

# L'IMPATTO DELL'INQUINAMENTO AMBIENTALE PRODOTTO DAGLI AEROPORTI SULLA SALUTE DEI RESIDENTI

**CARLA ANCONA<sup>1</sup>, GAETANO LICITRA<sup>2</sup>, GIORGIO CATTANI<sup>3</sup>, ROBERTO SOZZI<sup>4</sup>, FRANCESCO FORASTIERE<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> *Dipartimento di Epidemiologia del Servizio Sanitario Regionale, Lazio*

<sup>2</sup> *Istituto per i Processi Chimico-Fisici U.O.S. Pisa*

<sup>3</sup> *ISPRA – Dipartimento Stato dell'Ambiente e Metrologia Ambientale*

<sup>4</sup> *ARPA Lazio*

---

## Introduzione

L'aviazione civile è uno dei settori maggiormente in crescita dell'economia globale, con un aumento del traffico annuale di circa il 5% dagli anni novanta (IPCC, 1999). Anche negli ultimi anni, i livelli di crescita sono rimasti pressoché invariati e si ipotizza rimangano costanti fino al 2036 (ICAO 2010), anche se si nota un rallentamento con una diminuzione del numero dei voli negli anni 2008 e 2009, rispetto al 2007, a causa della crisi economica nei principali mercati mondiali. Un aeroporto è un sistema complesso potenzialmente in grado di determinare un impatto significativo sull'ambiente circostante. In particolare la presenza di un aeroporto è principalmente associata ad un aumento del rumore ambientale, i cui impatti sulla salute dei residenti nelle aree circostanti sono stati oggetto di numerosi studi epidemiologici; solo recentemente è stato posto con forza l'accento sul potenziale impatto delle strutture aeroportuali sulla qualità dell'aria. Nel 2010, il Centro nazionale per la prevenzione e il controllo delle malattie (CCM), un organismo di coordinamento tra il ministero della Salute e le Regioni per le attività di sorveglianza, prevenzione e risposta tempestiva alle emergenze (<http://www.ccm-network.it/>), ha approvato il progetto "Impatto dell'inquinamento ambientale prodotto dagli aeroporti sulla salute dei residenti", coordinato dal Dipartimento di Epidemiologia del Servizio Sanitario Regionale del Lazio. Il progetto ha come obiettivo generale quello di fornire metodologie e strumenti operativi per l'avvio di sistemi di sorveglianza in materia di inquinamento acustico ed atmosferico e relativi effetti sulla salute tra i residenti nei pressi dei principali aeroporti italiani.

## Inquinamento acustico: danno, disturbo, annoyance

L'esposizione a rumore, per ragioni professionali (luoghi di lavoro rumorosi), individuali (CD players, MP3) o ambientali (rumore da traffico o da aeroporti) può avere conseguenze sulla salute e i danni che provoca possono essere di tipo uditivo ed extra-uditivo. I primi sono associati ad una stimolazione sonora di intensità tale da causare la perdita di cellule sensoriali dell'organo del Corti (danno specifico) con perdita della capacità uditiva; i danni di tipo extra-uditivo, anche se non otolesivi, possono arrecare effetti indesiderati di diversa gravità, dalla difficoltà nella comunicazione, interferenza con i processi cognitivi e peggioramento della qualità del sonno, all'aumento della pressione arteriosa e alla insorgenza di disturbi ischemici. Gli effetti negativi che

il rumore può comportare sulla salute dei soggetti esposti sono ampiamente documentati dalla letteratura scientifica sul tema (Sørensen *et al.*, 2011; Babish *et al.*, 2006; van Kempen *et al.*, 2002). Tra le conseguenze più rilevanti, associate con l'esposizione cronica a rumore di origine aeroportuale, si osservano in particolar modo l'aumento della pressione arteriosa e l'insorgenza di disturbi cardiovascolari (Rosenlund *et al.*, 2001; Aydin *et al.*, 2007; Haralabidis *et al.*, 2008; Matsui *et al.*, 2004; Eriksson *et al.*, 2007). I danni extra-uditivi dipendono da un'alterazione soggettiva generalmente nota come "disturbo da rumore", *annoyance* in inglese (Benedetto *et al.*, 2001). Quest'ultimo insorge qualora una fonte sonora è percepita come fastidiosa, irritante, indesiderata, ed è associato alla presenza di sintomi quali irritabilità, stanchezza, mal di testa, calo della performance, ecc. Negli ultimi anni, diversi studi hanno dimostrato come la qualità, l'imprevedibilità e l'incontrollabilità e l'intensità del rumore, sia da traffico urbano che aeroportuale, siano associati ad effetti sulla salute, con una relazione stretta tra queste caratteristiche del rumore e la frequenza dei soggetti che si dichiarano "disturbati" dal rumore stesso (Babish *et al.*, 2009; Miedema e Vos, 1998).

Il rumore è un fattore di stress ambientale capace di provocare, secondo il modello generale di reazione allo stress, un'attivazione del sistema nervoso centrale e iperattività del sistema nervoso autonomo simpatico (Spiegel *et al.*, 2004;), determinando effetti transitori come un aumento della frequenza cardiaca, vasocostrizione e conseguente aumento della pressione arteriosa, modifiche della viscosità del sangue, dei lipidi ematici e alterazioni degli elettroliti (Ising e Gunter, 1997). Al di là di queste alterazioni reversibili, la prolungata esposizione a rumore può condurre, negli individui maggiormente suscettibili, a danni permanenti, che passano dall'ipertensione alle malattie ischemiche, fino all'infarto del miocardio (Passchier e Vermeer, 1993; Berglund e Lindevall, 1995) e all'ictus (Rosenlund *et al.*, 2001). Sono stati inoltre osservati in soggetti esposti a rumore aeroportuale effetti quali disfunzionalità del sistema immunitario (Maschke *et al.*, 2002), alterazioni psichiche come irritabilità ed aggressività (Hardoy *et al.*, 2005) e riduzione delle prestazioni cognitive (per esempio difficoltà di apprendimento scolastico nei bambini (Hygge *et al.*, 1993). Negli ultimi anni, con la realizzazione di alcuni progetti è stata favorita, a livello europeo, la ricerca per approfondire il rapporto tra rumore e salute cardiovascolare. Per esempio, il progetto ENNAH - *European Network on Noise and Health* ([www.hennah.eu](http://www.hennah.eu)) si è posto come obiettivo principale la creazione di una rete di comunicazione tra scienziati in merito agli effetti del rumore sulla salute delle popolazioni esposte. Sempre a livello europeo, il progetto HYENA - *Hypertension and Exposure to Noise near Airports* (Jarup *et al.*, 2005) si è occupato in specifico dell'associazione esistente tra ipertensione e rumore aeroportuale nei cittadini residenti nei pressi degli aeroporti di Londra, Berlino, Amsterdam, Atene, Stoccolma, e Milano, evidenziando un eccesso di rischio di ipertensione del 10% per ogni incremento nei livelli di rumore pari a 10 dBA (Jarup *et al.*, 2008).

### **La stima dell'esposizione e le azioni di rimedio**

Al fine di quantificare l'esposizione al rumore della popolazione e promuovere azioni di protezione e salvaguardia, di diffusione dell'informazione sui rischi e il risanamento ambientale, la Commissione Europea ha emanato una specifica Direttiva Europea (Directive 2002/49/EC). Il processo di sua implementazione in tutti i Paesi Membri ha coinvolto diversi gruppi di lavoro, tra cui il WG- AEN (*Assessment of exposure to noise*), determinando lo svolgimento di alcuni importanti progetti europei (*Imagine*: <http://www.imagine-project.org/> *Silence*: <http://www.silence-ip.org/site/>, etc.) e la redazione di documenti caposaldo come i Position Papers sul rumore ambientale (<http://ec.europa.eu/environment/noise/home.htm>) (European Commission, 2002; European Commission, 2003; European Commission, 2004; European Commission, 2005; European Commission, 2006; European Commission, 2008). Il D.Lgs. 194/05 "Attuazione della Direttiva 2002/49/CE relativa alla determinazione ed alla gestione del rumore ambientale",

recepisce interamente la Direttiva Europea, apportando sostanziali novità in materia e nuovi obblighi per gli Enti territoriali competenti e per i gestori delle infrastrutture di trasporto. Il Decreto, introduce l'obbligo di effettuare una mappatura acustica strategica degli agglomerati urbani per determinare l'esposizione al rumore dei cittadini valutando la rumorosità prodotta da alcune specifiche sorgenti presenti sul territorio (traffico veicolare, ferroviario, aeroportuale, sorgenti industriali). L'agglomerato urbano è individuato dalla regione o dalla provincia autonoma competente, ed è costituito da uno o più centri abitati, ai sensi dell'articolo 3 del D.L. 30 aprile 1992, n. 285, e successive modificazioni, contigui fra loro e la cui popolazione complessiva sia superiore a 250.000 abitanti (100.000 abitanti a partire dal 2012).

Mappe di rumore specifiche per ogni sorgente devono essere prodotte anche in ambito extraurbano nel caso delle infrastrutture principali, con cadenza quinquennale a partire dal 2007, ed in particolare con soglie per le strade di oltre 6 milioni di veicoli l'anno (nel 2012 tre milioni), per le ferrovie di 60.000 convogli l'anno (30.000 convogli nel 2012), per gli aeroporti di 50.000 movimenti aerei. Tali mappe sono il passaggio propedeutico alla redazione di piani d'azione, ossia piani per la gestione e la mitigazione dell'inquinamento acustico, volti ad individuare interventi per evitare e ridurre il rumore ambientale, nonché a preservare l'acustica nell'ambiente nel caso in cui essa sia buona. Alla stesura della mappatura acustica e dei piani d'azione è chiamata a partecipare la cittadinanza che assume un ruolo di vera coprotagonista nella redazione dei nuovi strumenti di gestione del rumore ambientale (Art. 8 Informazione e consultazione del pubblico). Per dare un'idea dell'impatto della normativa si segnala che in Italia sono 13 gli agglomerati con oltre 250.000 abitanti e ben 46 comuni superano i 100.000: sono quindi soggetti alla mappatura acustica. Ad oggi la mappatura acustica è stata redatta solamente per i comuni di Bologna, Genova, Roma, Firenze, Pisa, Torino e Milano.

Il D.Lgs. si affianca in Italia ad un quadro normativo piuttosto complesso per ciò che riguarda la gestione del rumore ambientale: basti pensare che la legge quadro sul rumore (legge n. 447/95) introduce 14 decreti attuativi, di cui la gran parte già emanati e che molte regioni italiane hanno adottato specifiche leggi regionali sul tema. Alcune disposizioni normative, finalizzate alla misura della rumorosità in ambito urbano, erano da tempo già presenti nella normativa nazionale. La legge quadro sul rumore ambientale all'art.7, infatti, dettava istruzioni affinché i comuni con più di 50.000 abitanti redigessero una relazione biennale sul clima acustico; gli articoli 2, 4 e 6 prevedevano che tutti i comuni italiani predisponessero la classificazione acustica del loro territorio e successivamente un piano di risanamento comunale che riconducesse i livelli sonori entro i limiti sanciti dalla classificazione acustica. Per una panoramica dell'attività svolta in Toscana, la regione più attiva sul tema in Italia, si veda <http://www.arpat.toscana.it/arpatnews/2010/224-10-ridurre-inquinamento-acustico-in-toscana/>. La mappatura acustica rappresenta i valori sonori realmente esistenti in ambito esterno e serve per determinare la popolazione esposta a diversi livelli di rumore; la classificazione acustica determina invece i valori limite di rumorosità che devono essere rispettati in un territorio comunale. Il confronto fra i due strumenti può agevolmente far emergere le situazioni di superamento dei limiti di legge, punto di partenza per elaborare piani di azione. Al fine di aiutare i comuni italiani nel processo di redazione della mappatura strategica e dei piani d'azione sarà organizzata, a Pisa, dall'Associazione Italiana di Acustica e dall'ANCI, una giornata di studio il 9 novembre 2012. Il seminario avrà l'obiettivo di analizzare le esperienze finora realizzate sul territorio nazionale, mettendo a confronto le criticità riscontrate e le soluzioni attuate per risolverle, al fine di proporre indirizzi operativi che possano essere ufficializzati e diffusi fra tutti le parti coinvolte (<http://www.associazioneitalianadiacustica.it/>). L'esperienza maturata nella prima fase di attuazione della Direttiva costituisce un bagaglio di conoscenze per ottimizzare procedure e metodi d'ausilio per coloro che sono coinvolti nella seconda fase di attuazione della Direttiva. Nell'ambito del progetto CCM "Impatto dell'inquinamento ambientale prodotto dagli aeroporti sulla salute dei residenti" è in corso un'indagine campionaria tra la popolazione residente (almeno 400 soggetti rispondenti per ciascuna località) in prossimità degli aeroporti di Torino-Caselle, Pisa-San Giusto, Venezia-Tessera, Milano-Linate e Milano-Malpensa, con l'obiettivo di valutare la frequenza di ipertensione, l'insofferenza al rumore (annoyance) e disturbi respiratori in relazione con i fattori ambientali.

I dataset risultanti dalle 5 indagini campionarie saranno combinati con quello già disponibile relativo allo studio SERA, realizzato presso l'aeroporto di Ciampino (Ancona et al, 2010).

### **Inquinamento atmosferico prodotto dagli aeroporti**

Le emissioni prodotte dalle attività aeroportuali possono influenzare la qualità dell'aria e contribuire all'esposizione della popolazione determinando un incremento del rischio da esposizione ad inquinanti aerodispersi sia localmente che su scala più ampia. Le attività aeroportuali possono determinare l'emissione e l'immissione in atmosfera di sostanze inquinanti, principalmente originate dalla combustione di combustibili fossili. La principale fonte di questo tipo è rappresentata dagli scarichi dei motori degli aerei, durante i movimenti a terra e in volo. Le emissioni assumono, qualitativamente e quantitativamente, caratteristiche profondamente diverse in funzione della fase di movimento e del relativo regime dei motori. Ciascuna fase poi è caratterizzata da emissioni quali-quantitativamente diverse in funzione del tipo di aeromobile, del tipo e del numero di motori, del combustibile utilizzato. Altre fonti di emissione sono gli scarichi dei motori ausiliari (*Auxiliary Power Unit, APU*), i flussi di traffico veicolare (passeggeri e merci) da e verso l'aeroporto stesso (*ground access vehicles*), i sistemi di supporto a terra, necessari per la manovra dei velivoli in sosta e le attività di assistenza agli aeromobili (*Ground access vehicles, GSE*) le strutture fisse all'interno dell'area aeroportuale (centrali termiche, cabine elettriche e gruppi elettrogeni, sistemi di condizionamento dell'aria, punti di rifornimento di carburante, manutenzione degli aeromobili presso hangar e officine di manutenzione, cantieri temporanei). I motori degli aerei sono alimentati con cherosene, una miscela complessa di idrocarburi, con un punto di ebollizione compreso tra 145 and 300 °C. Si tratta di una frazione petrolifera simile a quella da cui si ottiene il gasolio e l'olio combustibile. Gli inquinanti emessi dunque sono qualitativamente simili a quelli emessi allo scarico da un motore a combustione interna alimentato da combustibili fossili, che caratterizzano i processi di combustione, quali anidride carbonica (CO<sub>2</sub>), monossido di carbonio (CO), ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>), ossidi di zolfo (SO<sub>2</sub>) in dipendenza dal livello di zolfo presente nel combustibile<sup>1</sup>, composti organici volatili e semi-volatili, e materiale particolato (PM). Gli aeromobili emettono particelle ultrafini (diametro aerodinamico minore di 0,1 µm) sia immediatamente allo scarico, prevalentemente sottoforma di carbonio elementare, sia in conseguenza della rapida condensazione e coagulazione di gas e vapori (acido solforico, combustibile parzialmente bruciato, olio lubrificante) immediatamente dopo l'emissione, fenomeno che si verifica entro poche decine di metri dallo scarico (ACRP 6, 2008). Fonti di PM nella frazione *coarse* (1µm – 10 µm) sono lo stoccaggio di sabbia o sale, le attività di cantiere e di manutenzione degli aeromobili. I fenomeni di attrito generati dal movimento dei veicoli e degli aeromobili in particolare nelle fasi di atterraggio. Nel contesto aeroportuale assume rilevanza una sottocategoria di composti organici volatili identificati in letteratura come "*gas-phase hazardous air pollutants (HAPs)*" acroleina, formaldeide, 1,3 butadiene, naftalene, benzene, acetaldeide, toluene, xilene e propanale (ACRP, 2007) emessi in quantità significativa dagli aeromobili nelle fasi di avvicinamento e di attesa che precedono il decollo. Le emissioni sono caratterizzate da ampia variabilità in particolare in funzione del reale regime dei motori, della durata delle fasi più critiche per ciascun volo e delle condizioni ambientali, in particolar modo della temperatura (Yelvington, Herndon *et al.*, 2007).

Il monitoraggio della qualità dell'aria all'interno del sedime aeroportuale, nei pressi del confine del sedime, e nelle zone residenziali limitrofe è in alcuni casi un'attività routinaria (e.g. Budapest<sup>2</sup>,

1 A livello internazionale è accettato un contenuto di zolfo massimo pari allo 0,30% in peso (ASTM); il contenuto effettivo è generalmente inferiore (0,04 – 0,06%, IPCC, 1999).

2 [http://www.bud.hu/english/about\\_us/environment/air\\_quality](http://www.bud.hu/english/about_us/environment/air_quality)

Francoforte, Londra<sup>3</sup>, Heathrow<sup>4</sup> e Gatwick<sup>5</sup>, Manchester<sup>6</sup>, Parigi<sup>7</sup> CdG e Orly (Lelievre et al, 2006); Madrid<sup>8</sup>; Barcellona<sup>9</sup>; Ginevra<sup>10</sup>; Zurigo<sup>11</sup>; Atene (Anamaterou et al, 2004), Roma (ADR, vari anni).

In generale dai soli monitoraggi routinari non emerge il contributo dell'aeroporto, dal momento che nella grande maggioranza dei casi i livelli misurati nelle immediate vicinanze degli aeroporti non sono significativamente più elevati rispetto a quelli rilevati nelle altre zone influenzate dalle emissioni da traffico veicolare o da emissioni industriali. I livelli misurati riflettono il contributo d'insieme delle diverse sorgenti, aeroportuali e non, nello specifico contesto territoriale, climatico e meteorologico in cui le misure sono effettuate. L'area aeroportuale tuttavia è spesso molto ampia, e le misure effettuate all'interno dei piazzali mostrano talvolta una qualità dell'aria peggiore rispetto a quella delle zone adiacenti al sedime. (Fleuti *et al.*, 2009 Welch *et al.*, 2011 Tessareaux, 2004). La valutazione dei livelli di altri inquinanti e/o di altre metriche (composti organici volatili e semi-volatili, componenti del particolato, concentrazione in numero e distribuzione dimensionale delle particelle) è stata effettuata in alcuni casi con campagne ad hoc progettate e realizzate nell'ambito di progetti di ricerca specifici. Alcuni di questi, basati su misure della concentrazioni degli inquinanti effettuate all'interno del sedime aeroportuale o nelle immediate vicinanze, sono stati realizzati al fine di raccogliere informazioni utili nell'interpretazione dei dati di qualità dell'aria nelle zone limitrofe all'aeroporto e del contributo relativo delle diverse sorgenti e attività aeroportuali. È stato osservato che la variabilità su scala oraria non è sufficiente a permettere di apprezzare fenomeni su scala temporale ridotta, determinati dalle attività aeroportuali; le diverse sorgenti aeroportuali determinano un contributo complessivo caratterizzato da variabilità molto ampia in intervalli di tempo limitati. I risultati dimostrano comunque che le operazioni aeroportuali, incluse quelle a terra, hanno un'influenza sui livelli dei diversi inquinanti monitorati nelle immediate vicinanze dell'aeroporto. Periodici picchi (tra 20.000 e 400.000 pp cm<sup>-3</sup>) di UFP sono stati osservati in corrispondenza di operazioni di decollo e atterraggio degli aeromobili, nelle postazioni sottovento alle piste. Le misure ad alta risoluzione temporale aiutano a evidenziare il contributo degli aeromobili, mentre le misure integrate della concentrazione di massa del PM, su tempi d'integrazione tipici (24h) non permettono di evidenziare significative differenze riconducibili alle attività aeroportuali.

