |
| <u>Bibliografia</u> | <u>46</u> |

PREMESSA

Il Decreto Legge n. 351/1999, ha attuato la direttiva quadro europea 96/62, in materia di valutazione e gestione della qualità dell'aria ambiente¹, e si pone, tra gli altri, l'obiettivo di "mantenere la qualità dell'aria ambiente laddove è buona e migliorarla negli altri casi" (art.1). Abroga una serie di decreti ministeriali attuativi della vecchia normativa, in particolare quello concernente i criteri per la raccolta dei dati inerenti la qualità dell'aria. La vera novità è rappresentata dal sistema informativo adottato; gli enti governativi territoriali² vengono autorizzati ad usufruire di diversi strumenti quali: le reti di monitoraggio, i **modelli di dispersione** e gli inventari di emissione per il controllo della qualità dell'aria.

Il decreto stabilisce una suddivisione del territorio nazionale in zone, attraverso una valutazione preliminare della qualità dell'aria.³ Le zone sono classificate in funzione del livello di inquinamento e ad ognuna di esse si affianca un sistema informativo idoneo, identificato con un monitoraggio in continuo, una campagna periodica di misura o una simulazione ad opera di modelli. Più precisamente là dove il livello di inquinamento è inferiore alla *soglia di valutazione superiore* le misure puntuali possono essere combinate con le tecniche di simulazione dei modelli e per valori al di sotto della *soglia di valutazione inferiore* è ammesso il solo uso dei modelli. I valori soglia come i valori limite sono indicati in un apposito allegato mediante recepimento di specifiche direttive comunitarie.

La 351 esprime la necessità di affiancare alle normali tecniche di rilevamento e misurazione, sia modelli meteorologici sia modelli per il calcolo della dispersione degli inquinanti. L'impossibilità, il più delle volte, di una adeguata copertura spazio-temporale da parte delle stazioni di monitoraggio, rendono le misure dei parametri ambientali insufficienti da sole a verificare il rispetto dei limiti imposti alle sorgenti esistenti o dei valori di qualità dell'aria. Diventa quindi necessaria l'adozione di strumenti aggiuntivi in grado di colmare le lacune esistenti; tali strumenti sono individuati nei modelli matematici. L'elevato dettaglio con i quali i modelli considerano le variazioni spazio-temporali delle emissioni e delle condizioni meteorologiche e la capacità di valutare l'impatto delle sorgenti emmissive e di distinguerne i contributi, li rendono utili nell'individuazione di efficaci strategie ambientali.

¹ L'*aria ambiente*, nozione impiegata in luogo di atmosfera, si tratta dell'aria esterna presente nella troposfera ad esclusione di quella presente nei luoghi di lavoro.

² Le regioni, le province o i comuni.

³ La valutazione preliminare avviene tramite monitoraggio della qualità dell'aria.

L'EPA, Agenzia Americana per la protezione dell'ambiente, consapevole dei vantaggi che oggi i modelli possono offrire, ha creato al suo interno un gruppo operativo nel campo della modellistica. Questo è responsabile non solo di individuare quali siano oggi i migliori modelli in commercio, ma anche di testarne la validità e l'efficacia, oltre che tenerli continuamente aggiornati. AERMOD, CALPUFF, CALINE, ISC3, sono alcuni dei modelli citati che ritroviamo nell'elenco che l'agenzia americana fornisce, in cui, inoltre, sono descritte le proprietà dei modelli e le applicazioni possibili. L'APAT, sezione Bonifiche delle aree contaminate, ha deciso di acquisire un software BREEZE (AIR e HAZ), contenete al suo interno i modelli più importanti, descritti nelle linee guida dell'EPA. L'intento è di avere uno strumento semplice ed efficace, utile nell'attività di controllo che l'APAT svolge in campo ambientale.

Il presente lavoro offre una panoramica sui modelli, da che cosa sono, ai campi di applicabilità, agli input necessari per farli funzionare. Inoltre sono descritti alcuni dei fenomeni più importanti della dispersione atmosferica, da cui si ottengono gli algoritmi che caratterizzano il tipo di modello.

E' il modo di descrivere la realtà che differenzia tra loro i modelli ed è di massima importanza capire quali sono i modelli più adatti per simulare una data situazione, quale la loro affidabilità e se ci sia la possibilità di implementazione e miglioramento.

I modelli studiati in dettaglio sono due: **AERMOD** un modello gaussiano in cui la concentrazione è simulata da un pennacchio continuo e **CALPUFF** un modello gaussiano più complesso, in cui la concentrazione viene calcolata come sommatoria dei contributi di singole nuvole d'inquinante. Ciascun modello viene descritto mettendo in evidenza cosa può simulare (ad esempio un'area industriale piuttosto che l'evoluzione dello strato limite atmosferico), il dominio di calcolo su cui può eseguire la simulazione, il tipo di inquinante che può osservare, quali sono i fenomeni che prende in considerazione (deposizione secca/umida, reazioni chimiche), se è un modello stazionario oppure di tipo evolutivo (utile per descrivere le emissioni discontinue).

In ultimo è mostrata l'applicazione di un modello, AERMOD, su dati meteorologici reali. La simulazione è fatta sui i primi 20 giorni del Gennaio 1996 (di cui si avevano i dati) e mostra l'evoluzione della concentrazione giornaliera di CO, nell'area prescelta. Inoltre è fornito per un singolo giorno, il 10 Gennaio, il valore di concentrazione oraria, da cui si può osservare l'influenza sulla dispersione d'inquinanti, del trasporto meccanico e turbolento. L'esercizio è stato fondamentale per prendere confidenza con lo strumento e testarne la validità.

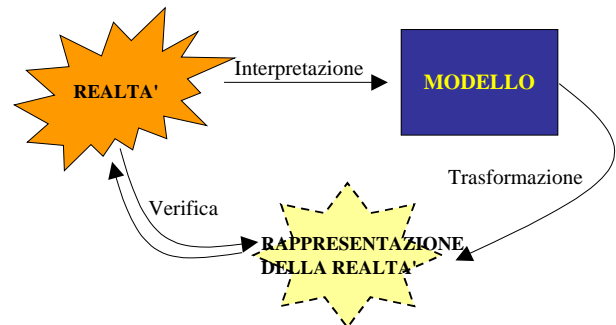
1. MODELLI DI QUALITA' DELL'ARIA

1.1 Cos'è un modello matematico

Il modello è uno strumento capace di rappresentare la realtà, utilizzato per prevedere e descrivere l'evoluzione di un fenomeno reale.

I principali requisiti che si richiedono ad un modello sono tre:

- il modello deve poter predire l'andamento di un fenomeno tenendo conto delle eventuali perturbazioni che l'hanno indotto.
- deve includere ogni conoscenza a priori.
- deve essere coerente con la teoria che presiede alla sua costruzione.



Parleremo di **modello matematico** ogni volta che

verrà utilizzato un qualsiasi oggetto matematico per formalizzare le relazioni esistenti tra le variabili che descrivono un fenomeno reale. I modelli matematici si dividono in due classi: i *modelli deterministici* e i *modelli stocastici*.

In campo dell'inquinamento atmosferico i *modelli deterministici* si basano su relazioni fisiche di tipo causa-effetto, i secondi si basano su misure pregresse in punti stabiliti e solo per quei punti è possibile prevedere il valore futuro della concentrazione di inquinanti. I *modelli stocastici* sono impiegati là dove è possibile avere a disposizione delle misure e, quindi, vengono generalmente impiegati in contesti urbani o industriali, in cui si necessita un controllo in tempo reale dei livelli di attenzione e di allarme. I modelli deterministici sono i più utilizzati; in essi, le variabili di input assumono valori fissi, ed i risultati ottenuti non tengono in considerazione eventuali fattori di incertezza (al contrario dei modelli stocastici)⁴.

⁴ A meno di non fare ricorso al metodo Montecarlo che consiste nel ripetere numerose volte il modello, variandone i parametri di input in funzione della loro distribuzione (media e varianza). Dei risultati così ottenuti si può calcolarne la distribuzione e, quindi, la relativa incertezza, misurata dalla deviazione standard.

1.2 I modelli deterministici

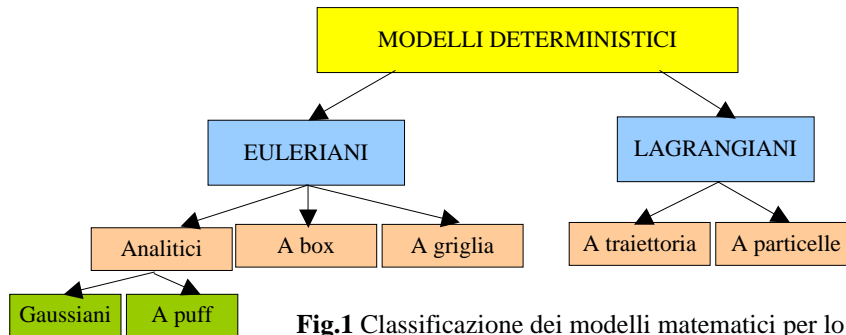


Fig.1 Classificazione dei modelli matematici per lo studio di inquinanti.

I modelli di tipo deterministico si propongono di ricostruire in maniera quantitativa fenomeni che determinano l'evoluzione spazio-temporale della concentrazione d'inquinanti in aria. Possiamo distinguere due classi di modelli deterministici, in funzione del diverso modo di osservare e descrivere le proprietà di un fluido: *modelli euleriani* e i *modelli lagrangiani*.

I modelli euleriani fanno riferimento ad un sistema di coordinate fisse; sono basati sull'integrazione dell'equazione differenziale della diffusione, ricavata dal bilancio di massa applicato ad un volumetto infinitesimo d'aria sotto determinate ipotesi (vedi **cap.2**). A seconda di come l'equazione differenziale viene risolta avremo a che fare con modelli *analitici* (a puff e gaussiani), modelli a *box* e modelli a *griglia*.

- I modelli analitici gaussiani, sono in grado di descrivere l'andamento al suolo della concentrazione sottovento dovuta ad una sorgente continua puntiforme, ipotizzando per la dispersione una legge di tipo gaussiano. Sono modelli di facile utilizzo, perché adottano una serie di semplificazioni restrittive: stazionarietà e omogeneità delle condizioni meteorologiche, velocità orizzontale del vento non nulla nella direzione del vento e mediamente nulla sul piano ortogonale ad essa, terreni piani, assenza di trasformazioni chimiche.
- I modelli a puff rappresentano un'estensione dei modelli gaussiani e permettono di ricostruire i valori di concentrazione in condizione non omogenee e non stazionarie. Il valore della concentrazione in un punto è ottenuto tramite somma dei contributi delle concentrazioni dei vari puff all'interno del dominio, ricordando che la dispersione per ogni puff segue sempre una legge di tipo gaussiano.

- I modelli a box dividono il dominio d'indagine in una o più celle in cui gli inquinanti sono considerati perfettamente mescolati⁵. Questo permette di riscrivere l'equazione del bilancio di massa in modo facilmente risolvibile e, noti alcuni parametri (concentrazione di fondo, velocità del vento, velocità di deposizione, altezza dello strato di mescolamento ecc. ecc.), calcolare immediatamente la concentrazione.
- I modelli a griglia dividono anch'essi il dominio di calcolo in celle tridimensionali all'interno delle quali, la soluzione dell'equazione di diffusione atmosferica è ottenuta tramite le tecniche alle differenze finite, restituendo per ogni punto della griglia il valore di concentrazione. All'aumentare del numero di nodi aumenta la complessità di calcolo; generalmente la dimensione orizzontale delle celle è di qualche chilometro, mentre quella verticale è funzione degli strati atmosferici che devono essere studiati (da pochi metri a centinaia di chilometri)

I modelli lagrangiani fanno riferimento ad un sistema di coordinate mobile che segue gli spostamenti delle masse d'aria di cui si vuole riprodurre il comportamento. Tra essi si possono distinguere modelli a *traiettoria* e a *particelle*.

- Nei modelli a traiettoria viene simulata l'evoluzione di una colonna d'aria che si muove sotto l'azione della componente media della velocità del vento (per ipotesi orizzontale e uniforme con la quota),
- Nei modelli a particelle si simula l'emissione degli inquinanti con la generazione di un certo numero di particelle emesse ad ogni nuovo passo temporale: il campo di concentrazione ad ogni passo è ricostruito in funzione direttamente proporzionale al numero di particelle attraversano un certo volume di spazio.

1.3 Criteri per l'applicabilità dei modelli

L'individuazione degli elementi caratteristici del problema e l'analisi dei vincoli presenti, sono due aspetti importanti per identificare il modello più idoneo e riuscire ad utilizzarlo in maniera corretta ed efficiente.

Le principali caratteristiche in grado di descrivere il problema sono:

Scala Spaziale: I modelli sono in grado di riprodurre l'andamento degli inquinanti atmosferici su differenti scale spaziali a seconda del tipo di fenomeno che si vuole analizzare. Le scale prese in considerazione si dividono in *microscala* (100 m ÷ 1 km), *scala locale* (1 km ÷ 100 km), *mesoscala*

⁵ Il completo mescolamento è ottenuto ipotizzando coefficienti di dispersione infiniti ciò si traduce nella dispersione istantanea dell'inquinante.

(100 km ÷ 1000 km), *scala regionale* (1000 km ÷ 5000 km) e *scala globale* (tutta la superficie terrestre).

Scala Temporale: Possiamo distinguere in applicazioni di breve periodo o *short-term* (per lo studio di episodi critici) e applicazioni di lungo periodo o *long-term* (per lo studio di esposizioni cumulate).

Dominio: L'importanza del tipo di area geografica nell'influenzare i fenomeni atmosferici e la dispersione d'inquinanti necessita l'identificazione del dominio su cui si intende applicare la simulazione. Vengono definiti *terreni piani*, quei domini totalmente pianeggianti oppure quei domini su cui è presente un singolo rilievo o una valle isolata, mentre si definiscono *terreni complessi* tutti gli altri domini. Si può anche parlare di *terreni urbani*, se si è interessati a calcolare la concentrazione d'inquinanti in aree urbane densamente edificate, oppure *terreni rurali* se si considera l'aperta campagna. Le discontinuità di tipo terra-mare, città-campagna, sistemi acquiferi interni, come le disomogeneità superficiali sono un altro aspetto da considerare e da definire al momento dell'impiego del modello.

Inquinante: Si distingue in *Gas*, *Aerosol* o *Particolato* e può essere *inerte* o *reattivo*. Se reattivo l'inquinante può subire reazioni in fase omogenea gassosa, reazioni in fase eterogenea, idrolisi e reazioni in fase acquosa, reazioni e processi che coinvolgono aerosol e particolato. I modelli devono quindi includere un modulo di trasformazione chimica qualora si voglia osservare il comportamento di inquinanti reattivi in atmosfera o la formazione di inquinanti secondari. Da aggiungere sono i *processi di deposizione*⁶ secca ed umida.

Meteorologia: Due sono i principali fenomeni che influenzano la distribuzione delle concentrazioni, il trasporto ad opera del *campo di vento* e la *diffusione turbolenta*. Tali fenomeni possono essere considerati omogenei e stazionari oppure avere un'evoluzione spazio-temporale. Il campo di vento dipende dall'orografia dell'area considerata e dalla presenza di particolari sistemi di circolazione, mentre la diffusione turbolenta è sia funzione del campo di moto (*turbolenza meccanica*) sia degli scambi di calore con la superficie (*turbolenza convettiva*). Si può dire quindi che la turbolenza nel suo complesso dipende dal campo di vento, dai bilanci radiativi e dalle caratteristiche geofisiche del terreno (inclinazione, rugosità superficiale, albedo). In condizioni estremamente semplificate (terreni piani, omogenei) le caratteristiche dispersive possono essere descritte sulla base di semplici parametri; in condizioni complesse la ricostruzione dei campi meteorologici richiede l'utilizzo di modelli veri e propri.

