

Simulazione dell'impatto dell'inquinamento atmosferico sul bacino del Mediterraneo

R. Melchiorre*, A. Riccio**, A. Scopa**, P.P. Franzese**

* Dipartimento di Produzione Vegetale - Università degli Studi della Basilicata, Potenza

** Istituto di Matematica, Fisica ed Applicazioni - Università degli Studi di Napoli "PARTHENOPE"

Introduzione

L'esposizione ad inquinanti atmosferici nei paesi industrializzati è largamente determinata dall'utilizzo di combustibili fossili quali fonte primaria di energia per scopi industriali, domestici e per il trasporto di merci e persone. Attualmente si stima che circa il 30-40% dei cittadini Europei sia esposto a livelli di inquinamento atmosferico superiori agli standard UE. L'evidenza di una associazione tra inquinamento atmosferico ed effetti sulla salute è confermata da numerosi studi di carattere epidemiologico. La presenza di elevati carichi di tali sostanze (monossido di carbonio, biossido di azoto, biossido di zolfo, ozono, benzene, polveri sospese) determina disturbi quali affanno, tosse cronica, catarro e affezioni delle vie respiratorie, nonché danni all'apparato polmonare.

In particolare ciò che rende aggressivo l'ozono è il suo spiccato potenziale ossidante, che gli permette di danneggiare tessuti biologici ed interferire con il biochimismo cellulare. Inoltre, essendo difficilmente solubile in acqua, non reagisce con il muco protettivo delle vie respiratorie, penetrando così fino alle regioni particolarmente sensibili dell'apparato polmonare. Circa il 91% dell'ozono inspirato viene assimilato dalle vie respiratorie e dai polmoni; quando raggiunge le sensibili membrane cellulari distrugge la loro struttura e dà il via ad una serie di reazioni a catena, che determinano nel tessuto numerose infiammazioni, quali:

- irritazione delle mucose (bruciore agli occhi, bruciore/raschio alla gola, senso

di oppressione al torace, dolori quando si inspira profondamente);

- limitazione della funzione polmonare (del 5-10% in presenza di 200 mg/m³ d'ozono);
- reazioni infiammatorie nelle vie respiratorie fino ai polmoni;
- amplificazione delle reazioni infiammatorie nelle vie respiratorie dovute ad altri agenti irritanti (altre sostanze inquinanti, come ad esempio polveri fini in sospensione (PM10), polline, acari, ecc.);
- riduzione generalizzata del rendimento fisico.

La sensibilità può essere molto diversa da una persona all'altra e dipende in particolare dalla concentrazione, dal tempo di esposizione e dall'attività fisica. La Tabella 1, elaborata dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS), sintetizza le relazioni tra le concentrazioni di O₃ e le patologie indicate.

Per quanto concerne gli effetti del CO sulla salute umana è nota la sua pericolosità data dalla capacità di fissarsi a livello emoglobinico (circa 200 volte maggiore di quella dell'ossigeno). Le principali conseguenze relative alla permanenza in zone in cui il CO è presente in quantità elevate sono a carico dell'apparato cardiovascolare e del sistema nervoso. Un ulteriore fattore di rischio per la salute umana è determinato dal particolato sospeso, principalmente dalle polveri fini con diametro inferiore a 10 µm e perciò dette PM10. E' da notare che secondo uno studio condotto dall'OMS (*Inquinamento atmosferico nelle città italiane: impatto sulla salute*. 2000) le concentrazioni me-

die di PM10 relative ad 8 città italiane risultavano tutte superiori agli obiettivi di qualità dell'aria, che ne fissano il limite a 40 µg/m³. Inoltre sono state riscontrate significative associazioni tra PM10 ed incremento del numero dei ricoveri ospedalieri per patologie degli apparati respiratorio e cardiocircolatorio, nonché del numero di decessi dovuti a queste patologie. Dall'analisi dei dati statistici reperibili nella letteratura scientifica, si evince come il numero complessivo stimato di casi attribuibili al PM10 rappresenti un importante problema di sanità pubblica. Pertanto interventi mirati alla stima ed alla riduzione dell'inquinamento atmosferico avrebbero ricadute importanti non solo in termini di salute, ma anche di costi sociali.