Nell'ambito del progetto CCM gli aspetti scientifici relativi all'inquinamento atmosferico generato dal traffico aeroportuale saranno studiati attraverso un sistema integrato di misure e di modelli di dispersione degli inquinanti. Le attività in questo caso partono da un'analisi della letteratura sulla valutazione dell'inquinamento atmosferico generato dalle attività aeronautiche (attività di volo e di terra) e dal traffico autoveicolare indotto nelle principali vie di collegamento con l'aeroporto, con una panoramica sullo stato dell'arte sull'uso della modellistica atmosferica per lo studio di impatto aeroportuale e sull'integrazione degli strumenti modellistici con i risultati di campagne di monitoraggio ad hoc nella quale saranno evidenziati i limiti e le incertezze delle valutazioni. Prevedono poi la predisposizione di un protocollo generale per la valutazione d'impatto del sistema aeroportuale sulla qualità dell'aria delle zone limitrofe potenzialmente esposte. Il protocollo dovrà rappresentare una guida alla scelta dei modelli, delle variabili di input necessarie per effettuare

3 <http://www.londoncityairport.com/aboutus/AirQuality.aspx>

4 <http://www.heathrowairwatch.org.uk/>

5 [http://www.gatwickairport.com/Documents/business\\_and\\_community/Misc/Air\\_Quality\\_Action\\_Plan\\_Final.pdf](http://www.gatwickairport.com/Documents/business_and_community/Misc/Air_Quality_Action_Plan_Final.pdf)

6 <http://www.manchesterairport.co.uk/>

7 <http://www.aeroportsdeparis.fr/ADP/en-GB/Group/Sustainablegrowth/PolitiqueEnvironnementale/MaisonEnvironnement/>

8 <http://www.aena-aeropuertos.es/csee/Satellite/Aeropuerto-Madrid-Barajas/en/Page/1237543055919/1049727006417/Informes.html>

9 <http://www.aena-aeropuertos.es/csee/Satellite/Aeropuerto-Barcelona/en/Page/1237543068267//>

10 <http://www.gva.ch/en/desktopdefault.aspx/tabid-111/>

11 <http://www.zurich-airport.com/desktopdefault.aspx/tabid-580/>

le simulazioni (dati di emissione delle sorgenti di impatto e dati meteorologici) e alla conduzione di campagne di monitoraggio (scelta dei siti di prelievo/misura degli inquinanti, strumenti e metodi di analisi, periodicità delle misure, copertura minima per la rappresentatività spazio-temporale delle informazioni). Sulla base del protocollo predisposto è stata effettuata un'indagine pilota nell'area dell'aeroporto di Ciampino (Roma) che mira ad evidenziare la variabilità spazio-temporale e il contributo relativo delle diverse sorgenti di inquinanti gassosi (ossidi di azoto e di zolfo, composti organici volatili alifatici, aromatici e carbonilici), della concentrazione in massa di alcune frazioni del particolato, della concentrazione numerica delle particelle e di alcuni componenti del particolato. Al fine di ottenere informazioni anche sulla variabilità spaziale dei livelli di concentrazione delle sostanze inquinanti, sarà utilizzato il sistema modellistico attualmente operativo presso il Centro Regionale della Qualità dell'Aria di Arpalazio. Esso è costituito dal modello meteorologico RAMS e dal modello di dispersione fotochimica FARM e viene utilizzato sia in versione prognostica (previsioni di qualità dell'aria fino a 120 ore) che in versione diagnostica (sistema Near-real Time). Inoltre è previsto anche lo sviluppo di modelli empirici (*land use regression*) per realizzare stime di distribuzione delle concentrazioni a maggiore risoluzione spaziale.

## Conclusioni

La soluzione che il progetto intende suggerire è frutto dell'esperienza di collaborazione maturata negli anni da ricercatori italiani anche nel quadro di progetti promossi dall'Unione Europea, nonché della esperienza dei servizi sanitari e delle agenzie ambientali incaricate di sorvegliare lo stato di salute della popolazione e lo stato dell'ambiente. Il progetto configura una forte integrazione multidisciplinare fra tecniche epidemiologiche e tecniche di rilevazione ambientale attraverso un'azione concertata tra servizi ambientali, epidemiologici e di sanità pubblica; tale collaborazione è coerente con la stessa indicazione riportata in tutti gli ultimi piani sanitari nazionali Italiani.

## Bibliografia

- ACRP Report 6: 2008. Research needs associated with particulate emission at airports. Transportation research board of the National Academies sponsored by FAA.
- ACRP Report 7: 2007. Aircraft and Airport-Related Hazardous Air Pollutants: Research Needs and Analysis. Transportation research board of the National Academies sponsored by FAA.
- Ancona C., Forastiere F., Mataloni F., Badaloni C., Fabozzi T., Perucci C. A. on behalf of the SERA study group, 2010. Aircraft noise exposure and blood pressure among people living near Ciampino airport in Rome. *Rivista Italiana di Acustica*, 34 (3): 11-13.
- Aydin Y., Kaltenbach M., 2007. Noise perception, heart rate and blood pressure in relation to aircraft noise in the vicinity of the Frankfurt airport. *Clin Res Cardiol.*, 96(6):347-58.
- Babisch W., 2006. Transportation noise and cardiovascular risk: updated review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased. *Noise Health*, 8(30):1-29. Review.
- Babisch W., Houthuijs D., Pershagen G., Cadum E., Katsouyanni K., Velonakis M., Dudley M.L., Marohn H.D., Swart W., Breugelmans O., Bluhm G., Selander J., Vigna-Taglianti F., Pisani S., Haralabidis A., Dimakopoulou K., Zachos I., Järup L., HYENA Consortium, 2009. Annoyance due to aircraft noise has increased over the years—results of the HYENA study. *Environ Int.*, 35(8):1169-76.

- Benedetto G., Camerino D., Merluzzi F., Spagnolo R., 2001. Percezione uditiva ed effetti del rumore. In *Manuale di Acustica* a cura di Renato Spagnolo. UTET, Torino pagg. 64-122.
- Berglund B, Lindevall T. 1995. *Community Noise*. Stockholm: Archives of the center for Sensory Research.
- DECRETO LEGISLATIVO 19 agosto 2005, n. 194 "Attuazione della direttiva 2002/49/CE relativa alla determinazione e alla gestione del rumore ambientale." (GU n. 222 del 23-9-2005; ripubblicato su GU n. 239 del 13-10-2005)
- DECRETO LEGISLATIVO 30 aprile 1992, n. 285 "Nuovo codice della strada" (GU 18-5-1992, n. 114).
- DIRECTIVE 2002/49/EC, 2002. "Directive of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 relating to the assessment and management of environmental noise. (Official Journal of the European Communities, L 189, 12-25.)
- ENNAH [www.ennah.eu](http://www.ennah.eu)
- Eriksson C, Rosenlund M, Pershagen G, Hilding A, Ostenson CG, Bluhm G. Aircraft Noise and Incidence of Hypertension. *Epidemiology* 2007; 18 (6): 716-721.
- European Commission 2005, Position Paper from the Working Group Health & Socio-Economic, Aspect of Noise on the "effectiveness of noise measures".
- European Commission 2008, Position Paper from the European Environment Agency Working Group on the Assessment of Exposure to Noise (WG-AEN) "Presenting Noise Mapping Information to the Public".
- European Commission Working Group on Dose-Effect Relations, 2002. "Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance." [http://ec.europa.eu/environment/noise/pdf/noise\\_expert\\_network.pdf](http://ec.europa.eu/environment/noise/pdf/noise_expert_network.pdf).
- European Commission Working Group on Health and Socio-Economic Aspects, 2004. "Position paper on dose-effect relationships for night time noise." <http://ec.europa.eu/environment/noise/pdf/positionpaper.pdf>.
- European Commission, 2003. "Position paper on the valuation of noise." [http://ec.europa.eu/environment/noise/pdf/valuatio\\_final\\_12\\_2003.pdf](http://ec.europa.eu/environment/noise/pdf/valuatio_final_12_2003.pdf)
- European Commission, 2006, from the European Environment Agency Working Group on the Assessment of Exposure to Noise WG-AEN, "Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure".
- Fleuti E., Maraini S., Janicke U., 2009. Air Quality Assessment Sensitivities - Zurich Airport Case Study. Flughafen Zürich AG December.
- Haralabidis A.S., Dimakopoulou K., Vigna-Taglianti F., Giampaolo M., Borgini A., Dudley M.L., Pershagen G., Bluhm G., Houthuijs D., Babisch W., Velonakis M., Katsouyanni K., Jarup L., HYENA Consortium, 2008. *Eur Heart J.*, 29(5):658-64.
- Hardoy M.C., Carta M.G., Marci A.R., Carbone F., Cadeddu M., Kovess V., Dell'Osso L., Carpiello B., 2005. Exposure to aircraft noise and risk of psychiatric disorders: the Elmas survey-aircraft noise and psychiatric disorders. *Soc Psychiatry Psychiatr Epidemiol.* 40(1):24-6.
- Hygge S. 1993. The Munich Airport Noise Study: Psychosocial, cognitive, motivational and quality of life effects on children, in "noise and man", pagg., 301-308.
- ICAO, 2010. ICAO Environmental Report 2010.
- IPCC, 1999. Aviation and the global atmosphere.
- Ising H. and Gunther T., 1997. Interaction between noise-induced stress and magnesium losses: relevance for long-term effects. In F Augustinovicz (ed). *Inter Noise 97. Help Quiet the World for a Higher Quality Life. Vol 2:1099-1104*. Noise Control Foundation, Poughkeepsie, NY, USA.

- Jarup L., Babisch W., Houthuijs D., Pershagen G., Katsouyanni K., Cadum E., Dudley M.L., Savigny P., Seiffert I., Swart W., Breugelmans O., Bluhm G., Selander J., Haralabidis A., Dimakopoulou K., Sourtzi P., Velonakis M., Vigna-Taglianti F.; HYENA study team, 2008. Hypertension and exposure to noise near airports: the HYENA study. *Environ Health Perspect.* 116(3):329-33.
- Jarup L., Dudley M.L., Babisch W., Houthuijs D., Swart W., Pershagen G., Bluhm G., Katsouyanni K., Velonakis M., Cadum E., Vigna-Taglianti F.; HYENA Consortium. 2005. Hypertension and Exposure to Noise near Airports (HYENA): study design and noise exposure assessment. *Environ Health Perspect.* 113(11):1473-8.
- LEGGE 26 ottobre 1995, n. 447 "Legge quadro sull'inquinamento acustico" pubblicata sulla (GU N. 254 del 30-10-1995)
- Lelièvre C. P., Magnani G., Ramarosan R., Gouriou F., Talbaut M., Fréjafon E., Schuermann G., Schaefer K., Cornier I., Emeis S., Vannier F., Paux E., Copalle A., Perros P., 2006. Air quality and engine emission at Paris CDG airport during AIRPUR field campaigns. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 86: 261-276.
- Maschke C. et al., 2002. Epidemiological examinations to the influence of noise stress on the immune system and the emergence of arteriosclerosis. Berlin: Robert Koch-Institut.
- Matsui T., Uehara T., Miyakita T., Hitamatsu K., Osada Y., Yamamoto T., 2004. The Okinawa study: effects of chronic aircraft noise on blood pressure and some other physiological indices. *J Sound Vib*, 277:469-470.
- Miedema H.M.E., Vos H., 1998. Exposure response functions for transportation noise. *Journal of the Acoustical Society of America*; 104: 3432-3445.
- Passchier-Vermeer, 1993. Noise and Health. The Hague: Health Council of the Netherlands,.
- Rosenlund M., Berglund N., Pershagen G., Jarup L., Bluhm G., 2001. Increased prevalence of hypertension in a population exposed to aircraft noise. *Occup Environ Med* 58:769-773.
- Sørensen M., Hvidberg M., Andersen Z.J., Nordsborg R.B., Lillelund K.G., Jakobsen J., Tjønneland A., Overvad K., Raaschou-Nielsen O., 2011. Road traffic noise and stroke: a prospective cohort study. *Eur Heart J.*, 32(6): 737-44. Epub Jan 25.
- Spiegel K., Leproult R., 2004. L'hermite-Baleriaux M, Copinschi G, Penev PD, Van Cauter E. Leptin Levels Are Dependent on Sleep Duration: Relationships with Sympathovagal Balance, Carbohydrate Regulation, Cortisol, and Thyrotropin. *J Clin Endocrinol Metab*, 89:5762-57.
- Tesseraux I., 2004. Risk factors of jet fuel combustion products. *Toxicology Letters* 149: 295-300.
- van Kempen E.E., Kruize H., Boshuizen H.C., Ameling C.B., Staatsen B.A., de Hollander A.E., 2002. The association between noise exposure and blood pressure and ischemic heart disease: a meta-analysis. *J Anim Sci.*, 80(2):429-39.
- Welch D., Laxen K., Moorcroft S., 2011. London City Airport Air Quality Measurement Programme: Annual Report 2010. Air Quality Consultants Ltd, on behalf of London City Airport.
- Yelvington, P. E., S. C. Herndon, J. Wormhoudt, J. T. Jayne, R. C., Miake-Lye, W. B. Knighton, and C. Wey. 2007. Chemical Speciation of Hydrocarbon Emissions from a Commercial Aircraft Engine. *Journal of Propulsion and Power* 23(5):912-8.

# **Aeroporti e qualità dell'aria: una revisione della letteratura scientifica**

Giorgio Cattani<sup>1</sup>, Alessandro di Menno Di Bucchianico<sup>1</sup>, Alessandra Gaeta<sup>1</sup>, Daniela Romano<sup>1</sup>, Luca Fontana<sup>2</sup>, Ivo Iavicoli<sup>2</sup> per il CCM SERAItalia - sottogruppo qualità dell'aria.

<sup>1</sup> Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale

<sup>2</sup> Istituto di Sanità Pubblica, Università Cattolica del Sacro Cuore (sede di Roma)

## **Riassunto**

È stata redatta una sintesi della letteratura scientifica relativa all'impatto delle attività aeroportuali sulla qualità dell'aria ambiente, che vuole evidenziare le novità introdotte dagli studi degli ultimi anni, le conoscenze che emergono grazie all'uso di nuove metriche e allo sviluppo di metodi semi-empirici di analisi, le questioni ancora aperte.

Le campagne di monitoraggio, opportunamente integrate con le informazioni ottenute da modelli deterministici ed empirici, permettono di stimare i livelli di inquinamento, la variabilità spazio-temporale e il contributo relativo delle diverse sorgenti.

Dagli studi emerge che il contributo degli aeroporti non è trascurabile, sebbene in molti casi non dominante rispetto alle altre sorgenti contemporaneamente presenti, e osservabile in un raggio ridotto a 2-3 km dal sedime, con ampia variabilità spaziale.

Lo specifico contesto in cui l'aeroporto si colloca, insieme ai volumi di traffico aereo sono elementi decisivi sull'impatto potenziale dell'infrastruttura e i risultati delle valutazioni difficilmente sono esportabili.

Le sorgenti aeroportuali si caratterizzano per modalità non comuni di emissione del materiale particolato e degli ossidi di azoto (in particolare le emissioni in fase di decollo); le misure ad alta risoluzione temporale evidenziano delle caratteristiche uniche in relazione all'evoluzione spazio temporale degli inquinanti che gli strumenti di monitoraggio routinario non possono evidenziare adeguatamente. Questi aspetti non possono essere trascurati qualora l'obiettivo sia la valutazione dell'esposizione della popolazione residente in prossimità degli aeroporti.

## **Che cosa si sapeva già**

- Gli aeroporti nel loro complesso rappresentano un importante fattore di pressione ambientale
- La valutazione del contributo degli aeroporti all'inquinamento atmosferico osservato su scala locale è tuttora affetta da ampia incertezza.

## **Che cosa si aggiunge di nuovo**

- Le novità introdotte dagli studi degli ultimi anni, evidenziano la necessità di integrare gli strumenti di monitoraggio routinario con misure ad alta risoluzione temporale e strumenti modellistici semi-empirici di analisi dei risultati.
- L'analisi della letteratura permette di trarre alcune conclusioni di carattere generale che andrebbero tenute nella dovuta considerazione nel momento in cui si affronti la valutazione dell'impatto di un'infrastruttura aeroportuale sulla qualità dell'aria.

**Parole chiave:** Aeroporto, inquinamento atmosferico, emissioni, qualità dell'aria

## **Introduzione**

L'aviazione civile è uno dei settori maggiormente in crescita dell'economia globale, come dimostrato dall'aumento del traffico annuale di circa il 5% dagli anni novanta.<sup>1</sup> Gli scenari ipotizzati fino al 2036 confermano questa tendenza<sup>2</sup> nonostante recentemente, negli anni 2008 e 2009, sia stata osservata una diminuzione del numero dei voli probabilmente imputabile alla grave crisi economica che ha colpito i principali mercati mondiali<sup>3</sup>.

Un aeroporto è un sistema complesso che, mediante la produzione ed immissione nell'atmosfera di un numero importante di inquinanti, può determinare un impatto significativo sull'ambiente e sulle condizioni di salute dei lavoratori aeroportuali e della popolazione generale. Infatti, le emissioni generate dalle attività aeroportuali possono deteriorare la qualità dell'aria contribuendo quindi ad aumentare anche il rischio di esposizione dell'uomo ad inquinanti aerodispersi. Conseguentemente, negli ultimi anni, all'incremento del traffico è stato associato un importante aumento della pressione ambientale da parte del settore aeroportuale a livello locale, regionale e globale.

Gli aeroporti si inseriscono in contesti urbani, suburbani o semi-rurali e le sorgenti di inquinamento atmosferico proprie delle attività aeroportuali si aggiungono a quelle tipiche dell'ambito abitativo, industriale ed ambientale nel quale il sito aeroportuale si colloca. In un aeroporto le fonti di emissione nell'atmosfera di contaminanti sono diverse ma comunque accomunate dal fatto che la produzione delle sostanze inquinanti deriva sostanzialmente dalla combustione di carburanti fossili. La quantificazione del contributo di ciascuna sorgente e la differenziazione tra le emissioni aeroportuali e quelle extra-aeroportuali è una sfida estremamente attuale ed in larga parte ancora da definire ed analizzare adeguatamente. A questo proposito, recentemente, ai classici parametri di valutazione si sono aggiunte nuove metriche di calcolo ed analisi che utilizzano diverse tipologie di approccio alla problematica in questione e che comunque sono caratterizzati da un'ampia variabilità delle incertezze associate alle stime.

In questo lavoro di revisione è riportata una sintesi critica della letteratura scientifica relativa all'impatto delle attività aeroportuali sulla qualità dell'aria ambientale, al fine di evidenziare le novità introdotte dagli studi pubblicati negli ultimi anni, con particolare riferimento alle nuove informazioni derivanti dall'uso di nuove metriche e dallo sviluppo di metodi semi-empirici di analisi, ed allo scopo di individuare le aree di ricerca alle quali sarà necessario dedicarsi in futuro per migliorare le attuali conoscenze sull'impatto ambientale delle emissioni aeroportuali e per meglio caratterizzare ed approfondire il rapporto tra inquinamento aeroportuale ed eventuali effetti avversi per la salute dell'uomo.

## **Metodi**

### *Criteri di inclusione*

Sono stati presi in considerazione gli studi in cui fossero evidenziati contenuti innovativi per la valutazione dell'impatto degli aeroporti sulla qualità dell'aria. In particolare, con riferimento all'analisi delle fonti ed ai metodi per la stima delle emissioni aeroportuali, alla valutazione dei livelli e della variabilità spazio temporale dell'inquinamento atmosferico in aree limitrofe ad infrastrutture aeroportuali ed alla stima qualitativa e quantitativa del contributo delle sorgenti aeroportuali.

### *Strategie di ricerca*

La ricerca è stata rivolta all'analisi di articoli originali in *peer review*, di review, ma anche di rapporti e documenti prodotti da organismi internazionali che sono disponibili sul web. A tal fine sono state selezionate differenti parole chiave quali *aircraft, jet, gas turbine engine, engine exhaust, Airport, Aviation, jet fuel, combustion product, air pollution, aircraft emissions, urban, air quality, nitrose oxides, particle, particulate matter*, e diverse loro combinazioni. I motori di ricerca utilizzati sono stati: "PubMed", "Science Direct", e "google scholar".

## **Attività aeroportuali: fonti di emissione**

Differenti tipologie di attività aeroportuali, che comportano la combustione di carburanti fossili, possono causare lo sviluppo di numerose sostanze inquinanti. In questo contesto, la principale fonte di emissione è rappresentata dai motori dei velivoli che, consumando importanti quantità di

combustibile durante i movimenti a terra e in volo, determinano il rilascio in atmosfera di contaminanti atmosferici. I carburanti utilizzati dagli aerei possono essere suddivisi in due grandi gruppi in funzione del loro impiego nell'ambito dell'aeronautica militare (JP-8, JP-8-100, JP-4 e JP-5) o civile (Jet-A e Jet-A-1) ed il JP-8 ed il Jet-A sono rispettivamente quelli maggiormente impiegati.<sup>4,5</sup> La composizione del Jet-A differisce da quella del JP-8 in quanto nel primo tipo di carburante sono presenti numerosi additivi (antiossidanti, lubrificanti, inibitori della corrosione, prodotti antigelo e traccianti coloranti).<sup>6</sup> Il Jet-A è un carburante a base di cherosene che per l'81 % contiene idrocarburi alifatici (butano, dodecano, undecano, esano, eptano, ottano, nonano, pentano, tricloroetano) per il 18 % idrocarburi aromatici (benzene, toluene, stirene, xilene) e per l'1 % olefine.<sup>4,7</sup> Il cherosene ha un punto di ebollizione compreso tra 145 and 300 °C e si tratta di una frazione petrolifera simile a quella da cui si ottiene il gasolio e l'olio combustibile. Inoltre, è bene sottolineare che i piccoli jet privati con motori a pistoncini sono alimentati con benzina avio ad alto numero di ottani, che contiene piombo tetraetile come antidetonante.

Gli inquinanti emessi sono da un punto di vista qualitativo analoghi a quelli prodotti dallo scarico da un motore a combustione interna alimentato da combustibili fossili e sono principalmente rappresentati da anidride carbonica (CO<sub>2</sub>), monossido di carbonio (CO), ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>), ossidi di zolfo (SO<sub>x</sub>) in dipendenza dal livello di zolfo presente nel combustibile<sup>1</sup>, composti organici volatili e semi-volatili (VOCs), in particolare alcheni C2-C3 altamente reattivi,<sup>8</sup> e materiale particolato (PM).<sup>9,10</sup> Inoltre, nel contesto aeroportuale assume rilevanza una sottocategoria di VOCs, che vengono identificati in letteratura con la terminologia di “*gas-phase hazardous air pollutants (HAPs)*”, i quali sono rilasciati in quantità significativa dagli aeromobili nelle fasi di avvicinamento e di attesa che precedono il decollo. Tra questi composti i più importanti, sia in termini di emissione potenziale che di tossicità, sono l'acroleina, la formaldeide, l'1,3 butadiene, il naftalene, il benzene, l'acetaldeide, il toluene, lo xilene ed il propanale.<sup>11,12,13</sup> Le emissioni dei suddetti inquinanti atmosferici da parte dei motori dei velivoli sono caratterizzate da un'ampia variabilità in quanto risultano fortemente influenzate da numerose variabili tra le quali ritroviamo il reale regime e le condizioni di spinta dei motori nelle differenti fasi del ciclo di *Landing/Takeoff (LTO)*, l'eterogeneità della durata delle suddette fasi nei diversi aeroporti e le condizioni meteorologiche ed ambientali (pressione, umidità relativa e temperatura) tra le quali un ruolo preminente spetta alla temperatura.<sup>14,15,16</sup> Nell'ambito delle emissioni generate dai motori dei velivoli devono essere considerate anche quelle prodotte dagli scarichi dei motori ausiliari degli aeromobili (*Auxiliary Power Unit, APU*) che, al pari dei motori principali, sono alimentati a

---

<sup>1</sup> A livello internazionale è accettato un contenuto di zolfo massimo pari allo 0,30% in peso (ASTM); il contenuto effettivo è generalmente inferiore (0.04 – 0.06%, IPCC, 1999).

cherosene e vengono utilizzati per garantire la fornitura di elettricità, aria condizionata e raffreddamento dei motori durante le operazioni a terra.<sup>17</sup>

Altre fonti di emissione sono rappresentate dai flussi di traffico veicolare (passeggeri e merci) da e verso l'aeroporto stesso (*Ground Access Vehicles*), dai numerosi veicoli a combustione interna che accedono all'area aeroportuale e/o all'interno del sedime stesso e che sono necessari per la manovra dei velivoli in sosta e le attività di assistenza agli aeromobili (*Ground Support Equipment*)<sup>18,19</sup>.

