

Simulazione a scala nazionale della concentrazione di POP e metalli pesanti. Valutazione degli effetti delle sorgenti nazionali ed estere

Camillo Silibello⁽¹⁾, Giuseppe Calori⁽¹⁾, Matteo Paolo Costa⁽¹⁾, Mihaela Mircea⁽²⁾, Paola Radice⁽¹⁾

⁽¹⁾Arianet S.r.l., via Gilino 9, 20128 Milano (MI), c.silibello@aria-net.it; c.calori@aria-net.it; m.costa@aria-net.it; p.radice@aria-net.it

⁽²⁾ENEA, via Martiri di Monte Sole 4, 40129 Bologna, mihaela.mircea@enea.it

Riassunto

Il sistema modellistico "MINNI"¹ è stato recentemente esteso alla trattazione dei metalli pesanti e degli inquinanti organici persistenti ed è stato applicato sul territorio nazionale al fine di stimare la distribuzione spaziale di tali inquinanti relativamente all'anno 2005. Il confronto delle concentrazioni stimate con quelle rilevate dalle stazioni delle reti di monitoraggio regionali ha evidenziato la capacità del sistema modellistico di riprodurre in modo soddisfacente i livelli medi osservati. Per meglio comprendere il contributo delle diverse sorgenti alle concentrazioni di tali inquinanti è stato quindi prodotto un "source apportionment" quantitativo, propedeutico alla messa a punto di piani ed azioni di controllo delle emissioni.

INTRODUZIONE

Gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), le diossine (PCDD) e i furani (PCDF) fanno parte di una classe di composti, detti composti organici persistenti (di seguito POP, acronimo dell'espressione inglese *Persistent Organic Pollutants*), caratterizzati dall'elevata persistenza nell'ambiente e dal significativo impatto sulla salute. Tali inquinanti sono presenti prevalentemente nella fase particellare e la loro reazione più significativa, in fase gassosa, è quella con il radicale ossidrilico (OH).

Con il termine *IPA* si intende una numerosa classe di composti organici caratterizzati dalla presenza di due o più anelli aromatici. La loro origine antropica è dovuta ai processi di combustione di combustibili fossili (traffico autoveicolare e processi industriali), di combustione incompleta di legname e prodotti organici in generale (es. rifiuti urbani) mentre le fonti naturali sono costituite dalle eruzioni vulcaniche e dagli incendi forestali. Gli IPA presentano caratteristiche fisico-chimiche comuni (alto punto di ebollizione e fusione, poco idrosolubili e altamente lipofili); in particolare gli IPA con 5 o più anelli (Benzo[a]pirene, Benzo[k]fluorantene o Indeno[1,2,3cd]pirene) tendono ad essere assorbiti dalle particelle di particolato che, essendo inalabili, diventano il veicolo per la loro penetrazione nei polmoni.

Con il termine *diossine* si indica un gruppo di composti chimici aromatici policlorurati, che contengono nella loro struttura atomi di carbonio, ossigeno, idrogeno e cloro; si distinguono le diossine vere e proprie (dibenzo-p-diossine) e i furani (dibenzo-p-furani). Le diossine presentano livelli variabili di tossicità, in dipendenza dal numero e dalla posizione degli atomi di cloro sull'anello aromatico; sono sostanze semivolatili, termostabili, insolubili in acqua, liposolubili e altamente resistenti alla degradazione. In totale si contano 75 congeneri di diossine e furani, dei quali 17 (10 PCDD e 7 PCDF) vengono monitorati perché ritenuti importanti dal punto di vista tossicologico. Come gli IPA, a causa della loro presenza ubiquitaria nell'ambiente, tendono ad accumularsi negli organismi viventi, nei tessuti e negli organi dell'uomo e degli animali (bioaccumulo). I principali processi di formazione delle diossine sono le combustioni incontrollate (come gli incendi) e quelle volontarie (di carburante, rifiuti urbani, o fanghi).

Una classe di composti che presenta caratteristiche analoghe ai POP è costituita dai *metalli pesanti*. Tali sostanze non possono essere degradate o distrutte ed entrano nel nostro corpo attraverso il cibo, l'acqua e l'aria. In atmosfera sono presenti sul particolato aerodisperso in diversi composti chimici e differenti gradi di ossidazione. Presenti in tracce sono essenziali per mantenere il metabolismo del corpo umano (ad esempio il rame, il selenio e lo zinco) mentre ad elevate concentrazioni possono essere altamente nocivi a seguito della loro capacità di accumularsi nei

¹ MINNI (Modello Integrato Nazionale a supporto della Negoziazione Internazionale sui temi dell'Inquinamento Atmosferico, <http://www.minni.org>) è stato sviluppato da ENEA ed Arianet S.r.l. per conto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. MINNI è un insieme di modelli finalizzati alla valutazione dell'efficacia di politiche di qualità dell'aria a livello nazionale e regionale. E' costituito da un Sistema Modellistico Atmosferico (SMA) e da un modello di valutazione integrata di impatto e di costi (GAINS-Italy).

tessuti. Tali sostanze vengono introdotte nei sistemi ambientali a seguito di fenomeni naturali (erosione di terreni e rocce; eruzioni vulcaniche) e di attività umane quali l'estrazione mineraria, la combustione ed i processi industriali che prevedono il trattamento e l'uso di sostanze che contengono metalli.