L'obiettivo di questo studio consiste nella simulazione dell'impatto dell'inquinamento atmosferico sull'area del bacino del Mediterraneo attraverso l'applicazione di un modello meteorologico accoppiato ad un modello di qualità dell'aria a scala regionale-europea.

Inquinamento atmosferico: approccio modellistico

La stima dell'inquinamento atmosferico con un approccio modellistico-computazionale è realizzabile attraverso una dettagliata conoscenza delle relazioni tra i processi chimici e meteorologici, nonché della dinamica degli inquinanti in atmosfera. Lo studio dei processi di emissione e deposizione delle specie chimiche reattive nel *boundary layer* [1] è strettamente con-

nesso alla dinamica fisica delle masse d'aria, in quanto la turbolenza nella bassa troposfera agisce come fattore di controllo non soltanto per il trasporto, ma anche per lo stato di mescolamento delle stesse, condizionando la possibilità che si verifichino trasformazioni chimiche.

L'approccio modellistico da noi proposto si è sviluppato in tre fasi principali:

- 1) calcolo delle variabili fisiche atmosferiche attraverso l'applicazione di un modello meteorologico;
- 2) calcolo delle emissioni degli inquinanti atmosferici su scala europea;
- 3) simulazione numerica della dispersione degli inquinanti attraverso l'applicazione di un modello euleriano, basato sulla risoluzione delle equazioni di trasporto e reattività chimica.

L'applicazione utilizzata come sistema di modellizzazione atmosferica è il software **MM5V3** (*Fifth-Generation Mesoscale Model* - versione 3), sviluppato presso la *Penn-State University e l'UCAR (University Corporation for Atmospheric Research)*. Tale simulazione ha interessato l'area europea del bacino del Mediterraneo ed è stata effettuata su due domini innestati. Il primo, più esterno, con una risoluzione di 45 Km, il secondo, centrato sull'Italia, con una risoluzione di 15 Km. I dati meteorologici utilizzati per la definizione delle condizioni al contorno, sono stati forniti dal centro meteorologico europeo ECMWF (*European Center for Medium-range Weather Forecasts*) di Reading.

Per quanto concerne la seconda fase, i valori di emissione relativi alla griglia utilizzata per la simulazione meteorologica sono stati calcolati a partire da dati EMEP (*Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe*), attraverso l'utilizzo del software **ArcView GIS 3.2a**.

La terza fase è consistita nell'applicazione di un modello euleriano di trasporto chimico. In particolare è stato utilizzato il software **STTIA** (*Software per lo Studio del Trasporto e della Trasformazione Chimica di Inquinanti Atmosferici*), basato sul meccanismo cinetico noto come LCC, che comprende 107 reazioni di 42 specie chimiche [2]. Tale modello, utilizzando i valori delle variabili fisiche calcolate dal sistema MM5 e i dati di emissione EMEP, provvede all'integrazione nu-