⁶ Processi di perdita di inquinante da parte dell'atmosfera a causa di fenomeni di trasferimento e assorbimento da parte del suolo (deposizione secca) o del dilavamento provocato dalla pioggia (deposizione umida).

Sorgenti emissive: Anche la tipologia delle sorgenti determina la categoria dei modelli, di solito si ha a che fare con *sorgenti puntuali singole o multiple* (camini degli impianti industriali), *sorgenti lineari* (emissioni lungo i tratti stradali), *sorgenti areali o volumetriche* (un'area industriale, fonti da riscaldamento domestico, il traffico in un quartiere urbano, zone agricole).

Regime: Si parla di *regime stazionario* se i fenomeni sono costanti nel tempo, al contrario in presenza della variabile temporale il regime si dirà *evolutivo*.

Nella gestione di un modello, al fine di verificarne la reale applicabilità, i **vincoli** da considerare sono:

- Il budget
- Le risorse di calcolo disponibili
- La disponibilità e la qualità dei dati di input (dati di emissione, dati meteorologici, dati di qualità dell'aria)
- Il grado di complessità del problema
- Il livello di dettaglio e l'accuratezza richiesta ai dati di output
- Le competenze necessarie per poter applicare il modello correttamente
- E' bene ricordare che non basta conoscere le caratteristiche di un problema per scegliere il modello più adatto, ma si deve tener conto degli obiettivi che si intendono raggiungere, del tempo richiesto per raggiungerli e dei vincoli presenti, che il più delle volte sono determinanti nell'applicare o meno un tipo di un modello.

1.4 I modelli utilizzati

Il presente lavoro prende in considerazione i modelli di riferimento dell'EPA (Environmental Protection Agency), modelli creati dall'EPA stessa o semplicemente tarati e validati come modelli da utilizzare. La scelta è nata dall'esperienza dell'agenzia americana che da anni studia l'impiego dei modelli per il controllo della qualità dell'aria e per l'elaborazione dei piani di risanamento.

All'interno dell'EPA esiste un apposita area chiamata Air Quality Modelling Group (AQMG), i cui scopi sono:

- Indirizzare le agenzie territoriali (regionali, statali) nell'uso dei modelli più appropriati, basandosi sulle disposizioni nazionali in campo di modellistica, sullo Standing Air Simulation Work Group (SASWG), su conferenze, incontri ed un sito informativo (Internet website).
- Valutare con appropriate ricerche e studi, i nuovi modelli e le nuove tecniche di simulazione e verificarne l'effettivo impiego nel rispetto della normativa regionale/statale.
- Collaborare con l'ORD (Office of Research and Development) per lo sviluppo di modelli in grado di soddisfare le esigenze emergenti in campo atmosferico.

- Condurre simulazioni, al fine di supportare decisioni politico/amministrative all'interno dell'OAQPS (Office of Air Quality and Planning and Standards).
- Disporre, tramite un accordo con la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), di esperti in campo meteorologico e di un supporto analitico nell'uso dei modelli di dispersione, al fine di analizzare e approvare i nuovi modelli e/o aggiornare quelli esistenti.

L'EPA, tramite AQMG, pubblica periodicamente linee guida sui modelli di qualità dell'aria, in cui vengono elencati i modelli disponibili in grado di soddisfare i requisiti previsti della normativa in campo atmosferico (Clean Air Act). Sono riportati i nuovi e i vecchi modelli, i punti deboli ed i possibili miglioramenti, le loro principali caratteristiche, nonché gli sviluppi futuri.

L'affidabilità dei modelli inseriti nell'elenco dell'EPA è stato un fattore di scelta nell'acquisizione del BREEZE AIR e BREEZE HAZ, entrambi software in grado di gestire molteplici modelli di dispersione suggeriti dall'EPA.

BREEZE HAZ simula la dispersione di sostanze tossiche e pericolose a causa di sversamenti o emissioni accidentali o, comunque, non continue. I modelli di dispersione inseriti sono:

- AFTOX
- DEGADIS
- SLAB
- INPUFF

BREEZE AIR simula le emissioni di inquinanti atmosferici dei vari tipi di sorgenti su diversi domini territoriali. I modelli di dispersione inseriti sono:

- ISCST3
- ISCST3 PRIME
- AERMOD
- AERMOD PRIME
- CALPUFF
- ROADS (che include CAL3QHC, CAL3QHCR, CALINE, MOBILES)

In questo lavoro si terranno in considerazione solo alcuni tra questi modelli, in particolar modo si analizzerà il funzionamento di AERMOD PRIME e CALPUFF, due modelli di tipo euleriano, di cui uno analitico a pennacchio e l'altro analitico a puff. Si tratta di due modelli consigliati dall'EPA per un utilizzo su scala locale (fino a 50-100km), il primo (AERMOD) di tipo stazionario, il secondo (CALPUFF) di tipo non stazionario.

2. GLI ALGORITMI DEI MODELLI

I modelli deterministici descrivono il comportamento dei fenomeni di un sistema reale, tramite algoritmi in grado di schematizzare il sistema in oggetto. Sono di seguito illustrati i fenomeni più importanti in campo atmosferico, su cui vengono costruiti gli algoritmi dei modelli.

2.1 Equazione generale del trasporto e della diffusione

L'equazione ottenuta mediante il *bilancio di massa*, su un volumetto infinitesimo ($dx dy dz$), durante l'intervallo temporale dt nella sua forma completa risulta:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\nabla(vC) + \nabla \cdot (K \cdot \nabla C) + \nabla \cdot (D \cdot \nabla C) - R + S \quad (2.1)$$

Indicando con:

- C = concentrazione d'inquinante al recettore [g/m^3]
- v = vettore della velocità del vento all'altezza di riferimento [m/s]
- D = coefficienti di diffusività molecolare [m^2/s]
- K = tensore di diffusività turbolenta [m^2/s]
- R = fattore di rimozione [$g/(m^3 \cdot s)$]
- S = fattore sorgente [$g/(m^3 \cdot s)$]

Il tensore della diffusività turbolenta K, viene assunto diagonale ($K_{ii} \neq 0$, $K_{ij} = 0$ con $i \neq j$)

Il fattore di rimozione R tiene conto sia della componente di rimozione chimica in atmosfera, sia della componente di rimozione dovuta al fenomeno della deposizione.

Nella pratica vengono effettuate delle ipotesi semplificative in modo da poter integrare l'equazione (2.1) ed ottenere soluzioni al problema:

- Diffusione molecolare trascurabile rispetto alla turbolenza
- Componente verticale della velocità del vento trascurabile ($\bar{w} = 0$). Tale ipotesi non è ammissibile nel caso di brezza marina o in presenza di morfologie complesse
- Coefficienti di diffusività turbolenta orizzontale K_{xx} e K_{yy} indipendenti da x ed y, mentre K_{zz} dipende dalla coordinata verticale z. In alcune applicazioni K_{xx} e K_{yy} vengono trascurati.
- Termine di rimozione legato alla chimica dell'atmosfera, trascurabile se l'inquinante è inerte o poco reattivo.

Assumendo queste ipotesi la (2.1) si semplifica come segue:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \underbrace{\bar{u} \frac{\partial C}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial C}{\partial y}}_{\text{Trasporto}} = \underbrace{K_{xx} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K_{yy} \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \left(\frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial C}{\partial z} \right) \right)}_{\text{Diffusione}} + s(x, y, z, t) \quad (2.2)$$

La dispersione degli inquinanti in atmosfera, a meno dei contributi esterni⁷, è dovuta quindi principalmente a due processi: il trasporto ad opera del campo di vento e la diffusione turbolenta funzione del tipo di atmosfera.

I modelli analitici risolvono l'equazione (2.2) per via analitica, i modelli a griglia lo fanno tramite tecniche di calcolo numerico.

2.2 La Deposizione

Con il termine deposizione si indicano tutti quei processi per cui gli inquinanti sono trasferiti dall'atmosfera alla superficie terrestre, in funzione del tipo di terreno recettore, delle condizioni meteorologiche, dell'inquinante considerato ed del suo valore di concentrazione in atmosfera. I fenomeni di deposizione si dividono in *deposizione secca* ed *umida*, la seconda associata ad eventi di precipitazione.

2.2.1 La deposizione secca

La *deposizione secca* è un fenomeno continuo descritto mediante la velocità di deposizione definita come:

$$v_d = \frac{F}{c(z)} \quad (2.3)$$

dove:

v_d = velocità di deposizione [m/s]

F = flusso di inquinanti rimosso per unità di superficie [g/(m²?s)]

$c(z)$ = concentrazione di inquinante in prossimità del suolo [g/m³]

Due sono le fasi in cui avviene la deposizione secca, la prima rappresenta il trasferimento degli inquinanti ad una superficie e la seconda è la ritenzione degli inquinanti su tale superficie.

Il trasferimento viene condizionato da differenti fattori:

- gli *effetti aerodinamici*: Sono responsabili del trasporto in prossimità della superficie ad opera di moti turbolenti; dipendono dalla velocità del vento, dalla instabilità atmosferica, dalle caratteristiche dell'inquinante e dal tipo di terreno.
- gli *effetti foretici*: Termoforesi - La particella si muove, in presenza di gradiente termico, verso la zona a temperatura minore. Diffusoforesi - La particella è influenzata dal gradiente

⁷ Con il termine di contributi esterni si indicano rispettivamente gli apporti dovuti ad una sorgente (S) ed il fattore rimozione (R).

di concentrazione. Elettroforesi – I campi elettrici del mezzo o della particella ne condizionano il moto.

- gli *effetti regolati dalla teoria dello strato quasi laminare*: Nelle vicinanze della superficie non sono più i moti turbolenti a governare l'andamento degli inquinanti. Avremo a che fare con i moti molecolari legati alle forze viscosi, per i gas, e con i moti browniani, se le dimensioni sono $<0,1\mu\text{m}$, o con le forze d'inerzia per diametri superiori, per le particelle.

La ritenzione degli inquinanti ad opera di una superficie dipende, per i gas, fondamentalmente dalle proprietà chimico-biologiche della superficie stessa; questa assorbe, discioglie o coinvolge gli inquinanti in reazioni chimiche a seconda dei casi. Il particolato invece può subire fenomeni di risospensione e rideposizione, questo dipende sia dal tipo di terreno, dal tipo di inquinante e dalla velocità del vento.

Associata alla velocità di deposizione, troviamo la resistenza alla deposizione espressa come:

$$r_d = \frac{1}{v_d} \quad (2.4)$$

dove:

r_d = resistenza alla deposizione [s/m].

Questa può essere espressa come somma di differenti resistenze⁸ che partecipano al fenomeno:

$$r_d = r_a + r_b + r_s = r_{aria} + r_s \quad (2.5)$$

r_d = resistenza totale

r_a = resistenza al trasporto turbolento

r_b = resistenza al trasporto attraverso lo strato quasi-laminare

r_s = resistenza alla ritenzione da parte della superficie

r_{aria} = resistenza totale al trasporto attraverso il mezzo atmosferico

2.2.2 La deposizione umida

La *deposizione umida* comprende tutti i processi per mezzo dei quali gli inquinanti atmosferici sono trasportati al suolo, attraverso varie forme di precipitazione (pioggia, neve, nebbia). Avremo a che fare con due processi principali: il *rainout*, nel quale l'inquinante all'interno delle nubi diventa il nucleo di condensazione delle gocce d'acqua ed il *washout*, in cui l'inquinante al di sotto delle nubi, urtando le gocce d'acqua viene trascinato al suolo; in entrambi i casi, l'interazione acqua-inquinante caratterizza il processo. Nel processo di washout la dimensione delle gocce d'acqua, il PH delle piogge ed il tipo di specie inquinante sono alcuni degli aspetti da valutare. Se si considera il caso

⁸ resistenze poste in serie

(aerosol o gas altamente solubili) per cui il dilavamento di inquinanti per impatto è un fenomeno irreversibile, la legge che descrive la diminuzione nel tempo degli inquinanti è di tipo esponenziale:

$$Q(t + dt) = Q(t)e^{-l_w dt} \quad (2.6)$$

dove :

$Q(t)$ = la quantità di inquinante all'istante t

l_w = il coefficiente di washout.

Il coefficiente l_w è funzione dell'intensità di pioggia $P(t)$ [espressa in (mm/h)] ed assume il valore di:

$$l_w = l_{wo}P(t)^a \quad (2.7)$$

l_{wo} = costante che dipende dal tipo di inquinante

a = esponente, assume generalmente un valore tra (0,75÷1)

2.3 Fenomeno di Downwash

La presenza di edifici nelle vicinanze di una sorgente, può influenzare la dispersione della massa d'inquinante emessa. La scia degli edifici all'interno di un campo di vento, genera un aumento nella turbolenza meccanica e quindi di un aumento della turbolenza totale (Figura 2). Nella stessa figura si può osservare un'area, detta *cavità*, nella parte sottovento dell'edificio, in cui si ipotizza che i flussi, a causa dell'elevata turbolenza, siano completamente mescolati. Gli algoritmi non sono in grado di predire la concentrazione di inquinante nella cavità, per cui il calcolo viene eseguito a distanze tali da non risentire dell'influenza di questa.

Gli algoritmi che descrivono i fenomeni di downwash, si attivano solo se la sorgente ricade in un'area ben definita in vicinanza dell'edificio, sia sopravento che sottovento a questo. Inoltre per determinare se effettivamente la presenza degli edifici influisca sul pennacchio sono utilizzate le linee guida fornite dall'EPA (1985): Guideline for Determination of Good Engineering Practice Stack Height (GEP)

In queste condizioni, se il camino è sopravento o all'interno della zona di "cavity", le linee di flusso sono fortemente distorte, con conseguente risalita del pennacchio e cattura di parte dello stesso all'interno della "cavity", dove si crea un forte ricircolo che omogeneizza le concentrazioni sulla verticale.

Si possono individuare tre tipi di concentrazione:

- C_N = concentrazione "near wake" dovuta alla diluizione causata dalla turbolenza all'interno della "cavity"; è costante sulla verticale e funzione della porzione di pennacchio catturato dalla "cavity"

- C_F = concentrazione dovuta alla parte del pennacchio catturato, considerato come una sorgente di volume
- C_P = concentrazione dovuta alla parte del pennacchio non catturata, calcolata come in assenza di downwash

Il calcolo della concentrazione a terra, sottovento all'edificio, viene quindi effettuato in funzione della distanza dall'edificio secondo le seguenti modalità:

- $C = C_N$ → per $L \leq x \leq L + 0.85 * L_R$
- $C = \lambda * C_N + (1 - \lambda) * C_F$ → per $L + 0.85 * L_R \leq x \leq L + L_R$
- $C = C_P + \lambda * C_N + (1 - \lambda) * C_F$ → per $L + L_R \leq x \leq L + 1.15 * L_R$
- $C = C_P + C_F$ → per $x \geq L + 1.15 * L_R$

in cui λ decresce linearmente da 1 per $x = L + 0.85 * L_R$ a 0 per $x = L + 1.15 * L_R$

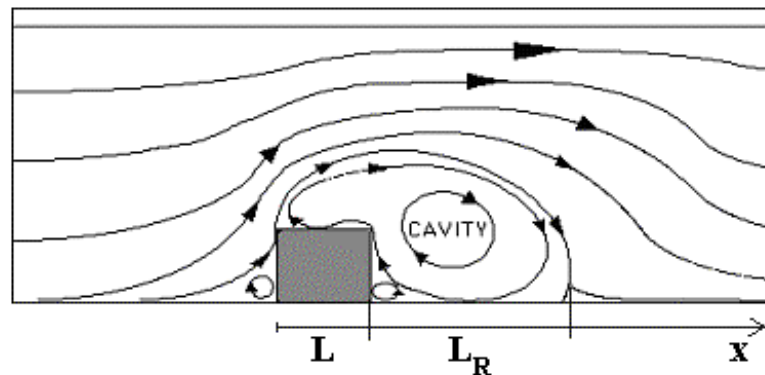


Fig.2 E' rappresentato l'andamento delle linee di flusso, modificate dalla presenza di un edificio. Inoltre è raffigurata la cavità, zona altamente turbolenta dove l'inquinante tende ad accumularsi.