La normativa comunitaria sulla qualità dell'aria (2008/50/CE), recepita dal D.Lgs 155/10, fissa valori obiettivo per il Benzo(a)pirene e per i seguenti metalli: arsenico, cadmio, nichel e mercurio e stabilisce un valore limite per le concentrazioni medie annuali di piombo.

Tali considerazioni hanno suggerito l'estensione del sistema modellistico atmosferico "MINNI" alla trattazione degli inquinanti organici persistenti e dei metalli pesanti. Di seguito vengono mostrati i risultati ottenuti dall'applicazione di tale sistema sul territorio nazionale al fine di produrre una stima della distribuzione spaziale di tali inquinanti del contributo delle diverse sorgenti.

IL SISTEMA MODELLISTICO

Il sistema modellistico atmosferico messo a punto all'interno del progetto MINNI (Figura 1) è basato sul modello di trasporto e chimica dell'atmosfera FARM (Flexible Air quality Regional Model, Silibello *et al.*, 2008; Gariazzo *et al.*, 2007).

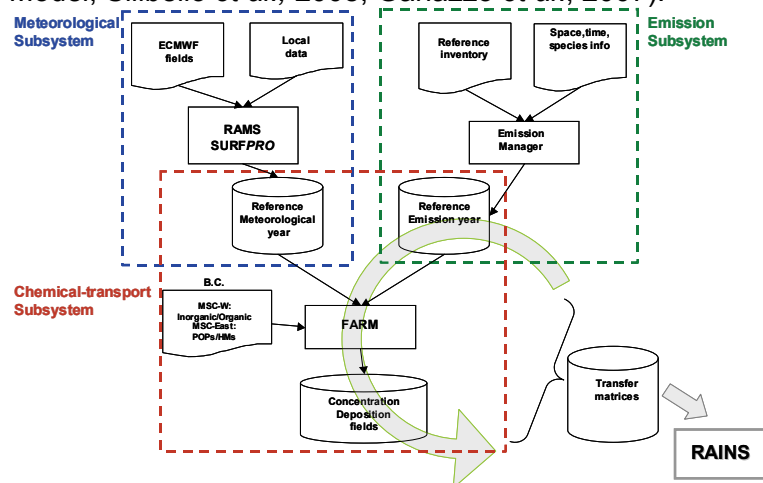


Figura 1 – Sistema modellistico atmosferico (SMA)

Tale modello permette di simulare l'evoluzione temporale delle diverse specie chimiche mediante l'utilizzo di un sistema di equazioni differenziali alle derivate parziali che descrive i principali diversi processi chimico-fisici a cui sono soggetti gli inquinanti atmosferici: emissioni, trasporto e diffusione, reazioni chimiche e rimozione dovuta ai processi di deposizione secca ed umida. FARM può essere configurato con differenti meccanismi chimici mediante l'utilizzo del modulo Kinetic Pre-Processor (KPP; Damian *et al.*, 2002).

In questo lavoro è stata utilizzata una versione di FARM che implementa il meccanismo chimico gassoso utilizzato nel modello EMEP-LADM (Lagrangian Acid Deposition Model; Hov *et al.*, 1988). A tale meccanismo sono state aggiunte reazioni dei principali composti organici persistenti con il radicale ossidrile. Questo meccanismo chimico è accoppiato a un modello semplificato di aerosol (EMEP 2003), che distingue le particelle nelle frazioni *fine* ($PM_{2.5}$) e *coarse* ($PM_{2.5-10}$), considera i processi di condensazione delle specie inorganiche che danno luogo alla formazione di nitrato e solfato di ammonio (da NH_3 e rispettivamente HNO_3 e H_2SO_4) e include i processi di sorbimento dei POP sul materiale particellare. In generale si ritiene che prevalga il meccanismo di adsorbimento quando l'aerosol è di natura minerale e che prevalga il meccanismo di assorbimento quando l'aerosol è rivestito da materiale organico. Nel modulo di aerosol implementato in FARM, il processo di adsorbimento viene rappresentato mediante il modello di Junge-Pankow (Junge, 1977; Pankow, 1987), mentre il processo di assorbimento viene descritto mediante il modello proposto da Finizio-Harner (Finizio *et al.*, 1997; Harner *et al.*, 1999). La frazione di POP adsorbita (ϕ^{ad}) e assorbita (ϕ^{ab}) sulle particelle di aerosol è data dalle seguenti espressioni:

