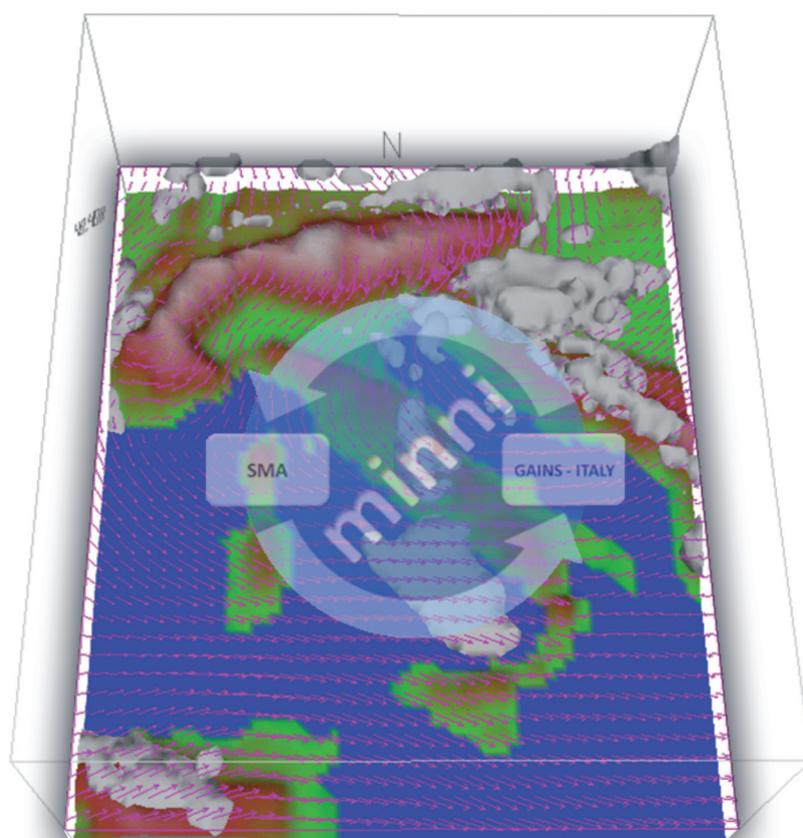


PROGETTO MINNI

**SISTEMA MODELLISTICO PER
LE POLITICHE DI QUALITÀ DELL'ARIA
A SUPPORTO DI GOVERNO E REGIONI**



Progetto finanziato dal Ministero dell'Ambiente
e della Tutela del Territorio e del Mare
2008-2012

Progetto MINNI
Sistema modellistico per le politiche di qualità dell'aria
a supporto di Governo e Regioni

*Rapporto finale sintetico della Convenzione 2008-2012 fra Ministero dell'Ambiente
e della Tutela del Territorio e del Mare ed ENEA "Sviluppo, verifica e nuove applicazioni
del sistema modellistico MINNI a supporto delle politiche di qualità dell'aria nazionali e
dei piani e programmi di risanamento della qualità dell'aria regionali"*

2013 ENEA
Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e
lo sviluppo economico sostenibile

Lungotevere Thaon di Revel, 76
00196 Roma

ISBN 978-88-8286-287-9



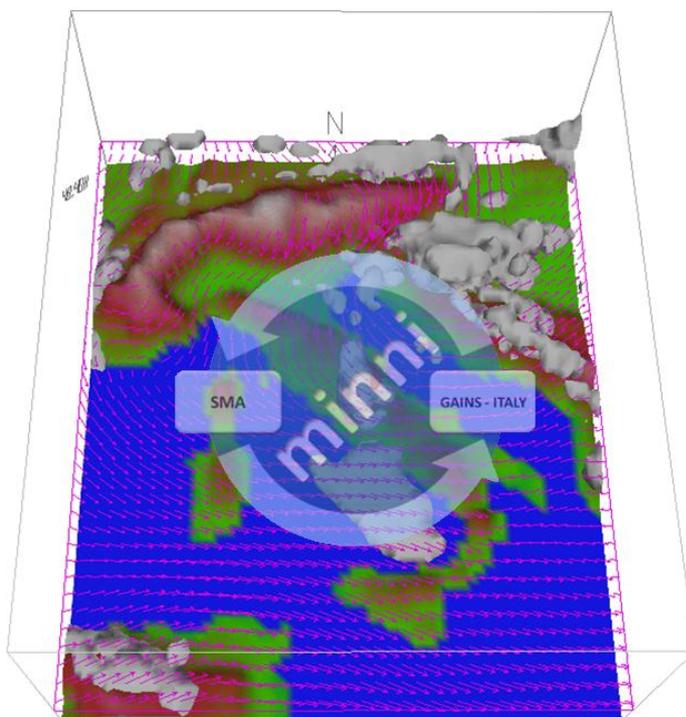
Agenzia nazionale per le nuove tecnologie,
l'energia e lo sviluppo economico sostenibile



MINISTERO DELL'AMBIENTE
E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO E DEL MARE

PROGETTO MINNI

SISTEMA MODELLISTICO PER LE POLITICHE DI QUALITÀ DELL'ARIA A SUPPORTO DI GOVERNO E REGIONI



Progetto finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare
2008-2012

Contenuto e scopo della pubblicazione

Il volume riassume le principali attività della Convenzione 2008-2012 fra Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare ed ENEA sullo sviluppo e le applicazioni del sistema modellistico MINNI. L'intento è di fornire una selezione dei principali argomenti trattati e dei risultati ottenuti rimandando la descrizione dettagliata a documenti specifici e ad articoli pubblicati o in corso di pubblicazione.

Partecipanti al Progetto e loro contributo

Hanno contribuito al Progetto "Sviluppo, verifica e nuove applicazioni del sistema modellistico MINNI a supporto delle politiche di qualità dell'aria nazionali e dei piani e programmi di risanamento della qualità dell'aria regionali" i ricercatori di seguito elencati:

- Gabriele Zanini

Responsabile del Progetto

ENEA, Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali (UTVALAMB)

- **Luisella Ciancarella**, ENEA, responsabile del Laboratorio qualità dell'aria (UTVALAMB-AIR), ha coordinato le attività relative alla modellistica meteorologica e chimica e si è direttamente impegnata nello sviluppo di GAINS_Italia. Inoltre, ha pazientemente composto la presente pubblicazione.

Lo sviluppo del sistema modellistico atmosferico è stato seguito da:

per ENEA:

Gino Briganti, Andrea Cappelletti, Mihaela Mircea, Giandomenico Pace, Lina Vitali Irene Cionni, Massimo D'Isidoro, Anna Pederzoli, Antonio Piersanti, Gaia Righini, Mario Adani, Alessandra Ciucci, Felicita Russo.

per ARIANET Srl:

Giuseppe Brusasca, Giuseppe Calori, Matteo Costa, Sandro Finardi, Lorenzo Mauri, Paola Radice, Camillo Silibello.

- **Giovanni Vialetto**, ENEA, responsabile del Laboratorio scenari e modelli di valutazione dell'inquinamento Atmosferico, afferente all'Unità Tecnica Tecnologie Ambientali (UTTAMB-ATM), ha coordinato le attività di sviluppo della modellistica integrata (GAINS_Italia).

Lo sviluppo della modellistica integrata è stata seguita da:

Ilaria D'Elia, Alessandra De Marco, Tiziano Pignatelli, Stefania Racalbutto, Maria Antonia Bencardino, Lorianna Annunziata.

Per il web e la rappresentazione dei risultati:

Giuseppe Cremona.

Per il calcolo e l'assistenza su CRESCO:

Silvio Migliori, Giovanni Bracco, Aniello Cucurullo, Carlo Mercuri, Giuseppe Tomasino, Sergio Tugnoli.

Ideazione delle campagne sperimentali, preparazione in campo, analisi chimico fisiche, post-elaborazioni.

Per la campagna sui FE da aratura e cantieri edili:

Massimo Berico, Teresa La Torretta, Antonella Malaguti, Roberto Nuzzi, Ettore Petralia, Chiara Telloi, Milena Stracquadanio.

Per la campagna di Trisaia:

- organizzazione locale, analisi chimiche sui campioni, mezzo mobile per la misura convenzionale della qualità dell'aria: **Alessandra Magarelli, Francesco Baldassarre, Loretta Daddiego, Francesco Salfi**
- misure meteo e chimica, postazione al suolo: **Massimo Berico, Teresa La Torretta, Antonella Malaguti, Chiara Telloi** (Università degli Studi di Ferrara, Ph.student).

- **Alcide Di Sarra**, ENEA, responsabile dell'Unità Analisi e Osservazioni sul Sistema Terra UTMEA-TER afferente all'Unità Tecnica Modellistica Energetica Ambientale, ha coordinato il gruppo per le misure dei profili verticali e lo studio sui flussi attinici:

- per il radiometro HATPRO e i voli: **Giandomenico Pace, Wolfgang Junkermann** (Karlsruhe Institute of Technology)
- misura dei flussi attinici e anemometria sonora: **Lorenzo de Silvestri, Claudia di Biagio** (Università di Siena, ENEA-PhD student), **David Mateos** (University of Valladolid, PhD student)
- modello di trasporto radiativo: **Daniela Meloni**
- misure sodar e lidar: **Prof. Marco Cacciani**, Dipartimento di Fisica dell'Università di Roma "La Sapienza" con i collaboratori **Giampietro Casasanta, Nicoletta di Genova, Vincenzo Tramontana**, degree students e **Irene Mavilia**, Università di Roma 3, degree student.

I colleghi dell'Unità Tecnica Ingegneria Sperimentale del Centro Ricerche ENEA Brasimone hanno collaborato in tutte le fasi sperimentali e nell'ideazione degli apparati di prelievo: **Ruggero Lorenzelli, Stefano Salvi, Fabiano Serra, Carlo Tonelli**.

Altre collaborazioni.

- Prof.ssa Carmela Vaccaro, Dipartimento Scienze della Terra, Università degli Studi di Ferrara per l'analisi multielementare del PM.
- CRPA (Centro Ricerche Produzioni Animali) di Reggio Emilia ha prodotto lo studio su "Valutazione efficacia misure nel settore agricoltura in termini riduzione emissioni ammoniacale, metano e protossido di azoto e di riduzione concentrazioni PM.
- IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria) ha collaborato allo sviluppo di GAINS_Italia.
- TECHNE Consulting Srl, ha prodotto lo studio di fattibilità tecnica per l'allacciamento alla rete elettrica delle navi in porto.
- ARPA Lombardia in collaborazione con il Politecnico di Milano (DIAR) e la Stazione Sperimentale Combustibili hanno condotto la sperimentazione su i Fattori di Emissione da combustione della legna in impianti domestici.

Ringraziamenti

Grazie di cuore a **Mafalda Valentini e Donato Viggiano** (nel 2010 Direttori dei Centri ENEA di Bologna e Trisaia, rispettivamente) e anche a **Giuseppe Spagna**, attuale Direttore del Centro ENEA della Trisaia e a **Giacobbe Braccio**, direttore dell'Unità Tecnologie Trisaia, per la collaborazione e la pazienza durante la campagna sperimentale di Trisaia.

Grazie a **Gloria Tomei**: senza la sua determinazione non saremmo stati in grado di affrontare tante piccole cose che fanno la differenza.

Indice

Introduzione	9
Premessa	11
1. Sviluppo e nuove applicazioni di MINNI	13
1.1 Sistema Modellistico Atmosferico (SMA) di MINNI: nuovi moduli, nuove applicazioni	13
1.1A Implementazione nel modello degli incendi boschivi, delle polveri sahariane e dell'aerosol marino	13
1.1B Sviluppo di un nuovo modulo per il calcolo del trasporto radiativo	22
1.1C Ricostruzione di meteorologia con dettaglio 4 km x 4 km	28
1.1D Ricostruzione delle concentrazioni con dettaglio 4 km x 4 km	34
1.1E Valutazione dell'influenza della variabilità meteorologica interannuale sulle concentrazioni di inquinanti	42
1.1F Produzione matricidi trasferimento atmosferico (MTA) per GAINS_Italia	47
1.1G Estensione del modello ai metalli pesanti e POPs, MTA metalli pesanti	52
1.2 GAINS_Italia - Aggiornamento ed estensione delle funzioni	69
1.2.A Aggiornamento, estensione e potenziamento di GAINS_Italia	69
1.2.B Valutazione efficacia misure nel settore agricoltura in termini riduzione emissioni ammoniacale, metano e protossido di azoto e di riduzione concentrazioni PM	78
1.2.C Gli scenari 2010, 2015 e 2020 e le richieste di proroga all'entrata in vigore dei valori limite per il biossido di azoto NO ₂	89
2. Indagini su settori specifici e verifiche sperimentali	95
2.A Osservazioni sperimentali per la verifica nuovi moduli meteorologici e chimico-fisici di MINNI	95
2.A.1 osservazioni sperimentali e campi meteorologici di MINNI	98
2.A.2 Osservazioni sperimentali e campi di concentrazione di MINNI	104
2.B Studio sulla diffusione sistemi abbattimento e sulla loro efficacia in settori particolarmente critici ai fini del calcolo degli scenari: emissioni combustione legna	122
2.C Studio sulla diffusione sistemi abbattimento e sulla loro efficacia in settori critici ai fini del calcolo degli scenari: emissioni dal trasporto marittimo (B1 combustibili marini, B2 rete elettrica porti)	126
2.D Fattori emissione PM: agricoltura ed edilizia	127
3. Supporto al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (attuazione impegni previsti negli Accordi di programma ex DM 16 ott. 2006, tavoli tecnici con le Regioni, tavoli nazionali ed internazionali sulle tematiche del settore)	129
4. Pubblicazioni e presentazioni scientifiche sulle attività della Convenzione	130

Introduzione

Era una mattina buia e tempestosa ... parafrasando E. Bulwer-Lytton, o meglio, l'incipit del più famoso Snoopy.

Nacque così in una mattina dell'incerta primavera 2002, sotto un cielo cupo che distillava fiumi d'acqua e fulmini, dentro un treno che sembrava un acquario, il fatidico acronimo MINNI (Modello Integrato Nazionale a supporto della Negoziazione internazionale sui temi dell'Inquinamento atmosferico) e le prime righe della "concept note" che avrei presentato quel giorno nella speranza di ottenere un finanziamento.

Un "Modello Nazionale" per comprendere i numeri sfornati incessantemente dalle centraline di misura, per progettare reti affinché non fossero tentacolari, costose e ridondanti, per indirizzare le politiche, per andare ai tavoli negoziali con il nostro punto di vista sorretto dai dati e dalle simulazioni di futuri scenari e non con la sola abilità diplomatica. Fino ad allora era stata una sorta di favola che con Mario Cirillo (oggi in ISPRA), Giuseppe Brusasca (oggi Presidente di ARIANET Srl) e Giovanni Vialetto ci eravamo raccontati dietro i sipari dei convegni.

Già nel 1994 cominciammo a proporlo timidamente ma qualcuno, ancora oggi "del mestiere", ci disse che potevamo scordarcelo.

Non lo scordammo ed abbiamo avuto ragione.

Oggi siamo fieri del risultato che è stato reso possibile dal Ministero dell'Ambiente che ha creduto nel progetto e lo ha finanziato; e dai colleghi di ENEA che hanno lavorato con quella dose di entusiasmo e di curiosità che rende speciali anche le parti routinarie.

Grazie anche all'ENEA per essere quello scrigno di competenze che ancora sorprende chi da tanto tempo vi lavora. Senza i colleghi di UTICT con il loro sistema di supercalcolo CRESCO (Centro computazionale di RicErca sui Sistemi COMplessi) non avremmo potuto sviluppare il sistema così rapidamente e non avremmo potuto tagliare e cucire tante volte il modello e verificarlo. Così come preziosa è stata la negletta opera dei colleghi di supporto: la segreteria e l'amministrazione che ci hanno assistito negli approvvigionamenti, nell'organizzazione di una campagna sperimentale che molti pensavano impossibile da sincronizzare con la complessità burocratica.

È nel 2003, quindi, che MINNI muove i primi passi e cerca di svilupparsi guardandosi intorno per non diventare così estroso da non essere compreso e sufficientemente "aperto" per costituire un esempio replicabile.

Cominciamo allora a tessere la trama del modello: il rapporto con IIASA per RAINS (il codice padre dell'attuale GAINS), il legame con l'Università del Colorado e ATMET per RAMS il modello meteorologico, le prime simulazioni del cuore chimico di MINNI, FARM, l'evoluzione di STEM, modello sul quale ENEA lavorò negli anni '80 in collaborazione con l'Università dello Iowa, ora più ampio e maneggevole grazie al lavoro di ARIANET.

Il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare finanzia con Convenzioni annuali lo sviluppo del sistema che comincia ad essere applicato ai primi casi concreti suggeriti dalla cronaca di quegli anni: centinaia di giornate di superamenti dei limiti di qualità dell'aria nella Pianura Padana, una serie di "ricette" per ridurre l'inquinamento atmosferico, nel migliore dei casi inefficaci, nel peggiore controproducenti.

Mediante MINNI si “scoprono” gli effetti di alcune politiche di riduzione delle emissioni (ridurre le emissioni dal settore civile, intervenire sulle macchine off road, modificare il parco circolante), la non trascurabile influenza degli allevamenti, la composizione del particolato secondario e il suo legame con gli inquinanti gassosi primari, le responsabilità non esclusive del traffico autoveicolare, l’importanza delle politiche di bacino quasi a contraddire l’allora nuova religione federalista, l’efficacia o meno delle misure messe in campo dalle Regioni per contrastare l’inquinamento da PM. Si prova l’effetto che farebbe un numero grande “a piacere” di centrali cosiddette “pulite” nella Pianura Padana.

I risultati non piacciono a tutti perché in alcuni casi scardinano automatismi consolidati, ma cresce la consapevolezza sull’importanza di uno strumento di simulazione, che pur con le sue incertezze, può indicare tendenze e alcune soluzioni.

Tante storie e tanti aneddoti si potrebbero raccontare attorno all’infanzia di MINNI ma è meglio passare oltre e vedere, nei capitoli che seguono, come è diventato e quanto lavoro è stato fatto nel periodo 2008-12, quando una Convenzione pluriennale con il Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare ha consentito di progettare con più respiro le attività e di indirizzarle al supporto delle politiche di qualità dell’aria nazionali e dei piani e programmi di risanamento della qualità dell’aria regionali.

L’intento principale di questa pubblicazione è di riassumere le principali attività della Convenzione e di fornire una mappa per i lettori per orientarsi fra una grande quantità di informazioni e selezionare ciò che interessa, recuperando il dettaglio in un secondo momento.

I risultati, i metodi, i modelli e le implicazioni sono ampiamente illustrati nei documenti consegnati al Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e pubblicati o in corso di pubblicazione sulle riviste scientifiche del settore.

La bibliografia che segue il testo riguarda solo le nostre pubblicazioni nel periodo, mentre le citazioni, pur presenti nel testo, non sono esplicitate per motivi di spazio, ma facilmente reperibili in rete e nelle banche dati per la consultazione bibliografica.

Il lavoro, tuttavia, non terminerebbe qui perché un modello non è per sempre!

Ha bisogno di continui aggiornamenti che lo allineino alle nuove conoscenze e ha l’obbligo, soprattutto se usato per la policy, di verifiche con i dati sperimentali e del confronto con altri modelli.

Le zone oscure sono note e così gli argomenti prioritari su cui investire ulteriori ricerche: migliorare ancora la trattazione degli aerosol secondari organici, dei metalli, degli IPA e delle diossine, l’ulteriore aumento di dettaglio spaziale ed il raccordo con strumenti modellistici alla microscala, il tipo di relazioni fra il Sistema Modellistico Atmosferico e GAINS_Italia, la predizione d’insieme, per citarne solo alcuni.

Il nostro entusiasmo è intatto ed è ancora a disposizione, inoltre siamo migliorati con il tempo e l’esperienza.

Bologna, aprile 2013.

Gabriele Zanini

Responsabile del Progetto MINNI

ENEA, Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali (UTVALAMB)

Premessa

Il 22 aprile 2008 veniva stipulata tra il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e l'ENEA la Convenzione triennale avente per oggetto "Sviluppo, verifica e nuove applicazioni del sistema modellistico 'MINNI' a supporto delle politiche di qualità dell'aria nazionali e dei piani e programmi di risanamento della qualità dell'aria regionali". L'ENEA già dal 2002, con precedenti incarichi da parte del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, aveva sviluppato il Sistema Modellistico MINNI, costituito da due componenti principali:

- il Sistema Modellistico Atmosferico (SMA), che produce campi tridimensionali orari di variabili meteorologiche e di concentrazione dei principali inquinanti (SO₂, NO₂, O₃, PM10, PM2.5, NH₃ ecc.) su tutto il territorio italiano con risoluzione spaziale fino a 4 km.
- la componente di elaborazione e valutazione di scenari futuri e alternativi, in termini di politiche di controllo delle emissioni, denominato RAINS_Italia (che diventerà GAINS_Italia) in linea con l'omonimo modello europeo sviluppato dall'International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) di Laxenburg (Vienna), che ha collaborato alla realizzazione della versione italiana.

Le due componenti sono connesse circolarmente tramite le Matrici di Trasferimento Atmosferico (MTA) e RAIL (RAINS-Atmospheric Inventory Link), due prodotti appositamente sviluppati di cui si parlerà specificamente in successivi capitoli.

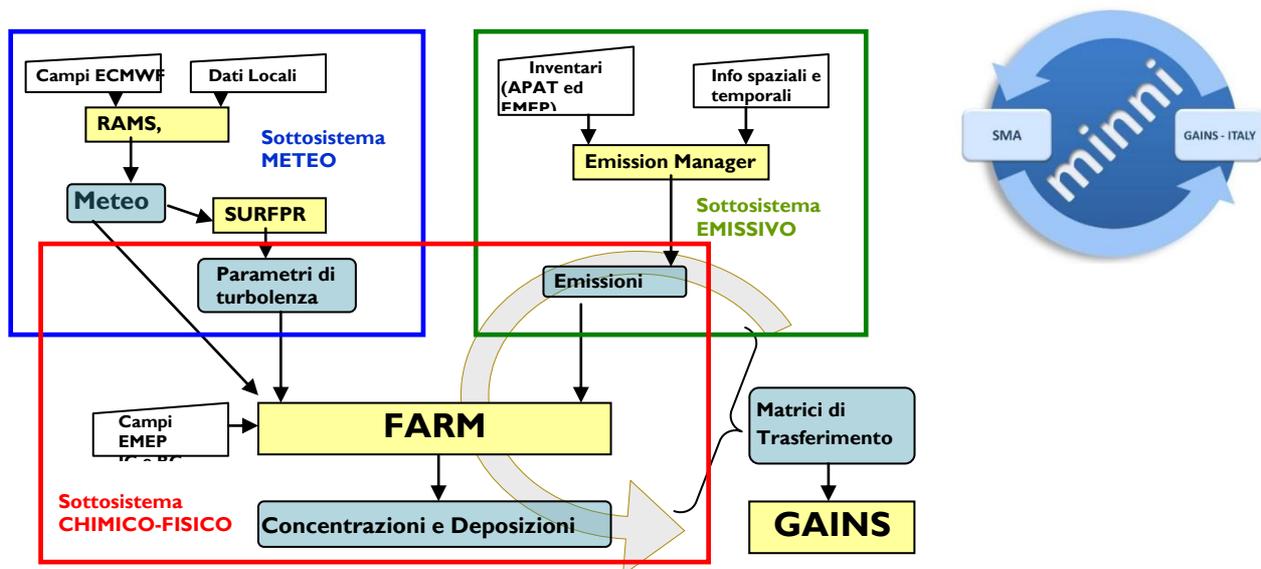


Figura 1. Il Sistema Modellistico Atmosferico (SMA) di MINNI

Il Sistema Modellistico Atmosferico (Figura 1) è a sua volta una suite modellistica complessa e pienamente integrata, il cui cuore è FARM (Flexible Atmospheric Regional Model), un modello Euleriano tridimensionale sviluppato da Arianet che tratta il trasporto, l'evoluzione chimica e la deposizione degli inquinanti atmosferici e calcola le concentrazioni in aria e le deposizioni al suolo di inquinanti gassosi e di particelle di aerosol.

L'input meteorologico per FARM è stato preparato utilizzando il modello prognostico non-idrostatico RAMS (Regional Atmospheric Modeling System), sviluppato dall'Università del Colorado. In input a RAMS, le condizioni al contorno e i dati sinottici e di superficie sono stati forniti da ECMWF (European Centre For Medium-Range Weather Forecast). In output RAMS fornisce campi meteorologici vettoriali e scalari a cadenza oraria (vento, temperatura, copertura nuvolosa, umidità, precipitazioni, radiazione totale e netta).

Il sottosistema meteorologico è completato da SURFPRO, un modulo diagnostico che, a partire dai campi meteorologici, dall'orografia e da informazioni sull'uso del suolo, consente il calcolo dei parametri di scala dello strato limite planetario (PBL), delle diffusività turbolente orizzontali e verticali e delle velocità di deposizione delle diverse specie chimiche.

Il sottosistema emissivo prevede l'utilizzo di un pre-processore, Emission Manager che, a partire dall'inventario nazionale annuale, disaggregato a livello provinciale, consente la preparazione dell'input emissivo per FARM: campi orari, disaggregati sulla griglia di calcolo, con la speciazione richiesta dal meccanismo chimico in uso.

La **nuova Convenzione** prende avvio nel novembre 2008 e si propone un ambizioso programma di sviluppo scientifico, sorretto anche dalla possibilità di avvalersi dell'infrastruttura di calcolo ad alte prestazioni ENEA-GRID e, in particolare del sistema CRESCO (Computational Research Center for Complex Systems) su cui oggi avvengono tutte le simulazioni di MINNI, utilizzando i codici parallelizzati, e sulla quale risiedono i dati prodotti in molteplici anni per uno *storage* complessivo superiore ad 1 TB di dati.

Nel Piano Esecutivo di Attuazione vengono individuate tre macro linee di attività e molteplici azioni non riconducibili esclusivamente ad un puro upgrade degli strumenti già sviluppati e alla produzione di nuove simulazioni annuali, ma anche a sviluppi scientifici innovativi sia sul fronte della conoscenza dei processi fisico-chimici che vengono simulati all'interno di MINNI sia della verifica della capacità del modello di riprodurre tali processi anche attraverso una campagna sperimentale dedicata.



1 Sviluppo e nuove applicazioni di MINNI
1.1 Sistema Modellistico Atmosferico (SMA) di MINNI: nuovi moduli, nuove applicazioni
A Implementazione modello polveri sahariane, aerosol marino e incendi boschivi
B Sviluppo di un nuovo modulo per il calcolo del trasporto radiativo
C Ricostruzione di meteorologia con dettaglio 4 km x 4 km
D Ricostruzione di concentrazioni con dettaglio 4 km x 4 km
E Valutazione dell'influenza della variabilità meteorologica interannuale sulle concentrazioni di inquinanti
F Produzione matrici di trasferimento atmosferico (MTA) per Rains Italia
G Estensione del modello ai metalli pesanti e POPs, MTA metalli pesanti
1.2 RAINS Italia - aggiornamento ed estensione delle funzioni
A Aggiornamento, estensione e potenziamento di RAINS-Italia
B Valutazione efficacia misure nel settore agricoltura in termini riduzione emissioni ammoniaca, metano e protossido di azoto e di riduzione concentrazioni PM
C Scenari 2010,2015, 2020
2 Indagini su settori specifici e verifiche sperimentali.
A Osservazioni sperimentali per la verifica nuovi moduli meteorologici e chimico-fisici di MINNI
B Studio sulla diffusione sistemi abbattimento e sulla loro efficacia in settori particolarmente critici ai fini del calcolo degli scenari: emissioni combustione legna
C Studio sulla diffusione sistemi abbattimento e sulla loro efficacia in settori critici ai fini del calcolo degli scenari: emissioni dal trasporto marittimo (B1 combustibili marini, B2 rete elettrica porti)
D Fattori emissione PM : agricoltura, edilizia, barbecue, fuochi artificiali
3 Supporto al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (attuazione impegni previsti negli Accordi di programma ex DM 16 ott. 2006, tavoli tecnici con le Regioni , tavoli nazionali ed internazionali sulle tematiche del settore)
4 Pubblicazioni e presentazioni scientifiche sulle attività della Convenzione

Tabella 1. Le attività previste nel triennio della Convenzione

1 SVILUPPO E NUOVE APPLICAZIONI DI MINNI

1.1 Sistema Modellistico Atmosferico (SMA) di MINNI: nuovi moduli, nuove applicazioni

1.1.A Implementazione nel modello degli incendi boschivi, delle polveri sahariane e dell'aerosol marino

Lo studio del contributo delle sorgenti naturali alla qualità dell'aria è importante per migliorare le prestazioni del modello, in particolare la sua capacità di simulare le concentrazioni di particolato e di riprodurre i dati osservati. Questo obiettivo ha assunto un'importanza sempre maggiore con la direttiva della Commissione Europea sulla qualità dell'aria (2008/50/EC), che ha introdotto la possibilità di individuare aree dove i superamenti dei limiti siano dovuti a sorgenti naturali, inclusi eventi di trasporto di polveri sahariane ed incendi, e la possibilità di sottrarre tali contributi dalle misure di concentrazione.

Gli **incendi boschivi** rilasciano nell'atmosfera grandi quantità di particolato (PM), ossidi di Azoto (NO_x), composti organici volatili e semivolatili (VOC, SVOC), monossido di Carbonio (CO), biossido di Carbonio (CO₂), biossido di Zolfo (SO₂), Metano (CH₄), e di conseguenza possono significativamente contribuire al deterioramento della qualità dell'aria su scala locale e regionale.

La valutazione delle emissioni da incendi e dei loro effetti sui livelli locali di inquinanti dipende da dati come l'area bruciata, la durata dell'incendio, il tipo di vegetazione, l'efficienza di combustione ed emissione della sorgente, nonché dall'altezza dell'emissione e dalla temperatura dei fumi.

Negli ultimi anni le informazioni riguardanti gli incendi sono fornite da dati da satellite sulla base dei quali lo *European Forest Fire Information System* (EFFIS, <http://effis.jrc.ec.europa.eu/>) sta creando un inventario.

Per quanto riguarda l'applicazione di MINNI, è stata scelta la stagione estiva del 2007, valutata come una delle più drammatiche per l'impatto degli incendi in Italia e nel Mediterraneo (JRC No 8 "Forest Fires in Europe 2007", EUR 23492 EN - 2008). Il mese di luglio in particolare è stato selezionato per effettuare simulazioni col sistema MINNI.

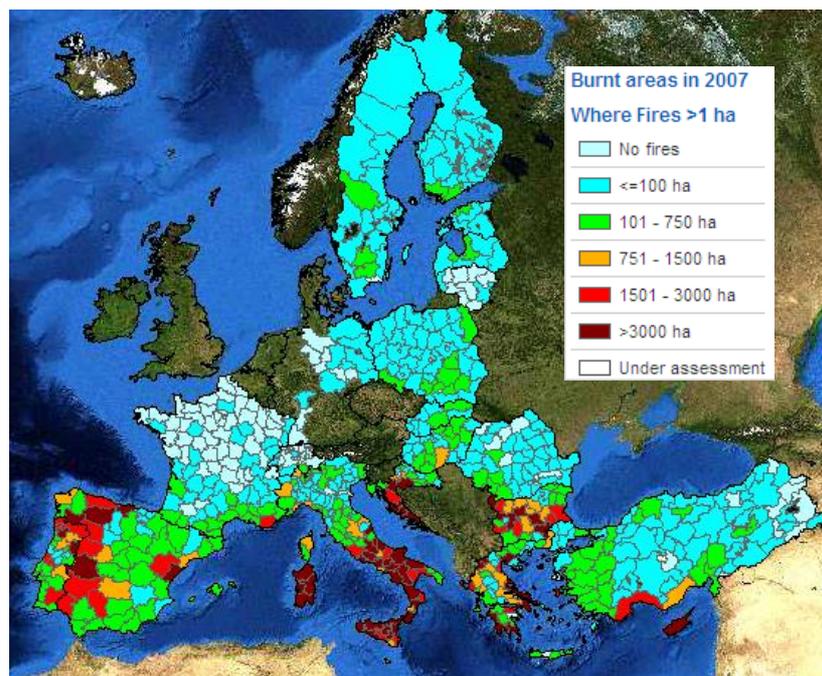


Figura 2. Aree bruciate nel 2007 rappresentate a livello NUTS3

Il metodo per stimare le emissioni di incendi per il progetto MINNI si basa sul “MODIS global burned area product MCD45” che fornisce su base giornaliera una definizione di area bruciata con una risoluzione spaziale di 500m.

Le emissioni da incendi sono quindi state calcolate come in Seiler and Crutzen (1980) secondo l’espressione:

$$E_i = B CE e_i A$$

dove E_i è l’emissione totale (kg), B è la concentrazione di combustibile (kg/m²), CE è l’efficienza di combustione (adimensionale), e_i è il fattore di emissione, A è l’area bruciata (m²), ed i indica la specie chimica emessa. I parametri B , CE ed e_i dipendono dal tipo di vegetazione che è attualmente definita dal Global Land Cover Dataset per l’anno 2000 (GLC2000) . Il modello di emissioni sarà presto configurato per l’uso dei dati di CORINE Land Cover (aggiornati al 2006) laddove disponibili.

La concentrazione di combustibile (B), l’efficienza di combustione (CE) e il fattore di emissione (e_i) sono stati definiti secondo Wiedinmyer et al., (2006).

I risultati del modello emissivo per luglio 2007 sono stati confrontati con il Wild-land Fire Assimilation System (FAS) sviluppato dal Finnish Meteorological Institute (FMI) ed implementato nel loro sistema di previsione di qualità dell’aria per emissioni di incendi su scala Europea (<http://silam.fmi.fi/>). La collaborazione con FMI è scaturita dalla COST Action ES0602.

Il metodo FMI per stimare le emissioni da incendi si basa sull’uso del “Fire Radiative Power” (FRP), un prodotto MODIS operativo (<http://modis-land.gsfc.nasa.gov/fire.htm>) che è usato per ottenere una stima diretta dell’intensità dell’incendio. L’emissione di inquinanti è quindi calcolata applicando un fattore di emissione per FRP che dipende dal tipo di suolo (Sofiev et al., 2009).

L’area bruciata totale rivelata da FMI MODIS-FRP durante luglio 2007 è più estesa del 37% rispetto a quella identificata da ENEA MODIS- MCD45 e l’emissione totale per l’intero mese differisce di circa un ordine di grandezza per tutti gli inquinanti presi in considerazione, con il metodo FMI/FAS che genera emissioni più elevate.

In Figura 3 è mostrata la distribuzione spaziale delle emissioni di PM10 ottenuta mediante i due metodi, dopo una ri-mappatura sul dominio nazionale di MINNI alla risoluzione spaziale di 12 km. Sono evidenti la maggiore intensità e la maggiore diffusione delle emissioni FMI/FAS. Le aree interessate da incendi più estesi sono simili per i due modelli, ma il modello FMI/FAS rileva incendi isolati nella parte settentrionale del dominio.

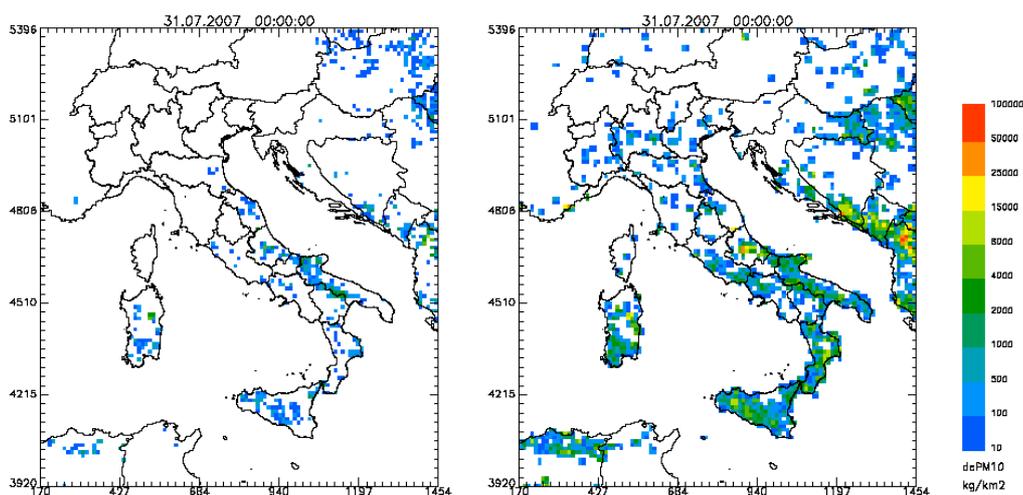


Figura 3. Emissione totale mensile di PM10 (kg/km²) calcolata per luglio 2007 con i modelli di emissioni da incendi ENEA/MODIS-BAP (sinistra) e FMI/FAS (destra) sul dominio nazionale di MINNI

Al fine di generare simulazioni modellistiche confrontabili, il dataset di emissioni ENEA/MODIS-BAP è stato utilizzato con le stesse assunzioni operative del FMI per quanto riguarda la modulazione giornaliera e la distribuzione verticale dell'inquinante alla sorgente. Inoltre il dominio computazionale di MINNI è stato modificato per tenere conto di una significativa frazione della regione sud del Mediterraneo per testare l'eventuale impatto sul territorio italiano degli inquinanti emessi da incendi avvenuti al di fuori del dominio nazionale.

I due sistemi modellistici, SILAM e FARM, utilizzati entrambi con i due dataset di emissioni da incendi, forniscono risultati consistenti in termini di valori e distribuzione spaziale delle concentrazioni alla superficie nonostante utilizzino diversi campi meteorologici. I confronti preliminari dei risultati ottenuti con il modello FARM con le osservazioni di PM10 mostrano una tendenza alla sottostima nel caso delle emissioni ENEA/MODIS-BAP e alla sovrastima nel caso delle emissioni FMI/FAS.

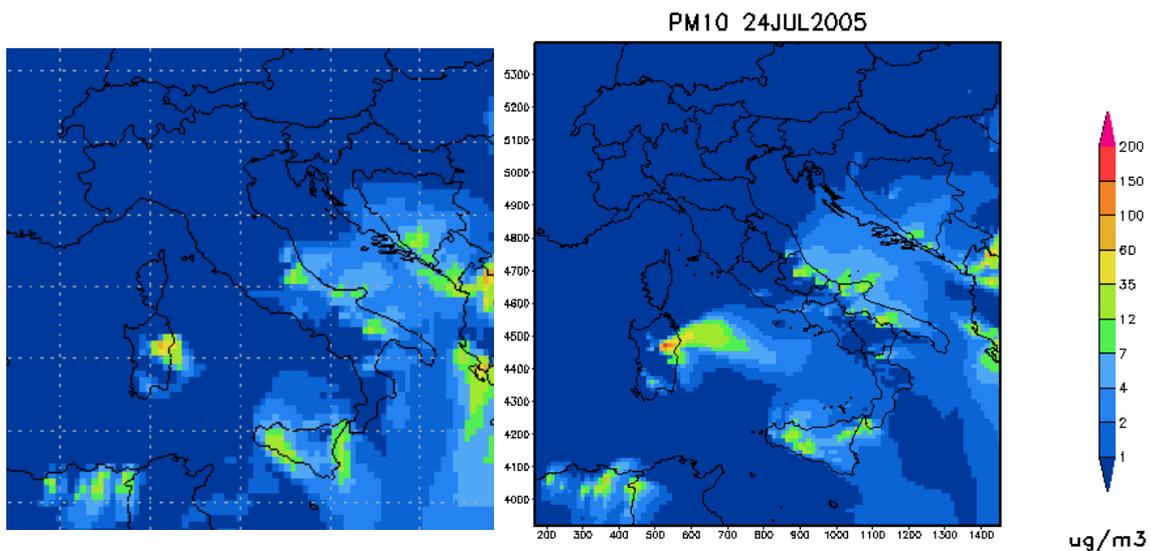


Figura 4. Confronto del contributo degli incendi alla concentrazione media giornaliera di PM10 simulata da SILAM (sinistra) e FARM (destra) con emissioni da incendio fornite da ENEA/MODIS-BAP per il 24 luglio 2007

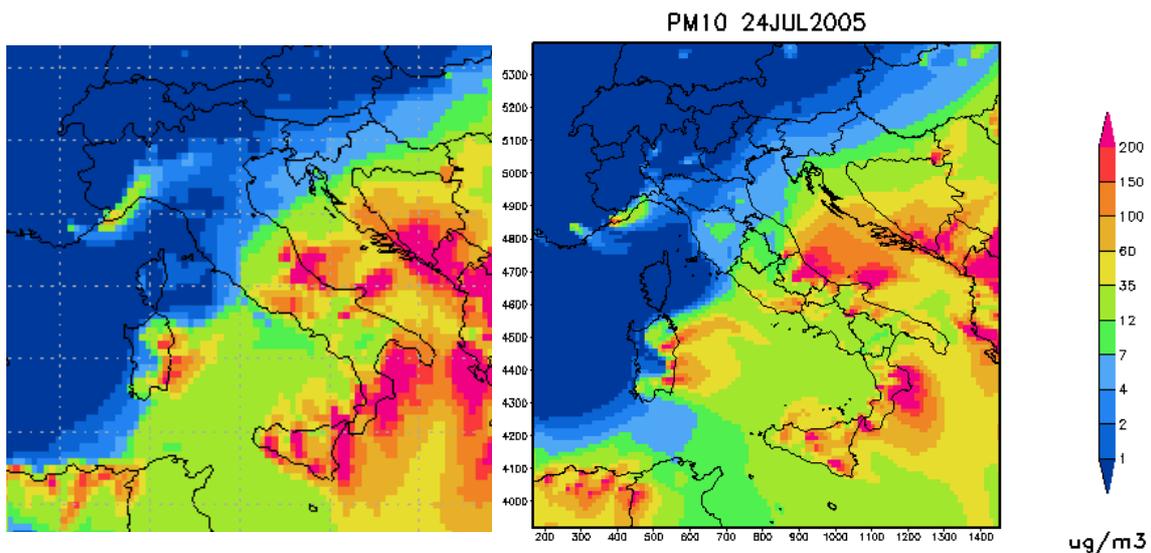


Figura 5. Confronto del contributo degli incendi alla concentrazione media giornaliera di PM10 simulata da SILAM (sinistra) e FARM (destra) con emissioni da incendio fornite da FMI/FAS per il 24 luglio 2007

Tale conclusione è da considerarsi qualitativa a causa delle difficoltà nell'identificare i contributi degli incendi nelle osservazioni e nel distinguere questi dai contributi da altre fonti naturali quali il trasporto di polveri sahariane.

Proprio al fine di individuare episodi di trasporto di **sabbie sahariane** nel dominio nazionale di MINNI si è fatto riferimento a diversi strumenti tra cui mappe satellitari, analisi di *backward trajectories*, dati modellistici e misure al suolo.

Il radiometro MODIS (Moderate resolution Imaging Spectroradiometer) a bordo dei satelliti orbitali TERRA e AQUA, genera dati riguardanti gli aerosol, incluso lo spessore ottico AOD (Aerosol Optical Depth) a 550 nm e α (Angstrom exponent) il cui uso combinato permette l'identificazione di diversi tipi di aerosol incluse le polveri del deserto. OMI (Ozone Monitoring Instrument), a bordo del satellite AURA, misura la radiazione retrodiffusa dalla Terra nelle bande del visibile e ultravioletto e il suo prodotto giornaliero include l'indice aerosolico (aerosol index, AI), una misura di quanto diversamente la radiazione UV retrodiffusa dall'atmosfera contenente aerosol dipenda dalla lunghezza d'onda rispetto ad un'atmosfera puramente molecolare (ovvero puro scattering di Rayleigh).

Osservando i siti di misura della concentrazione di PM10 nel 2005, in siti rurali di background è stato misurato un notevole picco nelle concentrazioni tra il 17 e il 20 luglio. AI e AOD sono quindi stati utilizzati come indicatori della presenza in atmosfera di aerosol assorbenti come polvere desertica.

I pannelli in Figura 6 mostrano l'evoluzione sul Mediterraneo dello spessore ottico aerosolico (AOD) a 550 nm con una risoluzione di $1^\circ \times 1^\circ$ dal 17 al 20 luglio 2005. La Figura 6a mostra ingenti quantità di polveri (AOD > 0.6) che si spostano dal nord dell'Africa attraverso il Mar Mediterraneo verso la Sardegna il 17 luglio.

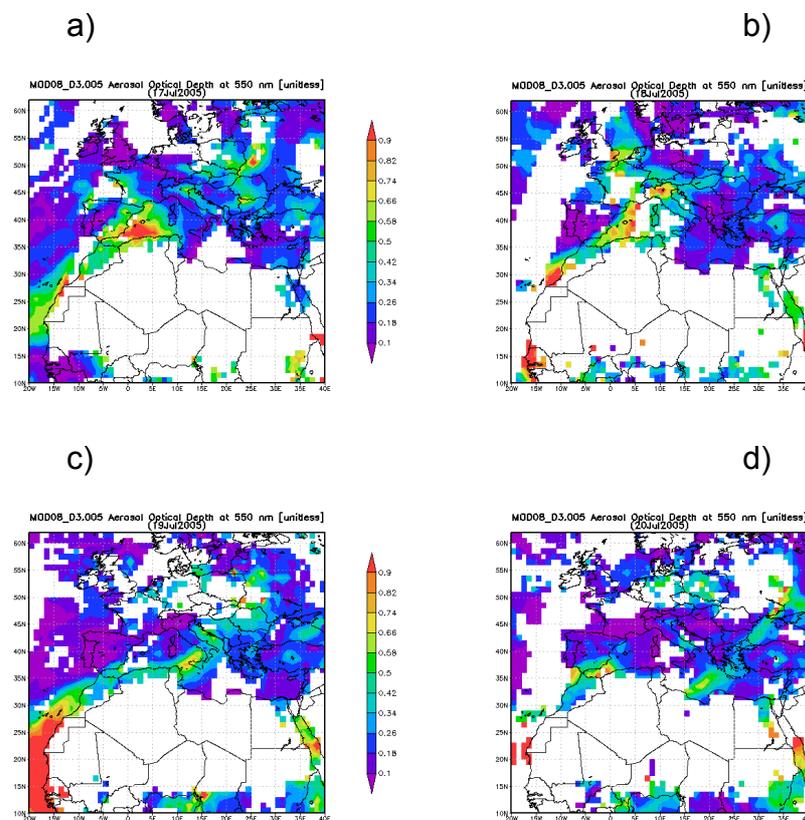


Figura 6. Mappe dello spessore ottico aerosolico (AOD) a 550 nm ricavato da MODIS nel periodo 17-20 luglio 2005

Le polveri raggiungono l'Italia settentrionale il 18 luglio (Figura 6b). Il giorno successivo (19 luglio) la nube è trasportata, con valori di AOD più bassi, verso il centro e il sud dell'Italia (Figura 6c), prima di lasciare la penisola e spostarsi sulla Grecia (20 luglio) (Figura 6d). Questa evoluzione è in accordo con le mappe di UV Aerosol Index fornite da OMI ad una risoluzione di $0.25^\circ \times 0.25^\circ$.

Questo evento di trasporto di polveri sahariane era stato previsto dal modello SKIRON/Eta sulla base della versione del 1997 del modello atmosferico Eta/NCEP.

La presenza di trasporto di polveri sahariane è stata anche confermata da una analisi delle traiettorie delle masse d'aria su 4 giorni effettuata con il modello atmosferico Lagrangiano HYSPLIT-(HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory).

Il secondo passo dell'applicazione MINNI è stato quello di effettuare un'analisi dettagliata degli anni 2003 e 2005 mediante l'utilizzo delle informazioni descritte che ha portato ad una esaustiva classificazione degli eventi di trasporto di polveri sahariane in entrambi gli anni. Molti di questi eventi sono anche stati identificati in studi precedenti.

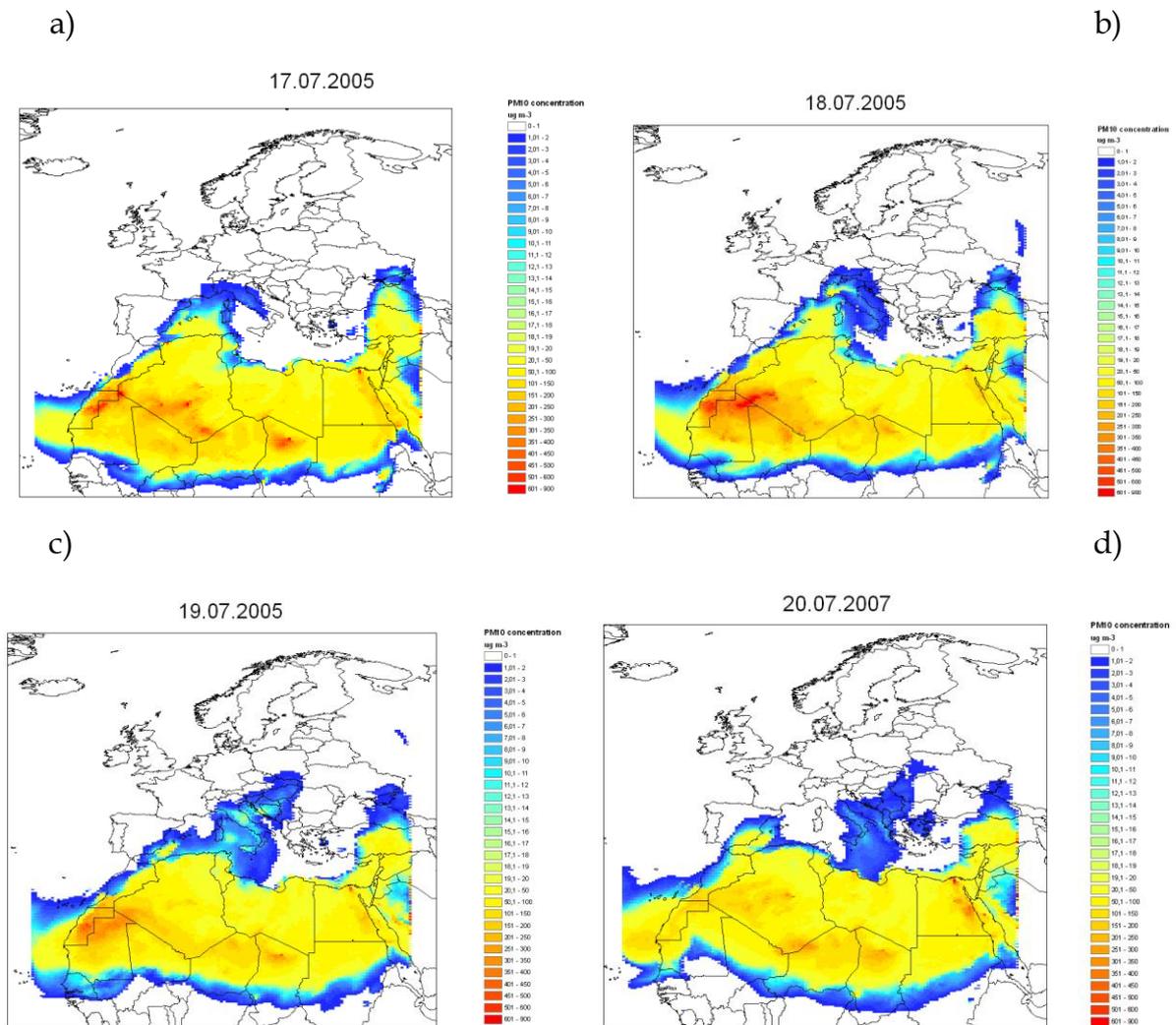


Figura 7. Mappe della concentrazione giornaliera di PM10 al livello del suolo ($\mu\text{g m}^{-3}$) alla risoluzione $0.24^\circ \times 0.24^\circ$ sull'Europa come previsto dal modello SKIRON/Eta

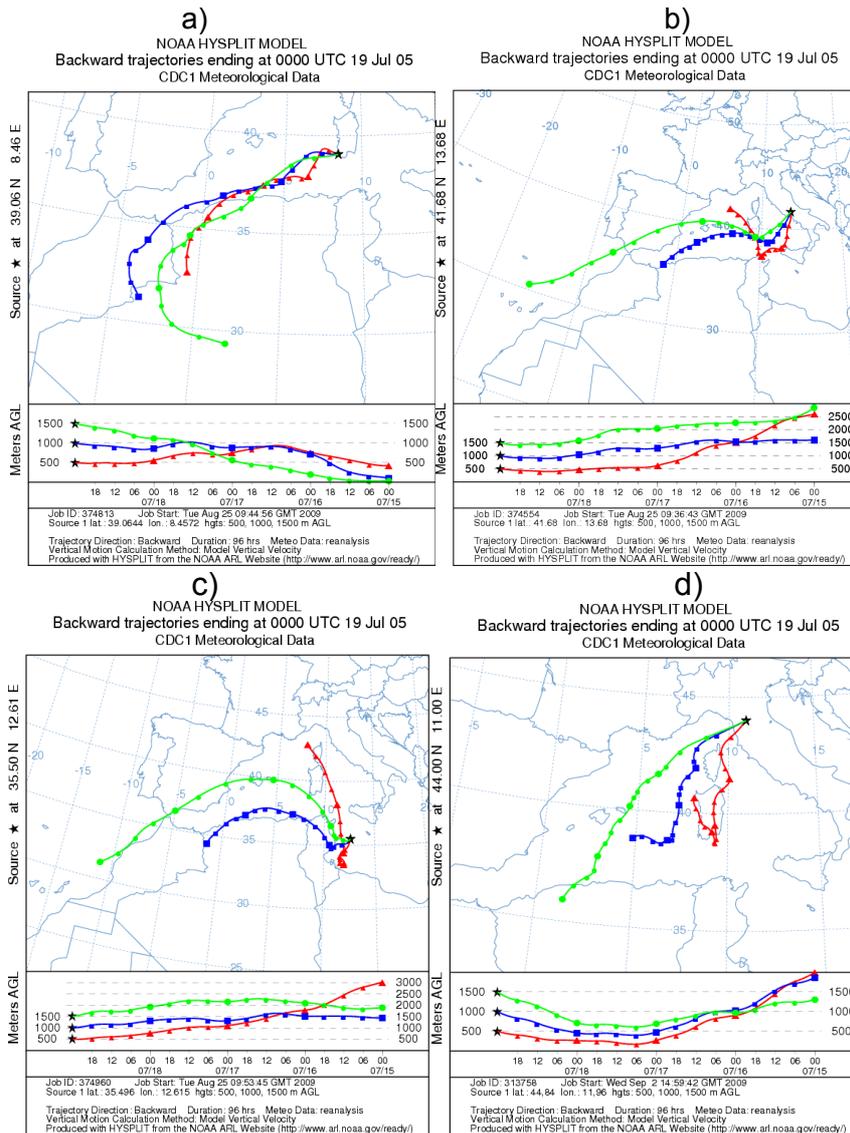


Figura 8. Traiettorie di 96 ore con punti di arrivo in a) S. Antioco b) Fontechiari c) Lampedusa d) Gherardi all'ora 0000 UTC del 15 luglio 2005 a 500 m (linea rossa), 1000 m (linea blu) e 1500 m (linea verde)

A partire da questa classificazione, il contributo delle polveri sahariane alla concentrazione totale di PM10 è stata stimata applicando il metodo descritto in Escudero et al. (2007). Questa metodologia consiste nel calcolo del livello di RB (background regionale) della concentrazione di PM10 (RB_k^i) per ogni giorno k come x -esimo percentile mobile della serie temporale giornaliera della concentrazione di PM10 in ogni sito remoto i di background, dopo l'esclusione di tutti i giorni in cui era presente un evento di trasporto di polveri sahariane.

Il contributo delle polveri al PM10 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) (C_{jDUST}^i) è la differenza tra la concentrazione giornaliera di PM10 (C_{jTOT}^i) misurata in ogni sito i durante un giorno di evento j e l' x -esimo percentile mobile giornaliero RB_j^i :

$$C_{jDUST}^i = C_{jTOT}^i - RB_j^i$$

Un test di sensibilità mostra che la migliore correlazione è raggiunta usando il 30-esimo percentile.

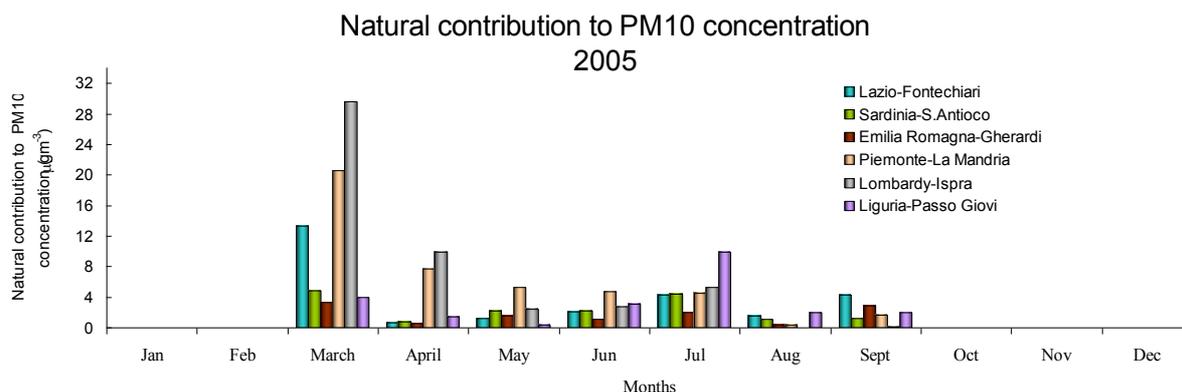


Figura 9. Contributo naturale mensile alla concentrazione di PM10 nell'anno 2005

Il contributo naturale $C_{j_{DUST}}^i$ mostra, ad esempio, un alto valore (approssimativamente tra $20 \mu\text{g m}^{-3}$ e $30 \mu\text{g m}^{-3}$) nel marzo 2005 nell'Italia settentrionale (La Mandria ed Ispra, Figura 9). Questo è dovuto ad una intensa intrusione di polveri sahariane nell'area dal 23 al 27 marzo (Figura 10a) associata al moto da ovest verso est del ciclone Sahariano tipico della primavera. Il valore medio di AOD a 550nm durante questo episodio è maggiore di 0.8 (Figura 10b) e, durante l'evento, il modello SKIRON ha previsto concentrazioni al suolo giornaliere di PM10 tra $5 \mu\text{g m}^{-3}$ e $20 \mu\text{g m}^{-3}$ (Figura 10c).

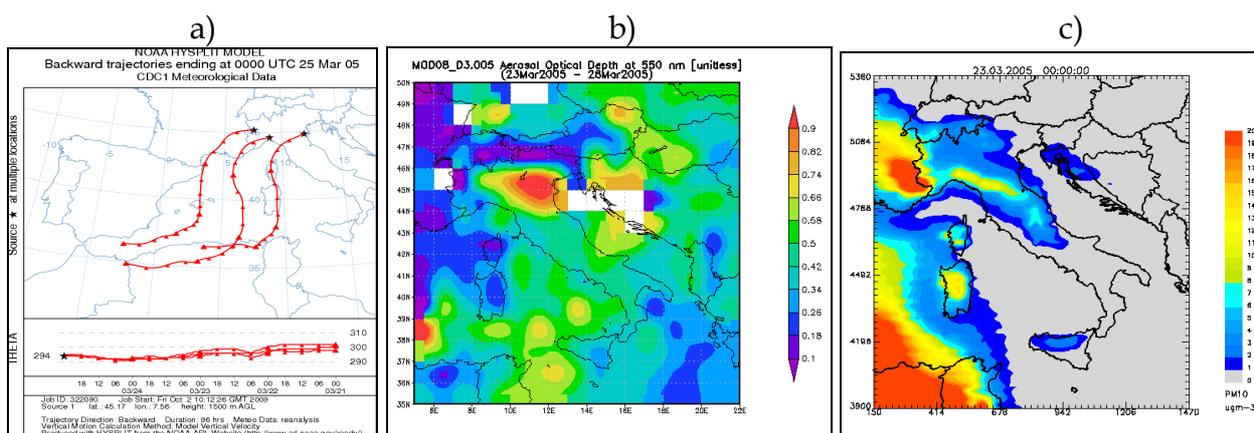


Figura 10. a) back trajectories di 96 ore a 1500 m di altezza b) Media dei valori di AOD a 550 nm dal 23 al 25 marzo 2005. Fonte: MODIS. c) Concentrazione giornaliera di PM10 ($\mu\text{g m}^{-3}$) al suolo prevista da SKIRON per il 23 marzo

Assumendo che il contributo delle polveri sahariane in ogni stazione rurale remota sia rappresentativo della regione in cui la stazione è situata, per ogni giorno dell'evento questo valore regionale viene sottratto dalla concentrazione di PM10 misurata da ciascuna delle stazioni urbane della stessa regione (siti di background industriali, di traffico e urbani).

La riduzione del numero di superamenti del valore limite giornaliero ($50 \mu\text{g m}^{-3}$), in seguito alla sottrazione del contributo naturale, viene quindi calcolata per ogni stazione come:

$$REDUCTION(\%) = \frac{N_T - N_{T-RB}}{N_T} \cdot 100$$

dove N_T è il numero totale dei superamenti per le concentrazioni di PM10 misurate e N_{T-dust} è il numero di superamenti dopo la sottrazione del contributo di polveri dalle osservazioni.

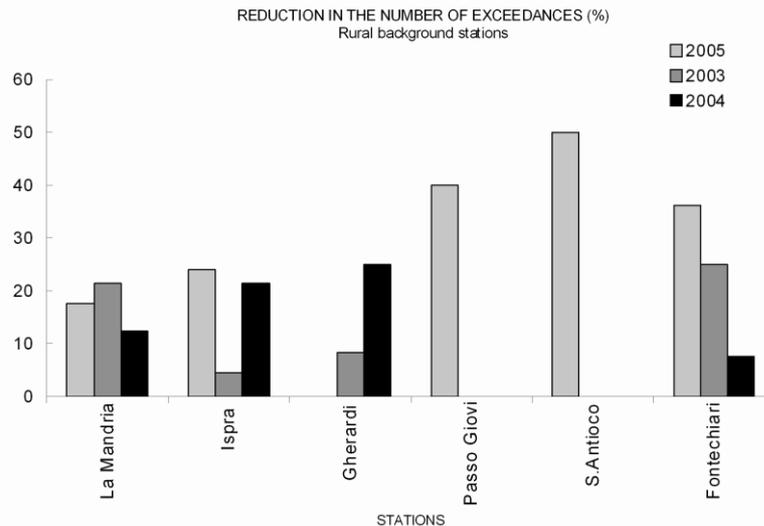


Figure 11. Riduzione (%) del numero di superamenti del valore limite ($50 \mu\text{g m}^{-3}$).
Dopo la sottrazione del contributo delle sabbie, anni 2003, 2004 e 2005

I risultati sono riassunti in Figura 11 per gli anni 2003, 2004, 2005 per alcune stazioni di background rurale. Questa procedura segue la *Guidance on the quantification of the contribution of natural sources under the EU Air Quality Directive 2008/50/EC*.

Tuttavia, per validare con maggiore precisione le concentrazioni stimate di PM10 è necessaria una maggior quantità di dati sulla speciazione chimica del PM10, in particolare sulle concentrazioni delle componenti crostali (Ca, Mg, Fe and K), in corrispondenza di eventi di trasporto di polveri sahariane. Inoltre per estendere l'analisi alle regioni meridionali maggiormente coinvolte, sono richieste misure giornaliere di concentrazioni di PM10 nell'Italia meridionale.

Un significativo passo in avanti su questo tema è stato compiuto con la campagna sperimentale nel sito di Trisaia del 2010 durante la quale si sono verificati eventi di trasporto di polveri sahariane che sono stati rilevati nelle componenti speciate delle concentrazioni misurate di PM2.5. Il modello MINNI nel sito di Trisaia, alla risoluzione spaziale di $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$, è stato in grado di riprodurre sia intensi che deboli eventi di trasporto di polveri sahariane con l'introduzione delle concentrazioni di polveri simulate con SKIRON per l'anno 2010 come condizioni al contorno (vedi anche capitolo 2.A.2).

Fra le sorgenti naturali di aerosol, oltre agli incendi boschivi e alle sabbie sahariane, spicca per la particolare conformazione peninsulare del nostro Paese l'**aerosol marino**. In particolari situazioni meteorologiche, l'apporto di aerosol marini può infatti arrivare anche a decine di chilometri dalla linea di costa. Per la descrizione di tali processi diventa fondamentale la stima delle emissioni di aerosol dalla superficie marina.

Nel Progetto MINNI è stata effettuata un'analisi preliminare dei possibili approcci alla stima di tali contributi, che devono essere caratterizzati non solo come quantità ma anche nella distribuzione granulometrica.

La superficie del mare può essere considerata come una sorgente areale di aerosol che può modificare la qualità dell'aria. Una volta calcolate quantità e tipologia di aerosol emessi, è possibile anche stimare il trasporto e la dispersione di altri eventuali inquinanti presenti nelle acque superficiali e veicolati dagli aerosol stessi.

Nel corso degli ultimi anni, vari autori hanno presentato diverse formulazioni delle funzioni generatrici: esse dipendono, in generale, dalla frazione di superficie del mare coperta dalle onde frangenti e coprono intervalli granulometrici differenti. In generale:

- per le aree in mare aperto, la produzione di aerosol aumenta con la velocità del vento, in quanto la frazione generatrice di area marina è all'incirca proporzionale al cubo della velocità del vento (potenza del vento);
- nelle zone vicino alla costa, la frazione dipende prevalentemente dal moto ondoso e dalla sua interazione con il fondale marino; è questo il motivo per cui l'emissione di aerosol può avvenire anche con vento nullo e moto ondoso generato in alto mare.

Da notare che l'utilizzo, per le aree costiere, delle funzioni generatrici valide per il mare aperto, causa una sensibile sottostima del termine sorgente; inoltre le emissioni di particolato marino in aree costiere sono quelle che causano un maggior impatto sulla salute delle popolazioni che vivono vicino al mare veicolando consistenti emissioni di inquinanti presenti, appunto, nelle acque costiere. Per questo motivo, è stata presentata una funzione specifica per la simulazione del contributo della "surf zone".

Le funzioni generatrici, così come formulate dai vari autori, forniscono il numero di particelle generate per un valore di umidità prefissato (80%). Poiché i modelli di diffusione atmosferica richiedono il termine sorgente in termini di massa e/o concentrazione in funzione delle condizioni climatiche del sito (in particolare l'umidità), è stata proposta una metodologia (Zhang et al., 2005) che corregge il diametro degli aerosol in funzione dell'umidità relativa; essa è valida per un intervallo di umidità sufficientemente ampio da poter riprodurre tutte le condizioni attese nelle aree marine.