3. I MODELLI GAUSSIANI

3.1 Formulazione

Il modello gaussiano appartiene alla famiglia dei modelli analitici, così chiamati perché basati sull'integrazione in condizioni semplificate dell'equazione generale del trasporto e della diffusione (vedi (2.1)). A partire dalla (2.2) ed ipotizzando ancora:

- Fenomeno stazionario ? $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$
- Dominio omogeneo e caratterizzato dalla presenza di *terreno piano*
- Caratteristiche meteorologiche costanti nel tempo e nello spazio e velocità del vento agente solo nella direzione x ? $\bar{u} \neq 0$ e $\bar{u} = \text{cost}$
- Il trasporto di inquinante dovuto alla turbolenza, nella direzione x, sia trascurabile rispetto al trasporto dovuto al vento ? $K_{xx} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \ll \bar{u} \frac{\partial C}{\partial x}$
- Il coefficiente K_{zz} costante in z (K_{yy} lo avevamo già ipotizzato costante in y)
- Il termine sorgente indipendente dal tempo ed il valore di emissione, Q, presente in (0,0,0) nullo per tutti gli altri punti del dominio

L'equazione del bilancio di massa di un inquinante diviene:

$$\bar{u} \frac{\partial C}{\partial x} = K_{yy} \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + K_{zz} \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} + s(x, y, z) \quad (3.1)$$

Avendo ipotizzato le diffusività turbolente (K_{yy}, K_{zz}) e la velocità media (\bar{u}) costanti nello spazio l'equazione della diffusione è risolvibile analiticamente e l'espressione che si ricava è simile alla distribuzione gaussiana.

Caso di emissione stazionaria, per una sorgente puntiforme in un flusso turbolento omogeneo e stazionario.

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z\bar{u}} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2}\right)\right] + C_f \quad (3.2)$$

Fissato lo scenario in termini di σ_y, σ_z e \bar{u} , la funzione $C(x,y,z)$ dipende linearmente dalle emissioni Q.

$$\sigma_y^2 = \frac{2K_{yy}x}{\bar{u}} \quad (3.3)$$

$$\sigma_z^2 = \frac{2K_{zz}x}{\bar{u}}$$

C_f è la concentrazione di fondo, ovvero l'inquinante presente in atmosfera prima dell'emissione considerata. Le σ_y, σ_z sono i parametri di dispersione, funzione delle condizioni atmosferiche (classi di stabilità) e dalla distanza dalla sorgente (x). I modelli gaussiani possono essere utilizzati a partire

da una certa distanza e non in prossimità della sorgente⁹, inoltre non è possibile applicarli in condizioni di calma di vento¹⁰; per entrambi i casi l'equazione non ammette soluzione.

Considerando ora il caso di sorgente puntiforme elevata $Q(0,0,z_s)$ e che il suolo sia perfettamente riflettente nei confronti delle particelle di inquinante, la (3.2) assume la seguente forma:

$$C(x, y, z, t) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z\bar{u}} \exp\left(-\frac{1}{2} \frac{y^2}{\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{1}{2} \frac{(z-z_s)^2}{\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{1}{2} \frac{(z+z_s)^2}{\sigma_z^2}\right) \right] + C_f \quad (3.4)$$

La concentrazione in un punto qualsiasi risulta il contributo di due termini: quello della sorgente e quello dovuto alla riflessione del terreno, che può essere immaginato come proveniente da una sorgente virtuale posta nel punto $(0,0,-z_s)$.

In Figura 3 è rappresentato il tipico andamento a pennacchio dei modelli gaussiani.

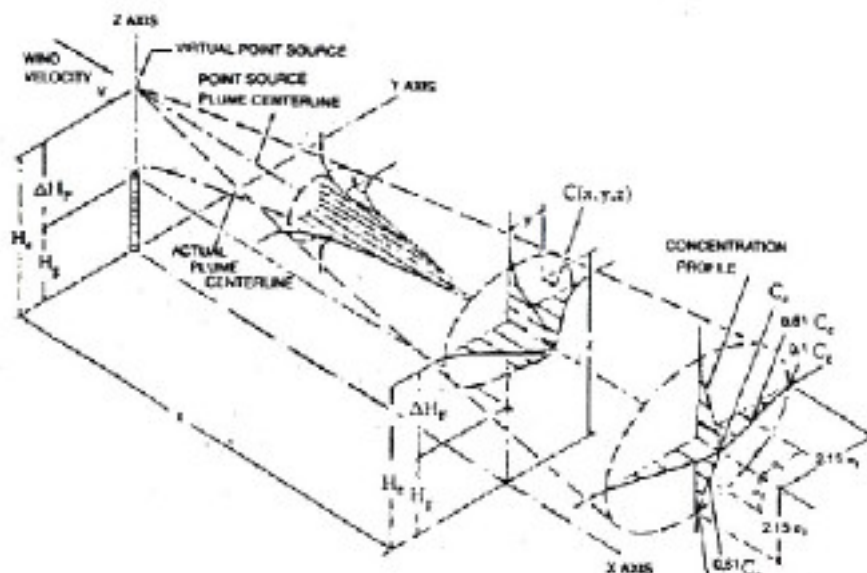


Fig.3 Schematizzazione dell'andamento della concentrazione per un modello gaussiano

Nei modelli gaussiani si assume un sistema di riferimento in cui l'asse x è sempre orientato lungo la direzione media di trasporto del vento.

⁹ In corrispondenza della sorgente ($x=0$) i σ_y e σ_z risultano nulli, rendendo indeterminato il valore di concentrazione (vedi 3.2).

¹⁰ In condizioni di calma di vento ($u=0$), ancora una volta il valore di concentrazione risulta indeterminato (vedi 3.2).

3.2 Integrazioni al modello gaussiano

Rispetto alle ipotesi fatte, si possono ad ogni modo simulare situazioni più complesse:

- Eventuali inversioni di quota o condizioni di calma di vento
- Differenti tipologie di sorgenti: areali, volumetriche, lineari.
- Effetti scia (downwash) dovuti al camino od ad altri edifici, in grado di intrappolare il pennacchio
- Trasformazioni chimiche
- Fenomeni di deposizione
- Discontinuità superficiali (come la presenza di siti costieri)
- Applicazioni su terreni complessi e terreni urbani

Questo grazie a revisioni del modello iniziale, a cui vengono aggiunti algoritmi appositamente creati.

4. I MODELLI A PUFF

I modelli a puff (fig. 4) permettono di riprodurre l'andamento di un inquinante in *condizioni non omogenee e non stazionarie*. L'emissione viene discretizzata in una serie di singoli puff. Ognuna di queste unità viene trasportata all'interno del dominio di calcolo per un certo intervallo temporale ad opera del campo di vento presente in corrispondenza del baricentro del puff ad un certo determinato istante. La diffusione turbolenta viene simulata supponendo che l'inquinante si distribuisca all'interno di ogni singola unità con legge gaussiana (legge che varia nello spazio e nel tempo). I coefficienti di dispersione nelle tre direzioni sono funzione, come nel caso gaussiano, delle distanze e delle caratteristiche dispersive dell'atmosfera. La concentrazione ad un certo istante t è la somma del contributo di ogni singolo puff. Considerando un solo puff, con baricentro in (x_p, y_p, z_p) la concentrazione in un punto qualsiasi del dominio sarà:

$$C(x, y, z) = \frac{M}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{(x - x_p)^2}{2\sigma_x^2} - \frac{(y - y_p)^2}{2\sigma_y^2} - \frac{(z - z_p)^2}{2\sigma_z^2} \right] \quad (4.1)$$

I vantaggi dei modelli a puff si possono così riassumere:

Si possono simulare condizioni di *calma di vento*.

Sono applicabili al caso di terreni ad *orografia complessa*. Poiché il calcolo della concentrazione avviene tramite conoscenza del campo di vento tridimensionale, ottenuto in base alle caratteristiche orografiche oltre che alle misure disponibili.

Vengono impiegati in quei casi in cui si vogliono studiare *condizioni meteorologiche ed emissive evolutive*.

Viceversa, rispetto ai modelli gaussiani, i modelli a puff necessitano di un numero maggiore di misure, in particolare di valori accurati del vento al suolo e lungo il profilo verticale, per poter ricostruire la struttura tridimensionale del campo di vento e della turbolenza.

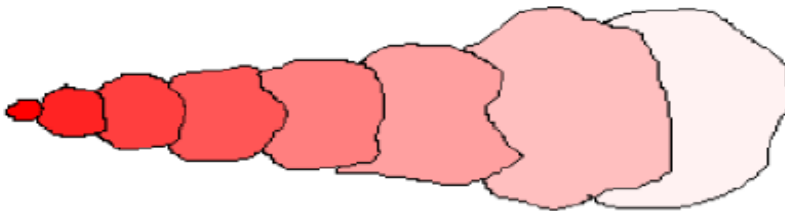


Fig. 4. Scomposizione del pennacchio in puff

5. I MODELLI DI RIFERIMENTO DELL'EPA: AERMOD E CALPUFF

5.1.1 AERMOD

Tipo di Modello: Aermod è un modello stazionario a pennacchio di tipo gaussiano, particolarmente idoneo per *simulare la dispersione di inquinanti nello Strato Limite Atmosferico*.

Le caratteristiche:

Scala Spaziale: fino a 50 km

Scala Temporale: short e long term

Dominio: qualsiasi tipo (da terreni semplici a complessi). Le sorgenti possono trovarsi sia su terreni urbani che rurali ed i recettori sia su terreni semplici o complessi.

Inquinante: Inquinanti primari e rilascio di sostanze tossiche e pericolose. Trasformazioni chimiche elementari. Sono presenti i processi di deposizione secca ed umida.

Sorgenti emissive: qualsiasi tipo (puntuale, lineare, areale e volumetrica)

Regime: stazionario

Preprocessori impiegati: AERMET fornisce dati meteorologici ed AERMAP fornisce dati sulle quote del terreno e sulla posizione dei recettori; questi dati sono di input per AERMOD.

Le applicazioni:

- Sorgenti puntuali, volumetriche ed areali
- Calcolo delle concentrazioni in prossimità della superficie e a quote elevate
- Terreni semplici e complessi
- Trasporto di sostanze su domini per cui l'assunzione di stato stazionario sia appropriata (fino a 50 km)
- Rappresentazione in continuo delle emissioni di sostanze tossiche
- Medie temporali da un'ora ad un anno

I vantaggi

- Minimizza i dati meteorologici in ingresso
- Semplifica le interazioni con il terreno
- Permette la simulazione sia su terreni semplici che complessi
- Simula più sorgenti emissive
- Tramite AERMET è in grado di costruire i profili verticali delle variabili meteorologiche (velocità e direzione del vento, temperatura e suo gradiente, turbolenza), attraverso dati misurati o relazioni empiriche; inoltre è in grado di simulare l'andamento dello Strato Limite Atmosferico (SLA) attraverso i contributi dovuti all'irraggiamento solare e agli scambi termici suolo-aria.

- Tiene conto del dominio urbano e dei suoi effetti sull'atmosfera stabile notturna.

Particolarità:

- Il modello utilizza dati meteorologici orari per stimare le concentrazioni d'inquinanti (dati forniti da AERMET), restituendo medie da un'ora ad un anno
- Utilizza il concetto di *streamline* (linea di flusso intermedia), l'altezza al di sopra della quale il pennacchio segue il terreno, mentre al di sotto rimane su un piano orizzontale (aggirando o impattando contro un ostacolo, a seconda dei casi) che divide il pennacchio in due parti sulla verticale; al di sotto il pennacchio contribuisce alle concentrazioni secondo le equazioni valide per terreni piani, al di sopra per il calcolo delle concentrazioni si tiene conto dell'andamento delle quote stabilito da AERMAP
- A differenza di ISC non bisogna differenziare il dominio in semplice, complesso o intermedio, ma si considera unicamente la posizione della massa d'inquinante rispetto alla linea di flusso intermedia (Snyder,1985)
- La dispersione verticale in caso di atmosfera instabile è simulata da AERMOD, attraverso l'uso di una funzione densità di probabilità bi-gaussiana

Alle ultime versioni di AERMOD è associato il modulo **Prime**. Quest'ultimo è l'aggiornamento dell'algoritmo utilizzato per simulare i fenomeni turbolenti legati all'*effetto downwash*, secondo quanto descritto nel § 2.3

- **Prime** modifica, sia la risalita del pennacchio, sia i parametri di dispersione.
- L'algoritmo può essere applicato anche agli altri modelli Gaussiani

Descrizione del Modello:

1. **Relazione tra sorgente e recettore:**

- AERMOD applica le specifiche fornite dall'utilizzatore su sorgenti e recettori. L'altezza delle sorgenti o dei recettori è data o determinata dal processore AERMAP; i recettori possono essere poi collocati a svariate altezze specificate dall'utilizzatore.
- Per ogni recettore il modello simula l'andamento della concentrazione dovuto ad una sorgente inquinante, definendo appositamente una superficie rappresentativa del dominio in prossimità del recettore.

2. **Andamento del pennacchio:**

- AERMOD utilizza il modello gaussiano semplice solo in caso di stabilità atmosferica e terreno piatto, in caso contrario cambiano la funzione densità di probabilità del pennacchio (da gaussiana a bi-gaussiana), per tener conto della mancanza di simmetria nelle velocità

verticali turbolente in uno strato convettivo (condizioni instabili) e/o il modo di calcolare la concentrazione in caso di terreni complessi (combinazione lineare tra i casi di terreni perfettamente piatti e terreni perfettamente complessi¹¹).

- Atmosfera Turbolenta (Convective boundary layer: CBL): Il trasporto e la dispersione sono simulati attraverso tre tipi di pennacchi; il pennacchio diretto, indiretto e penetrato.

Il *pennacchio diretto* rappresenta la concentrazione all'interno dello strato di mescolamento (z_i), il pennacchio diretto è detto anche sorgente reale. L'altezza raggiunta dal pennacchio sarà legata ai flussi di galleggiamento e di momento (F_b, F_m), alla velocità calcolata alla quota raggiunta dal pennacchio stesso u_p (si procederà nel calcolo per via iterativa) e alla distanza sottovento (x).

Il *pennacchio indiretto* tiene conto della quantità di inquinante che venutosi a trovare ai margini dello strato limite atmosferico a causa dei fenomeni di galleggiamento, può essere trasportato nuovamente all'interno dello strato di mescolamento per mezzo dei flussi discendenti (downdrafts). L'altezza, propria di questo pennacchio, è dipendente da z_i , da F_b , da u_p , da x e dalle dimensioni della sezione trasversale del pennacchio ($r_y r_z$).

Il *pennacchio penetrato* rappresenta la parte di inquinante che sfuggita dallo strato di mescolamento verso quote più alte e stabili (oltre lo strato d'inversione) può successivamente rientrare a causa della variazioni temporali della z_i . Anche a questo pennacchio è associata una specifica altezza, mentre l'atmosfera che lo caratterizza è stabile e quindi stratificata; z_i , u_p , F_b , N (frequenza di Brunt-Vaisala), h_s (quota camino) sono ora i parametri importanti, mentre si riduce la dipendenza dalla distanza sottovento.