$$\phi = \frac{C_p}{C_p + C_g} = \begin{cases} \phi^{ad} = \frac{c \cdot \theta}{(p_{OL} + c \cdot \theta)} \\ \phi^{ab} = \frac{K_p \cdot TSP}{1 + K_p \cdot TSP} \end{cases}$$

ove C_p e C_g indicano la concentrazione del generico POP rispettivamente nella fase particellare e gassosa. p_{OL} indica la pressione di vapore liquido sottoraffreddato [Pa] caratteristica per ciascun POP, c una costante il cui valore è assunto pari a 0.17 [Pa m] (Junge, 1977) e θ rappresenta la

superficie specifica dell'aerosol che viene assunta pari a 1.1×10^{-5} e 1.5×10^{-6} [$\text{m}^2 \text{m}^{-3}$] rispettivamente nei casi in cui la concentrazione di aerosol superi o sia inferiore al valore di $20 \mu\text{g m}^{-3}$. Nella relazione relativa al processo di assorbimento, TSP indica la concentrazione di particolato [$\mu\text{g m}^{-3}$] e K_P il coefficiente di partizionamento gas-aerosol [$\text{m}^3 \mu\text{g}^{-1}$] che è dato dalla seguente relazione:

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

ove K_{OA} indica il coefficiente di partizionamento di ciascun POP tra aria e ottanolo (che rappresenta un descrittore delle proprietà di volatilità di tali composti), ρ_{OCT} la densità dell'ottanolo (820 kg m^{-3}) e f_{om} la frazione di aerosol costituita da materiale organico assorbente (assunto pari a 0.4).

Per quanto riguarda i metalli pesanti non vengono considerate reazioni chimiche e si assume che essi siano trasportati dal materiale particellare sospeso presente in atmosfera.

Riguardo ai processi di deposizione, non vengono considerati flussi di deposizione secca dei i POP nella fase gassosa, mentre per quanto riguarda i POP presenti nella fase particellare e i metalli pesanti si assume che la velocità di deposizione secca sia pari a quella corrispondente per le specie aerosol presenti nella frazione "fine". La deposizione umida di ciascun POP viene calcolata tenendo conto dei processi di rimozione di tali inquinanti a seguito delle precipitazioni, sia all'interno delle nuvole sia al di sotto di esse.

Le simulazioni annuali sono state condotte a scala nazionale, alla risoluzione orizzontale di 20 km, considerando entrambi i processi di sorbimento dei POP.

PREDISPOSIZIONI INPUT METEOROLOGICO

I campi meteorologici utilizzati nello studio sono stati prodotti mediante l'utilizzo del modello prognostico non-idrostatico RAMS (Cotton *et al.*, 2001). Le condizioni iniziali e al contorno sono state ottenute a partire dai campi di analisi meteorologica dell'ECMWF su livelli di pressione, a risoluzione orizzontale di 0.5° in longitudine/latitudine. Per le simulazioni sono stati definiti due domini di calcolo annidati: 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. Le simulazioni sono state effettuate in modalità di nudging, ossia assimilando i dati osservati (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 di tipo SYNOP e METAR disponibili attraverso gli archivi ECMWF, con frequenza oraria o trioraria. Le simulazioni sono state poi 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 (Vitali *et al.*, 2010) viene presentata una valutazione sistematica dei campi meteorologici prodotti da tali simulazioni. Le variabili micrometeorologiche sono state successivamente calcolate mediante il modulo diagnostico SURFPro che effettua il calcolo dei parametri di scala dello strato limite planetario (PBL), delle diffusività turbolente orizzontali e verticali. Tale modulo provvede inoltre al calcolo delle velocità di deposizione delle diverse specie chimiche e delle emissioni di particolato dovuti all'azione del vento sui suoli (Vautard *et al.*, 2005) e sui mari (Zhang *et al.*, 2005).

PREDISPOSIZIONI INPUT EMISSIVO

Il database emissivo di riferimento utilizzato per lo studio è stato messo a punto a partire dagli inventari ISPRA ed EMEP-MS-C-E, rispettivamente per le sorgenti nazionali ed estere. Le emissioni estere sono state rese disponibili su ogni singola cella del grigliato EMEP (alla risoluzione spaziale di 50 km) come totali del singolo congenere o metallo. La suddivisione di tali emissioni nei diversi macrosettori è stata effettuata sulla base della ripartizione dalle emissioni totali nazionali contenute nell'inventario a scala europea TNO (Denier van der Gon *et al.*, 2007). L'inventario nazionale ISPRA distingue le sorgenti emissive in puntuali e diffuse; le prime comprendono tutte quelle sorgenti che è possibile ed utile considerare singolarmente, localizzate tramite coordinate geografiche e parametri emissivi dei camini, e definite, in base al DM 25/05/91, da emissioni di macroinquinanti superiori a 90-100 t/anno o da potenze superiori ai 40-50 MW termici per i processi con combustione (su aree più piccole i limiti si riducono). Per quanto riguarda