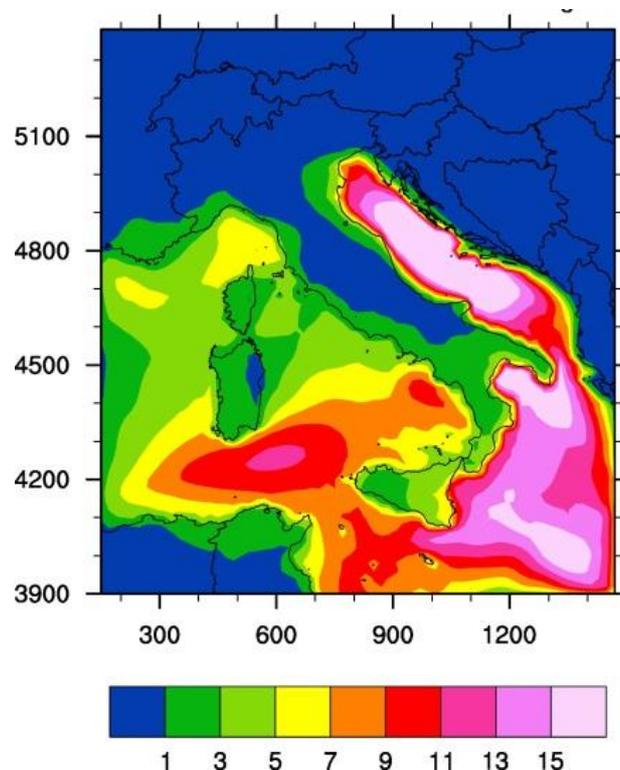


Figura 12. Esempio di concentrazione media su 24 ore ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) della frazione grossolana di sale marino ottenuta con il SMA di MINNI mediante l'introduzione di un modulo per il calcolo delle emissioni di sale marino in atmosfera

Sulla base dei confronti effettuati, anche considerando che ciascun modello ha il proprio intervallo applicativo, in MINNI è stato implementato un modulo che stima l'immissione in atmosfera (emissioni) di particelle di sale marino nella frazione fine (particelle con un diametro inferiore a 2.5 μm) e grossolana (particelle con un diametro compreso tra 2.5 e 10 μm). Il metodo si basa sullo schema descritto in Zhang (2005) che calcola le emissioni a partire da variabili meteorologiche quali la velocità del vento e l'umidità dell'aria.

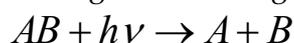
In Figura 12 è mostrata una mappa di concentrazione media su 24 ore della frazione grossolana di sale marino sull'Italia, ottenuta applicando il modello ad una risoluzione orizzontale di 20x20 km^2 . Si nota come il massimo di concentrazione si trovi in mare aperto (in questo specifico caso i venti più sostenuti si sono avuti su Adriatico, Ionio e Tirreno meridionale) e lungo le aree costiere. Anche per questo modulo la campagna sperimentale del 2010 nel sito di Trisaia ha offerto la possibilità di testare le scelte teorico-metodologiche effettuate (vedi capitolo 2.A.2).

1.1.B Sviluppo di un nuovo modulo per il calcolo del trasporto radiativo

I coefficienti di fotodissociazione nel modello di trasporto chimico FARM originariamente erano stimati a partire da tabelle che consideravano unicamente la posizione del sole. L'effetto della presenza di nuvole su tali coefficienti veniva quindi determinato moltiplicando i valori stimati in condizioni di cielo sereno con opportuni fattori correttivi. Nella realtà, i processi fotochimici che avvengono in atmosfera sono influenzati anche da altri fattori quali la struttura e la composizione dell'atmosfera e l'albedo superficiale. Nell'ambito della Convenzione ENEA-Ministero dell'Ambiente è stato inserito un modulo per il calcolo del trasporto radiativo al fine di meglio stimare i coefficienti di fotodissociazione in atmosfera e, conseguentemente, ottenere mappe di qualità dell'aria sul territorio nazionale maggiormente affidabili.

Un'indagine effettuata considerando i principali modelli di trasporto e chimica ha evidenziato che il modulo TUV (Tropospheric Ultraviolet-Visible Model; Madronich, 1987; Madronich e Flocke, 1999), disponibile presso il sito <http://www.acd.ucar.edu/TUV/>, risulta essere il modello di trasferimento radiativo maggiormente utilizzato per questo scopo. Sono state intraprese attività di verifica funzionale con l'inserimento di tale modulo TUV in un box-model. Questa attività è stata propedeutica alle campagne sperimentali che sono state effettuate nel periodo maggio-luglio 2010 nella quale sono stati misurati i ratei di fotolisi per le principali specie chimiche (in particolare la reazione di fotodissociazione dell'ozono che porta alla formazione di O(1D) e la reazione di fotodissociazione del biossido d'azoto).

Le reazioni di fotodissociazione hanno la seguente forma generale:



L'analisi cinetica di tale reazione porta ad introdurre, per ciascuna molecola AB considerata (es. NO_2 , O_3 ecc.), un "coefficiente/rateo di velocità" solitamente rappresentato con il termine J [s^{-1}] che viene calcolato mediante l'utilizzo della seguente equazione:

$$J = \int f(\lambda)\sigma_0(\lambda)\phi(\lambda)d\lambda$$

ove $f(\lambda)$, $\sigma_0(\lambda)$ e $\phi(\lambda)$ rappresentano rispettivamente il flusso attinico (che dipende dalle condizioni ottiche locali) l'assorbimento e il "rendimento quantico" (quantum yield) della molecola d'interesse. Il flusso attinico sulla superficie terrestre è influenzato dalla capacità di assorbimento e di scattering atmosferico, dalla presenza di nuvole, dalla riflessione della superficie delle nuvole e terrestre e dall'angolo di zenith. Le specie che contribuiscono all'assorbimento atmosferico sono costituite dall'ossigeno, dall'ozono e da altri costituenti che in condizioni inquinate possono attenuare ulteriormente tale flusso (NO_2 e SO_2).

La radiazione UV è la maggiore responsabile della fotochimica atmosferica. Le velocità di alcune delle reazioni più importanti, come la fotolisi dell'ozono e del biossido di azoto, sono direttamente proporzionali al flusso attinico.

L'inserimento di un modulo di trasferimento radiativo per il calcolo dei ratei di fotolisi delle diverse specie in un modello di chimica dell'atmosfera determina un significativo incremento del tempo di calcolo. Per tale ragione nel modello FARM i ratei di fotolisi delle diverse specie chimiche venivano calcolati mediante l'utilizzo di "look-up tables" assumendo condizioni di cielo sereno. Tali ratei vengono stimati al livello del suolo e quindi corretti per le quote superiori mediante l'utilizzo di formule empiriche (Peterson, 1976). Per ciascun livello verticale k il rateo di fotolisi di una generica specie chimica J^k viene quindi corretto, in presenza di nuvole, mediante l'utilizzo della seguente relazione: $J^k = J^k_{clear} \cdot \alpha^k$ ove J^k_{clear} individua il rateo di fotolisi in condizioni di cielo sereno e α^k il fattore di attenuazione/albedo. Tale fattore viene calcolato come segue:

- a. al di sopra della "cloud top" (clear sky): $\alpha^k = 1$;
- b. immediatamente al di sopra della "cloud top": $\alpha^k = 1.3$ (aumento dovuto all'albedo);
- c. all'interno e al di sotto della "cloud base": $\alpha^k = 1 - 0.55 TCC^{1.75}$ (fattore di attenuazione dovuta alla presenza della nuvola in funzione della copertura nuvolosa TCC, Kaiser and Hill, 1976).

Un metodo alternativo al calcolo del fattore di attenuazione/albedo α^k dovuto alla presenza di nuvole è stato proposto da Chang et al. (1987) e tiene conto della copertura nuvolosa, delle proprietà ottiche della nuvola (spessore ottico e trasmissività) e dell'angolo solare zenitale. Al di sotto della "cloud base" viene utilizzata la seguente relazione:

$$\alpha^k = 1 + TCC[1.6t_r \cos(\theta) - 1]$$

ove θ è l'angolo solare zenitale e t_r la trasmissività della nuvola e CWC è il calcolata mediante l'utilizzo della seguente relazione:

$$t_r = \frac{5 - e^{-\tau_{cloud}}}{3 + 3\tau_{cloud}(1 - f)}$$

ove τ_{cloud} individua lo spessore ottico della nuvola ed f un fattore assunto pari a 0.86 ("scattering phase function asymmetry factor"). Per il calcolo dello spessore ottico è possibile utilizzare la seguente relazione (Seinfeld e Pandis, 2006):

$$\tau_{cloud} = \frac{3Lh}{2r\rho_w}$$

ove L individua il contenuto d'acqua liquida nella nuvola [$g m^{-3}$], h lo spessore della nuvola, r il raggio delle goccioline nella nuvola ($10^{-5} m$) e ρ_w la densità dell'acqua liquida ($10^6 g m^{-3}$). Per valori di τ_{cloud} inferiori a 5 non viene effettuata alcuna correzione.

Nella Figura 13 viene mostrato il confronto tra i fattori di attenuazione α al di sotto della nuvola calcolati mediante le relazioni proposte in Kaiser and Hill (1976) e Chang et al. (1987), in funzione del contenuto d'acqua liquida e dell'angolo solare zenitale, considerando una nuvola avente uno spessore pari a 1000 m ed una copertura nuvolosa pari a 1.

Osserviamo che la relazione proposta in Kaiser and Hill (1976) dipende dalla sola copertura nuvolosa mentre la relazione suggerita da Chang et al. presenta un più complesso andamento in funzione sia del contenuto d'acqua liquida sia dell'angolo solare zenitale.

L'analisi di Figura 13 evidenzia che l'utilizzo della relazione suggerita da Chang et al. determina, in generale, una maggiore attenuazione della radiazione rispetto alla formula originariamente implementata in FARM.

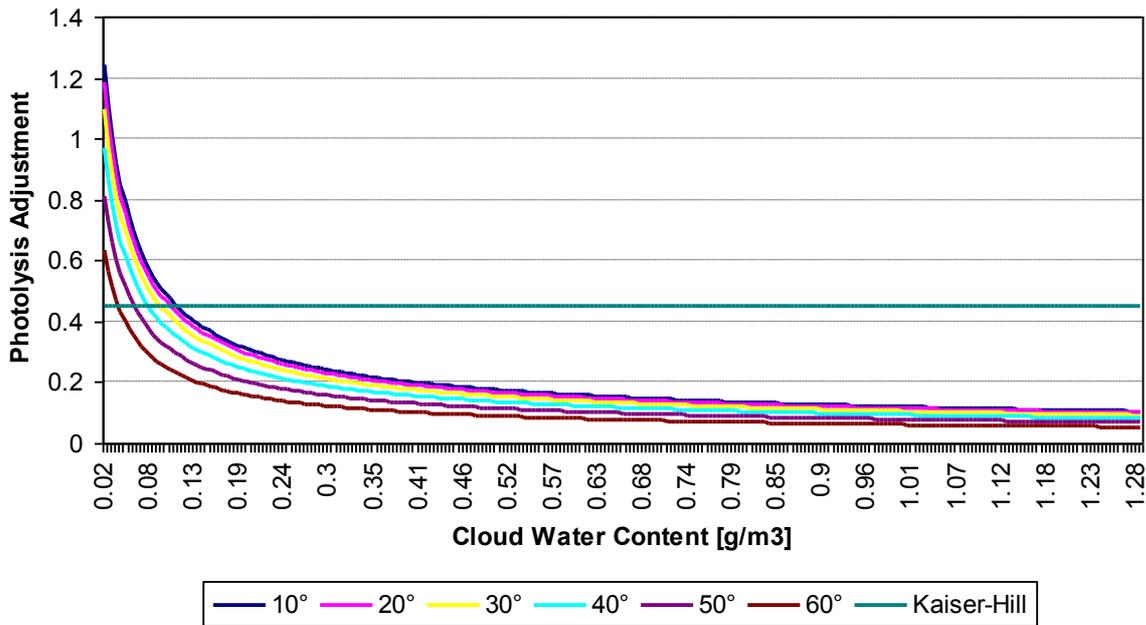


Figura 13. Confronto tra i valori di α al di sotto della nuvola calcolati mediante le relazioni proposte in Kaiser and Hill (1976) e Chang et al. (1987), in funzione del contenuto d'acqua liquida e dell'angolo solare zenitale

Al di sopra della nuvola viene utilizzata la seguente relazione (Chang et al. 1987):

$$\alpha^k = 1 + TCC\gamma_i(1 - t_r) \cos(\theta)$$

ove γ_i rappresenta un fattore che varia tra 0.7 e 1.3 per ciascuna specie chimica i -esima coinvolta nei processi fotochimici. Nella Figura 14 viene mostrato il confronto tra il fattore di albedo α al di sopra della nuvola calcolati mediante la relazione proposta in Chang et al. (1987) ed il valore costante utilizzato in FARM, in funzione del contenuto d'acqua liquida e dell'angolo solare zenitale. Nel calcolo è stata considerata una nuvola avente le caratteristiche precedentemente descritte e per γ_i un valore pari a 1.

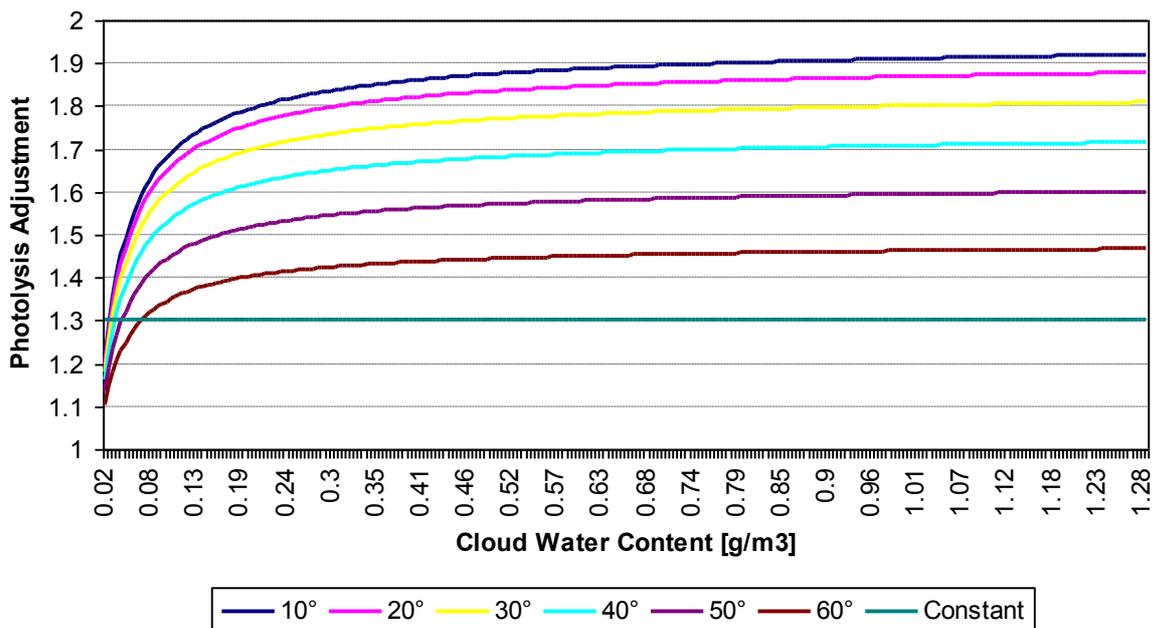


Figura 14. Confronto tra i valori di α al di sopra della nuvola calcolati mediante la relazione proposta in Chang et al. (1987) in funzione del contenuto d'acqua liquida e dell'angolo solare zenitale

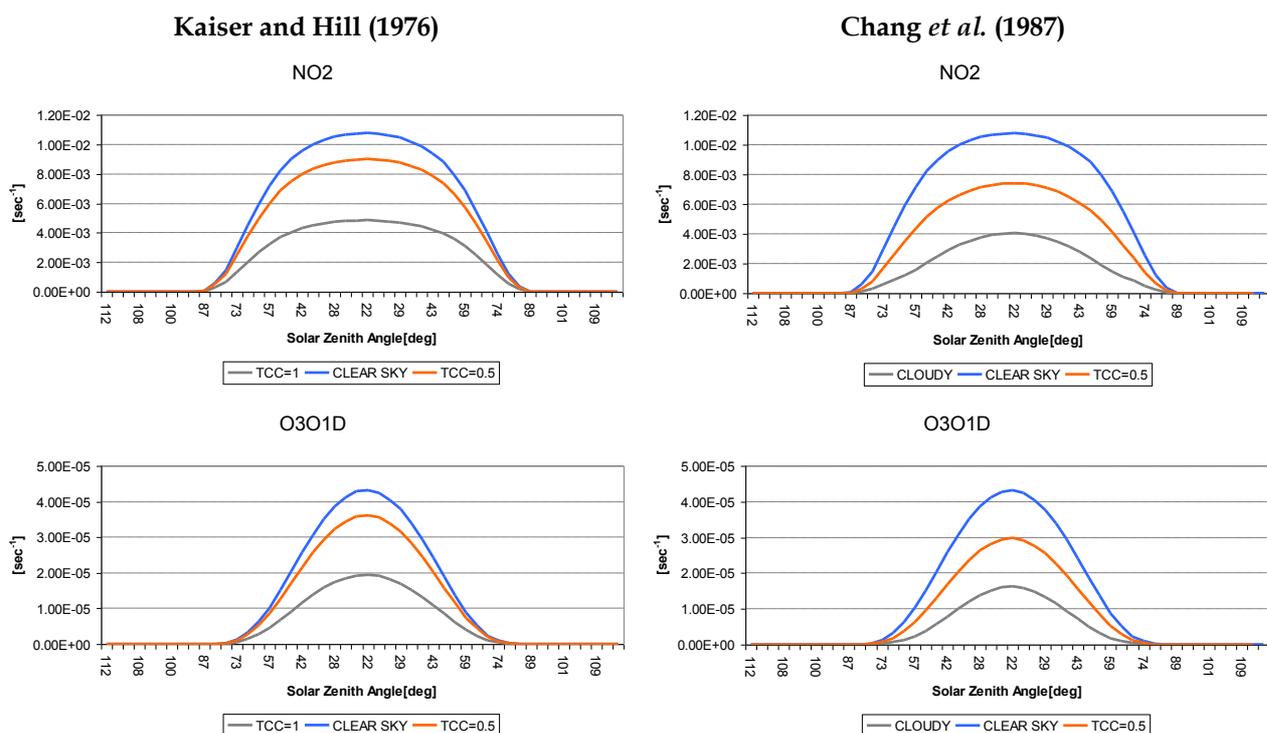


Figura 15. Ratei di fotolisi del biossido di azoto e dell'ozono in funzione dell'angolo solare zenitale e in diverse condizioni di copertura nuvolosa

Osserviamo che la relazione suggerita da Chang et al. presenta valori di albedo generalmente superiori a quelli originariamente considerati in FARM e che tali valori sono estesi a tutti i livelli verticali al di sopra del top della nuvola e non solo al livello immediatamente superiore. Di seguito vengono mostrati i ratei di fotolisi del biossido di azoto ($NO_2 + h\nu \rightarrow NO + O$) e dell'ozono ($O_3 + h\nu \rightarrow O(^1D)$) stimati al suolo in funzione dell'angolo solare zenitale in condizioni di cielo sereno ed in diverse condizioni di copertura nuvolosa utilizzando le precedenti relazioni per l'attenuazione al di sotto della "cloud base" (Figura 15).

L'esame di tali figure conferma quanto precedentemente riportato circa una maggiore stima dell'attenuazione della radiazione mediante l'utilizzo della relazione suggerita da Chang et al. che determina ratei di fotodissociazione inferiori rispetto a quelli originariamente calcolati in FARM. Il modulo di trasferimento radiativo TUV (Tropospheric Ultraviolet-Visible Model; Madronich, 1987) viene utilizzato nello spettro di lunghezze d'onda compreso tra 121 e 750 nm per calcolare l'irradianza spettrale, il flusso attinico spettrale, i coefficienti di fotodissociazione (J) e l'irradianza biologicamente efficace. Il codice, scaricabile dal sito web www.acd.ucar.edu/TUV, è scritto in FORTRAN 77, è ben documentato e si presta pertanto ad essere utilizzato all'interno di modelli di trasporto e chimica dell'atmosfera.

L'inserimento del modulo TUV nel codice FARM è stato effettuato seguendo un approccio analogo a quanto effettuato con il modello STEM (Tang et al., 2003), dal quale deriva FARM, ove i parametri utilizzati da tale modulo, ovvero le caratteristiche delle nuvole, i profili verticali di aerosol, O_3 , SO_2 e NO_2 ed i parametri meteorologici vengono forniti direttamente dal modello di trasporto e chimica. In tal modo viene tenuto conto della mutua interazione tra la radiazione e la composizione chimica e la struttura dell'atmosfera così come viene "vista" dal modello.

Di seguito vengono presentati i risultati del confronto tra il modulo TUV, l' algoritmo precedentemente implementato in FARM (Kaiser e Hill, 1976) e l' algoritmo proposto in Chang et al. (1987). Tale confronto è stato effettuato mediante l' utilizzo di un box-model che include il meccanismo chimico SAPRC99 (Carter, 2000) ed il modulo di aerosol aero3 (Binkowski,1999; Binkowski e Shankar, 1995). L' integrazione numerica delle equazioni chimiche viene effettuata mediante l' interfaccia KPP (Kinetic PreProcessor; Damian et al, 2002; Daeuscu et al 2003; Sandu et al 2003, 2006) associata al solver LSODE (Radhakrishnan e Hindmarsh, 1993). Nelle simulazioni che seguono il modulo di aerosol non è stato attivato.

Al fine di verificare la corretta implementazione del meccanismo chimico gassoso è stato considerato uno scenario noto in letteratura con il nome LAND (Poppe et al., 1996; Kuhn et al., 1998) ove si considera un box posto ad una latitudine di 45°N e ad una longitudine 0°W, alle seguenti condizioni di temperatura, pressione e umidità relativa: 288.15 [K], 101325. [Pa], 50. [%], in assenza di nuvole e contenente una miscela iniziale stabilita.

Il confronto fra il modulo TUV e gli algoritmi precedentemente descritti per il calcolo dei ratei di fotolisi è stato effettuato utilizzando un box-model che costituisce di fatto il core chimico del modello FARM. Il primo set di simulazioni è stato effettuato considerando un box posto ad una latitudine di 45°N e ad una longitudine 9°W (time zone +1), alle seguenti condizioni di temperatura, pressione e umidità relativa: 298.15 [K], 101325. [Pa], 50. [%]. L' albedo superficiale è stata posta a 0.1 mentre è stato considerato un profilo di ozono climatologico (US Standard Atmosphere: 1976 - media annuale -, 45°N, ozono totale pari a 349.82 DU). Le simulazioni hanno una durata di un giorno (21 giugno 1983) e vengono considerate le seguenti due condizioni: cielo sereno e presenza di uno strato di nuvole con le seguenti caratteristiche: copertura nuvolosa, altezza della base, altezza del top e contenuto di acqua liquidi rispettivamente pari a 1., 1000. m 1500. m e 0.5 [g/m³].

In Figura 16 vengono mostrati i ratei di fotolisi del biossido d' azoto e dell' ozono nelle due condizioni e, per quanto riguarda il modulo TUV considerando 140 lunghezze d' onda (approccio analogo a quello utilizzato nel modello STEM) e 17 lunghezze d' onda (FTUV=Fast TUV, implementato nel modello MOZART-2 - Model for OZone And Related chemical Tracers).

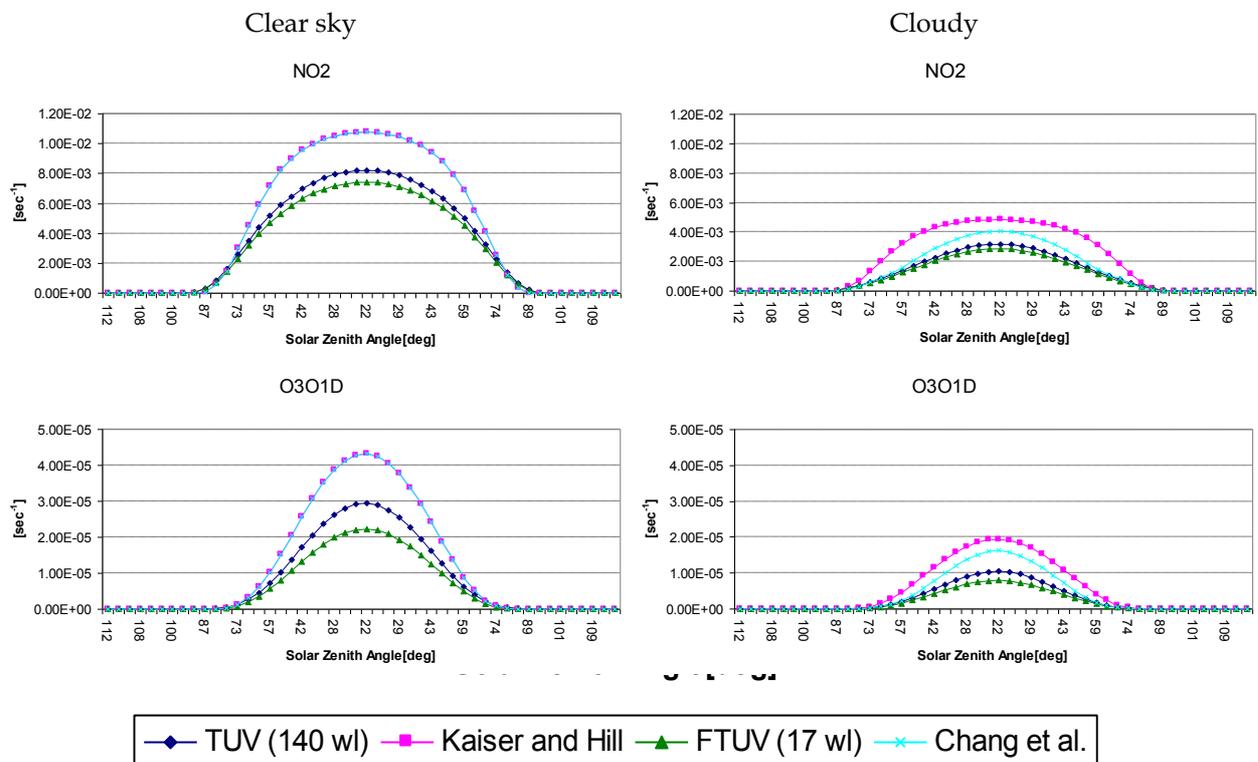


Figura 16. Ratei di fotolisi del biossido d' azoto e dell' ozono in condizioni di cielo sereno ed in presenza di nuvole

Dall'esame della Figura 16 risultano differenze significative per i ratei di fotolisi calcolati nelle due condizioni (cielo sereno e presenza di nuvole) considerando i due approcci: "look-up tables" (Kaiser and Hill e Chang et al.) e TUV (140 e 17 wl).

Tali differenze risultano invece piuttosto contenute considerando, con il modulo TUV, le due griglie di lunghezze d'onda. Volendo estendere tale analisi alle concentrazioni calcolate, nelle figure seguenti vengono mostrati analoghi confronti in termini di concentrazioni calcolate mediante il box-model considerando la miscela iniziale relativa al precedente scenario (LAND). Le simulazioni sono state condotte considerando condizioni di cielo sereno e nuvole aventi le caratteristiche precedentemente descritte. La scelta di porre ad 1 la copertura nuvolosa deriva dal fatto che il modulo TUV assume implicitamente tale condizione.

Dall'esame della Figura 17 risulta evidente l'effetto dei differenti approcci al calcolo dei ratei di fotolisi sulle concentrazioni calcolate. Come evidenziato, il modulo TUV stima una maggiore attenuazione della radiazione ad opera delle nuvole rispetto alla implementazione effettuata in FARM e conseguentemente una significativa riduzione dei processi fotochimici che determina una più ridotta capacità ossidativa dell'atmosfera confermata dall'aumento di NO₂ (minore J_{NO2}), dalla conseguente diminuzione di O₃ (il biossido di azoto è la sorgente di O₃ troposferico). Dalla Figura 17 risulta inoltre che le relazioni proposte da Chang et al. (1987) presentano un migliore accordo con le stime fornite dal più accurato modello radiativo TUV rispetto alle formule originariamente implementate in FARM.

I risultati ottenuti evidenziano la rilevanza di una corretta modellazione dei processi radiativi e l'opportunità di includere nel modello FARM un adeguato modello di trasferimento radiativo. Dall'esame delle simulazioni effettuate si può ritenere che per simulazioni tridimensionali complesse il modulo TUV con la griglia di lunghezze d'onda FTUV possa rappresentare un ragionevole compromesso tra il tempo di calcolo e la necessaria accuratezza della stima dei ratei di fotolisi.

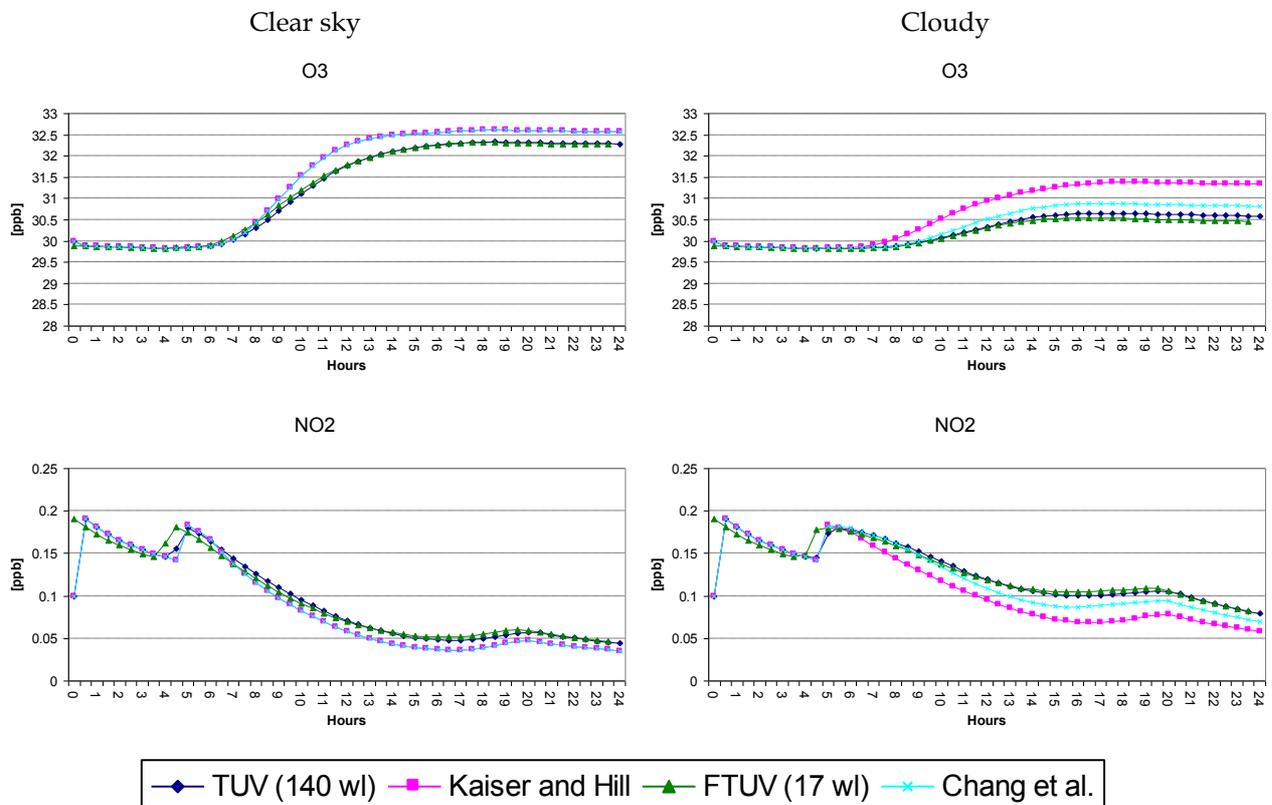


Figura 17. Concentrazioni calcolate mediante il box-model in condizioni di cielo sereno e in presenza di nuvole

1.1.C Ricostruzione di meteorologia con dettaglio 4 km x 4 km

Il Modulo Meteorologico provvede alla produzione dei campi meteorologici alla risoluzione di 20 km sul dominio di riferimento nazionale e ad alta risoluzione (4 km) su 5 macroregioni (Nord Italia, Centro Italia, Sud Italia, Sicilia, Sardegna). In entrambi i casi, i campi meteorologici sono prodotti con risoluzione oraria per ciascun anno simulato.

Le simulazioni su scala nazionale a 20x20 km² di risoluzione sono state effettuate utilizzando il modello prognostico non-idrostatico RAMS.

La ricostruzione modellistica di campi meteorologici ad alta risoluzione richiede un impegno rilevante per la preparazione delle informazioni in input ai codici di calcolo, per l'esecuzione delle simulazioni e per l'archiviazione dei risultati. I tempi di calcolo richiesti dai codici numerici dipendono infatti dal numero di punti che costituiscono le griglie di calcolo e dalla loro risoluzione spaziale, crescendo in modo rilevante al diminuire del passo di griglia.

L'analisi di questi problemi ha portato inizialmente a scartare l'ipotesi di utilizzare ad alta risoluzione l'approccio prognostico in quanto eccessivamente oneroso dal punto di vista computazionale (in relazione ai tempi di realizzazione previsti per il progetto).

Per gli anni **1999** e **2005**, si è quindi deciso di sperimentare, per la produzione dei campi meteorologici a 4x4 km² di risoluzione, l'utilizzo di uno strumento di analisi meteorologica che permettesse di utilizzare i campi a scala nazionale come background e di acquisire, secondo le tecniche di "data assimilation", diverse tipologie di dati misurati (così da fornire una descrizione di dettaglio delle caratteristiche meteorologiche locali, conservando la congruenza generale dei campi meteorologici). È stato individuato a tal fine il codice LAPS.

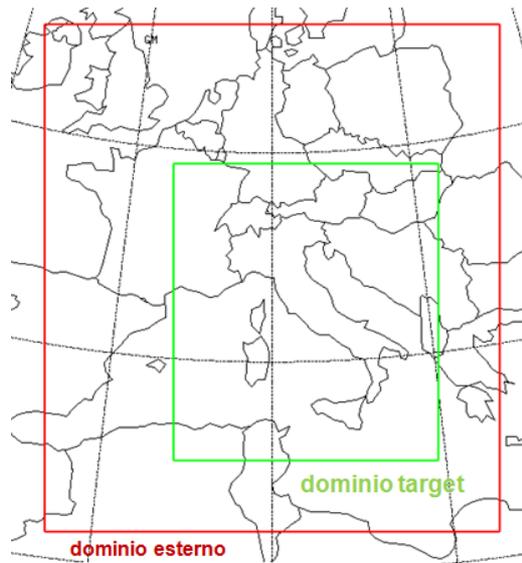
Per gli anni 2003 e 2007, è stato invece possibile estendere l'approccio prognostico anche alla produzione dei campi meteorologici ad alta risoluzione, grazie alle nuove risorse di calcolo offerte dalla GRID ENEA, che consente l'accesso a varie centinaia di CPU su diverse piattaforme (AIX/IBM SP, Linux x86, x86_64, IRIX/SGI, Mac OS X) e al nuovo sistema HPC CRESCO del Centro Enea di Portici (più di 3000 *cores* Linux x86_64).

Il sottosistema meteorologico è completato da SURFPRO, un modulo diagnostico per il calcolo delle variabili micro meteorologiche. A partire dai campi meteorologici, dall'orografia e da informazioni sull'uso del suolo, SURFPRO consente il calcolo dei parametri di scala dello strato limite planetario (PBL), delle diffusività turbolente orizzontali e verticali e delle velocità di deposizione delle diverse specie chimiche.

I campi meteorologici a 20 km di risoluzione sul dominio nazionale sono stati calcolati utilizzando il codice RAMS (Regional Atmospheric Modeling System), sviluppato dall'Università del Colorado e distribuito dalla società ATMET.

Per le simulazioni sono stati definiti due domini di calcolo innestati: una griglia esterna comprendente gran parte dell'Europa centrale e il Mar Mediterraneo e una griglia interna che rappresenta il dominio target delle simulazioni di qualità dell'aria (a 20 km di risoluzione per le simulazioni degli anni 1999 e 2005; a 12 km di risoluzione per le simulazioni degli anni 2003 e 2007).

Le condizioni iniziali e al contorno sono state ottenute a partire dai campi di analisi meteorologica dell'ECMWF (European Centre For Medium-Range Weather Forecast).



Le simulazioni di RAMS sono state effettuate in modalità di *nudging*, ossia assimilando durante l'esecuzione i dati di misura (osservazioni al suolo e/o radiosondaggi) attraverso un termine di forzante che viene aggiunto alle equazioni della dinamica. Si sono utilizzate a tal fine le osservazioni della rete WMO (World Meteorological Organization) di tipo SYNOP e METAR disponibili attraverso gli archivi ECMWF, con frequenza oraria o trioraria. Maggiore è la disponibilità dei dati e la loro frequenza temporale più basso può essere il tempo di scala per il nudging. Si introduce così una forzante molto più intensa, che spinge il modello a seguire più fedelmente le osservazioni meteorologiche.

Inoltre, poiché le simulazioni effettuate attraverso modelli prognostici sono caratterizzate da errori che tendono a crescere nel tempo a causa dell'intrinseca instabilità dei fenomeni meteorologici e della non linearità del sistema di equazioni che descrive lo stato e l'evoluzione dell'atmosfera, le simulazioni sono state re-inizializzate ogni sette (o dieci) giorni in modo da rimuovere eventuali derive dei campi calcolati rispetto alle analisi di grande scala e alle osservazioni locali.

In input a RAMS non sono stati utilizzati i campi climatologici di temperatura del mare distribuiti (su base mensile) insieme al codice RAMS. La temperatura del mare è stata definita, su base giornaliera, utilizzando i dati disponibili negli archivi ECMWF. La variazione dei dati reali rispetto alle medie climatologiche può essere infatti particolarmente pronunciata durante anni anomali dal punto di vista meteorologico (quali ad esempio il 2003) e determinare differenze non trascurabili nella circolazione di mesoscala, condizionando in particolare i meccanismi di generazione delle brezze e fenomeni termodinamici che danno origine alle precipitazioni.

RAMS contiene un modello di suolo multi-livelli che permette di calcolare gli scambi di calore fra atmosfera e terreno; per ciascuna simulazione settimanale (o decadale) i profili di temperatura ed umidità del suolo sono stati inizializzati utilizzando i dati relativi alla simulazione precedente.

Per gli anni meteorologici 1999 e 2005 la discesa di scala dei campi meteorologici a 4 km di risoluzione è stata effettuata utilizzando il codice LAPS (Local Analysis Prediction System), sviluppato dal NOAA.

LAPS è un codice di analisi meteorologica. Si tratta di un insieme di moduli per la produzione di campi superficiali e tridimensionali di re-analisi meteorologica, a partire da campi meteorologici di background e da diverse tipologie di dati sperimentali (osservazioni di superficie, radiosondaggi, radar Doppler, dati da satellite, RASS, profili radiometrici e dati da aerei).

Anche se la potenzialità del codice consiste nella possibilità di acquisire diverse tipologie di osservazioni meteorologiche, in queste applicazioni sono state utilizzate unicamente misure superficiali. Tale scelta è stata guidata dalla necessità (tipica per le tecniche di *data assimilation*) di dover disporre di un data set spazialmente e temporalmente omogeneo, al fine di preservare la continuità temporale dei campi di analisi prodotti. Altre tipologie di dati sono state scartate perché disponibili in modo estremamente disomogeneo (spazialmente e/o temporalmente). Sono state estratte le osservazioni superficiali della rete WMO disponibili negli archivi di ECMWF e i dati sono stati preparati, nel formato richiesto da LAPS, attraverso lo sviluppo di un codice per il controllo di qualità. Tale codice provvede in particolare alla ricerca di eventuali outliers e all'applicazione di un fit temporale al fine di ottenere, per ciascuna stazione utilizzata, un data base continuo, a frequenza oraria.

Sviluppando opportuni preprocessori, i campi di background per LAPS sono stati ottenuti a partire dai campi meteorologici prodotti su scala nazionale (con risoluzione a 20 km).

Un esempio dell'effetto dell'applicazione di LAPS per produrre analisi meteorologiche ad alta risoluzione è riprodotto nella Figura 18, dove i campi di analisi di temperatura ottenuti da LAPS (a destra) per il sotto-dominio del Nord Italia sono comparati con quelli di background (a sinistra) estratti dai campi calcolati da RAMS sul dominio nazionale. È evidente l'efficacia dell'aumentata risoluzione e dell'acquisizione di osservazioni locali nell'aumentare la variabilità spaziale dei campi termodinamici.

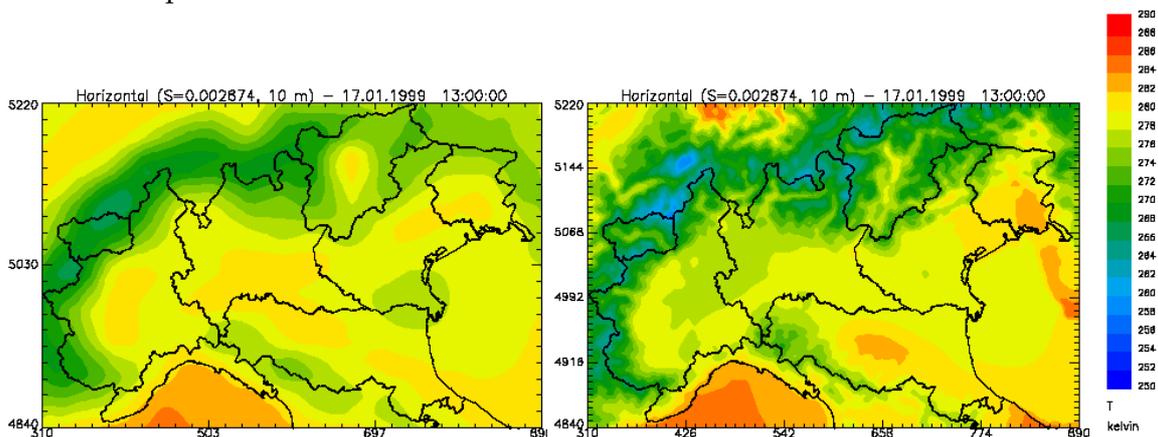


Figura 18. Campi di temperatura ottenuti con RAMS (sx) e LAPS (dx)

Per l'anno 1999 i risultati delle simulazioni meteorologiche sono stati confrontati con misure al suolo e con i profili verticali disponibili sul territorio nazionale e con le simulazioni di RAMS per verificare l'esistenza di miglioramenti nel passaggio alla scala dettagliata. In particolare si sono esaminate le prestazioni dei modelli sui siti di Genova e Ravenna, particolari perché all'interfaccia terra-mare.

L'analisi di LAPS determina un notevole miglioramento nella stima della temperatura superficiale; le prestazioni sono tanto migliori quanto più il punto in esame è vicino ad un sito di acquisizione dati. Per quel che riguarda il campo superficiale del vento non si osservano significativi miglioramenti, se non in prossimità di siti di acquisizione. È comunque generalmente più difficile riprodurre i campi vettoriali del vento rispetto a quelli scalari di temperatura, come confermano anche i risultati di altre applicazioni di LAPS pubblicati in letteratura.

Un aspetto critico di questa applicazione di LAPS è associato al fatto che non si sono acquisiti profili verticali delle grandezze meteorologiche. Questa scelta è dovuta alla difficoltà di disporre sul dominio italiano della necessaria continuità spazio-temporale dei dati di misura.

La mancanza di misure in quota forza un'interpolazione verticale tra i campi di analisi superficiale e quelli 3D che può talvolta generare comportamenti fisicamente scorretti.

I campi tridimensionali di temperatura e di vento sono stati confrontati con i dati dei radiosondaggi.

LAPS migliora la qualità dei profili di temperatura quando vi è un buon accordo tra i campi di inizializzazione e i dati osservati tra 500 e 1500 m; altrimenti nello strato più vicino al suolo si possono verificare gradienti di temperatura errati. Rispetto ai campi di inizializzazione, le prestazioni di LAPS migliorano comunque notevolmente nella capacità di riprodurre le inversioni notturne, anche se spesso i profili presentano un andamento lineare. L'analisi dei campi di vento mostra che, mentre i campi di inizializzazione tendono a sovrastimare l'intensità del vento, LAPS tende a sottostimarla nei primi 1200 m. Uno studio preliminare delle traiettorie ha indicato comunque un generale miglioramento portato da LAPS alla descrizione della direzione del vento.

Per l'anno 2005 al fine di valutare la qualità delle analisi meteorologiche effettuate, i campi meteo simulati sono stati confrontati con osservazioni indipendenti (ossia non utilizzate in fase di acquisizione dati).

Un primo screening dei risultati è stato effettuato confrontando i campi al suolo con le statistiche meteorologiche delle postazioni distribuite da APAT attraverso il sistema SCIA (<http://www.scia.sinanet.apat.it>).

Un'analisi più approfondita della qualità dei campi al suolo è stata effettuata tramite il confronto con i dati meteorologici (dati orari per l'intero anno e per diverse postazioni) forniti dalle Regioni Piemonte, Lombardia, Friuli Venezia Giulia, Lazio).

La valutazione dei campi in quota è stata effettuata tramite il confronto con i dati di alcuni radiosondaggi distribuiti su tutto il dominio nazionale (uno per ciascuno dei sottodomini di calcolo).

Di seguito un esempio della valutazione dei campi di analisi sul dominio macroregionale del Nord Italia.

Il confronto dei valori medi di velocità del vento (Figura 19) risulta soddisfacente sulla porzione lombardo-veneta della pianura padana, sulle coste adriatica e ligure, e sulle aree appenniniche. Una generale sovrastima dei valori osservati è rilevabile per la zona piemontese della pianura padana, dove tutte le osservazioni presentano valori più bassi di quelli calcolati.

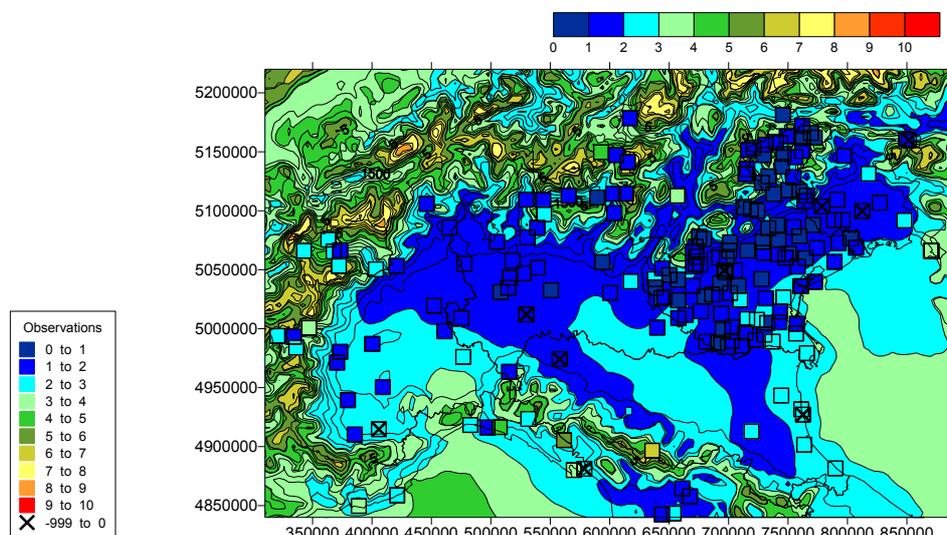


Figura 19. Nord Italia: confronto delle velocità medie annuali del vento

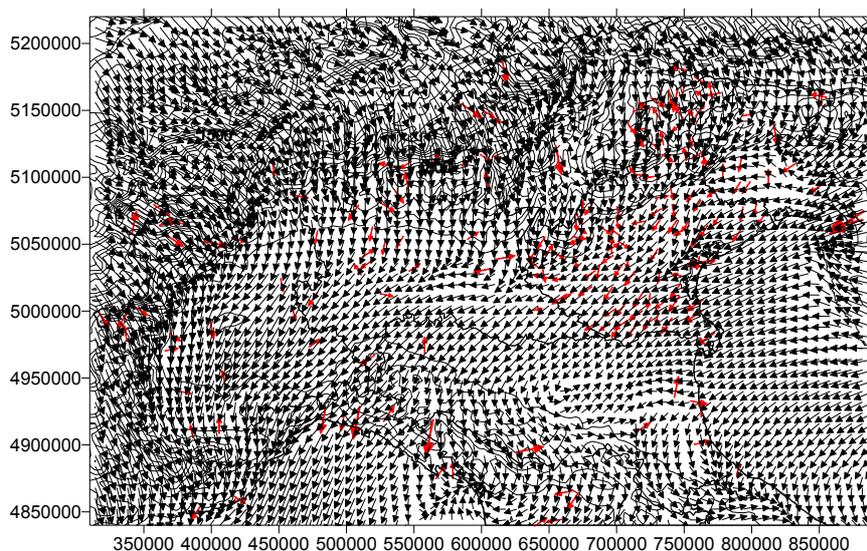


Figura 20. Nord Italia: confronto delle direzioni prevalenti del vento

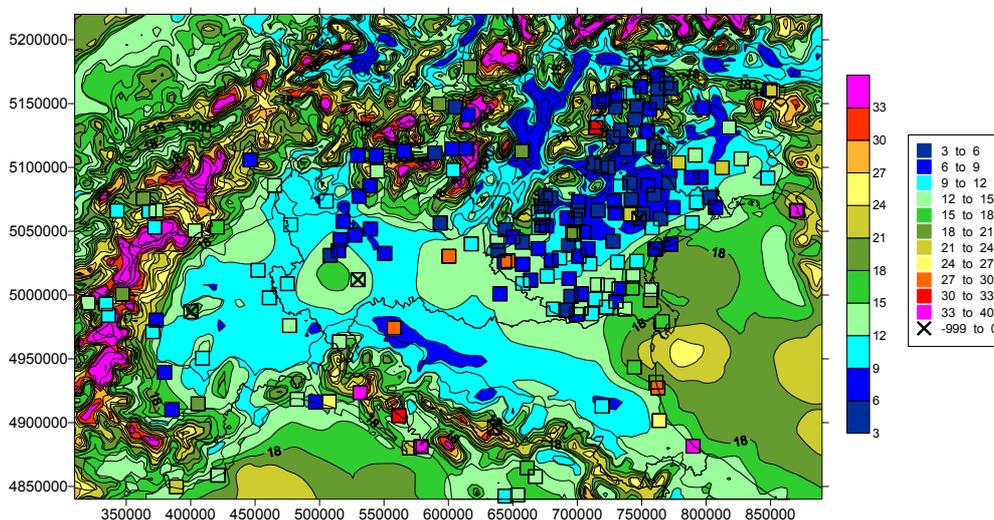


Figura 21. Nord Italia: confronto dei valori massimi annuali di velocità del vento

Il confronto fra le direzioni prevalenti del vento (Figura 20), per quanto di limitata significatività in un'area di scarsa ventosità come quella padana, conferma quanto osservato per le velocità medie annuali. Si osserva infatti una buona riproduzione delle direzioni sulle Regioni Veneto e Friuli, sulle zone settentrionali di Lombardia e Piemonte e sulle aree costiere ligure e adriatica. I valori osservati non sono invece riprodotti correttamente sulle regioni meridionali della pianura lombarda e piemontese.

La distribuzione dei valori massimi di velocità del vento (Figura 21) è congruente con quella dei valori osservati. Si osserva però la presenza di un'anomalia sulla zona sud-ovest della Lombardia.

La temperatura media annuale (Figura 22) mostra una tendenza alla sovrastima (di 1-2 gradi) in alcune aree della pianura padana (sud-ovest di Piemonte e Lombardia ed area costiera romagnola). L'analisi dei valori estremi di temperatura (Figura 23) rivela una tendenza alla sovrastima dei valori minimi sulle aree pianeggianti di Piemonte ed Emilia Romagna, ed una sottostima dei valori massimi sul Piemonte.

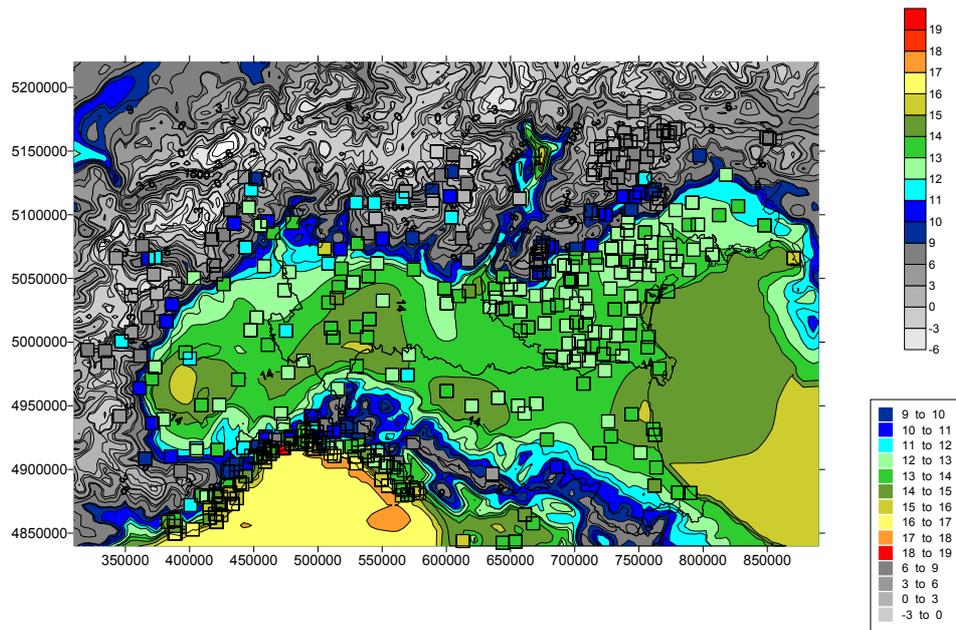


Figura 22. Nord Italia: confronto dei valori medi annuali di temperatura

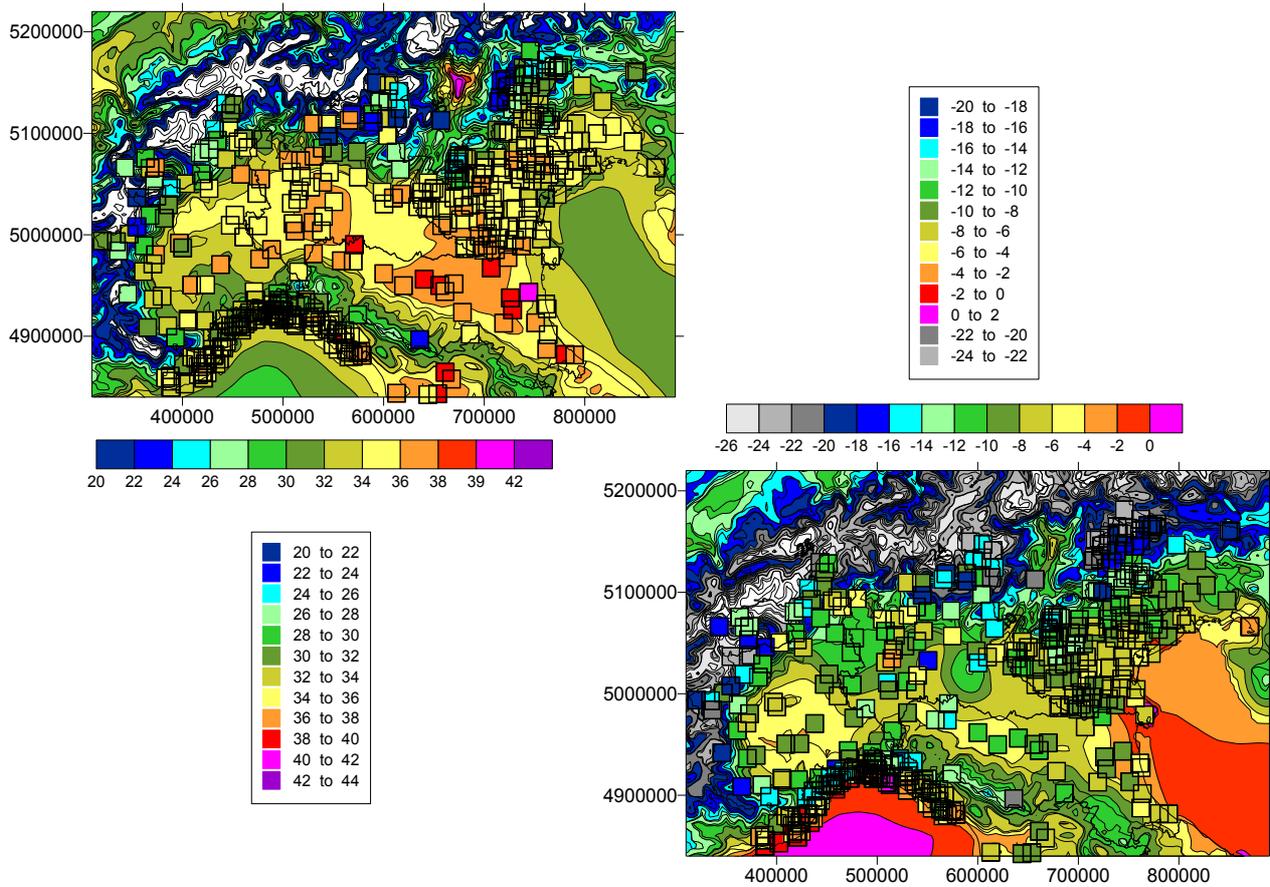
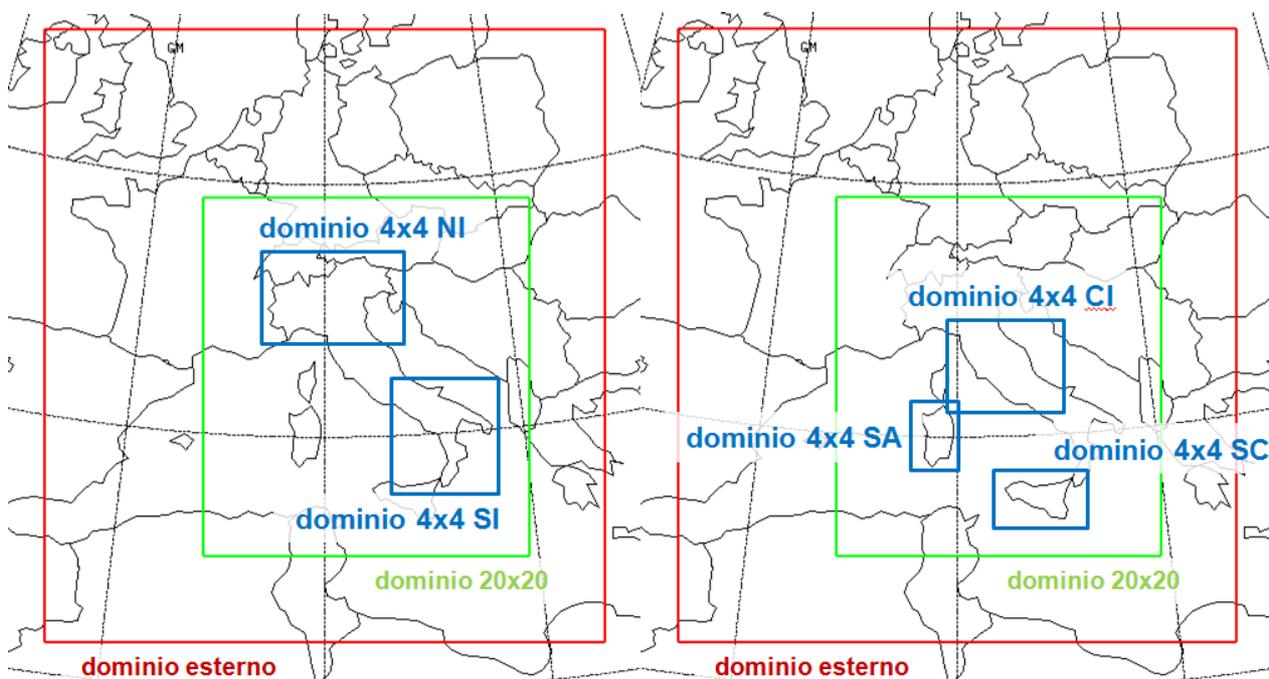


Figura 23. Nord Italia: confronto dei massimi (sinistra) e minimi (destra) annuali assoluti di temperatura

Per gli anni meteorologici **2003** e **2007** anche i campi ad alta risoluzione sulle 5 macroregioni sono stati calcolati con l'approccio prognostico, attraverso l'utilizzo del modello RAMS.

L'utilizzo di un modello prognostico per le simulazioni a 4 km di risoluzione ha permesso un ulteriore miglioramento dei campi meteorologici tridimensionali che, nella prima fase del progetto, non era stato previsto in quanto eccessivamente oneroso dal punto di vista computazionale. L'approccio prognostico, che si basa sulla soluzione delle equazioni di termodinamica che governano l'atmosfera, e che tramite opportune tecniche di *nudging* tiene anche conto delle osservazioni al suolo, offre migliori performance su un dominio come quello nazionale rispetto all'approccio diagnostico le cui prestazioni risultano molto più dipendenti dalla qualità e dalla quantità dei dati meteorologici usati come input.

I campi meteorologici a 4 km di risoluzione sulle 5 macroregioni sono stati calcolati attraverso due simulazioni: nella griglia a 12 km di risoluzione sono stati innestati in un caso le due macroregioni (a 4 km di risoluzione) del Nord e del Sud Italia e nell'altro le tre macroregioni del Centro Italia e delle isole. Pertanto per le due simulazioni sono stati utilizzati rispettivamente 4 e 5 domini innestati.



Per quel che riguarda le modalità di utilizzo del modello RAMS, si è sostanzialmente seguito l'approccio descritto per il calcolo dei campi sul dominio nazionale.

1.1.D Ricostruzione delle concentrazioni con dettaglio 4 km x 4 km

Seguendo lo schema della suite modellistica, ciascuna simulazione meteorologica costituisce input al modello di trasporto chimico che elabora concentrazioni orarie su tutti i punti del dominio sia al suolo sia in quota. Esistono dunque, analogamente a quanto detto nel paragrafo relativo alla meteorologia, le simulazioni degli anni 1999, 2003, 2005, 2007 alle risoluzioni di 20 e 4 km.

Inoltre, per ragioni legate agli obblighi nei confronti della Commissione Europea riguardanti l'applicazione della Direttiva sulla Qualità dell'Aria, e come supporto alle politiche nazionali e regionali di riduzione dell'inquinamento, sono stati simulati anche gli anni 2010 (con emissioni proiettate e non con emissioni da inventario), 2015 e 2020 a meteorologia costante, quella del 2005 (cfr. par. 1.2.C). La simulazione 1999 era, in realtà, oggetto della precedente Convenzione ed è stata ripetuta per tenere conto degli aggiornamenti dei modelli di MINNI.

Il focus della presente Convenzione sono stati gli anni 2003, 2005, 2007: le simulazioni di qualità dell'aria sono state eseguite con FARM (Silibello et al., 1998), modello euleriano tridimensionale agli elementi finiti che tratta il trasporto, la trasformazione chimica e la deposizione degli inquinanti atmosferici.

La configurazione del modello utilizzata include il meccanismo fotochimico SAPRC90 (Carter, 1990) e il modello di aerosol AERO3 (Binkowski and Roselle, 2003). Le simulazioni hanno usato i campi meteorologici prodotti da RAMS e gli inventari nazionali delle emissioni prodotti per le tre annualità da ISPRA ma portati a livello provinciale con le medesime proxy riferite all'anno 2005, unica annualità quinquennale per la quale ISPRA produce una scalatura *top-down* dell'inventario nazionale. Per le emissioni dei paesi confinanti che ricadono nel dominio di MINNI viene utilizzato l'inventario europeo del modello EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) per la parte antropogenica e il Global Emission Inventory Activity (GEIA, www.geiacenter.org) per la parte biogenica. Le emissioni contenute nell'inventario vengono elaborate dal software Emission Manager (EMGR, Ariant Srl) per essere proiettate sulla griglia orizzontale 2D di FARM, distribuite temporalmente nelle ore, giorni e mesi del periodo scelto e infine "speciate", cioè trasformate nelle specie chimiche utilizzate da FARM. Ulteriori emissioni di particolato, di origine terrigena e marina, vengono prodotte dal modulo SURFPRO in formato direttamente leggibile da FARM.

Il modello di trasporto chimico in questo caso simula le concentrazioni con risoluzione di 20 km e 16 livelli verticali conformi fino a 10 km dalla quota del terreno. Le condizioni al contorno sono tratte dal modello EMEP a scala europea con risoluzione spaziale di 50 km e risoluzione temporale di 3 ore. C'è stato bisogno di una opportuna rimappatura delle specie chimiche e rigigliatura, al fine di adattarle alle specie considerate nel meccanismo chimico SAPRC90 ed al reticolo a risoluzione 20 km (IT). Le simulazioni alla risoluzione più elevata sono state condotte mediante nesting dai campi rispettivamente a 20 km e 4 km. Il nesting non è stato fatto on-line, bensì sono stati dapprima prodotti i campi e poi rimappati alle scale più piccole per fornire le condizioni iniziali ed al contorno a tali scale.

I risultati del modello sono stati confrontati con le stazioni facenti parte del database nazionale BRACE (<http://www.brace.sinanet.apat.it/>). A questo proposito ENEA ha realizzato un geodatabase relazionale chiamato ASQUA (Anagrafica Stazioni QUALità dell'Aria) che importa le informazioni di BRACE ordinandole e georeferenziandole in modo da favorire una esplorazione dinamica dei metadati, secondo uno schema più utile alle attività di validazione.

I campi di concentrazioni medie annuali simulate e osservate alle stazioni di O₃, PM₁₀ e NO₂ sono mostrati nelle Figure 24, 25 e 26 per gli anni 2003, 2005 e 2007. I cerchi colorati rappresentano le stazioni di monitoraggio e la scala di colore è la stessa utilizzata per le simulazioni, quindi la corrispondenza del colore nel cerchio e nella cella che lo contiene significa che il modello riproduce la misura. Un colore diverso indica una differenza immediatamente rilevabile sulla scala cromatica.

La Figura 24 mostra la distribuzione spaziale delle concentrazioni medie annuali di ozono simulate con la risoluzione spaziale di 20 km e 4 km e le confronta con le concentrazioni medie annuali osservate alle stazioni rurali. L'analisi è stata fatta anche alle stazioni urbane e suburbane, ma si è scelto di presentare il confronto spaziale con le stazioni rurali poiché le alte concentrazioni di ozono danneggiano la vegetazione.

Si può notare che le concentrazioni più alte di ozono all'interno della penisola si presentano nel 2003, anno caratterizzato di una intensa onda di calore estiva, mentre il 2005 e il 2007 sono relativamente simili. L'aumento della risoluzione spaziale migliora le previsioni del modello, che si avvicinano di più ai valori osservati, ma non produce una perfetta riproduzione della grande variabilità osservata, frutto dell'orografia complessa del territorio e delle emissioni molto localizzate e altamente variabili nell'arco della giornata e dell'anno.