- Atmosfera Stabile (Stable Boundary Layer: SBL): Si considera un solo pennacchio, che raggiunge un'altezza dipendente da F_b , F_m , x , u_p ed N , se $x < x_f$ ¹²; solo da: F_b , u_p ed N se $x > x_f$.
- Sono simulati gli effetti della risalita dei fumi all'uscita del camino e gli effetti turbolenti presenti in prossimità della bocca del camino
- I fenomeni di downwash sono considerati tramite l'utilizzo del modulo Prime.
- Per terreni complessi è utilizzato il concetto della linea di flusso intermedia (*streamline*) o altezza critica (H_c). La frazione di pennacchio che si trova al di sotto di H_c tenderà a comportarsi come nel caso dei terreni piatti, mentre quella che si trova al di sopra di H_c tenderà a risalire il terreno. La concentrazione al recettore è ottenuta come media ponderale¹³

¹¹ Un terreno si può definire perfettamente complesso se tutto il pennacchio è al di sopra della streamline.

¹² Distanza di stabilizzazione della risalita del pennacchio

¹³ I pesi sono rispettivamente funzione della porzione del pennacchio sotto la linea di flusso intermedia e di quella sopra.

dei valori compresi tra i due casi limite: tutto il pennacchio ignora la complessità del terreno, tutto il pennacchio segue il terreno. Per tener conto degli effetti legati al tipo di dominio, viene modificata la geometria della superficie tra sorgente e recettore tramite elaborazione una nuova superficie detta *effettiva* (AERMAP), questo viene fatto per ogni singolo recettore. Da tale superficie è poi possibile ricavare il valore di H_c .

3. **Vento orizzontale:**

- I Profili verticali di vento sono calcolati per ogni ora e si basano *su valori misurati o simulati*.
- I valori della velocità del vento al di sopra dello strato di mescolamento sono stimati costanti sull'intero dominio.
- Gli effetti sulla dispersione di inquinanti e quindi sul calcolo della concentrazione, a causa delle variazioni verticali del vento orizzontale, sono considerate utilizzando un valore della velocità del vento mediato sull'altezza del pennacchio; più precisamente la media viene eseguita sulla porzione di atmosfera compresa tra il centro di massa del pennacchio e l'altezza del recettore.

4. **Vento Verticale:**

- In atmosfera turbolenta una funzione bi-gaussiana rappresenta gli andamenti verticali.
- La media della velocità verticale del vento è sempre uguale a zero, sia in condizioni Stabili che Turbolente.

5. **Coefficiente di dispersione orizzontale:**

- E' un coefficiente di tipo gaussiano e rappresenta la turbolenza orizzontale; sono inclusi i fenomeni di galleggiamento ed il fenomeno di downwash in condizioni stabili e convettive, solo per il pennacchio di tipo diretto.
- Profili verticali della turbolenza laterale sono elaborati in base *alle misure o alle simulazioni*, considerando sia la turbolenza meccanica, sia quella convettiva. Il valore della turbolenza effettiva è ricavato tramite calcolo del valore medio sulla porzione di verticale compresa tra l'altezza della sorgente e del recettore (come per il vento orizzontale). In base a tale turbolenza è possibile ricavare la dispersione orizzontale. Il caso di atmosfera instabile vede il calcolo di tre coefficienti di dispersione orizzontale, uno per ciascun tipo di pennacchio.
- Un nuovo valore del coefficiente è stimato nel caso di ambiente urbano, in cui si tiene conto degli effetti turbolenti dovuti ad una temperatura dell'aria più alta.

6. **Coefficiente di dispersione verticale:**

- In atmosfera stabile il coefficiente è di tipo gaussiano. Rappresenta la turbolenza verticale.

- In atmosfera turbolenta il coefficiente è di tipo bi-gaussiano. Rappresenta la turbolenza verticale.
- Profili verticali di turbolenza sono ricavati da *misure o simulazioni*, è considerata sia la turbolenza meccanica, sia quella convettiva. La turbolenza effettiva è ricavata sempre nell'intervallo verticale tra sorgente e recettore, questa è poi usata per calcolare il coefficiente di dispersione. Il caso di atmosfera instabile vede il calcolo di tre coefficienti di dispersione verticale, uno per ciascun tipo di pennacchio. Il pennacchio Diretto ed Indiretto possiedono sia la componente legata ai flussi ascendenti, sia quella legata ai flussi discendenti, mentre il pennacchio Penetrato si comporta come un pennacchio in atmosfera stabile, da cui riprende le formule. E' da notare che il modello, per determinare il coefficiente di dispersione verticale, lo ripartisce in due contributi; uno legato all'influenza della superficie terrestre per il cui calcolo compaiono parametri come la scala Lagrangiana (L), l'altezza di mescolamento (z_i), la velocità media del vento (\underline{u}) o la velocità di frizione (u_*) ed uno indipendente dalla superficie in cui è la turbolenza verticale (\underline{s}_{wT}) ad essere usata. Solo il pennacchio Penetrato per sua definizione non ammette una componente superficiale, in quanto totalmente indipendente dal terreno.
- Un nuovo valore del coefficiente è stimato nel caso di ambiente urbano, in cui si tiene conto degli effetti turbolenti dovuti ad una temperatura ambientale più alta.

7. Trasformazioni chimiche:

- AERMOD utilizza degli algoritmi piuttosto semplici, in cui il decadimento delle sostanze è di tipo esponenziale.

8. I fenomeni di deposizione:

- Nell'ultima revisione di AERMOD sono stati inseriti i fenomeni di deposizione, gli algoritmi sono gli stessi di ISCST

9. Il valore della concentrazione:

- Il calcolo della concentrazione si ottiene valutando l'influenza del terreno sul pennacchio.

$$C_T \{x_r, y_r, z_r\} = f \cdot C_{c,s} \{x_r, y_r, z_r\} + (1 - f) \cdot C_{c,s} \{x_r, y_r, z_p\}$$

Il parametro f tiene conto della complessità del dominio, per cui una parte del pennacchio seguirà il terreno ed un'altra impatterà contro questo, mediante la relazione $f=0,5(1+F_p)$, in cui F_p è la porzione di pennacchio al di sotto dell'altezza critica.

- Il valore di concentrazione totale al recettore dipende, in condizioni instabili, da tre tipi di pennacchi ($C_T=C_d+ C_r+C_i$), i cui valori, si differenziano per l'altezza raggiunta dal pennacchio e per i parametri di dispersione.

- Il pennacchio in condizioni stabili è simulato semplicemente attraverso una distribuzione di tipo gaussiano. A differenza delle condizioni instabili, può accadere che il pennacchio non sia più rappresentabile come un'emissione continua, ma risulti assumere un aspetto incoerente. Viene definito un coefficiente di dispersione casuale che tiene conto dei vortici non diffusivi a bassa frequenza, responsabili della frammentazione del pennacchio. I vortici sono la conseguenza del cambiamento di direzione del vento durante il periodo stabile, il quale crea una dispersione laterale del pennacchio. Il modello interpola semplicemente tra i due casi estremi: pennacchio coerente e pennacchio incoerente, la funzione di distribuzione (F_y) così trovata è usata poi nel calcolo della concentrazione.
- Nel caso di simulazione notturna in ambiente urbano, essendo l'atmosfera più instabile i vortici a bassa frequenza perdono di importanza. La concentrazione è ancora calcolata tramite formula dello strato stabile, ma cambiano i coefficienti di dispersione e l'altezza dello strato di mescolamento. La temperatura ambientale più alta genera un flusso di calore insolito per la condizione notturna, l'incremento di turbolenza è responsabile di una maggiore dispersione del pennacchio.

5.2 CALPUFF

Tipo di modello: E' un modello non stazionario, multi strato e multi specie. La diffusione degli inquinanti è simulata attraverso una serie continua di puff in cui la distribuzione degli inquinanti è di tipo gaussiano.

Le caratteristiche

Scala Spaziale: da pochi metri a centinaia di chilometri

Scala Temporale: Short Term e Long Term

Dominio: qualsiasi tipo (da terreni semplici a complessi)

Inquinante: gas (reattivo¹⁴: SO₂, SO₄, NO, NO₂, HNO₃, NO₃; non reattivo: NH₃), aerosol e particolato. Processi di deposizione umida e secca

Sorgenti emissive: qualsiasi tipo (puntuale, areale, volumetrica e lineare)

Regime: non stazionario (variazioni spazio-temporali)

Preprocessori impiegati:

CALMET, il processore meteorologico, restituisce una serie completa di dati, su un campo tridimensionale, rappresentativi delle variazioni spazio-temporali. CALMET richiede in ingresso i dati legati al tipo di dominio. Questi possono essere generati da un processore geofisico i cui files contengono i valori della griglia di calcolo secondo gli standards di USGS [U.S. Geological Survey], oppure, nel caso si usi CSGT, si possono usare i files di terreno e recettore, provenienti dall'algoritmo di CTDMPLUS [Complex Terrain Dispersion Model].

Le applicazioni

- Simulazioni su terreni complessi, aree costiere, trasporto di inquinanti al di sopra di superfici acquatiche
- Inquinanti inerti ed inquinanti reattivi per cui si considerano processi di rimozione lineare e trasformazioni chimiche.
- Medie temporali da un'ora ad un anno

I vantaggi

- Utilizzato per simulazioni su grande scala, preferibilmente da 50km a 200km.
- Tiene conto dei fenomeni di downwash
- Può trattare trasformazioni chimiche semplici
- Buono in condizioni di calma di vento
- Da applicare nei casi in cui i fenomeni di trasporto, dispersione e deposizione avvengono in condizioni spazio temporali non più stazionarie

¹⁴ I gas elencati sono inquinati che subiscono solamente reazioni di tipo lineare

Particolarità:

- Necessità di dati meteorologici, input di CALMET, di buona qualità per fornire risultati attendibili
- I dati meteorologici generati da CALMET sono di tipo tridimensionale, funzione del tempo.
- CALPUFF accetta in ingresso anche dati meteorologici provenienti da modelli prognostici o diagnostici.
- I campi di vento possono essere tridimensionali (CALMET) oppure più semplicemente provenienti da una singola stazione meteo, nello stesso formato usato dai modelli ISCST3, AUSPLUME o CTDMPLUS (modelli gaussiani), ma la semplificazione peggiora la simulazione del modello.
- Il modello include una dettagliata parametrizzazione degli effetti legati ai terreni complessi. Inoltre per rappresentare le aree costiere viene discretizzata ulteriormente la griglia di calcolo (CTSG, Subgrid-scale Complex Terrain module).
- Il modello può elaborare gli output attraverso postprocessori in grado di elaborare dati meteorologici, di concentrazione e flussi di deposizione.

Descrizione del modello

1. **Relazione tra sorgente e recettore:**

- Non esiste un limite al numero di sorgenti e recettori, l'utente dovrà quindi specificare in ingresso il numero di: sorgenti, recettori, puff, specie considerate, celle della griglia, numero di strati verticali ecc.ecc.
- La distanza tra sorgente e recettore può variare da 10m a 100km.

2. **Andamento del pennacchio:**

- Vengono di seguito riportati le differenti opzioni in cui CALPUFF calcola l'altezza del pennacchio:

Opz.1: l'equazione di Briggs (1974,1975) per sorgenti puntiformi. La risalita nel *caso neutro ed instabile* (z_n), dipende dai flussi di momento e di galleggiamento (F_m, F), dalla distanza sottovento (x), dalla velocità di uscita dei gas (w_s), dalla velocità orizzontale in prossimità della bocca del camino (u_s), da coefficienti ($\beta_{1,j}$) che tengono conto rispettivamente della cattura all'interno di un'atmosfera neutra o di un jet. Nel caso stabile, l'altezza finale del pennacchio (z_{sf}) dipende dal parametro di stabilità (S), dall'accelerazione di gravità (g), dalla temperatura ambientale (T_a), dalla gradiente della temperatura potenziale, da (β_2) parametro di cattura da parte di un'atmosfera stabile, oltre che da F_m ed u_s .

Opz.2: Briggs (1973), fenomeni di downwash legati alla bocca del camino.

Opz.3: Manins (1979,1984), il caso di pennacchio penetrato all'interno degli strati stabili. Una volta stabilito se si tratta di debole o forte stabilità, riapplicheremo le formule di Briggs o delle nuove fomule.

Opz.4: Shulman-Shire per i fenomeni di downwash (vedi ISC).

Opz.5: Shulman-Shire (1980) Calcolo del gradiente verticale del vento per i casi di altezza del camino definita bassa, in cui non è possibile ipotizzare costante il vento.

Opz.6: Zhang (1993) nel caso di sorgenti areali. Si tiene conto del gradiente verticale del vento, dell'ampiezza areale della sorgente e della differenza di densità tra l'aria ed il pennacchio.

3. **Vento orizzontale:**

- CALMET restituisce in uscita un campo di vento tridimensionale.
- Il processore esegue un'analisi dei valori del vento misurati, confrontandoli con i valori ottenuti tramite parametrizzazioni dei flussi al di sopra di colline e valli, degli effetti cinematica del terreno, della circolazione di brezza dovute a superfici acquatiche (mari o laghi).
- Possono essere anche utilizzate singole stazioni, che restituiscono valori di vento (costanti orizzontalmente) nello stesso formato dei files usati da ISC.

4. **Velocità verticale del vento:**

- CALPUFF non usa direttamente la velocità verticale del vento, ma questa è usata da CALMET per il calcolo delle velocità orizzontale.

5. **Coefficiente di dispersione orizzontale:**

- La dispersione orizzontale, a seconda dell'opzione scelta [CALPUFF ne ammette 5] si ottiene tramite misure dei parametri di dispersione (s_v) o meteorologici (u_* , w_* , L ecc. ecc.) da valori dati nelle tabelle di P-G per le aree rurali e McElroy-Pooler per le aree urbane, oppure da valori elaborati da MESOPUFF II.
- Sono inclusi gli effetti dovuti al downwash e gli effetti legati al galleggiamento.
- Viene considerato un coefficiente $s_{y,s}$ rappresentativo della dispersione a causa della scala laterale della sorgente areale.
- In caso di sorgenti areali o volumetriche vengono dati in ingresso i valori iniziali dei coefficienti di dispersione.
- Nelle opzioni 1, 2 e 5 la dispersione calcolata a distanze elevate passa da una dipendenza spaziale ad una temporale. Viene stabilito un valore critico oltre il quale i parametri diventano funzione del tempo (*opzionale*).

- Nel caso di valori tabellati (opzione 3,4,5) questi sono dati per medie orarie il modello riesce comunque a convertirli per ogni intervallo di tempo desiderato.

6. **Coefficiente di dispersione verticale:**

- La dispersione verticale, a seconda dell'opzione scelta si ottiene tramite misure dei parametri di dispersione (s_w) o meteorologici (u^* , w^* , L ecc. ecc.) da valori dati nelle tabelle di P-G per le aree rurali e McElroy-Pooler per le aree urbane, oppure da valori elaborati da MESOPUFF II.
- Sono inclusi gli effetti dovuti al downwash e gli effetti legati al galleggiamento.
- In caso di sorgenti areali o volumetriche vengono dati in ingresso i valori iniziali dei coefficienti di dispersione.
- Nelle opzioni 1, 2 e 5 la dispersione calcolata a distanze elevate passa da una dipendenza spaziale ad una temporale. Viene stabilito un valore critico oltre il quale i parametri diventano funzione del tempo (*opzionale*).
- Nel caso di valori tabellati (opzione 3,4,5) questi sono dati per medie orarie il modello riesce comunque a convertirli per ogni intervallo di tempo desiderato.
- La dispersione verticale in condizioni convettive è simulata per mezzo della funzione densità di probabilità (f.d.p.) di *Weil et al.*(1997). Si considera una dispersione duale del pennacchio dovuta alla sovrapposizione di due funzioni gaussiane legate ai flussi ascendenti e discendenti. La posizione verticale della massa d'inquinante si basa sulla conoscenza della simmetria della f.d.p.
- Il campo di vento tridimensionale permette di considerare la dispersione verticale. L'incremento di turbolenza è legato al gradiente verticale, misurato o generato dal modello.