IPA, diossine, furani e metalli pesanti il dato emissivo è disponibile relativamente a circa 200 sorgenti puntuali. Le sorgenti diffuse invece sono tutte quelle che non rientrano nelle categorie appena definite e la cui stima avviene mediante l'uso di parametri statistici, come ad esempio gli indicatori di attività; rientrano in questa categoria le emissioni da riscaldamento domestico, le emissioni naturali o quelle legate al traffico stradale diffuso che non è possibile o conveniente associare a specifici assi viari. Nella Tabella 1 sono riportati i contributi dei diversi comparti alle emissioni totali nazionali di metalli pesanti, diossine, furani ed IPA. Dall'esame di tale tabella risulta che l'arsenico (As) è quasi totalmente prodotto dalla combustione nell'industria e in misura inferiore dal settore legato alla produzione energetica (10%). Il settore industriale (inteso come insieme di combustione e processi produttivi) è responsabile di circa il 50% delle emissioni di cadmio e cromo, circa il 60% di quelle di selenio e mercurio e di quasi la totalità delle emissioni di piombo (81%) e zinco (92%). L'importanza di tale settore è meno marcata per il nichel, per il quale il maggior contributo è da ricercarsi nella combustione non industriale (quasi il 60%). Oltre la metà delle emissioni nazionali di rame sono prodotte dal trasporto su strada e circa il 31% provengono dall'industria. Per quanto riguarda gli IPA risulta che le emissioni più consistenti provengono dalle attività legate alla combustione non industriale (ed in particolar modo dalla combustione di biomasse), ai processi produttivi ed al trattamento dei rifiuti. Per quanto riguarda infine le emissioni di diossine, le attività legate all'industria nel loro complesso rappresentano il 66% delle emissioni, mentre il 30% circa è quasi equamente prodotto dalla combustione non industriale e dal trattamento di rifiuti. L'attività di produzione energetica dà luogo a circa il 5% delle emissioni totali, mentre il traffico stradale contribuisce per circa l'1% su base nazionale.

Tabella 1 - Contributo dei diversi comparti alle emissioni totali nazionali di metalli pesanti, diossine e furani ed IPA. Emissioni espresse in [kg anno⁻¹], con l'eccezione di PCDD/F espresse in [g [TEQ] anno⁻¹]

<i>Comparti emissivi</i>	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	Cu	Se	Zn	PCDD/F	IPA
<i>Produzione energetica</i>	4133	169	20405	1099	20437	3918	6160	3625	5952	15	471
<i>Combustione non industriale</i>	765	2944	4448	2478	61891	40597	5955	69	30069	42	48681
<i>Combustione nell'industria</i>	34463	3276	16778	3355	14535	141681	26120	6534	216691	116	2273
<i>Processi produttivi</i>	277	1524	10892	3354	4427	74178	7050	918	613534	79	43799
<i>Solventi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11
<i>Trasporto su strada</i>	-	363	1815	-	2541	-	61714	363	36302	3	2678
<i>Altre sorgenti mobili</i>	108	20	81	-	3839	878	607	316	708	1	337
<i>Trattamento Rifiuti</i>	29	156	318	152	1021	3832	414	3	2107	40	33896
TOTALE	39775	8451	54736	10437	108692	265085	108020	11828	905364	294	132144

Risospensione di metalli dai suoli e dal mare

Gli inquinanti aerodispersi si accumulano sulla superficie terrestre a seguito dei processi di deposizione secca ed umida e da questa possono essere successivamente rilasciati a seguito di fenomeni perturbativi di origine naturale (azione del vento, moto ondoso, etc.) ed antropica (dragaggi, aerazioni, etc.). Le particelle "terrigene" emesse dall'azione del vento sui suoli contengono diverse sostanze in relazione al

loro contenuto nella frazione erodibile dei suoli. Una fonte importante per stimare la concentrazione di metalli nello strato superficiale dei suoli ("top soil") è costituita dal Geochemical Atlas of Europe, sviluppato sotto gli auspici del Forum of European Geological Surveys (FOREGS) [www.gtk.fi/publ/foregsatlas/], che contiene una notevole mole di dati sperimentali raccolti in larga parte del territorio europeo con esclusione dei paesi dell'Europa orientale. La "spazializzazione" di tali misure sul dominio di calcolo è stata effettuata mediante l'utilizzo di un modulo geostatistico che utilizza, lontano dai punti di misura, i valori di background di concentrazione di metalli pesanti

Tabella 2 - Concentrazione di metalli pesanti nei suoli [mg kg⁻¹] e fattori di emissione [μg kg⁻¹] associati ai sali marini (Travnikov e Ilyin, 2007).