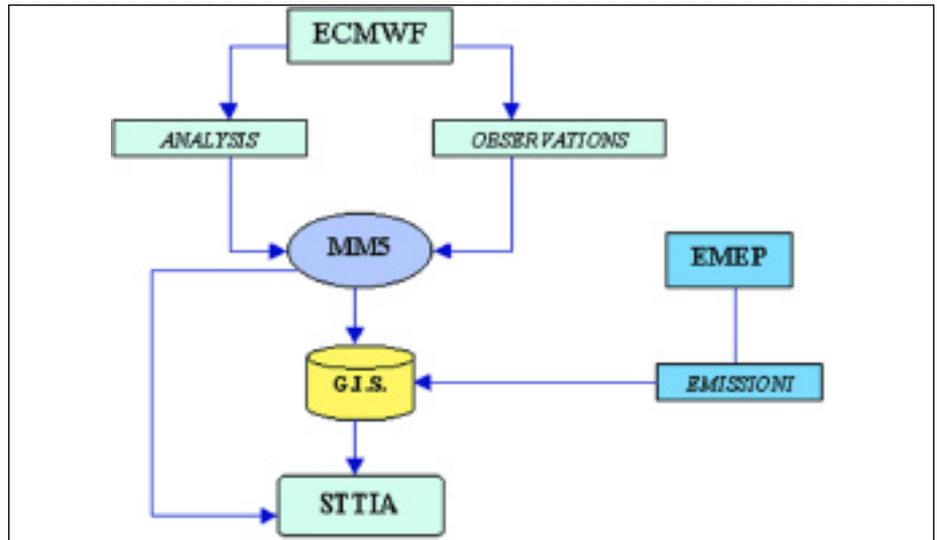


Fig.1 - Flow chart delle procedure di calcolo

merica delle equazioni di avvezione-diffusione-reazione, legate al bilancio di massa degli inquinanti chimici su una griglia tridimensionale, spazialmente uniforme lungo le dimensioni x, y e variabile lungo z . Infine le concentrazioni degli inquinanti chimici in atmosfera, ottenute dall'applicazione del software STTIA, sono state visualizzate mediante l'uso del software **Vis5D** e confrontate con le statistiche degli AOT40 e AOT60 disponibili in letteratura. Nel flow chart in figura 1 vengono schematizzate le procedure di calcolo seguite.

Applicazione dei modelli

Per l'implementazione del modello di qualità dell'aria, come per il modello meteorologico, è necessario definire le condizioni iniziali e quelle al contorno. Tali condizioni consentono la risoluzione delle equazioni di continuità per le N specie chimiche considerate:

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -\nabla \cdot (u C_i) + D_i \nabla^2 C_i + R_i(C_1, \dots, C_n, T, p) + S_i(x, t) + Q_i(x, t) \quad i=1, n$$

In particolare, le condizioni iniziali sono definite attraverso le seguenti funzioni:

$$C_i(x, y, z, t_0) = f_i(x, y, z, t_0) \quad i=1, N$$

che esprimono le concentrazioni iniziali per ogni specie chimica, in ciascun punto

dell'area in esame.

La condizione al contorno per la superficie del modello al contatto con il suolo è stata scelta definendo il flusso di materia di ciascuna specie chimica uguale alla differenza tra il flusso emissivo ed il flusso dovuto alla deposizione secca:

$$-K_{zz} \frac{\partial C_i}{\partial z} = S_i - E_i$$

E_i rappresenta il flusso deposizionale (ppm/m^2s) ed è espresso come:

$$E_i = v_g^j C_i(z_r)$$

dove v_g^j è la velocità di deposizione e $C_i(z_r)$ rappresenta la concentrazione dell' i -esimo inquinante ad una appropriata altezza di riferimento z_r .

La condizione al contorno relativa alla superficie superiore del modello è stata definita considerando nullo il flusso turbolento:

$$-K_{zz} \frac{\partial C_i}{\partial z} = 0$$

L'inizializzazione del modello richiede inoltre i termini relativi alla componente media della velocità del vento e del tensore di diffusività turbolento K , nonché i valori di emissione delle specie inquinanti.

I primi sono stati calcolati a partire dai dati forniti dal modello di circolazione atmosferica, i secondi provengono dal-

l'inventario delle emissioni elaborato in questo studio mediante ArcView Gis.

La ricerca è stata incentrata sulla valutazione dell'evoluzione della concentrazione degli inquinanti precursori, quali il CO, gli NO_x e gli NMVOC (composti organici volatili non metanici), e conseguentemente della produzione di ozono nel mese di luglio 1998 [3].

Tali concentrazioni di O₃ sono risultate statisticamente correlate al deterioramento della vegetazione e dei raccolti agricoli, oltre che ai danni apportati alla salute umana.

Normalmente l'ozono, in condizioni naturali in assenza di inquinamento, si trova in atmosfera ad una concentrazione tipica di 10 ÷ 30 ppb, mentre in atmosfere urbane, fortemente inquinate, può superare anche i 400 ppb. Attualmente la legislazione italiana definisce un valore di attenzione di 180 µg/m³ ed un valore di allarme di 360 µg/m³. Il valore di attenzione si riferisce alla massima media oraria oltre la quale devono essere adottate, dalle Autorità competenti, misure temporanee di riduzione delle emissioni (restrizioni al traffico stradale, ecc.), al fine di evitare che l'ozono raggiunga valori ancora maggiori. La soglia di allarme definisce quel valore di concentrazione orario oltre il quale si registrano sensibili danni alla salute e alla vegetazione, e per il quale sono obbligatorie misure di riduzione delle emissioni.