7. **Trasformazioni chimiche:**

- Sono inseriti algoritmi per descrivere alcune trasformazioni chimiche, come il passaggio da SO_2 a SO_4^- e da NO ad NO_2 , NHO_3 ed SO_4^- .
- In condizioni di pioggia si generano reazioni in fase acquosa, come la precipitazione di SO_2 sottoforma di SO_4^- . (anche questo simulato da CALPUFF)
- La generazione degli Areol viene trattata.

8. **I fenomeni di deposizione:**

- La velocità di deposizione è il parametro utilizzato da CALPUFF, il modello ammette 3 possibili Opzioni:
 - 1) Applica l'algoritmo delle resistenze alla deposizione e calcola le variazioni spazio temporali del tasso di deposizione.

2) L'utente specifica un ciclo di 24 ore per ogni tipo inquinante. Questa opzione restituisce le sole variazioni temporali.

3) Per tutti gli inquinanti in cui la deposizione risulta ininfluenza, l'utente può scegliere di non calcolarla, rendendo la simulazione molto più veloce.

9. Il valore della concentrazione:

Il pennacchio è rappresentato attraverso un numero discreto di elementi di materiale inquinante, i "puff". Il contributo dei puff alla concentrazione totale, calcolata al recettore, è ottenuto per un dato intervallo temporale, lo "snapshot" (usualmente un'ora). Per ogni intervallo di base, la concentrazione al recettore è data dalla somma delle concentrazioni dei puff vicini¹⁵. Da un intervallo all'altro, le dimensioni di un puff cambiano e varia il suo contributo alla concentrazione (più il puff è lontano è meno sarà influente nei confronti del recettore). Alla fine del tempo di simulazione, la concentrazione al recettore sarà data dalla media di tutte le concentrazioni calcolate nell'intervallo di base.

Il primo problema da affrontare scegliendo questo metodo, sta nel determinare il numero dei puff necessari, per rappresentare adeguatamente un pennacchio continuo in prossimità della sorgente. È stato dimostrato, come $2s_y$ sia la distanza massima ammissibile tra i baricentri di due puff successivi, affinché non sia sottostimata la concentrazione al recettore ed è possibile utilizzare questa per calcolare il numero di puff. Nasce però un secondo problema legato alla numerosità dei puff; se questa è troppo elevata, si rischia di rendere il modello estremamente lento nell'elaborare i dati ed oneroso per il sistema di calcolo, a causa del numero di iterazioni che devono essere eseguite. Dato che generalmente il numero di puff è sempre alto, sono state proposte alcune modifiche all'algoritmo (Zannetti, 1981) come emettere un numero minimo di puff e di generarne ad hoc in prossimità del recettore.

Esistono delle alternative al calcolo della concentrazione sopravvista: 1) una distribuzione dei puff radiale simmetrica di tipo gaussiano (adatto a recettori lontani dalla sorgente); 2) una distribuzione allungata dei puff nella direzione del vento (slug), al momento della simulazione (adatto a recettori vicini alla sorgente); 3) Ibridi delle due distribuzioni a seconda della distanza del recettore dalla sorgente.

$$1) \quad C = \frac{Q}{2\pi\sigma_x\sigma_y} g \cdot \exp\left[-\frac{(x-x_p)^2}{2\sigma_x^2}\right] \exp\left[-\frac{(y-y_p)^2}{2\sigma_y^2}\right] \quad \text{puff model} \quad (5.1)$$

¹⁵ Intesi come puff che danno un contributo non trascurabile alla concentrazione nel recettore

in cui $g = \frac{2}{(2\pi)^{1/2} \sigma_z} \sum_{n=-\infty}^{+\infty} \exp\left[-\frac{[z - (z_p + 2nz_i)]^2}{2\sigma_z^2}\right]$, è il termine verticale che tiene conto delle riflessioni

del terreno e dello strato d'inversione.

C = concentrazione al terreno [g/m^3], dovuta ad un singolo puff

Q = massa di inquinante del puff [g] (sono tenuti in conto i fenomeni di deposizione e le reazioni chimiche)

(x,y,z) = coordinate recettore [m]

(x_p,y_p,z_p) = coordinate puff [m]

z_i = altezza di mescolamento [m]

s_{x,y,z} = deviazioni standard gaussiane [m]

Spesso si ipotizza che la dispersione sia radiale sul piano orizzontale (s_x = s_y) e la concentrazione assume la seguente forma:

$$\bar{C}(s) = \frac{Q(s)}{2\pi\sigma_y^2(s)} g(s) \cdot \exp\left[-\frac{R^2(s)}{2\sigma_y^2(s)}\right] \quad (5.2)$$

essendo s = distanza di viaggio di un puff [m] e R(s) = distanza puff-recettore [m]

La concentrazione dovuta ad un puff, per un dato intervallo di tempo, è data dall'integrale della (1.2) tra s e s+ds, dove ds è lo spazio percorso in un dt.

- VALORI COSTANTI: Per distanze dell'ordine del centinaio di chilometri (mesoscala) i termini di dispersione ed il termine verticale, possono essere considerati costanti durante l'intervallo di tempo (dt) e vengono valutati nel punto medio dello spazio percorso (ds). Sono quindi indipendenti dal numero di recettori presenti (è ridotto il numero di volte in cui i termini sono calcolati).
- VALORI SPECIFICI AL RECETTORE: In condizioni ravvicinate (ovvero per recettori in prossimità della sorgente) i valori della dispersione e del termine verticale, non sono più ipotizzabili costanti (la dimensioni dei puff, come l'altezza del pennacchio possono variare rapidamente), ma vengono legati alla posizione recettore. Più precisamente si calcolano i valori di s_y e g nel punto di più vicino incontro tra puff e recettore, questo per ogni recettore.

$$2) \quad C(t) = \frac{Fq}{(2\pi)^{1/2} u' \sigma_y} g \cdot \exp\left[-\frac{(y - y_p)^2}{2\sigma_y^2} \cdot \frac{u^2}{u'^2}\right] \quad \text{slug model} \quad (5.3)$$

in cui, valendo le notazioni già descritte,

F = funzione di "casualità", tiene conto degli effetti di confine, in prossimità della fine pennacchio allungato (slug). Se si hanno a che fare con emissioni di lunga durata (u? t_e >> s_x) la F è nulla e non

ci sono effetti di bordo. Se i recettori sono al di fuori dello slug $F=0$ e la massa inquinante non ha ancora toccato il recettore.

q = tasso di emissione [g/s], tiene conto dei fenomeni di deposizione e di produzione dell'inquinante.

u = vettore della velocità media [m/s]

u' = scalare della velocità media $(u^2 + s_v^2)^{1/2}$ con s_v = deviazione standard della velocità del vento

Il rapporto u/u' permette di trattare condizioni di calma di vento, per cui \exp^{-1} e la concentrazione dipende sola dalla funzione di casualità F .

La concentrazione dovuta ad un puff, per un dato intervallo di tempo, è data dall'integrale della (2) tra s e $s+\Delta s$, dove Δs è lo spazio percorso in un Δt .

Per quanto riguarda i parametri di dispersione essi vengono fissati costanti per tutto il periodo di calcolo, come valori specifici al recettore (CONGELAMENTO DELLA DISPERSIONE).

3) Gli Ibridi non sono altro che combinazioni delle formule sopra viste, usate dal modello a seconda della distanza dalla sorgente. In prossimità della sorgente prevale la (2), mentre all'allontanarsi da questa la (1).

6. APPLICAZIONE del modello ad un caso reale

6.1 Input di AERMOD

Sono state eseguite delle simulazioni per osservare il funzionamento del modello. In input il modello richiede:

Dati meteo

Dati geomorfologici

Dati relativi alla sorgente

Dati relativi al recettore

Tutti i dati necessari ad AERMOD sono stati per semplicità schematizzati in **Tab.1**, inoltre sono mostrati i file di output, che il modello restituisce.

1. I dati meteo sono stati per comodità presi dal file d'esempio di AERMET e sono forniti i parametri relativi ai giorni che vanno dal 1 al 20 Gennaio 1996. Volendo invece far girare il modello meteorologico, devono essere forniti in ingresso i dati elencati nella **Tab.1**.

2. Il dominio di calcolo può essere fornito tramite diversi algoritmi, ma è importante ricordare che tutti i file esclusi quelli dell'USGS, devono essere trasformati in formati riconoscibili dal modello, ovvero in formati.DEM (Digital Elevation Model), utilizzando AERMAP. Nel presente lavoro si è deciso di non utilizzare un dominio di calcolo, imponendo quota nulla sull'intera area, ovvero si è lavorato con terreno uniformemente piatto.

3. Le sorgenti possono essere di diversi tipi: puntuali, areali, lineari, volumetriche e combinazioni di queste. Può essere rappresentata anche una sorgente torcia, come quelle per bruciare il metano in eccesso. Per la sorgente devono essere inseriti i dati di **Tab.1**, inoltre è possibile inserire rapporti di emissione stagionali ed i valori relativi al particolato (dimensioni, densità, velocità di frizione ...), qualora non si simulino semplicemente emissioni gassose. Sempre nell'area dedicata alla sorgente è incluso l'algoritmo del downwash, in cui si richiedono le dimensioni degli edifici, la distanza dalla sorgente, l'angolo d'inclinazione rispetto alla direzione del vento ed i parametri per il calcolo della deposizione umida come: diffusività in aria ed acqua dell'inquinante simulato, la resistenza circolare, la costante relativa alla legge di Henry.

E' stata scelta una sorgente puntuale, posizionata al centro della griglia di calcolo.

Dati inseriti:

Tasso di emissione: 2g/s

Temperatura fumi: 50°C

Velocità di uscita dei gas: 3m/s

Altezza camino: 10m

Diametro camino: 1m

Come tipo di inquinante si è scelto l'ossido di carbonio (CO). In queste simulazioni non sono mai stati superati i valori soglia, cioè quei valori potenzialmente dannosi alla salute umana.

4. Il recettore può essere scelto puntuale oppure si può dividere il dominio di calcolo in tanti punti ad ognuno dei quali viene associata una concentrazione; in questo caso avremo a che fare con una griglia di calcolo rappresentativa dell'intero dominio o di una porzione di questo. Nel caso di unico recettore sono richieste in ingresso solo le coordinate sul dominio, mentre nel caso di una griglia i dati relativi sono: coordinate dell'origine della griglia, numero di celle della griglia e dimensioni delle celle. Si è optato per una griglia 11*11, con distanza tra i punti di 500m.

6.2 La simulazione

Sono stati simulati tutti i 20 giorni di Gennaio di cui si avevano i dati meteorologici, calcolando la media giornaliera delle concentrazioni. Mentre per un giorno, il 10 Gennaio, sono state eseguite simulazioni orarie, per osservare l'intera evoluzione giornaliera. La scelta del giorno è dovuta al particolare tipo di circolazione (durante tutto il giorno la direzione del vento risulta cambiare) e all'evidente influenza che questa mostra sull'evolversi della concentrazione.

6.3 Le cause della dispersione

La dispersione d'inquinanti è legata a due fattori: il *trasporto meccanico* legato alla circolazione locale e il *trasporto turbolento*, funzione del tipo di atmosfera (stabile o instabile).

Durante il giorno il flusso di calore è positivo e l'atmosfera risulta instabile. La terra scaldata dal sole cede calore all'atmosfera innescando una circolazione convettiva, che vede le masse d'aria superficiali più calde risalire e le masse d'aria in quota più fredde scendere. Il moto delle masse d'aria perturba gli equilibri atmosferici, disperdendo lungo tutto lo strato limite atmosferico gli inquinanti emessi in prossimità del camino.

Durante la notte il flusso di calore è negativo e l'atmosfera è stabile. Stavolta è l'atmosfera ad essere più calda della terra, le masse d'aria sono in equilibrio ed ogni circolazione convettiva viene interrotta. Gli inquinanti emessi in prossimità camino restano confinati all'interno della posizione di

strato atmosferico a cui appartengono, senza più nessuna possibilità di essere dispersi, se non ad opera di venti notturni.

Nella simulazione del 10 Gennaio, sono questi i meccanismi che vengono evidenziati.

6.4 Output del modello

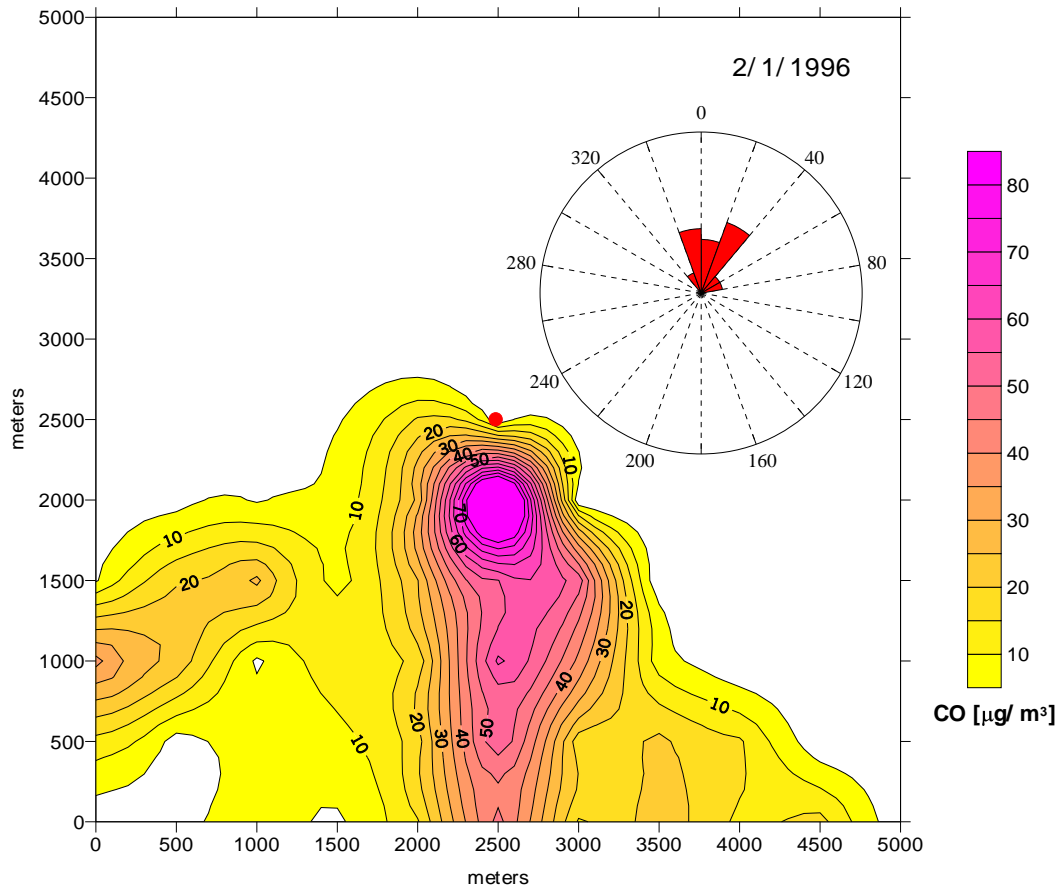
6.4.1 I primi 20 giorni di Gennaio

Nella prima serie di immagini, vengono rappresentate, tramite il programma di grafica di SURFER (in dotazione con il modello), le concentrazioni medie giornaliere; rispettivamente del 2-10-13-15 Gennaio. Per migliore comprensione sono state inserite le rose dei venti, che riportano le frequenze giornaliere della direzione di provenienza del vento (numero massimo di valori che ricadono in un settore: 15¹⁶).