Inoltre, il rilascio in atmosfera degli inquinanti non dipende solamente dalla movimentazione di aerei e automezzi di servizio, ma anche dal funzionamento di strutture fisse all'interno dell'area aeroportuale quali centrali termiche, cabine elettriche e gruppi elettrogeni, sistemi di condizionamento dell'aria, punti di rifornimento di carburante, manutenzione degli aeromobili presso hangar e officine di manutenzione e cantieri temporanei.

Infine, per quanto riguarda le sorgenti di PM nella frazione *coarse* (1 $\mu$ m – 10  $\mu$ m) le più importanti fonti di emissione sono rappresentate dallo stoccaggio di sabbia o sale, dalle attività di cantiere e di manutenzione degli aeromobili oltre che dai fenomeni di attrito generati dal movimento dei veicoli e degli aeromobili, soprattutto nelle fasi di atterraggio.

### **Stima delle emissioni**

Le emissioni dai motori degli aerei devono essere conformi ai limiti stabiliti a livello internazionale dall'*International Civil Aviation Organization* (ICAO), mediante il *Committee on Aviation Environmental Protection* (CAEP). In particolare, sono stabiliti dei limiti ai motori per alcune delle sostanze prodotte a seguito del processo di combustione (NO<sub>x</sub>, CO, VOCs), in riferimento ad un ciclo medio *LTO* suddiviso in cinque fasi comprendenti i movimenti a terra e le fasi di volo fino a 915 metri (3,000 piedi) di altezza.<sup>20</sup> Ad ogni fase operativa, viene associato un tempo medio di riferimento, *time-in-mode* (TIM), misurato in minuti, ed una percentuale di piena potenza del motore. Non esistono ancora limiti per il PM e nessun valore soglia è applicabile ai motori turbo-prop, a pistone, agli elicotteri o ai jet privati di dimensioni ridotte.

Le emissioni dagli aeromobili possono essere rappresentate secondo diversi livelli di dettaglio in base alle informazioni disponibili e alla necessità di utilizzo delle stime. La complessità della modellizzazione dipende dal numero di parametri utilizzati e dalle specificità del contesto nazionale o locale che si riescono o si vogliono introdurre nel modello. In questo contesto, la problematicità della stima delle emissioni da aeromobili deriva principalmente dalla difficoltà nel reperire informazioni sui dati di base e parametri necessari per il calcolo. A questo proposito, un parametro

fondamentale è rappresentato dai tempi medi trascorsi per ciascuna fase operativa. Infatti, da un'analisi di sensitività su alcuni aeroporti nazionali, è stato possibile osservare che questo parametro influenza fortemente la stima delle emissioni ed ha un ampio intervallo di variabilità in considerazione dell'ampiezza e delle caratteristiche strutturali dell'aeroporto considerato.

In generale, su base nazionale, è evidente una crescente tendenza all'incremento delle emissioni dal 1990 al 2008, che può essere spiegata principalmente dall'aumento del numero di voli nel periodo di riferimento. Bisogna comunque sottolineare che negli ultimi anni l'aumento delle emissioni ha subito un importante rallentamento, rispetto al numero di movimenti, dovuto molto probabilmente alla propagazione nella flotta di aerei più moderni. Inoltre, negli ultimi due anni c'è stata anche una diminuzione del numero di cicli LTO)<sup>21,22</sup>. Gli inventari delle emissioni potrebbero beneficiare dell'impulso fornito dagli studi più recenti i quali sono orientati a sviluppare inventari basati sull'utilizzo di dati di traffico aereo in tempo reale.<sup>23</sup>

La stima delle emissioni degli aeromobili appare fortemente carente in assenza di informazioni relative al materiale particolato. Storicamente le emissioni di particolato dai motori aerei sono stimate con un metodo indiretto che è la misura dell'indice di annerimento e che è previsto, nell'ambito dei test di certificazione dei motori degli aeromobili, fin dalla metà degli anni settanta. Tuttavia, la misura dell'indice di annerimento non fornisce alcun tipo di informazione sulle caratteristiche chimico-fisiche (concentrazione numerica e di massa, morfologia, diametro aerodinamico, composizione chimica) del PM emesso.<sup>24,25</sup> Per questa ragione, recentemente, sono stati sviluppati e realizzati diversi programmi di ricerca che hanno avuto l'obiettivo di investigare i molteplici e complessi aspetti riguardanti l'emissione di particelle allo scarico degli aeromobili commerciali.<sup>26,27,28</sup> In questi studi è stato valutato, simulando le condizioni operative specificate nel ciclo LTO dell'ICAO, il comportamento di diversi modelli di motori (rappresentativi del 70% dei motori normalmente utilizzati negli aeromobili commerciali) alimentati di volta in volta con combustibili a diverso contenuto di zolfo.

I risultati di questi lavori hanno mostrato che, quando il campionamento delle emissioni è effettuato direttamente allo scarico, più dell'80 % del particolato in massa è costituito da carbonio elementare (*black carbon o soot*) ovvero da particelle non volatili il cui diametro aerodinamico è compreso nell'intervallo tra 10 e 300 nm. Nella fase di decollo in cui i motori sono portati a più alto regime la percentuale di carbonio elementare aumenta fino a raggiungere il 95%.<sup>27</sup> Le caratteristiche fisiche del PM non volatile non cambiano significativamente quando sono osservate nelle immediate vicinanze dello scarico rispetto ai campionamenti effettuati a distanze di 50-100 metri sottovento alla sorgente, nel cosiddetto "*advected plumes*" (a distanze variabili tra 100 e 300 m sottovento). Queste particelle rappresentano una superficie utile sulla quale possono condensare i gas di

combustione e la componente volatile del PM. Infatti, il particolato emesso allo scarico dei motori è costituito anche da particelle totalmente volatili che si formano nel pennacchio per condensazione di sostanze gassose organiche. Queste ultime nel pennacchio vanno incontro a una rapida evoluzione, a causa del rapido raffreddamento e della diluizione che subiscono quando entrano a contatto con l'aria esterna. Conseguentemente, si formano nuove particelle per nucleazione dei composti organici e dei solfati volatili ed agglomerati delle particelle di nuova formazione con le particelle non volatili emesse direttamente allo scarico o presenti nell'aria esterna.

In termini di concentrazione numerica il PM rappresenta la componente dominante delle particelle rilevate sottovento al pennacchio e cioè quando i gas di scarico si sono raffreddati a temperatura ambiente. I componenti volatili evolvono mentre il pennacchio si espande e le proprietà delle particelle finiscono per essere influenzate in modo rilevante dalle condizioni atmosferiche (temperatura, umidità, inquinamento di fondo). Nello specifico, le evidenze sperimentali suggeriscono che la variabilità delle condizioni atmosferiche sia in grado di influenzare in misura maggiore la concentrazione numerica del particolato rispetto alla concentrazione in massa dello stesso.<sup>29</sup> Per quanto riguarda la concentrazione in massa è stato stimato un fattore di emissione per il PM (mg di particolato emesso per kg di combustibile consumato,  $\text{mg kg}^{-1}$ ) variabile tra  $10 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $550 \text{ mg kg}^{-1}$  mentre, quando il fattore di emissione è espresso in termini di concentrazione numerica ( $EI_n$  numero di particelle per kg di combustibile consumato,  $\text{pp kg}^{-1}$ ) risulta essere compreso tra  $10^{15}$  e  $10^{17} \text{ pp kg}^{-1}$ . Generalmente, quando il fattore di emissione è osservato in funzione della velocità di consumo di carburante, si osserva una caratteristica curva a U in quanto le emissioni sono più elevate nelle fasi di attesa con i motori al minimo e allineamento con la pista di decollo (IDLE THRUST), successivamente decrescono fino a un minimo quando la potenza del motore è circa al 50 %, per poi incrementare progressivamente con l'aumentare della potenza dei motori fino al valore massimo osservato durante la fase che precede il decollo e durante il decollo stesso (HIGH THRUST).<sup>30,31,32</sup>

Anche le condizioni del motore in termini di riscaldamento (temperatura operativa del motore) e la composizione del carburante possono influenzare i parametri di emissione del particolato. In particolare, i dati sperimentali dimostrano che a caldo il motore è più efficiente e produce l'8 % in meno di particelle rispetto a quando opera a temperature più basse.<sup>32</sup> Inoltre, è stato dimostrato che all'aumentare del contenuto di zolfo nei combustibili aumenta anche il fattore di emissione.<sup>33</sup> Gli effetti osservati sull' $EI_n$  e determinati da variazioni di temperatura e di contenuto di zolfo sono del tutto simili a quelli osservati sull' $EI_m$  e sono coerenti con quelli osservati in precedenti studi.<sup>28</sup> La distribuzione dimensionale delle particelle in numero risulta unimodale e log-normale per la gran parte dei motori testati e delle velocità di consumo di carburante, con l'eccezione delle condizioni di

high thrust, dove è stato possibile osservare una particolare modalità di accumulazione delle particelle.<sup>27,32</sup>

Misure di NO<sub>x</sub> (NO + NO<sub>2</sub>) emessi da diversi modelli di motori di aeromobili commerciali sono state effettuate durante le campagne di misura previste nei progetti APEX2 e APEX3.<sup>34</sup> Uno dei risultati più interessanti ottenuti in queste campagne di monitoraggio è relativo al fatto che, contrariamente a quanto accade nella maggior parte dei casi in cui le emissioni di NO<sub>x</sub> derivano da un processo di combustione, nella fase di IDLE THRUST la componente primaria delle emissioni di NO<sub>x</sub> è l'NO<sub>2</sub> mentre, quando i motori vengono spinti al massimo nella fase di HIGH THRUST gli NO<sub>x</sub> sono emessi primariamente come NO.<sup>34,35</sup> La conversione di NO a NO<sub>2</sub> avviene rapidamente durante la fase di emissione allo scarico e non coinvolge la chimica dell'ozono. La conseguenza è che complessivamente, durante un ciclo LTO completo, secondo gli standard ICAO, il 50% degli NO<sub>x</sub> emessi entro i primi 150 m dal suolo sono costituiti da NO<sub>2</sub>.<sup>24</sup>

La valutazione del contributo degli APU alle emissioni di sostanze inquinanti è ancora in fase di sviluppo sia per quello che riguarda gli inventari di emissione (basati su dati generici e non “real world”), sia per quello che riguarda i metodi di misura delle emissioni che dovrebbero essere standardizzati.

Per quanto concerne le emissioni di particolato prodotte dagli scarichi dei veicoli di supporto aeroportuale (EPA's NONROAD<sup>2</sup>) e dei veicoli convenzionali (EPA MOBILE 6<sup>3</sup>, o nel più recente MOVES<sup>4</sup>) che accedono al sedime aeroportuale esse sono ben caratterizzate soprattutto in termini di massa. Tuttavia, una problematica che a volte complica la stima delle emissioni da parte di questi mezzi consiste nel fatto che le operazioni abituali in cui vengono impiegati non sono ben caratterizzate e conseguentemente sono di difficile individuazione e valutazione.

Infine, attualmente sono molto limitate le informazioni relative al contributo fornito dai fenomeni di attrito che coinvolgono pneumatici, freni e fusoliera, in particolare nella fase di atterraggio, alle emissioni di PM. Ciononostante, i dati ottenuti da misure effettuate in Inghilterra con la strumentazione e la metodologia light detection and ranging (LIDAR), suggeriscono la possibilità che tale sorgente di emissione possa svolgere un ruolo significativo.<sup>36</sup> Recentemente un approccio sistematico e comprensivo di tutte le fonti di emissione aeroportuali, accompagnato dalla stima dell'incertezza è stato sviluppato e applicato su tutto il territorio della Gran Bretagna tenendo conto delle evidenze più recenti circa le stime delle emissioni di particolato.<sup>37</sup>

---

<sup>2</sup> <http://www.epa.gov/oms/nonrdmdl.htm>

<sup>3</sup> <http://www.epa.gov/oms/m6.htm>

<sup>4</sup> <http://www.epa.gov/otaq/models/moves/index.htm>

## **Inquinamento atmosferico nei dintorni degli aeroporti: valutazione della variabilità spaziale e temporale**

Il monitoraggio ambientale della concentrazione di diversi inquinanti ambientali quali SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO e materiale particolato PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub> all'interno del sedime aeroportuale, nei pressi del confine del sedime e nelle zone residenziali limitrofe è in alcuni casi un'attività routinaria. Inoltre, negli ultimi anni sono state progettate e realizzate, nell'ambito di progetti di ricerca specifici, numerose campagne di monitoraggio ambientale per la valutazione dei livelli aerodispersi di VOCs e frazioni del PM e per la determinazione di parametri metrologici differenti dalla concentrazione di massa quali la concentrazione numerica e la distribuzione dimensionale delle particelle.

Nella maggioranza dei casi i risultati degli studi effettuati a tal riguardo hanno mostrato, nelle immediate vicinanze degli aeroporti, livelli aerodispersi di inquinanti simili a quelli osservati in zone influenzate dalle emissioni da traffico veicolare o da emissioni industriali. Tuttavia, in alcuni casi, i campionamenti effettuati all'interno dei piazzali aeroportuali evidenziano una qualità dell'aria significativamente peggiore rispetto a quella delle zone adiacenti al sedime.<sup>6,38,39</sup> È bene sottolineare che i livelli misurati sono la risultante del contributo fornito da tutte le differenti sorgenti di emissione aeroportuali e non, e che i campionamenti vengono effettuati in specifici contesti territoriali, climatici e meteorologici che possono essere ovviamente piuttosto diversi tra loro.

Ciononostante, i risultati di alcuni studi<sup>40,41,42</sup> dimostrano che le operazioni aeroportuali, incluse quelle a terra, possono influenzare in maniera importante i livelli dei diversi inquinanti monitorati nelle immediate vicinanze dell'aeroporto (in un raggio di circa 3 km). In particolare, quando sono disponibili dati da diversi siti di campionamento, posti a distanza crescente dalla pista, è possibile notare una marcata variabilità spaziale in funzione della direzione del vento che mostra livelli medi più elevati nelle ore in cui il sito di misura è sottovento rispetto alla pista e concentrazioni medie fino a 10 volte maggiori nei siti più vicini alle piste (da 80 a 400m) rispetto a quelli più lontani (fino a 3 km). Tali osservazioni sono state riportate in molteplici campagne di monitoraggio in cui sono state effettuate misure dei livelli aerodispersi di alcuni inquinanti la cui origine può essere associata alle attività aeroportuali: acetaldeide, benzene, toluene,<sup>41</sup> formaldeide,<sup>41,43</sup> piombo,<sup>41,44</sup> idrocarburi policiclici aromatici (IPA),<sup>41,45,46</sup> black carbon (BC),<sup>40,43</sup> concentrazione numerica di particelle ultrafini (UFP),<sup>42,43,47,48,49</sup> carbonio organico (OC),<sup>50</sup> NO<sub>x</sub>.<sup>34,51</sup>

Le attività aeroportuali più rilevanti in termini di emissioni (i movimenti degli aeromobili) sono tipicamente discontinue e le fasi in cui i tassi di emissione sono più intensi (rullaggio e decollo)

sono caratterizzate da durate medie ridotte rispetto alle fasi di attesa e di taxiing. Le osservazioni basate su misure ad alta risoluzione temporale (medie di un minuto o meno) consentono di evidenziare il contributo degli aeromobili, identificabile dai periodici picchi di concentrazione di UFP, BC, IPA e NO<sub>x</sub>, in corrispondenza dei decolli e negli istanti immediatamente successivi. I livelli registrati nelle postazioni sottovento alle piste aumentano rapidamente fino a raggiungere a volte valori significativamente più elevati rispetto alla variabilità tipica in assenza di evento (oltre 10 volte il livello medio di fondo). Gli andamenti delle concentrazioni di BC e IPA sono confrontabili con quelli delle UFP sebbene i picchi appaiano meno pronunciati<sup>42,43,44,45,47,49,51</sup>

L'emissione in atmosfera degli inquinanti generati dai motori degli aeromobili è caratterizzata da una dispersione spaziale significativamente più elevata rispetto ad esempio a quella tipica del traffico auto veicolare. Generalmente a distanze pari o superiori a 300 m da un'autostrada i livelli aerodispersi degli inquinanti e delle UFP sono analoghi ai valori di fondo urbano<sup>52</sup> mentre, il pennacchio originato dai movimenti aerei in fase di decollo e atterraggio si estende a una distanza maggiore compresa tra 500m e 900m sottovento alla pista.<sup>43,51</sup>

I fattori di emissione al decollo e la velocità di consumo di carburante sono largamente superiori a quelli relativi ai veicoli per il trasporto delle merci leggeri e pesanti (LDV e HDV). Conseguentemente è verosimile che con una velocità di flusso volumetrica così alta (in particolare in fase di decollo) si generi un grande volume, ad alta concentrazione di particelle, che richiede un tempo più lungo per diffondersi e diluirsi rispetto a quanto accade per le particelle emesse dai veicoli commerciali. Inoltre, le emissioni di UFP e i conseguenti picchi di concentrazione sono ragionevolmente correlati con la velocità di consumo di carburante durante la fase di accelerazione in decollo ( $R^2=0,62$ ) e pertanto, in linea di massima, gli aerei più grandi producono maggiori emissioni e concentrazioni di picco di UFP sottovento alla pista.

Negli ultimi anni il contributo delle emissioni dei motori dei velivoli è stato indagato anche mediante l'analisi delle caratteristiche fisiche delle particelle ed in particolar modo attraverso lo studio del diametro aerodinamico e della distribuzione dimensionale delle particelle stesse. A tal riguardo, i monitoraggi effettuati all'interno dei piazzali aeroportuali dimostrano come circa il 90 % delle particelle campionate appartiene all'intervallo dimensionale compreso tra 6 e 40 nm. Inoltre, le particelle prodotte dalle emissioni degli aeromobili, rilevabili entro 300 m sotto vento alle piste, con aerei in fase di decollo e negli istanti immediatamente successivi, hanno un diametro aerodinamico mediano di 11 nm con modesta variabilità e la distribuzione dimensionale mostra un picco caratteristico nell'intervallo dimensionale 10-15 nm ed un secondo picco in corrispondenza di 80-90 nm. A conferma del fatto che queste particelle sono emesse dai motori degli aeromobili vi è l'osservazione che nei siti di campionamento posti sopravento alle piste, e pertanto non influenzati

dai movimenti degli aerei, questa componente di UFP è totalmente assente.<sup>43,47,48</sup> Inoltre, lo studio del diametro aerodinamico e la distribuzione dimensionale delle particelle rappresenta una buona metodologia di indagine per riuscire a distinguere il contributo delle emissioni degli aerei rispetto a quello di altre sorgenti. Infatti, il diametro aerodinamico mediano delle particelle campionate in prossimità di strade ad elevata densità di traffico veicolare di mezzi pesanti alimentati a gasolio è pari a 22 nm, un valore che risulta decisamente più elevato da quello precedentemente riportato per le emissioni dei velivoli.

Al fine di evidenziare un eventuale contributo ai livelli osservati di concentrazione di massa di PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> e PM<sub>1</sub> e/o individuare dei traccianti delle attività aeroportuali è possibile effettuare la caratterizzazione chimica e morfologica di campioni di PM raccolti in diverse postazioni, e a distanze crescenti da una pista, e confrontare i risultati con quelli rilevati in siti con caratteristiche diverse principalmente influenzate dal traffico veicolare o rappresentative di condizioni ed inquinamento di fondo. Nelle immediate vicinanze di aeroporti che operano prevalentemente con jet privati e corporate jets è possibile rilevare livelli di piombo significativamente più elevati nelle vicinanze delle piste dell'aeroporto (96 ng/m<sup>3</sup> – 28 ng/m<sup>3</sup>) rispetto a quelli osservati nelle aree residenziali limitrofe all'aeroporto stesso (3 – 4 ng/m<sup>3</sup>).<sup>44</sup> L'unico studio in cui è stata effettuata una completa caratterizzazione chimica e morfologica<sup>50</sup> suggerisce che la gran parte della contaminazione da PM nei dintorni dell'aeroporto di Barcellona non sia attribuibile direttamente all'aeroporto. Gli autori tuttavia hanno evidenziato che l'analisi della variabilità temporale delle concentrazioni di alcuni elementi (rame, antimonio, bario, zinco e molibdeno) può essere utile a caratterizzare, almeno qualitativamente, il contributo dell'aeroporto. L'analisi morfologica ha infine permesso di evidenziare dei micro fiocchi di alluminio attribuibili in modo inequivocabile per forma, dimensioni e composizione ai fenomeni di corrosione della struttura meccanica degli aeromobili.

### **La stima dell'impatto: modelli deterministici**

I codici di calcolo utilizzati per simulare la dispersione degli inquinanti e per la stima dell'impatto su un territorio delle sorgenti aeroportuali sono molteplici e tra questi ritroviamo i modelli gaussiani avanzati, con *tool* specifici delle emissioni di tutti i gruppi sorgente che caratterizzano i servizi di un aeroporto quali *AERMOD* e *ADMS-Airport*, i modelli eluriani fotochimici come *CMAQ* ed i modelli Lagrangiani a particelle come *LASPORT* (Janicke consulting, Germany, [www.janicke.de](http://www.janicke.de)). Ciascuno di questi modelli si caratterizza per possedere specifici vantaggi e svantaggi la cui analisi approfondita non rientra tuttavia negli scopi di questa review.