I risultati ottenuti consistono nel calcolo degli andamenti tipici dei principali inquinanti atmosferici (O₃, NO, NO₂, CO) e nel calcolo dell'AOT40 e dell'AOT60 per la prima decade del mese di luglio 1998.

In sintesi le simulazioni di inquinamento atmosferico sono state sviluppate nel seguente modo:

- 1) Per ogni giorno di simulazione il software di circolazione atmosferica (MM5) è stato inizializzato con i dati provenienti dall'archivio TOGA dell'ECMWF.
- 2) Il nudging [4] è stato applicato correggendo le analisi disponibili (ogni 12 ore) con i dati provenienti dalle rete delle stazioni di radiosondaggio incluse nel dominio in esame.
- 3) Per ogni ora di simulazione del giorno in esame, si sono estratti i campi meteo di interesse per le simulazioni di inquinamento atmosferico, precisa-

mente: direzione e modulo della componente orizzontale del vento, temperatura, pressione, umidità relativa, altezza dello strato rimescolato, parametri per il calcolo della turbolenza atmosferica.

- 4) Al termine del giorno di simulazione l'MM5 è stato re-inizializzato con i dati provenienti dalle analisi dell'ECMWF, effettuando una nuova simulazione per il giorno successivo, fino a coprire la prima decade del mese di luglio 1998.
- 5) Le emissioni EMEP annuali sono state ripartite temporalmente utilizzando opportuni fattori di ripartizione; ciò ha permesso il calcolo delle emissioni orarie per ogni giorno del periodo in esame.
- 6) I dati meteo e di emissione sono stati, in seguito, forniti al modello di trasporto/reazione chimica (STTIA), ad una risoluzione temporale di un'ora. L'integrazione delle equazioni di conservazione della massa per ciascun inquinante ha permesso di evidenziare la dinamica dell'inquinamento sull'area in esame.

Al fine di generare un campo iniziale di concentrazione per ciascuno degli inquinanti considerati nel modello di qualità dell'aria, si è utilizzato il metodo conosciuto in letteratura come "tempo di start-up". Le equazioni di conservazione

del modello di qualità dell'aria sono state integrate per un periodo iniziale di ventiquattro ore, detto appunto di "start-up".

In sintesi, la procedura di start-up consiste nell'utilizzare come condizioni iniziali dei campi di concentrazione, i dati ottenuti da una simulazione precedente, assumendo che questi dati siano stati sufficientemente "filtrati" dalle equazioni di conservazione che descrivono la dinamica del moto e della reattività chimica.

Questa ricerca ha avuto anche l'obiettivo di generare le condizioni al contorno per simulazioni su scala locale, ad esempio per studiare in maggiore dettaglio i fenomeni di inquinamento nell'area urbana della città di Napoli. Una simulazione di questo genere è fortemente condizionata dalla scelta delle condizioni al contorno, le quali possono, però, essere ottenute interpolando e filtrando i campi di concentrazione delle simulazioni su scala europea.

Risultati e conclusioni

Le figure 2 e 3, che evidenziano la dinamica del trasporto e della reattività degli inquinanti chimici in atmosfera, riportano le isosuperfici dell'ozono e del monossido di carbonio in alcuni intervalli temporali del 4 luglio 1998. L'ozono è stato