La formazione e distruzione dell'ozono dipende, infatti, dal rapporto tra gli NO_x e i COV emessi in atmosfera, sia antropogenici che biogenici. Come è noto anche dai rapporti dell'Agenzia Europea per l'Ambiente, le mappe evidenziano concentrazioni molto alte di ozono su tutta l'Italia ma, soprattutto, nelle aree con vegetazione (foreste, colture ecc.) e intensa radiazione solare (centro, sud Italia e le isole). Purtroppo proprio in queste aree il monitoraggio della qualità dell'aria è, come si può notare, carente con una totale mancanza di dati per il 2003 nel Sud Italia e poche stazioni per gli altri anni anche al centro del paese.

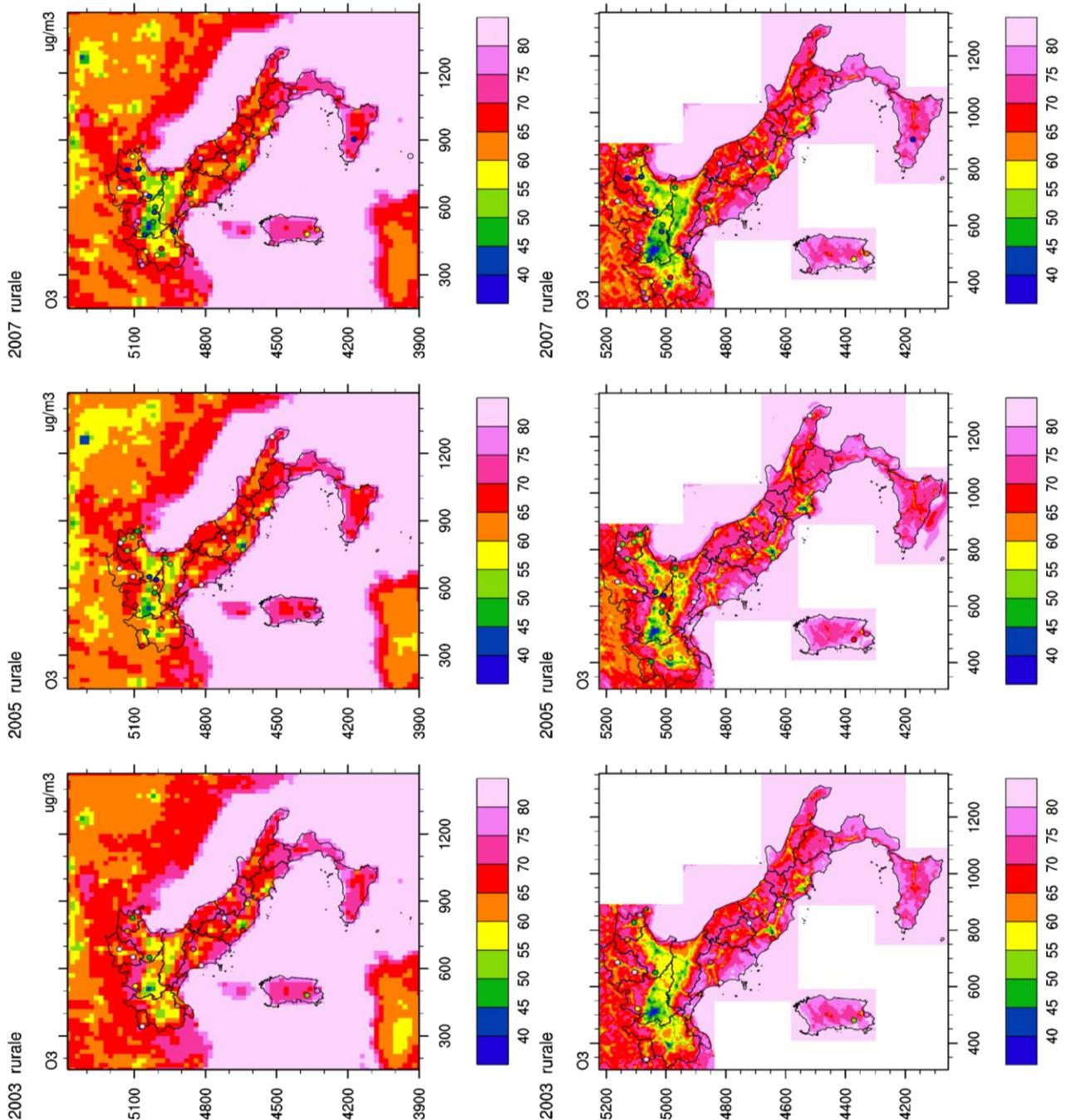


Figura 24. Concentrazioni medie annuali simulate con risoluzione spaziale di 20 km (colonna sinistra) e con risoluzione spaziale di 4 km (colonna destra) e osservate alle stazioni rurali per O₃

La Figura 25 mostra la distribuzione spaziale delle concentrazioni medie annuali di PM10 simulate con risoluzione spaziale di 20 km e 4 km a confronto con le concentrazioni medie annuali osservate alle stazioni urbane. L'analisi è stata fatta anche alle stazioni rurali e suburbane, ma si è scelto di presentare il confronto con le stazioni urbane poiché le concentrazioni alte di PM10 hanno un forte effetto negativo sulla salute.

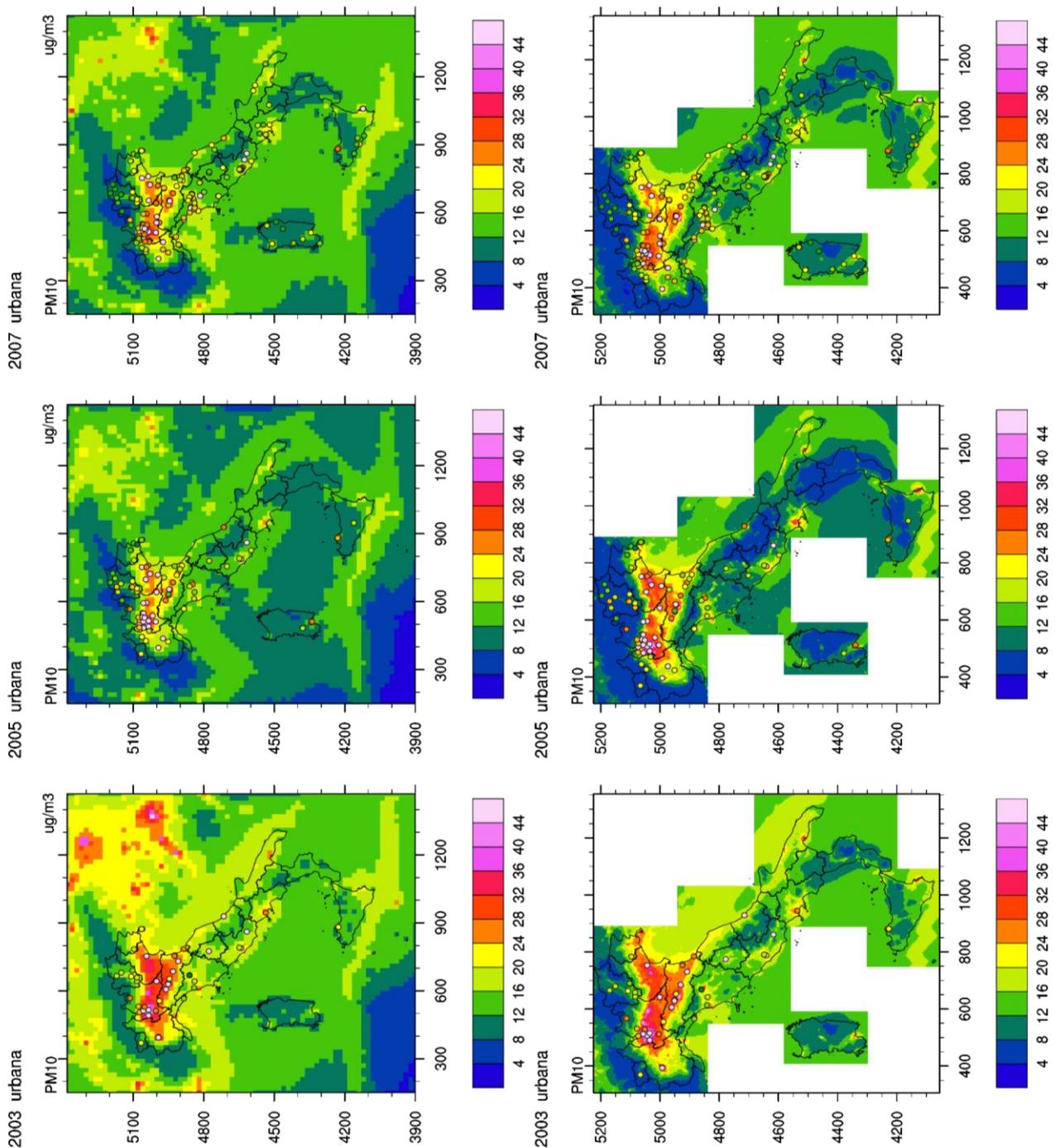


Figura 25. Concentrazioni medie annuali simulate con risoluzione spaziale di 20 km (colonna sinistra) e con risoluzione spaziale di 4 km (colonna destra) e osservate alle stazioni urbane per PM10

Il confronto tra le simulazioni e le osservazioni mostra un buon accordo soprattutto nella pianura Padana e soprattutto per la simulazione a 4 km di risoluzione spaziale. Ciò è ancora più evidente per l'anno 2007, dove il numero di stazioni di monitoraggio con dati validi è molto aumentato.

La Figura 26 mostra la distribuzione spaziale delle concentrazioni medie annuali di NO₂ simulate con la risoluzione spaziale di 20 km e 4 km a confronto con le concentrazioni medie annuali osservate nelle stazioni urbane.

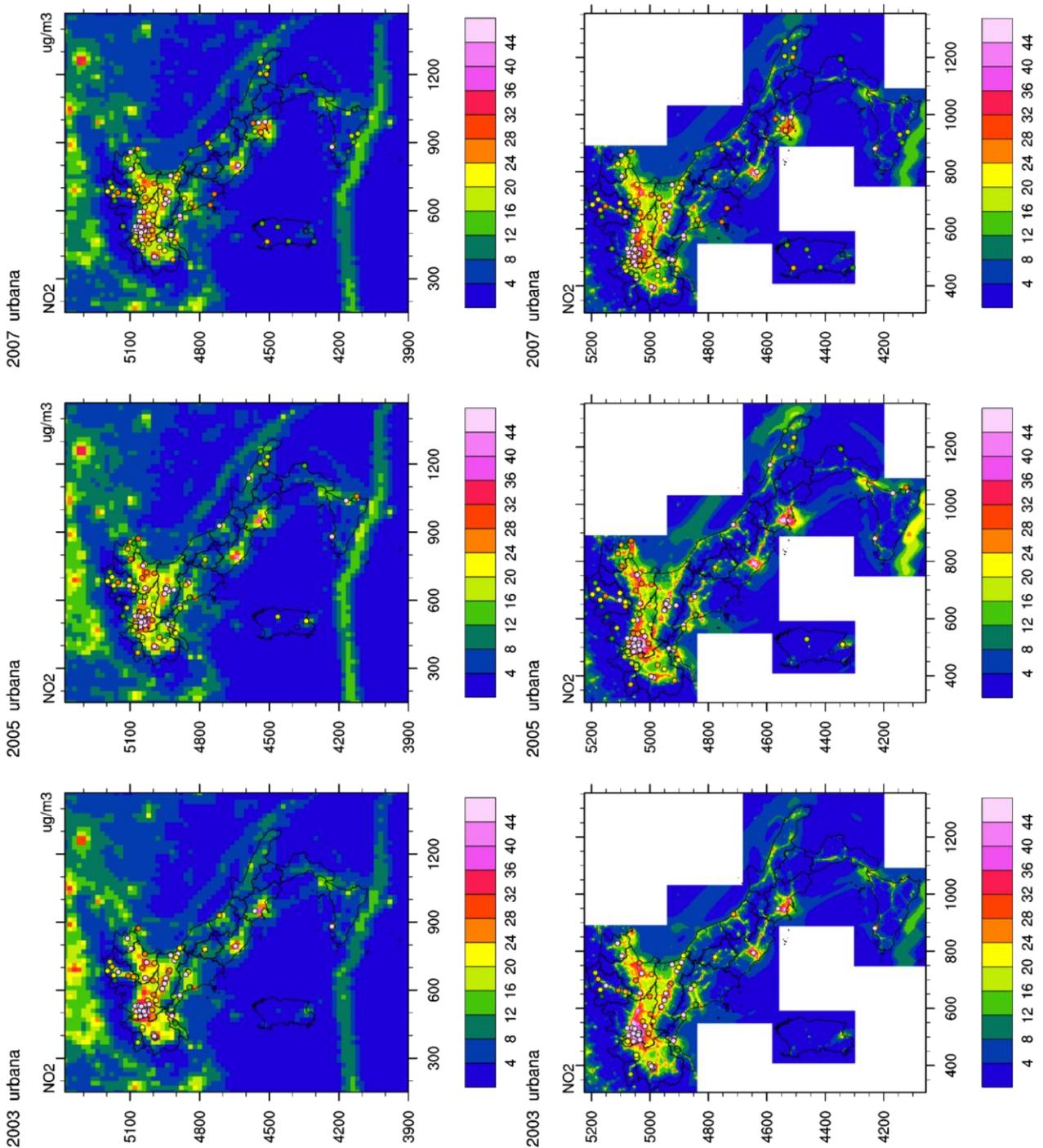


Figura 26. Concentrazioni medie annuali simulate con risoluzione spaziale di 20 km (colonna sinistra) e con risoluzione spaziale di 4 km (colonna destra) e osservate alle stazioni urbane per NO₂

L'analisi è stata fatta anche alle stazioni rurali e suburbane, ma si è scelto di presentare il confronto spaziale con le stazioni urbane perché le emissioni di NO_x (NO+NO₂) sono più alte nelle aree interessate dai maggiori flussi di traffico e perché l'NO₂ è uno dei precursori del PM10.

Le mappe mostrano chiaramente concentrazioni alte nelle città e lungo le principali strade ed autostrade. Le concentrazioni medie di NO₂ non sono molto diverse nei tre anni studiati e il modello riesce a riprodurre abbastanza bene le osservazioni in tutto il paese. Al centro e al sud, questo è più evidente nel 2007 quando il numero delle stazioni è aumentato.

Come richiesto dall'ultima Direttiva di Qualità dell'Aria (Direttiva 2008/50/EC), sono state condotte analisi anche per catturare la capacità del modello di simulare concentrazioni orarie per NO₂, concentrazioni giornaliere per PM10 e concentrazioni medie massime giornaliere calcolate su 8 ore per O₃.

Le Figure 27, 28 e 29 mostrano i valori simulati in funzione di quelli osservati per i tre inquinanti, per stazioni di fondo rurale, suburbano e urbano. Le medie sono state calcolate solo sulle stazioni con numerosità di dati in accordo con la Direttiva 2008/50/EC (EC, 2008) e senza l'applicazione di alcun fattore correttivo applicato alle concentrazioni simulate.

La Figura 27 mostra che il modello riproduce relativamente bene le concentrazioni di O₃ inferiori a 85 µg/m³ e che, in generale, la simulazione con 4 km di risoluzione migliora le previsioni del modello con l'eccezione del 2005 nelle stazioni urbane e suburbane dove c'è sovrastima.

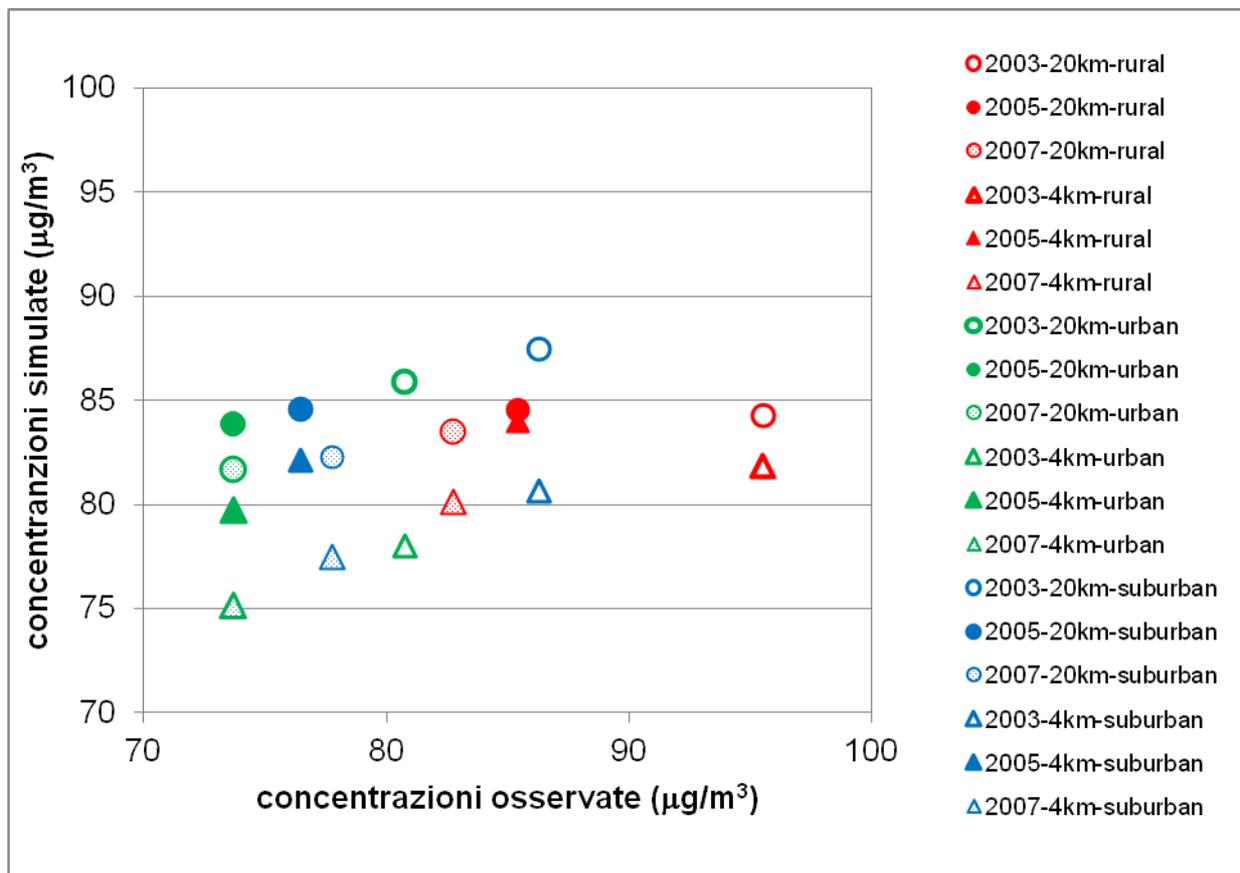


Figura 27. O₃: concentrazioni massime giornaliere calcolate su 8 ore, medie annuali, simulati versus osservate alle stazioni rurali, urbane e suburbane per gli anni 2003, 2005 e 2007

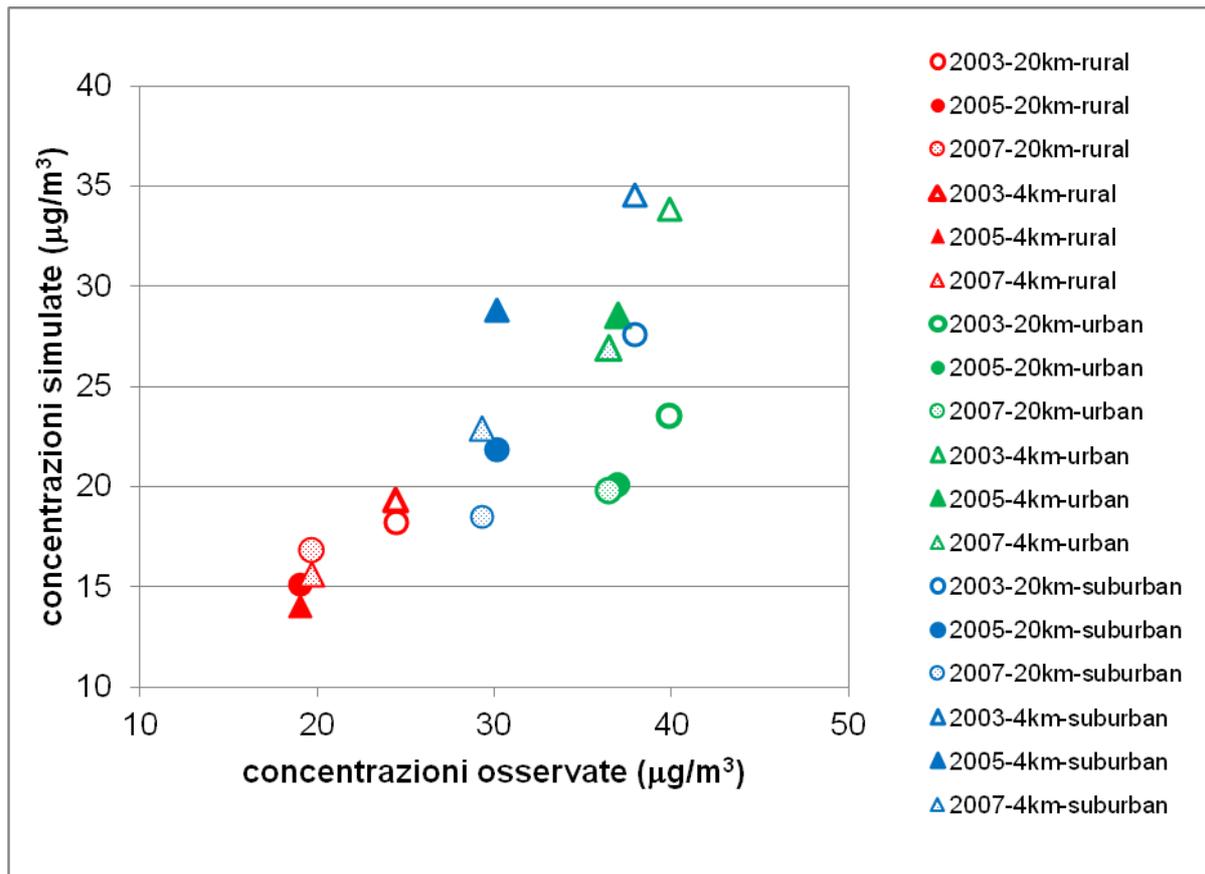


Figura 28. NO₂: concentrazioni orari medie annuali simulati versus osservate alle stazioni rurali, urbane e suburbane per gli anni 2003, 2005 e 2007

La Figura 28 mostra che il modello sottostima in generale le concentrazioni giornalieri medie annuali di PM₁₀ e questo è in parte dovuto al fatto che le simulazioni non considerano il contributo del trasporto delle polveri sahariane.

Si può osservare che le concentrazioni più alte di PM₁₀ in tutte le tre tipologie di stazioni sono state rilevate nel 2003 (cerchi e triangoli vuoti) e che l'uso della risoluzione spaziale di 4 km (triangoli) migliora le previsioni del modello rispetto alla simulazione a 20 km (cerchi).

Per un dato anno, le concentrazioni più alte sono registrate nelle stazioni urbane e suburbane sia per i dati del modello sia per i dati misurati. Tuttavia, le concentrazioni delle stazioni rurali nel 2003 sono paragonabili alle concentrazioni delle stazioni urbane e suburbane e questo è dovuto in gran parte alle particolari condizioni meteorologiche di quell'anno (estate caratterizzata da alte temperature e onde di calore, cfr. il successivo par 1.1.E).

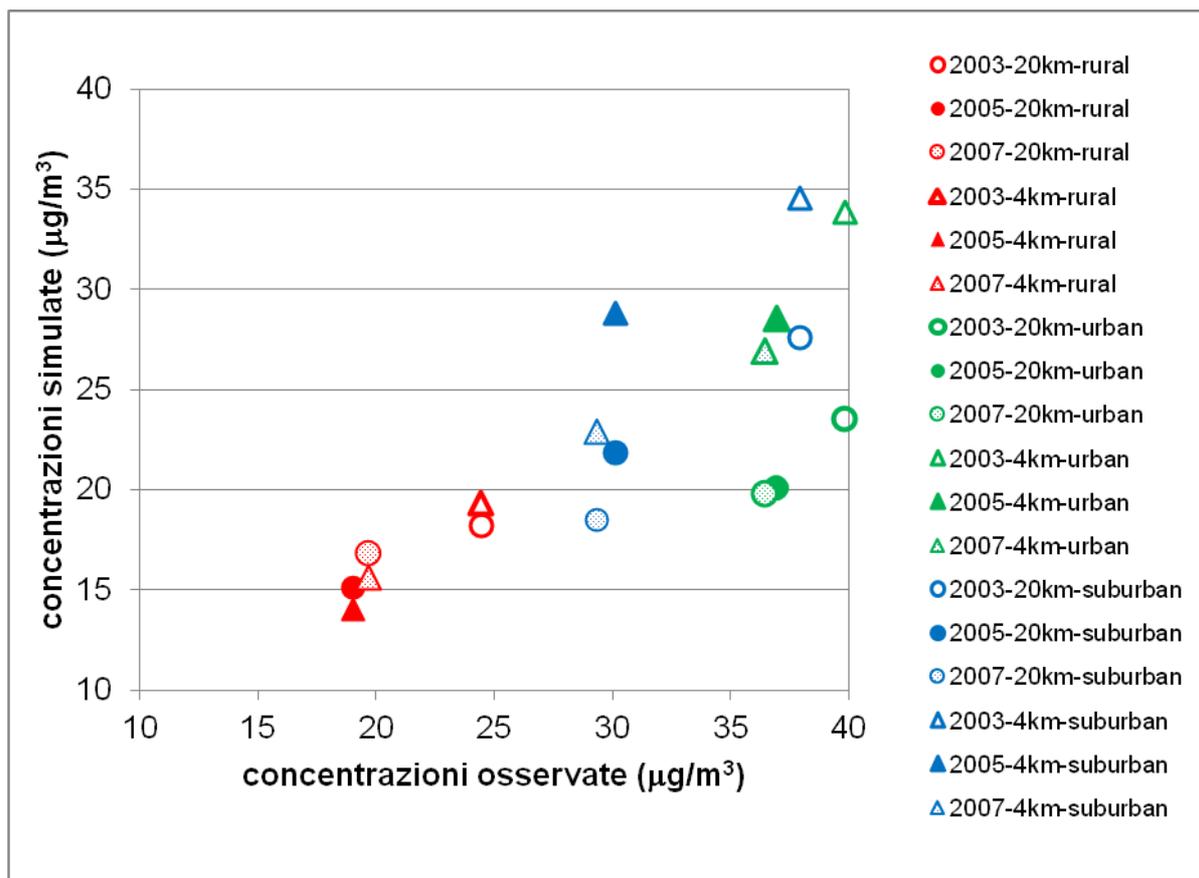


Figura 29. NO₂: concentrazioni orari medie annuali simulati versus osservate alle stazioni rurali, urbane e suburbane per gli anni 2003, 2005 e 2007

La Figura 29 mostra che il modello riproduce relativamente bene le concentrazioni orarie medie annuali di NO₂ in tutte le stazioni, con una leggera sottostima alle stazioni urbane e suburbane (simboli verdi e blu). Si nota che il modello riproduce bene sia la variabilità annuale sia la dipendenza dalla tipologia di stazioni e che le simulazioni con 4 km di risoluzione spaziale (triangoli) migliorano considerevolmente le prestazioni del modello.

1.1.E Valutazione dell'influenza della variabilità meteorologica interannuale sulle concentrazioni di inquinanti

Le condizioni meteorologiche costituiscono la principale influenza sulla variazione temporale dell'inquinamento atmosferico favorendo/sfavorendo la dispersione degli inquinanti emessi dalle sorgenti presenti sul territorio, determinando le traiettorie lungo le quali sono trasportate le sostanze emesse in atmosfera ed influenzando i processi di trasformazione chimica degli inquinanti e di rimozione per deposizione secca e umida. Gli episodi di inquinamento atmosferico che si registrano sul territorio nazionale sono usualmente associati a condizioni meteorologiche sfavorevoli, spesso condizioni di alta pressione persistente, che si verificano prevalentemente nelle stagioni invernale ed estiva.

La frequenza e la persistenza di questi episodi determina il numero di superamenti dei valori limite sul breve periodo (valutati a partire dalle concentrazioni medie orarie o giornaliere) che vengono registrati annualmente per PM10, NO₂ ed O₃. Per il particolato, a questi episodi vanno aggiunti quelli potenzialmente causati dal trasporto a lunga distanza di sabbie sahariane o dei fumi da incendi di rilevante estensione e durata. L'analisi delle osservazioni di qualità dell'aria per gli inquinanti citati mostra generalmente variazioni interannuali rilevanti per gli indicatori di breve periodo. Si vedano a titolo di esempio in Figura 30 il numero di superamenti del limite di 120 µg/m³ per il massimo giornaliero delle medie trascinate di 8 ore di ozono in alcune postazioni nell'area di Milano (sinistra) e concentrazioni medie annuali di ozono in alcune postazioni della rete di Roma (destra).

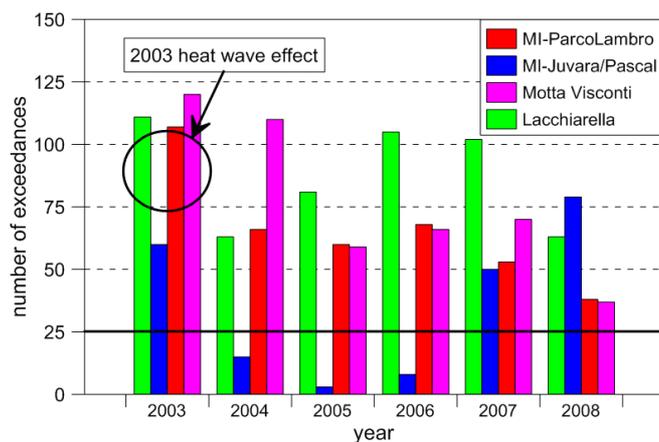


Figura 30. Numero di superamenti del limite di 120 µg/m³ per le concentrazioni medie su otto ore di O₃. Postazioni selezionate in Provincia di Milano

Le variazioni interannuali delle osservazioni di qualità dell'aria risultano generalmente meno evidenti per gli indicatori di lungo periodo, quali le medie annuali (Figura 31), per i quali le variazioni osservate risultano di piccola entità rispetto ai valori medi.

Nell'analisi delle variazioni su periodi pluriennali deve inoltre essere considerato il possibile effetto della variazione delle emissioni dovuta ai cambiamenti delle caratteristiche delle sorgenti e delle loro emissioni (ad es. rinnovo del parco auto, entrata in vigore di nuove normative o applicazione di misure di mitigazione).

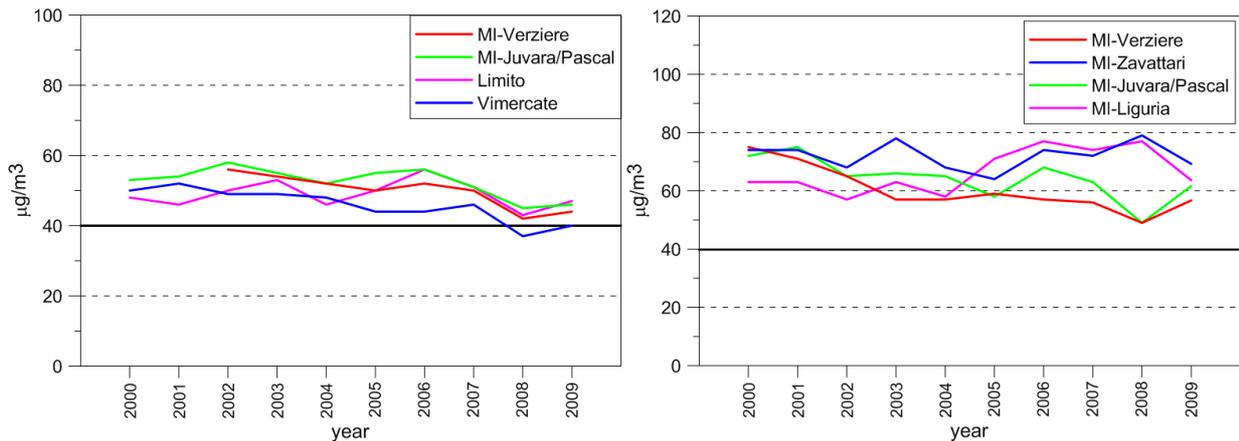


Figura 31. Concentrazioni medie giornaliere di PM10 (sinistra) e NO₂ (destra).
Postazioni selezionate in Provincia di Milano

Il progetto MINNI, nelle sue diverse fasi di attuazione, ha compreso l'esecuzione di simulazioni di qualità dell'aria su 4 periodi annuali (1999, 2003, 2005 e 2007), che sono stati selezionati in modo da coprire alcuni anni di riferimento a livello internazionale (1999 e 2005) ed altre annate scelte, all'interno dell'ultimo decennio, per coprire periodi caratterizzati sia da debole (2007) che da rilevante (2003) anomalia climatica sulla penisola italiana.

In questo paragrafo si riporta un inquadramento climatologico degli anni considerati che ha permesso di individuare preliminarmente alcune forzanti potenziali che potrebbero aver influito sulla variazione dei risultati delle simulazioni e delle analisi della qualità dell'aria ad esse conseguenti. Si effettua inoltre un'analisi delle variazioni dei risultati delle simulazioni a livello annuale e stagionale attraverso lo studio dei valori medi delle principali grandezze meteorologiche ed il loro confronto qualitativo con le osservazioni disponibili.

L'analisi delle temperature medie globale e italiana durante gli ultimi 50 anni (Figura 32) mostra anomalie stabilmente positive e con tendenza alla crescita a partire dalla metà degli anni '80.

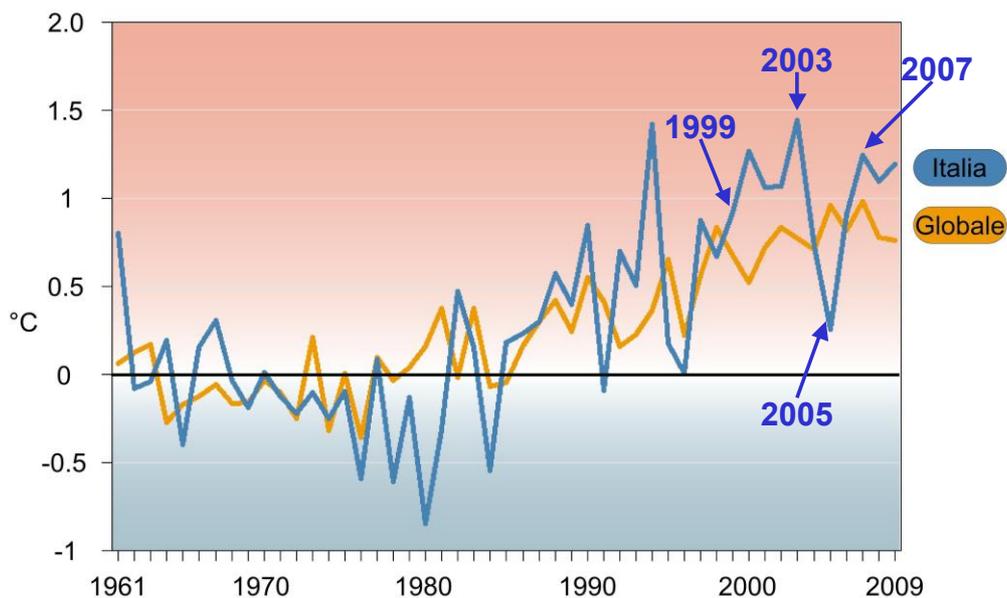


Figura 32. Serie temporali delle anomalie di temperatura media globale e in Italia, rispetto ai valori climatologici normali 1961-1990. Rapporto ISPRA Clima 2009, Fonti: ISPRA e NCDC/NOAA

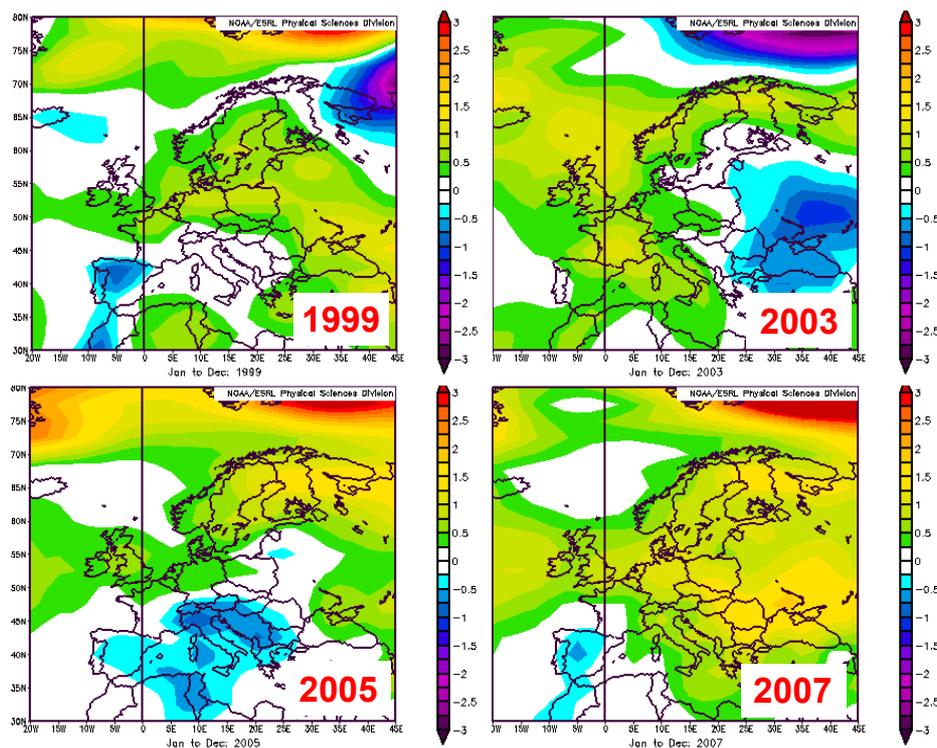


Figura 33. Anomalie della Temperatura (C) media annuale superficiale rispetto ai valori normali 1981-2010

Fonte: NOAA/ESRL su dati delle reanalisi NCEP/NCAR

L'incremento di temperatura registrato in Italia in questo periodo risulta generalmente più elevato di quello globale (ISPRA, 2010). Considerando gli anni interessati dalle simulazioni MINNI, per il 1999 si rileva un'anomalia termica di circa 0.8 °C rispetto alla normale 1961-1990, valore simile alla media del periodo 1998-2011. Il 2003 e il 2007 sono anni caratterizzati da anomalie termiche elevate, superiori ad 1 °C, mentre il 2005 con un valore inferiore a 0.25 °C è l'anno più freddo degli ultimi 15.

Le reanalisi NCEP/NCAR (Figura 33) evidenziano che nel 1999 la penisola italiana si trova al centro di un'area con anomalia termica quasi nulla che occupa la parte centrale del bacino mediterraneo. A questa situazione corrispondono condizioni di precipitazione vicine alla normale sull'Italia centrosettentrionale, di poco superiori alla media dell'ultimo trentennio sul meridione ed inferiori alla media sulla Sicilia. Nel 2003 l'intera penisola italiana si trova invece all'interno di una vasta area ad anomalia termica che si estende dal Mare del Nord al Mediterraneo (Rebetez et al., 2006).

In Italia si rilevano precipitazioni inferiori alla media al nord e superiori alla media al centro-sud. Nel 2005 si riscontrano condizioni perturbate con frequenza superiore alla norma sull'area mediterranea, che causano un'anomalia negativa di temperatura con valori massimi sull'Italia centro-settentrionale e la Sardegna.

Precipitazioni superiori alla normale sono diagnosticate sul centro-sud, mentre l'area alpina e padana osserva una riduzione delle piogge. Il 2007 infine mostra sull'Italia tratti simili al 2003, con valori ridotti delle anomalie di temperatura estive, una differenza più pronunciata negli andamenti delle precipitazioni fra il nord, con valori inferiori alla normale, ed il centro-sud, con valori superiori alla normale.

La congruenza fra le simulazioni meteorologiche realizzate e le caratteristiche climatologiche degli anni in considerazione è stata verificata attraverso un confronto dei campi simulati sia con le analisi meteorologiche indipendenti, sia con le osservazioni rese disponibili dal sistema di elaborazione di dati climatologici SCIA (<http://www.scia.sinanet.apat.it/>).

Le simulazioni alle differenti risoluzioni orizzontali sono risultate fra loro congruenti e compatibili con le osservazioni (Figura 34), con una miglior riproduzione dei valori osservati nelle aree costiere e sui rilievi appenninici per le simulazioni ad alta risoluzione. La variabilità interannuale dei principali parametri meteorologici è risultata rappresentativa della climatologia dei 4 anni considerati. Di particolare interesse risultano le variazioni a livello stagionale, che mostrano maggiori differenze rispetto ai valori medi annuali e possono essere associate a forzanti di maggior impatto sugli episodi di inquinamento atmosferico.

In Figura 35 è illustrata, a titolo di esempio, l'anomalia di temperatura estiva relativa ai 4 anni considerati, rispetto al loro valore medio.

Si notano i valori fortemente positivi e negativi relativi al 2003 ed al 1999. Un valore positivo sulla quasi totalità della penisola è rilevabile anche per il 2007, mentre il 2005 mostra tendenze differenti nelle diverse regioni italiane.

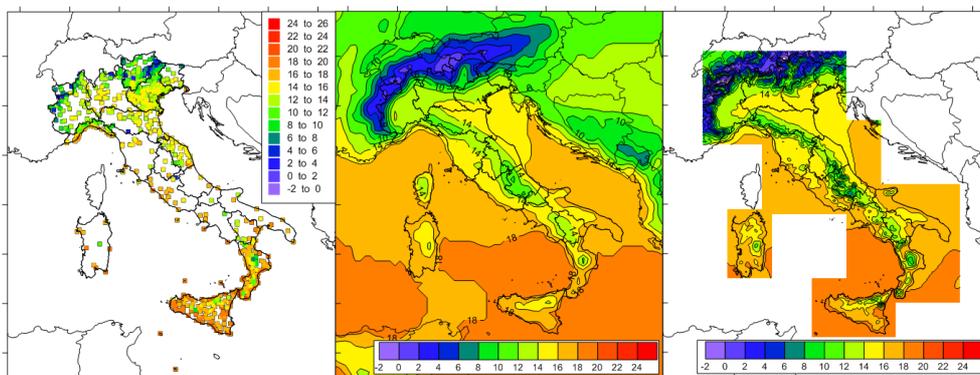


Figura 34. Temperatura media annuale del 2003: base dati SCIA (sinistra), simulazione RAMS nazionale a 20 km di risoluzione (centro) e macroregionali a 4 km di risoluzione (destra)

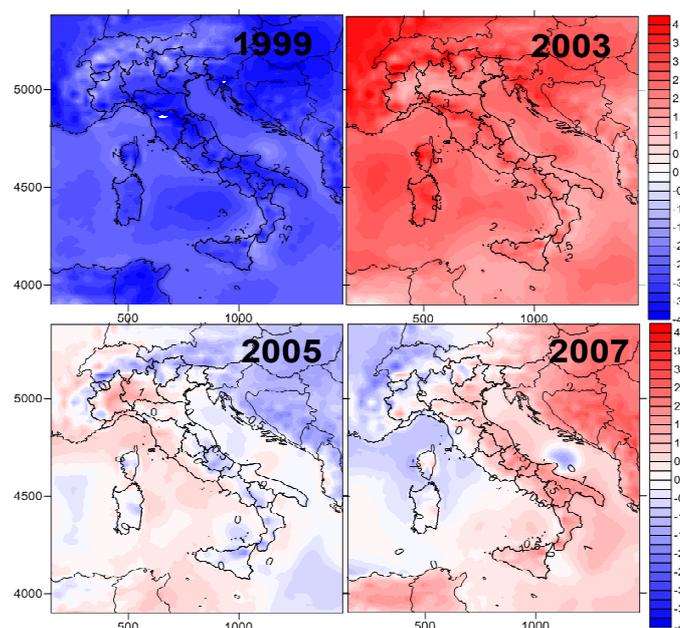


Figura 35. Anomalie di temperatura estive rispetto alla media degli anni 1999, 2003, 2005, 2007

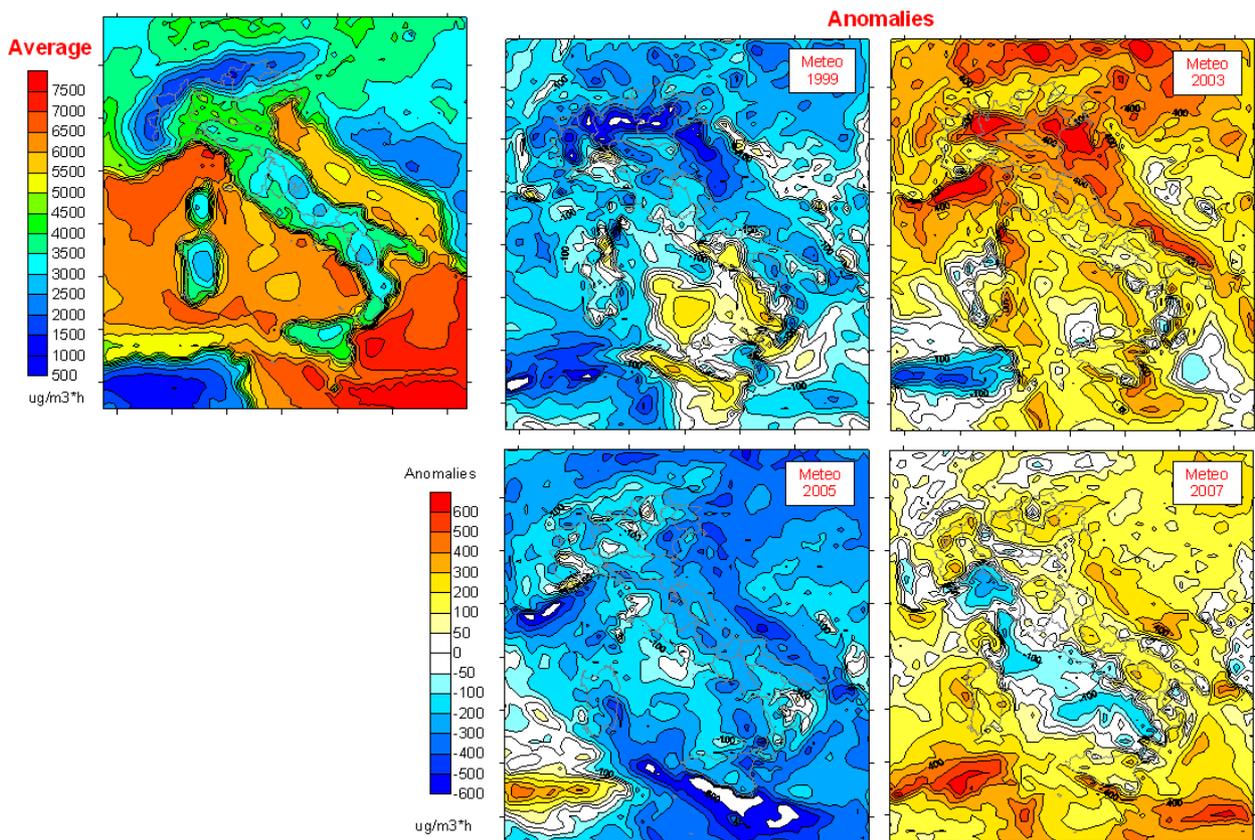


Figura 36. Valore medio e anomalie del SOMO35 sugli anni 1999, 2003, 2005, 2007

Simulazioni di qualità dell'aria eseguite per i diversi anni ad emissioni costanti hanno permesso di analizzare in modo analogo la variabilità delle concentrazioni e degli indicatori di qualità dell'aria. In Figura 36 è illustrato il valore medio ottenuto per l'indicatore SOMO35, calcolato a partire dalle concentrazioni orarie di ozono, e le relative anomalie per le diverse annualità analizzate.

Si evidenzia il segnale positivo del 2003 dovuto alla forzante meteorologica coincidente con le onde di calore che hanno caratterizzato l'estate di quell'anno per persistenza ed intensità (Figura 35). La variabilità del SOMO35 riscontrata fra i diversi anni analizzati è chiaramente correlata all'anomalia di temperatura della stagione estiva.

Un aumento delle concentrazioni di ozono rispetto al valore medio è infatti osservabile anche per il 2007, mentre 2005 e 1999 mostrano in prevalenza anomalie negative, con l'esclusione di alcune aree di limitata estensione.

Un riscontro sperimentale delle variazioni di concentrazione è individuabile nelle reti di osservazione, anche se i dati rilevati sono influenzati dalla variazione reale delle emissioni, volutamente trascurata nelle simulazioni.

In Figura 37 il 2003 mostra valori decisamente più elevati rispetto agli anni seguenti. Non si riscontra invece il segnale negativo evidenziato dalle simulazioni per il 1999, che potrebbe essere mascherato dalla variazione delle emissioni occorsa durante il periodo esaminato. Le concentrazioni medie di O₃ rilevate dalla rete di monitoraggio di Roma nella medesima Figura confermano il segnale di crescita dell'ozono per il 2003.

Proprio la consapevolezza degli effetti indotti sulla qualità dell'aria dalla variabilità meteorologica interannuale e la verifica della rappresentatività, rispetto alle caratteristiche climatiche degli ultimi 15 anni in Italia, del campione di anni inclusi finora nelle indagini del progetto MINNI ha suggerito l'opportunità di elaborare per GAINS_Italia anche una matrice di trasferimento atmosferico mediata sulla meteorologia come spiegato nel successivo paragrafo.

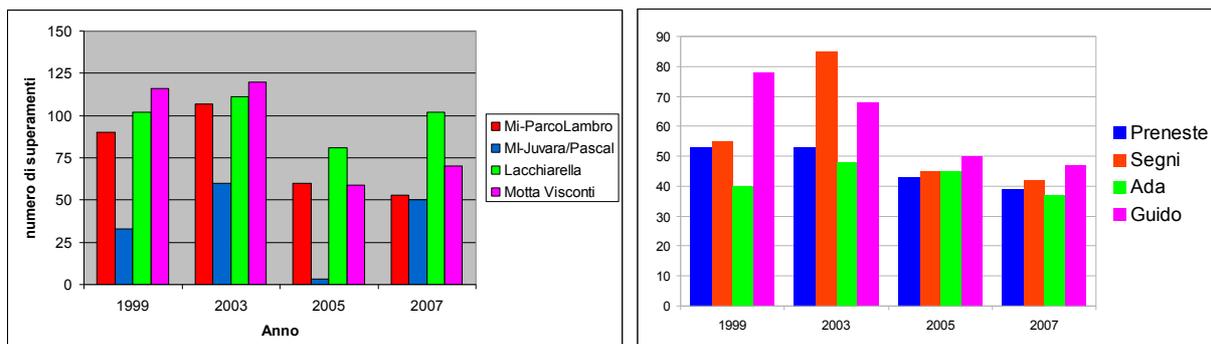


Figura 37. Numero di superamenti del limite di 120 µg/m³ per il massimo giornaliero delle medie trascinate di 8 ore di ozono in alcune postazioni nell'area di Milano (sinistra) e concentrazioni medie annuali di ozono in alcune postazioni della rete di Roma (destra)

1.1.F Produzione matrici di trasferimento atmosferico (MTA) per GAINS_Italia

La componente di MINNI che si occupa della produzione di scenari emissivi e della valutazione di politiche generali di miglioramento della qualità dell'aria, a scala nazionale e regionale, è il modello GAINS_Italia descritto nel capitolo 2.

Il SMA produce per GAINS le matrici di trasferimento atmosferico (MTA) che costituiscono il primo fondamentale elemento della circolarità di connessione tra le componenti di MINNI. Le MTA permettono, infatti, di valutare in modo semplificato e rapido l'effetto di cambiamenti dell'input emissivo sulle concentrazioni dei principali inquinanti.

Gli inquinanti trattati sono i precursori degli inquinanti oggetto delle politiche di qualità dell'aria e normati in termini di valori limite di concentrazione: SO₂, NO_x, VOC, NH₃ e PM₁₀.

La Tabella 2 illustra l'influenza dei vari precursori sugli inquinanti "target" (indicatori GAINS) che hanno significativo impatto sulla salute e sulla vegetazione.

Gli ossidi di azoto risultano determinanti per tutti gli impatti: infatti, sono alla base del ciclo dell'ozono) ed i loro composti ossidati sono presenti nelle polveri sottili (sotto forma di nitrati) e nelle deposizioni (acido nitrico e azoto nutriente). Il PM primario invece, influenza solamente le concentrazioni di polveri sottili. I VOC (Composti organici volatili) determinano le concentrazioni di ozono, essendo precursori di processi ossidativi dell'atmosfera, e delle polveri sottili, sempre per effetto dei processi ossidativi che ossidano SO₂ e NO_x a solfati e nitrati e dei processi di condensazione dei VOC non reattivi. L'ammoniaca incide sulle concentrazioni di PM come sale di ammonio e sulla deposizione al suolo di azoto totale nutriente.

	Salute		Ecosistemi		
	PM	O ₃	O ₃	Acidificazione	Eutrofizzazione
SO ₂	X			X	
NO _x	X	X	X	X	X
VOC	X	X	X		
NH ₃	X			X	X
PM ₁₀	X				

Tabella 2. Relazione tra emissioni dei precursori (righe) e indicatori GAINS (colonne)

Le MTA sono relazioni sorgente-recettore che esprimono la variazione delle concentrazioni/deposizioni medie annuali in ciascun punto griglia del dominio al variare delle emissioni totali annuali di precursori significativi negli aggregati territoriali minimi che in GAINS_Italia sono le Regioni.

Le MTA rappresentano l'approssimazione lineare della risposta del sistema atmosferico in un intorno delle condizioni di riferimento, come si evince dalla definizione seguente

$$\begin{aligned}
 & i, k = \text{aggregati territoriali (regioni)} \\
 & \alpha = \text{recettori sul reticolo I} \\
 & P, Q = \text{precursori (J insieme precursori)} \\
 & E_i = \text{emissione totale annuale sulla regione i} \\
 & C_\alpha = \text{concentrazione media annuale sul rec. } \alpha \\
 & t_{i\alpha} = \text{matrice di trasferimento lineare} \\
 & S0 = \text{scenario di riferimento} \\
 & x = \text{fattore di riduzione delle emissioni}
 \end{aligned}
 \quad
 \begin{aligned}
 t_{i\alpha}^P &= \left. \frac{\partial C_\alpha}{\partial E_i^P} \right|_{S0} & t_{i\alpha}^P &\cong \frac{\Delta C_\alpha}{\Delta E_i^P} = \frac{C_\alpha^0 - C_\alpha}{E_i^0 x} \\
 \Delta C_\alpha &= \sum_{\substack{i \in I \\ P \in J}} t_{i\alpha}^P \Delta E_i^P + \sum_{\substack{i, k \in I \\ P, Q \in J}} \frac{\partial^2 C_\alpha}{\partial E_i^P \partial E_k^Q} \Delta E_i^P \Delta E_k^Q + O(\Delta E^3) \\
 \Delta C_\alpha &\cong \sum_{\substack{i \in I \\ P \in J}} t_{i\alpha}^P \Delta E_i^P & \Leftarrow & \text{Approssimazione lineare}
 \end{aligned}$$

Eq. 1 - Schema di calcolo dei coefficienti delle matrici di trasferimento

Un'analoga definizione è valida anche per le deposizioni. La relazione Eq. 1 risulta evidentemente tanto più accurata quanto minori sono le variazioni dello scenario emissivo nell'intorno delle condizioni di riferimento.

Vale la pena rimarcare che i coefficienti matriciali $t_{i\alpha}$ dipendono dallo scenario emissivo di riferimento e dalla meteorologia; una volta cambiato il database emissivo o l'anno meteo, le matrici devono essere ricalcolate. È tuttavia importante che si arrivi ad una definizione "stabile" di tali coefficienti, ovvero mediata il più possibile sulle condizioni meteorologiche: infatti, mentre si possono in qualche modo controllare le emissioni, non è ovviamente possibile governare o modificare le condizioni meteorologiche; a rigore, le emissioni stesse influenzano la meteo, ma gli effetti sono a lungo termine e tipicamente considerati in studi di clima globale, che esulano dal presente contesto. Risultano pertanto utili valutazioni di variabilità meteorologica interannuale, che sono infatti state eseguite.

Il calcolo della matrice mediata sulla meteorologia viene effettuato prima determinando la media pluriennale dei campi di concentrazione e poi applicando le prescrizioni (Eq. 1) per il calcolo dei $t_{i\alpha}$.

Le simulazioni meteo-diffusive sono state condotte mediante il codice FARM (Flexible Atmospheric Regional Model) di MINNI. Come database emissivo di riferimento è stato utilizzato l'inventario GAINS 2015 senza pacchetto climatico che viene descritto nel capitolo successivo e che sarà di seguito identificato con l'acronimo "GAINsnoCP 2015". Le condizioni al contorno per le specie chimiche sono state predisposte a partire dalle uscite del modello a scala europea EMEP.

La meteorologia è stata calcolata mediante il codice RAMS (Regional Atmospheric Modeling System - Colorado State University) di MINNI utilizzando gli anni già disponibili: 1999, 2003, 2005 e 2007.

È stata usata una griglia di calcolo orizzontale di passo 20 km centrata sul territorio nazionale (67x75 maglie), con una struttura verticale a 16 livelli: 20, 75, 150, 250, 380, 560, 800, 1130, 1570, 2160, 2970, 4050, 5500, 7000, 8500 e 10000 m. Relativamente all'anno 1999, gli archivi meteorologici in uscita a RAMS sono stati riprocessati su tale griglia, in quanto erano precedentemente disponibili con una struttura verticale a 12 livelli (fino a 4500 m di quota).

Per ciascun anno meteorologico i termini delle ATM vengono stimati a partire da 101 run annuali del sistema modellistico atmosferico (20 regioni x 5 precursori, cui si deve aggiungere lo scenario di riferimento), effettuati su un quadro emissivo di riferimento.

In ciascun run sono selettivamente state abbattute del 25% le emissioni di un singolo precursore su una singola regione, valore ritenuto rappresentativo dei massimi *range* di abbattimenti attesi.

La richiesta di CPU necessaria per archiviare i campi necessari all'elaborazione delle matrici è notevole, come notevole è il tempo di calcolo necessario a produrle. Anche in questo caso il lavoro è possibile per le performance garantite dalla *grid* di calcolo CRESCO dell'ENEA e, comunque, è questo uno dei motivi che impediscono di lavorare con questa modalità a maggiori risoluzioni spaziali.

A fronte di questa ingente richiesta di CPU si ottengono delle informazioni molto preziose che, una volta introdotte in GAINS, permettono ad un amministratore che voglia individuare l'effetto di politiche di abbattimento delle emissioni di ricostruire scenari praticamente in tempo reale, usando l'Eq. 1. Evidentemente, una volta individuato lo scenario più interessante, anche in considerazione dei costi, è comunque buona norma controllare il risultato mediante un run completo del sistema modellistico atmosferico.

Prima di inserire i coefficienti matriciali nel modello GAINS_Italia si conducono tipicamente analisi di dettaglio confrontando le previsioni dei livelli di concentrazione/deposizione eseguite tramite le ATM con quelle calcolate mediante run completi "di controllo".

Uno dei confronti è stato fatto con lo scenario "GAINSnCP 2020", una proiezione di ulteriori cinque anni del "GAINSnCP 2015" (Tabella 2) che comporta variazioni percentuali "vere" degli inquinanti che derivano dalle ipotesi dello scenario noCP e che sono riportate nella Tabella 3.

Precursore	SO ₂	NO _x	NH ₃	VOC	PM10
Regione	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Abruzzo	5.45	-21.24	-6.14	-7.07	-3.83
Basilicata	-2.22	-18.45	-5.93	-2.29	-2.40
Calabria	-3.61	-18.99	-6.02	-4.16	-4.22
Campania	5.27	-20.12	-7.85	-7.94	-4.25
Emilia Romagna	-0.70	-19.82	-5.46	-7.44	-4.43
Friuli Venezia Giulia	-1.11	-19.05	-9.46	-5.39	-4.03
Lazio	-4.31	-23.86	-8.01	-7.44	-4.91
Liguria	-1.40	-15.64	-11.98	-6.51	-1.87
Lombardia	-9.56	-17.01	-5.17	-5.18	-3.79
Marche	-0.31	-23.84	-10.00	-5.26	-4.49
Molise	-0.92	-16.46	-4.75	-2.91	0.50
Piemonte	-4.89	-17.54	-5.75	1.09	-2.44
Puglia	-2.04	-13.44	-13.83	-6.00	-3.71
Sardegna	-4.68	-13.24	-4.26	-3.62	-3.34
Sicilia	-1.31	-13.33	-8.17	-7.86	-4.35
Trentino Alto Adige	-19.20	-26.49	-4.18	-3.41	-4.47
Toscana	0.46	-15.29	-10.32	-5.23	-1.74
Umbria	-7.48	-17.47	-10.03	-6.98	-2.80
Valle d'Aosta	-14.35	-18.10	-3.90	-2.35	0.79
Veneto	-0.88	-15.14	-7.47	-3.64	-1.28

Tabella 3. Variazioni percentuali delle emissioni dell'anno 2020 rispetto a quelle dell'anno 2015 secondo lo scenario GAINS_noCP

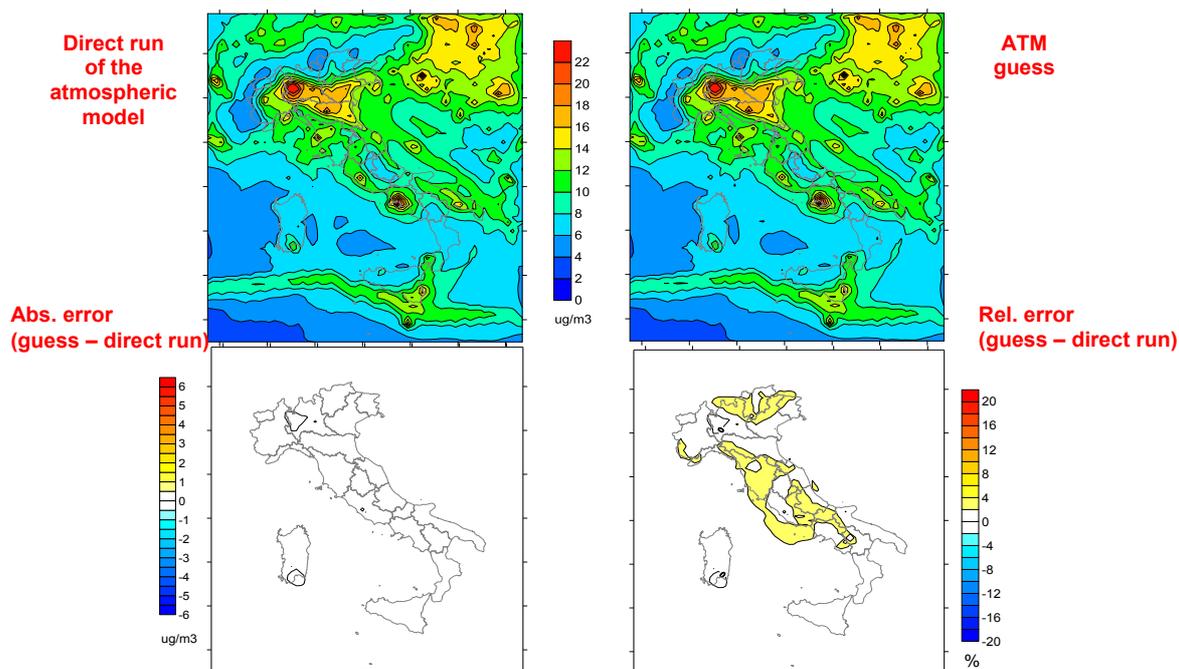


Figura 38. $PM_{2,5}$ scenario "GAINSnoCP 2020": confronto tra la concentrazione calcolata mediante run completo (in alto a sinistra) e la ricostruzione tramite le ATM (alto a destra).
 In basso: a sinistra è riportato l'errore assoluto ed a destra quello relativo (errore calcolato mediante differenza tra campo ricostruito e campo calcolato con run completo)

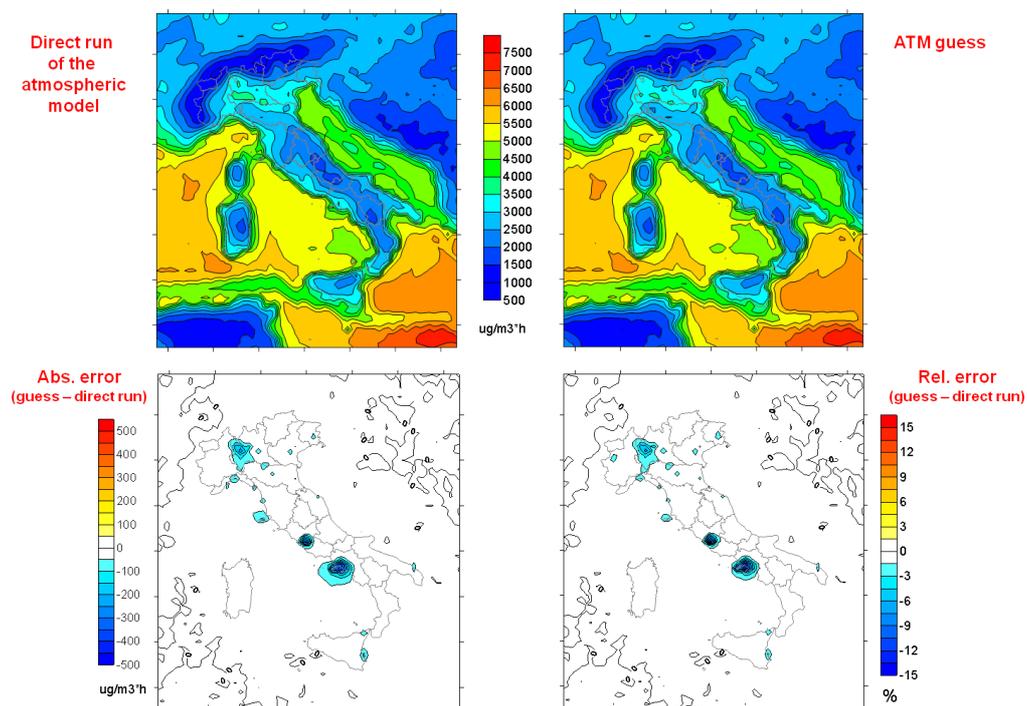


Figura 39. Ozono, scenario "GAINSnoCP 2020": confronto tra l'indicatore SOMO35 calcolato mediante run completo (in alto a sinistra) e la ricostruzione tramite le ATM (alto a destra).
 In basso: a sinistra è riportato l'errore assoluto ed a destra quello relativo (errore calcolato mediante differenza tra campo ricostruito e campo calcolato con run completo)

Le Figure 38 e 39 illustrano il confronto tra la simulazione completa e la ricostruzione con le matrici per quanto concerne la concentrazione di $PM_{2,5}$ e l'indicatore di ozono SOMO35¹.

¹ Somma degli eccedenze dei massimi giornalieri delle medie mobili di 8 ore sopra il livello di 35 ppb.