Spesso i modelli sono utilizzati per le valutazioni di impatto ambientale (ex-ante ed ex-post) di nuove infrastrutture o di ampliamenti di infrastrutture esistenti. Ad esempio, uno studio condotto utilizzando il codice matematico diffusionale gaussiano ISC3 ha mostrato che il sistema aeroportuale di Malpensa produce, sul territorio circostante, significative ricadute al suolo ossidi di azoto ed idrocarburi totali, specialmente nelle aree immediatamente circostanti l'aeroporto (quelle che si trovano a qualche chilometro di distanza dal sito aeroportuale) ed in particolare in alcuni recettori sensibili, dove le attività connesse a Malpensa contribuiscono alla generazione di circa il 15-20 % per gli ossidi di azoto e del 10 % circa per gli idrocarburi.<sup>53</sup>

In Gran Bretagna e negli USA l'impatto delle emissioni aeroportuali sulla qualità dell'aria è stato valutato in modo sistematico sull'intero territorio nazionale, utilizzando il modello di dispersione *CMAQ*.<sup>54,55</sup> Sulla base di queste stime le emissioni aeroportuali risultano essere pari a meno dell'1 % delle emissioni totali attribuibili all'area dove ciascun aeroporto è situato ed il contributo delle emissioni aeroportuali sulla concentrazione in aria risulta modesto. Un limite di questi studi è la bassa risoluzione spaziale (l'analisi è estesa a un dominio vastissimo e la griglia del modello è molto ampia, 25x25 km) che non consente di cogliere quello che verosimilmente è più rilevante ovvero l'impatto locale su domini ridotti (qualche migliaio di metri) intorno all'aeroporto.

I modelli di dispersione su scala locale come ADMS-AIRPORT o AERMOD, integrati con misure puntuali, permettono di evidenziare con una risoluzione spaziale maggiore l'impatto sulla qualità dell'aria di diverse sorgenti correlate alle attività aeroportuali. Ad esempio, presso l'aeroporto di Manchester prendendo come anno di riferimento il 1999 e studiando i soli livelli di NOx è stato possibile stimare che le sorgenti aeroportuali contribuiscono alle concentrazioni del suddetto inquinante per una quota variabile tra il 6,9 % e il 50 %.<sup>56</sup> Lo stesso approccio modellistico è stato utilizzato presso l'aeroporto di Heathrow (Londra) per valutare il contributo relativo del traffico veicolare e degli aerei nell'area circostante l'aeroporto su un dominio di 10x15 km.<sup>57</sup> I risultati di questo studio mostrano che il contributo alle concentrazioni di NOx fornito dai movimenti degli aeromobili, rappresentati secondo il ciclo standard LTO, è meno importante rispetto a quello del traffico veicolare, sebbene sia comunque da rilevare che una percentuale rilevante del traffico locale è verosimilmente generato proprio dalla presenza dell'aeroporto. Ad ogni modo, le differenze tra i dati stimati dal modello e quelli misurati, mettono in evidenza l'importanza dell'integrazione degli strumenti modellistici con il monitoraggio ambientale.

### **La stima dell'impatto: Modelli empirici**

Al fine di discriminare il contributo delle diverse sorgenti che influenzano i livelli di concentrazione misurati nelle vicinanze di un aeroporto alcuni studi hanno focalizzato l'attenzione sulla possibilità

di sviluppare modelli empirici basati su tecniche statistiche di regressione in cui la variabile dipendente è la concentrazione misurata di un inquinante e le variabili esplicative sono rappresentative dell'uso del territorio o da variabili meteorologiche quali la velocità e la direzione del vento.

Presso gli aeroporti di Hong Kong (HKIA) 2000-2001 e Los Angeles (LAX) 1997-1998 con il metodo della regressione non parametrica, dove la variabile dipendente è la concentrazione dell'inquinante e le variabili esplanatorie sono la direzione e la velocità del vento è stato possibile evidenziare il contributo aeroportuale, suggerendo in particolare la possibilità di utilizzare l'SO<sub>2</sub> come tracciante per le attività aeroportuali.<sup>58</sup> Presso l'aeroporto di Heathrow (Londra), è stato possibile, utilizzando un'evoluzione del metodo proposto da Yu e coll., identificare il contributo delle emissioni degli aerei in modo non ambiguo, fino almeno a 2,6 km dall'aeroporto. Nelle vicinanze dell'aeroporto sotto vento alla direzione prevalente, è stato stimato un contributo dell'aeroporto alle concentrazioni rilevate di NO<sub>x</sub> e NO<sub>2</sub> pari al 27 %. Ad una distanza di circa 1,5 km è stato stimato un fattore di diluizione della sorgente pari a 5, con un contributo dell'aeroporto alle concentrazioni rilevate che scende al 12-14 %.<sup>51</sup> La variabilità spaziale delle concentrazioni di NO<sub>2</sub> rilevate nell'aeroporto T.F. Green di Warwick (Rode Island, USA) è stata stimata con un modello di *Land Use Regression* che include covariate rappresentative dell'aeroporto, densità di traffico e attributi degli archi stradali in un determinato raggio spaziale. La variabile predittiva "distanza dal terminal aeroportuale" risulta contribuire alla concentrazione di NO<sub>2</sub> stimata fino a 4,6 ppb (34,4 %) - 2,4 ppb (21,4%) come mediana sull'intero dominio.<sup>18</sup>

Recentemente è stata tentato, senza successo, di evidenziare il contributo delle attività aeroportuali ai livelli di NO<sub>x</sub> osservati nelle vicinanze degli aeroporti stessi, attraverso il confronto dei livelli misurati nel periodo compreso tra il 15 aprile e il 20 aprile 2010, durante il quale in Europa a causa dell'eruzione vulcanica dell'Eyjafjallajökull si è verificata la paralisi del traffico aereo in 313 aeroporti (circa l'80% della rete europea), e quelli misurati nei giorni precedenti e seguenti.<sup>59</sup> Soltanto con l'uso di un modello basato sulla tecnica del "*boosted regression trees*",<sup>58,59,60,61</sup> applicato all'aeroporto di Londra è stato possibile stimare, presso il recettore più affetto dal contributo dell'aeroporto (circa a 200m S dai confini del sedime), un contributo medio alla concentrazione osservata di NO<sub>x</sub> pari a 13 µg/m<sup>3</sup> corrispondente al 23% del totale.<sup>62</sup>

Presso l'aeroporto di Los Angeles, attraverso un modello lineare generalizzato, è stata valutata l'associazione tra le misure ad alta risoluzione temporale di un insieme di inquinanti gassosi (CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub>, e SO<sub>2</sub>) e un gruppo di covariate rappresentative delle attività di volo insieme a variabili meteo. È stato sviluppato un modello "multinquinanti" ed è stato evidenziato che questa combinazione di misure permette di migliorare la performance del modello e di identificare in modo

univoco il contributo della fase di decollo alle concentrazioni osservate a una distanza di circa 100 metri dalla fine della pista.<sup>63</sup>

## **Conclusioni**

L'analisi della letteratura permette di trarre alcune conclusioni di carattere generale che andrebbero tenute in debita considerazione nel momento in cui si affronti la valutazione dell'impatto di un'infrastruttura aeroportuale sulla qualità dell'aria.

Innanzitutto, dagli studi emerge generalmente che il contributo degli aeroporti, osservabile in raggio ridotto a 2-3 km dal sedime aeroportuale e con ampia variabilità spaziale, non è trascurabile, sebbene in molti casi non sia dominante rispetto alle altre sorgenti contemporaneamente presenti. Lo specifico contesto in cui l'aeroporto si colloca, insieme ai volumi di traffico sono elementi decisivi sull'impatto potenziale dell'infrastruttura e i risultati delle valutazioni difficilmente sono esportabili.

Fondamentale per evidenziare e stimare quantitativamente il contributo dell'aeroporto appare l'integrazione di misure puntali di inquinanti e parametri meteo, con il supporto di modelli deterministici ed empirici.

Le sorgenti aeroportuali si caratterizzano per modalità non comuni di emissione del materiale particolato e ossidi di azoto (in particolare le emissioni in fase di decollo). Infatti, le misure ad alta risoluzione temporale evidenziano delle caratteristiche uniche in relazione all'evoluzione spazio temporale della concentrazione di NO<sub>x</sub>, di UFP e della distribuzione dimensionale delle particelle che gli strumenti di monitoraggio routinario non possono evidenziare adeguatamente. Per passare da una valutazione qualitativa (l'osservazione della presenza di associazione tra picchi di concentrazione e movimenti degli aeromobili) a una stima quantitativa del contributo di questi ai livelli osservati, occorre sviluppare modelli statistico-matematici utilizzando covariate meteorologiche e rappresentative dell'uso del territorio e delle attività aeroportuali. Il buon esito delle stime è subordinato ad una attenta pianificazione e alla reperibilità delle informazioni essenziali per lo sviluppo dei modelli, che non sempre sono disponibili e spesso risultano molto incerte. Pertanto, questi aspetti non possono essere trascurati qualora l'obiettivo sia la valutazione dell'esposizione della popolazione residente in prossimità degli aeroporti.

## Bibliografia

1. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Penner JE, Lister DH, Griggs DJ. (a cura di). *Aviation and the global atmosphere* Cambridge UK, Cambridge University Press, 1999.
2. International Civil Aviation Organisation (ICAO). *Environmental Report 2010 : aviation and climate change*. Montréal (Quebec), ICAO, 2010. Available at : [http://www.icao.int/environmental-protection/Documents/Publications/ENV\\_Report\\_2010.pdf](http://www.icao.int/environmental-protection/Documents/Publications/ENV_Report_2010.pdf)
3. Maurice LQ, Lee DS. *Assessing Current Scientific Knowledge, Uncertainties and Gaps in Quantifying Climate Change, Noise and Air Quality Aviation Impacts. Final Report of the International Civil Aviation Organization (ICAO) Committee on Aviation and Environmental Protection (CAEP) Workshop*. Washington DC and Manchester, US Federal Aviation Administration and Manchester Metropolitan University 2009.
4. Pleil JD, Smith LB, Zelnick SD. Personal exposure to JP-8 jet fuel vapours and exhaust at Air Force bases. *Environ Health Perspect* 2000; 108: 183–192.
5. Ritchie GD. Biological and health effects of exposure to kerosene-based jet fuels and performance additives. *J Toxicol Environ Health Part B* 2003; 6: 357-451.
6. Tesseraux I. Risk factors of jet fuel combustion products. *Toxicology letters* 2004;149:295-300.
7. Riviere JE, Brooks JD, Monteiro-Riviere NA, et al. Dermal absorption and distribution of topically dosed jet fuels Jet-A, JP-8, and JP-8(100). *Toxicol Appl Pharmacol* 1999; 160: 60-75.
8. Schürmann G, Schäfer K, Jahn C et al. The impact of NO<sub>x</sub>, CO and VOC emissions on the air quality of Zurich airport . *Atmos Environ* 2007; 41: 103-118.
9. Timko MT, Miake-Lye RC, Taylor C et al. *ACRP Report 9: Summarizing and Interpreting Aircraft Gaseous and Particulate Emissions Data*. Washington D.C., Transportation research board of the National Academies sponsored by FAA, 2008.
10. Webb S, Whitefield PD, Miake-Lye RC et al. *ACRP Report 6: Research needs associated with particulate emission at airports*. Washington D.C., Transportation research board of the National Academies sponsored by FAA, 2008.
11. URS corporation for FAA. *Select resource materials and annotated bibliography on the topic of hazardous air pollutants (HAPs) associated with aircraft, airports, and aviation*. 2003.  
[http://www.faa.gov/regulations\\_policies/policy\\_guidance/envir\\_policy/media/HAPs\\_rpt.pdf](http://www.faa.gov/regulations_policies/policy_guidance/envir_policy/media/HAPs_rpt.pdf)
12. Federal Aviation Administration. *O'Hare Modernization Environmental Impact Statement*. Federal Aviation Administration. Great Lakes Region, FAA. 2005.
13. Wood E, Herndon S, Miake-Lye RC et al. *ACRP Report 7: Aircraft and Airport-Related Hazardous Air Pollutants: Research Needs and Analysis*. Washington D.C., Transportation research board of the National Academies sponsored by FAA, 2007.
14. DuBois D, Paynter GC. "Fuel Flow Method2" for Estimating Aircraft Emissions. *SAE Tech. Pap Ser* 2006, 2006-01-1987.

15. Herndon SC, Wood EC, Northway MJ et al. Aircraft hydrocarbon emissions at Oakland International Airport. *Environ Sci Technol* 2009; 43:1730-1736.
16. Yelvington P E, Herndon SC, Wormhoudt J et al.,. Chemical Speciation of Hydrocarbon Emissions from a Commercial Aircraft Engine. *Journal of Propulsion and Power* 2007; 23(5): 912–18.
17. Winther M, Kousgaard U, Oxbøl A. Calculation of odour emissions from aircraft engines at Copenhagen Airport. *Science of the Total Environment* 2006; 366: 218-232.
18. Adamkiewicz G, Hsu HH, Vallarino J et al. Nitrogen dioxide concentrations in neighborhoods adjacent to a commercial airport: a land use regression modeling study. *Environ Health*. 2010; 9: 73. doi: 10.1186/1476-069X-9-73.
19. Cohen BS, Bronzaft AL, Heikkinen M et al. Airport-related air pollution and noise. *J Occup Environ Hyg*. 2008; 5: 119-129.
20. International Civil Aviation Organisation (ICAO). *Environmental Protection. Annex 16 to the Convention on International Civil Aviation - volume II - Aircraft Engine Emissions*. Montréal (Quebec), ICAO, 2008.
21. Romano D, Arcarese C, Bernetti A et al. *Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2011. National Inventory Report*. Rapporti 177/2013. Roma, ISPRA, 2013.
22. Romano D, Bernetti A, Condor R et al. *Italian Emission Inventory 1990 - 2011. Informative Inventory Report 2013*. Rapporti 178/2011. Roma, ISPRA, 2013.
23. Van Pham V, Tang J, Alam S et al. Aviation emission inventory development and analysis *Environmental Modelling & Software* 2010; 25(12): 1738-1753.
24. International Civil Aviation Organization (ICAO). *Aircraft Engine Emissions Data Bank. International Civil Aviation Organization: Montreal*. Quebec, Canada, 2013; available at <http://easa.europa.eu/environment/edb/aircraft-engine-emissions.php> (accessed 2013).
25. Wayson RL, Fleming GG, Lovinelli R. Methodology to estimate particulate matter emissions from certified commercial aircraft engines. *J Air Waste Manag Assoc* 2009; 59: 91-100.
26. Kynsey JS, Dong Y, Williams DC. Physical characterization of the fine particle emissions from commercial aircraft engines during the Aircraft Particle Emissions eXperiment (APEX) 1-3. *Atmos Environ* 2010; 44: 2147-2156.
27. Lobo P, Whitefield PD, Hagen DE et al. *The Development of Exhaust Speciation Profiles for Commercial Jet Engines*. Sacramento (CA), California Air Resources Board and the California Environmental Protection Agency, 2007. Available at: <http://www.arb.ca.gov/research/apr/past/mobile.htm>.
28. Wey CC, Anderson BE, Wey C et al.. Overview of the aircraft particle emissions experiment. *Journal of Propulsion and Power* 2007; 23: 898-905.
29. Anderson BE, Cofer WR, Barrick JD et al. Airborne observations of aircraft aerosol emissions II: Factors controlling volatile particle production. *Geophys Res Lett* 1998; 25: 1693–1696.
30. Herndon SC, Onasch TB, Frank BP et al. Particulate emissions from in-use commercial aircraft. *Aerosol Sci Technol* 2005; 39: 799– 809.

31. Herndon SC, Jayne JT, Lobo P et al. Commercial aircraft engine emissions characterization of in-use aircraft at Hartsfield-Jackson Atlanta International Airport. *Environ Sci Technol* 2008; 42: 1877-1883.
32. Lobo P, Hagen DE, Whitefield PD et al. Physical Characterization of Aerosol Emissions from a Commercial Gas Turbine Engine. *Journal of Propulsion and Power* 2007; 23(5): 919-29.
33. Schröder FP, Brock CA, Baumann R et al. In situ studies on volatile jet exhaust particle emissions: Impact of fuel sulfur content and environmental conditions on nuclei mode aerosols. *J Geophys Res* 2000; 105: 19941-54.
34. Wood EC, Herndon SC, Timko MT et al. Speciation and chemical evolution of nitrogen oxides in aircraft exhaust near airports. *Environ Sci Technol* 2008; 42: 1884–1891.
35. Herndon SC, Shorter JH, Zahniser MS et al. NO and NO<sub>2</sub> emission ratios measured from in-use commercial aircraft during taxi and takeoff. *Environ Sci Technol* 2004; 38: 6078-6084.
36. Bennett M, Christie SM, Graham A et al. Composition of Smoke Generated by Landing Aircraft. *Environ Sci Technol* 2011; 45: 3533–38.
37. Stettler MEJ, Eastham S, Barrett SRH. Air quality and public health impacts of UK airports. Part I: Emissions. *Atmos Environ* 2011; 45: 5415-5424.
38. Fleuti E, Maraini S, Janicke U. *Air Quality Assessment Sensitivities - Zurich Airport Case Study*. Zurich, Flughafen Zürich AG, 2009.
39. Welch D, Laxen K and Moorcroft S. *London City Airport Air Quality Measurement Programme: Annual Report 2010*. London, Air Quality Consultants Ltd, on behalf of London City Airport. 2011.
40. Dodson RE, Houseman A, Morin B et al. An analysis of continuous black carbon concentrations in proximity to an airport and major roadways. *Atmos Environ* 2009; 43: 3764-73.
41. EPA. *Chicago O'Hare Airport, Air toxic monitoring program. June – December 2000*. EPA 2002.
42. Westerdahl D, Fruin SA, Fine PL et al. The Los Angeles International Airport as a source of ultrafine particles and other pollutants to nearby communities. *Atmos Environ* 2008; 42: 3143–55.
43. Zhu Y, Fanning E, Chun Yu R et al. Aircraft emissions and local air quality impacts from takeoff activities at a large International Airport. *Atmos Environ* 2011; 45: 6526-33.
44. Fine P, Polidori A, Teffera S. *General Aviation Airport Air Monitoring Study*. San Francisco, CA, U.S. Environmental Protection Agency, Region IX, 2010.
45. Childers JW, Witherspoon CL, Smith LB et al. Real-Time and Integrated Measurement of Potential Human Exposure to Particle-Bound Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) from Aircraft Exhaust. *Environ Health Perspect* 2000; 108(9): 853-62.
46. Iavicoli I, Carelli G, Bergamaschi A. Exposure Evaluation to Airborne Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in an Italian Airport. *JOEM* 2006; 48(8): 815-822.
47. Hu S, Fruin S, Kozawa K et al. Aircraft Emission Impacts in a Neighborhood Adjacent to a General Aviation Airport in Southern California. *Environ Science & Tech*, 2009; 43(21): 8039-45.

48. Ellermann T, Massling A. *Measurement of ultrafine particles at the apron of Copenhagen Airport, Kastrup in relation to work environment*. Aarhus, Denmark's Environmental Investigations, University of Aarhus, 2010.
49. Hsu HH, Adamkiewicz G, Houseman EA et al. The relationship between aviation activities and ultrafine particulate matter concentrations near a mid-sized airport. *Atmos Environ* 2012; 50: 328-337.
50. Amato F, Moreno T, Pandolfi M et al. Concentrations, sources and geochemistry of airborne particulate matter at a major European airport. *J Environ Monitoring* 2010; 12(4): 854-62.
51. Carslaw DC, Beevers SD, Ropkins K et al. Detecting and quantifying aircraft and other on airport contributions to ambient nitrogen oxides in the vicinity of a large international airport. *Atmos Environ* 2006; 40: 5424-34.
52. Zhu YF, Hinds WC, Kim S et al. Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway. *J Air Waste Manag Assoc* 2002; 52: 1032-42.
53. Quaglia G, Nanni A, Gilli L et al. Studio modellistico di impatto ambientale – comparto atmosfera – del sistema aeroportuale di Malpensa. Novara, ENVITECH - Ambiente e Tecnologie S.r.l., 2001.
54. Ratliff G, Sequeira C, Waitz I et al. *Aircraft Impacts on Local and Regional Air Quality in the United States*. Cambridge, MA USA, Partnership for Air Transportation Noise and Emissions Reduction, Massachusetts Institute of Technology, 2009. (<http://www.partner.aero>)
55. Barrett S, Yim S, Stettler M et al. *Air quality impacts of UK airport capacity expansion* Cambridge MA, Laboratory for Aviation and the Environment at MIT, 2012 (<http://lae.mit.edu/wordpress2/wp-content/uploads/2012/10/LAE-2012-010-R-v1.pdf>)
56. Peace H, Maughan J, Owen B et al. Identifying the contribution of different airport related sources to local urban air quality. *Environ Modelling & Software* 2006; 21: 532-538.
57. Farias, FH. Relative contributions from traffic and aircraft NOx emissions to exposure in West London. *Environ Modelling and Software* 2006; 21(4): 477-485.
58. Yu KN, Cheung YP, Cheung T et al. Identifying the impact of large urban airports on local air quality by nonparametric regression *Atmos Environ* 2004; 38: 3143-3155.
59. European region of Airports Council International. *Effects of Air Traffic on Air Quality in the Vicinity of European Airports*. Brussels, ACI EUROPE, 2010. ([http://www.zurich-airport.com/Portaldata/2/Resources/documents\\_unternehmen/umwelt\\_und\\_laerm/ACI\\_EUROPE\\_Local\\_Air\\_Quality\\_study\\_\(2010\)\\_LR.pdf](http://www.zurich-airport.com/Portaldata/2/Resources/documents_unternehmen/umwelt_und_laerm/ACI_EUROPE_Local_Air_Quality_study_(2010)_LR.pdf))
60. Friedman JH. Greedy function approximation: A gradient boosting machine. *Annals of Statistics* 2001; 29 (5): 1189-1232.
61. Friedman 2002 Stochastic gradient boosting. *Computational Statistics & Data Analysis* 2002; 38 (4): 367-378.
62. Elith J, Leathwick JR, Hastie T. A working guide to boosted regression trees. *J Animal Ecology* 2008; 77 (4): 802 – 813.
63. Carslaw DC, Taylor PJ. 2009. Analysis of air pollution data at a mixed source location using boosted regression trees. *Atmos Environ* 2009; 43: 3563-70.
64. Carslaw DC, Williams ML, Barratt B. A short-term intervention study — impact of airport closure due to the eruption of Eyjafjallajökull on near-field air quality. *Atmos Environ* 2012; 54: 328-36.