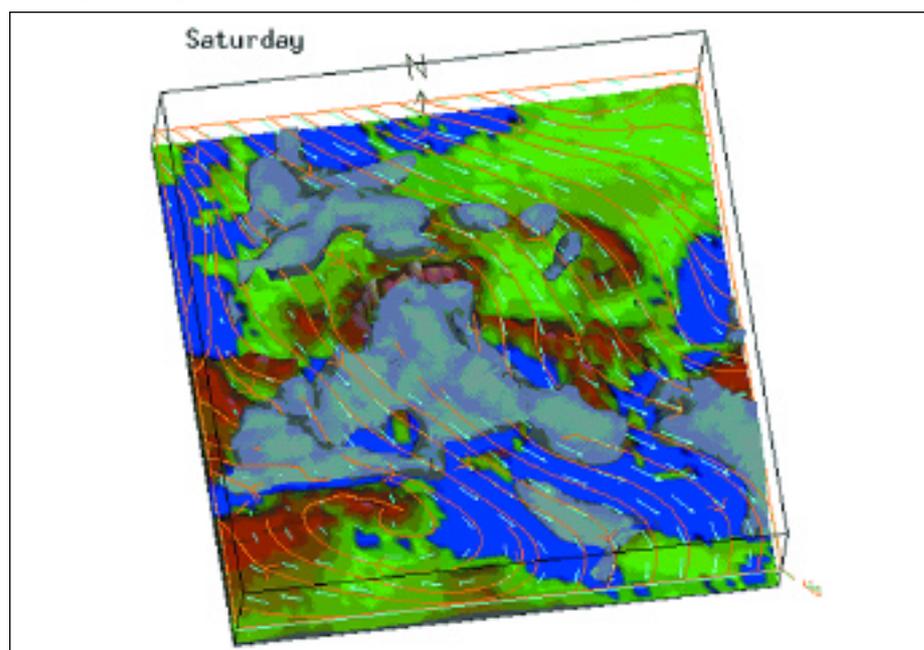


Fig. 2 - Isosuperficie della concentrazione dell'ozono a 60 ppb alle ore 18:00 UTC. Sono mostrate anche le linee di flusso della componente orizzontale del vento per indicare la direzione prevalente della dispersione nell'ora in questione. Le linee di flusso sono relative alla sezione orizzontale corrispondente ad un'altezza di 1.5 Km dalla superficie del mare.

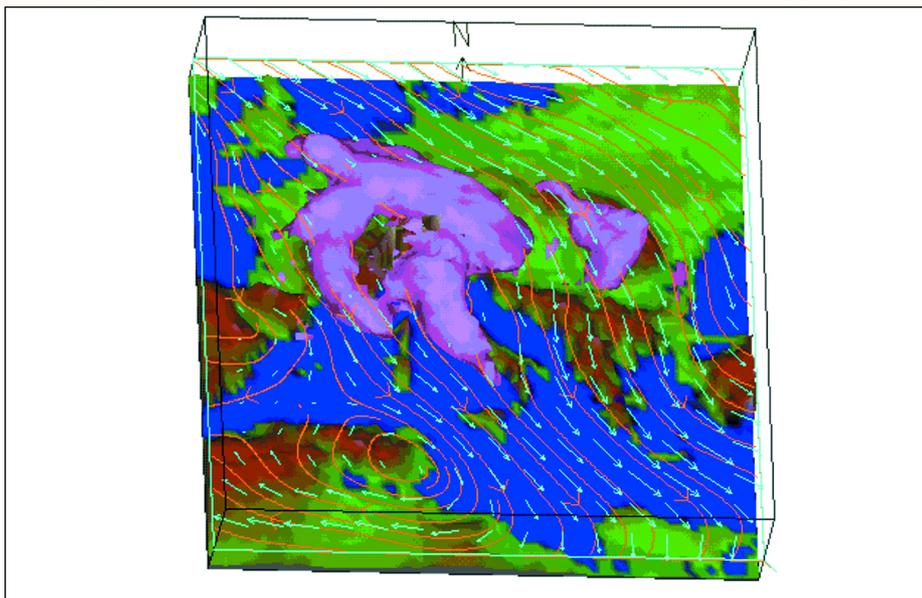


Fig. 3 - Isosuperficie della concentrazione del monossido di carbonio a 200 ppb alle ore 24:00 UTC.