Metallo	Concentrazione	Fattore di emissione
As	5	300
Cd	0.2	40
Cr	50	80
Ni	15	180
Pb	15	4000

nei suoli di cui alla Tabella 2. Moltiplicando, per ciascun punto del dominio di calcolo, il rateo di emissione di particolato derivante dall'azione del vento sui suoli per il contenuto dei metalli nella frazione erodibile, è quindi possibile stimare il rateo di emissione dei diversi metalli attribuibile a tale processo naturale. Un fattore che limita l'emissione di particolato dai suoli è costituito dalle precipitazioni atmosferiche che determinano una compattazione degli stessi. Al fine di tener conto di tale fattore è stato posto a 0.5 mm il limite oltre il quale l'emissione di polveri è di fatto inibita a seguito di precipitazioni cumulate nelle 48 ore precedenti. Analogamente è possibile stimare il rateo di emissione dei diversi metalli nei sali marini, sulla base di fattori di emissione che tengono conto della concentrazione di ciascun metallo nel micro-strato superficiale del mare (Tabella 2).

CONDIZIONI AL CONTORNO E DI BACKGROUND

Le condizioni al contorno sono state prodotte a partire dai campi di concentrazione, relativi all'anno 2005 e disponibili a scala europea alla risoluzione spaziale di 50 x50 km, prodotti dai modelli EMEP/MS-CW e EMEP/MS-C-E rispettivamente per i macroinquinanti e per i microinquinanti. Il meccanismo chimico implementato in FARM prevede che l'ozono (O_3), il radicale ossidrilico (OH), il radicale perossiacetile ($CH_3C(O)O_2$) ed il perossido di idrogeno (H_2O_2) non siano calcolate esplicitamente dal meccanismo cinetico. In questo studio sono stati utilizzati i campi di concentrazione di O_3 , $CH_3C(O)O_2$ e H_2O_2 , relativi all'anno 2005 e al medesimo dominio di calcolo, ottenuti mediante l'utilizzo di una versione del modello FARM che implementa il meccanismo chimico SAPRC90 (Mircea *et al.*, 2010), mentre per quanto riguarda il radicale OH è stata utilizzata una formula che permette di stimare la concentrazione di tale inquinante in funzione dell'angolo solare zenitale (How *et al.*, 1988).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Nella Figura 2 sono riportate, a titolo di esempio, le mappe di concentrazione media annuale di As e B[a]P stimate dal sistema modellistico unitamente ai valori osservati considerando le stazioni di misura con periodo minimo di copertura pari al 50%. La distribuzione spaziale delle osservazioni disponibili non consente una valutazione sistematica delle simulazioni effettuate sul territorio nazionale. Tuttavia, laddove sono disponibili informazioni sperimentali, il sistema modellistico fornisce valori di concentrazione paragonabili a quelli osservati, come evidenziato dai confronti tra le concentrazioni medie mensili di arsenico e benzo[a]pirene stimate ed osservate a Borgaro Torinese e Venezia-Mestre. In particolare, risulta ben riprodotta la variabilità stagionale riscontrabile nelle concentrazioni di benzo[a]pirene.

Per meglio comprendere l'influenza delle diverse sorgenti sulle concentrazioni di metalli pesanti e POP sul territorio nazionale è stato quindi elaborato un "source apportionment" quantitativo. Una serie di simulazioni del modello di qualità dell'aria è stata effettuata variando le emissioni di gruppi di sorgenti di interesse (*sensitivity runs*) e confrontando i risultati con quelli relativi allo scenario emissivo di riferimento nel quale sono considerate tutte le sorgenti (*base case*). Le simulazioni di sensibilità sono state eseguite per due mesi, rappresentativi rispettivamente di condizioni invernali (gennaio) ed estive (luglio), riducendo le emissioni nazionali associate ai diversi settori di attività di un fattore pari al -20%. Per ciascun punto griglia è stata quindi calcolata la variazione Δ_i delle concentrazioni medie rispetto allo scenario di riferimento, ovvero $\Delta_i = C_{base} - C_i$. Tale procedimento è stato ripetuto per tutti i settori e il contributo relativo del singolo settore è stato quindi calcolato, in ciascun punto griglia, come rapporto tra la singola variazione Δ_i e la loro somma, espresso in percentuale, ovvero $100 \times \Delta_i / \sum_i \Delta_i$. A titolo di esempio in Tabella 3 sono riportati i contributi percentuali stagionali alle concentrazioni di B[a]P dovuti ai differenti settori emissivi in corrispondenza di alcuni punti del territorio nazionale. Dall'esame di tale tabella risulta l'assoluta rilevanza del settore associato alla combustione non industriale (riscaldamento), in particolare laddove il combustibile maggiormente utilizzato è costituito dalla legna. La predominanza di tale settore a Borgaro Torinese e Venezia Mestre (Tabella 3) è confermata dalla variabilità stagionale evidenziata dai dati sperimentali misurati in tali siti (Figura 2). L'analisi dei contributi stimati durante il periodo estivo evidenzia invece la rilevanza del settore industriale in prossimità di Brescia, Genova, Piombino e Taranto. In particolare, le emissioni provenienti dallo stabilimento siderurgico di Taranto, secondo l'inventario la maggior sorgente industriale di IPA sul territorio nazionale,