Come si può osservare, lo scenario GAINsnoCP 2020 è ricostruito con sufficiente accuratezza sia per il PM_{2,5} che per l'indicatore dell'ozono SOMO35, eccezion fatta in questo secondo caso per le grandi aree urbane di Napoli, Roma e Milano.

Per ridurre la discrepanza, si è successivamente pensato di introdurre i termini del secondo

ordine nell'espansione di Eq. 1 :

$$\sum_{\substack{i,k \in I \\ P,Q \in J}} \frac{\partial^2 C_\alpha}{\partial E_i^P \partial E_k^Q} \Delta E_i^P \Delta E_k^Q .$$

A rigore, essendo due (NO_x e VOC) i precursori che inducono le variazioni nelle concentrazioni di ozono ed essendo 20 le regioni, sarebbero stati teoricamente necessari ben 1600 run aggiuntivi per compensare un errore del 15%. In realtà nelle aree ad alta densità emissiva le concentrazioni sono fortemente influenzate dalle emissioni locali, dunque ci si aspetta che anche il grosso del contributo non lineare sia di tipo locale. In virtù di questa osservazione, sono stati stimati diversi tipi di termini aggiuntivi non lineari, cercando di utilizzare un numero limitato di run aggiuntivi per ciascuna delle tre regioni interessate (Lombardia, Lazio e Campania), in cui si variano ulteriormente le emissioni dei precursori (NO_x e/o VOC). Dai test condotti è emerso che un buon compromesso lo si ottiene introducendo un termine correttivo sulle concentrazioni di ozono del tipo:

$$\sum_{i \in \{Lom.,Laz.,Cam.\}} \frac{\partial^2 C_\alpha}{\partial E_i^{NO_x} \partial E_i^{NO_x}} \Delta E_i^{NO_x} \Delta E_i^{NO_x} .$$

stimabile tramite un solo run aggiuntivo per ciascuna regione, effettuato con un abbattimento del 50% delle emissioni di NO_x. La successiva Figura 40, a confronto con la Figura 39, mostra i significativi e soddisfacenti progressi ottenuti nella ricostruzione delle concentrazioni di ozono. Per gli altri inquinanti GAINs, risultano invece sufficienti le approssimazioni al primo ordine.

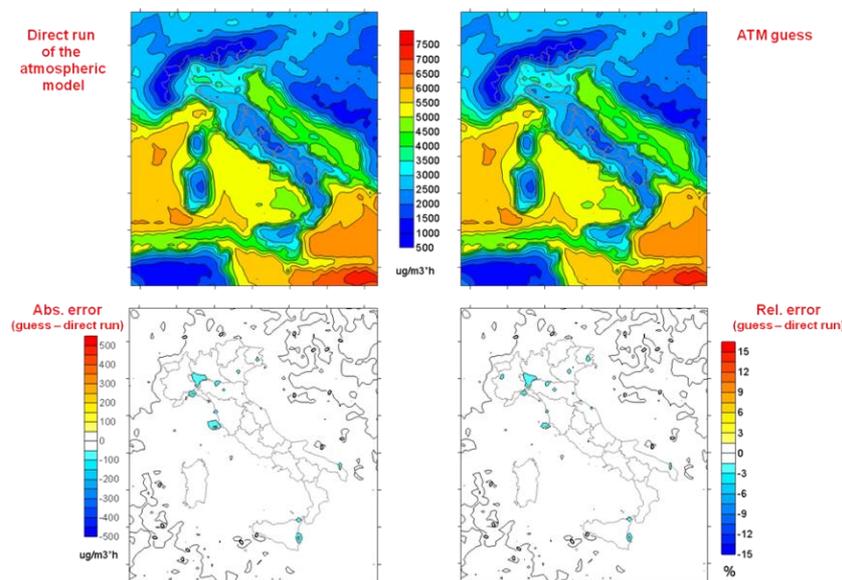


Figura 40. Ozono, scenario "GAINsnoCP 2020": confronto tra l'indicatore SOMO35 calcolato mediante run completo (in alto a sinistra) e la ricostruzione tramite le ATM (alto a destra) con correzione del secondo ordine. In basso: a sinistra è riportato l'errore assoluto ed a destra quello relativo (errore calcolato mediante differenza tra campo ricostruito e campo calcolato con run completo)

1.1.G Estensione del modello ai metalli pesanti e POPs, MTA metalli pesanti

I POPs (Persistent Organic Pollutants) sono contaminanti chimici di origine antropica (es., produzione industriale, pratiche agro-zootecniche, produzione/smaltimento di rifiuti) caratterizzati da una marcata stabilità intrinseca che consente loro di rimanere a lungo inalterati nell'ambiente, di diffondersi sia su ampie aree geografiche sia tra comparti ambientali e di accumularsi negli organismi viventi. Essi sono pericolosi per l'essere umano perché considerati probabili cancerogeni.

I POPs includono:

- *Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA-PAHs*, composti costituiti da idrocarburi con due o più anelli aromatici condensati alcuni dei quali presentano elevata pericolosità: benzo[a]antracene, benzo[b+j+k]fluorantene, benzo[a]pirene (B[a]P), dibenzo[a,h]antracene e indeno[1,2,3-cd]pirene);
- *Policlorobifenili (PCB*, prodotti nei paesi occidentali fino alla metà degli anni '80 per molti anni su vasta scala per diversi usi industriali sono caratterizzati da una elevata stabilità chimico-fisica, persistenza ambientale e forte potenziale di bioaccumulo/biomagnificazione);
- *Policlorodibenzodiossine ed i policlorodibenzofurani (PCDD e PCDF*, noti come diossine e furani sono composti eteroaromatici policlorurati che presentano una lunga persistenza ambientale ed un'elevata tendenza al bioaccumulo nei vari livelli delle catene alimentari. Tra i 210 congeneri che compongono tale gruppo, solo i 17 composti 2,3,7,8-clorosostituiti hanno interesse tossicologico a causa del loro potenziale cancerogeno e dei possibili effetti sulla riproduzione, sullo sviluppo neurocomportamentale e sui sistemi endocrino e immunitario osservati in animali da laboratorio);
- *Pesticidi* (es. DDT, HCB-esaclorobenzene costituiscono un gruppo di molecole sviluppate per il controllo di organismi nocivi, soprattutto in campo agricolo che risultano tuttavia essere tossici anche per altri organismi, incluso l'uomo).

Per controllare la produzione, l'emissione e l'uso di queste sostanze sono state messe in campo azioni sia dall'UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) con il Protocollo sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a lunga distanza - CLRTAP, sia dall'UNEP (United Nations Environment Program) con la Convenzione di Stoccolma sui POPs (2001).

Il Protocollo ha messo al bando la produzione e l'uso di alcune sostanze (aldrin, chlordane, chlordecone, dieldrin, endrin, hexabromobiphenyl, mirex and toxaphene), ristretto l'uso di altre (DDT, g-hexachlorocyclohexane - γ -HCH e PCB) e richiesto alle Parti di ridurre le emissioni di PCDD, PCDF, HCB e IPA.

L'Italia è Paese firmatario del Protocollo CLRTAP e della Convenzione di Stoccolma sui POP. Ha quindi messo al bando alcune sostanze e programmato l'eliminazione di altre in uno stadio successivo e/o ne ha severamente ristretto l'uso. Tuttavia l'Italia non ha ancora ratificato la Convenzione di Stoccolma.

Con il termine *metallo pesante* ci si riferisce, invece, a tutti gli elementi chimici metallici che hanno una densità relativamente alta, sono tossici in basse concentrazioni e tendono a bioaccumularsi. Esempi di metalli pesanti includono il mercurio (Hg), il cadmio (Cd), l'arsenico (As), il cromo (Cr), il tallio (Tl) ed il piombo (Pb). I metalli pesanti sono componenti naturali della crosta terrestre e non possono essere degradati o distrutti. In piccola misura entrano nel nostro corpo via cibo, acqua ed aria. Come elementi in tracce, alcuni metalli pesanti (per esempio rame, selenio, zinco) sono essenziali per mantenere il metabolismo del corpo umano; tuttavia, a concentrazioni più alte possono portare ad avvelenamento. Tali composti sono caratterizzati da bassissima volatilità e si assume siano trasportati in atmosfera mediante il particolato.

Per queste ragioni la Comunità Europea ha fissato valori target per carcinogeni genotossici come l'arsenico, il cadmio e il nickel (Direttiva 2004/107/EC) e per il piombo (Direttiva 2008/50/EC).

Di particolare interesse, tra questi composti, risulta il mercurio che è presente in atmosfera in forma gassosa (Hg(0), Hg(II)) e particellare. Esso può rimanere in tale forma in atmosfera per un lungo periodo (dell'ordine di 1 anno) e quindi la sua presenza costituisce un problema a scala globale.

Questo quadro ha sollecitato l'introduzione, tra le attività previste dalla Convenzione, dell'estensione del modello MINNI alla simulazione di questi inquinanti.

Partiamo dai POPs. La componente di MINNI interessata è sempre FARM, il motore della chimica, del trasporto e della deposizione, che può essere configurato con differenti meccanismi chimici mediante l'utilizzo del modulo Kinetic Pre-Processor (KPP; Damian et al, 2002).

Per i POPs sono stati seguiti due approcci:

1. un meccanismo semplificato per la fase gassosa derivato dal modello EMEP-LADM (Lagrangian Acid Deposition Model) accoppiato ad un modulo semplificato per l'aerosol ;
2. il meccanismo chimico SAPRC99 per la fase gassosa accoppiato con il modulo di aerosol AERO3 implementato nel modello CMAQ.

I meccanismi chimici della fase gassosa sono stati estesi alla considerazione degli IPA considerati nel Protocollo sui POPs e cioè benzo[a]pyrene (B[a]P), benzo[b]fluoranthene (B[b]F), benzo[k]fluoranthene (B[k]F) and indeno[1,2,3-cd]pyrene (I_P).

Le reazioni in fase gassosa di questi inquinanti con il radicale ossidrilico OH sono descritti dall'equazione di secondo ordine:

$$\frac{d[C]}{dt} = -K \cdot [C] \cdot [OH]$$

dove [C] è la concentrazione del generico congenere in aria [molec cm⁻³], [OH] la concentrazione del radicale OH [molec cm⁻³] and K il rateo costante di degradazione [cm³ molec⁻¹ s⁻¹], assegnato in accordo a Meylan e Howard (1993).

Come dibattuto nella letteratura recente, non c'è certezza se il partizionamento dei POPs tra la fase gassosa e quella particellare avvenga per adsorbimento, per assorbimento o per entrambi i processi. Quando il particolato è costituito prevalentemente da materiale minerale l'adsorbimento domina il processo mentre l'assorbimento sembra essere più rilevante quando il particolato contiene materia organica da emissioni primarie e dalla formazione di aerosol secondario (Pankow, 1994). Il processo di adsorbimento su superfici minerali è regolato dal modello di Junge-Pankow (Junge, 1977; Pankow, 1987), basato sulla pressione di vapore di un liquido a temperature molto basse p_{OL} (Pa), mentre il processo di assorbimento è caratterizzato dal coefficiente di partizione ottanolo-aria K_{OA} , che è un prezioso indicatore diretto dei composti organici semi-volatili (Harner *et al.*, 1999). Indicando con a e g rispettivamente le concentrazioni associate alla particella e quelle gassose di un dato composto organico semivolatile [ng m⁻³], la frazione φ di IPA assorbita sulle particelle di aerosol troposferico è data da:

$$\varphi = \frac{a}{a + g} = \begin{cases} \varphi^{ad} = \frac{c \cdot \mathcal{G}}{(p_{OL} + c \cdot \mathcal{G})} \\ \varphi^{ab} = \frac{K_p^{OC} \cdot TSP}{1 + K_p^{OC} \cdot TSP} \end{cases}$$

dove c è una costante che dipende dai parametri termodinamici del processo di adsorbimento e dalle proprietà della superficie delle particelle di aerosol e \mathcal{G} è la superficie specifica delle particelle di aerosol (m²/m³).

Nel processo di assorbimento TSP è la concentrazione del materiale particolato sospeso ($\mu\text{g m}^{-3}$), e il coefficiente di partizionamento gas-particella K_P ($\text{m}^3 \mu\text{g}^{-1}$) è definito come segue:

$$K_p^{OC} \approx \frac{10^{-9} K_{OA} f_{om}}{\rho_{OCT}}$$

dove f_{om} è la frazione della massa della particella costituita da materia organica assorbente e ρ_{OCT} è la densità dell'ottanolo (820 kg m^{-3}).

Con il modulo di aerosol AERO3 viene anche considerato l'assorbimento degli IPA nella frazione acquosa dell'aerosol.

Per quanto riguarda il flusso di deposizione secco, per gli IPA in fase gassosa non viene considerato mentre nella fase particellare la velocità di deposizione è posta uguale a quella della componente fine dell'aerosol. La deposizione umida viene calcolata separatamente per la fase gassosa e per quella particellare. Assumendo che l'inquinante non si ridistribuisca tra le due fasi all'interno di una gocciolina di pioggia, il rapporto totale adimensionale W_T del *washout* di una sostanza con la precipitazione è determinato da:

$$W_T = W_G(1 - F) + W_P F$$

dove W_G è il rateo di *washout* degli IPA in fase gassosa, W_P è il rateo di *washout* di una sostanza associata a particelle di aerosol e F è la frazione di sostanza associata a particelle di aerosol nell'atmosfera.

Queste configurazioni sono state applicate sul dominio italiano per l'anno 2005 con una risoluzione spaziale di $20 \times 20 \text{ km}^2$. Le emissioni in input sono state tratte dall'inventario nazionale ISPRA del 2005 per l'Italia e da EMEP (MSC-E per IPA, MSC-W per gli altri inquinanti) per la porzione estera del dominio della simulazione.

Come si può osservare in Figura 41, tra il 1990 e il 2010 le emissioni totali di IPA sono cresciute in modo significativo con un incremento relativo di circa il 55%. I principali settori emissivi sono il riscaldamento civile (residenziale e commerciale), i processi nell'industria del ferro e dell'acciaio e l'incenerimento dei rifiuti.

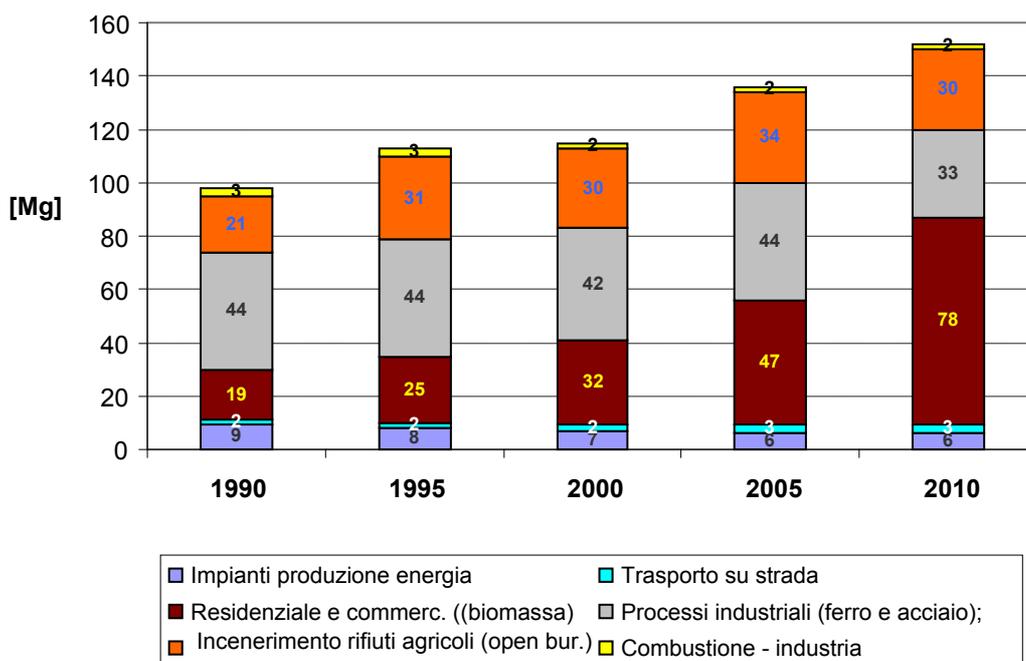


Figura 41. Trend delle emissioni di IPA tra il 1990 e il 2010

Le emissioni da:

- *combustione non industriale* rappresentano circa il 50% del totale e mostrano un forte incremento (più del 300%) a causa della crescita dei consumi di legna per riscaldamento;
- *i processi produttivi nell'industria del ferro e dell'acciaio* rappresentano circa il 22% del totale ma mostrano una diminuzione del 25%;
- *l'incenerimento dei rifiuti agricoli (open burning, escluse le stoppie)* rappresenta circa il 20% del totale e mostra un incremento del 43%.

Al 2005 l'inventario ISPRA considerava come elementi speciati degli IPA:

- indeno[123-cd]pirene (I_P)
- benzo[k]fluorantene (B[k]F)
- benzo[a]pirene (B[a]P)
- benzo[b]fluorantene (B[b]F)

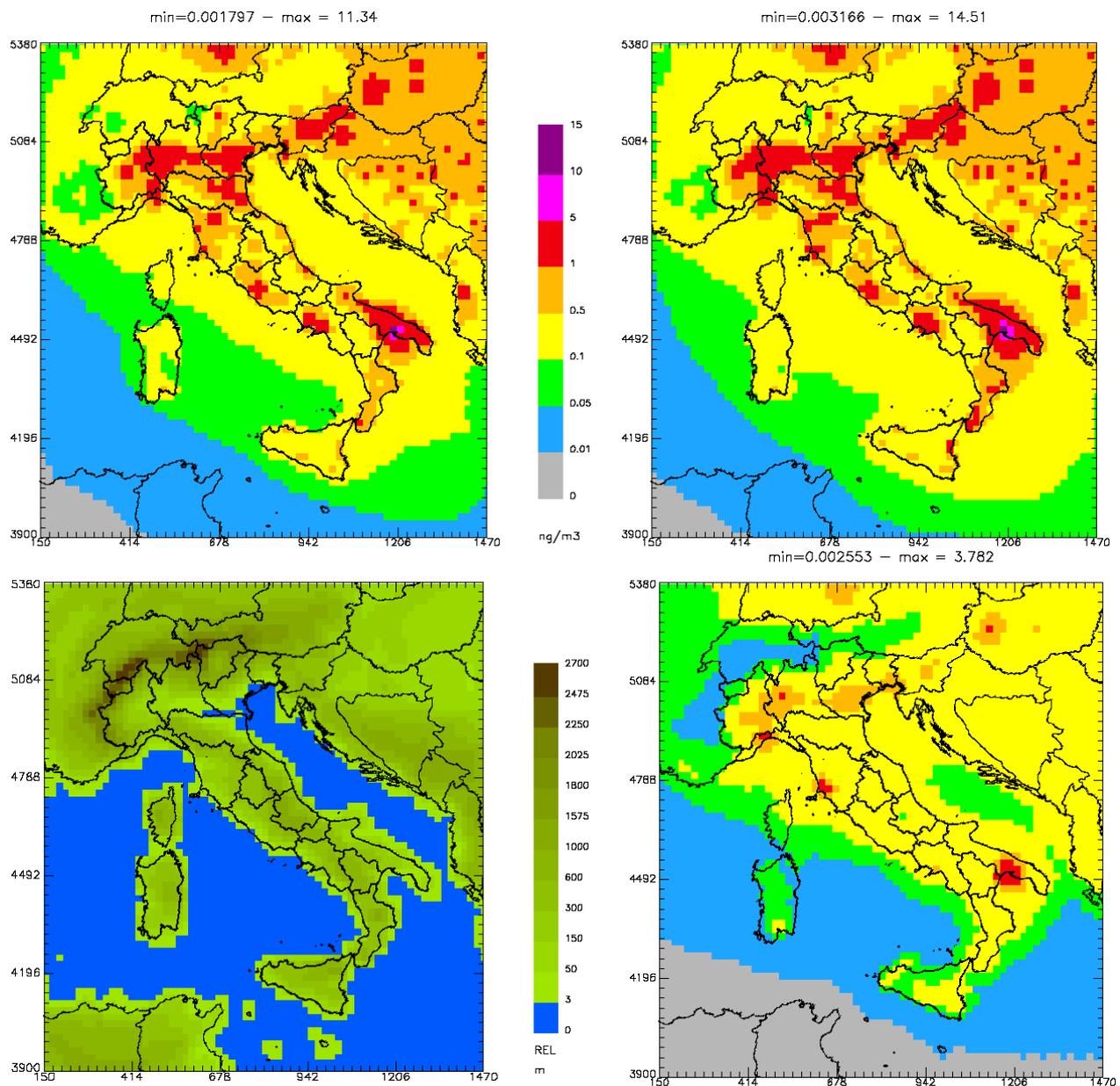


Figura 42. Concentrazione medie annuali di B[a]P simulate per l'anno 2005; alto sx: FARM con chimica semplificata; alto dx: FARM con chimica completa; basso dx: EMEP (MSC-E); basso sx: topography

In Figura 42, nella pagina precedente, sono poste a confronto le concentrazioni medie annuali di B[a]P nella fase aerosol simulate con le due versioni del modello FARM e del modello EMEP/MSC-E. I campi di concentrazione mostrano una simile struttura spaziale ma massimi più alti con la versione a chimica completa. Le mappe prodotte con FARM appaiono maggiormente differenziate probabilmente per la maggiore risoluzione spaziale (il modello EMEP/MSC ha 50 km di risoluzione spaziale).

Per valutare la qualità dei risultati ottenuti, i valori simulati sono stati messi a confronto con le concentrazioni misurate nelle stazioni di monitoraggio. Purtroppo il database nazionale BRACE (<http://www.brace.sinanet.apat.it>), che raccoglie i dati della rete di monitoraggio nazionale, conteneva pochissime informazioni per l'anno 2005 ed è stato pertanto necessario integrare con ulteriori dati misurati dalle Agenzie Regionali di Protezione dell'Ambiente. Anche in questo caso i dati che soddisfacevano i criteri della Direttiva 2008/50/CE non erano molti e, per la maggior parte, localizzati nella Pianura padana, in particolare nella Regione Piemonte.

In Tabella 4, per le sole stazioni della Regione Piemonte, è sintetizzata un'analisi statistica attraverso alcuni indicatori, che conferma una buona performance delle due versioni di FARM.

Metrica	Range	Unità	Osservazioni	FARM		EMEP (MSC-E)	
				Completo	Semplificato		
Average	$\bar{P} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N P_i$		[ng m ⁻³]	0.99	1.29	1.21	0.48
Standard var.	$\sigma_p = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (P_i - \bar{P})^2}$		[ng m ⁻³]	1.26	1.39	1.42	0.34
Correlation	$R = \frac{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (P_i - \bar{P})(O_i - \bar{O})}{\sigma_p \sigma_o}$	-1 to +1	[-]		0.78	0.79	0.56
Factor of 2	$FAC2 = \left(\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N I_i \left(0.5 \leq \frac{P_i}{O_i} \leq 2 \right) \right) \cdot 100$	0 to +100%	[%]		46.5	46.5	35.2
Mean Fractional Bias	$MFB = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left(\frac{P_i - O_i}{\frac{P_i + O_i}{2}} \right) \cdot 100$	-200 to +200%	[%]		8.0	0.4	-4.8
Mean Fractional Error	$MFE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left \frac{P_i - O_i}{\frac{P_i + O_i}{2}} \right \cdot 100$	0 to +200%	[%]		18.5	19.3	20.1

Tabella 4. Analisi statistica delle concentrazioni medie mensili di B[a]P nella Regione Piemonte

Passando ora ai metalli pesanti, il modello FARM è stato esteso per includerli nelle simulazioni secondo Travnikov and Ilyin (2005): essendo caratterizzati da volatilità molto bassa si assume che essi siano trasportati solo con le particelle fini di aerosol. Non si considerano trasformazioni chimiche di questi inquinanti.

La chimica del mercurio è stata invece aggiunta nel meccanismo SAPRC99 considerando le tre forme: Mercurio Reattivo Gassoso (RGM), Mercurio Totale Particolato (TPM) e Mercurio Totale Gassoso (TGM). Il lavoro di validazione è però tuttora in corso.

La prima simulazione sul dominio nazionale di MINNI è, anche in questo caso, riferita alla meteorologia 2005 prodotta con RAMS e alle emissioni dell'inventario nazionale 2005 realizzato da ISPRA.

In Tabella 5 sono riportati i totali (kg/anno) delle emissioni dei metalli considerati per macrosettore.

In Figura 43 sono evidenziati i contributi relativi dei diversi macrosettori all'emissione totale.

	Arsenico	Cadmio	Cromo	Mercurio	Nichel	Piombo	Rame	Selenio	Zinco
01-Produzione energia e trasform. combustibili	4133	169	20405	1099	20437	3918	6160	3624	5952
02-Combustione non industriale	765	2944	4448	2478	61891	40596	5955	69	30069
03-Combustione nell'industria	34463	3276	16777	3355	14535	141681	26120	6534	216691
04-Processi produttivi	277	1524	10892	3354	4427	74178	7050	918	613534
07-Trasporto su strada		363	1815		2541		61714	363	36302
08-Altre sorgenti mobili e macchinari	108	20	81		3839	1401	609	321	718
09-Trattamento e smaltimento rifiuti	29	156	318	152	1021	3832	414	3	2107
Totale complessivo	39775	8451	54736	10437	108692	265607	108022	11833	905373

Tabella 5. Emissioni totali annue (kg/anno) dei metalli pesanti per macrosettore (fonte inventario ISPRA)

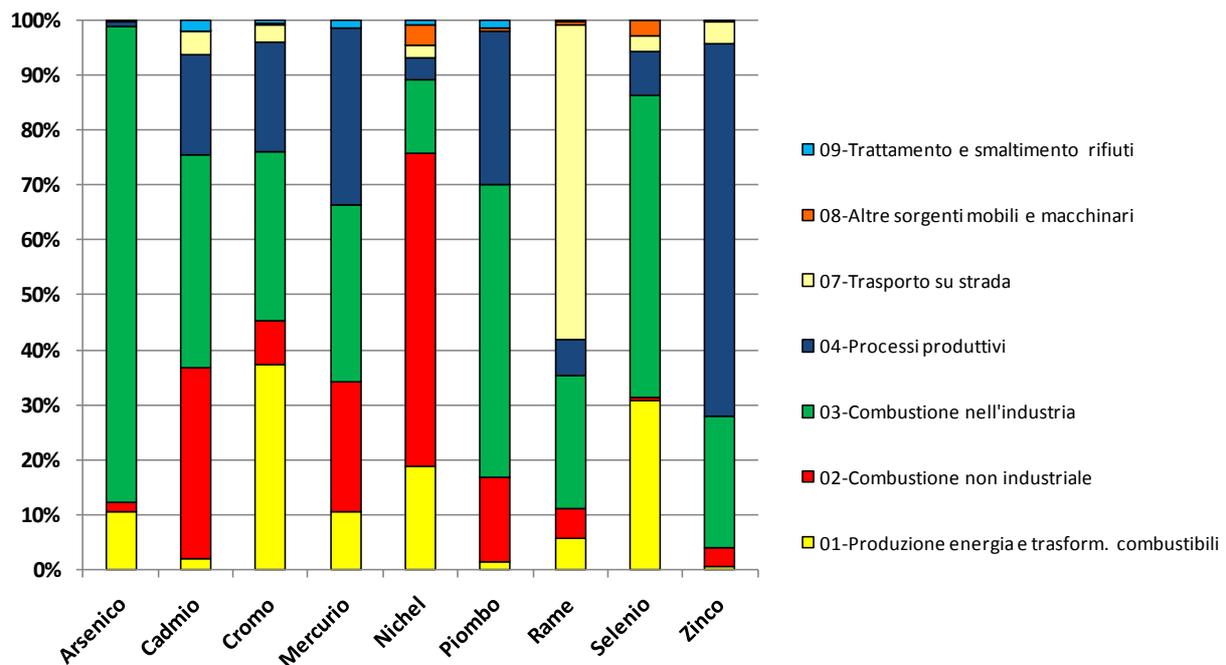


Figura 43. Distribuzione % dei contributi dei diversi macrosettori emissivi al totale annuo dei diversi metalli pesanti (da inventario ISPRA)

A queste emissioni vanno aggiunti i contributi naturali che derivano da metalli pesanti inglobati in aerosol risospeso dal suolo e in aerosol marino (componenti elaborate all'interno del modulo SURFPRO di MINNI elaborate direttamente in formato utile per FARM).

Nel primo caso si utilizzano i dati di concentrazione di metalli pesanti rilevati nei *topsoil* del Geochemical Atlas of Europe sviluppato nell'ambito del Forum of European Geological Surveys (FOREGS) [www.gtk.fi/publ/foregsatlas/]. I dati coprono la maggior parte dell'Europa (esclusi i Paesi dell'Est europeo) con più di 2000 siti di misura (da: *Modelling of heavy metals atmospheric dispersion in Europe*, Oleg Travnikov e Ilia Ilyin; Meteorological Synthesizing Centre - East of EMEP).

Per quanto riguarda le componenti inglobate nell'aerosol marino, vengono utilizzati fattori di emissione derivati dalla letteratura e che dipendono dalle concentrazioni in massa di metalli misurate nell'acqua di mare e da fattori "di arricchimento" stimati tra le concentrazioni sulla particella di aerosol marino rispetto e quelle rilevate nell'acqua di mare. Questo fattore è dipendente da concentrazioni elevate di metalli pesanti nel micro-strato superficiale del mare.

Nella Figura 44 sono mostrati i risultati della simulazione per gli inquinanti Arsenico (As), Cadmio (Cd), Nichel (Ni) e Piombo (Pb) a confronto con i dati delle stazioni di misura.

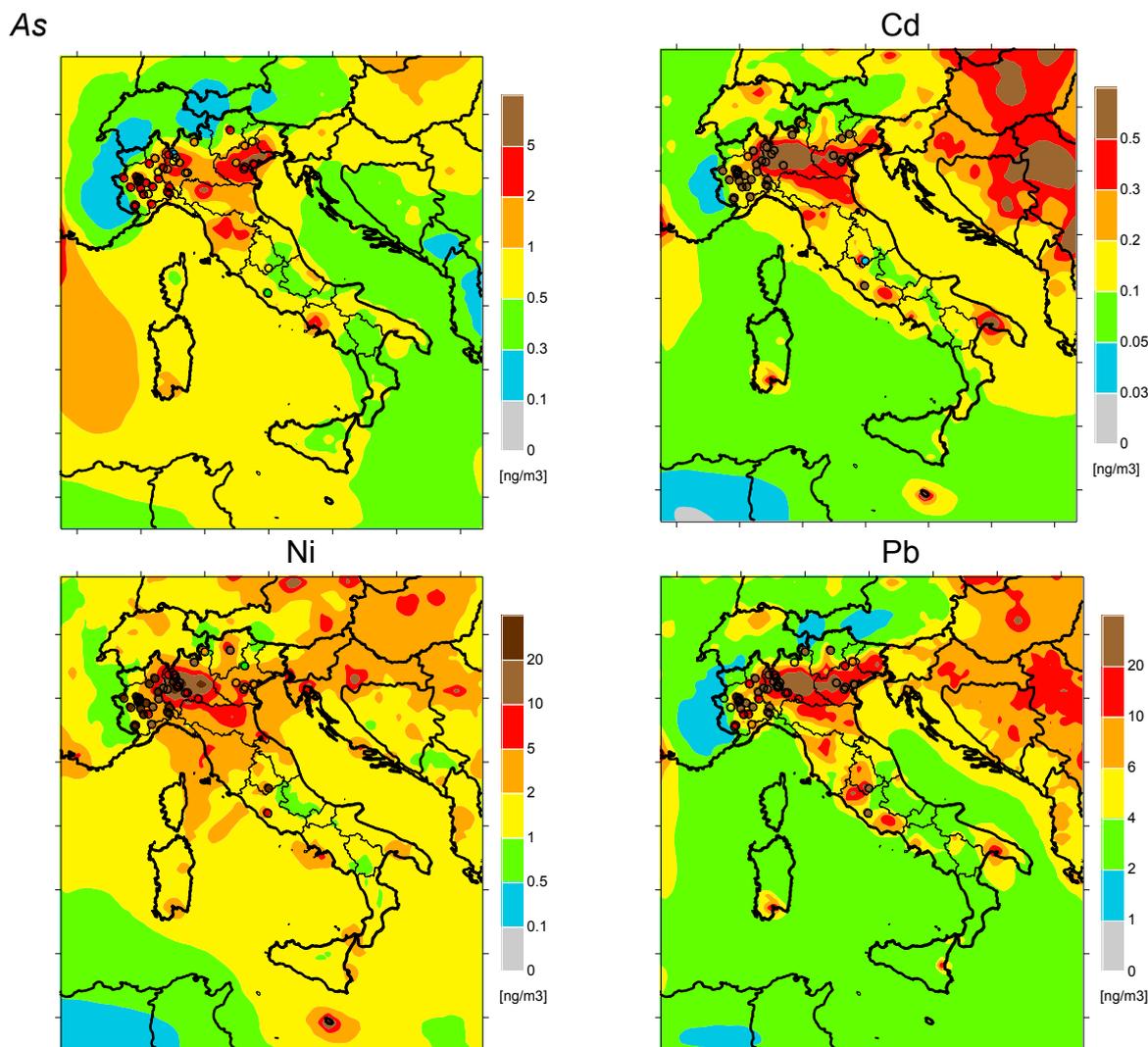


Figura 44. Concentrazioni medie annuali simulate e osservate (dots) per As, Cd, Ni e Pb

Il confronto evidenzia la scarsa copertura dei dati misurati nell'anno 2005, che si limita alla sola pianura padana; considerando solo le stazioni che hanno una copertura temporale di dati superiore a 6 mesi, il campione si ridurrebbe ulteriormente alle sole stazioni della Regione Piemonte.

Si può comunque notare che le concentrazioni più alte di metalli pesanti riguardano la Pianura Padana e città metropolitane come Roma e Napoli o con forte presenza industriale come Taranto e l'area di Priolo in Sicilia. La simulazione indica che solo tre aree in Pianura Padana raggiungono concentrazioni vicine ai 6 ng/m³ di As, valore target della Direttiva 2004/107/EC, mentre le concentrazioni simulate di Cd e Pb sono ampiamente al di sotto dei rispettivi valori target di 5 ng/m³ (Direttiva 2004/107/EC) e 0.5 g/m³ (Direttiva 2008/50/EC). Sia le simulazioni che i dati misurati indicano concentrazioni di Ni superiori ai 20 ng/m³ stabiliti dalla Direttiva 2004/107/EC nei dintorni delle città di Torino e Milano.

In generale il confronto tra dati simulati e osservati (nelle mappe) mostra una riproduzione abbastanza accettabile della struttura spaziale dei livelli di concentrazione ma ulteriori studi appaiono necessari per valutare l'effetto della risoluzione spaziale, dell'incertezza nelle emissioni e della rappresentatività delle misure.

L'estensione del modello MINNI alla trattazione dei POPs e dei metalli pesanti, era stata inizialmente pensata sia per il SMA che per GAINS_Italia.

Questa seconda opzione, implicava una preliminare verifica della praticabilità di una metodologia per il calcolo delle emissioni dentro GAINS e per la valutazione dell'efficacia delle tecnologie di abbattimento per quanto attiene a questi elementi e, in caso di riscontro positivo, l'aggiornamento del modello RAINS/GAINS_Italia con l'apposito modulo metalli pesanti e POP e con la costruzione di una MTA dedicata da parte del SMA.

L'analisi condotta ha evidenziato che per realizzare un prodotto caratterizzato da requisiti minimi di solidità scientifica, con calcolo di scenari emissivi e d'impatto di adeguato livello di robustezza, è opportuno attendere almeno i dati di inventario nazionale relativi al 2010. I dati emissivi attualmente disponibili risentono di notevole incertezza sia sul versante dei fattori di emissione sia sull'individuazione delle componenti speciate. Inoltre, lo sviluppo della matrice di trasferimento necessita di una proiezione delle emissioni ad un anno futuro (ad esempio 2015), impossibile da realizzare senza un solido calcolo delle emissioni in un anno base. Peraltro, un'analisi dello stato dell'arte della ricerca su questo aspetto evidenzia come, anche in campo internazionale, siano allo stato attuale del tutto assenti modelli integrati che trattino metalli pesanti e POP. Lo stesso IIASA, che aveva comunque sviluppato un modulo limitato ai soli metalli pesanti nell'ambito del modello RAINS-Europe, ha ritenuto più opportuno e corretto non estendere finora il modello GAINS-Europe a questi inquinanti, evidenziando quindi delle debolezze di fondo che ne sconsigliavano lo sviluppo.

Il SMA, pur nei limiti dei dati di input e nonostante la scarsità di osservazioni su cui validare il proprio output, ha mostrato una soddisfacente capacità di simulare la distribuzione spaziale dei livelli di concentrazione, coerente con l'analoga struttura spaziale dei dati emissivi.

Si è ritenuto quindi più opportuno in questa fase avvalersi del SMA per sviluppare una **stima quantitativa del source apportionment per le concentrazioni di POPs e Metalli Pesanti sull'intero territorio nazionale**. Sono stati stimati sia i contributi percentuali delle emissioni di ciascun settore alle concentrazioni medie, rispetto al contributo complessivo dato dalle emissioni nazionali, sia il contributo delle sorgenti estere. La stima della distribuzione di tali contributi rappresenta un elemento conoscitivo importante per meglio comprendere l'influenza delle diverse sorgenti alle concentrazioni ambientali in ogni punto del territorio, fornendo un supporto alle valutazioni preliminari e contribuendo ad orientare le analisi più di dettaglio che si potranno condurre nel prossimo futuro.

La metodologia utilizzata per la stima dei contributi, cui spesso ci si riferisce con il nome di *brute force method* (Koo *et al.*, 2009; Burr and Zhang, 2011), si basa su una serie di run del modello di qualità dell'aria, ciascuno realizzato variando le emissioni delle sorgenti di cui si vuole mettere in evidenza il contributo, e confrontandone i risultati con quelli di un run "di riferimento" che prende in considerazione tutte le sorgenti. L'applicazione su scala nazionale è stata effettuata anche per la predisposizione delle richieste di proroga all'entrata in vigore dei valori limite per il biossido di azoto NO₂ (vedi par. 1.2C) ed è qui presentata per i metalli e i POP.

Una prima stima riguarda la ripartizione secondo i principali settori emissivi del contributo complessivo dato dall'insieme delle sorgenti nazionali alle concentrazioni medie di microinquinanti in ciascun punto griglia ricadente in territorio italiano. La metodologia seguita prevede per ciascun settore di interesse:

- la diminuzione delle emissioni delle sorgenti antropiche di una percentuale prefissata; la variazione scelta per le emissioni è pari a -20%, una quantità in grado di mettere in evidenza i contributi, senza peraltro alterare significativamente il regime chimico rispetto alle condizioni del run di riferimento;
- un run del modello di qualità dell'aria a scala nazionale a 20 km di risoluzione, per un periodo invernale e uno estivo;

- il calcolo in ciascun punto griglia della variazione Δ_i delle concentrazioni medie rispetto al run di riferimento ($\Delta_i = C_{base} - C_i$).

Il procedimento è ripetuto esaustivamente per tutti settori e, al termine, il contributo relativo del singolo settore è calcolato in ciascun punto griglia come rapporto tra la singola variazione Δ_i e la loro somma, espresso in percentuale:

$$100 \times \Delta_i / \sum_i \Delta_i$$

Per la ripartizione in insiemi di attività sono stati presi in considerazione i macrosettori significativi per i microinquinanti:

- produzione e trasformazione di energia (macrosettore 1)
- combustione non industriale (macrosettore 2)
- combustione nell'industria (macrosettore 3)
- processi industriali (macrosettore 4)
- traffico stradale (macrosettore 7)
- altre sorgenti mobili (macrosettore 8)
- trattamento e smaltimento rifiuti (macrosettore 9)

Una seconda stima riguarda il contributo delle emissioni dei paesi esteri alle concentrazioni medie di microinquinanti in ciascun punto griglia ricadente in territorio italiano. Ciò è stato realizzato tramite due diverse simulazioni, condotte annullando:

- A. solo le condizioni al contorno (contributo "long-range");
- B. sia le condizioni al contorno, sia le emissioni dei paesi esteri poste all'interno del dominio di simulazione nazionale.

Sono state invece mantenute attive in entrambi i casi sia le emissioni delle sorgenti nazionali, sia le concentrazioni delle specie di background. In ciascuno dei due casi si è effettuato un run del modello a scala nazionale a 20 km di risoluzione, per un periodo invernale ed uno estivo, e si è stimata la variazione rispetto al run di riferimento:

$$100 \times \Delta_i / C_{base}$$

Nel caso A. la quantità calcolata (denominata contributo "long-range") rappresenta una stima del contributo delle sorgenti più lontane, mentre nel caso B. una stima del contributo estero complessivo.

Le simulazioni sul dominio nazionale di MINNI sono riferite ai casi base e, quindi, alla meteorologia 2005 prodotta con RAMS e alle emissioni dell'inventario nazionale 2005 realizzato da ISPRA.

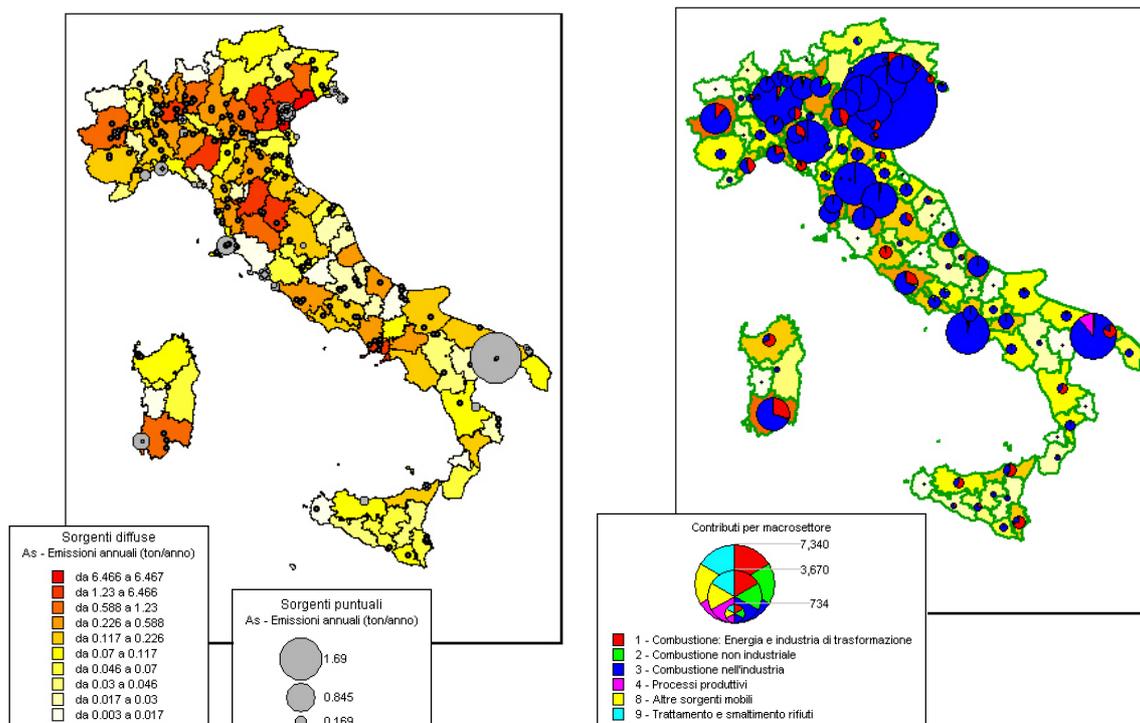
Nel seguito sono presentate le mappe dei contributi alle concentrazioni medie per un metallo pesante, l'Arsenico, e per un IPA, il Benzo[a]pirene, sia in termini relativi (come percentuale su ciascun punto rispetto al totale dato dalle sorgenti nazionali, nel caso dei contributi settoriali, e come variazione percentuale rispetto al caso base nel caso dei contributi esteri), sia assoluti. La prima forma si presta soprattutto ad analisi di tipo puntuale, confrontando i diversi contributi sulla singola località. La seconda forma è complementare alla prima, consentendo di confrontare la rilevanza di contributi relativi in punti adiacenti.

Per ciascun microinquinante riportato le mappe dei contributi sono precedute, per facilitarne l'interpretazione, da mappe delle emissioni nazionali al 2005 in termini di:

- distribuzione delle emissioni da sorgenti diffuse su base provinciale e da sorgenti puntuali;
- ripartizione delle emissioni totali provinciali (diffuse+puntuali) per macrosettori.

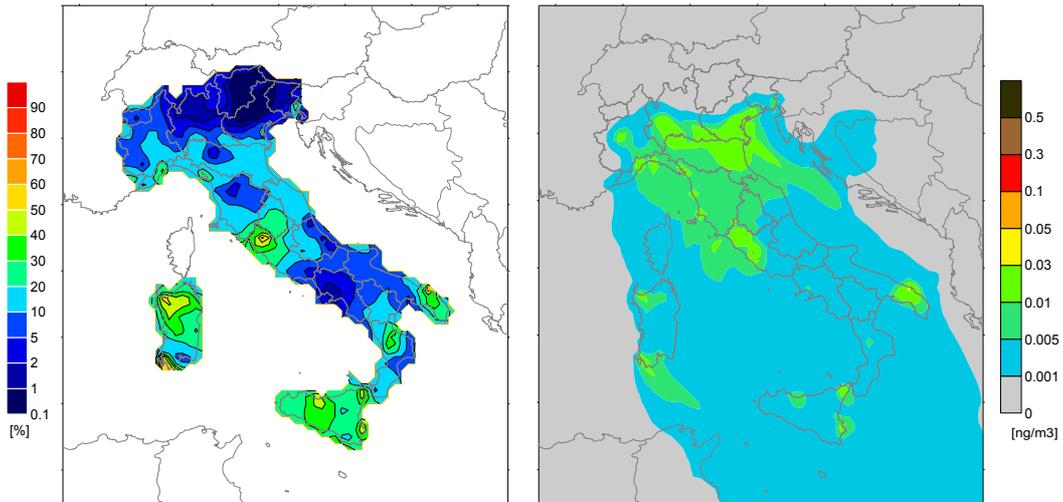
Per le mappe delle concentrazioni medie annuali simulate al 2005 si rinvia alla Figura 44 per l'Arsenico e alla Figura 42 per il benzo[a]pirene.

Esistono elaborazioni relative a tutti gli altri microinquinanti che qui vengono omesse per ragioni di spazio.

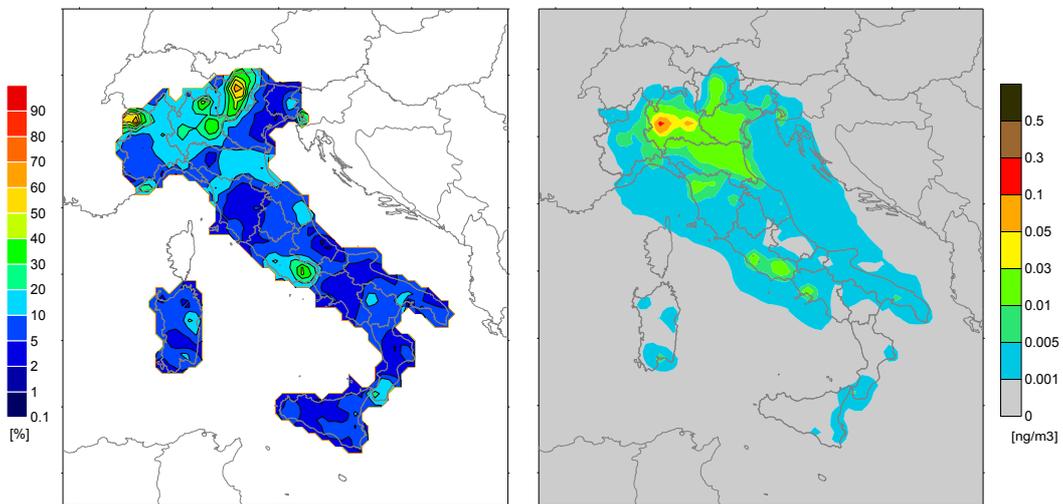


*Figura 45. Arsenico - Inventario nazionale delle emissioni ISPRA 2005;
in alto: sorgenti puntuali e diffuse, su base provinciale;
in basso: ripartizione per macrosettori delle emissioni totali su base provinciale*

1 - Produzione e trasformazione di energia



2 - Combustione non industriale



3 - Combustione nell'industria

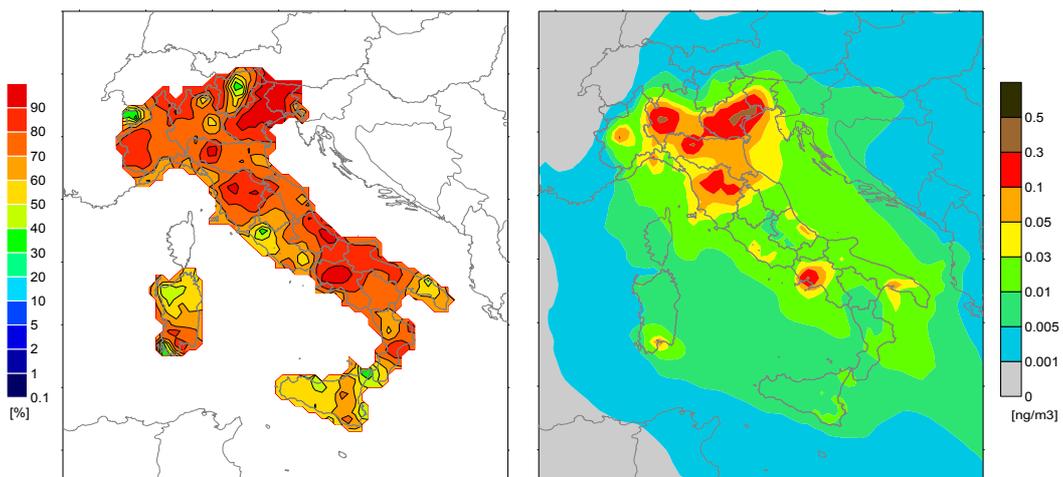
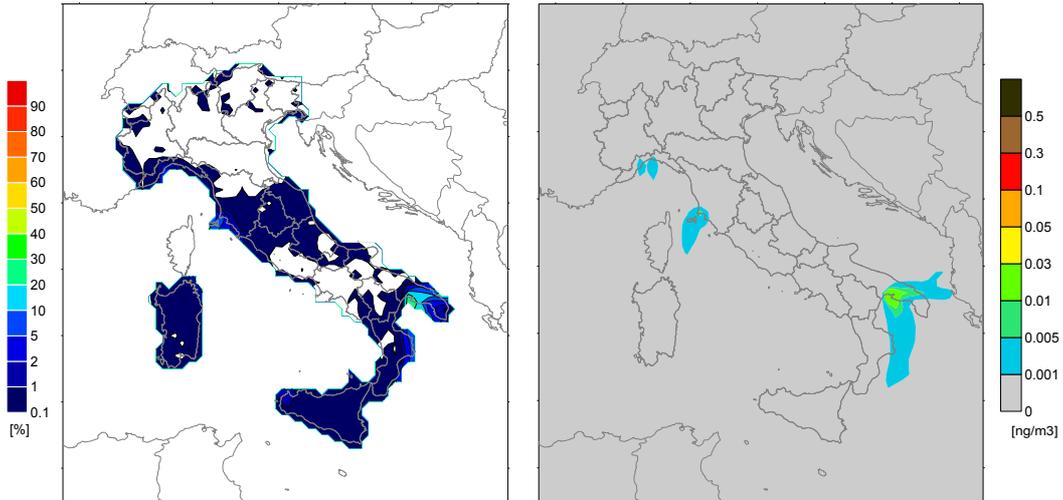
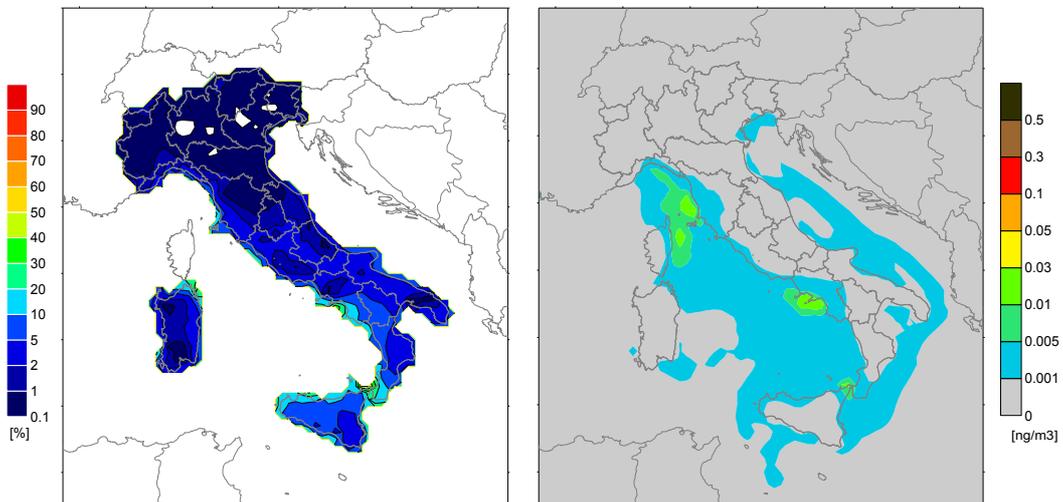


Figura 46. Arsenico – Distribuzione territoriale dei contributi settoriali alle concentrazioni medie annuali (a sinistra: contributi percentuali; a destra: variazioni assolute simulate)

4 - Processi produttivi



8 - Altre sorgenti



9 - Trattamento e smaltimento

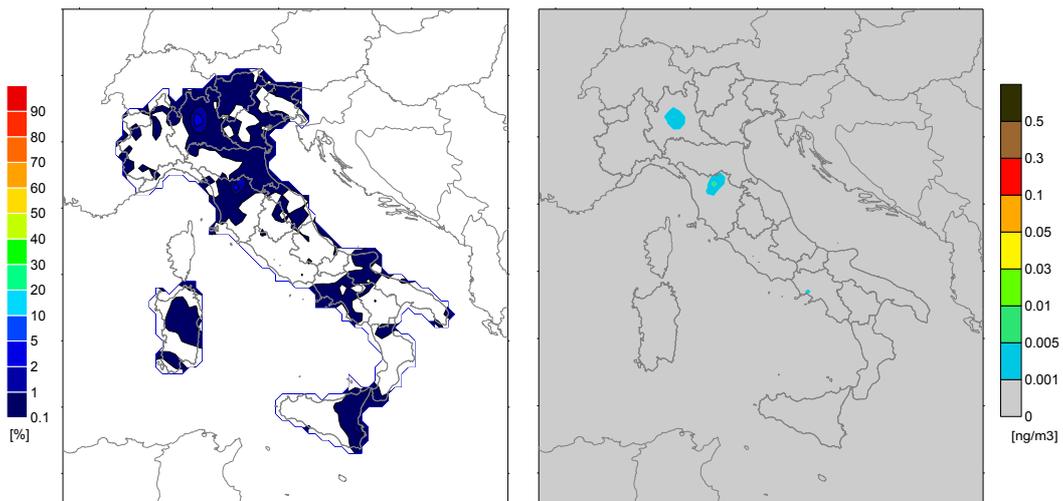


Figura 46 (cont.). Arsenico – Distribuzione territoriale dei contributi settoriali alle concentrazioni medie annuali (a sinistra: contributi percentuali; a destra: variazioni assolute simulate)

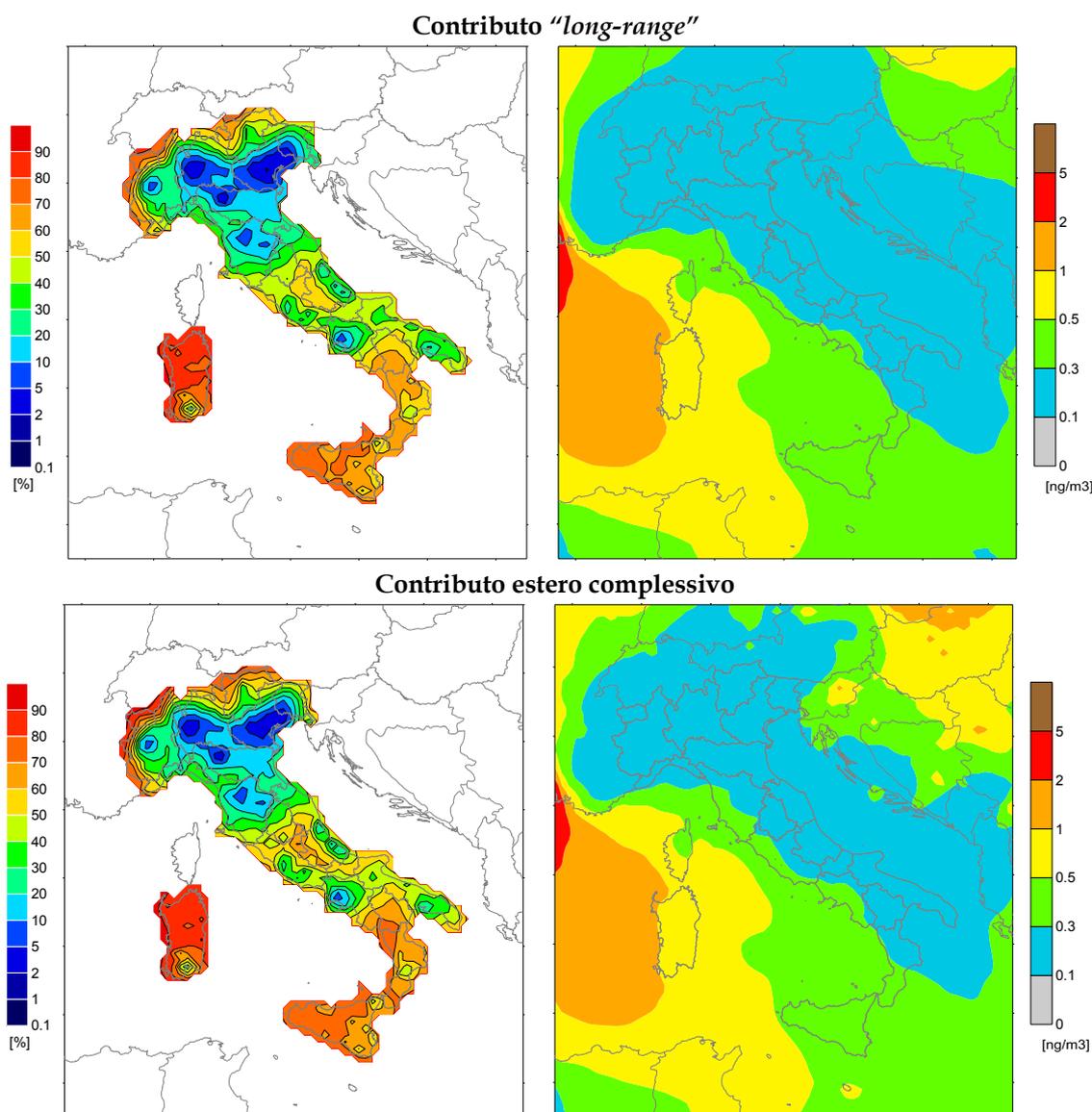


Figura 47. Arsenico – Distribuzione territoriale dei contributi delle sorgenti extra-nazionali alle concentrazioni medie annuali (a sinistra: contributi percentuali; a destra: variazioni assolute simulate)

Il contributo dominante alle concentrazioni medie di arsenico sulla maggior parte del territorio nazionale risulta derivare dalla combustione nell'industria, con valori superiori al 60% del totale su buona parte della penisola. In termini relativi, i valori più elevati si riscontrano nei pressi delle aree in cui si hanno le sorgenti industriali più rilevanti o in cui non sono presenti apporti significativi dagli altri settori; ciò accade ad esempio su buona parte di Veneto e Friuli per via degli insediamenti industriali presenti in provincia di Venezia, in assoluto le sorgenti più rilevanti a livello nazionale, e nella parte centrale della Campania, a causa sia della rilevanza che della prevalenza delle sorgenti industriali locali.

Tra le eccezioni più rilevanti sono da annoverare i contributi dati dal settore termoelettrico (superiori al 20% e localmente fino al 50%) nei pressi di Savona e La Spezia, nel Lazio settentrionale, nel Brindisino, nella Calabria settentrionale e su buona parte di Sardegna e Sicilia, tutti chiaramente correlati alla localizzazione delle centrali. Nell'area di Taranto il contributo delle emissioni attribuite ai processi produttivi, sommato a quello dato dal macrosettore 3, determina il ruolo largamente dominante dell'industria nel suo complesso.

In buona parte del bacino padano ed in alcune aree di Toscana, Lazio e Campania appare non trascurabile il contributo dato dalla combustione al di fuori dell'industria, in larga parte laddove legata all'utilizzo di gasolio e rifiuti; gli elevati contributi relativi sull'alta Valle dell'Adige e soprattutto la Valle d'Aosta sono dovuti alla scarsa rilevanza delle altre fonti, ma risultano peraltro legati a valori assoluti di concentrazione contenuti.

Esaminando le mappe del contributo estero, appare evidente come nell'Italia centro-settentrionale (ad esclusione dell'arco alpino) il contributo largamente preponderante sia a carico delle sorgenti nazionali.

Man mano che ci si sposta a sud cresce invece il contributo dovuto al trasporto a lunga distanza, in special modo per le regioni del versante tirrenico, poste sottovento rispetto alla circolazione prevalente proveniente da ovest. Il contributo delle sorgenti estere cresce altresì man mano che ci si avvicina al crinale alpino.