scelto in quanto rappresenta un tipico inquinante fotochimico secondario mediamente reattivo (tempo di semivita di circa due ore), mentre il monossido di carbonio è un tipico inquinante primario scarsamente reattivo (tempo di semivita di circa due giorni). Essendo l'ozono un tipico inquinante fotochimico secondario (che si forma prevalentemente quando la radiazione ultravioletta è maggiore), la sua concentrazione aumenta nelle ore diurne, a causa della reazione di iniziazione relativa alla fotodissociazione dell' NO_2 . Durante le ore notturne, invece, l'ozono è soggetto a deplezione, a causa dell'assenza delle reazioni di iniziazione, nonché per la presenza di processi di ossidazione e deposizione. Nel caso l'atmosfera sia in uno stato ossidato sufficientemente alto, l'ozono può rimanere intrappolato, durante la notte, negli strati atmosferici stabilmente stratificati, fungendo, in tal modo, da serbatoio di ozono per il giorno successivo. La sua concentrazione è massima nelle aree sottovento, anziché in quelle di emissione, data la sua natura di inquinante secondario; il punto di massimo dipende dalle condizioni di

dispersione e dal tempo di semivita. Ciò è abbastanza evidente se si considerano i "plume" che si innalzano dalle aree maggiormente urbanizzate del centro/nord Europa; queste sono infatti le aree a maggiore emissione di precursori del dominio in esame. La massima concentrazione di ozono (di circa 150 ppb) viene raggiunta nel tardo pomeriggio, intorno alle 18:00 UTC (Figura 2), in linea con i valori attesi in un tipico giorno estivo. Oltre quest'ora la concentrazione di ozono tende a diluirsi ed a diminuire, a causa dell'assenza della radiazione solare.

Come per l'ozono, viene di seguito illustrata la dinamica relativa alla produzione e al trasporto per quanto concerne il monossido di carbonio, nel giorno 4 luglio 1998. Nella figura 3 viene riportata l'isosuperficie relativa al CO a 200 ppb, alle ore 24 UTC. Tale inquinante, a differenza dell' O_3 , ha una reattività molto bassa e quindi tempi di vita più lunghi. Per tale caratteristica, il CO viene spesso utilizzato come tracciante per la definizione della dinamica atmosferica delle masse d'aria. A differenza dell'ozono, il CO non viene consumato nelle ore notturne, anzi la stratificazione dell'atmosfera ne favorisce l'accumulo. Infatti nelle ore notturne, in accordo con i risultati attesi, si registra la massima concentrazione di CO.

Successivamente le simulazioni hanno messo in evidenza le variazioni sulla distribuzione spaziale delle concentrazioni degli stessi inquinanti durante la prima decade del mese di luglio. Le differenze sono essenzialmente dovute alle diverse condizioni emissive e meteorologiche. Uno dei motivi delle differenze tra i campi di concentrazione simulati in giorni diversi è dovuto alla differenziazione delle emissioni giornaliere.

Un peso maggiore è esercitato dai fattori dispersivi legati alle condizioni meteorologiche. Ovviamente, in funzione del giorno di simulazione, si hanno differenti condizioni di dispersione. I principali