65. Diez DM, Dominici F, Zarubiak D et al. statistical approaches for identifying air pollutant mixtures associated with aircraft departures at Los Angeles international airport. *Environ Sci Technol* 2012; 46: 8229-8235.

# **Inquinamento atmosferico in un'area urbana limitrofa a un aeroporto commerciale: il caso studio di Ciampino (Roma).**

A. Di Menno di Bucchianico<sup>1</sup>, G. Cattani<sup>1</sup>, A. Gaeta<sup>1</sup>, A. Caricchia<sup>1</sup>, F. Troiano<sup>2</sup>, R. Sozzi<sup>2</sup>, A. Bolignano<sup>2</sup>, F. Sacco<sup>2</sup>, S. Damizia<sup>2</sup>, S. Barberini<sup>2</sup>, R. Caleprico<sup>2</sup>, T. Fabozzi<sup>2</sup>, C. Ancona<sup>3</sup>, L. Ancona<sup>3</sup>, G. Cesaroni<sup>3</sup>, F. Forastiere<sup>3</sup>, G.P. Gobbi<sup>4</sup>, F. Costabile<sup>4</sup>, F. Angelini<sup>4,7</sup>, F. Barnaba<sup>4</sup>, M. Inglessis<sup>5</sup>, F. Tancredi<sup>5</sup>, L. Palumbo<sup>5</sup>, L. Fontana<sup>6</sup>, A. Bergamaschi<sup>6</sup>, I. Iavicoli<sup>6</sup>

<sup>1</sup> ISPRA Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale

<sup>2</sup>ARPA Lazio Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale Lazio

<sup>3</sup> Dipartimento di Epidemiologia del Servizio Sanitario Regionale

<sup>4</sup>ISAC CNR Istituto di Scienze dell' Atmosfera e del Clima

<sup>5</sup>ISS Istituto Superiore di Sanità

<sup>6</sup>UCSC Istituto di Sanità Pubblica, Università Cattolica del Sacro Cuore (sede di Roma)

<sup>7</sup>ora all'ENEA, Frascati

Parole chiave: aeroporti, inquinamento atmosferico, monitoraggio, modelli

## **Introduzione**

Uno degli obiettivi del progetto CCM “Impatto dell’inquinamento ambientale prodotto dagli aeroporti sulla salute dei residenti”, è la valutazione degli aspetti scientifici relativi all’inquinamento atmosferico generato dal traffico aeroportuale.

Generalmente il contributo degli aeroporti, osservabile in raggio ridotto a 2-3 km dal sedime aeroportuale e con ampia variabilità spaziale, non è trascurabile, sebbene in molti casi non sia dominante rispetto alle altre sorgenti contemporaneamente presenti (vedi: Aeroporti e qualità dell’aria: una revisione della letteratura scientifica). Lo specifico contesto in cui l’aeroporto si colloca, insieme ai volumi di traffico sono elementi decisivi sull’impatto potenziale dell’infrastruttura e i risultati delle valutazioni difficilmente sono esportabili.

Fondamentale per evidenziare e stimare quantitativamente il contributo dell’aeroporto appare l’integrazione di misure puntali di inquinanti e parametri meteo, con il supporto di modelli deterministici ed empirici.

In questo lavoro, attraverso un caso studio in un’area limitrofa a un’importante infrastruttura aeroportuale quale l’aeroporto Internazionale “G.B. Pastine” di Ciampino, è stata valutata la variabilità spazio-temporale della concentrazione di diversi inquinanti cercando di fornire elementi metodologici per la conduzione delle indagini ambientali, con particolare riguardo all’integrazione tra le misure puntuali e gli strumenti modellistici.

Il caso studio è stato sviluppato nell’area di potenziale influenza sulla qualità dell’aria dell’aeroporto Internazionale “G.B. Pastine” di Ciampino, situato a sud-est di Roma, a poca distanza dal Grande Raccordo Anulare (autostrada urbana circolare, che funge da raccordo per le principali vie di comunicazione ad alta intensità di traffico all’interno del comune di Roma).

L’aeroporto assorbe la maggior parte del traffico delle compagnie *low-cost* verso alcune destinazioni nazionali e verso le principali città europee; è di tipologia mista (civile-militare) ed è gestito dalla Società Aeroporti di Roma (AdR), insieme all’Aeroporto intercontinentale “Leonardo da Vinci” di Fiumicino, con il quale forma il sistema aeroportuale della capitale. Dal 2000 ad oggi, con l’avvento dei vettori *low-cost*, il flusso di passeggeri è aumentato costantemente passando dai circa 830.000 passeggeri del 2000 ai circa 5.300.000 del 2007. Per l’anno 2008 si è registrata una flessione sia nel numero di passeggeri (-11,7% rispetto al 2007), sia nel numero dei voli (-9,6% rispetto al 2007), che rappresenta un’inversione di tendenza rispetto al trend degli anni precedenti.

## **Metodi**

*Area dello studio*

L'aeroporto "G.B. Pastine" ha la caratteristica di ricevere aeromobili in atterraggio principalmente da N-NW e di consentire decolli verso S-SE (utilizzando sempre la pista 15) in considerazione delle condizioni meteo prevalenti. Il percorso al decollo degli aeromobili si sviluppa dunque, principalmente, verso sud con una ampia virata verso ovest, interessando gli abitati di Ciampino e Marino; il percorso di atterraggio interessa invece, oltre al comune di Ciampino, la zona sud-est del Comune di Roma.

Prima dell'avvio delle campagne di monitoraggio è stata effettuata l'applicazione sul dominio territoriale di interesse di un modello di dispersione su scala locale (modello SPRAY, Lagrangiano a particelle) che tiene conto della sola sorgente aeroportuale con riferimento ai movimenti degli aeromobili in fase di atterraggio, decollo, rullaggio e attesa. Gli inquinanti simulati sono ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>), monossido di carbonio (CO), idrocarburi (HC).

Le emissioni orarie di ogni sostanza sono state calcolate utilizzando i fattori di emissione disponibili (ICAO) in funzione della tipologia del motore, della fase dei singoli aerei (stazionamento, decollo e salita) e assumendo la durata media di ogni singola fase riportata di seguito.

- stazionamento: 180s
- decollo: 42s (fino a 300 m di quota)
- salita : 150s (da 300m in poi)

Per la fase di taxiing è stata simulata la parte di preparazione degli aerei alla partenza (il tratto a est della pista) e per il calcolo delle emissioni sono stati utilizzati i fattori di emissione della fase di stazionamento per una velocità media degli aerei di 40km/h.

I periodi delle simulazioni sono le 3 settimane critiche del volato:

- dal 21 al 27 maggio 2008
- dal 21 al 27 giugno 2008
- dal 9 al 15 ottobre 2008

Sulla base di queste simulazioni, è stato individuato un dominio quadrato di 8 km di lato centrato sull'aeroporto, che è stato selezionato per lo sviluppo del piano di monitoraggio dello studio.

Sono state effettuate due campagne di monitoraggio in un periodo tardo primaverile (31 maggio 2011 – 15 giugno 2011) e in un periodo invernale (11 gennaio 2012 – 27 gennaio 2012).

Due siti sono stati scelti per le misure in continuo di numerosi parametri:

- la stazione di monitoraggio della qualità dell'aria di Ciampino (Via delle Mura Francesi, denominata nel seguito AT) sita al centro del paese a circa 800 metri E dal centro della pista lungo una strada locale intensamente trafficata (potenzialmente influenzato dalle emissioni del vicino aeroporto e dal traffico).

- un sito all'interno di una proprietà privata a circa 300 metri sud dal centro della pista distante circa 150 metri dalle arterie stradali più vicine (via dei Laghi a Nord e Via Appia a ovest) denominato nel seguito AB. Può essere considerato un sito di background per quello che riguarda il traffico veicolare, potenzialmente influenzato dalle emissioni aeroportuali. Il sito presenta nella zona SW un intorno largamente rurale che si estende per circa 16 km<sup>2</sup>.

Nel sito di Via delle mura Francesi (AT) sono state acquisite le medie orarie di benzene (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) e ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>, NO, NO<sub>2</sub>) e le medie giornaliere della concentrazione di massa del PM<sub>10</sub>. Per questo sito sono disponibili dati dal 2006.

Nel sito di Via dei Laghi (AB) sono state acquisite le medie orarie di monossido di carbonio (CO), ozono (O<sub>3</sub>), biossido di zolfo (SO<sub>2</sub>), NO<sub>x</sub>, NO, NO<sub>2</sub>, e le medie giornaliere della concentrazione di massa del PM<sub>10</sub> e del PM<sub>2,5</sub>. Tutti le determinazioni in continuo di questi parametri sono state effettuate rispettando i metodi di riferimento o equivalenti previsti dalla normativa vigente e i relativi obiettivi di qualità (D.Lgs 155/2010).

Inoltre è stata acquisita con risoluzione oraria la concentrazione in numero di particelle in 8 intervalli granulometrici per le frazioni > 0.28 µm (range granulometrico interessato dai modi di accumulazione di massa "fine" e "coarse").

I livelli osservati sono stati confrontati con quelli misurati presso 10 stazioni di monitoraggio situate nell'area urbana di Roma.

Sono stati inoltre individuati all'interno del dominio dello studio 46 punti (con supporti geoinformativi (Google Earth) e sopralluoghi e geo-referenziati con puntatore GIS, seguendo il protocollo ESCAPE), dove sono stati collocati campionatori diffusivi per la determinazione del biossido di azoto (NO<sub>2</sub>, Palmes tubes - Palmes et al, 1976) e per la determinazione di composti organici volatili aromatici e carbonilici (Radiello, - UNI EN ISO 16017-222; UNI EN 14662-540).

I campionatori sono stati collocati a circa 3 metri da terra per scoraggiare e prevenire atti di vandalismo. Sono stati collocati tre ulteriori campionatori: due in corrispondenza di stazioni di monitoraggio della rete regionale di rilevamento della qualità dell'aria: Cinecittà (UBR) e Castel di Guido (RB) e uno presso la stazione sperimentale di misura dell'Istituto Superiore di Sanità (Traffico Urbano; Cattani et al, 2007) al fine di confrontare i valori determinati con i passivi con i valori medi sul periodo di misura determinati con i metodi di riferimento.

In laboratorio è stata determinata per via colorimetrica la quantità di NO<sub>2</sub> assorbita per diffusione e trattenuta dal campionatore (per formazione del complesso nitroso-trietanolamina). Tale valore permette di calcolare la concentrazione media del biossido di azoto nel punto di prelievo, nota la geometria del campionatore e il tempo di esposizione, sulla base della legge di Fick (De Munari et al, 1976). Ciascun campionatore alloggiava tre palmes tube per stimare la precisione della misura

(migliore del 5%). La determinazione di COV aromatici è stata effettuata mediante gascromatografia capillare (colonna VOCOL 25 m x 0,25 mm x 0,25  $\mu$ m) con rivelatore FID, con il metodo dello standard interno, previo desorbimento chimico (solfuro di carbonio); la determinazione di COV carbonilici è stata effettuata mediante HPLC in fase inversa (colonna C18) con rivelatore UV ( $\lambda=365$  nm), previa estrazione con acetonitrile.

Per integrare la precisione e l'accuratezza delle misure puntuali con le capacità interpretative e descrittive di un modello numerico di dispersione degli inquinanti sono stati analizzati gli output orari (mappe di concentrazione delle varie sostanze inquinanti) del sistema modellistico attualmente operativo presso il Centro Regionale della Qualità dell'Aria di Arpalazio. Esso è costituito dal modello meteorologico RAMS e dal modello di dispersione fotochimica FARM.

Al fine di evidenziare le caratteristiche meteorologiche e micrometeorologiche dell'atmosfera nell'area in esame sono stati analizzati i dati rilevati nella stazione micrometeorologica di Arpalazio localizzata all'interno del campo sperimentale del CNR di TorVergata (Lat: 41.84°; Long: 12.65°) distante circa 5 km dal comune di Ciampino e appartenente alla rete micrometeorologica di Arpa Lazio. La stazione è equipaggiata con i sensori necessari per garantire la determinazione diretta di tutti i parametri che caratterizzano la turbolenza del PBL (e quindi la sua caratteristica disperdente) ad eccezione della sua estensione verticale. Quest'ultima informazione è stata valutata mediante l'impiego di un lidar/ceilometer (radar ottico) LD-40 dell'ISAC-CNR, con risoluzione temporale di 15' nell'arco di tutte le campagne.

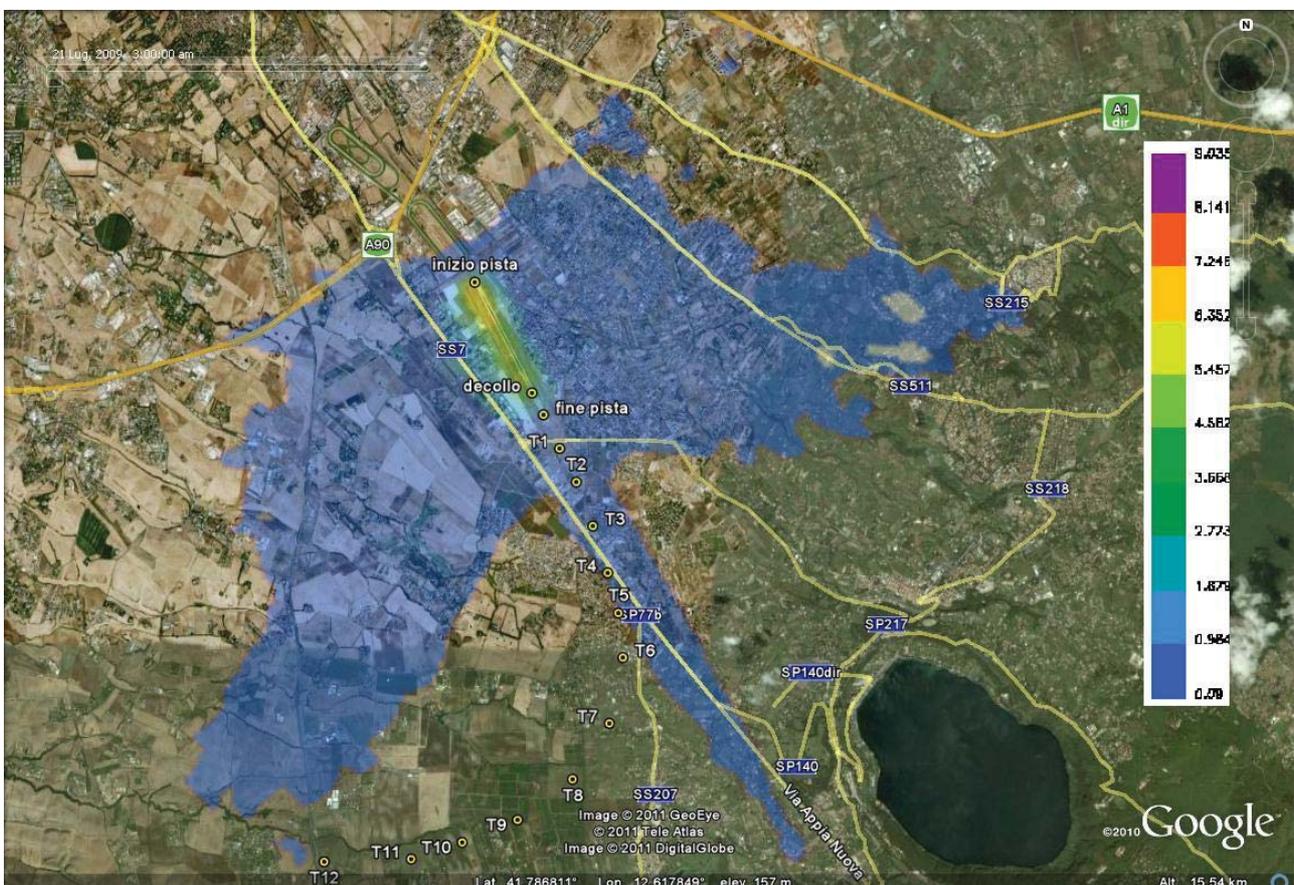
Misure ad alta risoluzione temporale (medie di un minuto) delle proprietà ottiche dell'aerosol, atte ad analizzare le caratteristiche chimico-fisiche, l'evoluzione dell'aerosol e le eventuali relazioni con le emissioni di origine aeroportuale, sono state effettuate presso il sito di Via dei Laghi (AB) con riferimento ai seguenti parametri: concentrazione totale in numero delle particelle a partire da 10 nm (PNC) per la stima della concentrazione numerica delle particelle ultrafini (UFP, diametro < 0,1  $\mu$ m) mediante un contatore di particelle a nuclei di condensa (Condensation Particle Counter, TSI3022A; **Agarwald e Sem, 1980; Sem, 2002**); coefficiente di scattering dell'aerosol ( $\sigma_s$ ) a 450, 520 e 700 nm (Nefelometro integratore Ecotech); coefficiente di assorbimento dell'aerosol ( $\sigma_p$ ) a 440, 530, 675 nm (Particle Soot Absorption Photometer); profili verticali di aerosol e nubi fino a 10 km (Lidar-Ceilometer Valsala LD-40 operante a 855 nm). L'elaborazione delle misure del Lidar-Ceilometer e delle misure ottiche in situ consente di ottenere importanti informazioni relativamente all'altezza dello strato limite planetario ( $H_{pbl}$ ), alla forma e alla probabile origine delle particelle, inclusi gli eventi di trasporto a lunga distanza (**e.g. Gobbi et al, 2007; Costabile et al, 2012**).

Sono state acquisite infine le tracce radar relative ai movimenti degli aeromobili durante le due campagne.

## Risultati e discussione

L'applicazione del modello di dispersione Lagrangiano a particelle SPRAY "sorgente specifico" ha permesso di analizzare l'area potenziale di impatto della principale sorgente di emissione aeroportuale, il movimento degli aeromobili. Dall'analisi delle stime dei campi di concentrazione per CO, NO<sub>x</sub> e HC, si osserva una vasta area di impatto, con livelli che degradano rapidamente entro le prime centinaia di metri dall'aeroporto; gli inquinanti emessi si disperdono poi su una superficie piuttosto ampia, in particolare sul lato ENE e S nel periodo estivo, e anche sul lato SSW d'inverno. Il confronto dei valori assoluti di concentrazione restituiti dal modello SPRAY con i livelli misurati nei vari punti o stimati attraverso il sistema modellistico FARM, pur se puramente indicativo, evidenzia comunque il ruolo marginale della sorgente aeroportuale sui livelli medi rilevati nell'area (fatta eccezione per la zona immediatamente a ridosso del sedime aeroportuale, i livelli di NO<sub>2</sub> stimati sono mediamente inferiori a 1/10 rispetto ai livelli più bassi osservati nel dominio dello studio); Nella **figura 1**, a titolo di esempio si riporta l'output del modello di dispersione per gli NO<sub>x</sub> (distribuzione spaziale delle medie settimanali delle concentrazioni di NO<sub>x</sub>, µg/m<sup>3</sup>).

**Figura 1.** Contributo stimato dell'aeroporto alle concentrazioni di ossidi di azoto nel periodo primaverile [µg/m<sup>3</sup>]; 21 - 27 maggio 2008



La scelta di questa è determinata dal fatto che nel periodo primaverile e per gli NO<sub>x</sub> è stata registrata la massima ampiezza dell'area di impatto della sorgente "aeromobili".

Nella **tabella 1** sono riportate le statistiche descrittive (mediana, 5° e 95° percentile) relative agli inquinanti misurati nelle 2 campagne a Ciampino, in continuo, con risoluzione temporale oraria (CO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> e C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) e giornaliera (PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>) e il confronto con i livelli registrati a Roma nello stesso periodo.

**Tabella 1.** Statistiche descrittive (Mediana, tra parentesi 5 percentile e 95 percentile) dei dati rilevati nelle due campagne di misura presso il sito di Via dei Laghi (AB) e il sito di Via delle Mura Francesi (AT) e confronto con i dati rilevati nello stesso periodo a Roma presso Corso Francia (sito di traffico urbano, valore più alto delle 10 centraline dislocate nel territorio urbano, UT) e presso Villa Ada (valore più basso tra i siti di fondo urbano, UB).