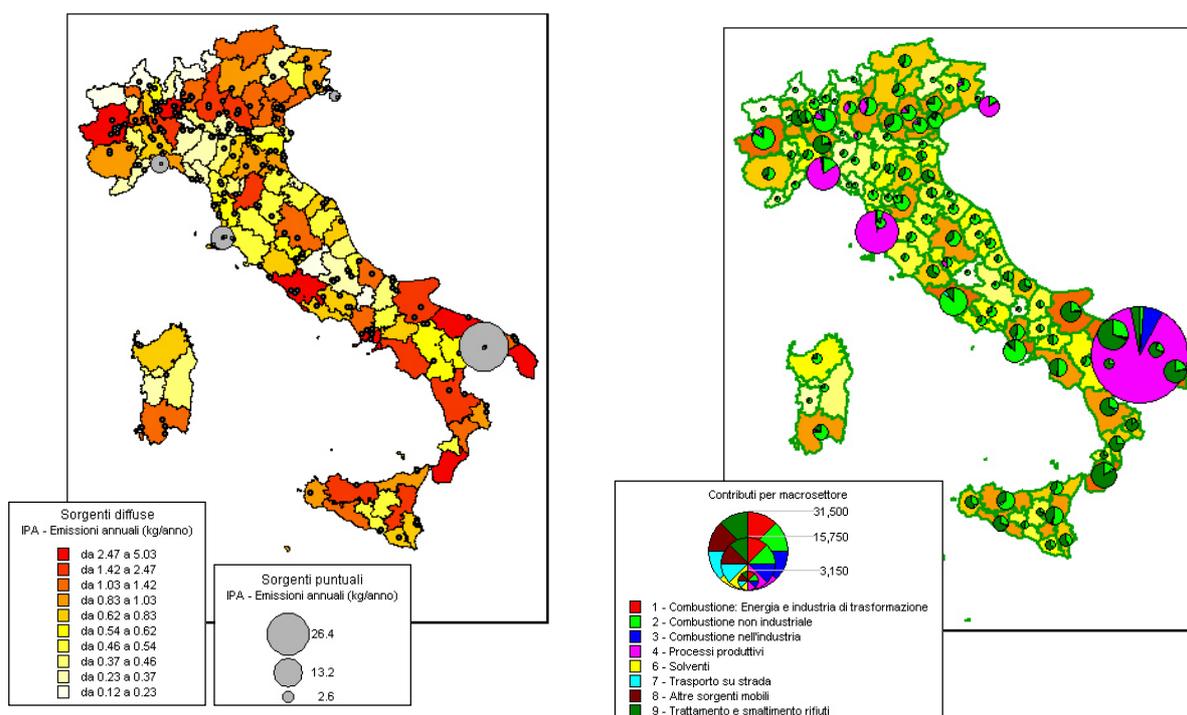
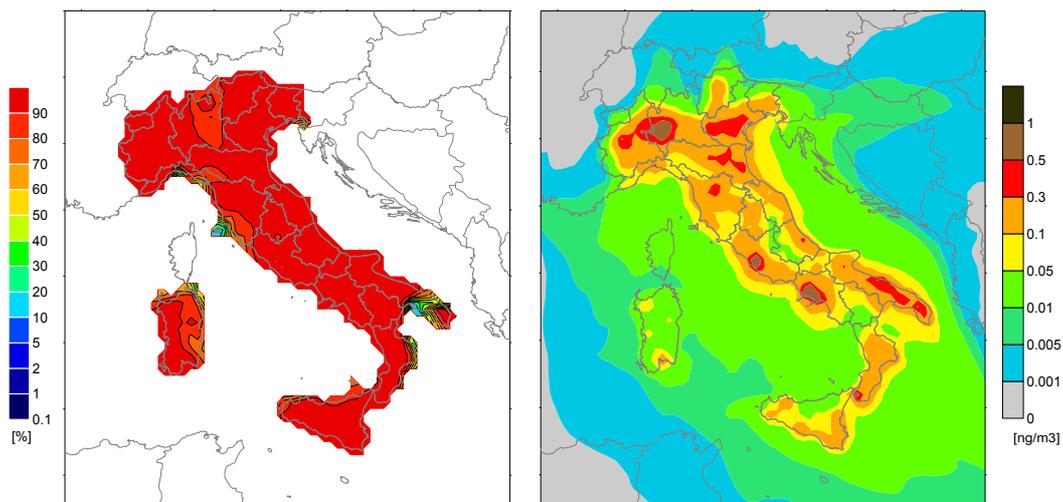
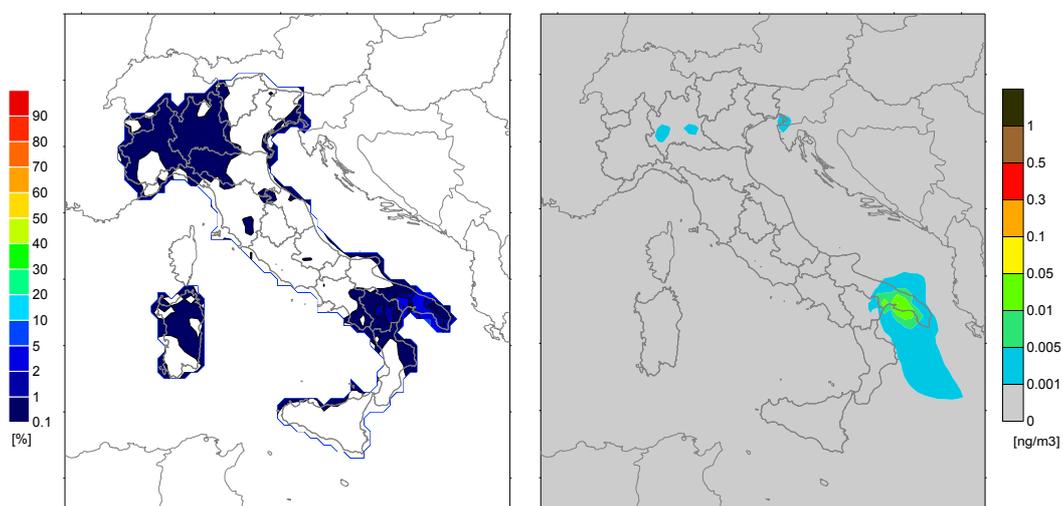


Figura 48. Benzo[a]pirene - Inventario nazionale delle emissioni ISPRA 2005;
in alto: sorgenti puntuali e diffuse, su base provinciale;
in basso: ripartizione per macrosettori delle emissioni totali su base provinciale

2 - Combustione non industriale



3 - Combustione nell'industria



4 - Processi produttivi

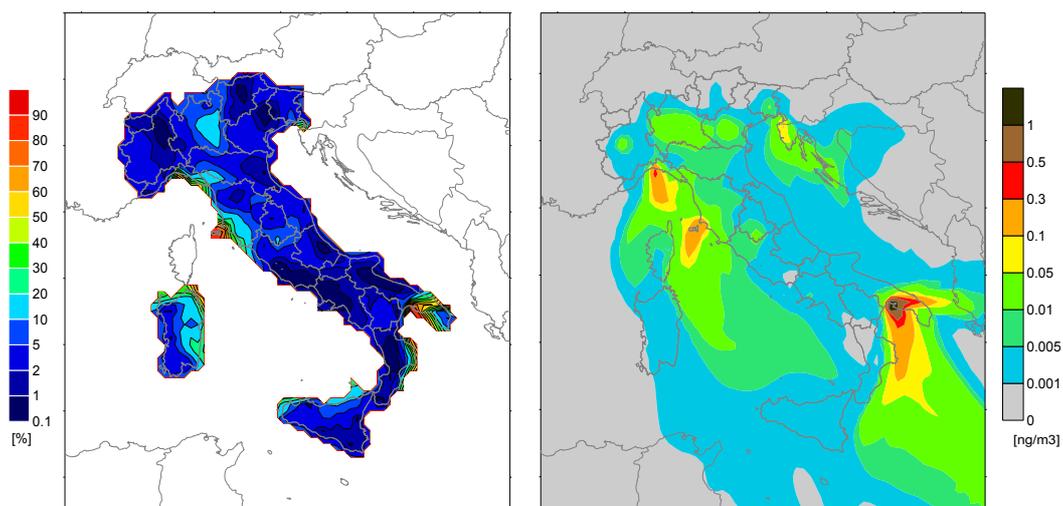
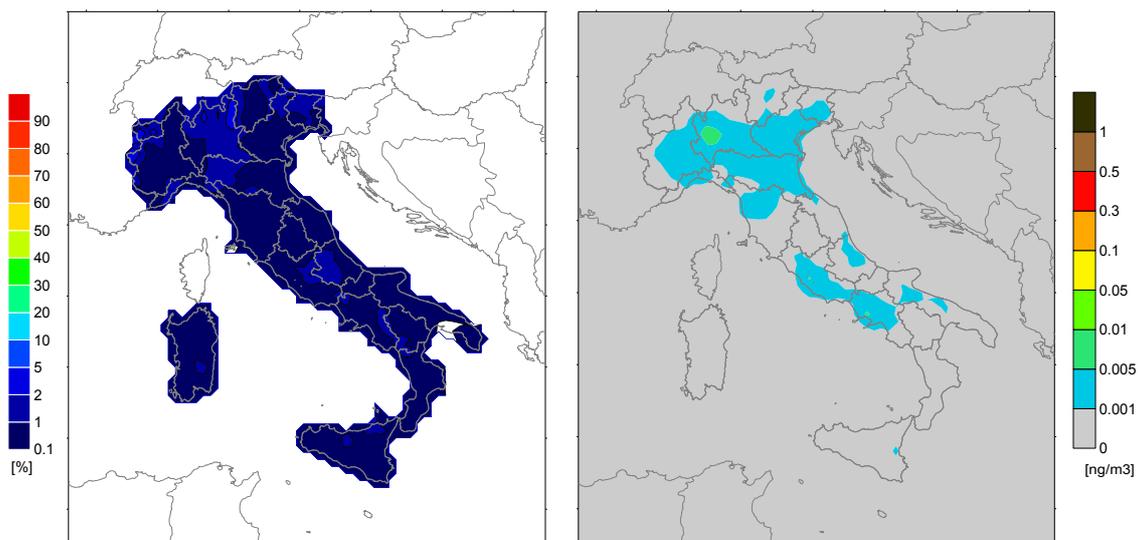


Figura 49. Benzo[a]pirene – Distribuzione territoriale dei contributi settoriali alle concentrazioni medie annuali (a sinistra: contributi percentuali; a destra: variazioni assolute simulate)

7 - Traffico stradale



9 - Trattamento e smaltimento rifiuti

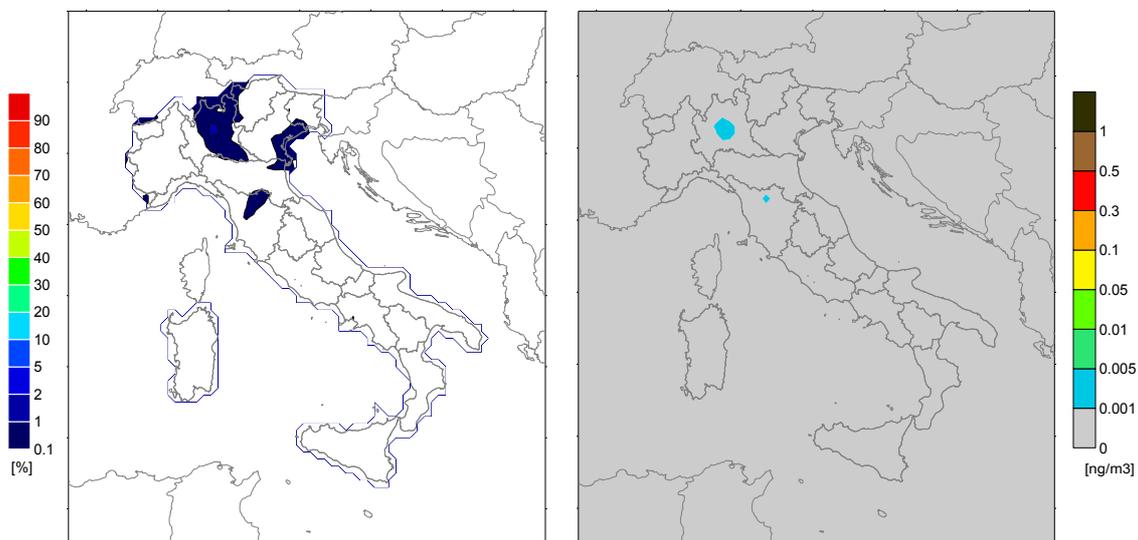


Figura 49 (cont). Benzo[a]pirene – Distribuzione territoriale dei contributi settoriali alle concentrazioni medie annuali
(a sinistra: contributi percentuali; a destra: variazioni assolute simulate)

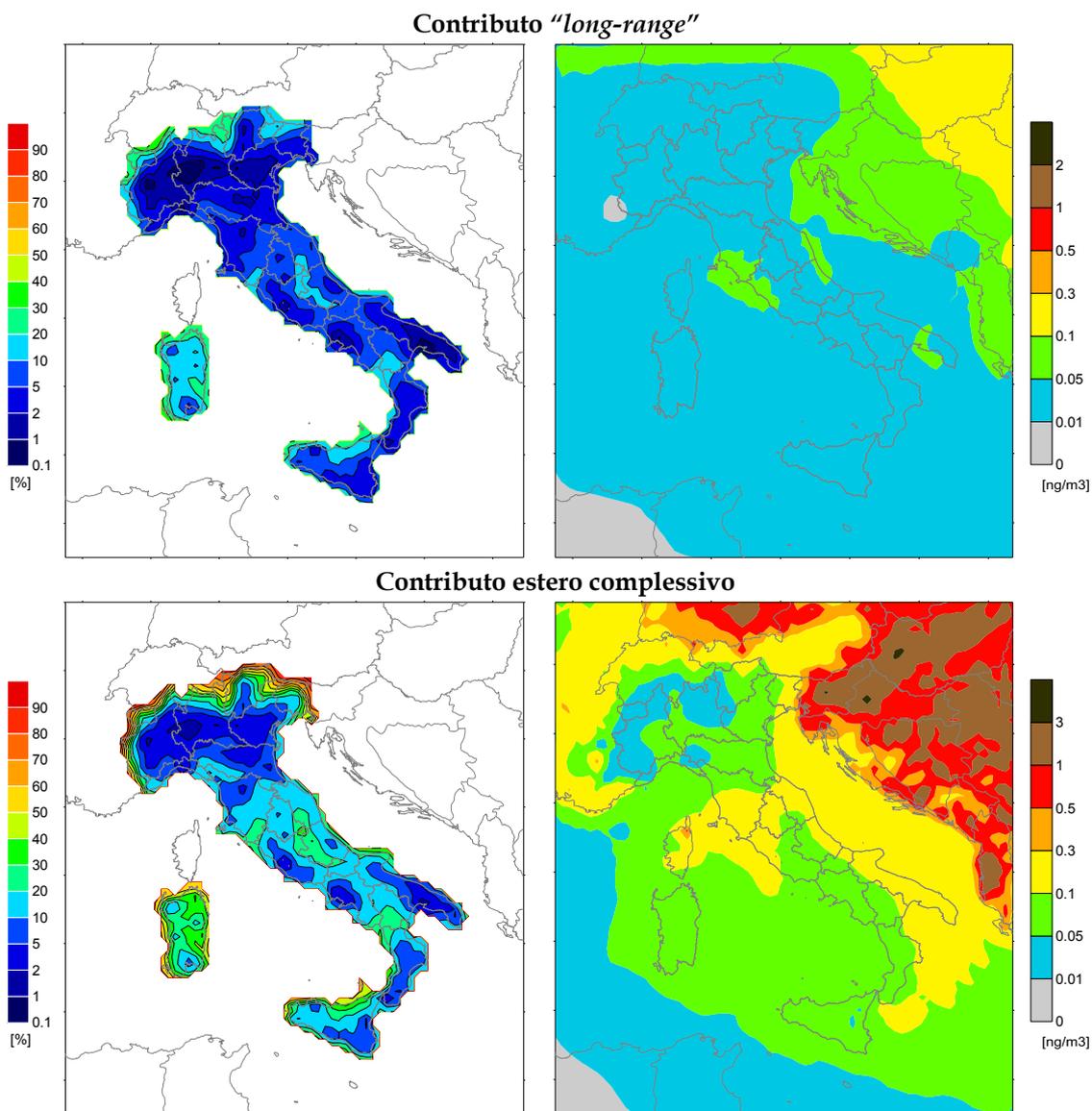


Figura 50. Benzo[a]pirene – Distribuzione territoriale dei contributi delle sorgenti extra-nazionali alle concentrazioni medie annuali (a sinistra: contributi percentuali; a destra: variazioni assolute simulate)

Le concentrazioni di benzo[a]pirene risultano largamente determinate, su pressoché tutto il territorio nazionale, dall'utilizzo di biomasse nel riscaldamento. Eccezioni al quadro generale risultano a carico delle attività industriali a Genova, Trieste, Piombino e Taranto. Gli altri settori giocano un ruolo pressoché trascurabile.

Esaminando le mappe relative al contributo delle sorgenti estere è rilevabile come per il benzo[a]pirene le sorgenti nazionali giochino un ruolo dominante su tutto il territorio, in misura maggiore di quanto accade per i metalli pesanti esaminati.

1.2 GAINS_Italia - Aggiornamento ed estensione delle funzioni

1.2.A Aggiornamento, estensione e potenziamento di GAINS_Italia

Nell'ambito di precedenti convenzioni con il Ministero dell'Ambiente, la componente di MINNI che generava scenari emissivi e mappe di impatto utili alla valutazione delle misure inserite nei piani e programmi di risanamento della qualità dell'aria era il modello RAINS_Italia (Regional Air Pollution Information System). Le elaborazioni effettuate a supporto delle politiche nazionali e regionali, su questo tema, erano tarate sull'anno 2000, cioè lo scenario emissivo di riferimento calcolato da RAINS_Italia era armonizzato con l'inventario nazionale prodotto da ISPRA e con gli inventari regionali delle emissioni in questo anno base. Il motore dello scenario CLE (current legislation), in quella fase, era lo scenario energetico ufficiale comunicato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e dal Ministero dello Sviluppo Economico all'UE nell'aprile 2005 ai fini del Piano Nazionale di Allocazione (PNA) della direttiva Emission Trading, aggiornato con gli sviluppi sugli usi del gas naturale di cui alla "cabina di regia" dell'agosto 2006.

L'International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) che aveva sviluppato il RAINS_Europe e collaborato con ENEA alla realizzazione di una versione italiana "nazionale" con disaggregazione "regionale" aveva nel frattempo esteso il modello all'analisi dei principali gas ad effetto serra, con lo scopo di individuare e trarre vantaggio dalle sinergie fra i provvedimenti finalizzati a ridurre le emissioni di inquinanti e quelli volti al raggiungimento degli obiettivi del Protocollo di Kyoto. Con il GAINS_Europe (Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies) e la considerazione dei gas serra veniva completato l'approccio multi-pollutant/ multi-effect (Figura 51).

		Economic synergies between emission control measures									
		PM	SO ₂	NO _x	VOC	NH ₃	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CFCs HFCs SF ₆	
Multiple benefits	Health impacts:										
	PM	√	√	√	√	√					
	O ₃			√	√			√			
	Vegetation damage:										
	O ₃			√	√			√			
	Acidification		√	√		√					
	Eutrophication			√		√					
	Radiative forcing:										
	- direct						√	√	√	√	
	- via aerosols	√	√	√	√	√					
- via OH			√	√			√				

Figura 51. L'approccio multi-pollutant/ multi-effect in GAINS

Nell'ambito della presente Convenzione anche il modello RAINS_Italia ha avuto l'upgrade alla versione GAINS e sono stati aggiornati tutti gli scenari in input delle attività emmissive: scenario energetico e scenario delle attività produttive. Per i gas serra, è stato necessario predisporre scenari evolutivi anche per alcuni settori aggiuntivi per il calcolo delle emissioni di metano e protossido di azoto: i rifiuti, il trattamento delle acque reflue, la coltivazione di riso, alcune produzioni industriali responsabili delle emissioni di N₂O e le emissioni di N₂O dai suoli agricoli.

Questi settori hanno reso necessario l'introduzione di ulteriori dati di attività rispetto a quelli già presenti nel database del RAINS-Italia, che sono stati pertanto determinati. È stata infine messa a punto una nuova strategia di controllo, cioè un nuovo assetto delle tecnologie di abbattimento delle emissioni applicabili alle diverse attività emmissive, sia per tenere conto dell'evoluzione normativa e tecnologica sia attraverso una nuova fase di armonizzazione all'anno base 2005 sia con l'inventario nazionale delle emissioni che con quelli regionali.

Lo schema funzionale del modello GAINS_Italia è rimasto sostanzialmente immutato, ed è riportato in Figura 52.



Figura 52. Schema funzionale del modello GAINS_Italia

La procedura di armonizzazione in un anno di riferimento resta un passaggio fondamentale per definire un set di dati di emissione che sia condiviso e da cui calcolare le proiezioni. Il modello GAINS non nasce con il fine di elaborare un inventario ma ricondurre le due stime emmissive ad una buona "comparabilità" implica un attento controllo dei dati di attività e una successiva calibrazione dell'applicazione delle tecnologie di abbattimento (strategia di controllo) contenute nel database del modello. Per alcuni casi limitati è anche necessario modificare i fattori di emissione, in quanto affinati o dipendenti da peculiarità nazionali. Tutto questo garantisce una particolare solidità agli scenari elaborati e la procedura, una volta regionalizzati tutti i dati in input, viene replicata anche a livello regionale laddove le Regioni dispongano di propri inventari emmissivi.

In Figura 53 è riportato il confronto tra le emissioni calcolate con il modello GAINS_Italia per l'anno 2005, e le emissioni dell'inventario nazionale 2005 (versione 2010).

Come si può osservare, l'accordo tra le stime del modello e l'inventario è notevolmente buono per quasi tutti gli inquinanti, e le differenze che permangono riguardano quei settori emmissivi considerati dal modello ma non dall'inventario e che generano una differenza nelle emissioni complessive. Ciò vale specialmente per il particolato mentre per gli altri inquinanti le differenze sono comunque al di sotto del 5%.

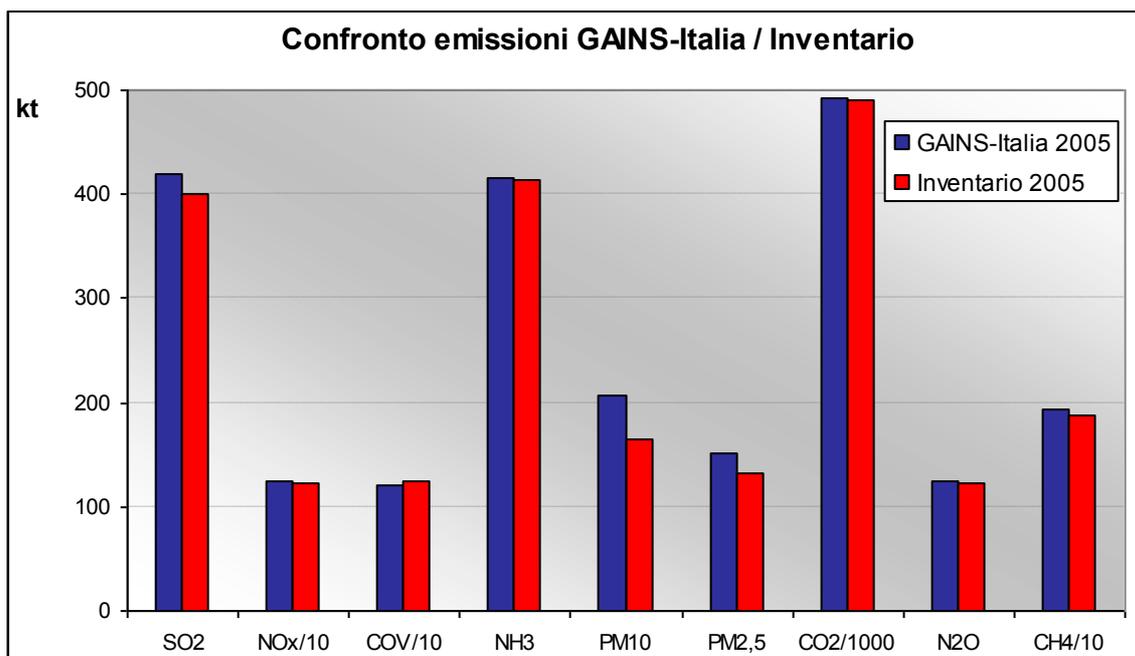


Figura 53. Confronto tra le emissioni calcolate con il modello GAINS_Italia per l'anno 2005 e le emissioni dell'inventario nazionale 2005

Completata la taratura al 2005, è stato possibile elaborare gli scenari emissivi con il modello GAINS_Italia. Va ricordato che tali scenari sono variati sensibilmente nel corso del triennio della Convenzione, sia per le sollecitazioni legate alle strategie per il clima sia per gli effetti non facilmente prevedibili della crisi economica.

Inizialmente lo scenario energetico nazionale ufficiale è conseguente all'approvazione nel dicembre 2008 da parte del Parlamento Europeo, in co-decisione, del pacchetto energia e clima. In questa fase, il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e il Ministero dello Sviluppo Economico approvano e trasmettono ufficialmente alla Commissione Europea sia uno scenario energetico tendenziale che un pacchetto di misure in grado di soddisfare, per l'Italia, le richieste del pacchetto energia e clima.

Questo nuovo scenario energetico nazionale è stato sviluppato da ISPRA con il modello MARKAL-Italia, ed è basato sullo scenario tendenziale e sulla lista di misure trasmesse alla Commissione Europea nel Rapporto 2009 sullo Sviluppo delle Politiche per il Clima (2009 Italy Climate Policy Progress Report), realizzato dall'Italia a seguito della Decisione No. 280/2004/CE, Articolo 3(2). Tuttavia, essendo stato sviluppato sui dati disponibili al 2008, lo scenario teneva conto solo in minima parte della crisi economica in atto, cioè il calo osservato nel 2008, ma con ipotesi di recupero già dal 2009 che poi nella realtà non si sono verificate. Lo scenario energetico è stato quindi ulteriormente aggiornato da ISPRA per tenere conto dei dati economici a consuntivo del 2009, che mostravano un profondo calo dei consumi, particolarmente nel settore industriale. Successivamente, un'ulteriore revisione dello scenario energetico si è resa necessaria per separare maggiormente le politiche per il clima da implementare a livello nazionale con quelle di scala regionale e locale sulle quali non era stato raggiunto un accordo. Questo scenario, denominato NO_CP perché non contiene integralmente le politiche per Kyoto assume, in questa fase, il ruolo di driver dello scenario emissivo CLE.

Insieme ad un parallelo aggiornamento dello scenario delle attività produttive non energetiche da parte di ENEA, in collaborazione con ISPRA, i nuovi input di GAINS_Italia hanno permesso di generare i nuovi scenari emissivi nazionali CLE che sono stati utilizzati sia per la

comunicazione delle proiezioni delle emissioni effettuata dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare ai sensi della direttiva 2001/81/CE sui tetti nazionali alle emissioni, sia a supporto della procedura nazionale di richiesta di proroga all'entrata in vigore dei valori limite per il biossido di azoto NO₂.

Gli scenari emissivi ufficiali realizzati con il GAINS_Italia sono riportati nelle seguenti Figure 54-62. Lo scenario di Figura 54 conferma la tendenza alla riduzione delle emissioni di zolfo, dovuta soprattutto alla riduzione delle emissioni dai *power plant*, emissioni che tendono a stabilizzarsi intorno ai valori del 2010, con una leggera risalita al 2025-2030.

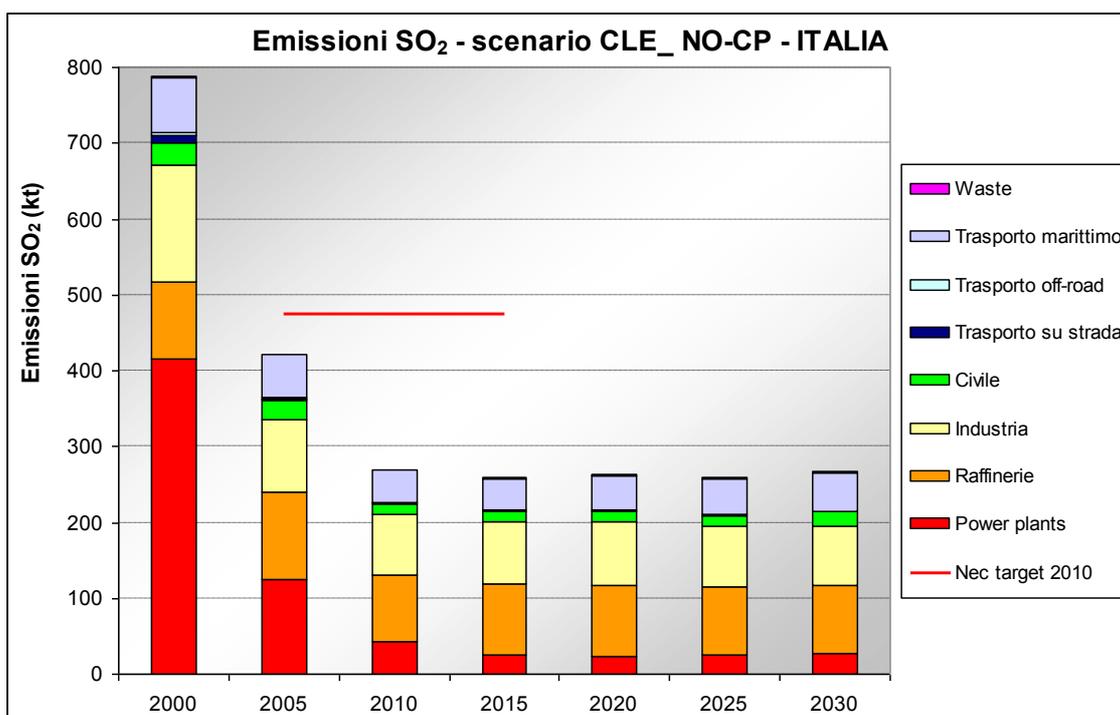


Figura 54. Scenario delle emissioni di SO₂ calcolato con il modello GAINS-Europe per gli anni 2005-2020

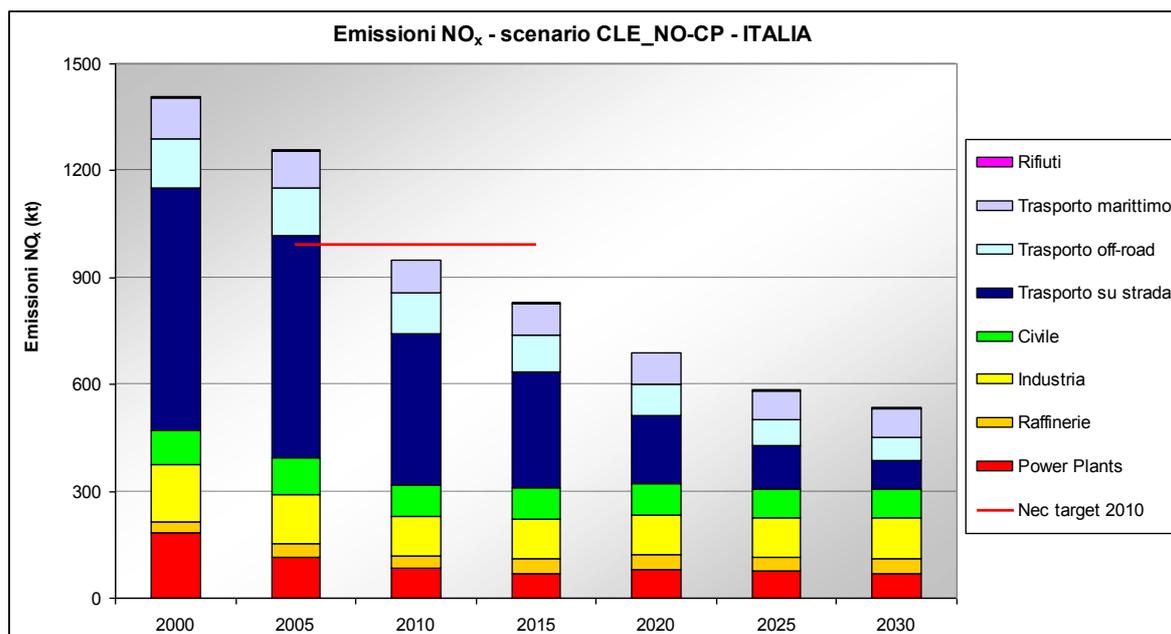


Figura 55. Scenario delle emissioni di NO_x calcolato con il modello GAINS-Europe per gli anni 2005-2020

In Figura 55 lo scenario conferma, in questa fase, la continua e progressiva riduzione delle emissioni di ossidi di azoto, dovuta alla sensibile riduzione attesa dal settore dei trasporti, ed in misura minore dai *power plant*. Tuttavia si verificherà successivamente che le emissioni attese dal parco circolante, in particolare diesel ed EURO5, erano in realtà significativamente superiori. Lo scenario di Figura 56 conferma la tendenza alla riduzione delle emissioni di composti organici volatili, dovuta alla riduzione delle emissioni dall'uso industriale dei solventi e dai trasporti stradali, mentre si può osservare una crescita delle emissioni dal settore civile dovuta alla crescita dei consumi di biomassa.

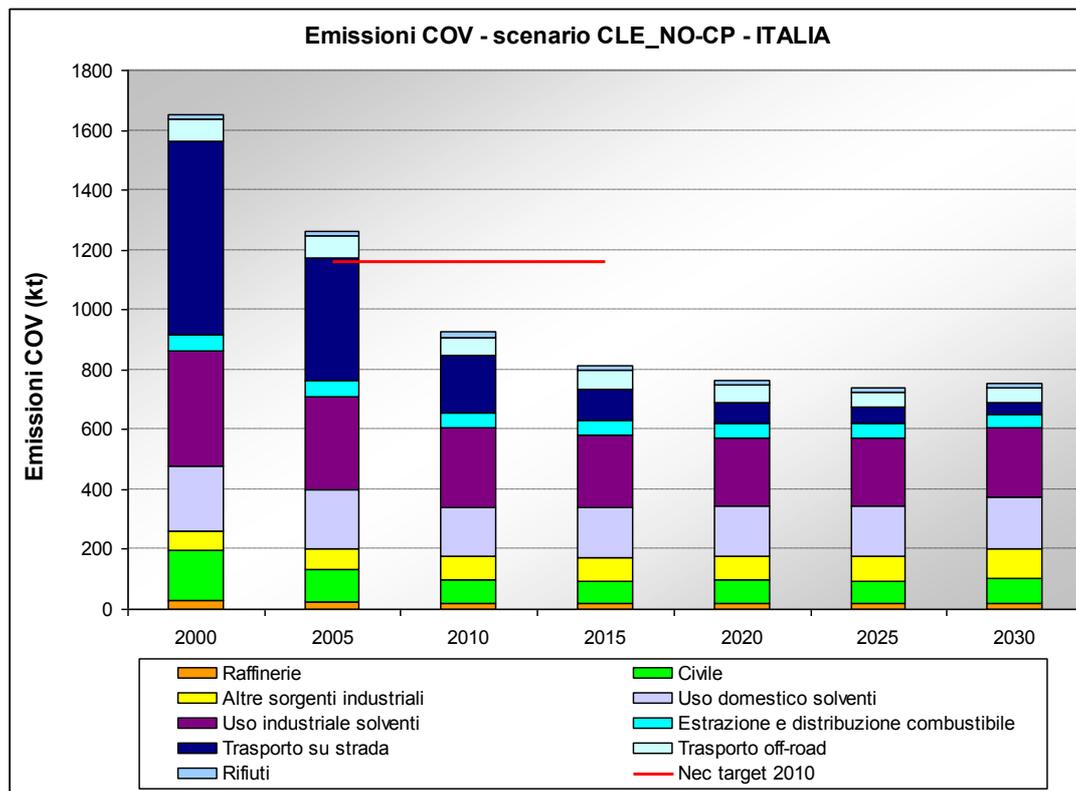


Figura 56. Scenario delle emissioni di COV calcolato con il modello GAINS-Europe per gli anni 2005-2020

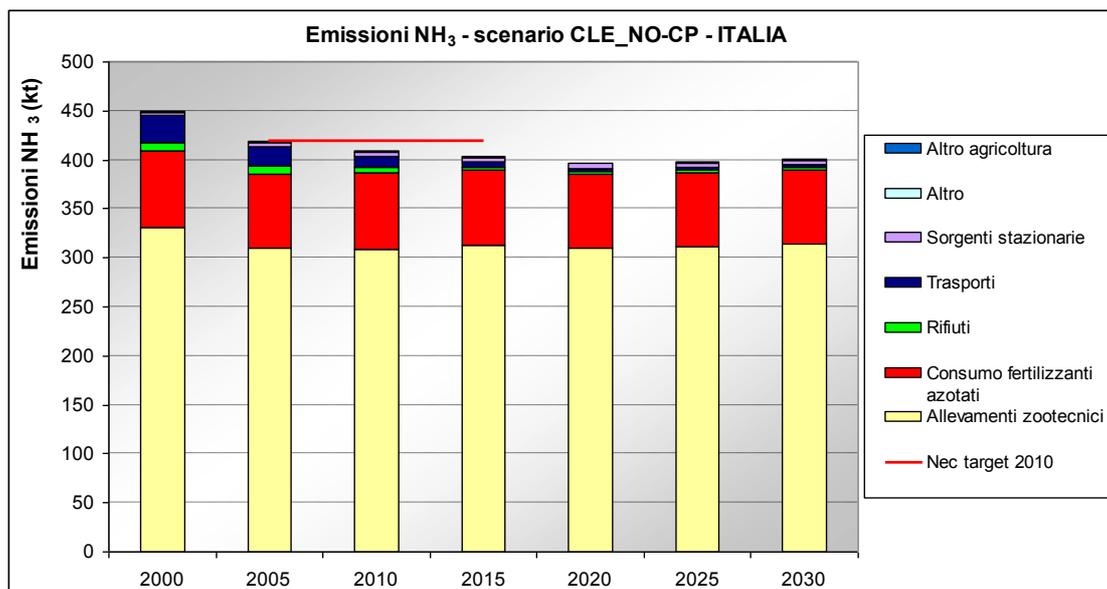


Figura 57. Scenario delle emissioni di NH₃ calcolato con il modello GAINS-Europe per gli anni 2005-2020

In Figura 57, nella pagina precedente, lo scenario mostra una tendenza ad una lieve riduzione delle emissioni di ammoniaca. Tale riduzione è determinata principalmente da un calo nelle emissioni dai trasporti e dai rifiuti, mentre nessun calo delle emissioni dall'agricoltura è osservabile dal 2005 in poi, a dimostrazione dell'assenza di specifiche politiche di riduzione delle emissioni previste per questo settore dalla legislazione corrente.

In Figura 58 lo scenario mostra una tendenza ad una lieve riduzione delle emissioni di PM10, che tendono a stabilizzarsi intorno ai valori del 2010. Questo effetto è il risultato di una riduzione delle emissioni dal trasporto stradale, compensata da una crescita delle emissioni dal settore civile dovuta alla crescita dell'uso di biomassa (legna da ardere). Va osservato che i consumi effettivi di biomassa, particolarmente per quanto riguarda l'uso di legna da ardere, sono tuttora oggetto di studi basati su differenti metodologie di indagine data la scarsa rappresentatività che, per ora, si attribuisce alle statistiche ufficiali per questo tipo di consumi. L'argomento è particolarmente sentito anche per l'investimento che le politiche di riduzione delle emissioni da riscaldamento di CO₂ attribuiscono a questa fonte.

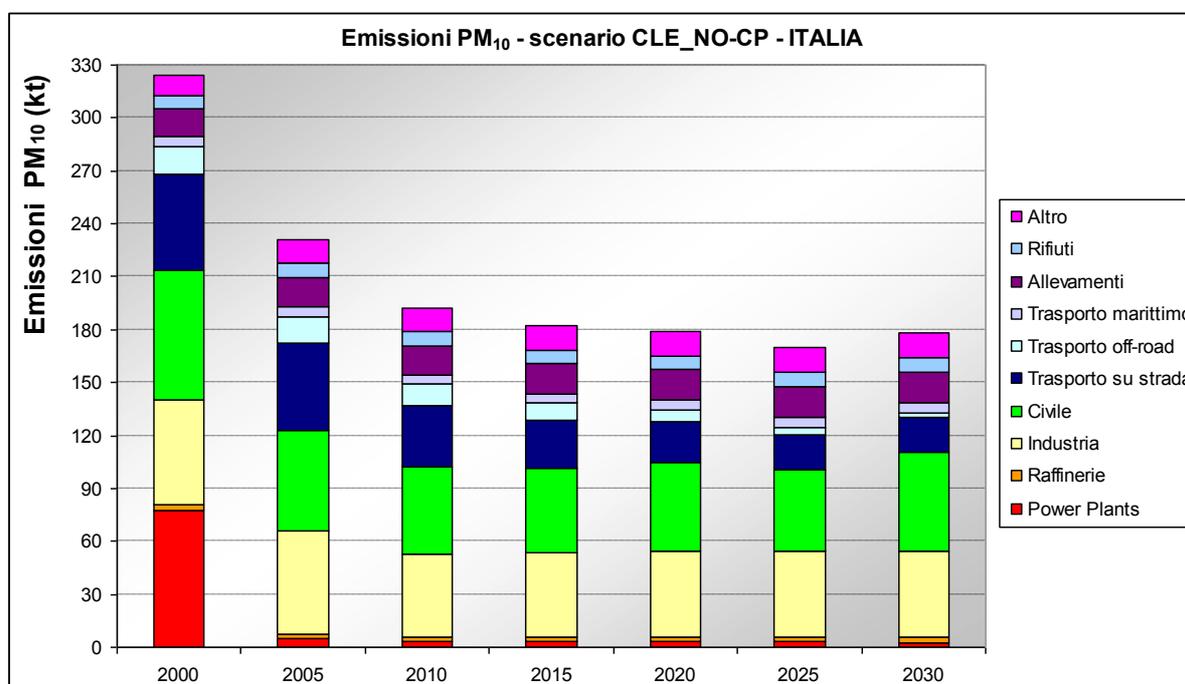


Figura 58. Scenario delle emissioni di PM₁₀ calcolato con il modello GAINS-Europe per gli anni 2005-2020

Nella Figura 59 lo scenario mostra un andamento assolutamente analogo a quello delle emissioni di PM10, per cui valgono le stesse considerazioni anche se il peso relativo del civile, e quindi delle emissioni da biomassa, è ancora più rilevante.

Lo scenario delle emissioni di anidride carbonica (Figura 60) risente fortemente della crisi economica, mostrando un profondo calo delle emissioni al 2010, dovuto ad un calo delle emissioni sia industriali che dai *power plant*, effetto diretto del calo dei consumi osservato nel 2009. Le emissioni complessive tendono poi lentamente ad aumentare negli anni successivi, per tornare a calare solo dal 2020 in poi.

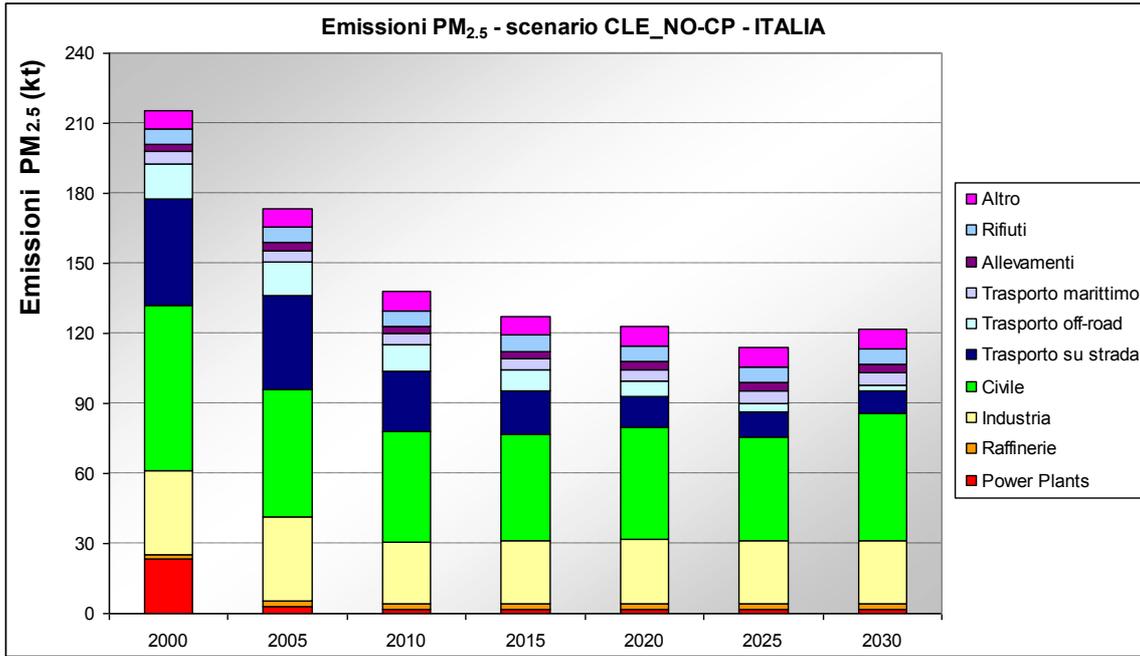


Figura 59. Scenario delle emissioni di PM_{2.5} calcolato con il modello GAINS-Europe per gli anni 2005-2020

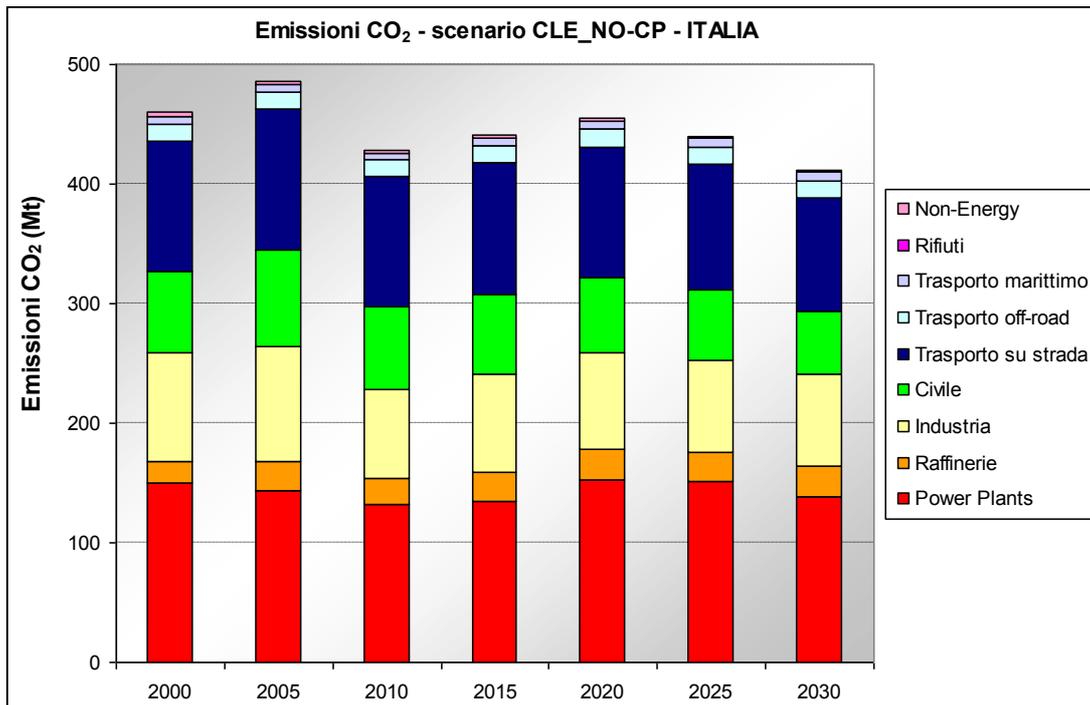


Figura 60. Scenario delle emissioni di CO₂ calcolato con il modello GAINS-Europe per gli anni 2005-2020

Lo scenario di Figura 61 mostra una tendenza ad un calo delle emissioni complessive di metano, dovuto essenzialmente al calo delle emissioni dal settore rifiuti, che bilancia gli incrementi osservabili in altri settori.

Lo scenario di Figura 62 mostra una tendenza ad un calo delle emissioni di protossido di azoto, con una stabilizzazione intorno ai valori del 2010-2015. Ciò è il risultato dell'effetto combinato di un calo delle emissioni dall'industria ed un incremento delle emissioni dalla combustione (energia).

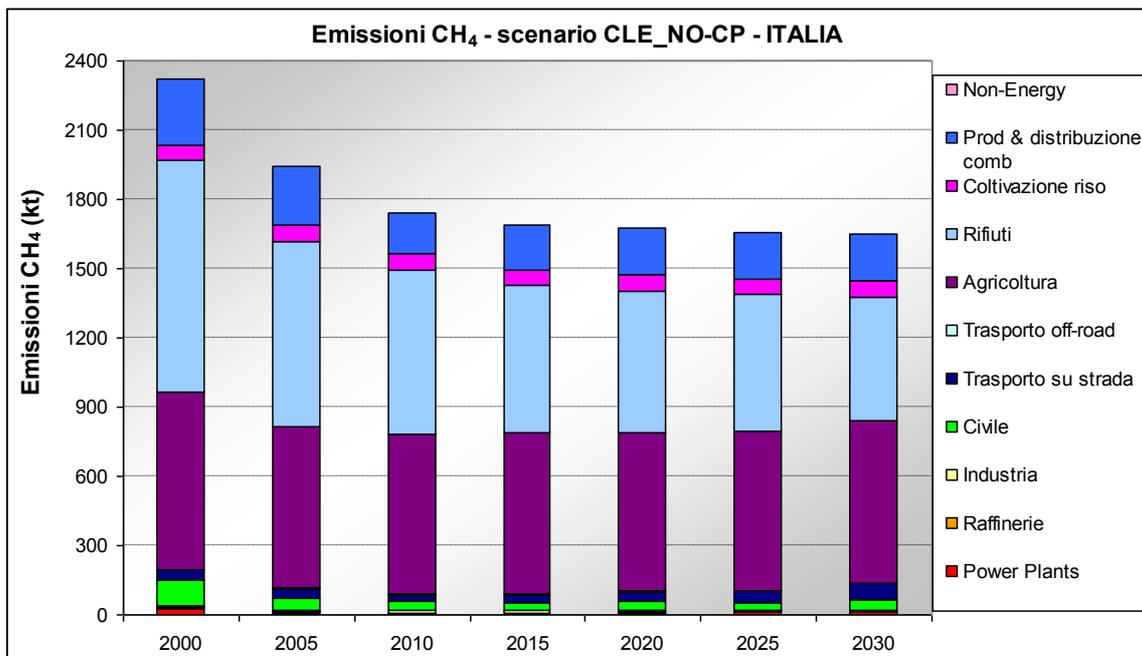


Figura 61. Scenario delle emissioni di CH₄ calcolato con il modello GAINS-Europe per gli anni 2005-2020

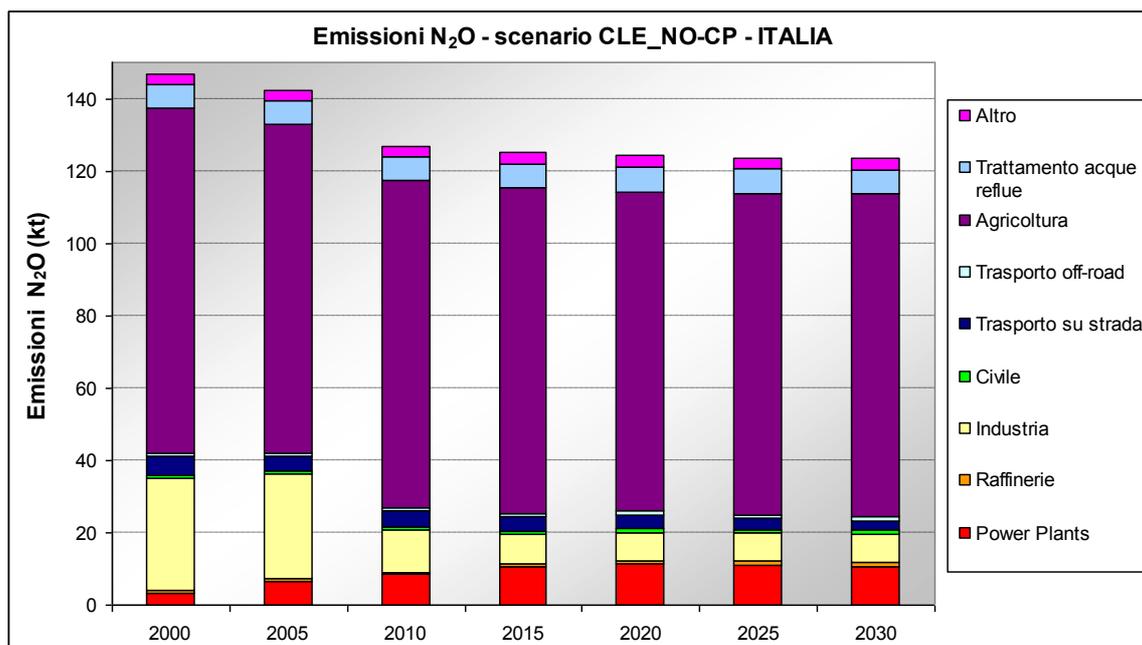


Figura 62. Scenario delle emissioni di N₂O calcolato con il modello GAINS-Europe per gli anni 2005 - 2020

Gli scenari emissivi dei singoli inquinanti sono disponibili anche a livello regionale.

Il modello GAINS_Italia è un modello di valutazione integrata di impatti connessi all'inquinamento atmosferico in quanto è in grado di produrre a partire dagli scenari emissivi anche scenari di concentrazione e deposizione degli inquinanti su cui vengono calcolati (o sono calcolabili) indicatori secondari, come alcuni indicatori di impatto sulla salute dei cittadini.

Questa funzionalità è basata sulla presenza nel modello di Matrici di Trasferimento Atmosferiche (MTA) che rappresentano relazioni semplificate sorgente-ricettore, di tipo prevalentemente lineare, e che permettono di calcolare in modo speditivo mappe di deposizione/concentrazione e di impatto con risoluzione spaziale 20x20 km², al variare delle emissioni su base regionale.

Le modalità di calcolo delle matrici sono riportate nel precedente paragrafo 1.1.F.

In questo ambito vale la pena sottolineare le molte innovazioni che le nuove MTA sviluppate per GAINS_Italia hanno rispetto alla precedente versione presente in RAINS-Italia:

- le matrici sono state calcolate con la nuova versione del SMA, aggiornato nell'ambito della convenzione, e che corregge ad esempio la precedente sottostima delle concentrazioni di particolato in quanto nella formazione dell'aerosol secondario è ora compresa sia la componente naturale che quella organica;
- sono state calcolate, in analogia con quanto effettuato a scala europea con il modello EMEP, nell'intorno di un anno di scenario, cioè testando riduzioni controllate delle emissioni non dell'anno base ma di un anno di scenario, precisamente il 2015, proprio per garantire una maggiore tenuta delle linearizzazioni del processo nell'intorno emissivo di questo anno;
- sono state calcolate per quattro anni meteorologici, 1999, 2003, 2005 e 2007, ed è stata prodotta anche la MTA media proprio per effettuare valutazioni di politiche di miglioramento della qualità dell'aria meno condizionate dalla specifica annualità meteorologica.

Rispetto ad una simulazione completa con il SMA, la valutazione tramite MTA di uno scenario emissivo di Piano, contenente cioè misure di riduzione delle emissioni aggiuntive rispetto a quelle contenute nel CLE, resta una valutazione semplificata ma con il grande vantaggio comparato della speditività e della possibilità di confrontare misure alternative in modo integrato valorizzando possibili sinergie ma senza trascurare possibili *trade-off*.

Quando il tipo di misura è molto specifico e puntuale, o quando si voglia stimare con grande precisione e con maggiore dettaglio spaziale l'effetto di uno scenario emissivo, si rientra nel SMA con il software RAIL (RAINS - Atmospheric Inventory Link), sviluppato dalla società ARIANET, che chiude la piena circolarità delle connessioni tra le diverse componenti di MINNI. Nell'ambito della Convenzione anche il software RAIL è stato esteso per tenere conto del passaggio a GAINS con:

- l'inserimento dei nuovi inquinanti;
- l'ampliamento e revisione delle liste di categorie ed attività;
- l'aggiornamento della tabella di corrispondenza tra categorie ed attività di GAINS e classi SNAP e combustibili dell'inventario nazionale delle emissioni.

RAIL è ora in grado di importare uno scenario emissivo nel formato prodotto da GAINS, cioè un insieme di file (uno per inquinante) che contengono il dettaglio delle emissioni per settori ed attività per un dato scenario ed anno di riferimento. Per conservare la compatibilità è stata

mantenuta la possibilità di importare uno scenario emissivo anche nel formato RAINS: la scelta tra i due avviene tramite la selezione di un'opzione al momento dell'importazione.

Il modello di valutazione integrata GAINS_Italia ha seguito l'evoluzione del modello continentale "padre" GAINS-Europe anche nelle modalità di condivisione in rete ed è ora funzionante come applicazione web che consente ad esperti esterni di accedere in modalità remota. In questo modo si è venuti incontro alla crescente richiesta da parte di Autorità Regionali di poter sviluppare in relativa autonomia scenari emissivi e di impatto su ambiente e salute.

Attualmente il modello è disponibile on line, nel dominio ENEA, ad utenti registrati, con diverse caratteristiche:

1. Utente con pieni privilegi (full access)
2. Utente con privilegi limitati (limited access)
3. Utente in sola lettura (browsing).

La tipologia 1) è esclusivamente per l'utente ENEA del progetto MINNI, con pieni privilegi di accesso e modifica a tutti i dati e parametri di calcolo. L'utente di tipo 2) è tipicamente un esperto delle Amministrazioni Regionali o altro Istituto di Ricerca che collabora con ENEA, che ha privilegi di accesso e modifica solo dei propri dati (dati di input e strategia delle tecnologie di controllo, utilizzati per lo sviluppo autonomo di scenari emissivi, senza tuttavia avere accesso a parametri intrinseci del Modello, come ad es. i fattori di emissione). Infine, l'utente di tipo 3), che è stato pensato per il pubblico in generale che voglia esplorare alcuni scenari (ad es. studenti), ha accesso al Modello GAINS-IT in sola lettura, previa registrazione, ad un certo numero di scenari consolidati e pubblici, con possibilità di copia dei risultati e di una parte (pubblica) dei dati di input.

GAINS_Italia on line, grazie ad un accordo di collaborazione con IIASA, viene aggiornato periodicamente, seguendo l'evoluzione delle conoscenze tecnico-scientifiche che sono alla base del modello e per adeguarsi alle diverse necessità che emergono nello sviluppo di politiche di contrasto all'inquinamento atmosferico e ai cambiamenti climatici.

A supporto degli utenti è stato predisposto da ENEA un manuale consultabile online e, nell'anno 2012, sono stati tenuti due corsi: il primo, nel mese di gennaio, è stato focalizzato sulla traduzione di misure tecniche e non tecniche come input a GAINS per la costruzione di "scenari di Piano"; il secondo, nel mese di giugno, è stato un corso completo di addestramento all'uso del modello con esercitazioni pratiche in aula.

1.2.B Valutazione efficacia misure nel settore agricoltura in termini riduzione emissioni ammoniacale, metano e protossido di azoto e di riduzione concentrazioni PM

Per questa attività l'ENEA ha deciso di avvalersi della consulenza e del supporto del Centro Ricerche Produzioni Animali (CRPA) di Reggio Emilia. Il CRPA è attivo dal 1972 e nel 1990 ha ottenuto dalla Regione Emilia Romagna il riconoscimento di Ente organizzatore della ricerca per il settore zootecnico. Nel 1996 è stato privatizzato e la compagine societaria comprende comuni, province, associazioni di categoria del mondo agricolo e degli allevatori. Il CRPA è un'autorità nazionale in materia di emissioni dal settore degli allevamenti animali ed ha collaborato con ISPRA ed ENEA nella predisposizione degli inventari periodici fornendo misure e dati di emissioni in atmosfera dagli impianti zootecnici. Il CRPA è anche in grado di fornire scenari credibili di evoluzione del settore estremamente importanti nella determinazione dei trend emissivi.

Ai fini del modello GAINS_Italia gli obiettivi che si intendeva raggiungere erano così riassumibili:

1. Definire una metodologia per valutare, mediante un approccio integrato, l'impatto su acque, aria e cambiamenti climatici di misure volte alla riduzione delle emissioni di ammoniaca da un lato e della percolazione dei nitrati dall'altro. Tale metodologia si è articolata nei due seguenti sotto-obiettivi:
 - 1.1. Valutare l'impatto sul rilascio di nitrati di alcuni scenari di riduzione delle emissioni di composti azotati in atmosfera
 - 1.2. Valutare l'impatto sulle emissioni di NH₃ e N₂O di alcuni scenari di implementazione della Direttiva Nitrati
2. Raccogliere documentazione relativa a fattori di emissione nazionali di materiale particolato dal settore agricolo
3. Valutare l'impatto di selezionate opzioni di estensione della Direttiva IPPC

Per quanto riguarda il punto 1 è stato realizzato un modello integrato "mirato" che ha molteplici punti di connessione con GAINS a monte e a valle delle specifiche elaborazioni. La base territoriale su cui vengono effettuate le elaborazioni è provinciale (NUTS3), ed il calcolo si basa su fogli di lavoro Excel, gestiti da macro, che consentono modifiche di alcuni dei dati di attività, in modo da permettere un utilizzo personalizzato della metodologia di calcolo da parte di potenziali utenti, quali amministrazioni regionali e provinciali. In particolare i dati di attività che si prevede di rendere modificabili sono le consistenze zootecniche in allevamento e al pascolo, l'impiego dei fertilizzanti, la diffusione delle tecniche di mitigazione delle emissioni. All'utente viene reso visibile il valore della variabile utilizzato nello scenario di riferimento, che potrà essere incrementato o ridotto impostando variazioni percentuali.

I fattori di emissione di NH₃, N₂O e NO_x utilizzati sono consistenti con quelli inseriti nel modello GAINS_Italia e nell'inventario nazionale delle emissioni redatto da ISPRA.

Le misure che vengono prese in considerazione per le analisi di scenario fanno in particolare riferimento a tre categorie di intervento:

- miglioramento dell'efficienza dell'uso dell'azoto nella produzione zootecnica (riduzione dell'escrezione di azoto attraverso strategie alimentari),
- miglioramento dell'efficienza di uso dell'azoto nella produzione agricola (riduzione dell'input di N attraverso i piani di fertilizzazione);
- misure tecniche per la riduzione delle emissioni di ammoniaca nei diversi stadi della produzione zootecnica.

Lo schema concettuale del modello è riportato in Figura 63.

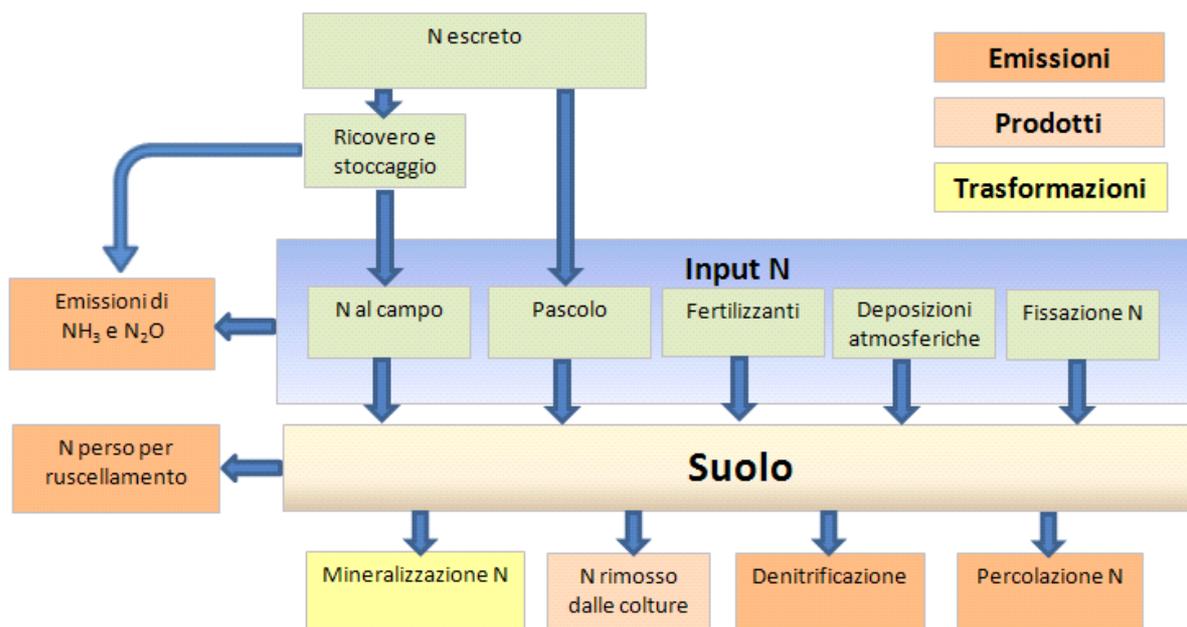


Figura 63. Schema concettuale del modello Nitro-Flussi

Nel modello vengono effettuati i seguenti calcoli con dettaglio provinciale:

1. azoto escreto da tutte le categorie zootecniche;
2. escrezione divisa fra ricovero e pascolo;
3. emissioni di N in atmosfera (NH₃, N₂O, NO_x) da ricoveri e stoccaggi, calcolate con fattori di emissione;
4. percolazione da stoccaggi calcolata con una % di percolazione;
5. una quota di N da effluenti può essere esportata;
6. calcolo degli input di N e delle emissioni gassose (con Fattori di Emissione) di N dalle differenti fonti di N dei suoli (spandimento effluenti, pascolo, fertilizzanti azotati, deposizione atmosferica, fissazione biologica di N);
7. ruscellamento superficiale calcolato con una % di ruscellamento;
8. rimozione di N da parte delle colture;
9. calcolo del surplus di N come differenza fra gli input totali di N e le asportazioni da parte delle colture, le emissioni gassose e il ruscellamento dalle differenti fonti (spandimento effluenti, pascolo, fertilizzanti, deposizione atmosferica, fissazione biologica di N),
10. il surplus di N viene diviso in percolazione al di sotto della zona delle radici e denitrificazione, utilizzando frazioni di percolazione (frazione di denitrificazione = 1-frazione di percolazione).

Nel calcolo delle emissioni e dei flussi di azoto sono state prese in considerazione le emissioni in atmosfera di NH₃, N₂O e NO_x che si hanno a seguito dell'utilizzazione agronomica degli effluenti e dei fertilizzanti, e le seguenti vie di percolazione nei suoli: percolazione dallo stoccaggio effluenti, ruscellamento dai suoli agricoli; percolazione al di sotto della zona radicale. I fattori di emissione sono quelli utilizzati nell'inventario nazionale elaborato da ISPRA per l'anno 2007.

Non sono stati utilizzati FE specifici per livello provinciale, ma FE tutti uguali a livello nazionale; occorre tuttavia evidenziare che essi sono stati calcolati sulla base di una stima della diffusione delle tecniche di mitigazione delle emissioni già introdotte negli allevamenti (al 2007). Il modello di calcolo consente all'utente una modifica della percentuale di diffusione delle diverse tecniche per poter effettuare stime di scenario.

Le misure di riduzione delle emissioni di ammoniaca previste si riferiscono alle diverse fasi della catena emissiva tipiche della produzione zootecnica:

- alimentazione,
- ricovero,
- stoccaggio degli effluenti,
- spandimento degli effluenti
- applicazione di fertilizzanti azotati.

Nella valutazione di scenari di applicazione di pacchetti di misure sono stati considerati insieme di misure relative alle emissioni di composti azotati in atmosfera e insieme di misure relative al rilascio dei nitrati nei corpi idrici. Nel primo caso sono state utilizzate le misure, obbligatorie ed opzionali, in discussione, a livello internazionale, nel processo di revisione del Protocollo di Göteborg e contenute, in particolare, nel relativo Annesso IX. Nell'ambito della revisione dell'Annesso IX, le misure considerate per la riduzione delle emissioni di NH₃ erano state suddivise in tre diversi livelli di ambizione (A, B e C). Importanti novità, introdotte nel corso del negoziato rispetto alla precedente versione dell'Annesso IX, riguardavano l'inclusione dei bovini anche nelle fasi di ricovero e stoccaggio degli effluenti e l'utilizzo di diete a ridotto tenore proteico e della alimentazione per le vari fasi. Nel corso del negoziato, l'approccio iniziale, di suddivisione delle misure nei tre livelli di ambizione con l'inclusione dei bovini, è stato abbandonato e nella versione finale dell'Annesso IX, approvata durante l'Executive Body di maggio 2012, è stato deciso di non apportarvi alcuna modifica. Nel momento in cui lo studio del CRPA è stato redatto, gli esiti del negoziato del protocollo di Göteborg non erano ancora noti. Le misure relative alla riduzione delle emissioni di NH₃ sono state pertanto valutate facendo riferimento al versione dell'Allegato IX in vigore in quel periodo (maggio 2011, si confronti Tabella 6) e sono state analizzate sia al 2015 che al 2020, con le variazioni dei dati di attività consistenti con le stime del GAINS-Italy.

Nel secondo caso si sono, invece, previsti progressivi livelli di implementazione delle misure della Direttiva Nitrati fra il 2007 e il 2020, anno in cui si è considerata una piena implementazione delle misure della Direttiva inserite nel modello di calcolo.

Nella seguente Tabella 6 sono schematizzate in modo sintetico le misure che erano in discussione per la revisione del Protocollo di Göteborg e che sono state testate con il modello.

Fase emissiva	Categoria zootecnica	Livello di ambizione A		Livello di ambizione B		Livello di ambizione C	
		soglia aziendale [LU]	% riduzione	soglia aziendale [LU]	% riduzione	soglia aziendale [LU]	% riduzione
alimentazione	bovini	> 5	15	> 50	10	> 50	5
	suini	> 5	15	> 200	10	> soglia IPPC	5
	avicoli	> 5	15	> soglia IPPC	10	> soglia IPPC	5
ricoveri esistenti	bovini		nessuna		nessuna		nessuna
	suini	> soglia IPPC	20	> soglia IPPC	20	> soglia IPPC	20
	avicoli	> soglia IPPC	20	> soglia IPPC	20	> soglia IPPC	20
ricoveri nuovi	bovini	nessuna	25	nessuna	25	nessuna	25
	suini	nessuna	35	nessuna	25	nessuna	25
	polli da carne	nessuna	20	nessuna	20	nessuna	20
	ovaiole in gabbia	nessuna/IPPC	60	nessuna	50	nessuna	30
	ovaiole a terra	nessuna/IPPC	60	nessuna	60	nessuna	60
stoccaggi nuovi liquami	tutte	nessuna	80	nessuna	60	nessuna	40
stoccaggi esistenti liquami	tutte	> 5	60/40	<i>(60 per vasche; 40 per lagune)</i>		nessuna	
spandimento	bovini	> 5	60	nessuna	30	> 50	30
	suini	> 200	60	nessuna	30	> 200 LU	30
	avicoli	> soglia IPPC	60	nessuna	30	> soglia IPPC	30
	bovini	< 5	30			< 50	30 (*)
	suini	< 200	30			< 200 LU	30 (*)
	avicoli	< soglia IPPC	30			< soglia IPPC	30 (*)
uso urea	tutte	nessuna	80	nessuna	50	nessuna	30
uso solfato di ammonio e fosfato di ammonio su suoli calcarei	tutte	nessuna	80	nessuna	50	nessuna	30

(*) solo se lo Stato Membro lo considera praticabile

Tabella 6. Misure per la riduzione delle emissioni dei composti azotati in aria previste nel processo di revisione dell'Annesso IX del Protocollo di Göteborg nel maggio 2011

Gli scenari sono stati valutati mediante il modello di calcolo, messo a punto nell'ambito del presente progetto. La variazione delle emissioni di NH₃, N₂O e NO₃ nel caso degli scenari di riferimento al 2015 (BAU_15) e al 2020 (BAU_20) e dello scenario al 2007 che non prevede l'applicazione di nessuna delle misure di riduzione delle emissioni ammoniacali (No_Misure_07) vengono illustrate in Figura 64.