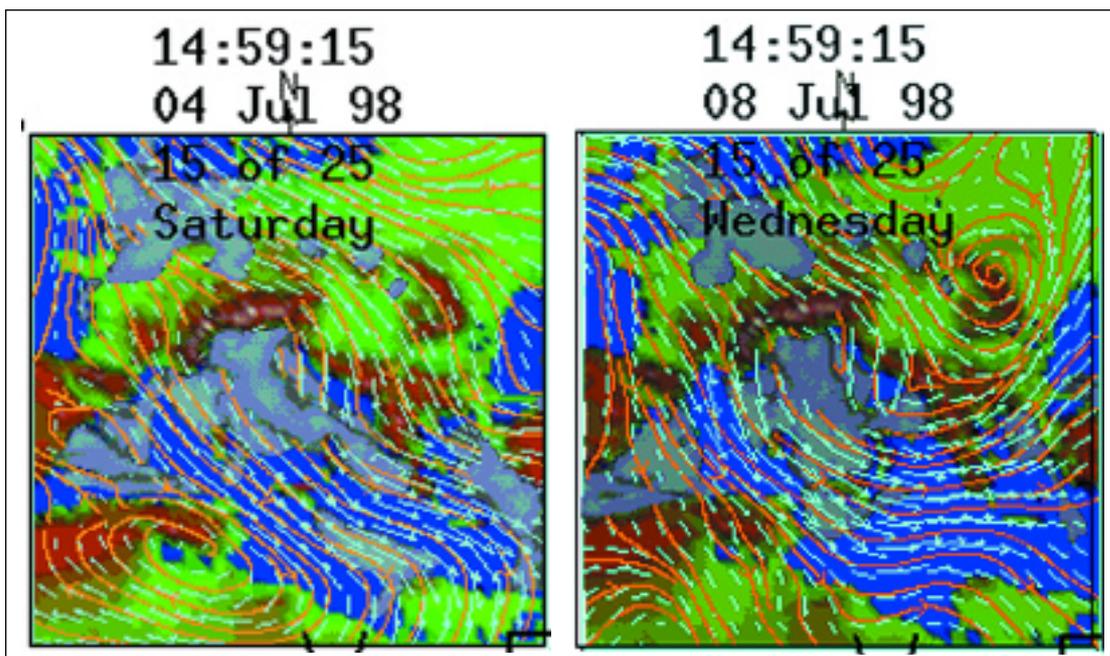


Fig. 4 - Isosuperficie della concentrazione di ozono a 60 ppb sull'intera Europa alle ore 15:00 UTC del 4 e 8 luglio 1998.

Ozono $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Irritazione alle mucose % pop. all'aperto	Limitazione della funzione polmonare (insieme della popolazione)	Limitazione della funzione polmonare (10% più sensibile)
0	Nessuna	Nessuna	Nessuna
100	Nessuna	Nessuna	Nessuna
200	Persone sensibili	10%	15%
300	Fino al 30%	15%	30%
400	50%	25%	più del 50%

Tab. 1 - Relazioni tra concentrazioni di O_3 e le patologie indicate

fattori che influenzano la dispersione atmosferica degli inquinanti chimici sono:

- 1) il trasporto convettivo nella direzione verticale;
- 2) il trasporto nella direzione orizzontale legata alla componente risolta della velocità del vento.

L'esercizio di tali forzanti può essere facilmente osservato nelle figure 4 e 5, che mostrano rispettivamente la distribuzione dell'ozono nei giorni 4 e 8 luglio e la distribuzione del monossido di carbonio nei giorni 4 e 6 luglio 1998.

Nel giorno 4 luglio la presenza di un vento proveniente da nord ovest determina un trasporto di massa, e quindi un fenomeno di dispersione dell'inquinante verso sud-est maggiore di quello che, invece caratterizza il giorno 8, nel quale la presenza di un gradiente orizzontale di pressione meno intenso, fa sì che la maggior parte della nube inquinante sia concentrata sull'Europa centro-settentrionale.

Le simulazioni confermano sostanzialmente le attese, in quanto si osserva che la zona dove vengono maggiormente prodotti i precursori è il nord ovest dell'Eu-

ropa (Inghilterra, Francia, Germania e nord Italia).

Infatti sia gli NO_x (NO_2 , NO), che il CO , provengono in misura maggiore dalla zona nord ovest del dominio considerato; i primi, venendo coinvolti in reazioni di trasformazione quali la formazione di O_3 , subiscono l'effetto del trasporto per un tempo minore.

La distribuzione del CO è correlata alla sua bassa reattività; si nota infatti, che tale inquinante, caratterizzato da un elevato tempo di residenza, è trasportato passivamente dal vento prevalente (da nord ovest verso sud est), che lo disperde sul centro dell'Europa. Ciò è maggiormente evidente nel giorno 6 luglio 1998.

Infine sono stati calcolati gli indici statistici AOT40 ed AOT60, che confrontati con quelli forniti dal centro EMEP, sono risultati ad essi paragonabili. Tale concordanza suggerisce l'attendibilità delle simulazioni prodotte. Ulteriori validazioni dei risultati ottenuti dalle simulazioni prodotte, potranno derivare dalla successiva applicazione del modello di qualità dell'aria su domini a scala urbana.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Prof. G. Giunta, Direttore dell'Istituto di Matematica, Fisica ed Applicazioni dell'Università degli Studi di Napoli "PARTHENOPE", per le simulazioni numeriche.