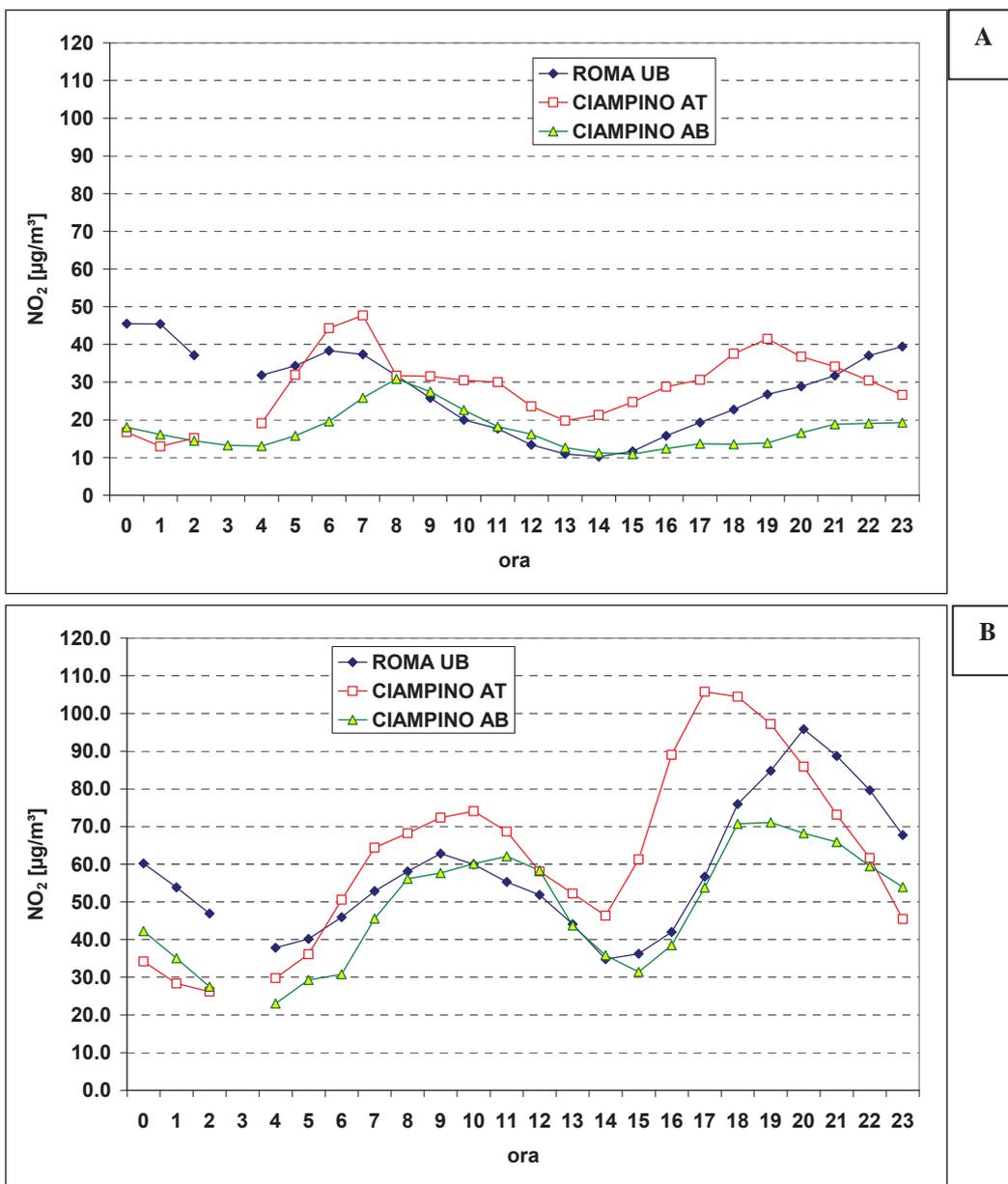
	Ciampino		Roma	
	AB	AT	UT	UB
PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	31,0 (20,0 – 70,4)	30,0 (17,5 – 59,2)	42 (24 – 88,6)	23,5 (12,6 – 70,8)
PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	20,4 (8,0 – 48,9)	N.D.	26,0 (16,0 – 57,0)	17,0 (10,0 – 46,2)
NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	27,0 (9,0 – 84,2)	38,0 (11,0 – 106,0)	77,0 (36,8 – 140,3)	39,5 (9,0 – 95,0)
NO <sub>x</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	32,9 (9,2 – 198,4)	60,0 (15,8 – 258,3)	169,5 (55,0 – 538,3)	58,5 (10,0 – 304,4)
CO (mg/m <sup>3</sup> )	0,32 (0,20 – 0,44)	N.D.	0,7 (0,2 – 2,60)	0,30 (0,20 – 1,2)
C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	N.D.	2,5 (0,6 – 7,3)	3,1 (1,1 – 8,5)	2,7 (1,1 – 5,6)

Al fine di dare un'idea del range di variabilità spaziale sono riportati i dati relativi al "worst case" (Corso Francia, UT) per le 5 stazioni di traffico urbano considerate e al "best case" (Villa Ada, UB) per le 5 stazioni di fondo urbano/residenziale. Il quadro che emerge dalle misure puntuali è quello tipico di un'area urbana mediamente popolata.

In tutti i casi i livelli registrati a Ciampino sono nettamente inferiori a quelli registrati a Roma nel sito UT. I livelli di PM<sub>10</sub> registrati nei due siti di Ciampino sono confrontabili tra loro e superiori a quelli registrati a Roma nel sito UB. I livelli di PM<sub>2,5</sub>, misurato nel solo sito AB, sono superiori a quelli registrati a Roma nel sito UB. I livelli di NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> sono significativamente inferiori nel sito AB rispetto ad AT e UB (in quest'ultimi i livelli sono confrontabili). CO e C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> sono confrontabili tra i siti di Ciampino e di Roma UB.

Nella **figura 2** è riportato il “giorno tipo” dell’NO<sub>2</sub> differenziato per stagione e per sito (Ciampino, AT vs Roma UB).

**Figura 2.** “giorno tipo” dell’NO<sub>2</sub> differenziato per stagione (A=estiva, B=invernale) e per sito (Ciampino, AT vs Roma UB)

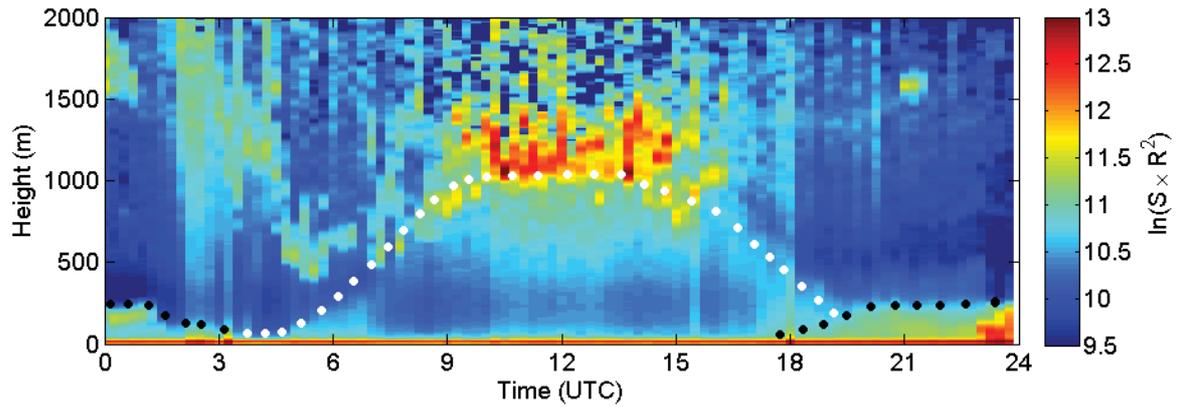


La modulazione temporale dei livelli osservati è governata dalla variabilità giornaliera e stagionale della turbolenza atmosferica. Il giorno tipo estivo presenta un massimo in corrispondenza della *rush hours* del mattino, soprattutto in corrispondenza di situazioni favorevoli all'accumulo (venti deboli da NE o S, PBL stabile); un minimo relativo nelle ore centrali e più calde della giornata, specie d'estate, nelle ore di intensa turbolenza di natura termica (PBL convettivo, , cfr. **figura 3**), quando emerge la caratteristica componente da SW dovuta al regime di brezza con intensità del vento che raggiungono livelli anche superiori ai 5 m/s. Nella tarda serata si instaura una situazione di stabilità atmosferica che "ritarda" la caduta dei livelli che comunque degradano lentamente in corrispondenza della riduzione delle emissioni. Il giorno medio invernale è caratterizzato da un secondo massimo molto rilevante in corrispondenza del tardo pomeriggio; in questo caso la forzante termica, già ridotta nelle ore centrali, viene meno molto prima rispetto al periodo estivo.

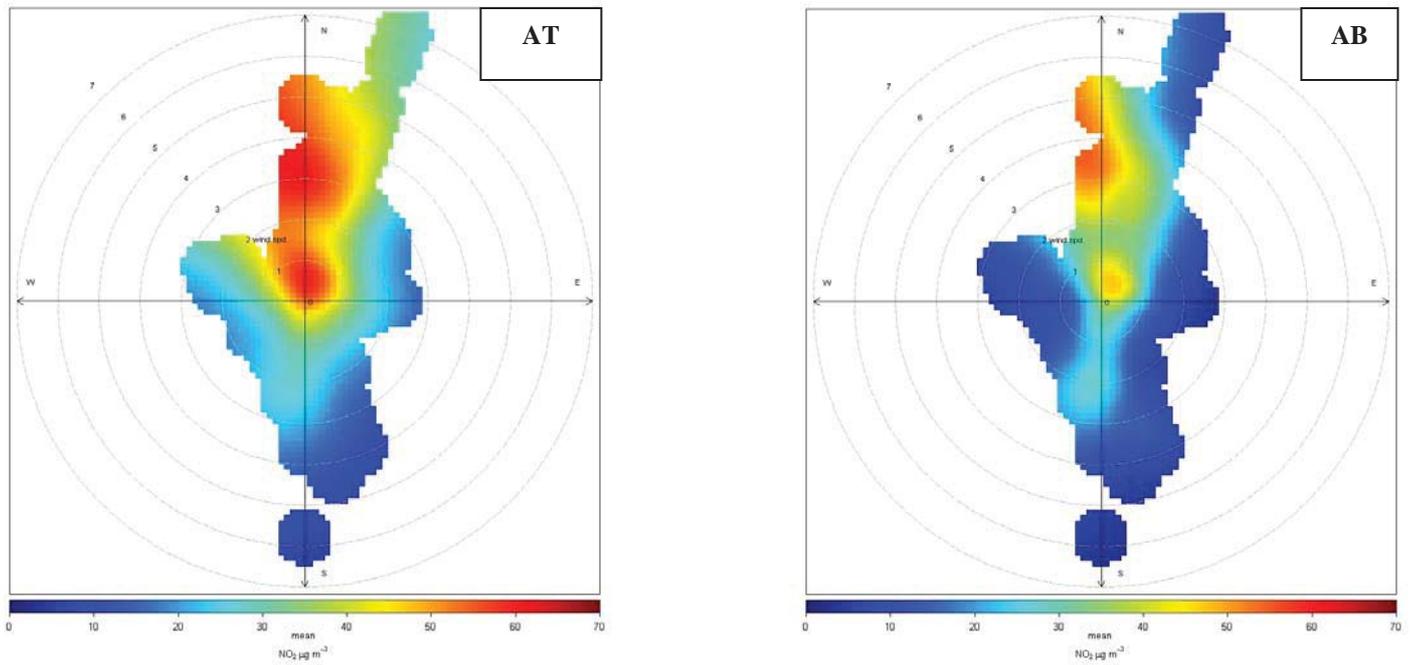
Il giorno tipo di Ciampino mostra un decadimento dei livelli a partire dalla tarda serata più rapido rispetto a quello "romano"; la zona è quindi favorita rispetto all'area urbana di Roma dalle condizioni meteorologiche locali, che contribuiscono a mitigare i livelli, in particolare nelle ore notturne.

L'analisi della distribuzione delle concentrazioni misurate in un sito, in funzione della velocità e direzione del vento, può permettere di evidenziare il ruolo di sorgenti diverse, qualora la modalità con cui la dispersione degli inquinanti emessi da ciascuna sia influenzata in modo diverso dalle variabili meteorologiche considerate (e.g. Carslaw, 2006). In **figura 4** si riporta il grafico in coordinate polari dei livelli orari di NO<sub>2</sub> in funzione di velocità e direzione del vento, rispettivamente per il sito AT e per il sito AB. Si può osservare il differente impatto complessivo dell'insieme di sorgenti sui due siti (maggiore per AT rispetto a AB). Il traffico locale e le differenze nell'intorno spiegano in larga parte le differenze medie tra i due siti; in entrambi i casi i valori massimi si registrano in corrispondenza di condizioni di vento moderato da NNE. L'output del modello FARM (**figura 5**) mostra un'ampia zona in cui i campi di concentrazione sono massimi per l'NO<sub>2</sub>, localizzata a poche centinaia di metri N dai siti di misura, in coincidenza con il tratto di raccordo anulare contenuto nel dominio dello studio. Un contributo delle sorgenti aeroportuali sul sito AB è probabile nelle condizioni di vento moderato da NNE, mentre sembra abbastanza improbabile per il sito AT. Inoltre entrambi i punti di misura mostrano livelli mediamente più elevati in condizioni di calma di vento, condizione tipica in presenza di sorgenti diffuse o lineari vicine al punto di misura.

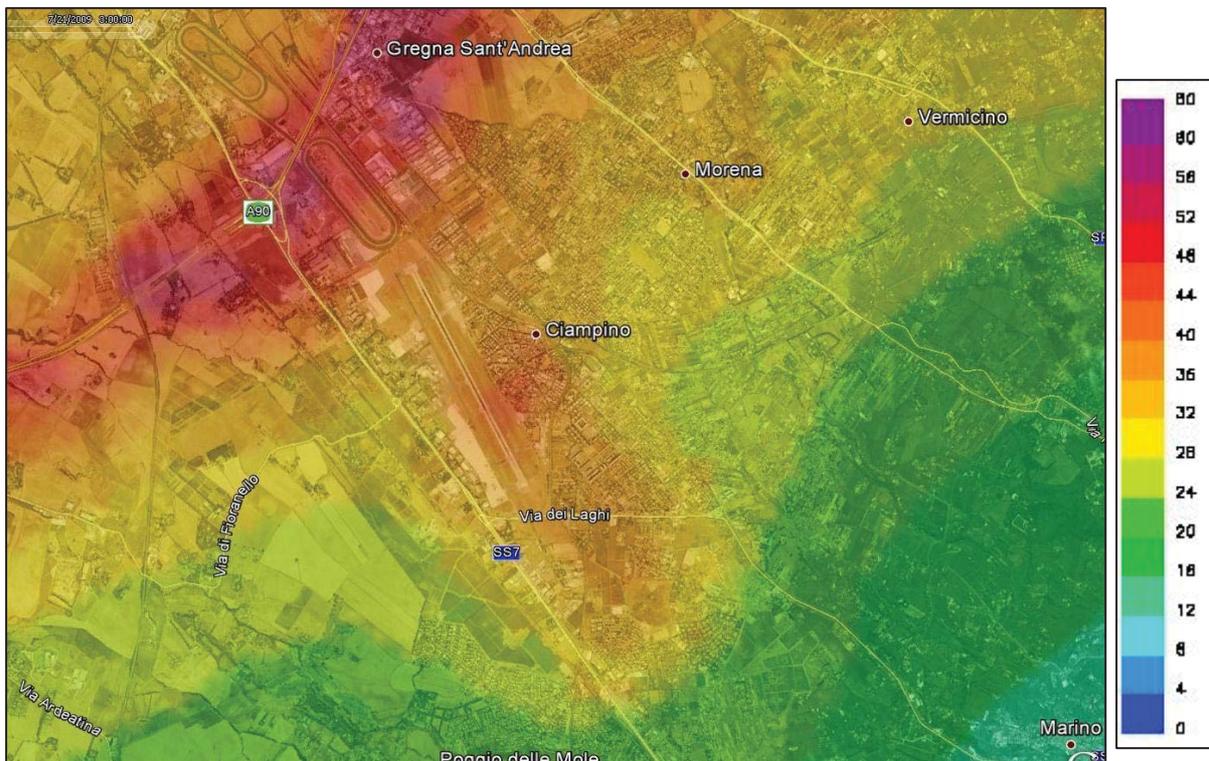
**Figura 3.** Evoluzione media dell'altezza del PBL (cerchi bianchi) stimata per il periodo della campagna di Giugno 2011 sulla base delle osservazioni effettuate mediante il lidar/ceilometer LD-40 di Isac-CNR, presso il sito di via dei Laghi a Ciampino. I cerchi neri evidenziano lo strato stabile notturno. La scala di colori riporta l'intensità del segnale, indicando rispettivamente: aerosol (da blu a turchese), nubi o nebbie (da giallo a rosso).



**Figura 4.** grafico in coordinate polari dei livelli orari di NO<sub>2</sub> in funzione di velocità e direzione del vento, rispettivamente per il sito AT e per il sito AB.



**Figura 5.** Mappa di concentrazione media di NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>) prodotta dal Sistema NRT (01-15 giugno 2011).



Nella **tabella 2** sono riportate le statistiche descrittive calcolate a partire dalle concentrazioni di NO<sub>2</sub>, VOC aromatici e VOC carbonilici rilevate con i campionatori passivi nei singoli siti. Per tentare di evidenziare il ruolo delle sorgenti, i 44 punti di misura sono stati suddivisi in quattro gruppi: TRAFFICO PESANTE (siti caratterizzati dalla prossimità ad arterie stradali con traffico particolarmente intenso e pesante); MISTO (siti principalmente influenzati dal traffico veicolare ma con possibile influenza dell'aeroporto); AEROPORTO (siti dove è massimo il contributo potenziale dell'aeroporto e l'influenza del traffico è meno rilevante); FONDO (siti dove l'influenza di entrambe le sorgenti è relativamente bassa). Tale suddivisione è stata fatta sulla base dei valori che ivi assumono alcune variabili rappresentative dell'influenza delle principali sorgenti: traffico sulle strade principali diviso la distanza dalla strada (veicoli d<sup>-1</sup> m<sup>-1</sup>); traffico sulle strade più vicine (veicoli d<sup>-1</sup>); traffico per metro lineare sulle strade ricadenti in un buffer di 300 m centrato nel punto di misura (veicoli d<sup>-1</sup> m), valore nel punto di misura dell'output del modello di dispersione aeroporto specifico SPRAY (µg/m<sup>3</sup> di HC).

**Tabella 2.** Statistiche descrittive calcolate a partire dalle concentrazioni di NO<sub>2</sub>, VOC aromatici e VOC carbonilici rilevate con i campionatori passivi in 44 siti nel dominio di studio.

Mediana (min – max); µg/m <sup>3</sup>	Tipo di sito (numero)			
	fondo (10)	aeroporto (5)	traffico pesante (8)	misto (21)
NO <sub>2</sub>	31 (17 – 45)	46 (34 – 50)	62 (47 – 110)	38 (30 – 68)
MTBE	0.22 (0.05– 0.47)	0.38 (0.35 – 0.51)	0.41 (0.23 – 0.46)	0.34 (0.10 – 0.90)
BENZENE	1.62 (1.03 – 2.40)	2.04 (1.91 – 3.20)	2.23 (1.56 – 2.58)	1.93 (0.50 – 4.52)
TOLUENE	3.31 (1.83 – 9.25)	4.78 (4.37 – 7.06)	5.81 (3.98 – 7.31)	4.25 (2.40 – 11.66)
ETIL-BENZENE	0.45 (0.26 – 2.06)	0.69 (0.61 – 0.95)	0.80 (0.44 – 2.17)	0.60 (0.30 – 1.57)
MP XILENE	1.45 (0.81 – 7.65)	2.39 (2.03 – 3.67)	2.92 (1.43 – 8.34)	2.06 (1.00 – 6.12)
O-XILENE	0.50 (0.34 – 1.94)	0.82 (0.69 – 1.36)	0.94 (0.49 – 2.26)	0.70 (0.30 – 2.08)
FORMALDEIDE	2.04 (1.38 – 2.70)	2.77 (2.40 – 2.93)	2.21 (1.90 – 3.11)	2.47 (1.41 – 5.13)
ACETALDEIDE	1.25 (0.80 – 2.18)	1.72 (1.49 – 2.23)	1.24 (1.09 – 1.92)	1.47 (0.79 – 2.82)
ACROLEINA	2.30 (1.61 – 4.62)	2.82 (2.58 – 4.10)	2.43 (2.20 – 3.02)	2.57 (1.57 – 3.49)
PROPIONALDEIDE	0.39 (0.26 – 0.54)	0.53 (0.37 – 0.70)	0.40 (0.30 – 0.47)	0.42 (0.20 – 1.05)

I risultati mostrano che nel dominio individuato esiste una marcata variabilità spaziale dei livelli degli inquinanti rilevati, con differenze in alcuni casi maggiori di un ordine di grandezza tra il valore massimo e il valore minimo; la variabilità spaziale appare più marcata per NO<sub>2</sub> e VOC aromatici (CV% 35% - 63%) che per i VOC carbonilici (CV%: 22% - 35%).

La mediana dei livelli calcolata sui siti con uguale classificazione permette di evidenziare livelli più elevati di NO<sub>2</sub> e VOC aromatici nei siti “TRAFFICO”; i siti “AEROPORTO” hanno valori mediamente maggiori di quelli rilevati nei siti “MISTO” e “FONDO”.

Sebbene a queste differenze tra i diversi gruppi non possa essere attribuita una significatività statistica, è possibile considerare i risultati delle misure coerenti con le potenzialità delle sorgenti; in particolare la sorgente aeroporto nel suo complesso, pur non risultando dominante per NO<sub>2</sub> e VOC aromatici, ha un impatto in particolare in alcune zone del dominio, coerentemente con quanto evidenziato dal modello di simulazione aeroporto specifico.

Riguardo ai VOC carbonilici, che non vengono misurati routinariamente nelle reti di monitoraggio, si osserva che i livelli rilevati sono dell'ordine di grandezza di quelli rilevati a Roma durante alcune campagne ad hoc nel 2003/2004 (Zanetti e Fuselli, 2006); nel caso dei VOC carbonilici sono i siti AEROPORTO a mostrare i livelli più elevati, seguiti nell'ordine da “MISTO”, “TRAFFICO” e “FONDO”: sembrerebbe emergere in questo caso il ruolo delle sorgenti aeroportuali, tale da apparire maggiormente determinante rispetto al traffico veicolare nelle differenze di concentrazione rilevate rispetto ai siti di fondo.