Ad accompagnare le concentrazioni, sono stati inseriti gli andamenti del flusso di calore e della velocità del vento, per meglio osservare i fenomeni di dispersione.

Si può notare che là dove il vento resta nella stessa direzione durante tutto il giorno la concentrazione di CO raggiunge valori più alti degli altri casi. Per esempio sia il 2 che il 13 Gennaio hanno un valore rispettivamente di 122 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 131 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Il 10 e 15 hanno mostrato al contrario una variabilità nella direzione del vento, visibile per altro dalla rosa dei venti e la concentrazione risulta più bassa 84 ed 87 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ rispettivamente.

¹⁶ La rosa dei venti è divisa in settori, ciascuno dell'ampiezza di 20°. Ogni settore viene riempito di colore a seconda del numero di volte, al massimo 24 (i dati totali giornalieri), che il vento soffia nella direzione del settore in considerazione. Quando il vento assume una direzione preferenziale, ci aspettiamo di trovare il settore completamente colorato.



2/ 1/ 1996

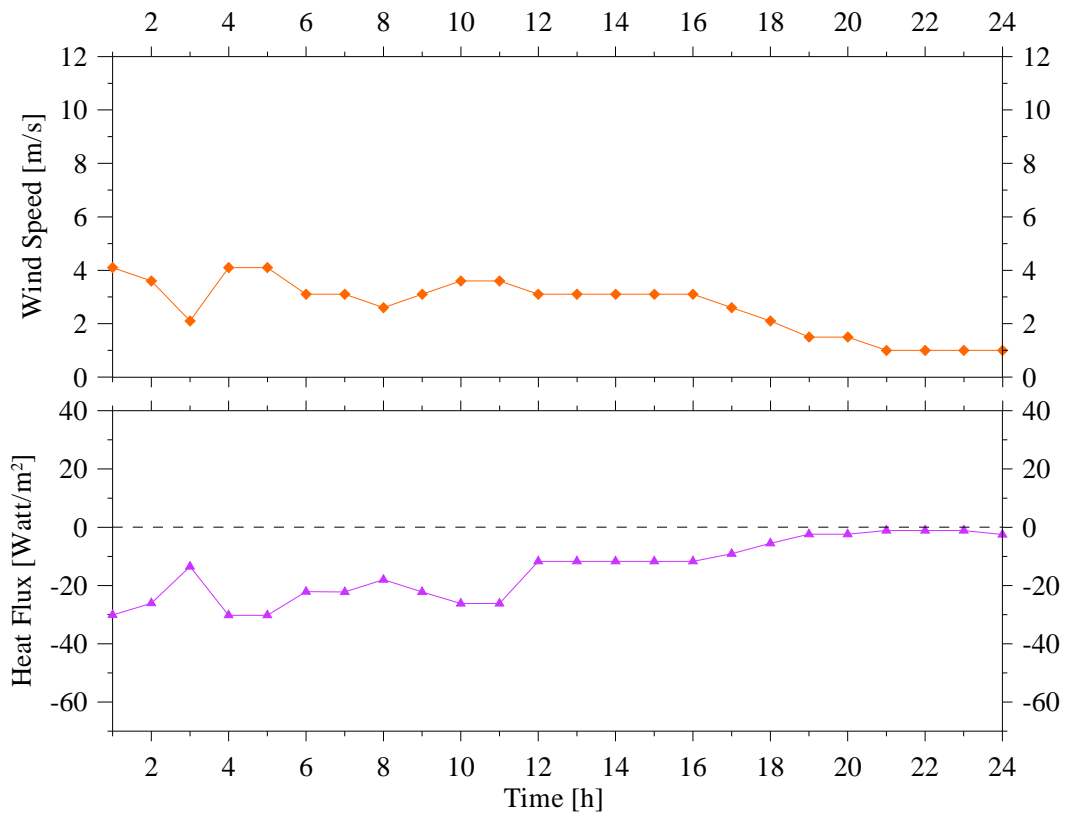
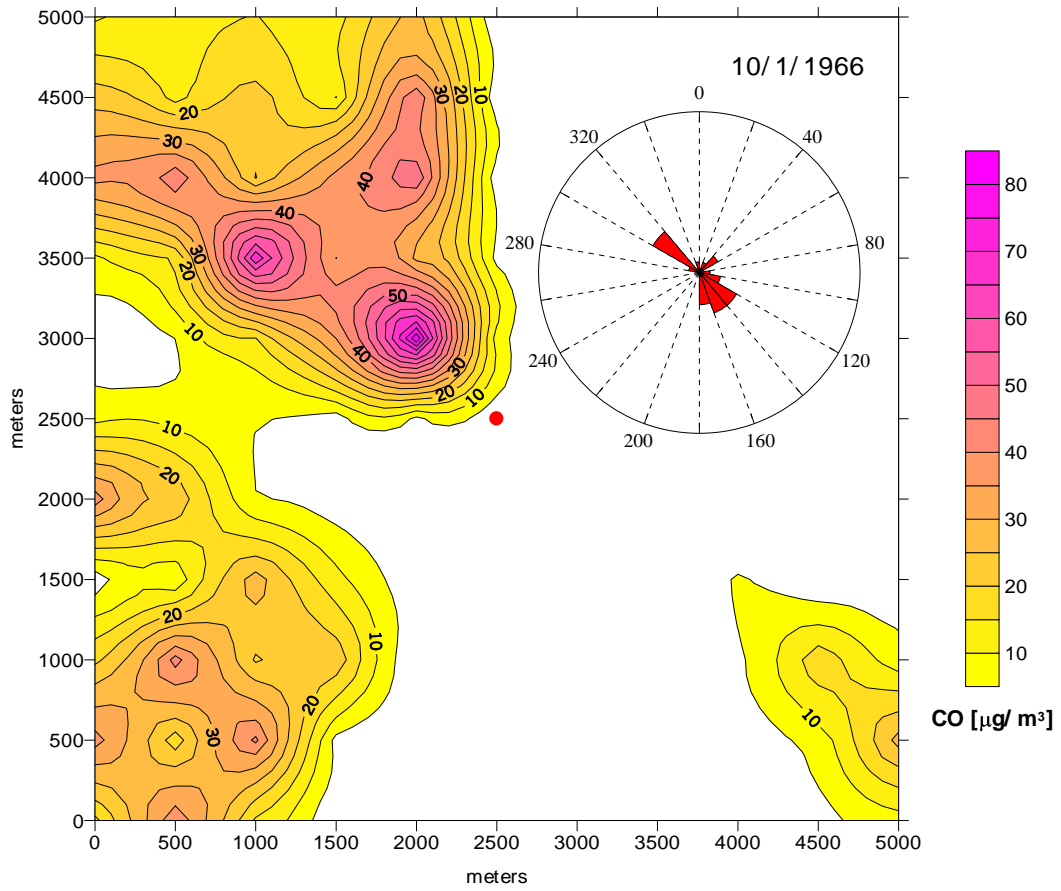


Fig.4 In alto concentrazione giornaliera e rosa dei venti, relativa al **2-Gennaio-1996**. In basso andamento della velocità del vento linea rossa e flusso di calore linea viola.



10/1/1996

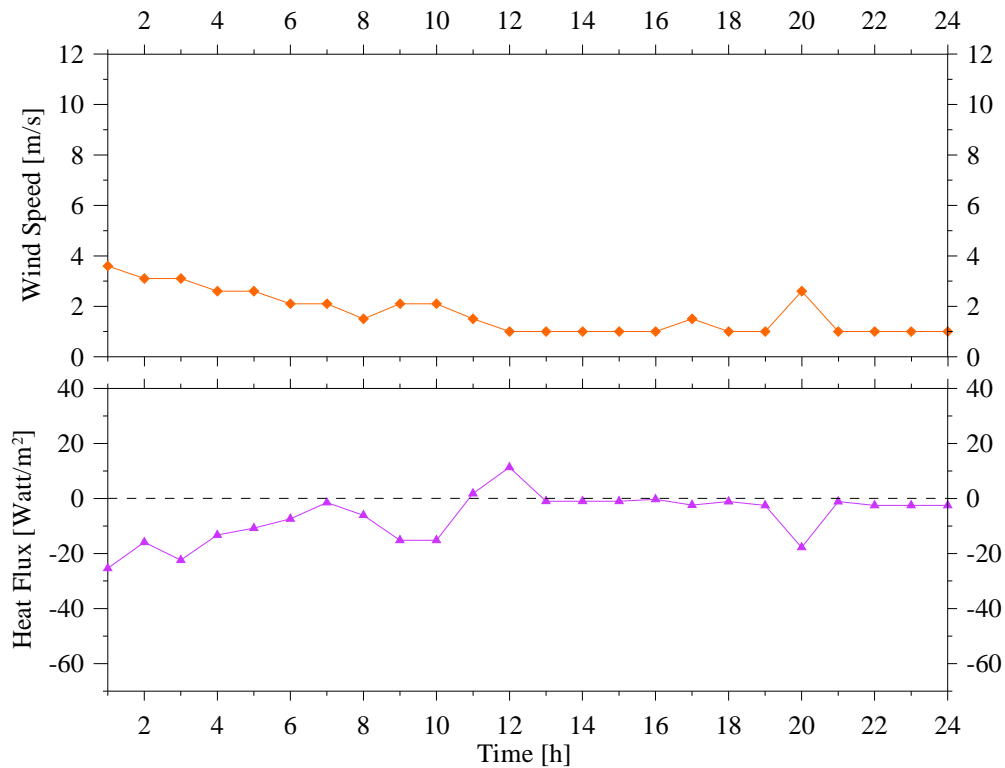
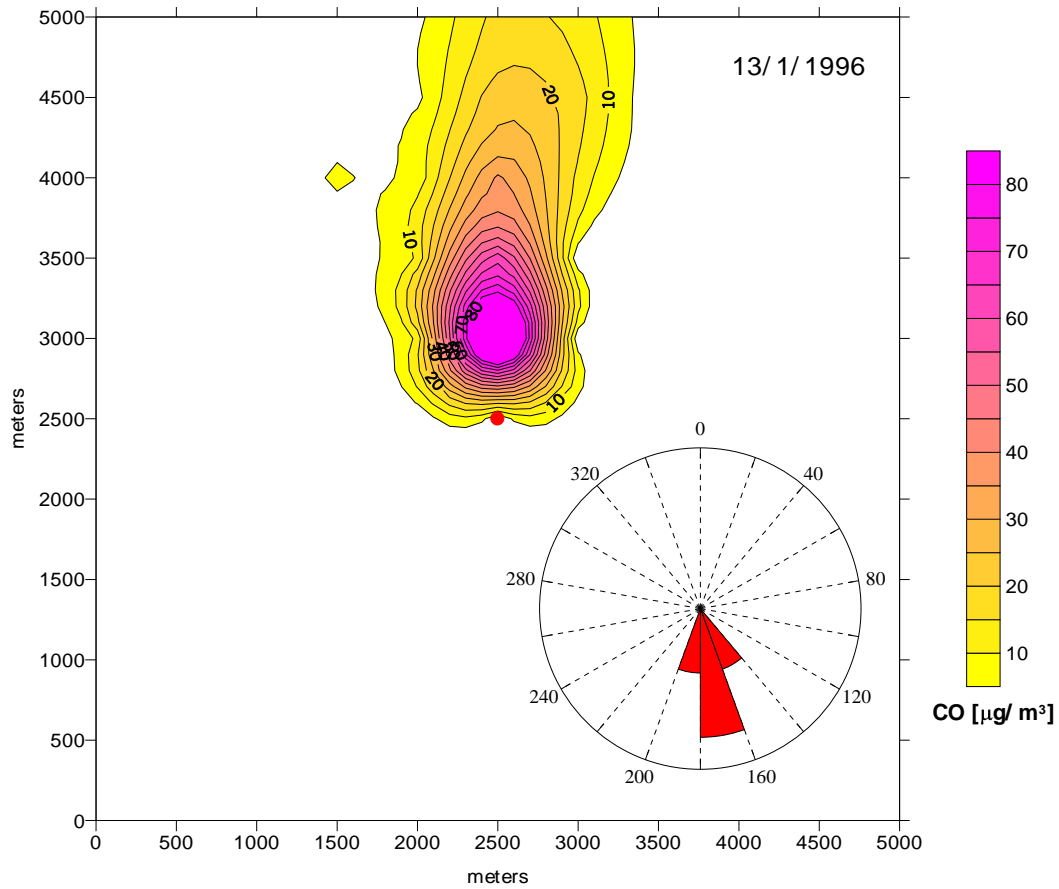


Fig.5 In alto concentrazione giornaliera e rosa dei venti, relativa al **10-Gennaio-1996**. In basso andamento della velocità del vento linea rossa e flusso di calore linea viola.