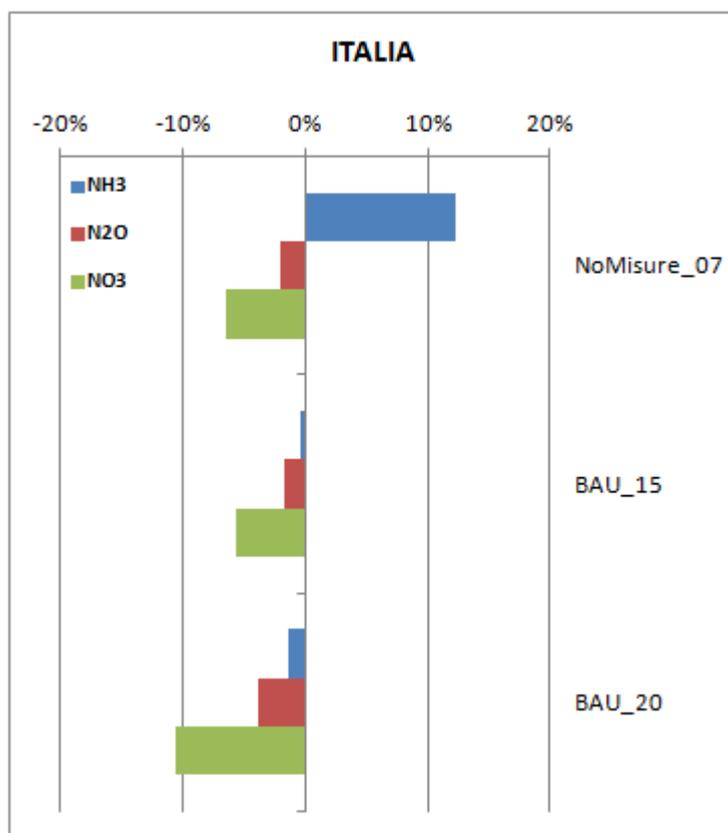


Figura 64. Variazione delle emissioni di NH_3 , N_2O e NO_3 nel caso degli scenari di riferimento al 2015 e al 2020 e dello scenario al 2007 che non prevede l'applicazione di nessuna delle misure di riduzione delle emissioni ammoniacali

Si osserva che gli scenari al 2015 e al 2020 comportano una riduzione delle emissioni di tutti i composti azotati, dovuta soprattutto alla diminuzione del numero dei capi bovini e alla riduzione dell'uso dei fertilizzanti azotati.

Lo scenario No_Misure_07 comporta, invece, un incremento delle emissioni di NH_3 di oltre il 10% cui corrisponde una riduzione delle emissioni di N_2O e di NO_3 , in quanto le incrementate emissioni ammoniacali in atmosfera comportano una riduzione dei composti azotati applicati al suolo con i fertilizzanti e gli effluenti di allevamento e, di conseguenza, una riduzione delle emissioni di N_2O (la cui entità è legata in modo direttamente proporzionale all'azoto applicato al suolo) e di nitrati (anche questi strettamente legati all'entità dell'azoto applicato).

Nella successiva Figura 65 sono invece mostrate le variazioni rispetto alle emissioni di ammoniacale, protossido di azoto e nitrati dello scenario 2007 di singole misure di riduzione delle emissioni ammoniacali .

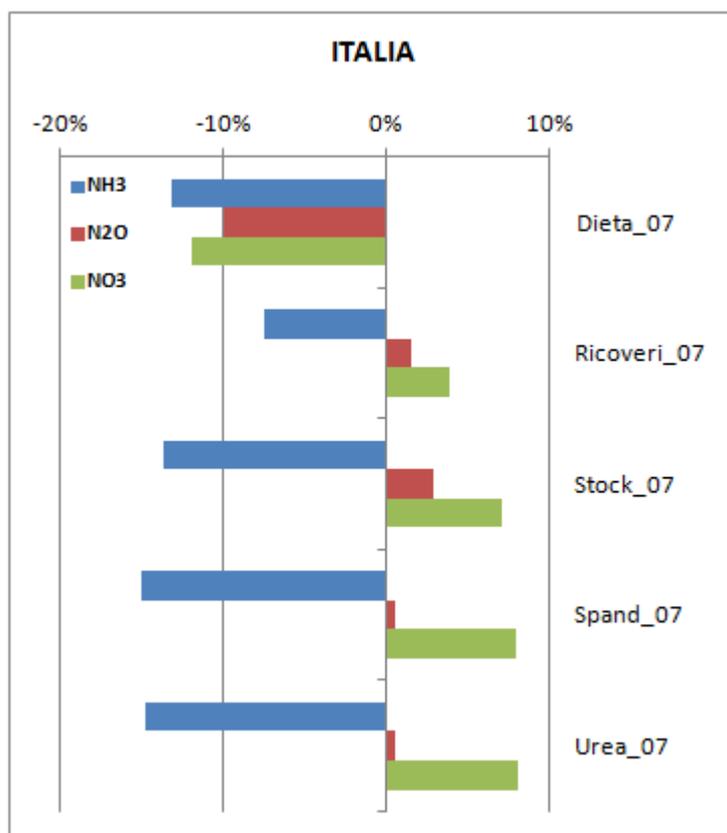


Figura 65. Effetto sulle emissioni di NH_3 , N_2O e NO_3 delle singole misure per la riduzione delle emissioni di ammoniaca. Differenza % rispetto allo scenario 2007

Sebbene gli scenari relativi alle singole misure corrispondano ad una ipotesi non realistica di piena implementazione (ossia a tutte le categorie zootecniche), alla massima efficienza, risulta evidente come solo la misura relativa alla riduzione dell'azoto nella dieta degli animali comporti un effetto positivo sulla emissione di tutti e tre i composti azotati. In tutti gli altri casi alla riduzione delle emissioni di ammoniaca si accompagna un incremento delle emissioni di N_2O e NO_3 (pollution swapping).

Per contro lo scenario che non prevede l'applicazione di nessuna misura di mitigazione relativa alle emissioni ammoniacali si traduce in un beneficio in termini di emissioni di N_2O e NO_3 in quanto è minore l'azoto applicato direttamente al suolo come fertilizzante, essendosene perso di più in atmosfera come emissioni di NH_3 .

Ragionando sul singolo inquinante, le misure che hanno potenzialmente maggiore efficacia di riduzione delle emissioni di NH_3 sono quelle relative allo spandimento degli effluenti di allevamento e all'uso dell'urea, in grado ciascuna di ridurre di circa il 15% le emissioni complessive di NH_3 dal settore agricolo. A livello leggermente inferiore le misure relative allo stoccaggio degli effluenti (-14%) e all'alimentazione (-13%), seguite da quelle relative ai ricoveri (-7,5%).

In Figura 66 è rappresentato, analogamente, l'effetto sulle emissioni di ammoniaca, protossido di azoto e nitrati dello scenario 2007 di singole misure previste dalla Direttiva Nitrati.

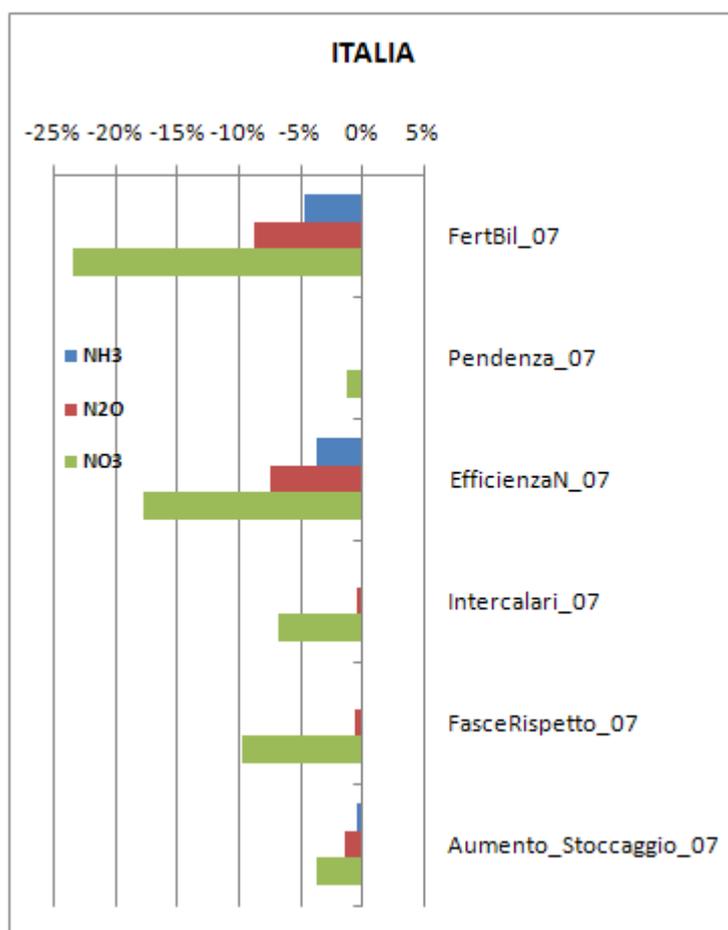


Figura 66. Effetto sulle emissioni di NH₃, N₂O e NO₃ delle singole misure previste dalla Direttiva Nitrati. Differenza % rispetto allo scenario 2007

La misura che mostra la maggiore efficacia nella riduzione della emissione di NO₃ è quella del bilanciamento della fertilizzazione, che consente una riduzione del 23%. Si tratta di una misura che prevede di minimizzare i surplus di azoto reso disponibile alle colture con la fertilizzazione, sia organica che minerale, rispetto all'azoto richiesto dalle colture stesse.

L'applicazione di questa misura comporta di fatto una riduzione dell'uso dei fertilizzanti azotati. Efficace appare anche la misura che prevede l'aumento di efficienza dell'azoto zootecnico (-18% di emissioni di NO₃) mediante una ottimizzazione delle epoche di applicazione, che si dovrebbe conseguentemente tradurre in una riduzione dell'azoto minerale di integrazione.

Le altre misure considerate comportano effetti progressivamente inferiori, compresi fra 1 e 10%.

È possibile a questo punto valutare l'effetto sulle emissioni di NH₃, N₂O e NO₃ di scenari di applicazione di pacchetti di misure, sia relativi alla riduzione delle emissioni ammoniacali che alla Direttiva Nitrati, al 2015 (Figura 67) e al 2020 (Figura 68).

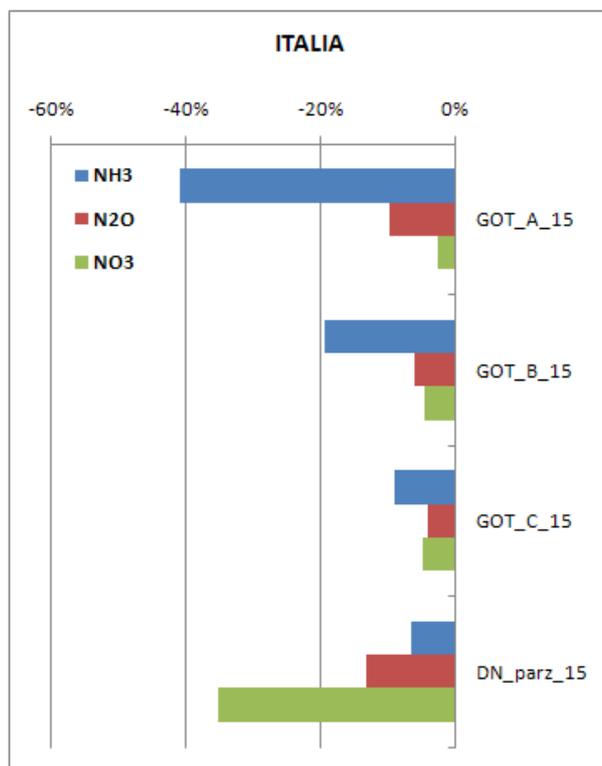


Figura 67. Effetto sulle emissioni di NH_3 , N_2O e NO_3 della applicazione per lo scenario al 2015 di pacchetti di misure di riduzione delle emissioni di ammoniaca. Differenza % rispetto allo scenario 2007

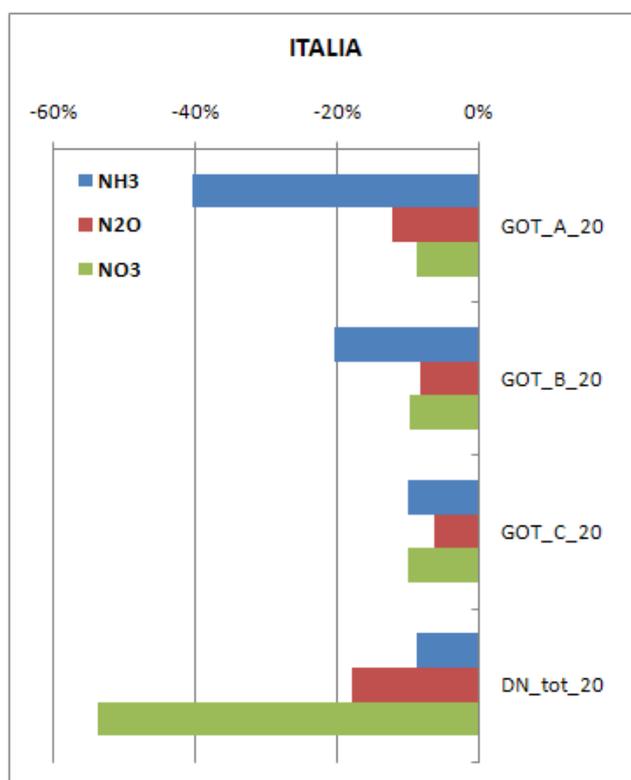


Figura 68. Effetto sulle emissioni di NH_3 , N_2O e NO_3 della applicazione per lo scenario al 2020 di pacchetti di misure di riduzione delle emissioni di ammoniaca. Differenza % rispetto allo scenario 2007

Il modello ha pertanto consentito di evidenziare quali misure comportino un maggiore rischio di *pollution swapping*, ossia di trasferimento dell'inquinamento da un corpo recettore ad un altro. Misure in grado di ridurre le emissioni ammoniacali, intervenendo solo nelle fasi iniziali della catena emissiva della produzione zootecnica, comportano un incremento dell'azoto contenuto negli effluenti di allevamento e, conseguentemente, dell'azoto apportato al campo, incrementando il rischio di rilascio di nitrati.

Solo le misure che comportano una effettiva riduzione dell'azoto che entra complessivamente nel ciclo, quali ad esempio le strategie alimentari di riduzione dell'azoto nella dieta degli animali o la riduzione dell'uso di fertilizzanti minerali grazie ad una ottimizzazione nell'uso degli effluenti di allevamento, che ne aumenti l'efficienza e ne bilanci l'utilizzo rispetto alle richieste delle colture, sono in grado di produrre un effetto *winwin* di riduzione delle emissioni azotate in aria e nelle acque.

Va rilevato che anche lo scenario di Göteborg meno ambizioso comporta misure già impegnative per il comparto agro-zootecnico, coinvolgendo in larga misura anche il settore bovino.

L'applicazione della Direttiva Nitrati, secondo le stime effettuate, consentirebbe una riduzione delle emissioni di NO₃ per ruscellamento e percolazione fra il 35 e il 55% rispetto alla situazione al 2007. Si tratterebbe di un risultato particolarmente positivo, principalmente dovuto alla riduzione nell'uso dei fertilizzanti minerali azotati, che un ottimale uso degli effluenti zootecnici potrebbe consentire. La stessa riduzione nell'uso dei fertilizzanti ha un effetto positivo anche sulle emissioni di NH₃ e N₂O, che risultano diminuite del 7-9% nel caso di NH₃ e di 13-18% nel caso di N₂O.

Questo risultato, effetto combinato di un aumento dell'efficienza dell'azoto zootecnico, ottenuto attraverso l'ottimizzazione delle epoche di spandimento degli effluenti, e della riduzione delle eccedenze di fertilizzanti minerali, prevederebbe una applicazione diffusa e rigorosa dei piani di fertilizzazione agronomica in tutto il territorio nazionale ed è, quindi, da considerarsi ancora un obiettivo non completamente raggiungibile.

Dal CRPA è stato anche stimato l'impatto di selezionate opzioni di estensione della Direttiva IPPC, sia sulle emissioni in aria che sul rilascio di nitrati: fra queste l'estensione della direttiva anche agli allevamenti bovini (oltre una certa soglia dimensionale); l'abbassamento della soglia dimensionale per suini ed avicoli. L'analisi ha evidenziato che, a livello nazionale, si raggiungono riduzioni sostanzialmente insignificanti delle emissioni di ammoniaca dal settore agricolo, inferiori all'1% del totale del settore nel caso dello scenario che pone una soglia aziendale per i bovini pari a 300 capi e nel caso dello scenario di estensione della direttiva a soglie differenziate per gli avicoli.

Per contro, l'applicazione delle BAT ai bovini con soglia aziendale di 50 LU² porterebbe a una riduzione delle emissioni ammoniacali di quasi il 6%, mentre quella con soglia a 5 LU (ossia sostanzialmente a tutti gli allevamenti) a quasi l'11% di riduzione. Si rileva, tuttavia, che la sola estensione della Direttiva IPPC nella sua forma attuale, senza l'applicazione di interventi sulla dieta, comporta come conseguenza della riduzione delle emissioni di NH₃, un incremento delle emissioni di N₂O (+0,7 e +1,3%) e dei nitrati (+3,2 e +5%).

² LU = Livestock Unit che corrisponde a un capo di 500 kg di peso vivo, ossia, secondo il Regolamento (CE) n. 1200/2009 della Commissione, a 1 vacca da latte, 3,3 suini > 20kg, 2 scrofe, 10 ovini, 71 galline ovaiole e 143 polli.

Sono stati infine raccolti e analizzati criticamente i risultati ottenuti nell'ambito dei pochi studi sperimentali finora condotti in ambito nazionale sulle emissioni di materiale particolato dal settore zootecnico, per alcune fra le più rilevanti categorie zootecniche e su alcune tipologie di stabulazione rappresentative, al fine di individuare fattori di emissione specifici per la situazione italiana. Gli istituti di ricerca che hanno condotto sistematiche campagne di rilevazione in allevamenti zootecnici nazionali sono essenzialmente due: il Dipartimento di Scienze e Tecnologie Veterinarie per la Sicurezza Alimentare (VSA) dell'Università di Milano e il Centro Ricerche Produzioni Animali (CRPA) di Reggio Emilia.

I risultati, per alcune delle principali categorie zootecniche, mostrano una ampia variabilità dei valori misurati, sia in riferimento alla giornata che alla stagione. Nella giornata le emissioni sono influenzate in particolare dall'attività degli animali (si osservano picchi nei momenti di distribuzione dell'alimento o nei momenti di ispezione del personale aziendale), dai programmi luce-buio (nei periodi di buio le emissioni di materiale particolato si riducono talvolta drasticamente), dalla variazione della temperatura che influenza la ventilazione.

Altri aspetti manageriali, legati alle modalità di stabulazione (ad esempio in gabbia o in sistemi alternativi, nel caso delle galline ovaiole), alla presenza di lettiera (se asciutta, come si verifica nella stagione estiva, nel caso dei polli da carne, le emissioni incrementano) e alle modalità di rimozione delle deiezioni (si osservano picchi di emissione nel momento della asportazione) possono avere una notevole influenza sul livello di concentrazione e di emissione del materiale particolato negli allevamenti zootecnici.

La grande variabilità dei risultati sperimentali nazionali, ma anche internazionali, non è sorprendente, tenuto conto delle differenze nelle caratteristiche dei ricoveri, nei sistemi di ventilazione, nei regimi di illuminazione, nella composizione e nella gestione della lettiera e delle deiezioni. Risultati significativamente più bassi di uno studio rispetto ad altri può semplicemente essere dovuto a tipologie di aziende più moderne e caratterizzate da una migliore gestione aziendale.

I fattori di emissione di PM10 ricavabili sulla base degli studi nazionali e confrontati con i fattori di emissione proposti dalla metodologia CORINAIR per la compilazione degli inventari delle emissioni vengono mostrati nella Tabella 7.

Dalla analisi dei risultati di letteratura raccolti sembrerebbe di poter affermare che i FE di CORINAIR si collocano in generale al limite superiore del *range* dei dati disponibili, portando così a una probabile sovrastima delle emissioni, in particolare per alcune categorie zootecniche.

Categoria animale	Tipo stabulazione	Peso animali kg capo ⁻¹	Fattore conversione in LU LU capo ⁻¹	Fattore Emissione PM10 kg capo ⁻¹ a ⁻¹			Fattore Emissione PM10 g LU ⁻¹ d ⁻¹		
				CORINAIR	CRPA	VSA	CORINAIR	CRPA	VSA
				Vacche da latte	Effluenti solidi	500	1	0,36	
	Effluenti liquidi	500	1	0,70	0,31		1,9	0,9	
Scrofe	Effluenti liquidi	150	0,3	0,45	0,10	0,19	4,1	0,9	1,7
Suinetti	Effluenti liquidi	20	0,04	0,18	0,03	0,03	12,3	1,7	2,0
Suini da ingrasso	Effluenti liquidi	80	0,12	0,42	0,10	0,11	9,6	2,3	2,6
Galline ovaiole	In gabbia	1,55	0,0031	0,017	0,007	0,002	15,0	6,6	2,0
	A terra	1,55	0,0031	0,084		0,011	74,2		9,5
	In aviario	1,55	0,0031	0,084	0,046			40,8	
Polli da carne	Effluenti solidi	0,75	0,0015	0,052	0,018		95,0	32,3	

Tabella 7. Fattori di emissione di PM10 per alcune categorie zootecniche ricavati da studi nazionali a confronto con quelli proposti dalla metodologia CORINAR

1.2.C Gli scenari 2010, 2015 e 2020 e le richieste di proroga all'entrata in vigore dei valori limite per il biossido di azoto NO₂

La Convenzione prevedeva che gli scenari di emissione ufficiali sviluppati con la componente GAINS_Italia di MINNI fossero anche utilizzati in input al SMA per produrre scenari di concentrazione e deposizione alla risoluzione spaziale di 20x20 km². L'obiettivo era rendere disponibili scenari di concentrazione elaborati con simulazioni complete e non affetti quindi dalle incertezze prodotte dall'approssimazione lineare delle MTA.

Nel 2010, date le molteplici zone del territorio nazionale in superamento, l'Italia decide di avvalersi, come aveva già fatto per il PM10, della possibilità di richiedere una proroga all'entrata in vigore dei valori limite per il biossido di azoto NO₂. La Direttiva Europea 2008/50/EC dà infatti ai Paesi membri la possibilità di notificare alla Commissione la sussistenza delle condizioni per cui è possibile ottenere un'esenzione all'obbligo di *compliance* alla scadenza di legge e la posposizione di tale scadenza.

Il modello MINNI ha sviluppato e fornito alle Regioni, in modo omogeneo e condiviso, molte delle elaborazioni previste dalla procedura di notifica che, per l'NO₂, era diventata anche più complessa di quella del PM10.

Ogni richiesta deve infatti includere:

1. la valutazione della situazione all'anno di scadenza, con le situazioni di superamento;
2. la valutazione dei contributi alle concentrazioni prodotti dai gruppi più significativi di sorgenti;
3. informazione sulle misure già previste ed attuate nei Piani Regionali di Qualità dell'Aria e la valutazione della loro efficacia;
4. le misure aggiuntive previste per raggiungere la compliance nell'anno di deroga;
5. una stima degli effetti attesi di tali misure sulle concentrazioni.

Le attività realizzate per questo obiettivo hanno prodotto un ritardo sulle attività della Convenzione ma anche elaborazioni ad alto valore aggiunto su quanto era già disponibile. Ed è per questo che vengono qui sinteticamente riportate.

Per l'attività di cui al punto 1, l'anno 2010 a scala nazionale era un anno "di scenario" non essendo ancora disponibile l'inventario nazionale 2010, basato sullo scenario emissivo ufficiale descritto al par. 1.2.A.

Gli output erano a 20 x20 km².

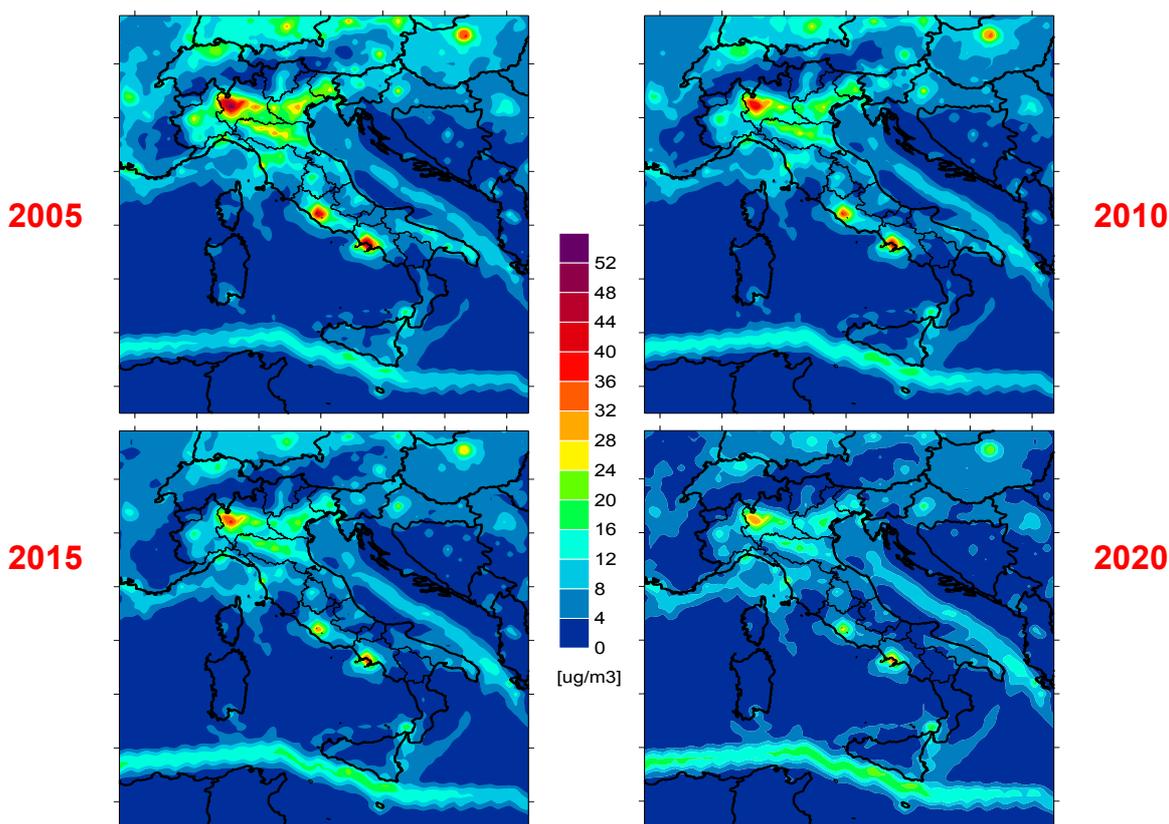


Figura 69. Concentrazioni medie annuali di NO₂ previste agli anni 2010, 2015, 2020 a partire dall'anno di riferimento di GAINS 2005 armonizzato con gli inventari nazionale e regionali

Confermate anche a questa risoluzione le zone di superamento, le Regioni hanno deciso di chiedere la proroga per l'anno 2015 e si è ritenuto opportuno ripetere sia la simulazione 2015 sia, per coerenza, la simulazione 2005 di riferimento alla risoluzione di 4x4 km². Questo per garantire una maggiore aderenza del trend che andava applicato sul singolo superamento ed il relativo valore di griglia.

In Figura 70 è possibile osservare il netto aumento di accuratezza della ricostruzione delle concentrazioni di NO₂ al passaggio di risoluzione.

Altro contributo fondamentale sviluppato con MINNI è stato il *source apportionment* (punto 2 della procedura). Sono stati infatti prodotti e resi disponibili alle Regioni i seguenti risultati:

- Stima del contributo transfrontaliero alle concentrazioni medie di NO₂ (Figura 72 scala 20x20)
- Stima dei contributi regionali alle concentrazioni medie di NO₂ (Figura 73 Italia sett. scala 20x20)
- Stima dei contributi settoriali alle concentrazioni medie di NO₂ (scala 4x4).

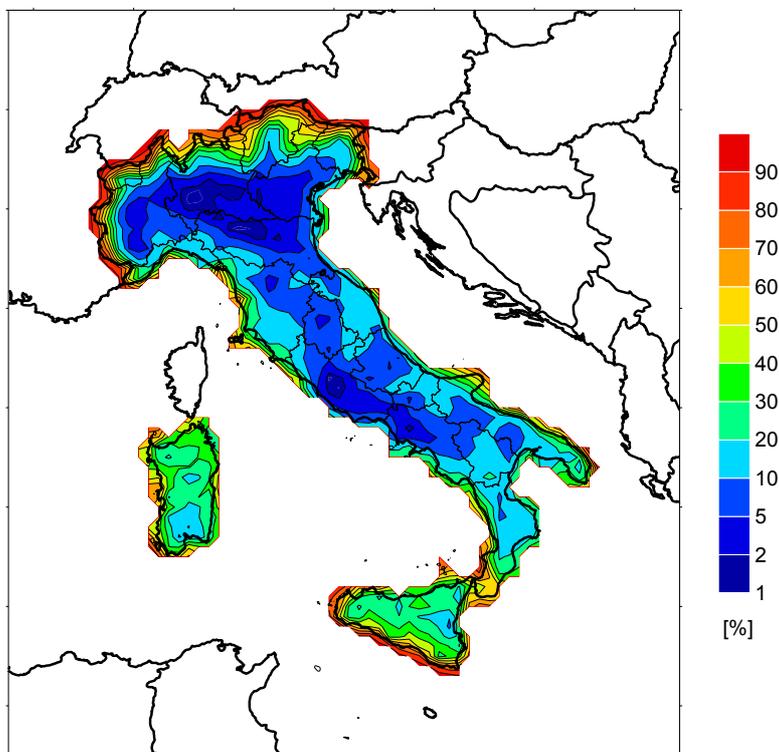


Figura 72. Source Apportionment Transfrontaliero NO₂

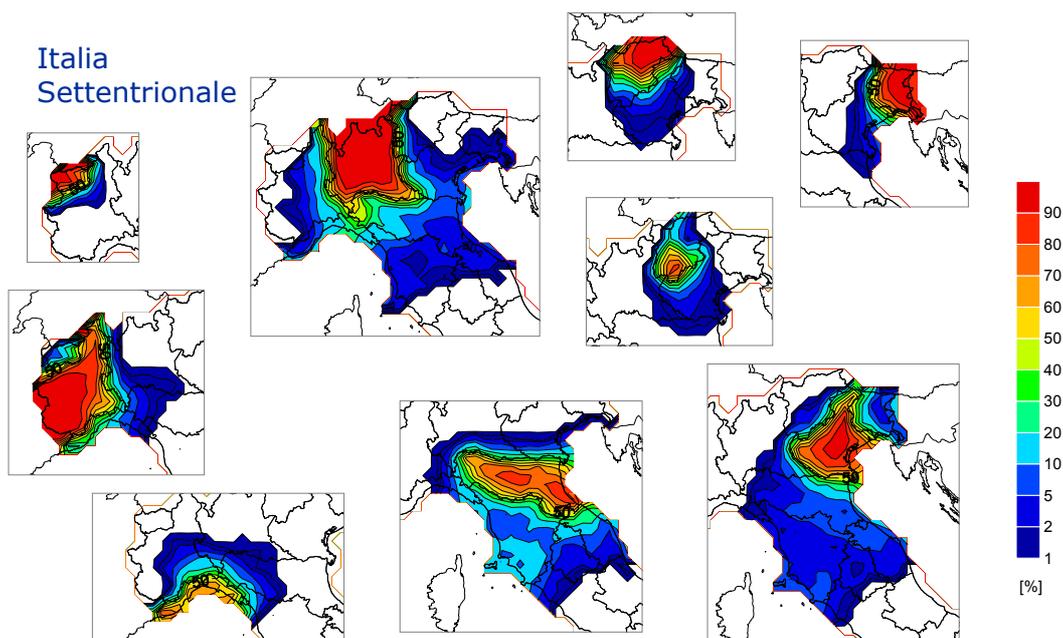


Figura 73. Source Apportionment Regionale NO₂

Per quanto riguarda il Source Apportionment settoriale, le elaborazioni sono state fatte alla risoluzione di 4 km e le sorgenti sono state raggruppate nel modo seguente:

- Traffico stradale (macrosettore 7)
- Civile (macrosettore 2)
- Trasporti marittimi e navigazione interna (settori 8.3 + 8.4)
- Altri trasporti (8.x)
- Produzione di energia, industria e smaltimento dei rifiuti (macrosettori 1 + 3 + 4 + 9)

Successivamente è stata applicata la stessa metodologia degli altri contribuiti:

- Variazione emissioni (-20%)
- Run del modello a scala nazionale con risoluzione 4 km, per un periodo invernale e 1 estivo
- Calcolo delle concentrazioni medie Δ rispetto al run base

Questo per:

- ciascun Settore separatamente (run "settoriali") ... *variazione Δi*
- per tutti i Settori congiuntamente (run di "controllo") ... *variazione ΔN*

Il contributo % di ciascun Settore i è stimato come $\Delta i / \Delta N$. Per l'Italia settentrionale sono mostrati gli output per i due settori più importanti, cioè il traffico stradale e il civile.

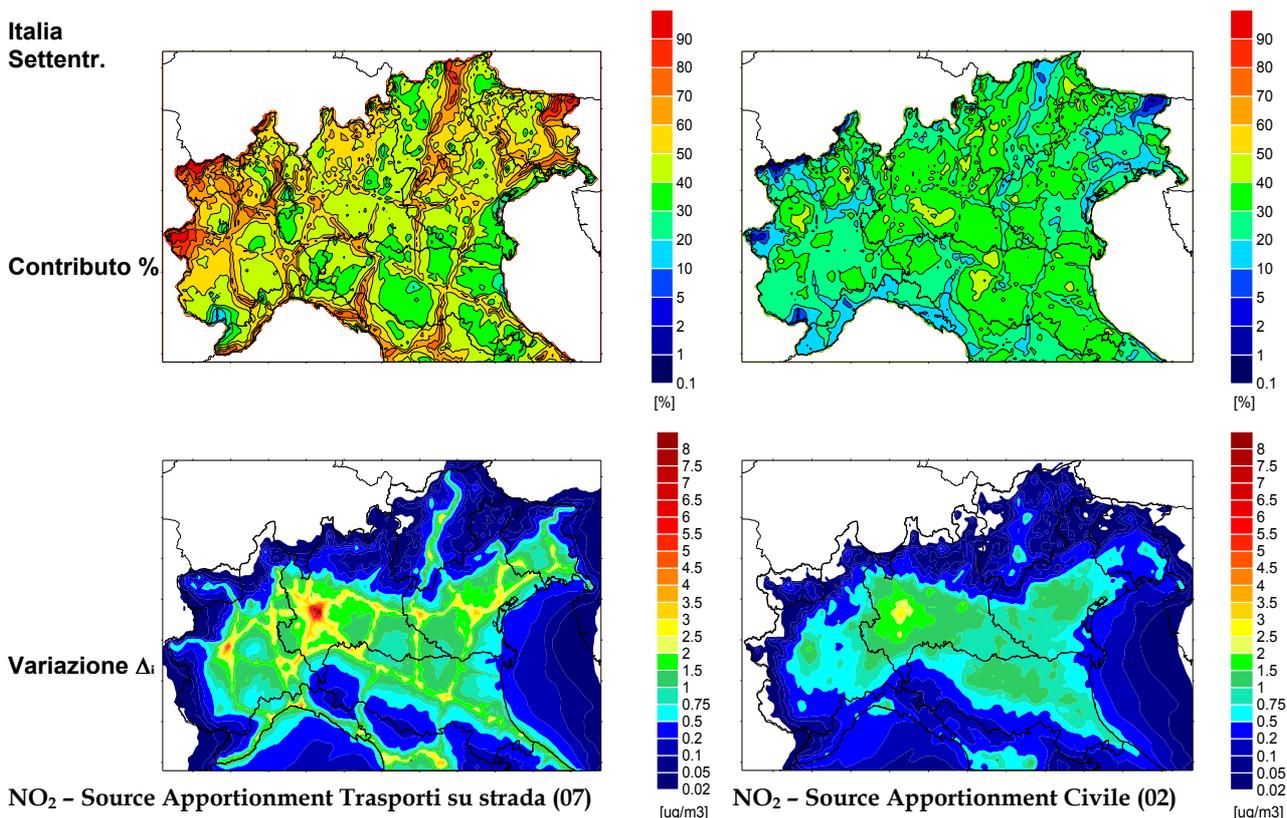


Figura 74. Source Apportionment settoriale NO_2

Per la richiesta di informazioni sulle misure già previste ed attuate nei Piani Regionali di Qualità dell’Aria (punto 3), e la valutazione della loro efficacia, in questa fase del modello nazionale si era nella condizione ottimale di avere valutato nella precedente Convenzione con RAINS_Italia tutte le misure adottate nei Piani regionali di qualità dell’aria del periodo 2005-2006 con proiezioni ai quinquenni successivi al 2010 per le sole misure strutturali. Si era quindi in grado di stimare l’efficacia di queste misure al 2010; inoltre attraverso le tarature effettuate sullo scenario GAINS NO_CP (consumi, strategia di controllo ecc.) questa famiglia di misure era inglobata anche nei trend del nuovo scenario utilizzato.

Elaborando i risultati delle simulazioni modellistiche su grigliato, è stato possibile stimare per le Regioni interessate da situazioni di superamento le concentrazioni al 2015. Le concentrazioni misurate dalle stazioni nel 2008 sono state proiettate al 2015 sulla base del gradiente di concentrazione stimato dal modello, in relazione alla localizzazione ed appartenenza delle stazioni alle diverse celle.

Nella Figura 75 è riportato un sottoinsieme di stazioni in superamento all’anno 2015 senza misure aggiuntive e con le misure aggiuntive valutate dalle singole Regioni.



Figura 75. Concentrazioni medie annuali di NO₂ al 2015 in stazioni di misura di alcune Regioni con superamenti del valore limite di 40 µg/m³ prima e dopo l’inserimento di misure aggiuntive (dal documento “Pianificazione in materia di qualità dell’aria finalizzata al rispetto dei valori limite del biossido di azoto, adottata, in Italia, dai soggetti individuati dall’ordinamento nazionale secondo gli ambiti di intervento a ciascuno attribuiti”, allegato alla richiesta di deroga)

2 INDAGINI SU SETTORI SPECIFICI E VERIFICHE SPERIMENTALI

2.A Osservazioni sperimentali per la verifica nuovi moduli meteorologici e chimico-fisici di MINNI

Nell'arco di questa convenzione sono stati implementati in MINNI diversi moduli nuovi tra cui quelli che riguardano il trasporto delle polveri desertiche, quello dell'aerosol marino, quello sperimentale degli incendi, e una trattazione più approfondita della fotochimica (vedi cap.1)

Al fine di verificare l'efficacia di nuovi moduli e l'eventuale utilizzo di nuove/diverse parametrizzazioni era prevista una specifica campagna di misura per valutare i miglioramenti delle prestazioni di MINNI e da cui ricavare, se necessario, indicazioni per ulteriori approfondimenti.

Oltre a questi moduli, si intendeva testare il comportamento del sistema ad una risoluzione più spinta (fissata poi ad 1 km) per il confronto con i dati osservati, più sensibile alle caratteristiche orografiche rispetto a quelle a 4 e 20 km e in prossimità dell'interfaccia terra-mare.

Riguardo a ciò è bene evidenziare come, ad esclusione della Pianura Padana, gran parte della popolazione italiana viva in città che si trovano a meno di 30-40 km dal mare e che quindi uno studio dei fenomeni meteorologici e chimico-fisici connessi alle zone costiere sia di grande importanza per il modello nazionale.

È stata così condotta una campagna di misure dal 3 maggio al 3 luglio 2010 presso il centro ricerche ENEA della Trisaia che si estende per circa 100 ha nel territorio del comune di Rotondella (MT). A circa 4 km dal mare Jonio con una quota variabile da 12 a 35 m s.l.m., è situato a ridosso della pianura costiera e alla fine della valle del fiume Sinni.



La campagna è stata organizzata e realizzata con l'obiettivo di creare un set di misure che descrivono accuratamente e completamente lo stato dell'atmosfera dal punto di vista meteorologico e chimico. La localizzazione della campagna ha favorito gli studi dei fenomeni atmosferici in prossimità dell'interfaccia terra-mare e i due mesi in cui le misure sono state condotte hanno permesso lo studio e la quantificazione del trasporto delle polveri sahariane.

La campagna è stata condotta con la collaborazione di diversi gruppi di lavoro. Per la dislocazione degli strumenti sono state scelte diverse postazioni (PS, L, R, T), come riportato in Figura 76, in base alle maggiore idoneità rispetto alle misure condotte.

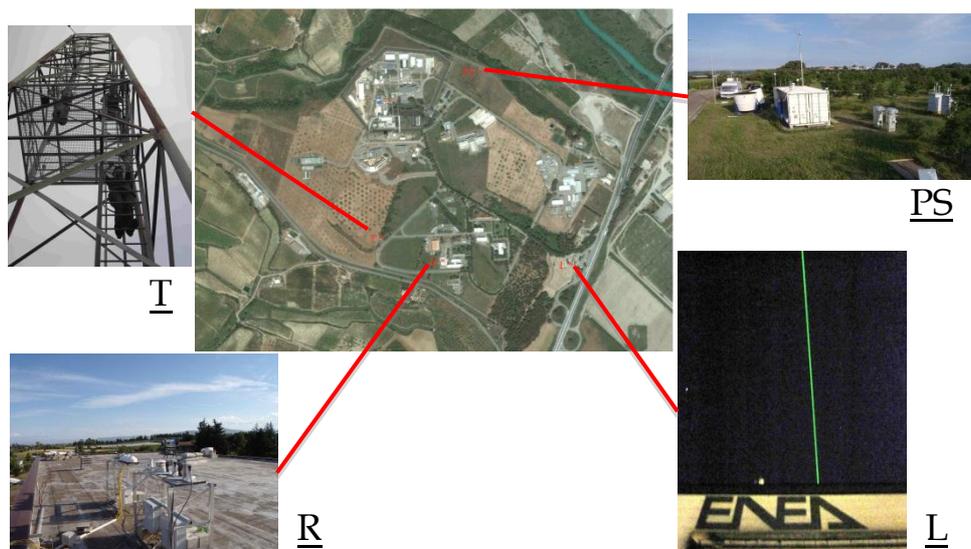


Figura 76. Centro ENEA di Trisaia e dislocazione delle postazioni di misura

La postazione PS, gestita principalmente dai ricercatori UTVALAMB-AIR dell'ENEA di Bologna, era dedicata alle misure chimico-fisiche e ai campionamenti di particolato al suolo. Nella postazione era presente una stazione meteorologica VAISALA MAWS100 per la misura della temperatura, umidità, pressione, intensità e direzione del vento, precipitazioni e radiazione globale. Campionamenti giornalieri di particolato con diametro minore di $10\mu\text{m}$ (PM10) e minore di $2.5\mu\text{m}$ (PM2.5) sono stati effettuati su diversi tipi di supporti mediante 3 campionatori per il PM10 e 3 campionatori per il PM2.5. Sui campioni raccolti sono state eseguite misure gravimetriche; analisi di Carbonio Organico (OC), Carbonio Elementare (EC), Carbonio Carbonato (CC) con metodo termo-ottico; analisi di anioni e cationi mediante cromatografia ionica e analisi multi elementare mediante ICP-MS. Contemporaneamente sono state condotte misure on-line di concentrazione di Carbonio Organico (OC) e Carbonio Elementare (EC) e di concentrazione di anioni e cationi nel PM2.5 utilizzando rispettivamente un monitor Sunset Semi-Continuous OCEC Field Analyzer e un monitor URG9000D. La presenza di un monitor ottico (Mobile Enviro Check GRIMM EDM107) ha consentito di effettuare misure di PM in massa e in numero .

Sono state condotte anche misure di concentrazione di inquinanti gassosi come ossidi di azoto, anidride solforosa, ozono, e ossido di carbonio.

I ricercatori UTMEA-TER dell'ENEA di Casaccia seguivano le postazioni R e T. Nella postazione R venivano condotte misure del profilo verticale di temperatura, umidità e del contenuto colonnare di vapore e di acqua liquida con un radiometro a microonde; della base delle nubi con una camera infrarossa; di radiazione nel visibile ed ultravioletto per il calcolo dei tassi di fotodissociazione con un attinometro e del contenuto colonnare dell'aerosol con radiometri a banda rotante; della radiazione a onda corta e lunga con piranometri e pirgeometri; della radiazione eritemale con radiometro a banda larga UV e del contenuto colonnare di ozono e di vapor d'acqua tramite spettrometro. La postazione T, era dedicata alla misura del flusso di calore ottenuta con il posizionamento di due anemometri sonici su una torre posti rispettivamente a 10 e 20 m di altezza.

La postazione L , gestita dai ricercatori del Dipartimento di Fisica dell'Università "La Sapienza" di Roma, era dedicata alla misura della distribuzione verticale dell'aerosol, tramite un sistema lidar, da cui si è derivata una stima dello stato fisico (solide o liquide) delle particelle e dell'altezza dello strato mescolato. Tale altezza è stata misurata anche grazie ad un sistema sodar che ha permesso la misura della distribuzione verticale del campo del vento.



Figura 77. Ultraleggero utilizzato per la campagna aerea di misure

Dal 12 al 26 giugno, nell'ambito della campagna di validazione del progetto MINNI si è svolto il Marine Ozone and Radiation Experiment (MORE), una campagna aerea di misure supportata dall'EUFAR (EUropean FACility For Airborne Research) durante la quale sono stati effettuati 12 voli per la misura delle caratteristiche del particolato e dei flussi radiativi nei bassi strati dell'atmosfera (fino a circa 1 km). L'attività è stata svolta dal Dr. Wolfgang Junkermann del Karlsruhe Institute of Technology. Nell'ambito del progetto MORE ha partecipato alla campagna anche il gruppo della Prof. Julia Bilbao del Dipartimento di Fisica Applicata dell'Università di Valladolid. La pista di decollo dell'ultraleggero distava meno di 3 km dal Centro Ricerche di Trisaia.

I dati raccolti durante la campagna di Trisaia sono tuttora in corso di elaborazione ma prime interessanti evidenze del raccordo con le simulazioni di MINNI sono già emerse.

Va innanzitutto rilevato che proprio la disponibilità di un ampio database sperimentale da utilizzare per la validazione ha fornito l'occasione per un primo test di discesa di scala del Sistema Modellistico di MINNI a più alta risoluzione ($1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$).

I campi tridimensionali (concentrazioni degli inquinanti e parametri meteorologici in input a FARM) relativi ai due mesi di campagna sono stati calcolati alle due risoluzioni tipiche di AMS-MINNI, ossia alla risoluzione di $20 \text{ km} \times 20 \text{ km}$ sul dominio di riferimento nazionale (denominato "IT") e alla risoluzione di $4 \text{ km} \times 4 \text{ km}$ sulla macroregione del Sud Italia (dominio denominato "SI"), comprendente il sito della campagna sperimentale di validazione (Figura 78).

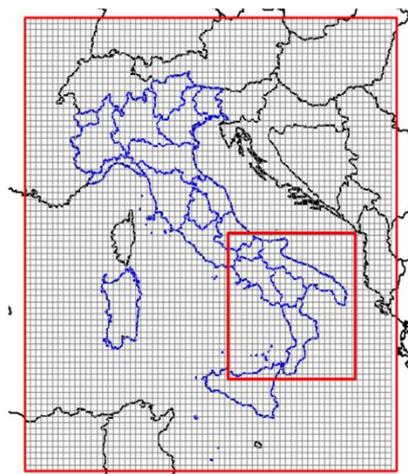


Figura 78. Dominio nazionale (risoluzione $20 \text{ km} \times 20 \text{ km}$) e dominio macroregionale del sud Italia (risoluzione $4 \text{ km} \times 4 \text{ km}$) del sistema modellistico atmosferico di MINNI

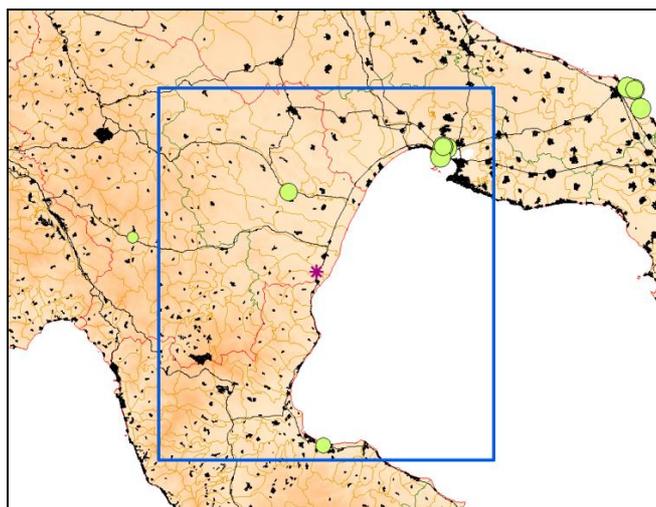


Figura 79. Dominio utilizzato per le simulazioni ad alta risoluzione (1 km x 1 km, cornice blu).
 oltre alla rete stradale principale ed ai limiti comunali, sono indicati il sito di Trisaia (asterisco viola)
 ed i principali impianti industriali dell'area (cerchi verdi)

Il dominio utilizzato per le simulazioni ad alta risoluzione, denominato da qui in avanti "TR", è illustrato in Figura 79, dove l'asterisco viola identifica il sito di Trisaia. Tale dominio è stato scelto in modo da includere l'area urbana di Taranto ed i principali impianti industriali della zona (cerchi verdi).

Le simulazioni alle risoluzioni più elevate, sui domini SI e TR, sono state condotte mediante *nesting* dai campi rispettivamente a 20 km e 4 km. Il *nesting* non è stato fatto *on-line*, bensì sono stati dapprima prodotti i campi e poi ri-mappati alle scale più piccole per fornire le condizioni iniziali ed al contorno a tali scale.

2.A.1 Osservazioni sperimentali e campi meteorologici di MINNI

Prima di effettuare il confronto con i dati meteorologici specificatamente raccolti durante la campagna sperimentale, i campi simulati sono stati valutati anche attraverso il confronto con altre osservazioni indipendenti a disposizione. Ad es. in Figura 80 sono presentati i campi di temperatura medi mensili simulati per i due mesi della campagna sperimentale alle tre diverse risoluzioni. Su ciascuna delle mappe sono presentati i corrispondenti valori medi misurati riferiti alle statistiche meteorologiche rese disponibili da ISPRA attraverso il sistema SCIA (dati puntuali forniti nella stessa scala di colori).

In tutti e tre i casi viene correttamente riprodotto il generale aumento delle temperature da maggio a giugno. Inoltre, come atteso, all'aumentare della risoluzione e quindi della capacità di risolvere l'orografia, vengono generalmente meglio riprodotti gli effetti di variazione legati alla quota (ad esempio la diminuzione delle temperature sui rilievi) e aumenta la capacità di differenziare punti vicini ma in condizioni orografiche differenti. D'altra parte il run ad alta risoluzione presenta peggiori prestazioni lungo la costa, dove produce una generale sottostima delle temperature.

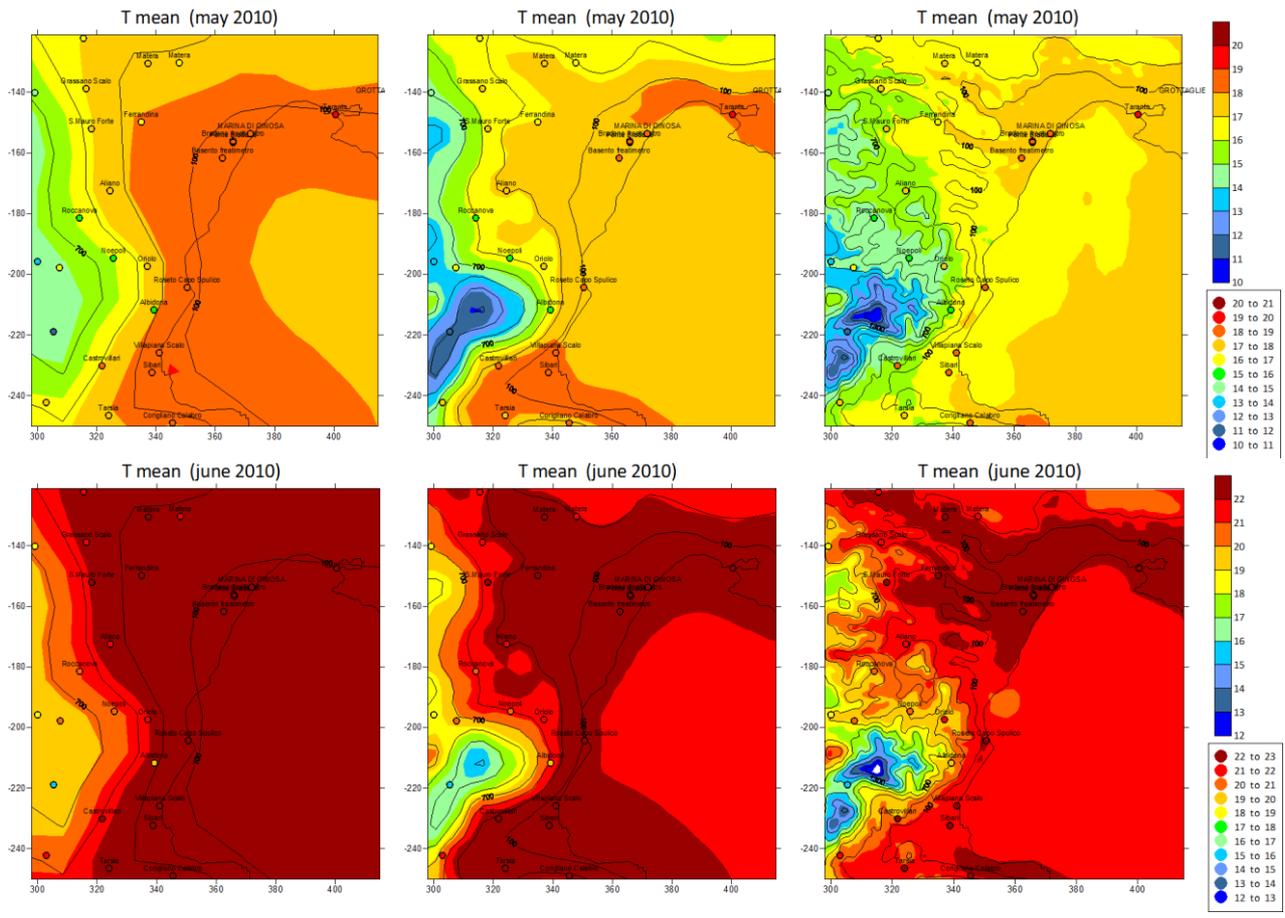


Figura 80. Campo di temperatura media (°C) a maggio (in alto) e a giugno (in basso) alle diverse risoluzioni: 20 km x 20 km (sinistra), 4 km x 4 km (centro), 1 km x 1 km (destra)

Una validazione più approfondita dei campi al suolo di Temperatura, Umidità Relativa ed Intensità del Vento è stata effettuata tramite il confronto con i dati orari forniti dalle postazioni della Rete Meteorologica della Basilicata.

In Figura 81 vengono presentati, sempre per la Temperatura, i valori ottenuti per l'Index of Agreement (IOA), uno dei tre indici suggeriti come criteri di performances, relativamente alla Temperatura, da Emery et al., 2001 (lavoro citato anche nell'ambito delle attuali iniziative di FAIRMODE).

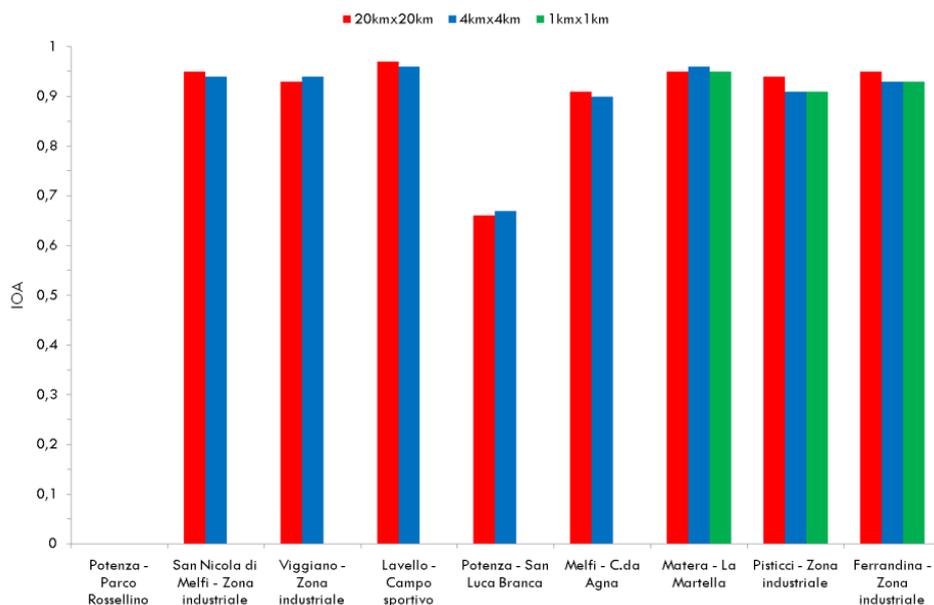


Figura 81. Index Of Agreement-IOA calcolato confrontando i dati orari di temperatura simulati alle tre risoluzioni con i corrispondenti misurati nelle stazioni della Rete Meteorologica della Basilicata

Le performance modellistiche si presentano nel complesso buone a tutte e tre le risoluzioni. In particolare l'IOA è superiore a 0.8 (criterio di performance suggerito da Emery) su tutte le stazioni ad eccezione di Potenza-San Luca Branca; l'analisi delle serie temporali per tale stazione ha evidenziato una disponibilità di dati sperimentali per soli pochi giorni (i primi 4 giorni di maggio e gli ultimi 3 giorni di giugno) e ciò rende meno rappresentativo il confronto ed è probabilmente causa della degradazione delle prestazioni. Ulteriori elaborazioni ed indici statistici sono stati costruiti sia per la temperatura che gli altri campi al suolo di Umidità Relativa ed Intensità del Vento.

Durante l'intera campagna sperimentale sono stati misurati, dal gruppo sperimentale di ENEA UTVALAMB-AIR, i principali parametri meteorologici al suolo (temperatura, umidità relativa, pressione, radiazione globale, pioggia, velocità e direzione del vento) da una stazione meteorologica automatica (VAISALA MAWS100), che è stata posizionata a 2 m dal suolo, in prossimità della strumentazione adibita all'analisi della qualità dell'aria. I parametri meteorologici sono stati acquisiti con una risoluzione temporale di 10 minuti e sono stati mediati sull'ora per il confronto con i corrispondenti dati simulati.

L'analisi delle intere serie temporali dei due mesi di campagna sperimentale (Figura 82) consente di approfondire alcuni aspetti desunti dal confronto statistico qui non riportato. In particolare si può osservare che la sovrastima media per la simulazione a 20 km x 20 km di risoluzione interessa molto spesso i valori massimi giornalieri, anche se vi sono anche molti casi di sovrastima dei minimi (come ad esempio nella settimana dall'8 al 15 giugno).

Le serie temporali relative alla simulazione a 1 km x 1 km sono complessivamente spostate verso valori più bassi. In generale si osserva quindi per le simulazioni ad alta risoluzione una sottostima dei valori massimi e una correzione della sovrastima dei minimi (come ad esempio durante la già citata settimana dall'8 al 15 giugno) che porta però talvolta ad una sottostima degli stessi.

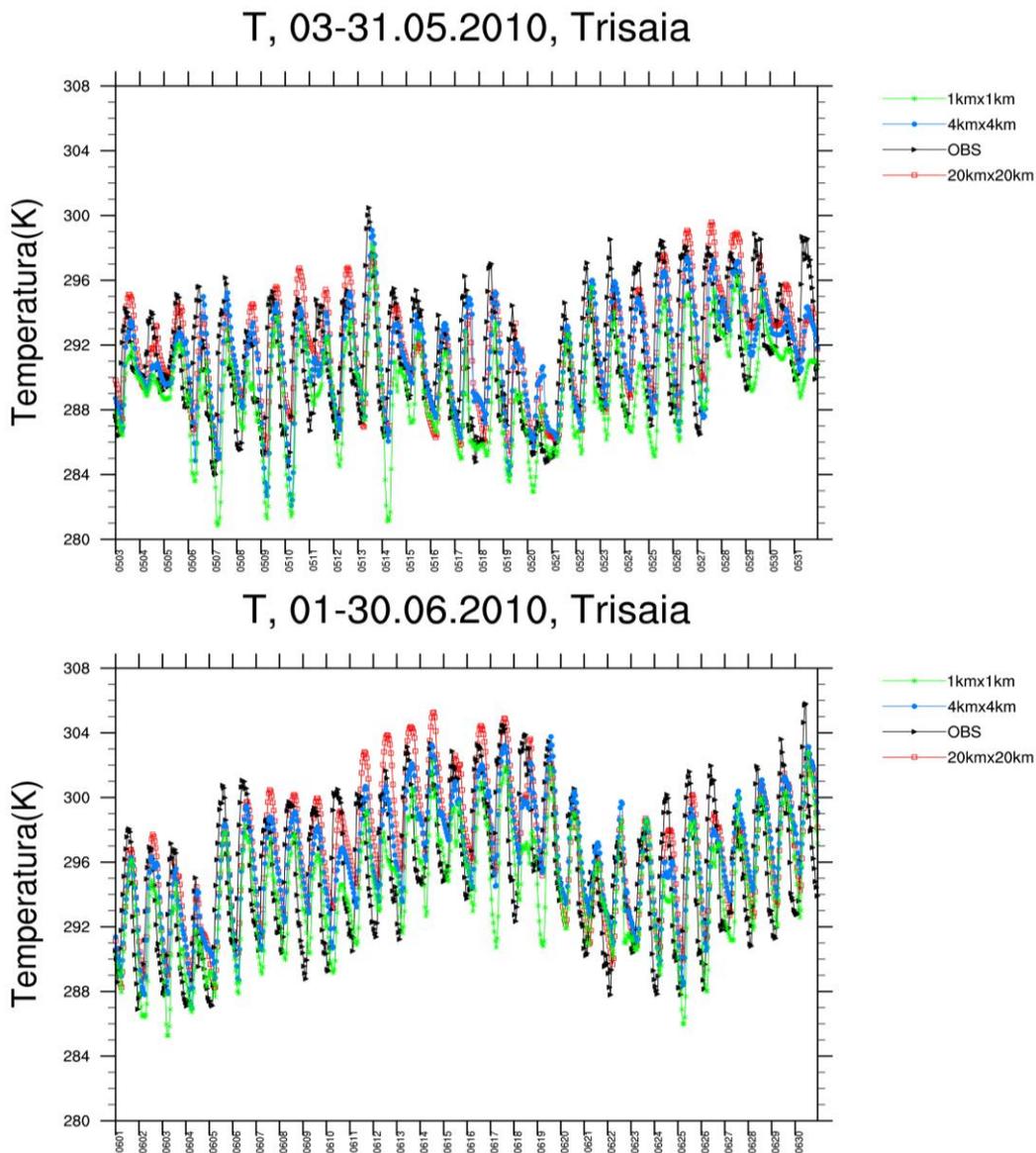


Figura 82. Confronto tra gli andamenti temporali dei dati orari di Temperatura simulati alle tre risoluzioni e i corrispondenti valori misurati a Trisaia

Le medesime analisi sui campi di intensità del vento sono state arricchite anche da un'analisi delle rose del vento. Allo scopo di meglio interpretare i dati di qualità dell'aria misurati sono stati identificati tre sotto-periodi caratterizzati da condizioni anemologiche omogenee che hanno evidenziato come la simulazione ad alta risoluzione non porta a particolari miglioramenti della descrizione del regime sinottico, a parte una lieve riduzione della sovrastima dell'intensità del vento.

Significativi miglioramenti si osservano invece nella descrizione del regime di brezza Terra-Mare che non è ricostruito sufficientemente bene alle basse risoluzioni, mentre lo è ad alta risoluzione.

Ulteriore importante opportunità di verifica delle prestazioni del modello è stata offerta dai profili di Temperatura e Umidità rilevati dal radiometro HATPRO (dal 7 maggio al 2 luglio 2010) con risoluzione temporale inferiore all'ora e fino a quote rispettivamente di 2 km e di 10 km.

L'analisi dei dati sperimentali raccolti, effettuata da UTMEA-TER tenendo conto anche delle osservazioni effettuate dal LIDAR del Dipartimento di Fisica dell'Università di Roma "La Sapienza", ha suggerito di dividere la campagna in 5 periodi caratterizzati da diverse situazioni meteorologiche. La prima decade di Giugno è il periodo che mostra la maggior presenza di cielo sereno durante l'intera campagna, ed è caratterizzato da frequenti inversioni termiche che sono uno dei fenomeni meteorologici che maggiormente influenzano la qualità dell'aria.

I valori dei profili misurati, avendo risoluzione temporale inferiore all'ora, sono stati mediati sull'ora per confrontarli con i corrispondenti profili simulati.

L'analisi dei risultati presentati in Figure 83 e 84 mostra le ottime capacità del modello nel riprodurre l'evoluzione temporale dei profili di Temperatura e di Umidità.

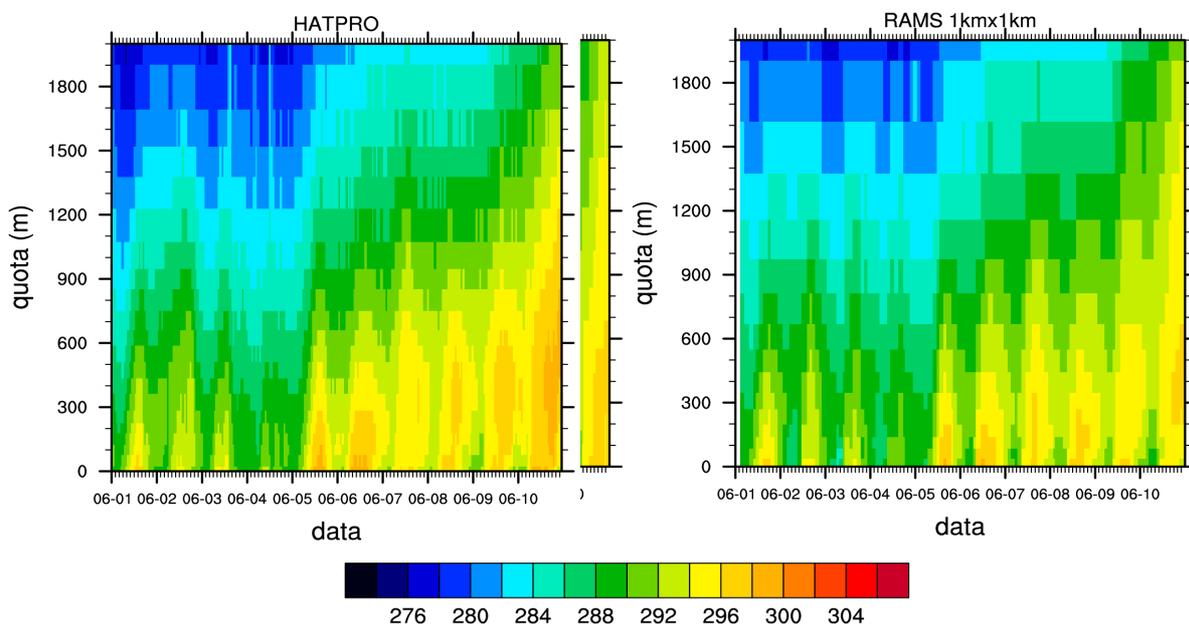


Figura 83. Evoluzione temporale del profilo di Temperatura (K) fino a 2 km di quota. Confronto dei valori misurati dal radiometro HATPRO durante la decade 1-10 giugno 2010, con i corrispondenti valori simulati dal modello meteorologico di MINNI, alla risoluzione spaziale di 1 km x 1 km

Per quel che riguarda la Temperatura (Figura 83) il modello riproduce molto bene sia l'andamento temporale sia la variazione con la quota. In particolare anche il modello riproduce molto bene le temperature più basse dei primi giorni, soprattutto quelle della giornata del 4 giugno, quando, anche in corrispondenza con la presenza di nubi (Figura 84), le temperature non hanno superato i 288 °K.