Note

[1] *Planetary Boundary Layer: porzione inferiore della troposfera, che si estende dal suolo fino ad un'altezza di 1000 m circa, direttamente influenzata dai flussi di quantità di moto, di calore, di umidità provenienti dalla superficie terrestre.*

[2] *STTIA: software sviluppato dal Dott. A. Riccio, presso l'Istituto di Matematica, Fisica ed Applicazioni dell'Università degli Studi di Napoli "PARTHENOPE".*

[3] *La scelta del periodo di riferimento è stata condizionata dalla disponibilità dei dati in letteratura.*

[4] *'Nudging' o metodo di rilassamento newtoniano: tecnica che consente l'avvicinamento dello stato del modello allo stato osservato, attraverso l'aggiunta alle equazioni prognostiche, di termini di tendenza artificiali, basati sulla differenza tra i due stati.*

Bibliografia

- 1) J.H. Sienfeld, S.N. Pandis (1986) – Atmospheric Chemistry and Physics. From Air Pollution to Climate Change- John Wiley & Sons.
- 2) G.J. Haltiner, R.T. Williams (1980) Numerical Prediction and Dynamic Meteorology – John Wiley & Sons.
- 3) EUROPEAN CENTRE FOR ENVIRONMENT AND HEALTH (2000) - Inquinamento atmosferico nelle città italiane: impatto sulla salute.
- 4) G. Barone, P.D'Ambra, D. Di Serafino, G. Giunta, A. Murli, A. Riccio – Application of a parallel photochemical air quality model to the Campania region (southern Italy).
- 5) G. Barone, P.D'Ambra, D. Di Serafino, G. Giunta, A. Murli, A. Riccio (1999) – PNAM: parallel software for air quality simulations in the Naples area.
- 6) A. Riccio (1997) - Reti di reazioni chimiche e/o fotochimiche interagenti con processi diffusionali e/o convettivi.
- 7) G. Barone, P.D'Ambra, D. Di Serafino, G. Giunta, A. Riccio (1999) – A Comparison of Numerical Methods for solving diffusion-reaction equations in air quality models.
- 8) ANPA Agenzia Nazionale per l'Ambiente (1999) – Emissioni in atmosfera e qualità dell'aria.

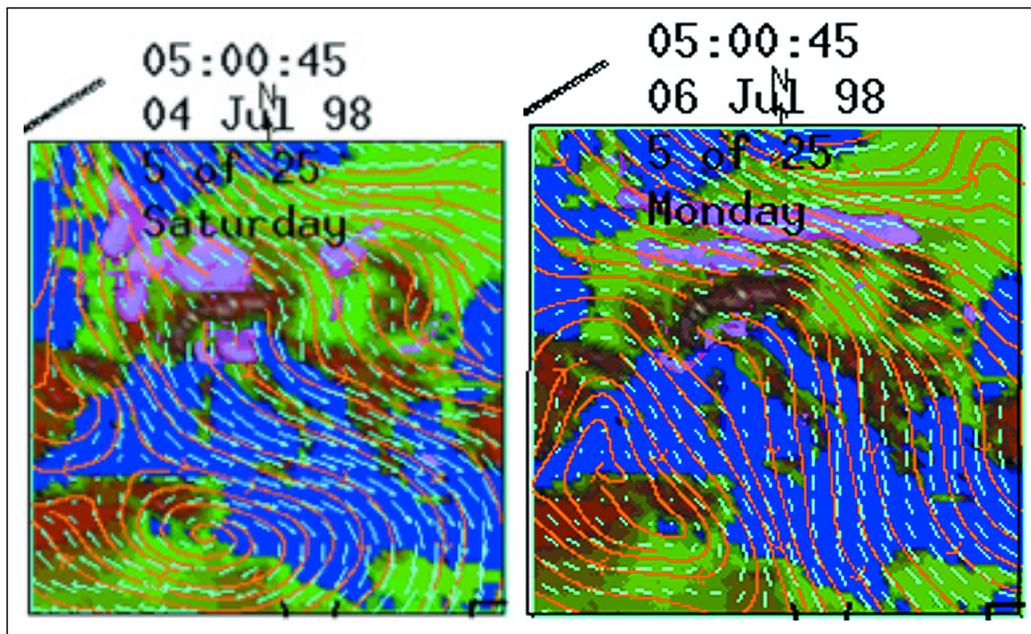


Fig. 5 - Isosuperficie della concentrazione di monossido di carbonio a 200 ppb sull'intera Europa alle ore 5:00 UTC del 4 e 6 luglio 1998.