13/1/1996

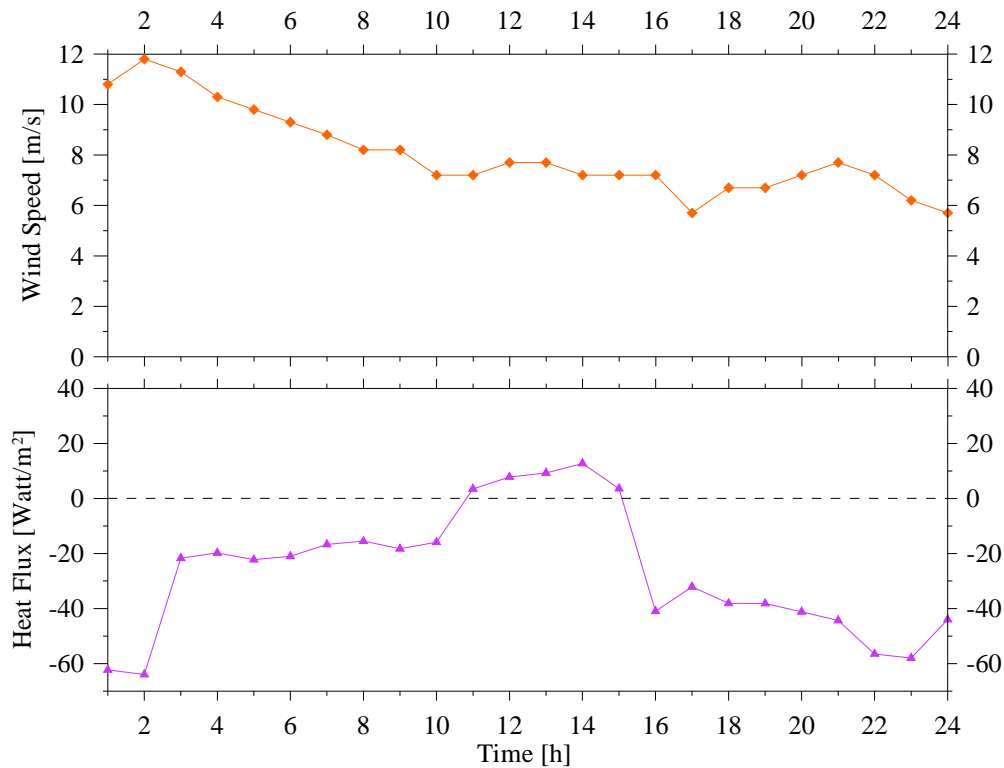
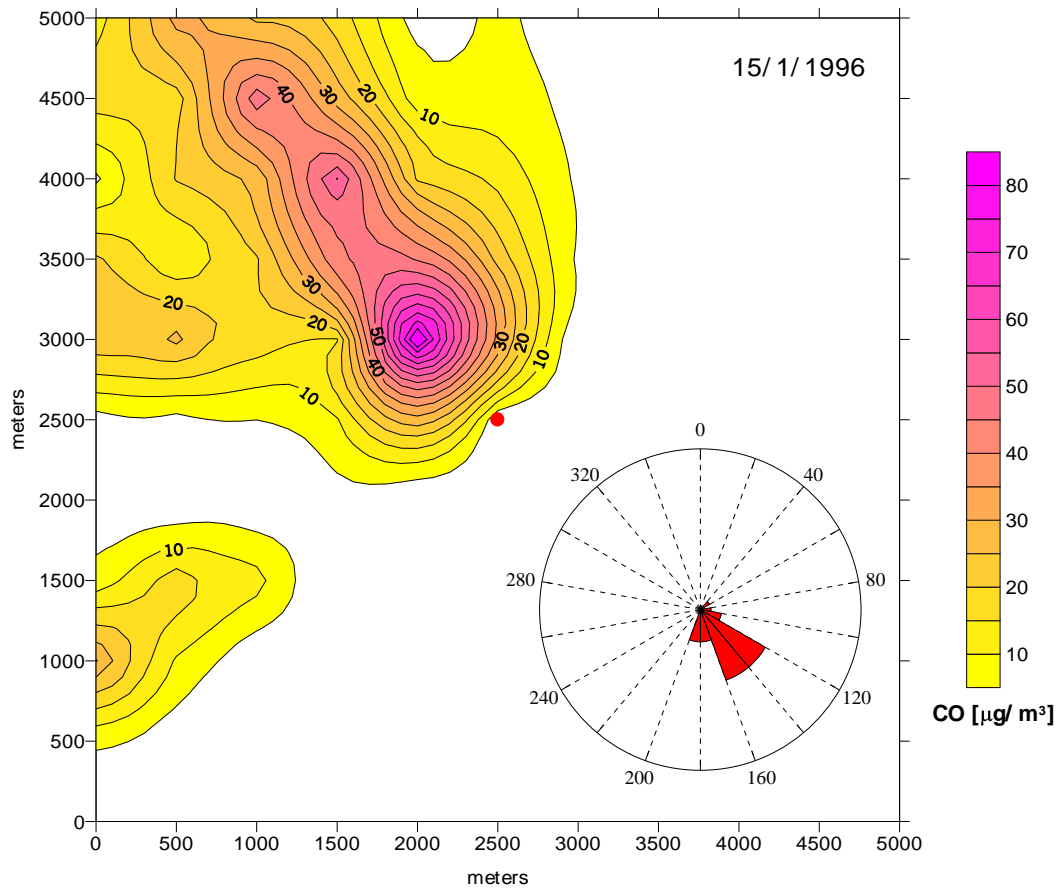


Fig.6 In alto concentrazione giornaliera e rosa dei venti, relativa al **13-Gennaio-1996**. In basso andamento della velocità del vento linea rossa e flusso di calore linea viola.



15/1/1996

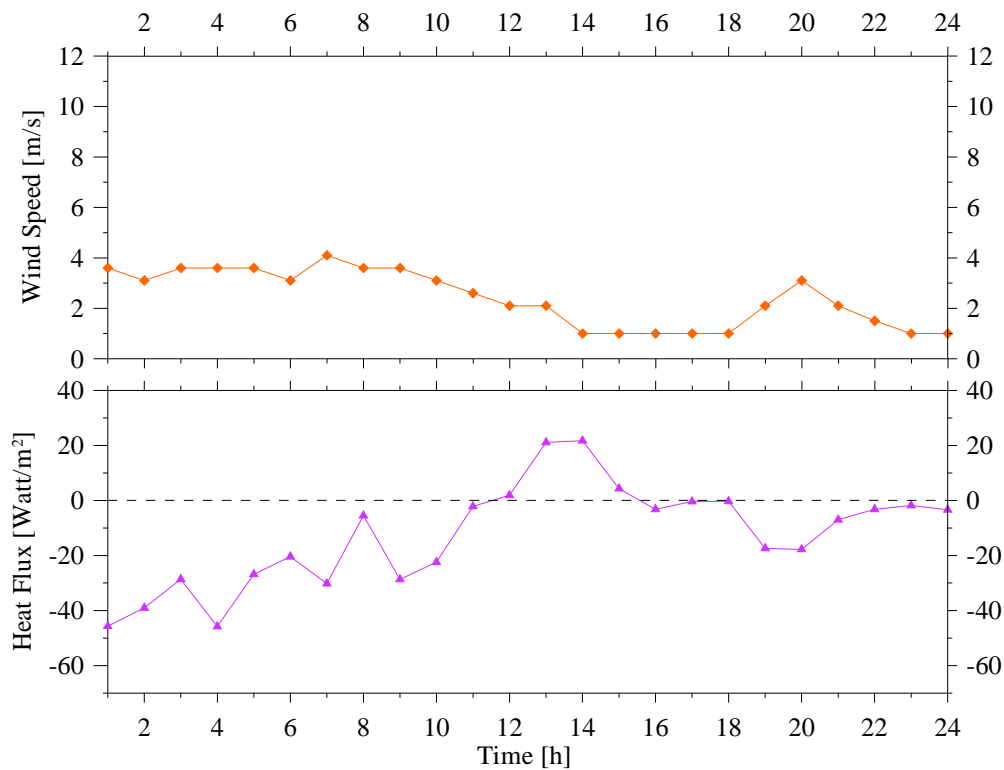


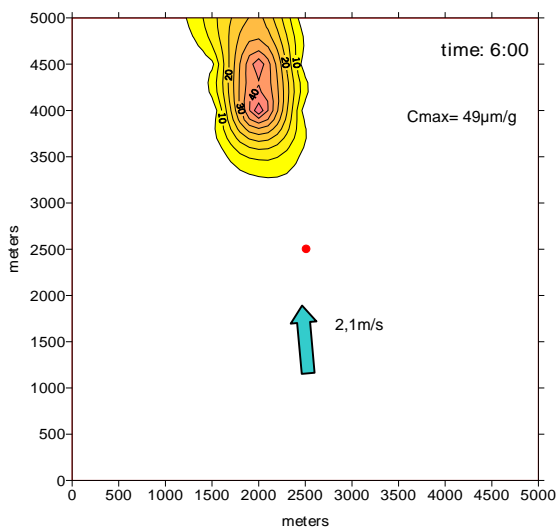
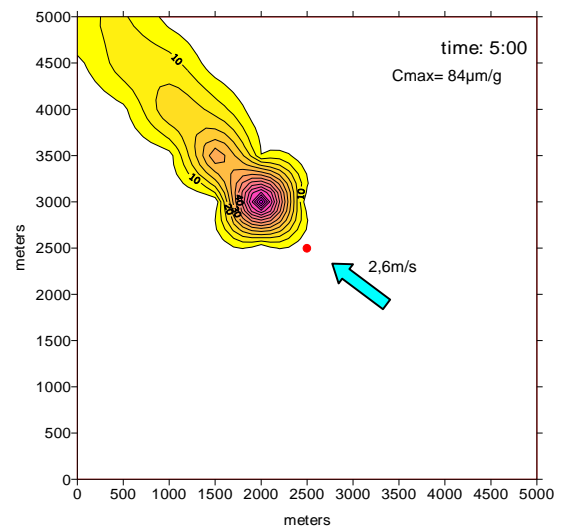
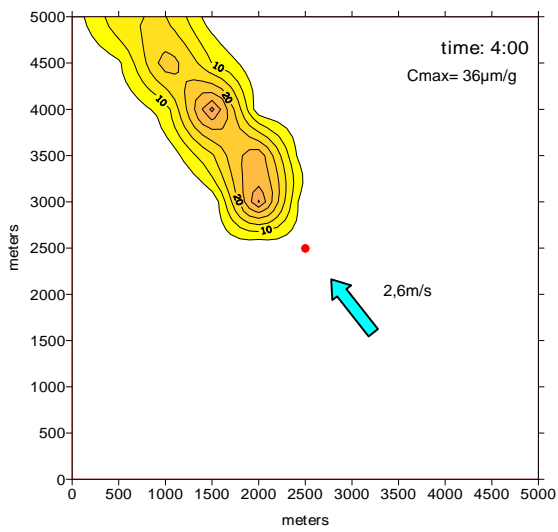
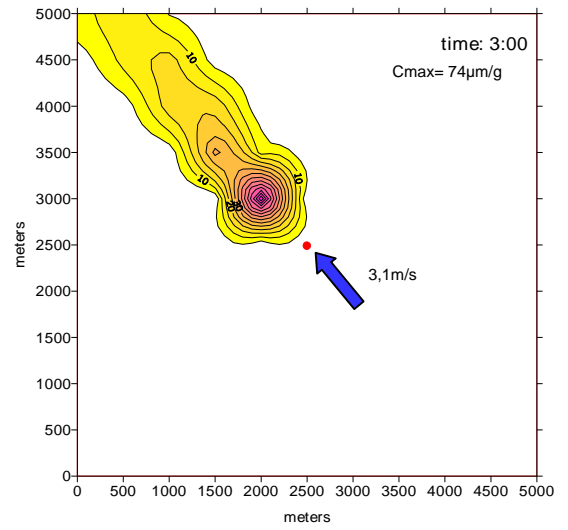
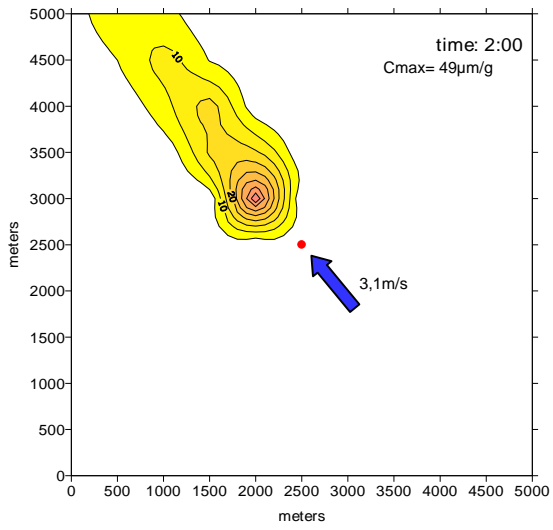
Fig.7 In alto concentrazione giornaliera e rosa dei venti, relativa al **15-Gennaio-1996**. In basso andamento della velocità del vento linea rossa e flusso di calore linea viola.

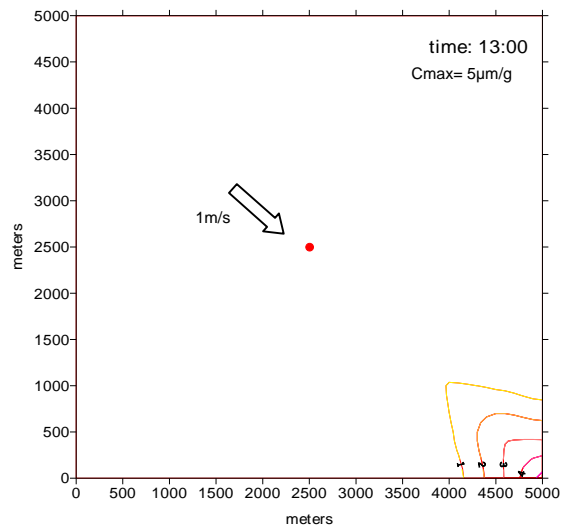
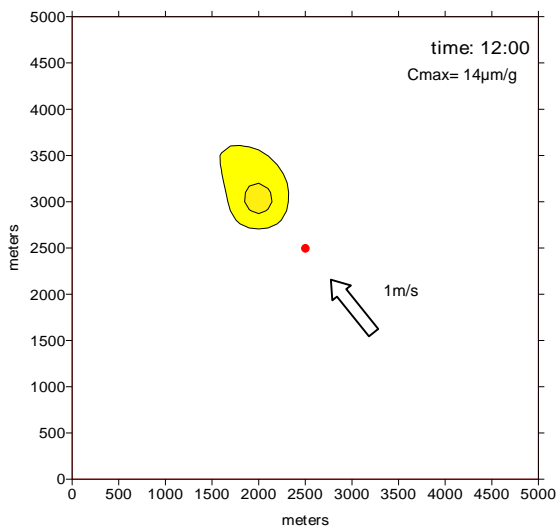
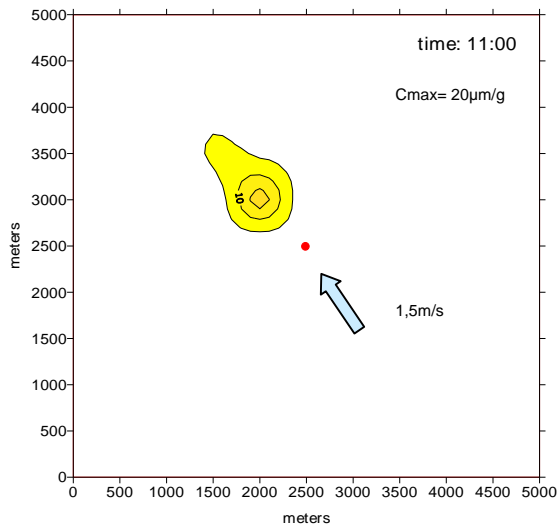
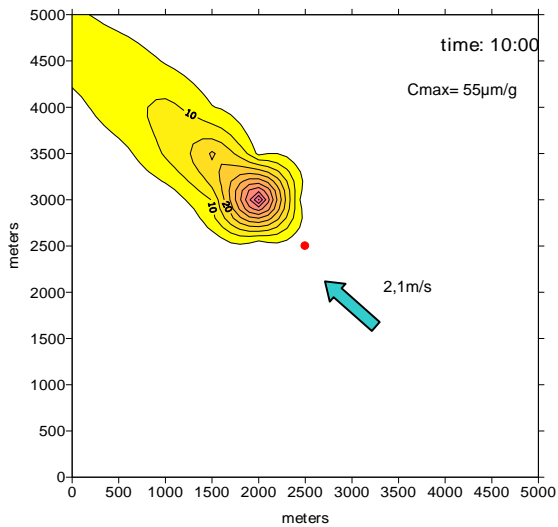
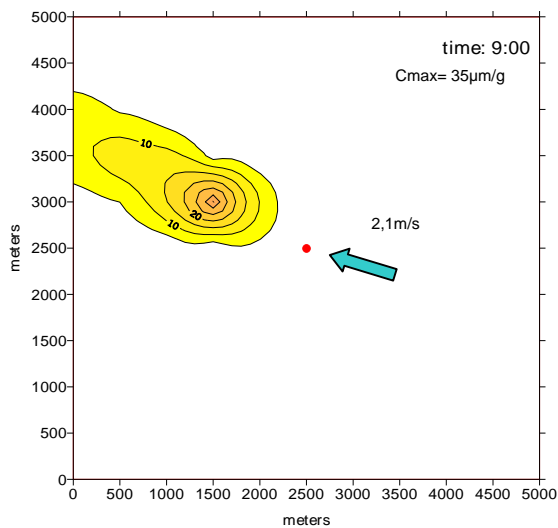
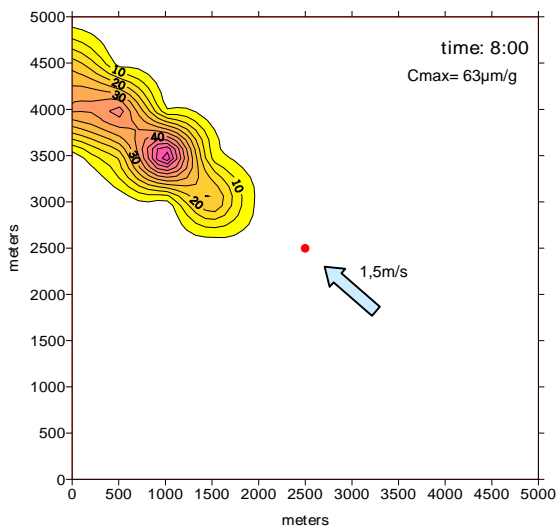
6.4.2 Il 10 Gennaio