Dal 7 giugno le misure mettono in evidenza frequenti inversioni termiche accompagnate negli ultimi due giorni da bassi valori di umidità relativa nei bassi strati (Figura 84). Queste inversioni termiche non vengono riprodotte adeguatamente dal modello che presenta solo alcune inversioni notturne (verde scuro in basso) e l'inversione in quota dell'ultimo giorno, che risulta però più debole di quella misurata.

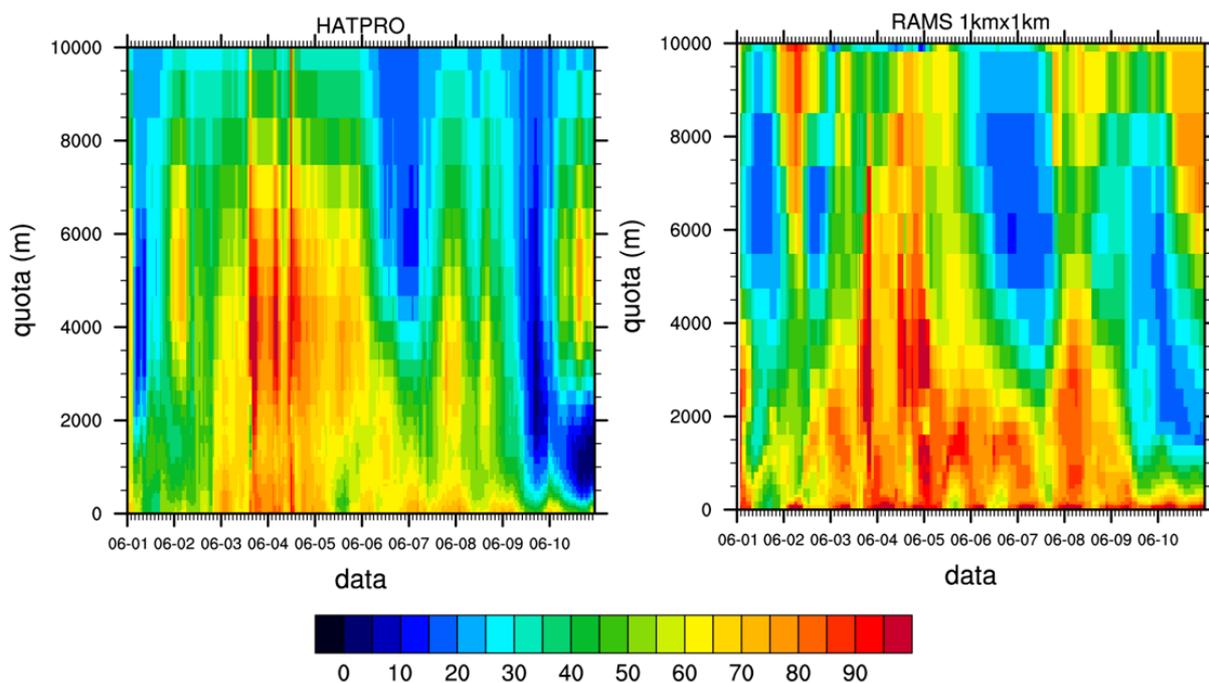


Figura 84. Evoluzione temporale del profilo di Umidità relativa (%) fino a 10 km di quota. Confronto dei valori misurati dal radiometro HATPRO durante la decade 1-10 giugno 2010, con i corrispondenti valori simulati dal modello meteorologico di MINNI, alla risoluzione spaziale di 1 km x 1 km

Anche i profili di umidità relativa (Figura 84) vengono riprodotti sufficientemente bene dal modello. In particolare, in accordo con le misure, il modello mostra l'arrivo di masse d'aria relativamente secca sia tra il 6 e il 7 giugno (in quota, al di sopra di 4 km) sia durante gli ultimi due giorni (nei bassi strati). Durante questa decade, caratterizzata prevalentemente da condizioni di cielo sereno, le osservazioni evidenziano dal 3 al 5 giugno giornate più umide con presenza di nubi (umidità=100%) a 4 km di quota, correttamente riprodotte dal modello.

Confronti sono stati effettuati anche con i profili di Vento misurati da un SODAR Doppler triassiale che ha raccolto dati con risoluzione temporale inferiore all'ora e con un range di osservazione che si estende da circa 40 m fino a circa 800 m di quota, con risoluzione verticale massima di 7.5 m. L'evoluzione temporale dei profili di Velocità del Vento è riprodotta bene a tutte e tre le risoluzioni, ma in particolare all'alta risoluzione che riesce spesso a ricostruire *features* non riprodotte a bassa risoluzione. Anche in quota quindi si conferma, nel passaggio ad alta risoluzione, il chiaro miglioramento delle prestazioni modellistiche nel riprodurre i campi di Velocità del Vento.

Infine i dati meteorologici raccolti a bordo del velivolo ultraleggero ENDURO_KIT hanno consentito di effettuare, a titolo di *case study*, un confronto tra profili misurati in situazioni orografiche differenti. Sono apparse evidenti, in generale, le significative differenze tra i profili rappresentativi dell'entroterra e quelli osservati sulla costa o a Trisaia, sufficientemente vicino al mare. Tali differenze sono, in generale, ben riprodotte anche nei profili simulati. Le simulazioni non sono invece riuscite a riprodurre adeguatamente le differenze tra i profili ricostruiti sulla costa e quelli ricostruiti a Trisaia. Il sito di Trisaia globalmente sembrerebbe essere stato trattato come punto di costa. Ne segue, dal confronto con i valori misurati, che mentre le prestazioni sono buone sulla costa, a Trisaia si evidenzia una generale sottostima della temperatura e una sovrastima dell'umidità.

2.A.2 Osservazioni sperimentali e campi di concentrazione di MINNI

Le simulazioni del caso di studio di Trisaia sono state state costruite per testare con le osservazioni sperimentali diverse configurazioni del modello. Prima di guardare i confronti simulazioni/osservazioni è opportuno dare conto anche delle diverse configurazioni in input delle emissioni, secondo elemento fondamentale insieme alla meteorologia di cui si è parlato nel paragrafo precedente.

I setup emissivi, per tutte le risoluzioni 20x20, 4x4, 1x1 km², hanno utilizzato sia la “speciazione” secondo lo schema chimico SAPRC90 che, in alternativa, lo schema SAPRC99 e, per quanto riguarda le emissioni biogeniche, sono stati riferiti sia all’inventario nazionale ISPRA (e al Global Emission Inventory Activity - GEIA, www.geiacenter.org per le emissioni estere) sia in alternativa al modello MEGAN. Pertanto sono stati utilizzati 3 setup emissivi:

- Schema chimico SAPRC90 con emissioni biogeniche da inventario nazionale ed estero;
- Schema chimico SAPRC99 con emissioni biogeniche da inventario nazionale ed estero;
- Schema chimico SAPRC99 con emissioni biogeniche da modulo MEGAN integrato in MINNI.

Le differenze principali fra i setup emissivi riguardano la speciazione dei NMVOC mentre hanno in comune la speciazione degli NO_x, SO_x e del PM, sia di origine antropica che terrigena e marina.

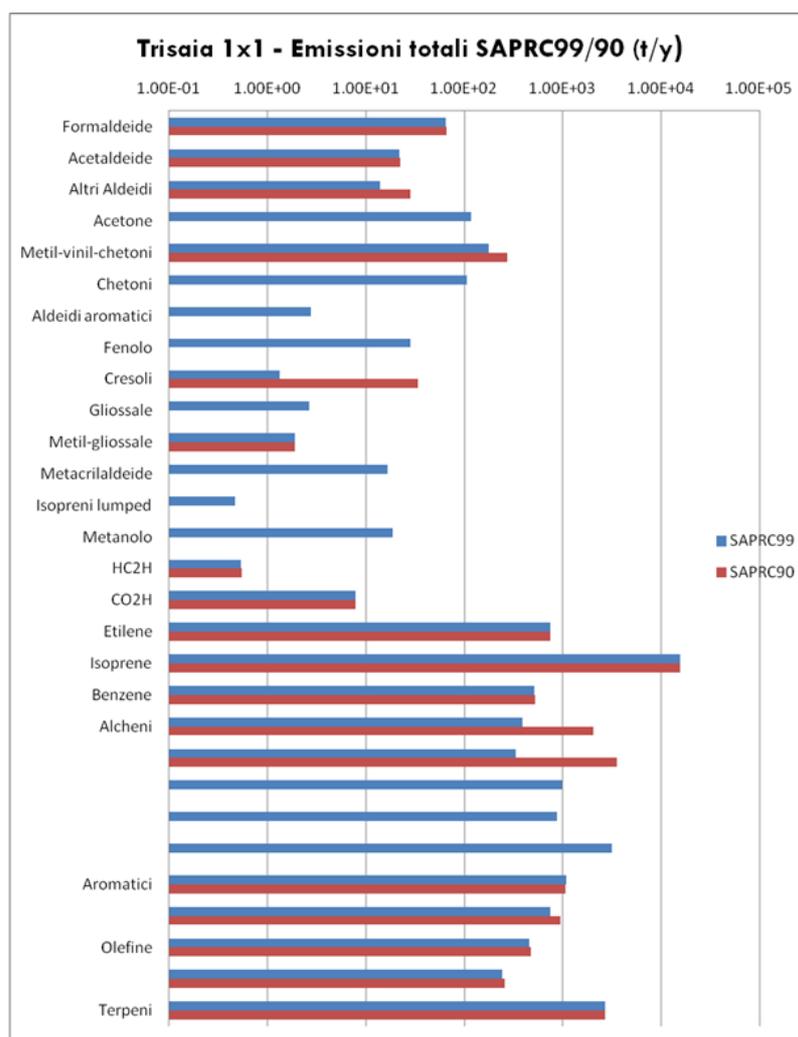


Figura 85. Dominio TR (1 km). Speciazione dei NMVOC. Totali per SAPRC99 e SAPRC90 integrati sul dominio di calcolo e mediati nel periodo 1 maggio-30 giugno 2010

In Figura 85 si può osservare che lo schema SAPRC99 presenta, nella speciazione dei NMVOC, un numero maggiore di specie (32) rispetto a SAPRC90 (20) ma, in sostanza, la stessa quantità di NMVOC emessa viene suddivisa in modo differente. In particolare in SAPRC99 vengono aggiunte specie fra i chetoni, gli aldeidi, gli alcheni, gli isopreni oltre al metanolo, acetone e dei fenoli mentre nella speciazione di isoprene e terpeni non si riscontrano differenze apprezzabili fra i due schemi.

In Figura 86 sono invece confrontati i totali emissivi dei NMVOC speciati secondo quanto riportato nell'inventario delle emissioni ISPRA (SNAP 11) e quanto calcolato con il modello MEGAN. È evidente che l'utilizzo di MEGAN produce una quantità maggiore delle specie biogeniche, ad eccezione degli aromatici che però risultano di due ordini di grandezza inferiori all'isoprene. Va considerato inoltre che il modello MEGAN fornisce in realtà molte altre specie in più rispetto a SNAP11 risultando, quindi, un modello diverso anche qualitativamente, oltre che quantitativamente. Per entrambi gli approcci, comunque, il livello generale di isoprene e terpeni è molto più alto delle altre variabili prese in considerazione.

La distribuzione spaziale di isoprene e terpeni nelle mappe, rispettivamente nelle Figure 87 e 88 della pagina successiva, riflette quanto evidenziato nei grafici delle emissioni totali: SNAP11 calcola generalmente un livello di emissioni inferiore di quanto faccia il modello MEGAN, anche se questa differenza risulta spazialmente distribuita in modo articolato, per cui in alcune zone può non esserci alcuna differenza o avvenire che SNAP11 produce più emissioni di MEGAN. Questo va considerato quando si confrontano i risultati di FARM con le osservazioni che si riferiscono ad un punto del dominio ben preciso. Considerando l'importanza che i VOC hanno nella determinazione delle concentrazioni di ozono e particolato, il contributo dei VOC biogenici calcolato con uno dei due modelli avrà un peso sensibilmente diverso.

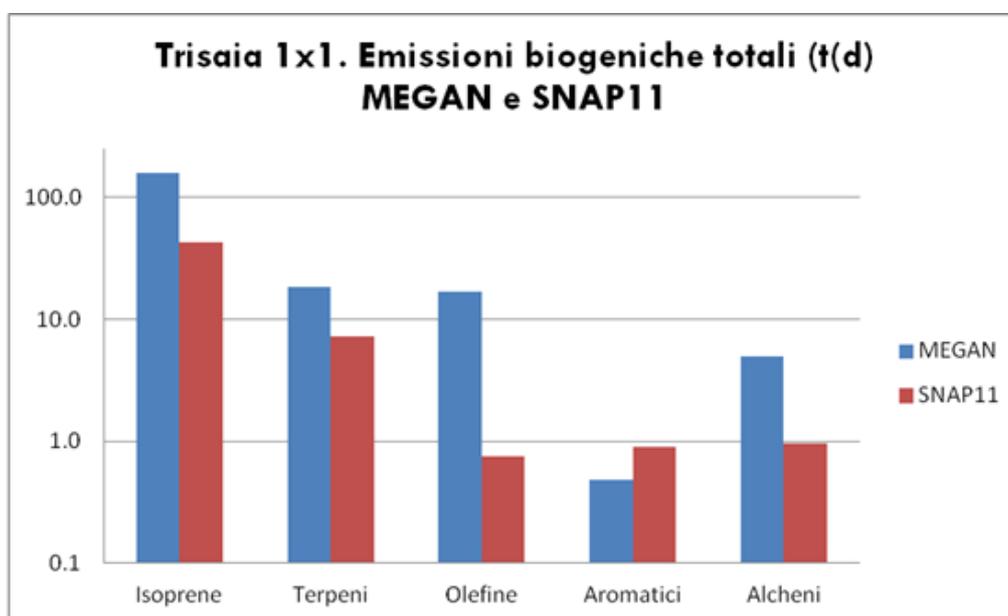


Figura 86. Confronto MEGAN/SNAP11, emissioni totali (integrate nel dominio e mediate nell'intervallo temporale 1 maggio-30 giugno) dei composti più importanti. Dominio IT 20x20

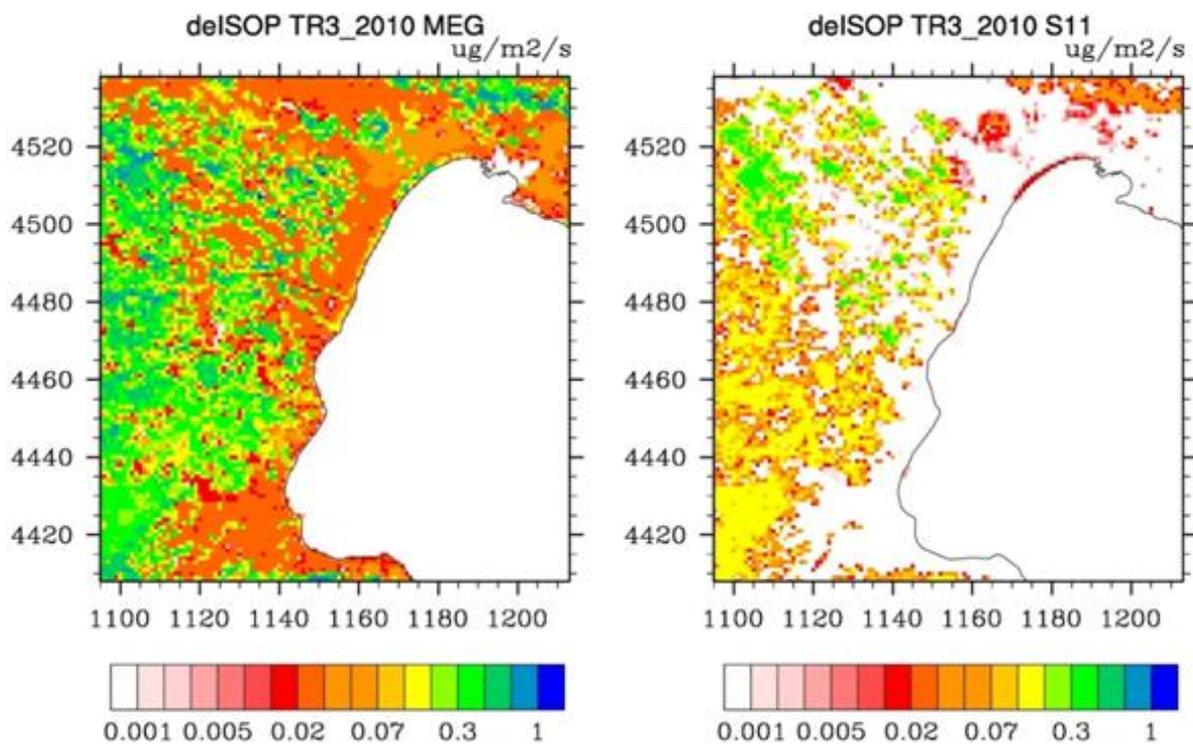


Figura 87. Dominio TR (1 km). Confronto fra emissioni biogeniche di isoprene dal modello MEGAN (MEG- a sinistra) e da inventario nazionale (S11 - a destra).
Valori mediati nel periodo 1 maggio-30 giugno 2010

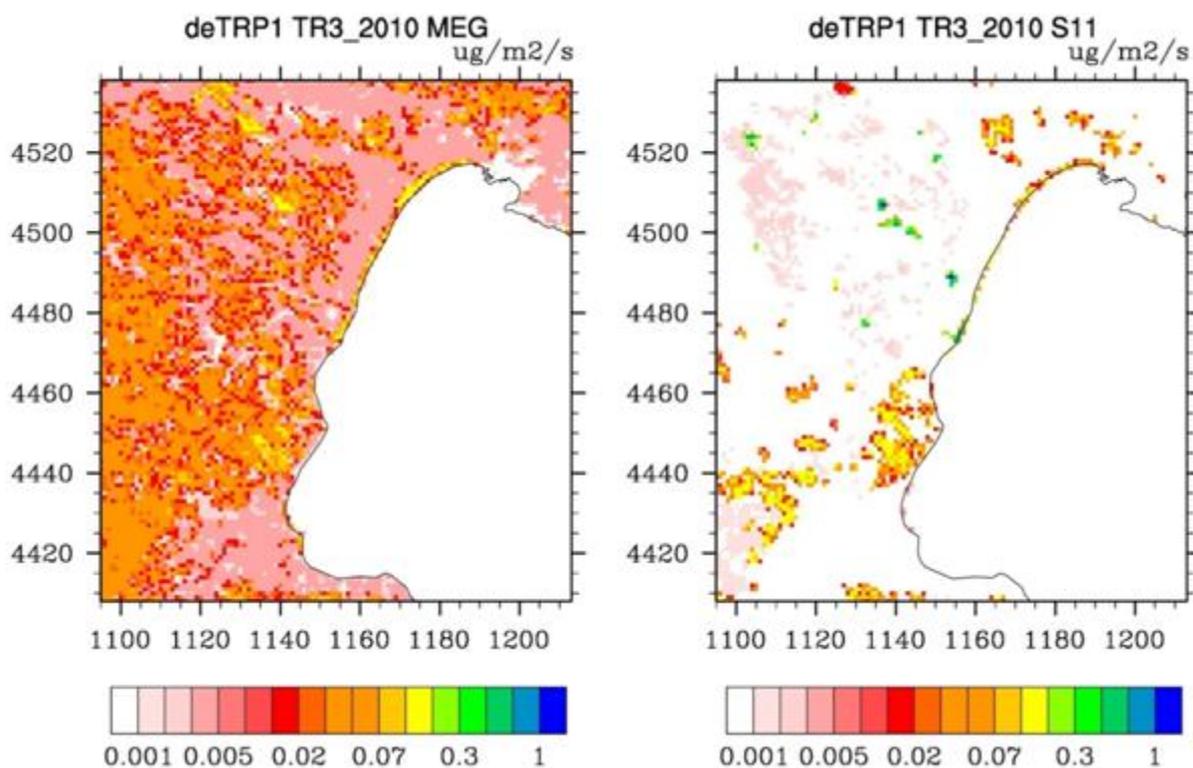


Figura 88. Dominio TR (1 km). Confronto fra emissioni biogeniche di terpeni dal modello MEGAN (MEG- a sinistra) e da inventario nazionale (S11 - a destra).
Valori mediati nel periodo 1 maggio-30 giugno 2010

Per quanto riguarda le emissioni antropogeniche e le emissioni di origine terrigena e marina, nel passaggio da SAPRC90 a SAPRC99 le specie chimiche passano da 39 a 54; a queste si aggiungono le specie in emissione calcolate dal modulo SURFPRO.

La specazione del PM è tuttavia comune nei due schemi chimici e così pure la specazione degli ossidi di azoto e zolfo (NO_x e SO_x). Parallelamente al passaggio a SAPRC99 è stata però aggiunta in FARM la possibilità di elaborare oltre alla frazione grossolana del sale marino anche quella fine, la cui produzione viene stimata dal modello durante la simulazione utilizzando la parametrizzazione descritta in Zhang et al. (2005). Seguendo tale schema, il meccanismo chimico calcola le emissioni di frazione grossolana e fine del sale marino a partire principalmente da variabili meteorologiche quali la velocità del vento e l'umidità relativa.

Passiamo ora da illustrare alcuni confronti effettuati tra le concentrazioni modellate e quelle misurate nel sito di Trisaia durante la campagna di maggio-giugno 2010.

L'impostazione della validazione prevede, per tutte le configurazioni delle simulazioni, una discussione sull'effetto della risoluzione sui campi di concentrazione mediati sui due mesi della campagna. Sono quindi discussi gli andamenti temporali sul punto Trisaia e, infine, analizzate le prestazioni del modello sulle stazioni BRACE.

Per quanto riguarda l'ozono, in Figura 89 si può osservare come l'incremento della risoluzione innalzi quasi ovunque i livelli (colori che cambiano dal giallo al verde), anche su Trisaia. Solo in prossimità dell'area industriale di Taranto e presso quelle di Pisticci e Ferrandina, si notano valori di ozono relativamente più bassi rispetto al resto del dominio. Ciò potrebbe essere legato alle emissioni industriali di NO_x, che portano ad un consumo locale di ozono per effetto della *titration* ($\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$).

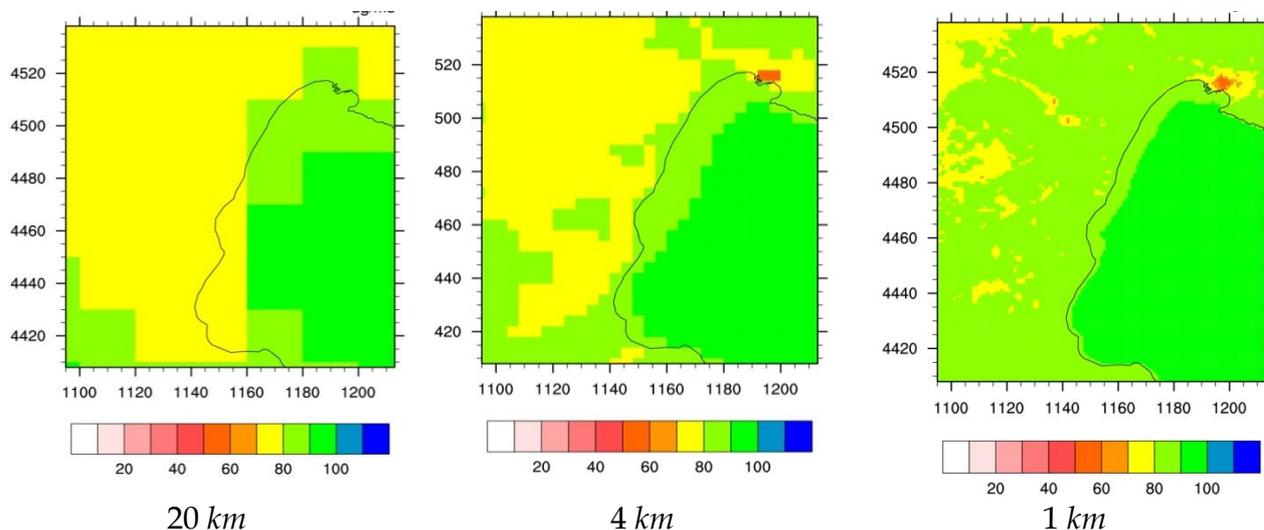


Figura 89. O₃ – SAPRC90: applicazione sul dominio TR alle tre risoluzioni

Nella successiva Figura 90 sono riportate le serie temporali nel sito di Trisaia delle osservazioni (OBS) e delle simulazioni alle scale di 1 km (TR3 in legenda), 4 km (SI3) e 20 km (IT3) riferite al mese di maggio 2010. L'aumento della risoluzione comporta un innalzamento dei valori di ozono di picco calcolati e del valore medio, migliorando qualitativamente l'accordo con le osservazioni. Il ciclo giornaliero appare ben riprodotto dal modello. Lo stesso accade nel mese di luglio.

O3, 01.05.2010-01.06.2010, trisaia

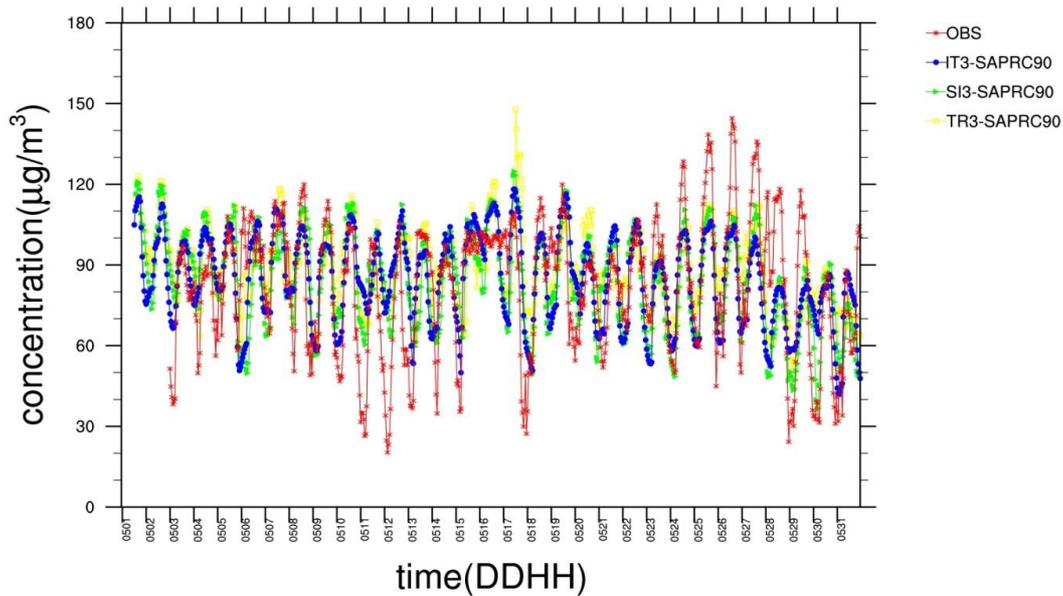


Figura 90. Concentrazioni orarie di O_3 misurate e simulate alle tre risoluzioni spaziali

È stata condotta anche un'analisi statistica della performance del modello mediante l'indicatore Fractional Bias (Figura 91) e ed il diagramma di Taylor (Figura 92), estesa oltre alla stazione di campionamento di Trisaia a tutte le stazioni BRACE presenti nel dominio TR.

La prima permette di concludere che, la stazione Trisaia beneficia di un sostanziale miglioramento nella diminuzione della scala, mentre presso le stazioni industriali rurali di Firmo e Saracena FARM produce invece una sovrastima dell'ozono alla risoluzione di 1 km. Non ci sono sostanziali miglioramenti con la risoluzione nelle stazioni dell'area suburbana di Taranto (Talsano e Statte). Le stazioni rurali di Trisaia e Firmo sono quelle che hanno il FB più basso. L'analisi del diagramma di Taylor indica elevate correlazioni per Talsano e Trisaia ed una generale buona riproduzione delle oscillazioni giornaliere (sigma). Gli indici di correlazione sono buoni per gran parte delle stazioni, compresi prevalentemente nel raggio 0.3-0.6, con il valore massimo di 0.6 per Trisaia e Talsano.

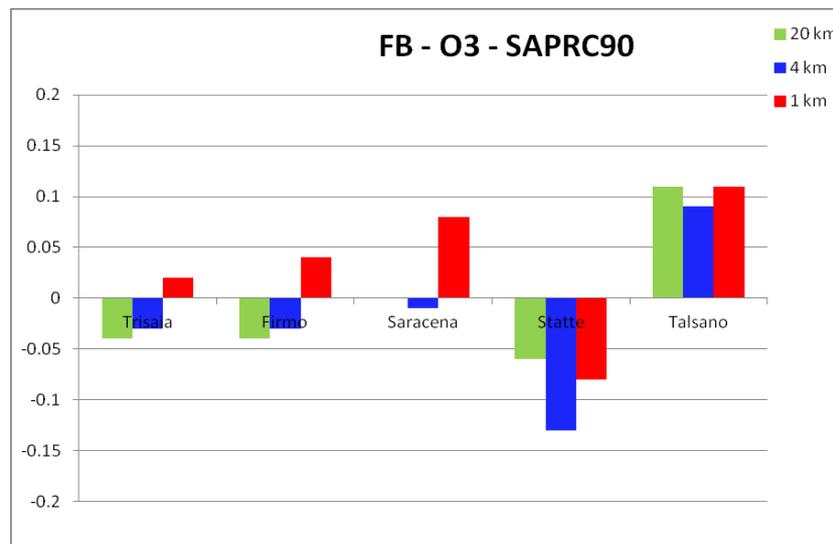


Figura 91. O_3 - SAPRC90: fractional bias (FB) calcolato su Trisaia e le stazioni BRACE

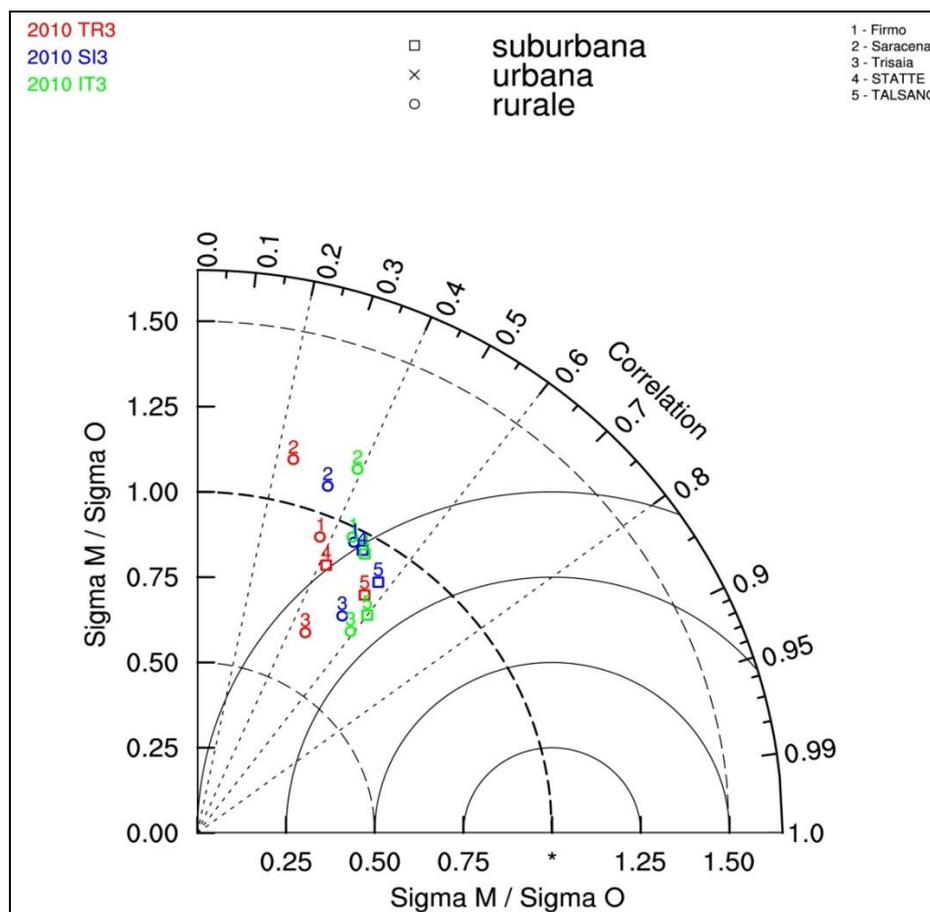


Figura 92. O₃ – SAPRC90: Diagramma di Taylor per Trisaia e le stazioni BRACE del dominio TR

Analoghe considerazioni possono essere fatte anche per l'NO₂ (Figura 93), in particolare sul notevole incremento nella definizione del campo di concentrazioni alla risoluzione di 1 km; gran parte delle emissioni è concentrata nell'area di Taranto e ciò dà luogo a concentrazioni di un certo rilievo solo in quest'area. Nel sito di Trisaia si osservano basse concentrazioni medie di NO₂, inferiori a 4 µg/m³.

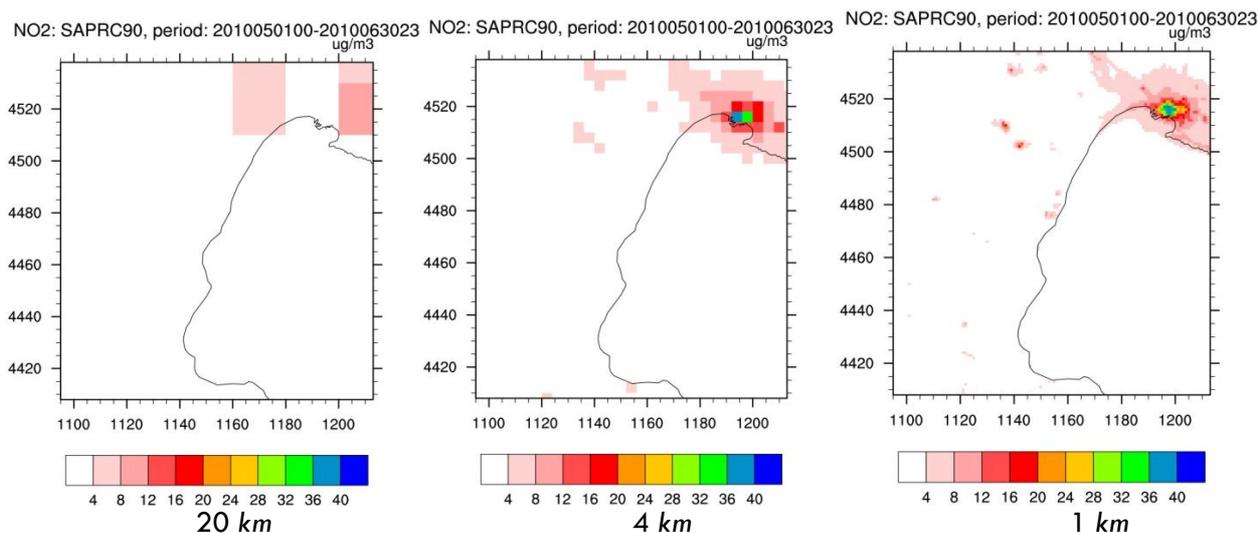


Figura 93. NO₂ – SAPRC90: applicazione sul dominio TR alle tre risoluzioni

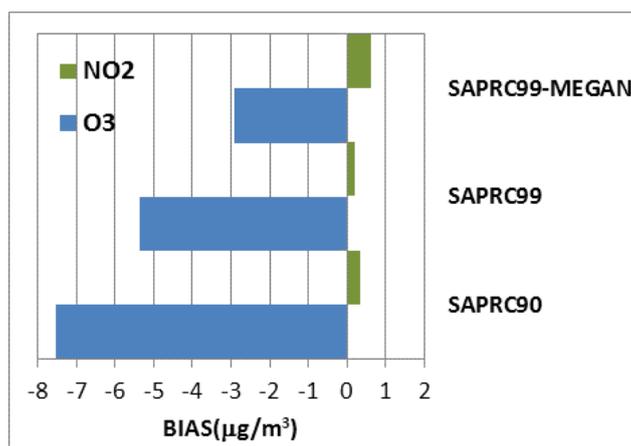


Figura 94. Differenze tra concentrazioni simulate e misurate (BIAS) di O₃, NO₂ con due meccanismi chimici, SAPRC90 e SAPRC99, e con il modello di emissioni biogeniche MEGAN accoppiato al SAPRC99

Per questi inquinanti gassosi, e in particolare per l'ozono tra i cui precursori figurano i NMVOC, l'effetto del passaggio al meccanismo chimico SAPRC99 con e senza MEGAN è sintetizzato in Figura 94. Il SMA di MINNI nella configurazione con SAPRC99 porta a migliorare la simulazione di O₃ e NO₂; le differenze tra concentrazioni simulate ed osservate (BIAS) si riducono del 30% per O₃ e del 50% per NO₂. L'uso del modello di emissioni biogeniche MEGAN migliora ulteriormente la modellazione dell'O₃ ma non dell'NO₂ il cui BIAS resta comunque molto basso, inferiore a 1 µg/m³.

Passiamo ora al confronto tra le concentrazioni di varie specie del particolato atmosferico simulato e misurato.

Le Figure 95 e 96 mostrano la distribuzione spaziale delle concentrazioni medie sui due mesi (maggio e giugno 2010) di PM₁₀ e PM_{2.5} nell'area intorno a Trisaia simulate con risoluzioni spaziali di 20, 4 e 1 km.

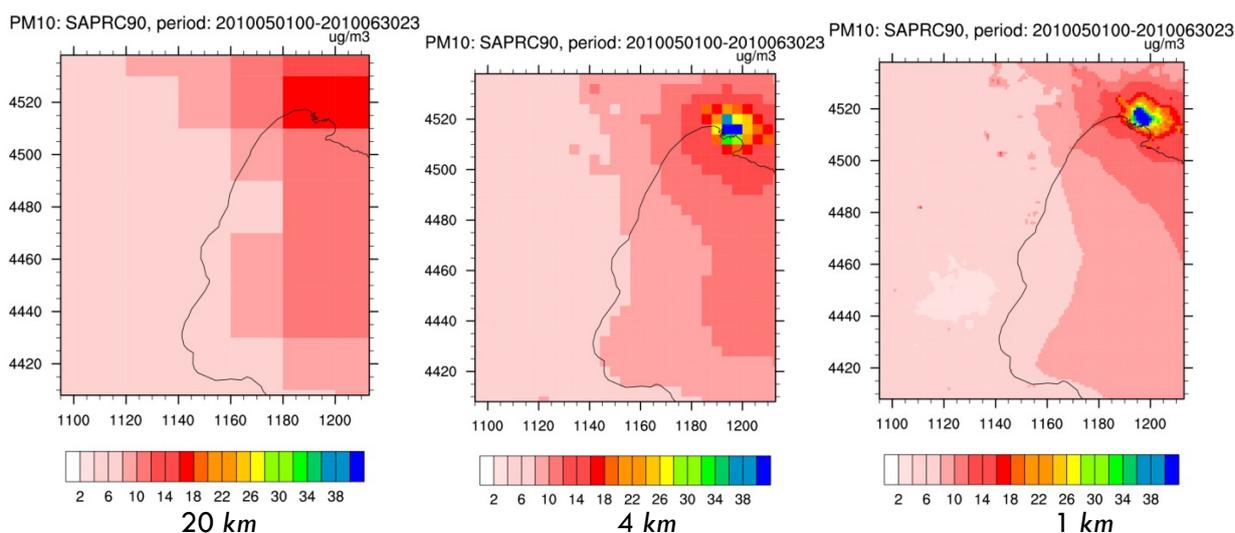


Figura 95. Distribuzioni spaziali delle concentrazioni di PM₁₀ mediate su i due mesi di campagna sperimentale nell'area intorno a Trisaia calcolate per le tre risoluzioni: 20, 4 e 1 km

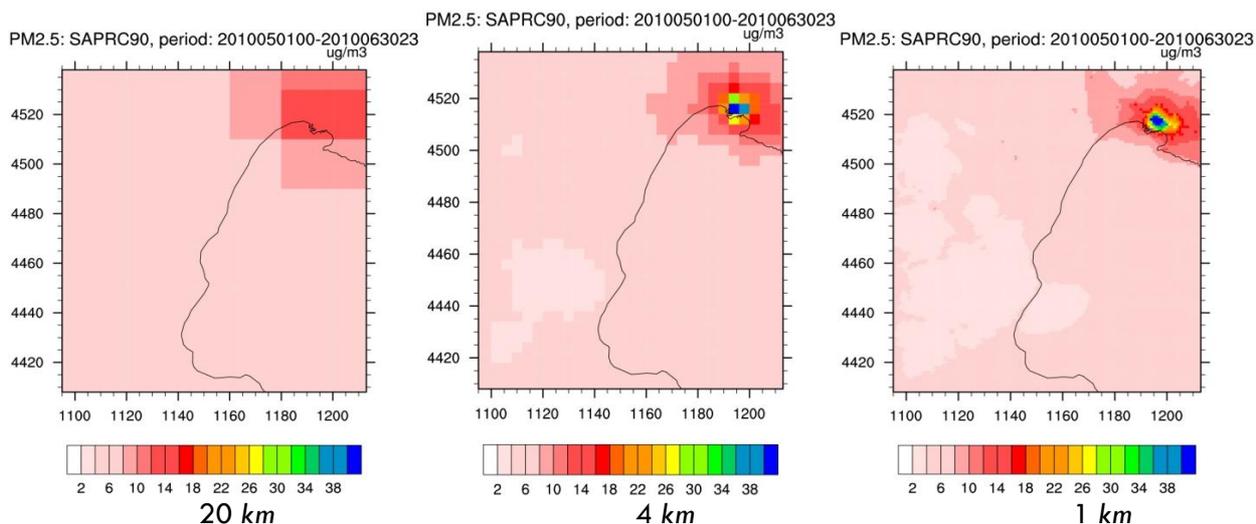


Figura 96. Distribuzioni spaziali delle concentrazioni di PM_{2.5} mediate su i due mesi di campagna sperimentale nell'area intorno a Trisaia calcolate per le tre risoluzioni: 20, 4 e 1 km

È evidente come, all'aumentare della risoluzione, nella area urbana di Taranto aumentino le concentrazioni del particolato e la capacità del modello di descrivere la sua variabilità spaziale. Il PM₁₀ dai 16-18 ug/m³ nella simulazione a 20 km passa ad oltre 40 ug/m³ nelle simulazioni a 4 e 1 km. Risultati simili si osservano anche per il PM_{2.5}. A Trisaia, dove non ci sono forti emissioni locali, l'aumento della risoluzione non ha alcun impatto in termini di concentrazioni medie. Nelle Figure successive sono mostrati confronti tra le concentrazioni di varie specie di aerosol misurati e simulati per le risoluzioni spaziali di 20, 4 e 1 km mostrati nella legenda rispettivamente come IT3, SI3 e TR3.

Le concentrazioni di nitrato (Figura 97) misurate e simulate alle tre risoluzioni spaziali mostrano, per il mese di maggio, che tutte le tre simulazioni sovrastimano le concentrazioni notturne e, spesso, sottostimano quelle giornaliere. TR3 si avvicina di più alle osservazioni mentre IT3 e SI3 predicono concentrazioni molto alte rispetto alle osservazioni.

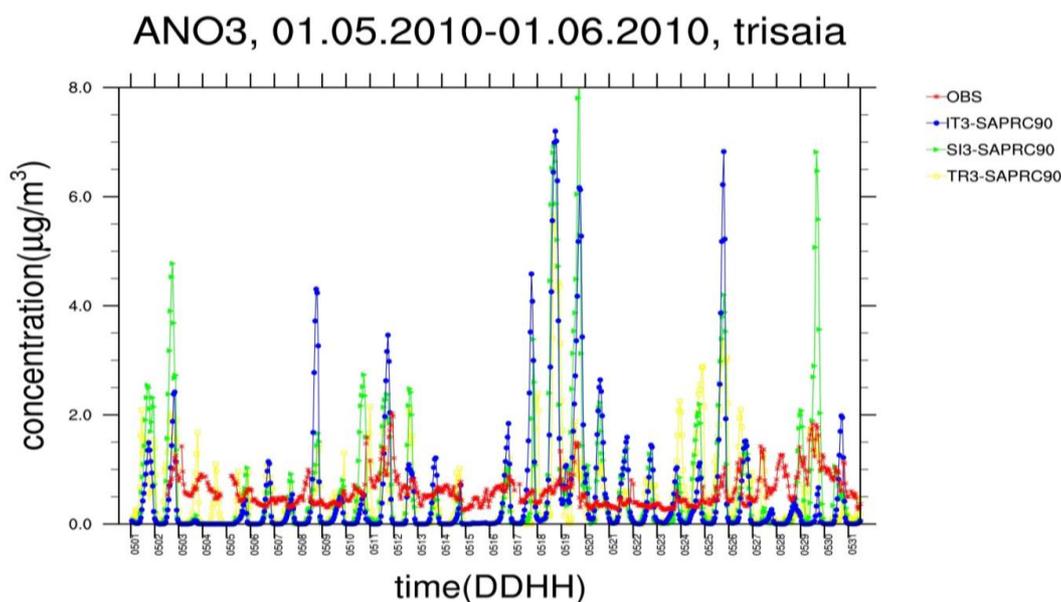


Figura 97. Concentrazioni orarie di nitrato misurate e simulate alle tre risoluzioni spaziali

ASO4, 01.05.2010-01.06.2010, trisaia

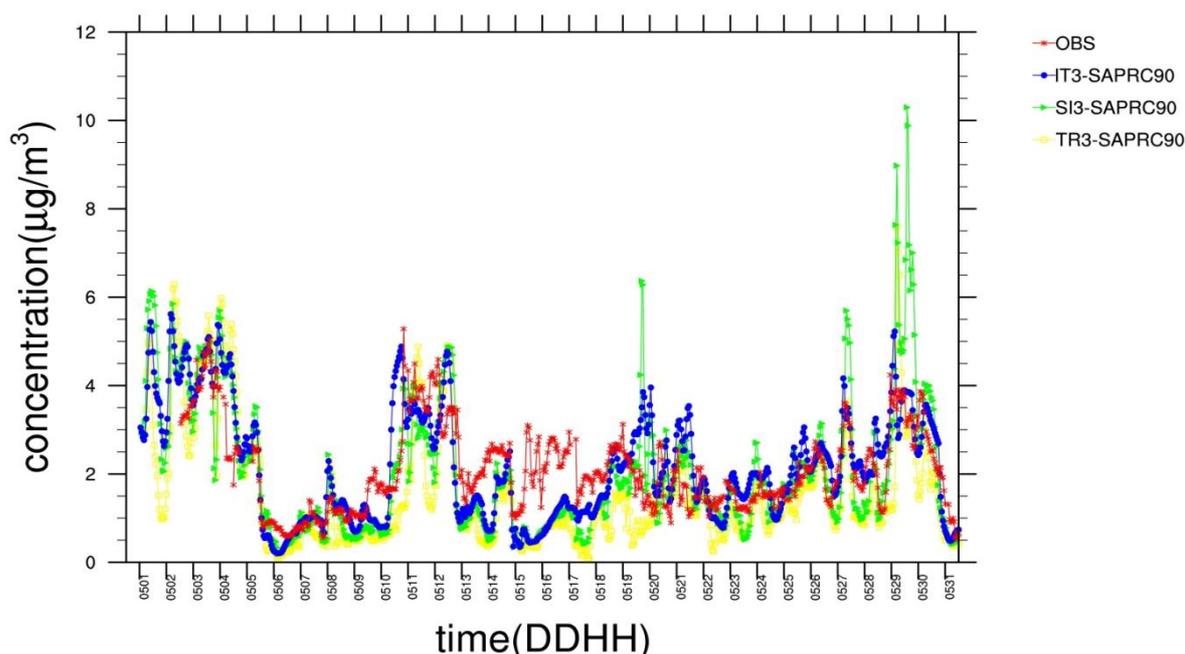


Figura 98. Concentrazioni orarie di solfato misurate e simulate alle tre risoluzioni spaziali

Anche per il solfato (Figura 98) le tre simulazioni mostrano un buon accordo con le osservazioni a parte brevi periodi di sottostima (15-18/05) o di sovrastima (8-13/06). Si nota anche che SI3 sovrastima molto di più rispetto alle altre due simulazioni.

Il confronto tra le concentrazioni di ammonio misurate e simulate alle tre risoluzioni spaziali (sempre per il mese di maggio come esempio, Figura 99) mostra una buona capacità di riproduzione delle concentrazioni misurate e della loro variabilità sia durante il giorno che da un giorno all'altro. La simulazione TR3 riesce a riprodurre massimi di concentrazione che le simulazioni sui domini IT3 ed SI3 non vedono (3-5 maggio). Inoltre, IT3 e SI3 mostrano una elevata sovrastima delle concentrazioni osservate il 18-20 maggio.

ANH4, 01.05.2010-01.06.2010, trisaia

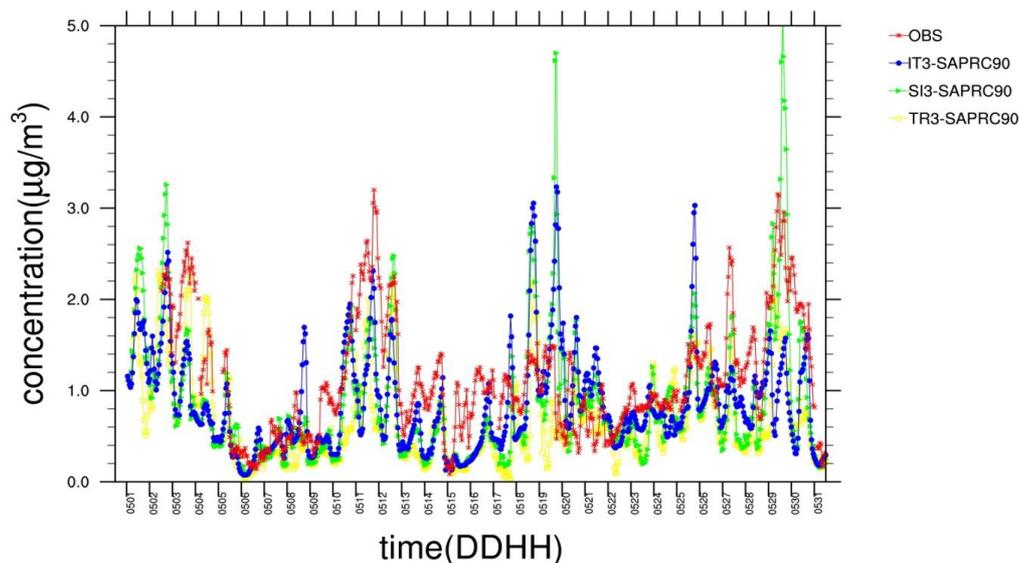


Figura 99. Concentrazioni orarie di ammonio misurate e simulate alle tre risoluzioni spaziali

AORG, 01.05.2010-01.06.2010, trisaia

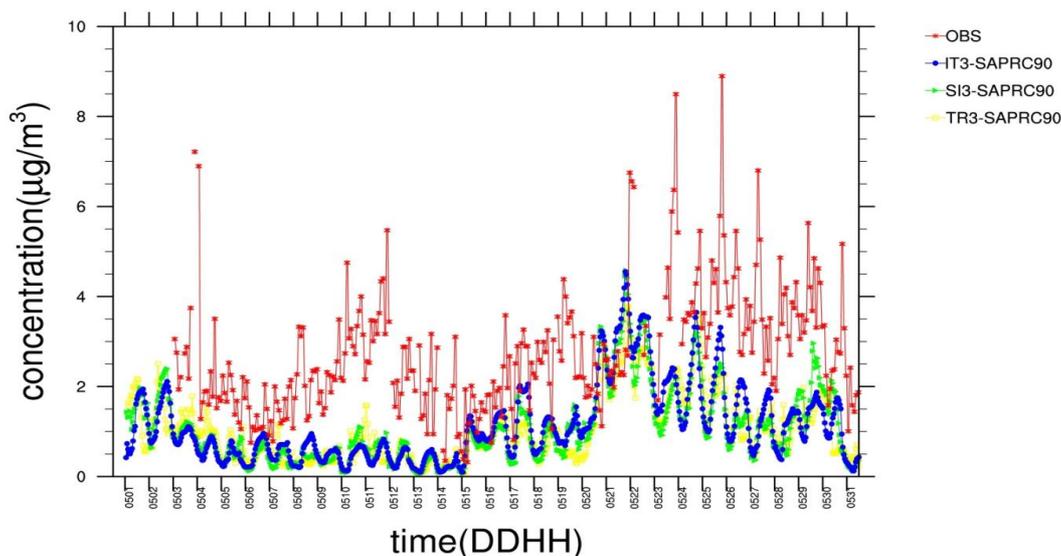


Figura 100. Concentrazioni orarie di aerosol organico misurate e simulate alle tre risoluzioni spaziali

Il comportamento dell'aerosol organico simulato (Figura 100) mostra una prevalente sottostima del dato osservato, tranne che per brevi periodi di sovrastima 21-23/05.

Per quanto riguarda il carbonio elementare, tutte le tre simulazioni sottostimano le osservazioni ma riproducono abbastanza bene l'andamento sia giornaliero che durante il mese. Le fonti di carbonio elementare sono rappresentate da traffico e combustione e, come ci si aspetta per le emissioni antropiche primarie, l'aumento della risoluzione porta all'aumento delle concentrazioni. Comunque, le concentrazioni di carbonio elementare hanno valori molto bassi, caratteristici di siti rurali di fondo (Figura 101).

AEC, 01.05.2010-01.06.2010, trisaia

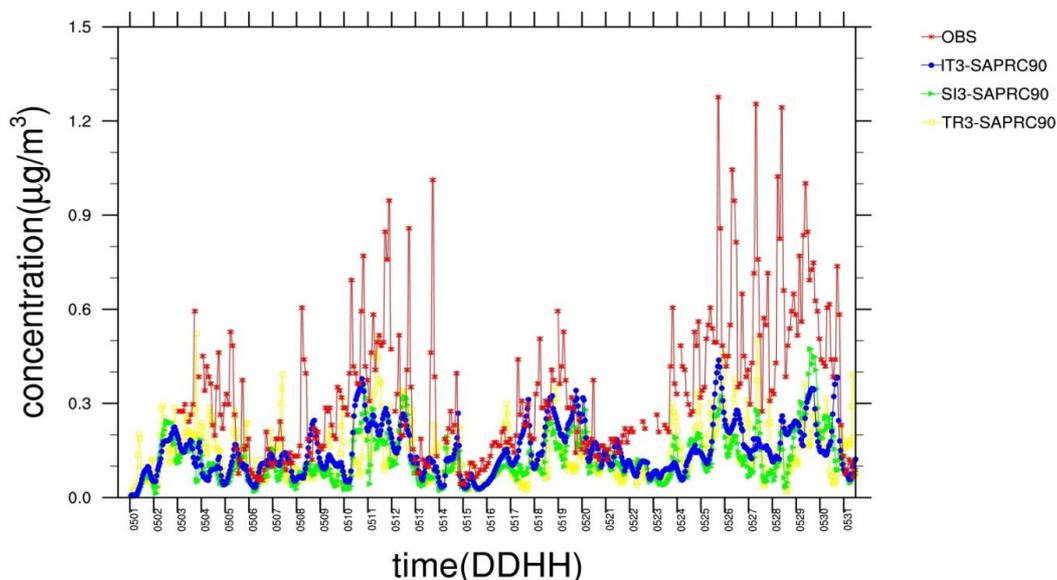


Figura 101. Concentrazioni orarie di carbonio elementare misurate e simulate alle tre risoluzioni spaziali

PM25, 01.05.2010-01.07.2010, trisaia

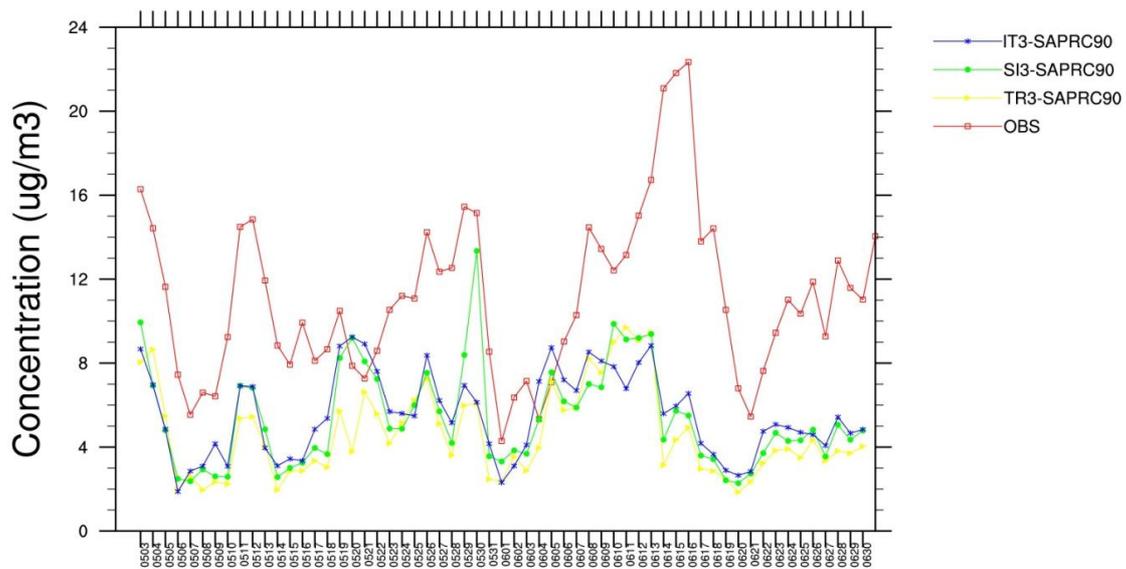


Figura 102. Concentrazioni medie giornaliere di PM2.5 misurate e simulate alle le tre risoluzioni

La Figura 102 mostra il confronto tra le concentrazioni medie giornaliere di PM2.5 misurate e simulate con tre risoluzioni spaziali per il periodo della campagna; tutte le tre simulazioni sottostimano il PM2.5 in generale pur riproducendone bene l'andamento durante i due mesi.

Per capire questa importante sottostima del PM2.5, dato che le Figure precedenti mostrano un buon accordo tra le varie specie dell'aerosol ad eccezione dell'aerosol organico, primario e secondario, e del carbonio elementare che è primario, si è fatto un confronto tra l'aerosol primario non speciato contenuto nel PM2.5 simulato e misurato. Tale confronto ha confermato che la sottostima, con una differenza fino ad un fattore 5 in tutte le risoluzioni, è concentrata proprio nell'aerosol primario non speciato, comprensivo del carbonio elementare e del carbonio organico, che contiene però sia aerosol primario che secondario; questo suggerisce che gli inventari di emissioni antropiche potrebbero essere inadeguati con flussi di emissioni più bassi di quelli reali.

PM10, 01.05.2010-01.07.2010, trisaia

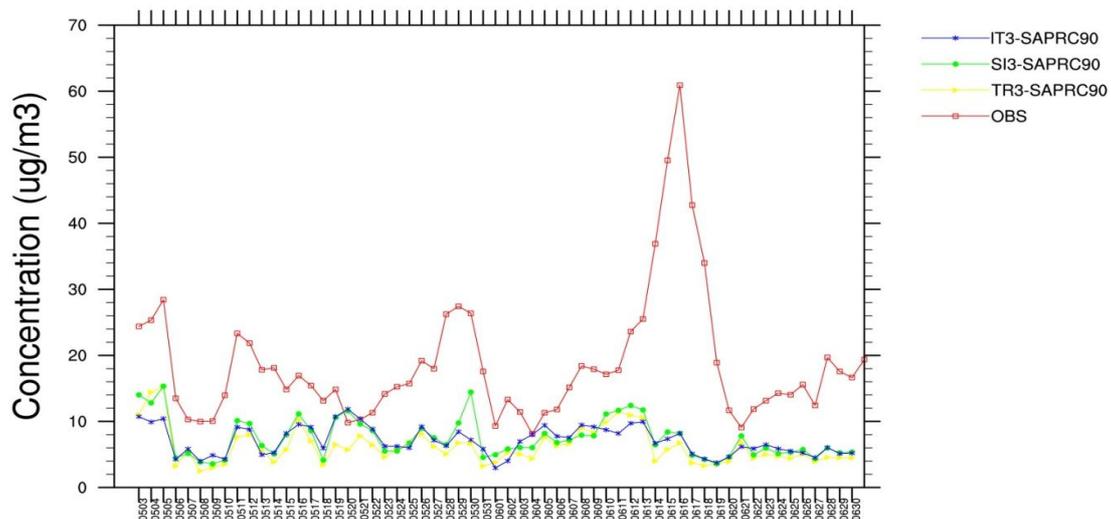


Figura 103. Concentrazioni medie giornaliere di PM10 misurate e simulate alle le tre risoluzioni

La Figura 103 mostra il confronto tra le concentrazioni medie giornaliere di PM_{10} misurate e simulate con tre risoluzioni spaziali per il mese di maggio e rispettivamente giugno. Tutte le tre simulazioni danno risultati simili sottostimando il PM_{10} osservato, soprattutto in giorni in cui sono stati ipotizzati episodi di trasporto di sabbie sahariane.

Tali ipotesi sono confermate (Figura 104 in pagina successiva) dalle immagini *SeaWiFS* (sito web <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/SeaWiFS/>) del bacino Mediterraneo per i giorni 14, 15 e 16 giugno 2010. A causa della copertura nuvolosa, il sud dell'Italia non è visibile nei primi due giorni, ma solo il 16. Tuttavia, il trasporto di polveri dal nord Africa sul bacino centro-orientale del Mediterraneo è ben visibile in tutti e tre i giorni. Le sabbie sahariane sono trasportate verso la Grecia e rientrano sul sud Italia da est.

Per approfondire questo aspetto si è deciso di considerare le polveri sahariane nella simulazione con la configurazione SAPRC90, introducendo le concentrazioni simulate dal modello SKIRON (Spyrou et al, 2010) come condizioni al contorno in FARM. Per accoppiare i due modelli, le concentrazioni corrispondenti ai primi 7 degli 8 bin dimensionali di SKIRON (corrispondenti ai raggi effettivi di 0.15, 0.25, 0.45, 0.78, 1.3, 2.2, 3.8 e 7.1 μm) sono state raggruppate ed assegnate alle concentrazioni di aerosol nell'*accumulation mode* (accumulazione) e *coarse mode* (grossolani), che in FARM corrispondono rispettivamente alle variabili A25J e ASOIL. Si sono eseguite due simulazioni:

- simulazione *accumulation*: con i primi 4 bins nell'*accumulation mode* e i restanti 3 nella *coarse mode*;
- simulazione *coarse*: con i primi 3 bins nell'*accumulation mode* e i restanti 4 nella *coarse mode*.

Nella Figura 105, a pagina 117, è riportato il risultato della simulazione *coarse* sul dominio IT3. Le concentrazioni osservate sono state calcolate come somma delle concentrazioni degli elementi cristallini e minerali misurate in laboratorio o composti derivati da esse (CO_3^{2-} , nssCa, Fe, nssK, nssMg, Mn, Ti, P, Al_2O_3 , SiO_2).

Le misure sono state eseguite su filtri che hanno campionato $PM_{2.5}$ e PM_{10} e, di conseguenza, sono confrontate con le polveri sahariane contenute rispettivamente nelle variabili A25J e ASOIL del modello FARM.

Nella Figura 105 viene evidenziato come l'introduzione delle polveri sahariane nel modello aiuti a riprodurre le osservazioni, sia della frazione fine che grossolana. Si nota che senza considerare il contributo delle polveri sahariane al contorno del dominio, il modello non riproduce eventi di trasporto deboli come quelli osservati all'inizio (giorno 4) o verso la fine (giorni 28, 29, 30) di maggio ma, soprattutto, l'evento intenso di trasporto di polveri sahariane che ha investito Trisaia dal 14 al 19 di maggio.

Nel caso riportato, la simulazione *coarse* riproduce relativamente bene le polveri sahariane fini (A25J), sottostimando di pochi $\mu g/m^3$ la concentrazione osservata, e sovrastima le polveri sahariane grossolane (ASOIL) durante l'evento di giugno.