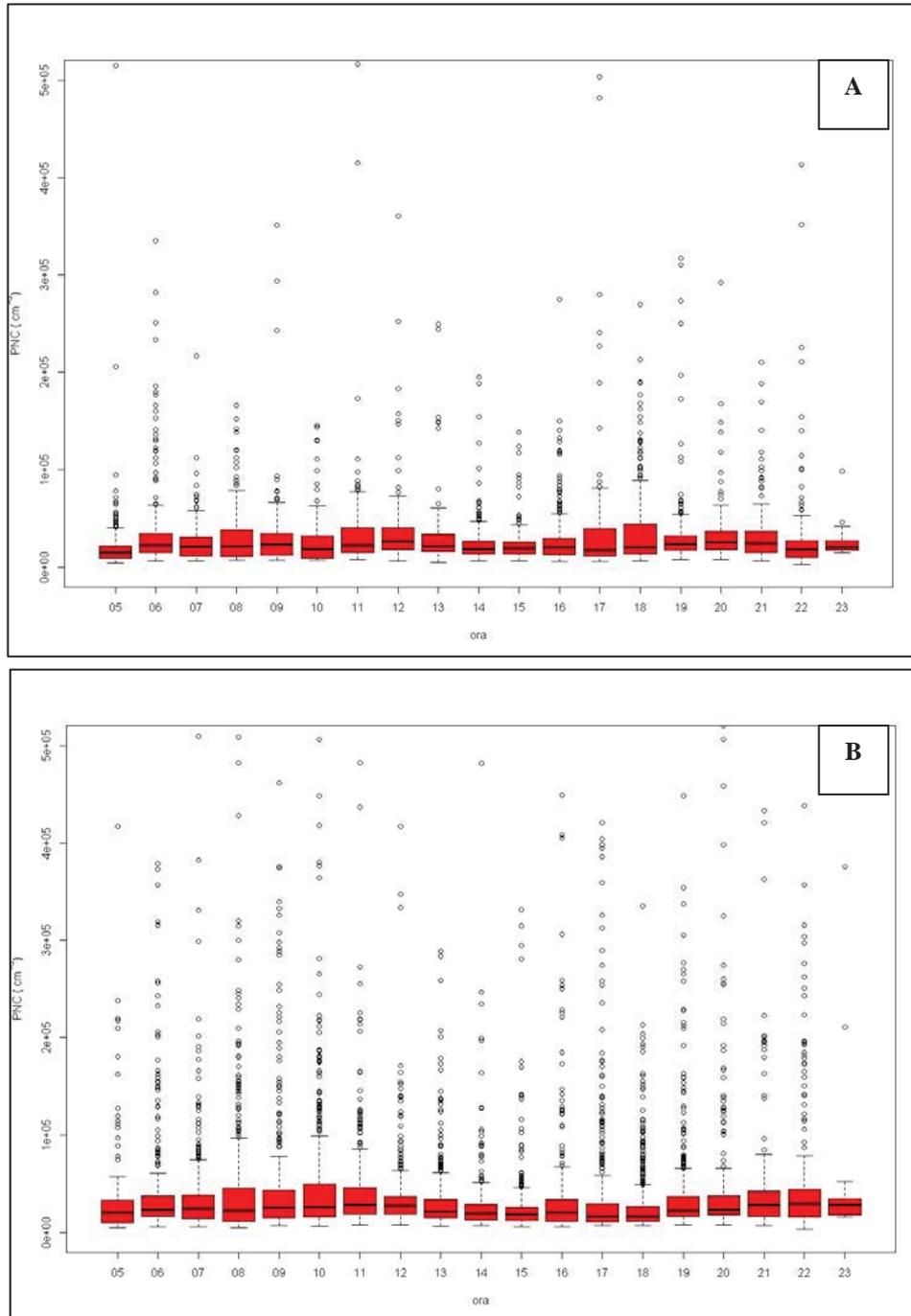
Questa analisi sembra confermare la sorgente traffico veicolare, come dominante nell'area in esame, e tale da “mascherare” l'effetto delle emissioni aeroportuali sui livelli osservati.

Anche le misure integrate quali quelle della concentrazione di massa del PM, su tempi d'integrazione tipici (24h) non permettono di evidenziare significative differenze riconducibili alle attività aeroportuali, e i risultati finora discussi sembrano confermare questa evidenza.

La recente letteratura scientifica sul tema, tuttavia suggerisce che le misure ad alta risoluzione temporale aiutano a evidenziare il contributo degli aeromobili (vedi: Aeroporti e qualità dell'aria: una revisione della letteratura scientifica).

Per mezzo dei tracciati radar degli aeromobili sono stati selezionati gli eventi di decollo e atterraggio e questo ha permesso di selezionare periodi di potenziale influenza dei movimenti degli aeromobili sulle variabili misurate ad alta risoluzione temporale, da confrontare con i periodi in cui non erano osservati aerei in fase di decollo o atterraggio. Periodici picchi, largamente superiori alla variabilità tipica dei siti urbani influenzati dal traffico auto veicolare, sono stati osservati in corrispondenza di operazioni di decollo degli aeromobili, soprattutto quando la postazione di misura risultava sottovento alla pista (**figura 6**). I risultati dimostrano che le operazioni aeroportuali, hanno un'influenza sui livelli di PNC nelle immediate vicinanze dell'aeroporto.

**Figura 6.** Distribuzione su base oraria delle medie di 1 minuto della PNC; A: dati selezionati tra quelli per i quali non sono registrati decolli nei 10 minuti precedenti; B: dati selezionati tra quelli per i quali è stato registrato almeno un decollo nei 10 minuti precedenti.



L'insieme degli eventi ripetuti influenza la media oraria osservata e complessivamente si può stimare dell'ordine del 44% l'aumento della concentrazione media osservata rispetto a quella ipoteticamente osservabile in assenza di movimenti aerei, considerando il periodo in cui essi sono presenti (dalle 5 alle 23). Complessivamente (considerando l'intero periodo, quindi anche la notte) si può stimare un contributo del 22% delle fasi di decollo ai livelli medi, nel punto di osservazione.

La **figura 7** mostra la variazione temporale della concentrazione in massa di *soot* in relazione alla effettuazione di voli presso l'aeroporto di Ciampino. La concentrazione di soot (qui inteso come frazione ultrafine di particelle (diametro < 100 nm) con alto (e spettralmente costante) coefficiente di assorbimento della luce) è stimata accoppiando le proprietà spettrali di assorbimento e scattering della luce dell'aerosol alla concentrazione del numero totale di particelle, secondo una procedura recentemente discussa da Costabile et al. (2013). La figura mostra che, nei periodi in cui il sito di misura è prevalentemente sottovento all'aeroporto (4:00-11:00 UTC), il soot è fortemente correlato ai passaggi degli aerei (in particolare con i decolli): le barre rosse (decolli di tipo 15D) indicano valori chiaramente più alti ( $0.2-0.4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) dei valori osservati in assenza di voli. Al contrario, nel pomeriggio, quando il sito di misura è prevalentemente sopra vento rispetto all'aeroporto, i valori osservati di soot durante i passaggi degli aerei (barre rosse) sono paragonabili a quelli osservati in assenza di aerei (barre nere). In questo ambito riveste un ruolo importante anche l'effetto della crescita del PBL sulla diluizione degli inquinanti. In particolare Fig. 8 mostra che lo strato mescolato cresce rapidamente dopo le 5 UTC per tornare ad un minimo dopo le 19 UTC (per la campagna estiva l'ora locale è pari all'ora UTC+2). Questa evoluzione contribuisce, oltre al vento ed alle sorgenti, a modulare le concentrazioni degli inquinanti misurati al suolo. I minimi osservati al centro della giornata, anche per le sorgenti non aeroportuali, sono una dimostrazione di questo meccanismo di dispersione. È notevole osservare come i valori di picco di soot correlabili con i passaggi degli aerei (indicati dai marker '+' e 'x' in figura) possano raggiungere concentrazioni in massa superiori a  $4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . In un recente lavoro, è stato dimostrato che tali livelli sono associati a particelle di diametro < 100 nm con concentrazioni in numero  $> 4\cdot 10^4 \text{ cm}^{-3}$  (Costabile et al., 2013b). In futuro, sarà necessario approfondire il possibile impatto sulla salute umana di eventi di questa portata, che, seppur transienti, risultano notevoli in termini di numerosità e associati ad una composizione chimica potenzialmente dannosa (i.e., gli aerosol dominati dal soot mostrano elevate concentrazioni di idrocarburi policiclici aromatici, oltre che di carbonio elementare).

Un'altra possibile fonte di immissione di materiale particolato da parte dell'attività aeroportuale è rappresentata dal risollevarimento di materiale particolato nella frazione coarse determinata dagli aeromobili in fase di atterraggio. La **figura 8** mostra una valutazione del ciclo diurno della

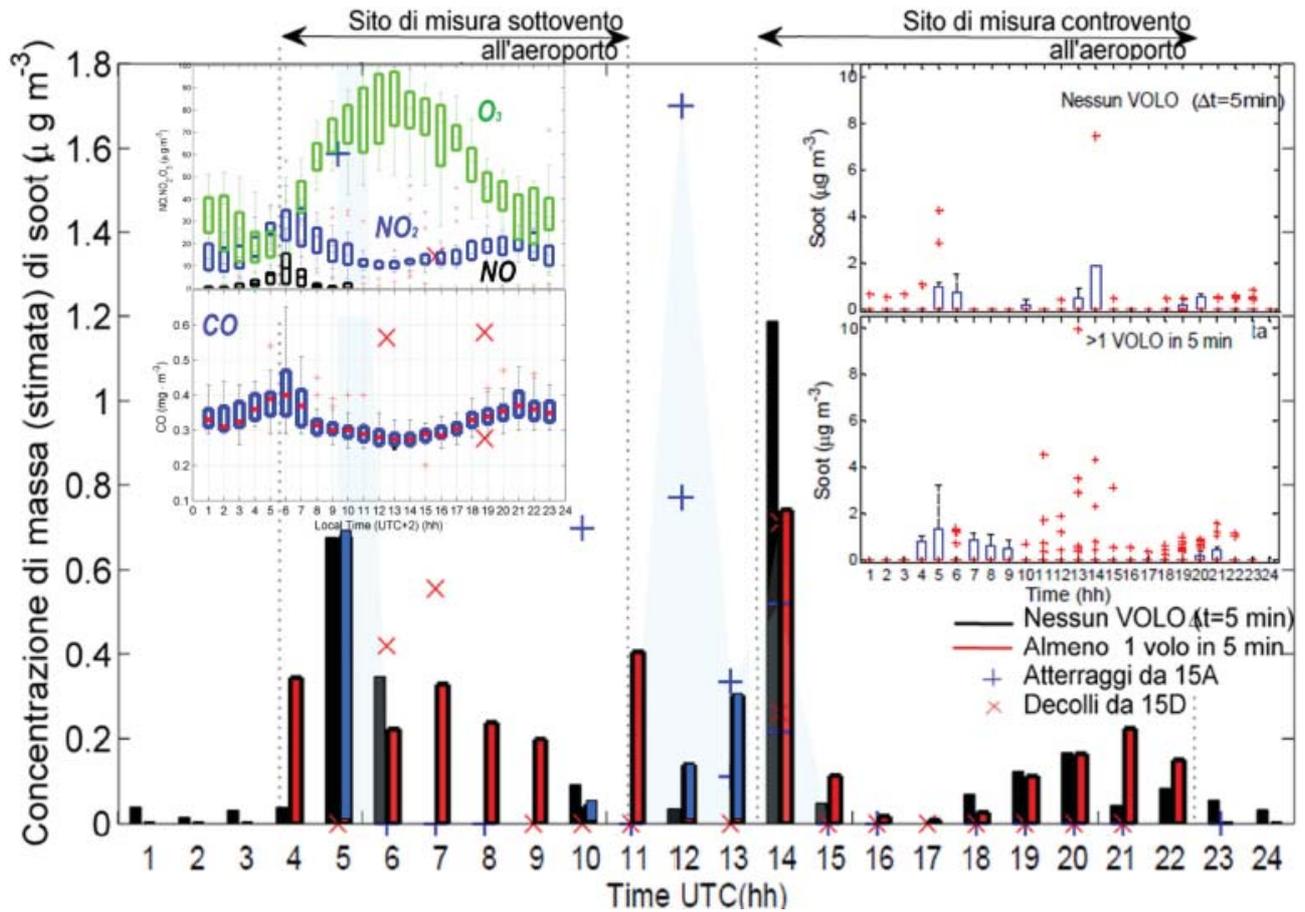
concentrazione in massa di materiale particolato coarse ( $PM_{SC}$ , asse delle ordinate a destra) durante gli atterraggi degli aerei (in rosso) e in assenza di voli nei 5 minuti corrispondenti alla misura (in nero) nel presso il sito di Via dei Laghi. La stima è effettuata sulla base delle proprietà ottiche spettrali dell'aerosol (Costabile et al., 2013) ed utilizzando le efficienze di conversione scattering-massa discusse in Barnaba e Gobbi (2004). Si riporta, per riferimento, il corrispondente ciclo diurno del  $PM_{10}$  misurato con strumentazione convenzionale operante con risoluzione oraria nello stesso sito. E' evidente come la fase di atterraggio risulti associabile a significativi incrementi della massa di materiale particolato coarse. A titolo di esempio, si noti il caso osservato alle 5:00 UTC: il  $PM_{SC}$  stimato, correlato temporalmente agli atterraggi degli aeromobili, incrementa in media di più di  $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ; l'incremento di  $PM_{10}$  misurato nello stesso periodo (dalle 4:00 alle 6:00 UTC) è similmente  $> 20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Analogamente a quanto visto per il soot, questi massimi sono più evidenti quando il sito di misura è sottovento alla pista e/o quando l'altezza di dispersione del PBL è minima, e.g., come indicato in Figura 3, prima delle 6 UTC e dopo le 18 UTC. Dunque, in presenza di atterraggi si evincono impatti significativi sulle concentrazioni in massa di materiale particolato ed un contributo netto non trascurabile è osservabile anche nei livelli medi orari di particolato nella frazione *coarse* (**figura 8**).

**Figura 7.** Stima della variazione della concentrazione in massa di soot associata alla presenza di voli aerei presso l'aeroporto di Ciampino (i valori si riferiscono alla campagna di Giugno 2011).

*Immagine a tutta pagina.* Ciclo diurno della concentrazione in massa stimata di soot (i) in presenza di almeno un volo aereo (in rosso e blu) e (ii) in assenza di voli (in nero). Le barre rosse e blu indicano i valori medi osservati in presenza di almeno un volo aereo in un tempo  $t=5$  minuti: in rosso sono indicati voli con prevalenza di decolli di tipo 15D; in blu, voli con prevalenza di atterraggi di tipo 15A; i marker '+' (blu) e 'x' (rosso) indicano i relativi outliers. Le barre nere indicano i valori medi osservati in assenza di voli in un tempo  $t=5$  minuti.

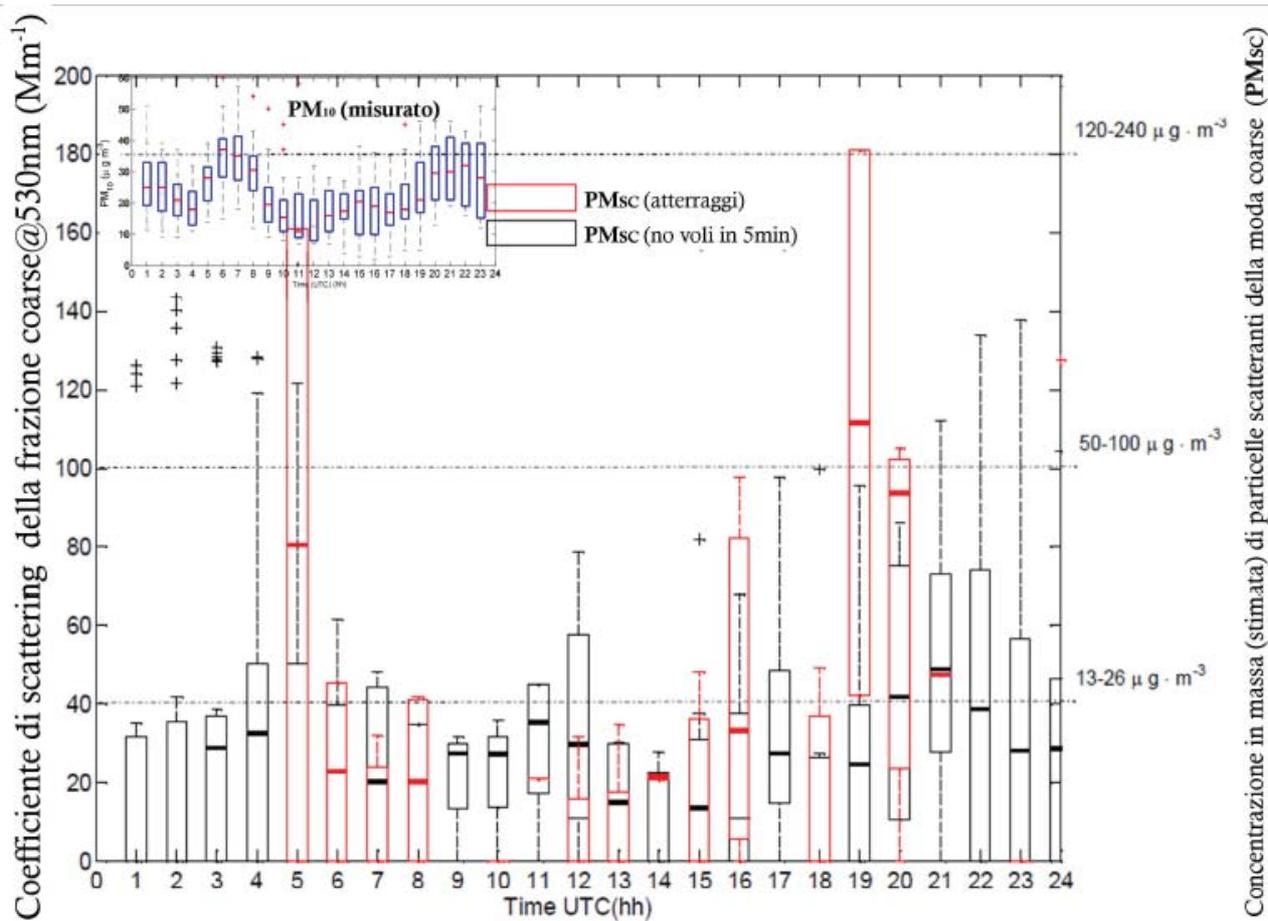
*Riquadri in alto a destra.* Valori medi della concentrazione di soot stimata (i) in assenza di voli in un tempo  $t=5$  minuti (in alto a destra), e (ii) con almeno un volo in 5 minuti (in basso a destra).

*Riquadri in alto a sinistra.* Ciclo diurno della concentrazione media, misurata nello stesso sito, di  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{O}_3$  e  $\text{CO}$ .



**Figura 8.** Stima della componente di materiale particolato ‘coarse’ nei pressi dell'aeroporto di Ciampino (i valori si riferiscono alla campagna di Giugno 2011). *Immagine a tutta pagina.* I dati, presentati sotto forma di box plot, indicano: (i) i valori relativi agli atterraggi di tipo 15A (in rosso), e (ii) i valori osservati in assenza di voli aerei in un tempo  $t=5$  minuti (in nero). Il grafico indica i valori misurati del coefficiente di scattering ( $Mm^{-1}$ ) (asse primario), ed i valori stimati della massa di materiale particolato coarse (PMsc) (asse secondario).

*Riquadro in alto a destra.* Ciclo diurno della concentrazione in massa di  $PM_{10}$  misurata nello stesso sito.



## Conclusioni

Sulla base delle stime effettuate nel dominio di studio, la principale sorgente di emissioni di inquinanti gassosi e particolato è rappresentata dal traffico veicolare. Questo è coerente con il fatto che si tratta di un'area ad alta densità abitativa e attraversata da importanti arterie stradali ad alta frequentazione. I flussi di traffico sono parzialmente influenzati dalla presenza dell'aeroporto che funge da centro attrattore per i mezzi di trasporto di persone e merci; una stima quantitativa di questa influenza richiederebbe tuttavia uno studio ad hoc. L'effetto del traffico veicolare si riflette sui livelli osservati e sulla variabilità spaziale degli stessi.

Tuttavia, i risultati dello studio indicano chiaramente che il contributo dovuto alle emissioni aeroportuali sulla qualità dell'aria circostante è non trascurabile. Si è evidenziato che in un caso come quello di Ciampino in cui l'aeroporto è situato in ambiente urbano, tale contributo emerge in maniera più evidente dall'analisi dei 'valori di picco' degli inquinanti, piuttosto che dallo studio delle medie orarie o giornaliere. In tale contesto, il 'valore di picco' delle concentrazioni di particelle ultrafini generate dalla combustione (i.e., concentrazione del numero totale e concentrazione di 'soot'), durante le fasi di decollo, è risultato un ottimo indicatore per la stima dell'esposizione della popolazione alle emissioni aeroportuali. In aggiunta, lo studio ha suggerito la presenza di un ulteriore variabile da non trascurare per la valutazione dell'impatto degli aeroporti sulla qualità dell'aria: la componente di materiale particolato *coarse* risolleata (e/o generata) durante le fasi di atterraggio degli aerei.

L'impatto delle sorgenti aeroportuali è ben evidenziato anche attraverso l'applicazione di un modello di dispersione "sorgente specifico" e coerente con quanto riportato nella letteratura scientifica. La modellistica deterministica, permette di stimare il contributo dell'aeroporto, nell'ipotesi di sorgente unica, ma soffre di alcuni limiti legati soprattutto alla disponibilità e all'incertezza associata alle variabili di input e alla risoluzione spaziale limitata rispetto all'entità dell'impatto.

Lo studio evidenzia la possibilità, nelle aree limitrofe al sedime aeroportuale, di esposizioni acute ed intermittenti, ad aerosol in diverse frazioni granulometriche, principalmente nel campo delle particelle ultrafini, attribuibili in larga parte ai movimenti degli aeromobili in fase di decollo, e alle grossolane (principalmente in fase di atterraggio) la cui intensità e distribuzione spaziale è fortemente influenzata dalle condizioni macro e micro-meteorologiche e (verosimilmente) dalla distanza dalla pista.