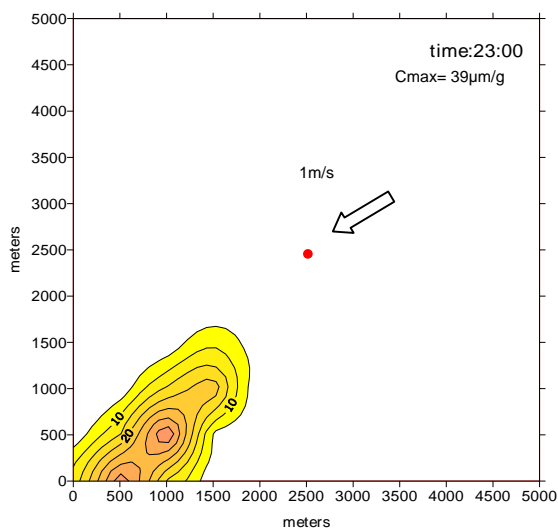
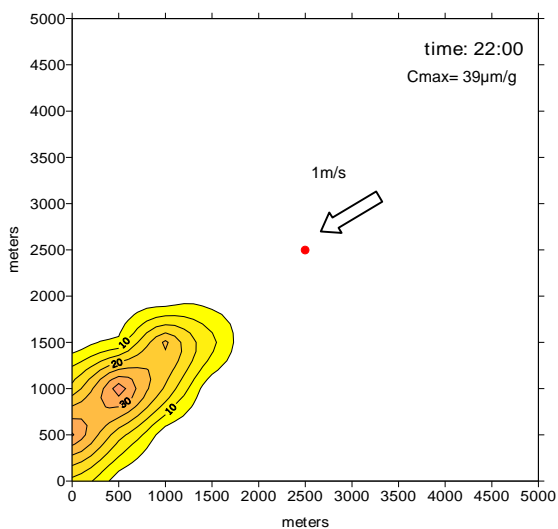
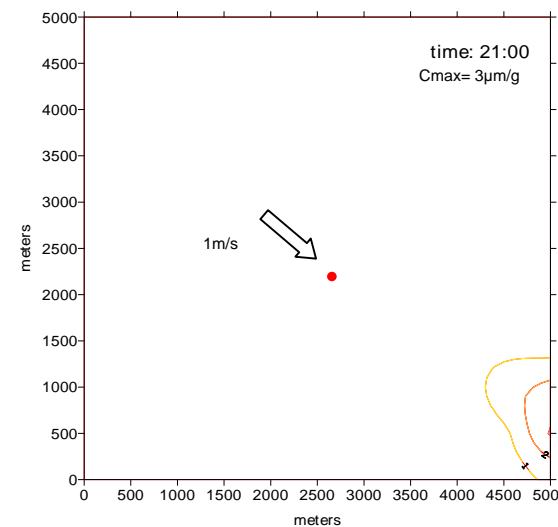
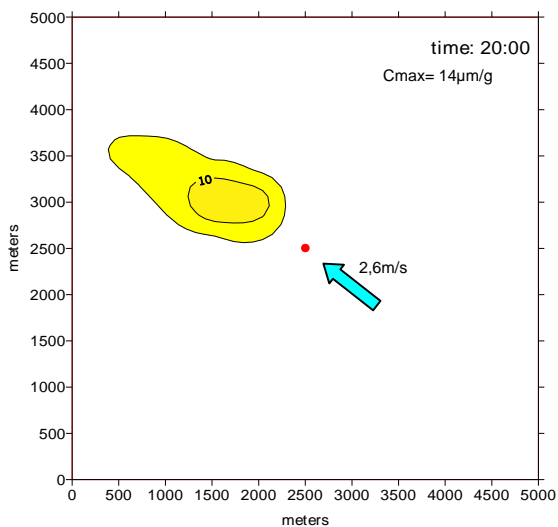
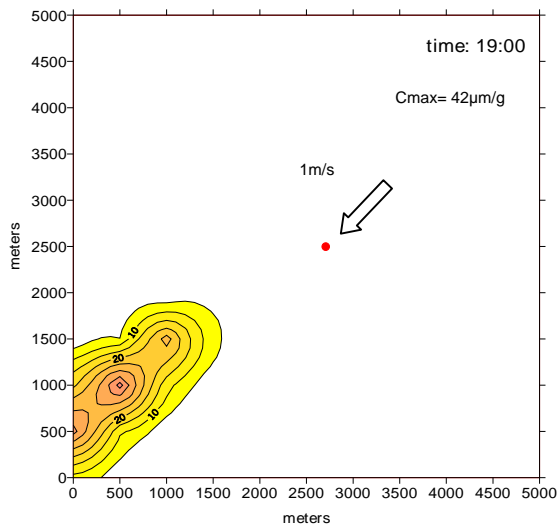
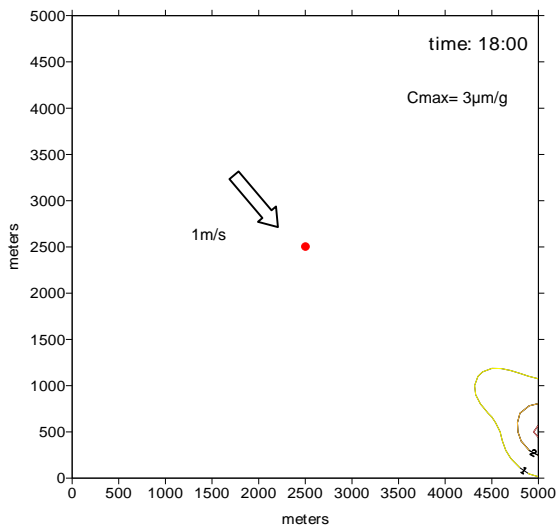
Il 10 Gennaio mostra chiaramente come varia la concentrazione al cambiare delle condizioni di vento e del tipo di atmosfera.

Dalle 3:00 alle 4:00 del mattino (come mostrano i grafici) si ha un brusco decremento di concentrazione, mentre alle 5:00 torna a crescere. Il motivo che causa la dispersione non è il vento, che in direzione ed intensità resta costante (direzione preferenziale est, sud-est), ma risiede in una variazione del flusso di calore (vedi Fig.5). Questo cresce improvvisamente proprio dopo le 3:00 causando una dispersione temporanea. Nel periodo di tempo successivo (4:00?5:00) cresce sempre ma più gradualmente, così da permettere l'incremento di concentrazione. Alle 6:00 il valore torna basso per due motivi il primo a causa del flusso di calore ovvero dell'instabilità atmosferica, l'altro per un cambiamento di circolazione, dalle 6:00 alle 7:00 (non rappresentato) spira un vento da sud (la concentrazione alle 7:00 risulta molto bassa minore di $1\mu\text{g}/\text{m}^3$) di intensità 2,1 m/s. Dalle 7:00 alle 9:00 l'atmosfera torna stabile, il flusso di calore è negativo, come prevedibile alle 8:00 la concentrazione è aumentata mentre alle 9:00 decresce per un incremento di vento che disperde meccanicamente la concentrazione. L'ora successiva vede nuovamente aumentare il flusso di calore e la dispersione, mentre resta invariato il vento e la sua direzione. Dalle 11:00 si può osservare lo sviluppo di un atmosfera instabile, il flusso di calore per la prima volta diventa positivo, ed alle 12:00 ha il picco di crescita massimo della giornata, la concentrazione cala per il fatto che viene totalmente mescolata sull'altezza dello strato limite atmosferico. Un cambiamento nella direzione del vento si osserva alle 13:00, invertito di 180 gradi rispetto al mattino, ora abbiamo un vento da ovest, nord-ovest, la concentrazione non supera i $5\mu\text{g}/\text{m}^3$. Condizioni invariate fino alle 17:00 (non mostrato) in cui si ha un aumento di concentrazione fino $26\mu\text{g}/\text{m}^3$. Il vento a quest'ora è ancora in direzione nord-ovest, ma cresce di intensità con il valore di 1,5m/s contro 1m/s delle ore precedenti (segno di un avvenuto cambiamento), più importante è invece notare il primo decremento del flusso di calore, sicuramente responsabile dell'accumulo di CO. Una spiegazione potrebbe venire dal fatto che il tramonto del sole (la temperatura cala già a partire dalle 15:00) comincia a far sentire i suoi primi effetti. Nell'ora successiva (18:00) il vento sempre da nord-ovest, torna ad 1m/s con il flusso di calore che cresce nuovamente; il valore di concentrazione è basso simile a quelli misurati prima delle 17:00. Alle 19:00 la formazione di una atmosfera stabile sembra più evidente, questa causa una variazioni nell'andamento della concentrazione che si stabilizza solo alle 22:00 con un vento costante in direzione ovest, sud-ovest. Le ore 20:00 e 21:00 vedono il succedersi di rigiri di vento.

Alle 20:00 subentra un jet stabile (direzione est, sud-est), con una velocità di 2,6m/s contro 1m/s delle 19:00 e delle successive 21:00. Associato al jet corrisponde un abbassamento repentino del flusso di calore, ma poiché si osserva un incremento di vento è la dispersione meccanica a portar via l'inquinante. Alle 21:00 invece la circolazione ritorna da nord-ovest ed il flusso di calore cresce nuovamente, il valore di concentrazione è legato alla dispersione turbolenta. L'atmosfera stabile entra definitivamente alle 22:00 e la concentrazione mostra un valore di $39\mu\text{g}/\text{m}^3$ costanti.







CONCLUSIONI

Negli Stati Uniti da anni si stanno utilizzando modelli per il controllo della qualità dell'aria. L'uso di modelli offre una serie di vantaggi rispetto alle misure delle centraline di monitoraggio ed è per questo che oggi stanno diventando strumenti di sempre maggior impiego.

Rispetto alle misure delle stazioni di monitoraggio, i modelli possono offrire:

- Una copertura dell'intero territorio
- Valori di concentrazione in quota, fino all'altezza dello strato limite superficiale
- Ipotesi di scenari futuri
- Tempi veloci di calcolo e possibilità di rappresentazione immediata della simulazione.

Ovviamente ci sono anche gli svantaggi:

- Il modello semplifica la realtà
- Non è in grado di simulare situazioni complesse (non può tener conto di tutte le reazioni chimiche in atmosfera o delle condizioni atmosferiche complesse)
- Dipende dai dati meteorologici e superficiali, e gli errori di input causano un'amplificazione degli errori di output
- Necessita di strumenti sofisticati e personale competente

Si può dire, quindi, che i modelli possono essere un sistema integrativo e non sostitutivo delle misure, laddove non ci sia un livello d'attenzione, tale che l'approssimazione accettata con i modelli non metta in pericolo la salute umana.

L'APAT, tramite le linee guida dell'EPA (Environmental Protection Agency, USA) ha acquisito un nuovo software: BREEZE. Si tratta di un'interfaccia per l'uso di diversi modelli, che possono essere applicati a secondo della realtà che si vuole simulare.

Per testare la facilità d'uso del nuovo strumento, sono state eseguite, tramite AERMOD, delle simulazioni reali sui i giorni di cui si disponeva dei dati meteorologici. Il risultato delle simulazioni sembra aver rispettato il meccanismo di dispersione, legato alla turbolenza di tipo meccanica e turbolenta, a dimostrazione del buon grado raggiunto dal modello nel rappresentare lo Strato Limite Atmosferico. Più interessante invece, è stato verificare la complessità nel maneggiare il modello, applicandolo ad un caso pratico:

1- Ciò che è emerso:

- ✓ Facilità nell'usare il manuale
- ✓ Semplicità nell'introdurre i dati
- ✓ Immediatezza visiva:
 - dei dati meteo

- di come i dati in ingresso possono modificare lo scenario della simulazione
- del risultato delle simulazioni
- ✓ Possibilità di creare una serie di output di rappresentazione grafica utilizzabili in diverse applicazioni (dati di sola concentrazione massima giornaliera, dati sull'andamento del particolato, dati esportabili per altri programmi di grafica ecc. ecc.) ,

2- Ancora da capire:

- ✓ Non avendo eseguito una simulazione con AERMET, bisogna ancora stabilire quali siano gli input necessari e quale il grado di qualità del dato.
- ✓ Non avendo eseguito una simulazione con AERMAP, non si è potuto vedere come il modello acquisisce i dati topografici
- ✓ Mancanza di un programma di grafica per gli output, capace di fornire una migliore comprensione del risultato (per esempio gamma di colori associata alla concentrazione, possibilità di selezionare i valori delle isolinee ecc. ecc.).

Questo è stato solo un primo passo, ma per poter prendere confidenza con il modello bisogna eseguire ancora numerosi test e prove sui casi reali. Quello che è certo è che, una volta comprese le possibilità ed i limiti di applicazione, i modelli saranno preziosi strumenti nella PREVENZIONE del danno ambientale.

Bibliografia

AERMIC: *Formulation of the AERMIC model (AERMOD), Regulatory Docket AQM-95-01.*

Briggs G., Haugen D.: *Plume rise prediction*; 1975. American Meteorological Society, Boston.

Briggs G, Venkatram A.: *Analysis of diffusion field experiments*, 1998. Lectures on air pollution.

Briggs G: *Plume dispersion in the convective boundary layer. Part II*, 1993.

EPA:

- *User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Model. Volume II.* September 1995.
- *Requirements for preparations, Adoption and Submittal of State Implementation Plans (Guideline on Air Quality Models) Proposed Rule - Part II*; April 21-2000.
- *AERMOD Tech Guide.*

Finzi G., Pirovano G., Volta M. "Gestione della qualità dell'aria: modelli di previsione e revisione".

Gifford F.: *Atmospheric dispersion models for environmental pollution applications*; 1975. Lectures on air pollution and Environmental impact Analysis.

Hanna S., Weil and Paine: *Plume model Development and Evaluation Hybrid Approach*, EPRI; 1986, California.

Hanna S., Chang J.: *Hybrid Plume dispersion model, improvements and testing three field site*. 1993

Huber A., Snyder W.:

- *Building wake effect on short stake effect*, 1976.
- *Wind tunnel investigation of the effect of a rectangular shaped building on dispersion of effluents from short adjacent staks*, 1982.

Irwin J., Paumier O.: *Meteorological Processor for regulatory Models (MPRM) User Guide*. 1988.

Lee R., Perry A. Cimorelli A. et al.: *Development and Evaluation of the AERMOD Dispersion Model*, 1998

Pasquill F., Smith F.: *Atmospheric Diffusion*, 1983.

Schulman L., Strimaitis D., Scire J.:

- *The Prime Plume Rise and Building Downwash Model*. November 1997.
- *A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model*. Version 5. January 2000.

Trinity Consultants: **Breeze Software**

Turner D., Chico and Catalano J.: *A multiple source Gaussian Dispersion Algorithm Using one site Turbulence Data*. 1986.

U.S Geological Survey: *The 1994 Plan for National Spatial Data Infrastructure...*, 1994.

Venkatram A.: *On dispersion in the convective boundary layer*, 1983.

Weil J.: *Updating applied diffusion models*; 1985.

Weil J, Venkatram A.: *Dispersion in the convective boundary layer*; 1998.