contribuiscono addirittura per il 99.9 % ai livelli stimati di B[a]P durante il periodo estivo e per il 78.1 % durante il periodo invernale. Il traffico veicolare rappresenta il terzo settore per importanza, che tuttavia contribuisce ai livelli di tale inquinante per pochi punti percentuali.

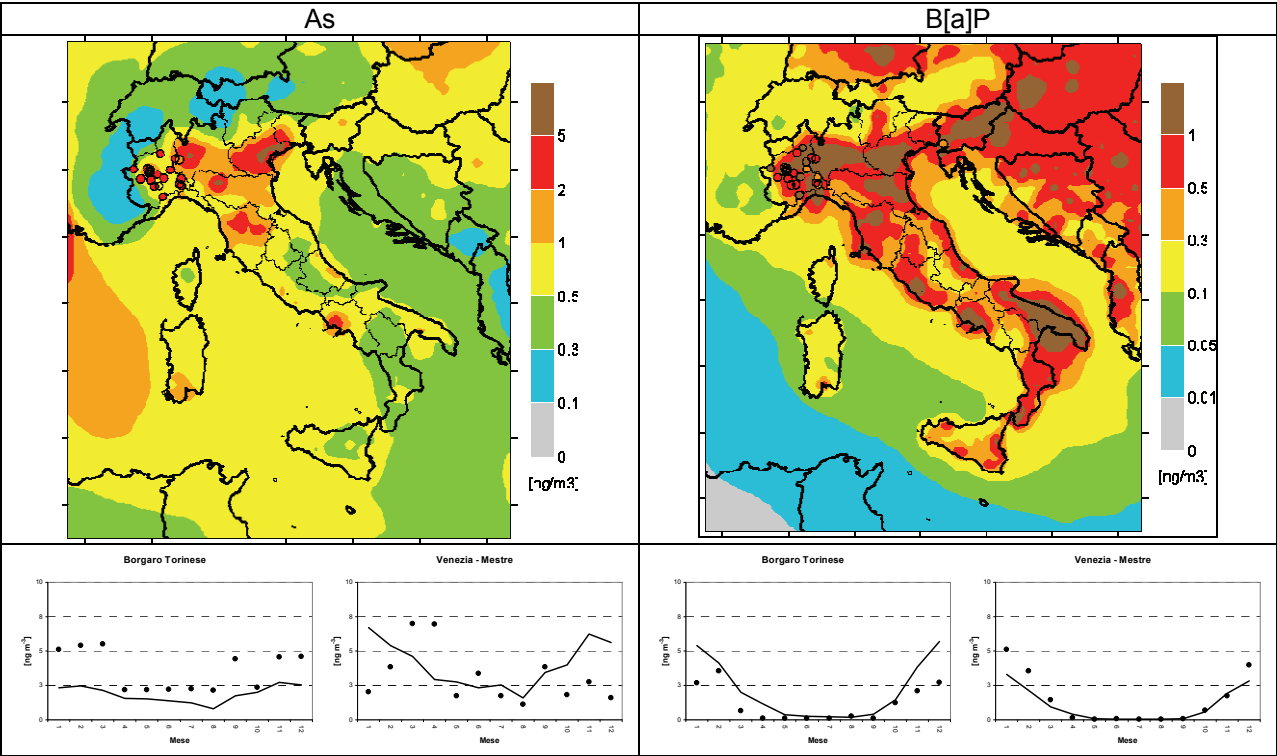


Figura 2 – Concentrazioni medie annuali di As e B[a]P stimate e osservate (cerchi) considerando le stazioni di misura con periodo minimo di copertura pari al 50%. Nel riquadro sottostante sono riportati i confronti tra le concentrazioni medie mensili a Borgaro Torinese e Venezia Mestre.

Tabella 3 – Contributi stagionali (%) alle concentrazioni di B[a]P dovuti ai differenti settori emissivi in diversi siti (contributi al di sotto di 0.1% sono considerati “non significativi” e indicati come “n.s.”).