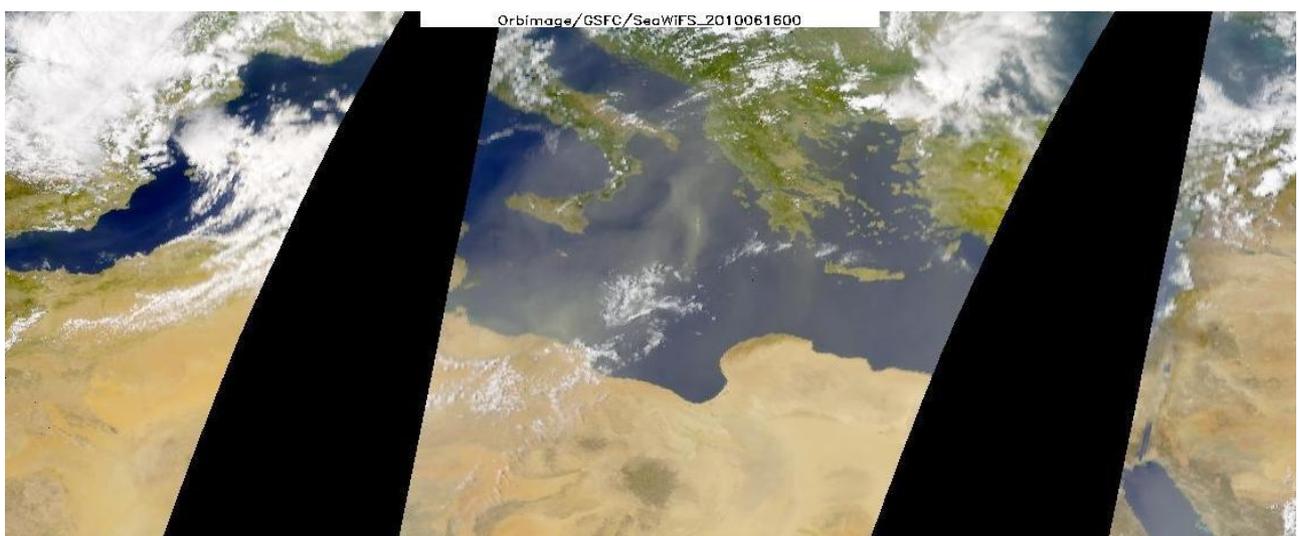
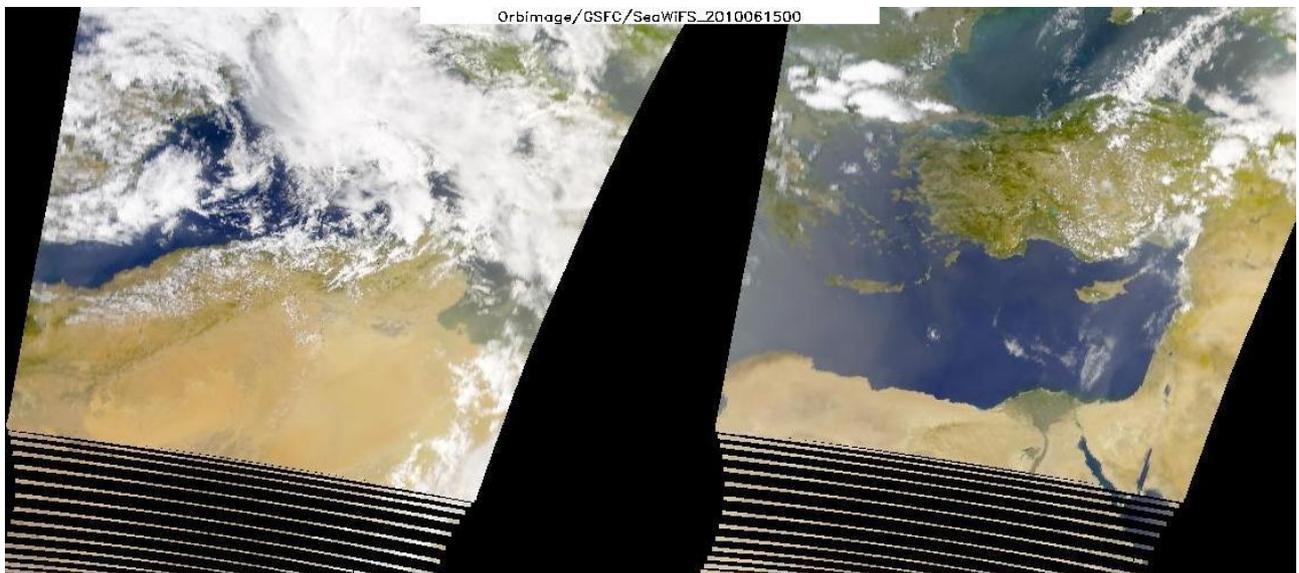
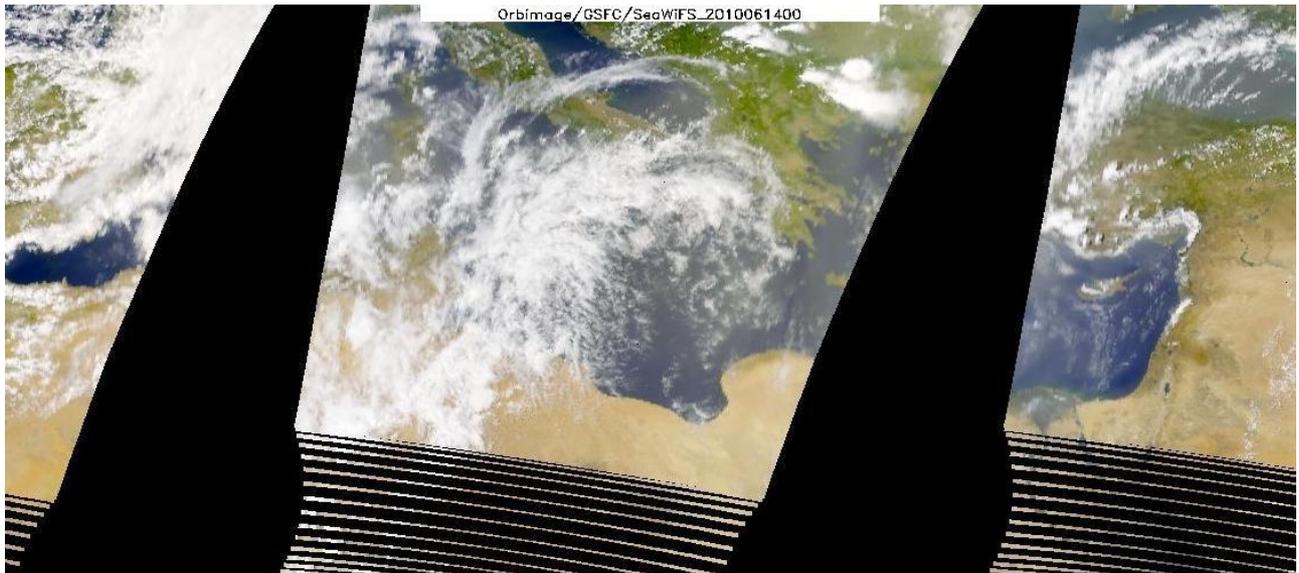


Figura 104. Immagini SeaWIFS del bacino Mediterraneo per i giorni 14, 15 e 16 giugno 2010 (dall'alto verso il basso)

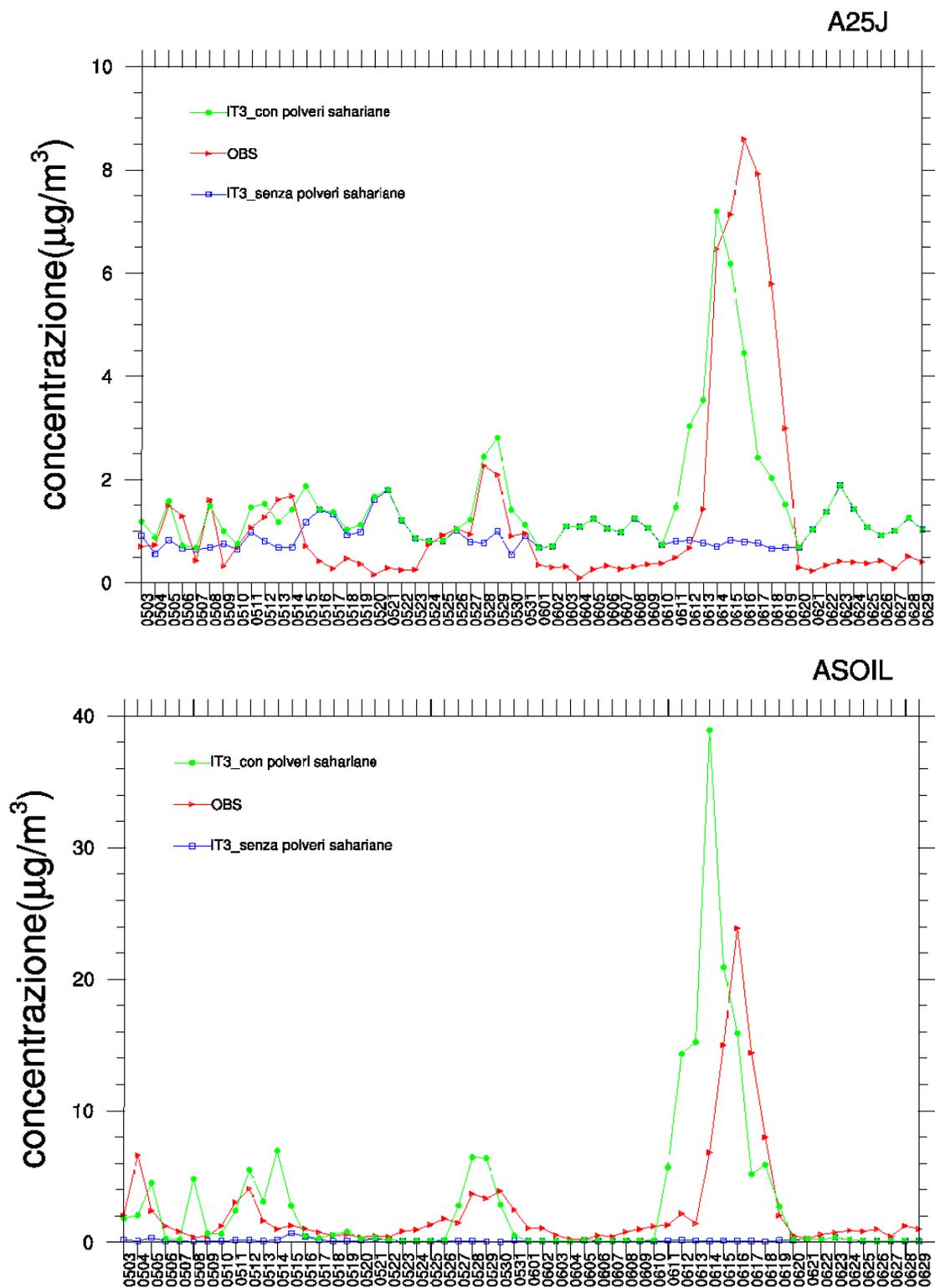


Figura 105. Concentrazioni giornaliere di polveri sahariane misurate e simulate (variabili A25j e ASOIL) con il contributo del bin 4 nella frazione grossolana: simulazione "coarse"

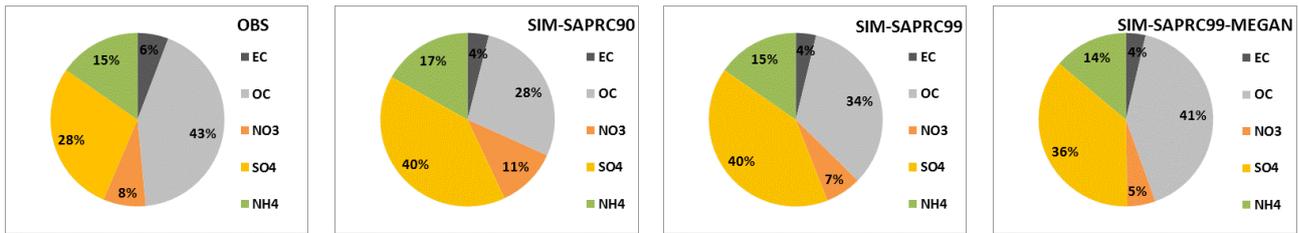


Figura 106. Composizione chimica delle particelle fini di aerosol (PM2.5) per due meccanismi fotochimici, SAPRC90, SAPRC99, e con il modello di emissioni biogeniche MEGAN accoppiato a SAPRC99

Nel passaggio alla configurazione SAPRC99 e SAPRC99+MEGAN, anche la riproduzione della composizione chimica dell'aerosol osservata migliora (Figura 106).

L'utilizzo di MEGAN, con l'aumento delle emissioni di terpene and isoprene porta ad un sostanziale incremento dell'aerosol organico (OC), vicino ai valori osservati. Per quanto riguarda la produzione di sale marino, la stretta vicinanza al mare del sito di Trisaia ha fatto sì che il particolato misurato contenesse quantità di sale marino, in misura variabile secondo le condizioni meteorologiche. È quindi stato possibile campionare le concentrazioni di sale marino come PM10 e PM2.5, ottenendo valori giornalieri per i due mesi di durata delle misurazioni.

La Figura 107 mostra la concentrazione media su Trisaia nel periodo 1 maggio-30 giugno 2010 per la frazione grossolana (PM10, sinistra) e fine (PM2.5, destra).

I valori osservati (blu) sono messi a raffronto con quelli modellati a 20 km (rosso), 4 km (giallo) e 1 km (verde). Dall'esame di tale figura risulta evidente la capacità del sistema modellistico di riprodurre le concentrazioni osservate relative alla frazione grossolana, con le risoluzioni più elevate che tendono a riprodurre meglio il dato misurato. Tuttavia nella frazione fine (pannello di destra) si notano dei problemi di sottostima del dato osservato. Nonostante l'andamento temporale (qui non mostrato) sia ben riprodotto a tutte le risoluzioni adottate, i valori simulati restano in tutti i casi piuttosto bassi confrontati con le osservazioni. In futuro andrà approfondito il motivo di questa sottostima che può essere dovuta ad un deficit di produzione o alla concomitanza di altri processi, quali ad esempio imprecisioni nelle variabili meteorologiche input o nel calcolo della deposizione.

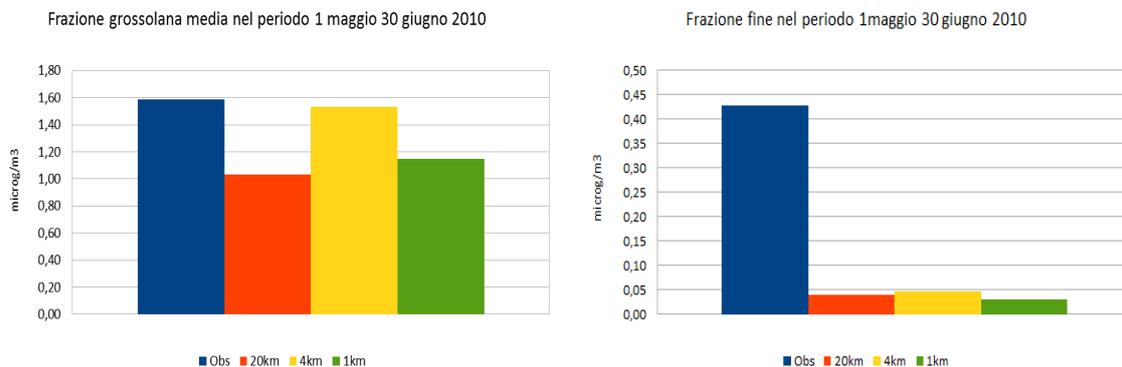


Figura 107. Concentrazione media ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) nel periodo 1 maggio – 30 giugno 2010 su Trisaia per il dato osservato (blu) e il SMA di MINNI a tre diverse risoluzioni orizzontali: 20 km (rosso), 4 km (giallo) e 1 km (verde). Il pannello di sinistra si riferisce alla frazione grossolana, quello di destra alla frazione fine

La campagna sperimentale di Trisaia ha offerto l'opportunità di validare il nuovo modulo di trasferimento radiativo TUV (Tropospheric Ultraviolet-Visible Model, Madronich, 1987) implementato in MINNI (par. 1.1.B). Per la simulazione dell'aerosol, la configurazione con il TUV non influenza significativamente la formazione del particolato atmosferico secondario su Trisaia dando risultati comparabili con la simulazione con il solo meccanismo chimico SAPRC99. Risultati analoghi sono riscontrati per O₃ ed NO₂. Si può ipotizzare che l'effetto sia risultato blando anche a causa dei livelli di aerosol non troppo elevati (bassi spessori ottici) e della prevalenza di cieli sgombri da nubi nel periodo della campagna.

È stato invece possibile verificare la prestazione del modulo TUV in riferimento ai flussi attinici ed ai ratei di fotodissociazione dell'O₃, J(O(¹D))), osservati durante la campagna di Trisaia utilizzando due situazioni rilevate, rispettivamente con condizioni di cielo sereno (caso *CLOUD-FREE*, 01/06/2010) e cielo coperto (CASO *OVERCAST*, 23/6/2010). Durante tali episodi sono stati rilevati i seguenti parametri:

CASO CLOUD-FREE (01/06/2010):

- Angolo zenitale solare = 18.04° (ORE 10:50 UT);
- Spessore ottico dell'aerosol a 550 nm = 0.096;
- Ozono colonnare = 391.5 DU;
- Temperatura superficiale = 23.1°C;
- Pressione superficiale = 1004.8 mbar;
- Umidità relativa superficiale = 31.5%.

CASO OVERCAST (23/6/2010):

- Angolo zenitale solare = 42.01° (ORE 14 UT));
- Spessore ottico dell'aerosol a 550 nm = 0.03;
- Ozono colonnare = 352.4 DU (ORE 9 UT);
- Temperatura superficiale = 24.3 °C;
- Pressione superficiale = 1008.4 mbar;
- Umidità relativa superficiale = 41.0%;
- Parametri della nube:
 - ❖ Spessore ottico = 18 (metodo di Barnard, 22 (metodo di Min));
 - ❖ Base (LIDAR) = 2100 m;
 - ❖ Base (Camera IR) = 2079 m;
 - ❖ Top (LIDAR) = 2640 m;
 - ❖ Raggio efficace (r_e) = 5.5 μm;
 - ❖ Contenuto di acqua nella nube (*lwpp*) = 74.4 g m⁻².

Il valore superficiale di pressione viene qui utilizzato per scalare il profilo verticale climatologico, relativo ad una atmosfera tipica delle medie latitudine, necessario per il calcolo della densità dell'aria. Nella simulazione in esame è stato quindi modificato il codice originario al fine di considerare le proprietà ottiche dell'aerosol (albedo di singolo scattering e fattore di asimmetria) dipendenti dalla lunghezza d'onda. A tal fine è stato assunto un aerosol di tipo "maritime polluted" tipico di un sito costiero con contributo di particelle di origine antropica (d'Almeida *et al.*, 1991), per il quale sono stati determinati i valori medi di α (parametro di Ångström), di albedo di singolo scattering (SSA) e fattore di asimmetria (G) distinti per lo spettro UV e lo spettro visibile.

Di seguito sono riportati i valori utilizzati nelle simulazioni:

- $\alpha = 1.624$;
- SPETTRO UV:
 - ❖ SSA = 0.947;
 - ❖ G = 0.738;
- SPETTRO VISIBILE:
 - ❖ SSA = 0.964 ;
 - ❖ G = 0.737 .

Nel secondo episodio (caso OVERCAST), l'ozono colonnare è stato stimato alle ore 9 UT perché successivamente, a causa della nube persistente, non è stato possibile misurarlo né da terra né da satellite. Lo spessore ottico della nube è stato stimato mediante due metodi diversi: Barnard (Barnard *et al.*, 2008)) e Min (Min e Harrison, 1996). Lo spessore ottico della nuvola τ_{cloud} è legato al contenuto di acqua nella nube (lwp) ed al raggio efficace delle gocce (r_e) attraverso la formula (Stephens, 1978):

$$\tau_c = \frac{3lwp}{2r_e\rho_w}$$

ove ρ_w è la densità dell'acqua (10^6 g m^{-3}). L'altezza della base della nuvola è stata stimata utilizzando i dati forniti sia dal LIDAR sia dalla camera infrarossa che forniscono valori per questo parametro abbastanza vicini.

In Figura 108 sono riportati i profili di albedo superficiali spettrali relativi a diverse tipologie di suolo (Doda e Green, 1981): erba (grass), acqua (water) e misto (mixed). Il suolo misto è costituito per il 50% da mare e per il 50% da erba, ed è stato così concepito per rappresentare le condizioni del sito di misura. In Tabella 8 sono riportati i valori medi di albedo superficiale relativi agli spettri UV e visibile per tali tipologie di suolo.

	Grass	Ocean	Mixed
UV	0.017	0.078	0.047
Visibile	0.049	0.060	0.054

Tabella 8. Valori medi di albedo superficiale relativi agli spettri UV e visibile

Il modulo TUV, che assume originariamente un unico valore di albedo superficiale per tutte le lunghezze d'onda, è stato quindi predisposto all'utilizzo di dati spettrali di albedo superficiale al fine di meglio rappresentare la variabilità evidenziata in Figura 108.

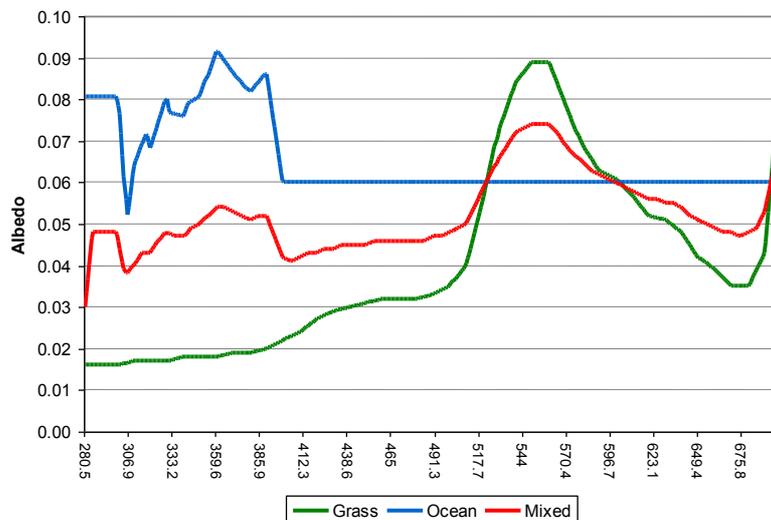


Figura 108. Albedo superficiali spettrali relativi a diverse tipologie di suolo: erba (Grass), acqua (Ocean) e misto (Mixed)

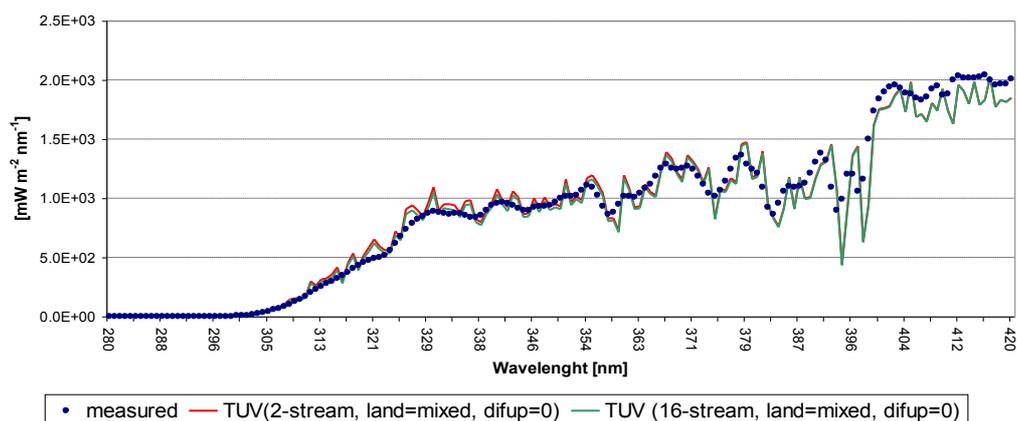


Figura 109. Flussi attinici spettrali osservati e stimati con il modello TUV relativi al caso CLOUD FREE (SA=18.04°)

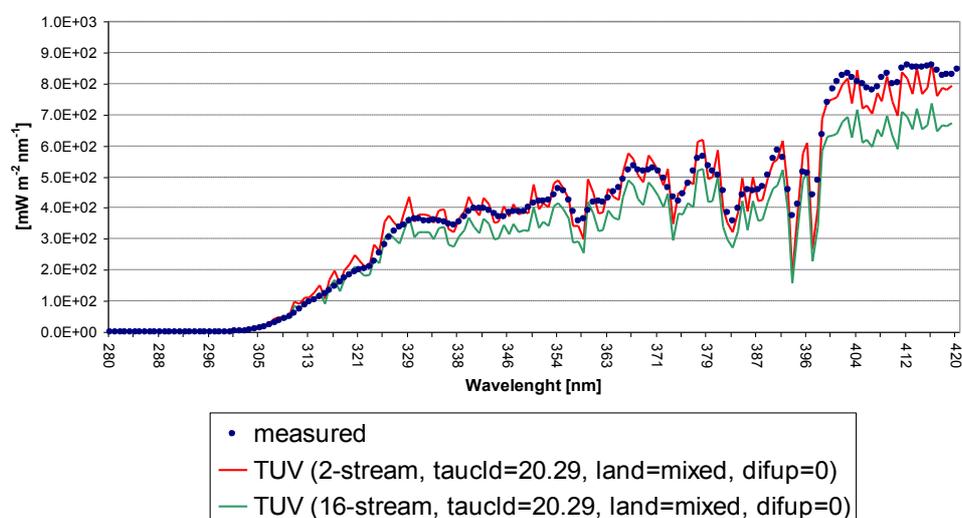


Figura 110. Flussi attinici spettrali osservati e stimati con il modello TUV relativi al caso OVERCAST (SA=42.01°)

Nelle Figure 109 e 110 sono riportati i flussi attinici spettrali osservati e stimati con il modello TUV relativi rispettivamente al caso CLEAR SKY e al caso OVERCAST.

L'esame di tali figure evidenzia un ottimo accordo tra i dati osservati e calcolati.

A partire dai flussi attinici così stimati è possibile quindi calcolare i ratei di fotodissociazione relativi alle diverse specie chimiche soggette a tali reazioni. La stima di tali ratei è di fondamentale importanza ai fini del calcolo delle velocità di reazione considerate nel meccanismo chimico gassoso inserito nel modello FARM.

Nella Tabella 9 viene riportato il confronto dei ratei di fotodissociazione $J(O(^1D))$ misurati (con incertezza) e stimati mediante il modello TUV che evidenzia un buon accordo tra misure e simulazioni entro le incertezze e conferma la validità del modello di trasferimento radiativo utilizzato. Approfondimenti del notevole lavoro effettuato saranno oggetto di prossime pubblicazioni su riviste scientifiche internazionali.

$J[O_3 \rightarrow O(^1D)] \text{ s}^{-1}$	Measured	2-stream	16-stream
CLEAR SKY	$2.071 \cdot 10^{-5} \pm 1.467 \cdot 10^{-6}$	$2.670 \cdot 10^{-5}$	$2.50 \cdot 10^{-5}$
OVERCAST	$7.197 \cdot 10^{-5} \pm 5.331 \cdot 10^{-7}$	$8.274 \cdot 10^{-5}$	$7.04 \cdot 10^{-5}$

Tabella 9. Ratei di fotodissociazione $O(^1D)$ [s^{-1}] misurati e stimati mediante il modello TUV

2.B Studio sulla diffusione sistemi abbattimento e sulla loro efficacia in settori particolarmente critici ai fini del calcolo degli scenari: emissioni combustione legna

Nell'ambito del Progetto MINNI è stata condotta, per la prima volta, una campagna sperimentale per misurare le emissioni determinate dalla combustione della biomassa legnosa, in piccoli apparecchi domestici.

L'attività di ricerca dei fattori di emissione è stata condotta con il contributo di ARPA Lombardia che, avvalendosi della collaborazione della Sezione Ambientale del Politecnico di Milano, si è occupata dell'analisi bibliografica, del supporto alla pianificazione delle campagne di misura, dell'analisi dati, delle elaborazioni statistiche e del confronto con dati di letteratura ed infine della stesura della documentazione tecnico-scientifica.

La sperimentazione sui fattori di emissione delle biomasse legnose è stata eseguita da Innovhub - Stazioni Sperimentali Per L'industria - Divisione Stazione Sperimentale per i Combustibili (SSC); ha riguardato la misura delle emissioni inquinanti in 6 diversi tipi di apparecchi di combustione della biomassa: caminetto aperto e chiuso, stufa a legna e a pellet, stufa innovative e caldaia a pellet. Come combustibile sono stati utilizzati 5 diversi tipi di legna tra i più diffusi a livello nazionale (faggio, carpino, quercia, robinia, abete) e 2 tipi di pellet (certificato e non certificato). Negli apparecchi a carica manuale sono stati utilizzati cicli di combustione che simulino il più possibile la situazione reale.

Lo studio svolto ha messo in campo per la prima volta una campagna estensiva sull'andamento delle emissioni determinate dalla combustione di biomassa legnosa in piccoli apparecchi domestici relativamente a "cicli reali", fornendo ad oggi l'esperienza più completa nel panorama in Italia. Ha consentito di fornire, sulla base dei risultati della sperimentazione, delle elaborazioni e del confronto bibliografico, un quadro più completo e consolidato sui fattori di emissione di PM10, COV, NOx e CO, fornendo prime stime, seppur su una base statistica inferiore, anche per i microinquinanti, quali IPA e diossine.

ARPA Lombardia, in collaborazione con la Sezione Ambientale del Politecnico di Milano, ha comunque evidenziato come la base informativa prodotta non sia ancora sufficiente a fondare la scelta del fattore di emissione su una statistica dei dati di misura. Questo anche per motivi che esulano dalla pura quantità dei dati e che riguardano:

- incertezza relativa alla effettiva rappresentatività degli apparecchi testati rispetto al parco impiantistico medio in uso in Italia;
- problematiche specifiche della campagna sperimentale, quali la scarsa umidità della legna rispetto alla media utilizzata nella realtà italiana, sperimentazione con cicli di combustione diversi da quelli reali (p.es.: nel caso del caminetto chiuso) ecc.

La proposta finale dei fattori di emissione dello studio è fondata quindi essenzialmente sul cosiddetto "expert judgement", mirato a scegliere fattori di emissione il più possibile rappresentativi, basandosi su tutte le informazioni disponibili.

Nelle Tabelle 10, 11 e 12 è riassunta la proposta per i principali inquinanti, mentre si rinvia allo studio consegnato al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare per i microinquinanti.

	AEIG -PM10			Proposta del presente studio -PM10		
	Valore medio	Intervallo di confidenza min max		Valore medio	Intervallo di variazione min max	
Caminetto aperto				860	510	1.200
Caminetto chiuso				380	190	670
Caminetto	860	516	1.200			
Caminetto chiuso avanzato	240	66	250			
Stufa tradizionale	810	486	1.130	480	290	860
Stufa innovativa	240	76	250	380	190	670
Stufa a pellet	76	66	240	76	67	140

Tabella 10. Fattori di emissione PM10 (g/GJ) ed intervallo di variazione

	AEIG -PM2.5			Proposta del presente studio -PM2.5		
	Valore medio	Intervallo di confidenza min max		Valore medio	Intervallo di variazione min max	
Caminetto aperto				810	480	1.100
Caminetto chiuso				360	180	630
Caminetto	850	510	1.190			
Caminetto chiuso avanzato	240	65	250			
Stufa tradizionale	810	486	1.130	450	270	810
Stufa innovativa	220	72	230	360	180	630
Stufa a pellet	76	65	240	71	63	130

Tabella 11. Fattori di emissione PM2.5 (g/GJ) ed intervallo di variazione

		AEIG			Proposta del presente studio		
		Valore medio	Intervallo di confidenza min max		Valore medio	Intervallo di variazione min max	
CO (g/GJ)	Caminetto aperto	6000	4000	6500	5000	3000	7000
	Caminetto chiuso				4000	2000	6000
	Caminetto	6000	4000	6500			
	Caminetto chiuso avanzato	4500	300	5000			
	Stufa tradizionale	6000	4000	6500	5000	3000	7000
	Stufa innovativa	3000	300	5000	4000	2000	6000
	Stufa a pellet	500	300	5000	150	50	500
COVNM (g/GJ)	Caminetto aperto	1300	780	1500	1000	500	1500
	Caminetto chiuso				500	200	1000
	Caminetto	1300	780	1500			
	Caminetto chiuso avanzato	450	20	500			
	Stufa tradizionale	1200	700	1500	300	200	500
	Stufa innovativa	250	20	500	300	200	800
	Stufa a pellet	20	10	500	15	10	30
NOx (g/GJ)	Caminetto aperto	50	30	70	100	50	150
	Caminetto chiuso						
	Caminetto	50	30	70	100	50	150
	Caminetto chiuso avanzato	90	50	150	100	50	150
	Stufa tradizionale	50	30	150	100	50	150
	Stufa innovativa	90	50	150	100	50	150
	Stufa a pellet	90	50	150	100	50	150

Tabella 12. Fattori di emissione PM2.5 (g/GJ) ed intervallo di variazione

Nelle Tabelle 13, 14 e 15 è infine riportato un confronto tra i FE elaborati e proposti nel presente studio e quelli utilizzati nell'ultimo inventario nazionale prodotto da ISPRA per l'anno 2010, quelli di GAINS_Italia, che sono stati allineati con l'inventario, e quelli di GAINS_Europe. È anche evidenziato come l' "expert judgment" tenda in alcuni casi incerti a riallineare il FE desunto dallo studio con quello utilizzato nell'inventario.

FATTORI EMISSIONE PM10		INV ISPRA	GAINS- IT	GAINS- EU	DIAR	DIAR
Codice GAINS	Tecnologia	FE PM10 (g/GJ)	FE PM10 (g/GJ)	FE PM10 (g/GJ)	FE PM10 proposto (g/GJ)	FE PM10 campagna sperimentale (g/GJ)
FPLACE-NOC	Camino aperto	860	860	720	860	486
STOVE_H - NOC	Stufa tradizionale	810	810	672	480	169
FPLACE-FP_NEW	Camino chiuso	240	240	216	380	174
STOVE_H- STV_PELL	Stufa pellet	76	76	33	76	104
STOVE_H- STV_IMP_B	Stufa innovativa	240	240	249	380	136

Tabella 13. Fattori di emissione del PM10 da combustione legna a confronto

FATTORI EMISSIONE NMVOC		INV ISPRA	GAINS- IT	GAINS- EU	DIAR	DIAR
Codice GAINS	Tecnologia	FE NMVOC (g/GJ)	FE NMVOC (g/GJ)	FE NMVOC (g/GJ)	FE NMVOC proposto (g/GJ)	FE NMVOC campagna sperimentale (g/GJ)
FPLACE-NOC	Camino aperto		800	1700	1000	1011
STOVE_H - NOC	Stufa tradizionale		700	1600	300	243
FPLACE-FP_NEW	Camino chiuso		450	255	500	548
STOVE_H- STV_PELL	Stufa pellet		20	40	15	17
STOVE_H- STV_IMP_B	Stufa innovativa		250	240	300	366
	FE medio		1026			

Tabella 14. Fattori di emissione di NMVOC da combustione legna a confronto

FATTORI EMISSIONE NO_x		INV ISPRA	GAINS- IT	GAINS- EU	DIAR	DIAR
Codice GAINS	Tecnologia	FE NO_x (g/GJ)	FE NO_x (g/GJ)	FE NO_x (g/GJ)	FE NO_x proposto (g/GJ)	FE NO_x campagna sperimentale (g/GJ)
FPLACE-NOC	Camino aperto				100	134
STOVE_H - NOC	Stufa tradizionale				100	100
FPLACE-FP_NEW	Camino chiuso				100	120
STOVE_H- STV_PELL	Stufa pellet				100	60
STOVE_H- STV_IMP_B	Stufa innovativa				100	132
	FE medio	61	107	107	100	

Tabella 15. Fattori di emissione di NO_x da combustione legna a confronto

2.C Studio sulla diffusione sistemi abbattimento e sulla loro efficacia in settori critici ai fini del calcolo degli scenari: emissioni dal trasporto marittimo (B1 combustibili marini, B2 rete elettrica porti)

Alla TECHNE Consulting s.r.l. è stato affidato un incarico per uno “Studio di fattibilità tecnica per l’allacciamento alla rete elettrica delle navi in porto” nell’ambito dello “Studio sulla diffusione di tecnologie di abbattimento degli inquinanti atmosferici e sulla loro efficacia nel trasporto marittimo”.

Lo studio di fattibilità, a cui si rimanda per il dettaglio necessario alla comprensione piena dell’attività svolta, ha avuto la finalità di valutare iniziative di riduzione delle emissioni di inquinanti (in particolare ossidi di zolfo ed ossidi di azoto) dalle navi in stazionamento nei porti nazionali mediante connessione alla rete elettrica nazionale. In particolare è possibile ridurre le emissioni delle navi durante il loro soggiorno in porto mediante sistema di collegamento alla rete elettrica di terra (*cold ironing*). Con questa tecnologia la potenza elettrica è fornita alla nave da terra, permettendogli di spegnere i suoi motori ausiliari in modo tale che tutti i motori della nave possano essere spenti in porto.

Questa procedura riduce le emissioni nette, poiché la generazione di elettricità a terra è soggetta a standard di emissioni più rigorosi di quelli relativi motori delle navi ed inoltre, rispetto ad altre misure per la riduzione delle emissioni di ossidi di zolfo, non obbliga al cambiamento di combustibile in porto (*fuel shift*) ed alla conseguente gestione di differenti combustibili. L’efficienza della fornitura dell’elettricità da terra alla nave per ridurre le emissioni è maggiore quanto più lungo è il tempo di ormeggio al molo, l’uso dell’energia della nave è alto e la nave ha relativamente frequenti fermate in porto.

Lo studio di fattibilità ha interessato quattro porti nazionali (Livorno, Gioia Tauro, Ravenna e Taranto), esemplificativi delle varie tipologie di porto nazionali, ed una linea crocieristica. Ha coinvolto, oltre le Autorità Portuali dei porti esaminati, anche il gestore della rete di trasmissione elettrica nazionale ed alcuni operatori del settore delle infrastrutture elettriche.

I risultati hanno messo in luce le grandi potenzialità di riduzione delle emissioni derivanti dall’allaccio delle navi alla rete elettrica di terra ma anche i vincoli e le limitazioni di queste azioni. Le riduzioni possono raggiungere per gli ossidi di azoto nel caso dei porti esaminati tra le 750 e le 2000 tonnellate anno, mentre per il terminal crociere di Napoli valgono quasi 400 tonnellate e per quello di Palermo poco più di 100 tonnellate.

Dal punto di vista dei costi lo studio ha evidenziato come il vincolo maggiore al successo degli interventi sia costituito dai costi a carico degli armatori.

2.D Fattori emissione PM: agricoltura ed edilizia

Esistono pochi dati relativi ai fattori di emissione delle **attività agricole** e non esiste una procedura standard (largamente accettata) per la loro determinazione. I ricercatori del laboratorio UTVALAMB-AIR hanno sviluppato ed applicato una metodologia per la stima del FE delle attività agricole. Sono state condotte campagne per la misura delle polveri emesse durante le operazioni di mietitrebbiatura, aratura e semina del frumento, il cereale più diffusamente coltivato in Italia. Le campagne sono state condotte nella zona Agricola del Mezzano (Ferrara), situata nella Pianura Padana, vicino al mare Adriatico. La metodologia utilizzata è di tipo lagrangiano (Berico et al., RT/2010/37 ENEA).

I campionatori per la raccolta delle polveri (impattore a cascata Marple, Model 298 - Graseby Andresen, collegato ad una pompa SKC Aircheck 2000 con flusso 2 l/min) sono stati posti all'interno della nube di emissione, utilizzando un'asta telescopica montata su un veicolo. La quantità delle polveri campionate è stata determinata mediante pesata (metodo gravimetrico). I fattori di emissione rappresentano l'emissione riferita all'unità di attività di una sorgente. Nel caso delle attività agricole il fattore di emissione è il rapporto tra la massa di particolato atmosferico emessa rispetto alla unità di superficie di terreno lavorato (mg/ha) o all'unità di tempo (mg/h). Per la stima dei fattori di emissione sono stati utilizzati i dati di concentrazione in massa di PM, volume della nube di emissione, velocità della macchina agricola e ampiezza della superficie di terreno lavorata.

Nelle Tabelle 16 e 17 sono sintetizzati i valori ottenuti dei FE di PM orari e per ettaro, per le frazioni di PM1, PM2.5 e PM10 rispettivamente per le operazioni di mietitrebbiatura e di aratura.

	FE per ora			FE per ettaro		
	coarse	fine	tot	coarse	fine	tot
	kg/h	kg/h	kg/h	kg/ha	kg/ha	kg/ha
PM1	0.001	0.994	0.995	0.000	0.328	0.328
PM2.5	0.044	1.713	1.756	0.015	0.565	0.580
PM10	1.741	2.229	3.970	0.587	0.735	1.322

Tabella 16. FE di PM per ora e per ettaro per le operazioni di mietitrebbiatura

	FE per ora			FE per ettaro		
	coarse	fine	tot	coarse	fine	tot
	kg/h	kg/h	kg/h	kg/ha	kg/ha	kg/ha
PM1	0.0000	0.0622	0.062	0.0000	0.0420	0.042
PM2.5	0.0000	0.1384	0.138	0.0000	0.0923	0.092
PM10	0.0323	0.2216	0.254	0.0190	0.1476	0.167

Tabella 17. FE di PM per ora e per ettaro per le operazioni di aratura

Altre campagne di misura sarebbero necessarie per poter avere valori di FE più accurati. Le emissioni di polvere sono fortemente influenzate dalla umidità del terreno e la variabilità interannuale delle precipitazioni indica che dati ottenuti con un solo anno di campionamenti potrebbero non essere sufficientemente rappresentativi. Infine sarebbe utile estendere le misure anche ad altre colture molto diffuse sul territorio (mais, riso, sorgo).

UTVALAMB-AIR ha condotto anche la campagna sperimentale per la misura delle polveri legate alle **attività di cantiere** nel mese di luglio 2012.

Il monitoraggio è stato condotto in un'area di cantiere durante la realizzazione di uno scavo per la costruzione di un edificio con una pianta ad L. Il sito si trova a Ferrara, in vicinanza di due strade la cui influenza sulla possibile concentrazione di fondo è stata considerata ridotta, per la posizione sopraelevata del piano stradale e per la presenza di barriere naturali ed artificiali. La campagna di monitoraggio ha riguardato le sole operazioni di scavo dell'area di costruzione dell'edificio, per un totale di circa 1000 m³ di terra movimentata.

Le concentrazioni di PM10, PM2.5 e PM1 ed i parametri meteorologici sono stati misurati per 5 settimane, dal 28/6 al 5/8 2012, tramite il posizionamento di un monitor ottico per la misura delle polveri (Mobile Enviro Check GRIMM EDM107) e di una stazione meteorologica (VAISALA MAWS100) sul tetto di un edificio (altezza 5m), prospiciente l'area di cantiere. Nei giorni dello scavo è stato effettuato il campionamento di PM10, PM2.5 e PM1, dislocando 4 campionatori sul perimetro dell'area di cantiere, in base all'analisi del campo del vento.

Anche in questo caso ARPA Lombardia, in collaborazione con il DIAR del Politecnico di Milano, ha effettuato una ricerca bibliografica estensiva sui fattori di emissione di materiale particolato generato da attività di cantiere ed anche sulle principali metodologie impiegate per la stima dei fattori di emissione a seguito di misure sperimentali.

Successivamente, sulla base delle misure di concentrazione di materiale particolato da postazione fissa e dei relativi parametri meteorologici, si è convenuto che nonostante l'esiguità dei dati disponibili in alcune fasi della sperimentazione il punto di monitoraggio era risultato sottovento rispetto alla attività di scavo nel cantiere. I dati misurati sono stati così confrontati con i dati simulati tramite CALPUFF, modello di dispersione a *puffs* non stazionario, raccomandato dalla US-EPA (US-EPA, 2012), al fine di fornire una valutazione preliminare e di *range* sul fattore di emissione del PM10.

Tale stima, pur affetta da notevoli gradi di incertezza, è risultata comunque ben allineata con i dati riportati dalla US-EPA nel AP-42 e riguardanti l'operazione unitaria di scavo ed attività delle ruspe nel cantiere, per un valore 0,007 - 0,011 kg di PM10/t di materiale scavato.

3. SUPPORTO AL MINISTERO DELL'AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO E DEL MARE (ATTUAZIONE IMPEGNI PREVISTI NEGLI ACCORDI DI PROGRAMMA EX DM 16 OTT 2006, TAVOLI TECNICI CON LE REGIONI, TAVOLI NAZIONALI ED INTERNAZIONALI SULLE TEMATICHE DEL SETTORE)

Negli anni della Convenzione, gli sviluppi del modello e delle attività correlate sono state utilizzate come supporto oggettivo alle problematiche che via via si affacciavano al Tavolo di Coordinamento della Qualità dell'Aria, sede importante di discussione e confronto fra il livello nazionale e quello regionale e sui tavoli del negoziato internazionale. È in questo ambito che MINNI è stato utilizzato in preparazione della documentazione prevista dalla CE per le deroghe NO₂ o per la discussione con la Commissione sui superamenti dei valori limite per il PM10 e la preparazione della memoria alla Corte Europea di Giustizia.

Anche la recente discussione per la revisione del Protocollo di Gotheborg è stata affrontata portando dati e risultati provenienti da elaborazioni di ISPRA e di ENEA mediante il modello GAINS-Italy, che come si è visto è parte integrante della suite MINNI.

Con alcune Regioni il dialogo è stato costante e serrato nelle fasi di armonizzazione degli inventari e nel confronto fra diversi approcci modellistici. A quante erano in grado di sviluppare simulazioni proprie, MINNI ha fornito dati di scenario e concentrazioni al contorno. Ai tecnici regionali incaricati della gestione della qualità dell'aria sono stati somministrati corsi gratuiti per l'utilizzo di "GAINS-Italy on line".

In nessun caso la presenza di un "modello nazionale" ha impedito lo sviluppo di strumenti di predizione/analisi su base regionale o multi regionale ma anzi ha favorito le fasi di dibattito e confronto e potrà stimolare lo sviluppo di strumenti modellistici sempre più sofisticati e scientificamente aggiornati.

ENEA in questi anni ha partecipato a diversi gruppi di lavoro in ambito internazionale anche se espressione di ONU-ECE più che della Commissione Europea, questo a riprova che "l'attrezzatura" scientifica composta nel corso della convenzione poteva servire e servirà in diversi ambiti. A tale proposito ricordiamo solo alcuni dei principali tavoli di lavoro presidiati: l'expert group on Black Carbon, la Task Force sulla modellistica di valutazione integrata (TFIAM), il Working Party on International Environmental Issues (WPIEI) dedicato al coordinamento comunitario per la revisione del Protocollo di Goteborg, i lavori della CE sul meccanismo di flessibilità da introdurre nello stesso protocollo, il gruppo di lavoro sulle strategie e revisioni (WGSR), l'Organo Esecutivo della Convenzione sull'Inquinamento Atmosferico Transfrontaliero di lungo raggio, il workshop della CE sulla revisione della Direttiva della Qualità dell'Aria.

ENEA partecipa su incarico del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare al gruppo FAIRMODE (Forum for air quality modelling in Europe) e raccoglie le osservazioni e le proposte della comunità modellistica nazionale (organizzata in un gruppo speculare, Fairmode_IT) da portare in sede internazionale.

I risultati di MINNI sono stati resi disponibili a proponenti opere soggette a procedure di valutazione ambientale, previa autorizzazione del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.

L'insieme dei dati raccolti durante la campagna della Trisaia costituisce un database per la verifica dei modelli di inquinamento atmosferico ed è a disposizione della comunità modellistica nazionale ed internazionale.

4. PUBBLICAZIONI E PRESENTAZIONI SCIENTIFICHE SULLE ATTIVITÀ DELLA CONVENZIONE

2013

Mircea M., Ciancarella L., Briganti G., Calori G., Cappelletti A., Cionni I., Costa M., Cremona G., D'Isidoro M., Finardi S., Pace G., Piersanti A., Righini G., Silibello C., Vitali L., Zanini G. (2013) Assessment of the AMS-MINNI system capabilities to predict air quality over Italy for the calendar year 2005. *Submitted for publication.*

2012

Malaguti A., Mircea M., La Torretta T., Piersanti A., Salvi S., Zanini G., Telloli C., Salfi F., Berico M. (2012) Fine carbonaceous aerosol characteristics at a coastal rural site in the Central Mediterranean as given by OCEC online measurements. *Journal of Aerosol Science, Volume 56, February 2013, Pages 78–87.*

Silibello C., Calori G., Costa M.P., Dirodi M.G., Mircea M., Radice P., Vitali L., Zanini G. (2012) Benzo[a]pyrene modelling over Italy: comparison with experimental data and source apportionment. *Atmospheric Pollution Research, Vol 3, Issue 4, Pages 399-407.*

D'Isidoro M., Mircea M., Vitali L., Cionni I., Briganti G., Cappelletti A., Finardi S., Pace G., Ciancarella L., Cremona G., Piersanti A., Righini G., Zanini G. (2012) *Study of the impact of low vs. high resolution meteorology on air quality simulations using the MINNI model over Italy.* Proceedings of the 32nd NATO/SPS International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and Its Application, 7-11 May 2012, Utrecht. ISBN 978-94-007-5576-5

Finardi S., Mircea M., Righini G., Sofiev M., Hakkarainen J., Kukkonen J. (2012) *Forecasting and assessment of wildland fires air quality impact in Italy.* Proceedings of the 8th International Conference on Air Quality - Science and Application (Air Quality 2012), 19-23 March 2012, Athens. ISBN 978-1-907396-80-9

La Torretta, Stante L.A., Malaguti A., Nuzzi R., Berico M. (2012) Carbonaceous species and anhydrosugars measurements in coarse and fine aerosols size fractions at an urban area in the Po Valley, Italy. *European Aerosol Conference (EAC2012), 2-7 September 2012, Granada.*

Malaguti A. Mircea M., La Torretta T., Telloli C., Berico M. (2012) *Characteristics of fine carbonaceous aerosol at a coastal rural site in the Central Mediterranean as given by OCEC online measurements.* European Aerosol Conference (EAC2012), 2-7 September 2012, Granada.

Malaguti A., Telloli C., Berico M., Vaccaro C., Mircea M. (2012) Characterization of aerosols released from agricultural operations in the Po Valley. *European Aerosol Conference (EAC2012), 2-7 September 2012, Granada.*

Malaguti A., Mircea M., La Torretta T., Telloli C., Berico M. (2012) *Analisi ad elevata risoluzione temporale delle concentrazioni di OC/EC nella frazione fine dell'aerosol atmosferico in un sito rurale sulla costa del Mediterraneo.* 5° Convegno nazionale sul Particolato Atmosferico (PM2012), 16-18 maggio 2012, Perugia.

Mircea M., Silibello C., Calori C., Costa M. P., Dirodi G., Radice P., Vitali L., Zanini G. (2012) *A study of heavy metals pollution in Italy with the atmospheric modelling system of MINNI project.* Proceedings of the 16th International Conference on Heavy Metals in the Environment (ICHMET 2012), 23-27 September 2012, Rome.

Pace G., Cremona G., di Sarra A., Meloni D., Monteleone F., Sferlazzo D., Zanini, G. (2012) *Continuous vertical profiles of temperature and humidity at Lampedusa island*. Proceedings of the 9th International Symposium on Tropospheric Profiling, 3-7 September 2012, L'Aquila. ISBN 978-90-815839-4-7

Pace G., Vitali, L., Junkermann W., Cacciani M., di Sarra A., Mateos D., Meloni D., Zanini, G (2012) *In situ vertical profile of aerosol size distribution measured during the MORE campaign*. Proceedings of the 9th International Symposium on Tropospheric Profiling, 3-7 September 2012, L'Aquila. ISBN 978-90-815839-4-7

Piersanti A., Cremona G., Righini G., Ciancarella L., Cionni I., D'Isidoro M., Mircea M., Vitali L. (2012) GIS-based procedure for evaluation of performances of the Italian atmospheric modelling system simulated data versus observed measurement. *Proceedings of the 6th International Congress on Environmental Modelling and Software (iEMSs 2012)*, 1-5 July 2012, Leipzig. ISBN 978-88-9035-742-8

Silibello C., Calori G., Costa M.P., Mircea M., Radice P. (2012) Simulazione a scala nazionale della concentrazione di POP e metalli pesanti. Valutazione degli effetti delle sorgenti nazionali ed estere. 5° Convegno Nazionale "Il controllo degli agenti fisici: ambiente, salute e qualità della vita", 6-7-8 giugno 2012, Novara.

Briganti G., Calori G., Cappelletti A., Ciancarella L., D'Isidoro M., Finardi S., Vitali L. (2012) Determination of multi-year atmospheric transfer matrices for GAINS-Italy model. *High Performance Computing on CRESCO infrastructure: research activities and results 2011-2012*. ISBN 978-88-8286-268-8

Costa M., Radice P., Calori G., Silibello C. Metalli pesanti e POP: source apportionment a scala nazionale. Rapporto ARIANET R2012-02.

2011

Casasanta G., Di Sarra A., Meloni D., Monteleone M., Pace G., Piacentino S., Sferlazzo D. (2011) Large aerosol effects on ozone photolysis in the Mediterranean. *Atmospheric Environment* 45, 3937-3943.

Berico M., Malaguti A., La Torretta T., Piersanti A., Mircea M. (2011) Comparison of OC/EC on-line measurements with the off-line analyses of PM_{2.5} and PM₁₀ filters. *10th International Conference on Carbonaceous Particles in the Atmosphere (ICCPA)*, 26-29 June 2011, Vienna.

Berico M., Malaguti A., Telloli C., Vaccaro C., Mircea M. (2011) Characterization of carbonaceous aerosol released from agricultural operations. *10th International Conference on Carbonaceous Particles in the Atmosphere (ICCPA)*, 26-29 June 2011, Vienna.

Ciancarella L., Briganti G., Calori G., Cappelletti A., Cionni I., Costa M., Cremona G., D'Elia I., D'Isidoro M., Finardi S., Mauri L., Mircea M., Pace G., Piersanti A., Racalbuto S., Radice P., Righini G., Vialetto G., Vitali L., Zanini G. (2011) *National Italian Integrated Atmospheric Model on Air Pollution: sensitivity to emission inventories*. Proceedings of the 14th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes (HARMO 14), 2-6 October 2011, Kos. ISBN 978-960-89650-9-5

Mircea M., Briganti G., Cappelletti A., Vitali L., Pace G., D'Isidoro M., Cionni I., Righini G., Piersanti A., Cremona G., Silibello C., Finardi S., Calori G., Ciancarella L. and Zanini G. (2011) Modelling the buildup of aerosol loading over Italy during high-pressure conditions. *European Aerosol Conference (EAC2011)*, 4-9 September 2011, Manchester.

Mircea M., Briganti G., Cappelletti A., Vitali L., Pace G., D'Isidoro M., Righini G., Piersanti A., Cremona G., Cionni I., Silibello C., Finardi S., Calori G., Ciancarella L. and Zanini G. (2011) *Ozone simulations with atmospheric modelling system of MINNI project: a multi year evaluation over Italy*.

Proceedings of the 14th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes (HARMO 14), 2-6 October 2011, Kos. ISBN 978-960-89650-9-5

Pace G., Junkermann W., Cacciani M., Casasanta G., Di Biagio C., Di Genova N., Di Sarra A., Mateos D., Meloni D., Tramontana V., Zanini G. (2011) Desert dust effects on ozone photolysis during the MINNI-MORE campaign. *6th international workshop on dust/duststorm and associated dustfall*, 7-9 September 2011, Athens.

Pederzoli A., Mircea M., and Finardi S. (2011) Estimate of the Saharan dust contribution to PM10 concentrations over Italy: a modelling approach. *European Aerosol Conference (EAC2011)*, 4-9 September 2011, Manchester.

Righini G., Cremona G., Piersanti A., Ciancarella L., Cionni I., D'Isidoro M., Mircea M., Vitali L., Zanini G. (2011) Analisi anagrafica stazioni qualità dell'aria ed estrazione dei dati per la validazione del modello nazionale MINNI. *Atti della 15a Conferenza Nazionale ASITA*, 15-18 novembre 2011, Colorno. ISBN 978-88-903132-6-4

Briganti G., Cappelletti A., Ciancarella L., Pace G., Vitali L., Zanini G. (2011) Meteorological and air quality fields production over Italy in the frame of the MINNI project. *High Performance Computing on CRESCO infrastructure: research activities and results 2009-2010*. ISBN 978-88-8286-242-8

Finardi S., Influenza sullo stato di qualità dell'aria della variazione meteorologica interannuale. Rapporto ARIANET R2011-41.

Finardi S., Mircea M., Righini G., Analysis of PM10 measurements and comparison with model results during 2007 wildfire season. Rapporto ARIANET R2011-24.

Finardi S., Mircea M., Righini G., Wildfire contribution to air quality: comparison of different modelling approaches. Rapporto ARIANET R2011-16.

2010

Pederzoli A., Mircea M., Finardi S., Di Sarra A., Zanini G. (2010) Quantification of Saharan dust contribution to PM10 concentrations over Italy during 2003 e 2005. *Atmospheric Environment* 44, 4181-4190.

Briganti G., Cappelletti A., Mircea M., Pederzoli A., Vitali L., Pace G., Marri P., Silibello C., Finardi S., Calori G., Zanini G. (2010) *Testing the capability of the MINNI atmospheric modeling system to simulate air pollution in Italy*. Proceedings of the 13th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes (HARMO 13), 1-4 June 2010, Paris. ISBN 2-8681-5062-4

Mircea M., Cappelletti A., Briganti G., Vitali L., Pace G., Marri P., Silibello C., Finardi S., Calori G., Zanini G. (2010) *Impact on horizontal grid resolution on air quality modeling: a case study over Italy*. Proceedings of the 13th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes (HARMO 13), 1-4 June 2010, Paris. ISBN 2-8681-5062-4

Mircea M., Briganti G., Cappelletti A., Pederzoli A., Vitali L., Pace G., Marri P., Silibello C., Finardi S., Calori G., Zanini G. (2010) *Impact of horizontal grid resolution and emission inventory on fine and coarse particulate matter: a case study over Italy*. International Aerosol Conference (IAC 2010), 29 August - 3 September 2010, Helsinki.

Pederzoli A., Mircea M., Finardi S., Zanini G. (2010) *Impact of Saharan Dust on PM10 Daily Exceedances over Italy during 2003-2005*. Proceedings of the 31st NATO/SPS International Technical Meeting on

Air Pollution Modelling and Its Application, 27 September - 1 October 2010, Torino. ISBN 978-94-007-1359-8

Pederzoli A., Mircea M., Finardi S., Zanini G., Di Sarra A., Di Iorio T. (2010) *Identification of Saharan dust episodes over Italy in 2003-2005*. Proceedings of the 13th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes (HARMO 13), 1-4 June 2010, Paris. ISBN 2-8681-5062-4

Pignatelli T., Vialetto G., D'Elia I., Racalbutto S., Ciancarella L., Contaldi M. (2010) *Effects of Global Financial Crisis on medium-long term Emission Scenarios, in the perspective of Air Pollution and Climate Change*. Proceedings of the EFCA session at IUAPPA's 15th World Clean Air Congress, 12-16 September 2010, Vancouver. ISBN 978-1-61782-080-9

Vitali L., Finardi S., Pace G., Piersanti A., Zanini G. (2010) *Validation of simulated atmospheric fields for air quality purposes in Italy*. Proceedings of the 13th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes (HARMO 13), 1-4 June 2010, Paris. ISBN 2-8681-5062-4.

Zanini G., Mircea M., Briganti G., Cappelletti A., Pederzoli A., Vitali L., Pace G., Marri P., Silibello C., Finardi S., Calori G. (2010) *Modeling Air Quality over Italy with MINNI Atmospheric Modeling System: from Regional to Local Scale*. Proceedings of the 31st NATO/SPS International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and Its Application, 27 September - 1 October 2010, Torino. ISBN 978-94-007-1359-8

Berico M., Malaguti A., Lorenzelli R., Serra F., Tonelli C. (2010) *Nuova metodologia per la stima del fattore emissivo delle polveri da lavorazioni in agricoltura*. Rapporto Tecnico ENEA RT/2010/37/ENEA. ISSN 0393-3016

Briganti G. (2010) *Valutazione delle concentrazioni in aria dei principali inquinanti: CO, SO₂, NO_x, PM₁₀, PM_{2.5}, O₃, COV*

Cappelletti A. (2010) *Calcolo delle emissioni dei principali gas atmosferici*.

Pace G. (2010) *Ricostruzione di campi meteorologici ad alta risoluzione nell'ambito del progetto MINNI*.

Calcolo ad alte prestazioni sul sistema CRESCO: contributi degli utenti 2008-2009.

2009

D'Elia I., Bencardino M., Ciancarella L., Contaldi M., Vialetto G. (2009) *Technical and Non Technical Measures for Air Pollution Emission Reduction: the Integrated Assessment of the Regional Air Quality Management Plans through the Italian National Model*. *Atmospheric Environment* 43, 6182-6189.

De Marco A. (2009) *Assessment of present and future risk to Italian forests and human health: Modelling and mapping*. *Environmental Pollution, Volume 157, Issue 5, 1407-1412*.

Zanini G. (2009) *Il sistema MINNI, modello integrato nazionale per la valutazione degli effetti dell'inquinamento atmosferico e dell'efficacia delle politiche di riduzione delle emissioni di inquinanti atmosferici*. *Epidemiologia e prevenzione, anno 33 (6), novembre-dicembre 2009, supplemento 1*.

Finardi S., Pace G., Tinarelli G., Vitali L. (2009) *Meteorological analyses data set for air quality assessment modelling from national to local scale: verification and applications*. 9th European Meteorological Society Annual Meeting, 28 September - 02 October 2009, Toulouse.

Pignatelli T., Bencardino M., Ciancarella L., D'Elia I., Racalbutto S., Vialetto G., Calori G., Contaldi M. (2009) *Scenarios downscaling: Qualitative comparison between RAINS-Europe and RAINS-Italy*. Proceedings of the 18th World IMACS Congress and MODSIM09 International Congress on Modelling and Simulation, 13-17 July 2009, Cairns. ISBN 978-097584007-8.

Pignatelli T., Bencardino M., Contaldi M., Gracceva F. (2009) Synergies between energy efficiency measures and air pollution in Italy. *Proceedings of the 17th International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Air Pollution (Air Pollution XVII)*, 20-22 July 2009, Tallinn. ISBN 978-1-84564-195-5

Vialetto G., Calori G., D'Elia I., Bencardino M., Contardi C., Contaldi M., Sordi F., Radice P., Truffo G., Arduino G., Pittini T., Ciancarella L., Pignatelli T. (2009) Regional Air Quality Plans: assessment of plan efficacy through Integrated Assessment Modelling and other local models. *7th International Conference on Air Quality - Science and Application (Air Quality 2009)*, 24-27 March 2009, Istanbul.

Barsanti P., Briganti G., Cappelletti A., Marri P. (2009) Una metodologia per valutare le concentrazioni degli aerosol marini primari nelle aree costiere. *Rapporto tecnico ENEA RT/2009/3/ACS*. ISSN 0393-3016

Calori G., Briganti G., Cappelletti A., Marri P., Matrici di trasferimento per GAINS_Italia: analisi delle risposte alle variazioni delle emissioni. *Rapporto ARIANET R2009.32*.

Contaldi M., D'Elia I., Gracceva F., Rizzitello F. (2009) Strategie per l'abbattimento delle emissioni di ossidi di azoto (NOx): analisi curve dei costi settoriali al 2010 e strumenti di policy. *Rapporto ISPRA 102/2009*. ISBN 978-88-448-0403-9

D'Elia I., Vialetto G., Pace G., Vitali L., Zanini G., Briganti G., Cappelletti A., Finardi S., Angelucci M., Vecchiocattivi M., Morbidelli R. (2008) Confronto tra le osservazioni e le simulazioni del modello MINNI per la centralina di monitoraggio Cortonese - Anno 2005. *Rapporto tecnico ENEA RT/2009/32/ENEA*. ISSN 0393-3016

Meloni D., Di Sarra A., Pace G., Silibello C., Inserimento di un modulo di trasferimento radiativo nel codice FARM. *Rapporto ARIANET R2009.30*.

Silibello C., Inserimento di un modulo per il trattamento dei POP e dei metalli pesanti nel modello FARM. *Rapporto ARIANET R2009.31*.

2008

De Marco A., Screpanti A., Racalbutto S., Pignatelli T., Vialetto G., Monforti F., Zanini G. (2008) Comparison between ozone monitoring data and modelling data, in Italy, from the perspective of health indicator assessments. *Proceedings of the 16th International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Air Pollution (Air Pollution XVI)*, 22-24 September 2008, Skiathos. ISBN 978-1-84564-127-6

Pignatelli T., D'Elia I., Vialetto G., Bencardino M., Contaldi M. (2008) The use of bio-mass: synergies and tradeoffs between Climate Change and Air Pollution, in Italy. *17th International Emission Inventory Conference*, 2-5 June 2008, Portland.

Vitali L., Pace G., Finardi S., Zanini G. (2008) Local Analysis and Prediction System (LAPS) Assimilation for meteorological fields downscaling: application in the frame of an off-line Air Pollution modelling system and evaluation with independent meteorological observations. *European Geosciences Union (EGU) General Assembly 2008*, 13-18 April 2008, Vienna.

Barsanti P., Briganti G., Marri P., Vitali L. (2008) Metodologie per la determinazione dei fattori di emissione degli aerosol marini primari. *Rapporto tecnico ENEA RT/2008/8/ACS*. ISSN 0393-3016

Vitali L., Pace G., Zanini G., Bracco G., Migliori S., Finardi S. (2008) Application of the Local Analysis and Prediction System (LAPS) to carry out high resolution meteorological analysis at Italian national scale: implementation and first results for year 1999. *Rapporto tecnico ENEA RT/2008/18/ACS*. ISSN 0393-3016

2007

D'Elia I., Contaldi M., De Lauretis R., Pignatelli T., Vialetto G. (2007) Scenari di emissione di inquinanti atmosferici in Italia. *Ingegneria Ambientale vol. XXXVI, n.6, giugno 2007*. ISSN 0394-5871

Grossinho A., F. Monforti, Dixon J., Nelson N., Maggs R. (2007) Harmonization of air quality assessment approaches at national and European levels. The Italian and UK case studies *Proceedings of the 11th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes (HARMO 11)*, 2-5 July, 2007, Cambridge. ISBN 978-1-873702-03-1

Pastorello C., Monforti F., Calori G., Silibello C., Radice P., Finardi S., Vitali L., Zanini G., Brusasca G. (2007) Ozone in Italy: results, validation and hint for policy makers from the national model MINNI. *2nd ACCENT symposium, 23-27 July 2007, Urbino*.

Pignatelli T., Brusasca G., Calori G., Contaldi M., D'Elia I., Monforti F., Finardi S., Radice P., Silibello C., Vialetto G., Vitali L., Zanini G. (2007) Impact Assessment on Environment from Transboundary Air Pollution in Italy carried out by a multi-pollutant integrated assessment model. *Proceedings of the MODSIM07 International Congress on Modelling and Simulation, 10-13 December 2007, Christchurch*. ISBN 978-0-9758400-4-7

Pignatelli T., Monforti F., Zanini G., D'Elia I., Vialetto G. (2007) Assessment of Ozone Impact on Human Health in Italy, through the Integrated Assessment Modelling System MINNI. *Proceedings of the 14th IUAPPA World Congress, 9-13 September 2007, Brisbane*. ISBN 978-097575716-1

Pignatelli T., De Lauretis R., Contaldi M., D'Elia I., Romano D., Vialetto G. (2007) Harmonization of national inventory and projections of multi-pollutant emission scenarios. The Italian experience within the European context and the UN-ECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution. *16th International Emission Inventory Conference, 14-17 May 2007, Raleigh*.

Edito dall'ENEA

Unità Centrale Relazioni, Servizio Comunicazione

Lungotevere Thaon di Revel, 76 - 00196 Roma

www.enea.it

Edizione del volume a cura di Giuliano Ghisu

Copertina: Bruno Giovannetti

Stampa: Laboratorio Tecnografico - Centro Ricerche ENEA Frascati

Finito di stampare nel mese di aprile 2013