		Siti					
Stagione	Settore	Borgaro	Venezia Mestre	Brescia	Genova	Piombino	Taranto
Inverno	Produzione energetica	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Combustione non industriale	97.2	97.0	86.1	64.2	54.2	21.8
	Combustione nell'industria e processi industriali	2.1	2.0	12.5	35.2	45.5	78.1
	Trasporto su strada	0.6	0.7	1.1	0.5	0.2	0.1
	Trattamento Rifiuti	n.s.	0.1	0.2	n.s.	n.s.	n.s.
	Altre sorgenti mobili	n.s.	0.1	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Estate	Produzione energetica	0.4	5.4	0.1	n.s.	0.1	n.s.
	Combustione non industriale	44.8	53.7	13.3	0.7	0.4	0.1
	Combustione nell'industria e processi industriali	47.4	26.1	82.3	99.1	99.5	99.9
	Trasporto su strada	7.1	9.4	3.7	0.1	n.s.	n.s.
	Trattamento Rifiuti	n.s.	4.3	0.4	n.s.	n.s.	n.s.
	Altre sorgenti mobili	0.3	1.1	0.1	n.s.	n.s.	n.s.

Il contributo delle emissioni dei paesi esteri alle concentrazioni medie di microinquinanti in ciascun punto griglia ricadente in territorio italiano è stato infine stimato effettuando due ulteriori simulazioni: la prima annullando le concentrazioni al contorno (contributo “long-range”) e la seconda annullando sia le concentrazioni al contorno sia le emissioni dei paesi esteri poste

all'interno del dominio di simulazione nazionale (contributo estero complessivo). A titolo di esempio, in Figura 3 sono presentate le mappe del contributo estero complessivo relativamente all'arsenico, ottenute effettuando la media dei risultati relativi alle due simulazioni mensili. Dall'esame di tale figura appare evidente che 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.

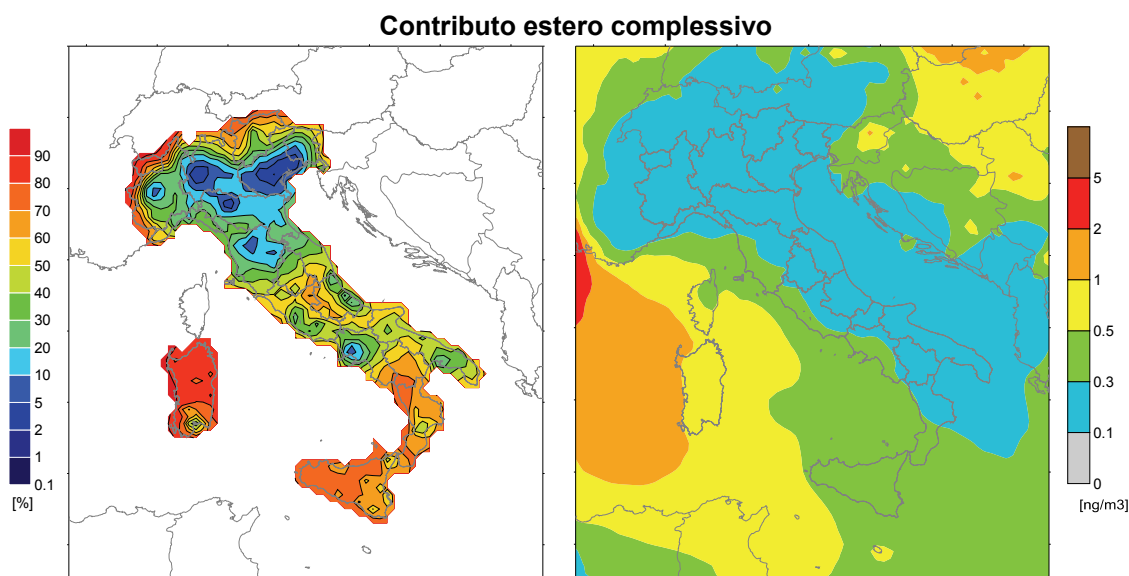


Figura 3 – Arsenico: Distribuzione territoriale dei contributi delle sorgenti extra-nazionali alle concentrazioni medie annuali (a sinistra: contributi percentuali; a destra: variazioni assolute simulate).

I risultati forniti dal presente lavoro confermano da un lato la capacità del sistema modellistico di simulare i processi che influenzano le concentrazioni di POP e metalli pesanti, dall'altro evidenziano l'utilità della tecnica di "source apportionment" ai fini della valutazione dei contributi delle diverse sorgenti sulle concentrazioni dei diversi inquinanti sul territorio nazionale, presupposto della messa a punto di azioni mirate di controllo delle emissioni, come peraltro richiesto dalla normativa europea e dal DL 155.

Ringraziamenti

Questo lavoro è parte del Progetto MINNI finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Gli autori desiderano ringraziare Ilia Ilyin, Marina Varygina, Alexey Vladimirovich Gusev (EMEP MSC-E) e Anna Carlin Benedictow e Michael Gauss (EMEP MSC-W) per aver reso disponibili i campi prodotti dai modelli EMEP; Maria Gesuina Diodi (CNR/IIA), Beatrice Bondanelli (Provincia Autonoma di Bolzano), Monica Angelucci (ARPA Umbria), Sandro Zampilloni (Regione Lazio), Carla Contardi (Regione Piemonte), Fulvio Stel (ARPA Friuli-Venezia Giulia), Giuseppe Onorati (Regione Campania) e Salvatore Patti (ARPA Veneto) per aver fornito i dati sperimentali utilizzati in questo studio.

Bibliografia

- Cotton, W.R., Pielke, R.A., Walko, R.L., Liston, G.E., Tremback, C.J., Jiang, H., McAnelly, R.L., Harrington, J.Y., Nicholls, M.E., Carrio, G.G., McFadden, J.P., 2003. RAMS 2001: Current status and future directions. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 82, 5-29.
- Damian, V., Sandu, A., Damian, M., Potra, F., Carmichael, G.R., 2002. The Kinetic PreProcessor KPP - A Software Environment for Solving Chemical Kinetics'. *Computers and Chemical Engineering*, 26(11), 1567-1579.

- Denier van der Gon H., van het Bolschera M., Visschedijka A., Zandveld P., 2007. Emissions of persistent organic pollutants and eight candidate POPs from UNECE–Europe in 2000, 2010 and 2020 and the emission reduction resulting from the implementation of the UNECE POP protocol. *Atmospheric Environment*, 41, 9245-9261.
- EMEP (2003). Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe. EmeP Status Report 2003. Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- Finizio, A., Mackay, D., Bidleman, T., Harner, T., 1997. Octanol-air partition coefficient as a predictor of partitioning of semi-volatile organic chemicals to aerosols. *Atmospheric Environment*, 31, 2289-2296.
- Gariazzo, C., Silibello, C., Finardi, S., Radice, P., Piersanti, A., Calori, G., Cucinato, A., Perrino, C., Nussio, F., Cagnoli, M., Pelliccioni, A., Gobbi, G.P., Di Filippo, P., 2007. A gas/aerosol air pollutants study over the urban area of Rome using a comprehensive chemical transport model. *Atmospheric Environment*, 41, 7286-7303.
- Harner, T., Falconer, R., Bidleman, T.F., Lee, R.G.M., Jones, K.C., 1999. Using the octanol-air partition coefficient to describe sorption to aerosols. Preprints of Extended Abstracts, 39, 1, 431-433 Symposia Papers Presented Before the Division of Environmental Chemistry American Chemical Society Anaheim, CA March 21-25, 1999.
- Hov Ø., Eliassen A., Simpson D., 1988. Calculation of the distribution of NO_x compounds in Europe. In Isaksen I.S.A. (ed.) *Tropospheric ozone. Regional and global scale interactions*, 239-262, Dordrecht D. Reidel.
- Junge, C.E., 1977. Basic considerations about trace constituent in the atmosphere is related to the fate of global pollutant. In: I.H. Suffet (ed.) *Fate of pollutants in the air and water environment. Part I*, Advanced in Environ. Sci. Technol., 8, Wiley-Interscience, New York.
- Mircea, M., Zanini, G., 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 21th Air Pollution Modeling and its Application, September 27 - October 1, 2010, Turin, Italy, 491-498.
- Pankow, J.F., 1987. Review and comparative analysis of the theories on partitioning between the gas and aerosol particulate phases in the atmosphere. *Atmospheric Environment*, 21, 2275-2283.
- Silibello, C., Calori, G., Brusasca, G., Giudici, A., Angelino, E., Fossati, G., Peroni, E., Buganza, E., 2008. Modelling of PM₁₀ concentrations over milano urban area using two aerosol modules. *Environmental Modelling and Software*, 23, 333-343.
- Travnikov O., Ilyin I., 2007. Modelling of heavy metals atmospheric dispersion in Europe. ESPREME Project, Workpackage 04, Atmospheric modelling of HM concentrations, May 2007.
- Vautard R., Bessagnet B., Chin M., Menut L., 2005. On the contribution of natural Aeolian sources to particulate matter concentrations in Europe: Testing hypotheses with a modeling approach. *Atmospheric Environment*, 39, 3291–3303.
- 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, June 1-4, 2010, Paris, France, 609-613.
- Zhang, Y., Shen, H., Tao, S., Ma, J., 2001. Modeling the atmospheric transport and outflow of polycyclic aromatic hydrocarbons emitted from China. *Atmospheric Environment*, 45, 2820-2827.