Tali evidenze sono coerenti con quelle che emergono da altri studi recenti che hanno utilizzato misure ad alta risoluzione temporale. Quest'ultimi hanno messo in evidenza anche una marcata

variabilità spaziale dell'intensità degli episodi in funzione della distanza dalla pista aeroportuale, oltre alla forte dipendenza dai parametri meteorologici, in primis la velocità e la direzione del vento. La mancanza di dimensione spaziale delle evidenze che emergono dal caso studio, determinate dall'impossibilità di effettuare misure contemporanee ad alta risoluzione temporale in più siti, suggerisce di integrare la ricerca, focalizzandola sull'analisi della variabilità spaziale degli eventi acuti di esposizione a particelle ultrafini e ossidi di azoto, in particolare in quei contesti dove l'aeroporto si inserisce in un contesto abitato limitrofo, attraverso misure ad alta risoluzione temporale, opportunamente integrate con l'analisi dei parametri micrometeorologici caratteristici della turbolenza atmosferica, e lo sviluppo di algoritmi atti a selezionare i periodi di massima emissione in fase di decollo/atterraggio.

Comunque, considerati i livelli e la frequenza degli episodi, appare opportuno approfondire il potenziale ruolo di queste esposizioni sulla salute.

#### *Guidelines per il futuro*

I risultati di questo studio suggeriscono che in eventuali progetti futuri che mirino alla valutazione dell'impatto di un aeroporto urbano sulla qualità dell'aria si debbano considerare:

- l'analisi dei 'valori di picco' delle specie inquinanti, piuttosto che le medie temporali 'normate' (i.e., con risoluzione temporale delle misure dell'ordine del minuto);
- in aggiunta agli inquinanti normati, l'analisi di specie non 'normate' quali il numero di particelle ultrafini generate da combustione incompleta durante i decolli degli aerei (i.e., il protocollo di misura deve includere misure di concentrazione del numero di particelle totali, e relativo spettro di distribuzione delle dimensioni, e contenuto di black carbon/soot);
- l'analisi della componente del materiale particolato coarse risolledata dai decolli degli aerei.
- la micro e macro-meteorologia del sito

lo studio dell'esatto posizionamento di più stazioni di misura onde rappresentare l'effetto di dispersione orizzontale degli inquinanti.

# **Variabilità spaziale delle concentrazioni di biossido di azoto e composti organici volatili nei dintorni di un aeroporto commerciale: applicazione di un modello di land use regression**

Alessandra Gaeta, Laura Ancona, Carla Ancona, Andrea Bolignano, Giorgio Cattani, Giulia Cesaroni, Alessandro Di Menno di Bucchianico, Francesco Forastiere, Fabrizio Sacco, Roberto Sozzi per il CCM SERAItalia - sottogruppo qualità dell'aria.

## **Introduzione**

Gli inquinanti gassosi e le particelle aerodisperse mostrano una marcata variabilità spaziale con decadimenti, in funzione della distanza dalle sorgenti, tipicamente non lineari (Beckermann, 2008); In un ambiente urbano è quindi di grande interesse determinare le possibili differenze di esposizione cronica in sottogruppi di popolazione che risiedono in aree diverse della città, dal momento che queste si riflettono sulle stime relative agli effetti per la salute a lungo termine.

Negli ultimi anni i modelli di *Land Use Regression (LUR models)* sono stati diffusamente utilizzati, in particolare in Europa e in Nord America, per la stima della variabilità spaziale degli inquinanti atmosferici (NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub> e NO, particolato atmosferico -PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>-, carbone elementare e VOC<sup>rs</sup> tra cui il benzene ed il toluene), pervenendo all'individuazione di domini di concentrazione ad alta risoluzione (e.g. Briggs et al, 1997; Hoek 2008) in grandi aree urbane comprendendo, a volte, anche i comuni circostanti; in altri, il metodo è stato esteso a territori anche più ampi fino a comprendere l'intero territorio nazionale (Olanda e Regno Unito) (Stedman et al., 1997; Hoek et al., 2001 a,b; Beelen et al., 2007).

I *LUR models*, partendo dalla concentrazione in punti di misura ben identificati e dalla conoscenza di variabili predittive, stimano la concentrazione dell'inquinante in locazioni diverse dai siti di campionamento in modo da coprire l'intera area da esaminare con un'alta risoluzione spaziale. I valori delle variabili predittive vengono inseriti come variabili indipendenti in un modello di regressione lineare multipla; la variabile dipendente è il valore di concentrazione

dell'inquinante nel sito di campionamento. Tutte le variabili sono rese disponibili da sistemi di georeferenziazione (GIS).

L'unico studio sulla distribuzione spaziale dei livelli di ossidi di azoto nelle vicinanze di una infrastruttura aeroportuale è stato realizzato negli USA, presso l'aeroporto T.F. Green di Warwick, Rhode Island (Adamkiewicz et al, 2010); sono state effettuate tre campagne di monitoraggio della durata di 15 giorni ciascuna (ottobre 2007, marzo e giugno 2008), collocando campionatori diffusivi (*palmes tubes*) intorno al sedime aeroportuale e nelle aree limitrofe: è stata determinata la concentrazione media di NO<sub>2</sub> in ciascun punto per un totale complessivo di 644 campioni. La variabilità spaziale delle concentrazioni è stata stimata con un LUR che ha incluso covariate rappresentative dell'aeroporto, densità di traffico e attributi degli archi stradali in un determinato raggio. Sono stati evidenziati livelli di NO<sub>2</sub> più alti nelle immediate vicinanze del sedime aeroportuale, lato WNW, attribuibili al contributo integrato del terminal, inteso come sommatoria del traffico aereo e del traffico veicolare interno ed esterno al sedime. I livelli medi rilevati oscillavano tra 0,8 ppb e 39,4 ppb. I valori più alti sono stati registrati nelle vicinanze del terminal, nelle strade di accesso al terminal e in prossimità delle arterie stradali principali. Le variabili più significative utili a spiegare la variabilità spaziale delle concentrazioni rilevate erano la distanza dal terminal aeroportuale, la densità di traffico entro vari raggi, e altre variabili proxy della sorgente traffico stradale (lunghezza delle strade entro 100 metri). Il modello lineare generalizzato di regressione basato su queste variabili mostrava un coefficiente di regressione, R<sup>2</sup>, pari a 0,32, calcolato su tutte le misure disponibili, complessivamente 644. La variabile predittiva "distanza dal terminal aeroportuale" risulta contribuire fino a 4.6 ppb (34,4 %) - 2,4 ppb (21.4%) come mediana sull'intero dominio - alla concentrazione di NO<sub>2</sub> stimata.

La variabilità spaziale delle concentrazioni di NO<sub>2</sub> è stata stimata a Roma mediante l'uso di un modello LUR (Roselund, 2008) e recentemente, nell'ambito del progetto ESCAPE, tale valutazione è stata ripetuta ed estesa al PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> e ad alcuni componenti del materiale particolato (<http://www.escapeproject.eu/index.php>).

## **Obiettivo del lavoro**

In questo lavoro sono analizzati i gradienti spaziali di concentrazione di NO<sub>2</sub> e composti organici volatili all'interno dell'area oggetto di studio, mediante lo sviluppo di un modello LUR, con l'obiettivo anche di verificare in che misura sia possibile individuare con questo strumento il contributo relativo delle diverse sorgenti e in particolar modo quello dell'aeroporto.

## Metodi

Lo studio per l'applicazione del LUR è stato condotto in un'area di 64 km<sup>2</sup> centrata sull'aeroporto "G.B. Pastine" di Ciampino. L'obiettivo è stato descrivere la variabilità spaziale delle concentrazioni di NO<sub>2</sub> nell'intorno dell'aeroporto attraverso un modello statistico in cui la variabile risposta è messa in relazione lineare multipla con variabili ausiliarie indipendenti. Nel modello, i valori di concentrazione di NO<sub>2</sub> rappresentano la variabile risposta. La scelta delle variabili indipendenti da mettere in relazione con la variabile risposta è stata fatta in riferimento alle principali sorgenti di impatto dell'area: traffico stradale e aeroporto.

Il modello è stato costruito partendo da n.46 punti di misura distribuiti uniformemente nel dominio di indagine in cui sono stati misurati valori di concentrazione di NO<sub>2</sub> attraverso campionatori passivi (vedi "Inquinamento atmosferico in un'area urbana limitrofa a un aeroporto commerciale: il caso studio di Ciampino (Roma)" allegato). Due punti, via Ardeatina e Piazza Scilla (rispettivamente i punti 36 e 38), sono stati esclusi dall'analisi perché fortemente *outlier*, probabilmente a causa di una stima poco corretta dei flussi di traffico stradale corrispondenti.

I valori delle variabili sono stati calcolati in corrispondenza dei n.44 punti di misura e alcune di esse (ad esempio la popolazione residente) in buffer di diverso raggio (50, 100, 300, 500, 1000 metri) per capirne la variabilità spaziale e l'influenza sulle concentrazioni di NO<sub>2</sub>. Per la costruzione delle variabili indipendenti è stato fondamentale l'utilizzo di sistemi di georeferenziazione. È stato costruito un geodatabase con i diversi strati informativi disponibili come *shape file* e diverso tipo di dati (punti, poligoni, polilinee): stradario (Teleatlas) sezioni di censimento (ISTAT), Corine land cover (ISPRA), punti di campionamento, infrastruttura aeroportuale.

Di seguito si riporta una tabella (Tabella 1) in cui sono spiegate le variabili ausiliarie indipendenti introdotte nel modello e una tabella successiva in cui sono indicati i valori del coefficiente di correlazione di Pearson ( $r$ ) tra la variabile risposta e le variabili ausiliarie indipendenti (Tabella 2).

La costruzione del LUR è stata condotta seguendo una procedura di regressione di tipo stepwise; le variabili indipendenti sono introdotte nel modello e mantenute se:

1. statisticamente significative (t value inferiore a 0.1);
2. l' $R^2$  adjusted del modello aumenta in misura maggiore dell'1% e
3. il coefficiente stimato ha segno conforme alla direzione stabilita a priori.

La stima dei coefficienti delle variabili scelte è indicata in Tab. 4.

## Risultati

### Modello per NO<sub>2</sub>

Durante la prima campagna (tarda primavera) la concentrazione media ( $\pm$  dev std) nel dominio (media di 46 punti di misura) risultava pari a  $38 \pm 22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; nella seconda (inverno) era pari a  $55 \pm 18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . I dati delle due campagne mostravano una buona correlazione ( $r=0.89$ ); le differenze sono in larga parte ascrivibili alle diverse condizioni meteorologiche. Le misure con campionatori passivi risultavano in buon accordo con quelle realizzate contemporaneamente con metodo di riferimento (misure in parallelo in 4 siti). Nello stesso periodo la concentrazione media registrata a Roma (calcolata sulla base delle concentrazioni misurate in 12 centraline di monitoraggio) era pari a  $44 \pm 17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $75 \pm 21 \mu\text{g}/\text{m}^3$  rispettivamente durante la prima e la seconda campagna.

Nella costruzione del modello LUR per l'NO<sub>2</sub> il miglior set di regressori, secondo la procedura descritta nel paragrafo precedente, vede quali variabili rappresentative, il traffico sulle strade principali (major road), il traffico sulle strade più vicine (local road) e, in particolare, il traffico sulle strade ricadenti in buffer di 300 m centrati nei punti di misura.

Costruito il modello, l'analisi dei valori outlier (test di Bonferroni) ha fornito come valori estremi i punti 36 e 38 (via Ardeatina e Piazza Scilla). Il modello è stato quindi ricostruito eliminando i valori outlier. L' $R^2$  finale del modello è pari a 0,64 (0,62  $R^2$  adjusted).

Il modello (Tab.3) ha la seguente espressione lineare:

$$\text{NO}_2 = 30.3 + 0.005\text{TGMRD} + 0.00054\text{TGNR} + 1.41 \cdot 10^{-8}\text{TGNRL300} \quad [1]$$

Il passo successivo è stato effettuare un'analisi statistica per verificare gli assunti di base: linearità (residuals vs fitted values), normalità dei residui (Normal Q-Q plot), omoschedasticità (Scale Location – dispersione costante), indipendenza dei residui (residui vs residui precedenti) e assenza di eventuali punti di leverage (Residuals vs Leverage). Un'analisi grafica è riportata in Fig.1.

Le osservazioni considerate potenziali punti di influenza sono state ricavate con il calcolo di un parametro denominato “Distanza di Cook” (vedi Fig.2) il cui valore, per ciascuno punto di misura, se  $>1$  indica che escludendo il caso dall'analisi di regressione le stime dei coefficienti verrebbero cambiate in maniera sostanziale. Di fatto è un indice della stabilità del modello.

È stata indagata anche la collinearità tra le variabili attraverso la determinazione del VIF (Variance Inflation Factor ovvero Tolerance) per capire quanta percentuale della varianza di ogni variabile non risulti in comune con le altre variabili indipendenti (vedi tabella 4). Valori bassi del VIF indicano bassa collinearità, valori tra 5 e 10 sono indicativi di forte collinearità.

La bontà del modello è stata determinata con la Cross Validation, tecnica del “leave one out”, che consiste nel calcolare il modello con l’esclusione di un punto alla volta predicendo i valori della variabile risposta nei punti esclusi. Questa tecnica consente di stimare l’ $R^2$  cross validato ( $R^2_{cv}=0.578$ ) e l’errore quadratico medio (Root Mean Square Error, RMSE) che nel caso in esame è stato pari a  $\pm 10.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

A causa dell’influenza di sorgenti molto importanti quali il traffico sulle major road e il traffico locale il miglior modello stimato [1] non vede rappresentate variabili caratteristiche dell’aeroporto.

Tuttavia “forzando” il modello a rappresentare anche la sorgente aeroportuale e accettando come significativa una variabile con t value  $>0.1$  e un rumore, evidenziato dalla differenza tra  $R^2$  ed  $R^2$  adj, maggiore rispetto al modello [1], si è ottenuto il seguente risultato (Tab.5).

Il modello “forzato”, con l’aggiunta della variabile HC\_sum, ha la seguente espressione lineare :

$$\text{NO}_2 = 29.4 + 0.005\text{TGMRD} + 0.00052\text{TGNR} + 1.38 \cdot 10^{-8}\text{TGNRL300} + 30.9 \cdot \text{HC\_sum} \quad [2]$$

Un altro esercizio volto a migliorare la performance del modello è consistito nell’introdurre, per ciascun punto, le variabili di posizione (lat.nord e long.est, espresse in coordinate metriche, UTM 33Nord). Il risultato, evidenziato nella tabella seguente (Tab.6), conferma quali variabili significative il traffico stradale (major e local road) e introduce un gradiente di concentrazione verso nord positivo dovuto alla presenza del grande raccordo anulare che fa sì che ci sia una direzione preferenziale.

L’espressione lineare del modello è la seguente:

$$\text{NO}_2 = -13700 + 0.0029\text{lat.nord} + 0.0046\text{TGMRD} + 0.000542\text{TGNR} + 1.32 \cdot 10^{-8}\text{TGNRL300} \quad [3]$$

Le variabili sono molto significative; il modello rispetta i requisiti di linearità (Residuals vs Fitted), normalità (Normal Q-Q plot), omoschedaticità (Scale-location), indipendenza dei residui (Residui vs residui precedenti) e non ci sono punti potenzialmente di influenza (Residuals vs Leverage) (vedi Fig.3). Le variabili presentano bassa collinearità (Tab.7).

L' $R^2$  e l' $R^2_{adj}$  ( $R^2=0.73$ ;  $R^2_{adj}=0.70$ ) migliorano rispetto al modello [1] in cui le variabili di posizione non erano state considerate ( $R^2=0.64$ ;  $R^2_{adj}=0.62$ ) e migliora anche l' $R^2$  cross validato ( $R^2_{cv}=0.615$ ) e l'RMSE calcolati con la tecnica del leave one out (RMSE= $\pm 9.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

In figura 4 si riporta la variabilità spaziale dei livelli di concentrazione di  $\text{NO}_2$  ottenuta applicando l'equazione [3] su una griglia di 200m nel dominio di calcolo.

Anche in questo caso si è forzato il modello introducendo le variabili dell'aeroporto. Tali variabili sono state inserite inizialmente tutte nel modello e mantenute nonostante la significatività fosse  $>0.1$ ; esse tuttavia sono state eliminate nella riformulazione successiva del modello perché i coefficienti avevano segno non conforme all'ipotesi iniziale. Il risultato di questa forzatura (formulazione III in tab.8), come nel Modello [2] (in cui le variabili geografiche non sono considerate) ha portato ad includere la variabile dell'aeroporto HC\_sum.

L'espressione lineare del modello forzato è la seguente:

$$\text{NO}_2 = -13320 + 0.0029 * \text{lat.nord} + 0.0047 \text{TGMRD} + 0.00053 \text{TGNR} + 1.31 * 10^{-8} \text{TGNRL300} + 10.67 * \text{HC\_sum}$$

[4]

#### *Modello per i VOC's*

Il modello LUR è stato costruito anche per alcuni composti organici volatili aromatici, benzene ( $\text{C}_6\text{H}_6$ ) e toluene ( $\text{C}_6\text{H}_5\text{-CH}_3$ ) e per la formaldeide (rappresentativa dei VOC carbonilici).

Nella costruzione del modello LUR per benzene e toluene il miglior set di regressori, secondo la procedura precedentemente descritta, vede quali variabili significative, il traffico sulle strade locali, la latitudine e la densità di popolazione in buffer, rispettivamente di 300 m per il  $\text{C}_6\text{H}_6$  e 100 m per il  $\text{C}_6\text{H}_5\text{-CH}_3$ , centrati nei punti di misura.

Per il benzene, il modello ha la seguente espressione lineare:

$$\text{C}_6\text{H}_6 = -58 * 10^4 + 0.126 \text{Lat} + 0.158 \text{PSC300} + 0.017 \text{TGNR}$$

[5]

L' $R^2$  e l' $R^2_{adj}$  sono pari rispettivamente a 0.42 e 0.38 mentre l' $R^2$  cross validato è  $\pm 0.34 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e l'RMSE è pari a  $\pm 0.45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Per il toluene, il modello ha la seguente espressione lineare:

$$\text{C}_6\text{H}_5\text{-CH}_3 = -23.2 * 10^5 + 0.5 \text{Lat} + 4.22 \text{PSC100} + 0.061 \text{TGNR}$$

[6]

L' $R^2$  è pari a 0.50 ( $R^2_{adj} = 0.47$ ) mentre l' $R^2$  cross validato è  $\pm 0.42 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e l'RMSE è pari a  $\pm 1.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Nella costruzione del modello LUR per la formaldeide nessuna delle variabili scelte apporta un contributo significativo nello spiegare la variabile risposta; un contributo minimo (pari all'incirca al 10%) viene dalla densità di popolazione ricadente in un raggio di 300 m attorno ai punti di misura. Con tale scelta, il modello ha la seguente espressione lineare:

$$\text{Formaldeide} = 21.5 \cdot 10^2 + 0.07 \text{PSC300} \quad [7]$$

L' $R^2$  e l' $R^2_{adj}$  sono pari rispettivamente a 0.11 e 0.09 mentre l' $R^2$  cross validato è  $\pm 0.06 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e l'RMSE è pari a  $\pm 0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

## Conclusioni

La modellistica empirica (LUR models) ha permesso di valutare la variabilità spaziale dei livelli di  $\text{NO}_2$  e VOC, con una maggiore risoluzione spaziale, rispetto alla modellistica di dispersione (vedi “Inquinamento atmosferico in un'area urbana limitrofa a un aeroporto commerciale: il caso studio di Ciampino (Roma)” allegato). I risultati indicano come dominante della variabilità spaziale osservata, la distanza dalle strade ad alto traffico e la densità di traffico in un'area definita intorno al punto di misura (buffer); variabili rappresentative dell'aeroporto non sembrano influenzare in modo statisticamente significativo tale variabilità, con il risultato che non è possibile spiegare i gradienti di concentrazione osservati, nemmeno in parte, con la presenza dell'infrastruttura aeroportuale.

I risultati delle due diverse tecniche modellistiche (modello di dispersione “sorgente specifico” e modello empirico) non sono comunque contraddittori: la prima infatti mette in evidenza l'impatto dell'aeroporto, nella situazione idealizzata di assenza di altre sorgenti. La seconda permette di evidenziare il fatto che il contributo dell'aeroporto, nel caso specifico, è di piccola entità rispetto alla risoluzione possibile con tale tecnica, in presenza di una sorgente di inquinamento “concorrente” largamente dominante (il traffico veicolare).

## **Bibliografia**

- Beckerman B, Jerrett M, Brook JR, Verma DK, Arain MA, Finkelstein MM. 2008. Correlation of nitrogen dioxide with other traffic pollutants near a major expressway. *Atmos Environ* 42:275–290.
- Briggs D., Collins, S., Elliot, P., Fischer, P., Kingham, S., Lebet, E., Pyl, K., Hv, Reeuwijk, Smallborne, K., Avd, Veen, 1997. Mapping urban air pollution using GIS: a regression-based approach. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 11, 699–718.
- Hoek, G., Fischer, P., van den Brandt, P.A., Goldbohm, S., Brunekreef, B., 2001. Estimation of long-term average exposure to outdoor air pollution for a cohort study on mortality. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* 11, 459–469.
- Hoek G., Rob Beelen, Kees de Hoogh, Danielle Vienneau, John Gulliver, Paul Fischer, David Briggs, 2008. A review of land-use regression models to asses spatial variation of outdoor air pollution. *Atmos. Environ.*
- Beelen, R., Hoek, G., Fischer, P., van den Brandt, P.A., Brunekreef, B., 2007. Estimated long-term outdoor air pollution concentrations in a cohort study. *Atmos. Environ.* 41, 1343–1358.
- Stedman, J., Vincent, K., Campbell, G., Goodwin, J., Downing, C., 1997. New high resolution maps of estimated background ambient NO<sub>x</sub> and NO<sub>2</sub> concentrations in the U.K. *Atmos. Environ.* 31, 3591–3602.
- Rosenlund, M., Forastiere, F., Stafoggia, M., Porta, D., Perucci, M., Ranzi, A., Nussio, F., Perucci, C.A., 2008. Comparison of regression models with land-use and emissions data to predict the spatial distribution of traffic-related air pollution in Rome. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* 18, 192–199.

**Tab.1 Variabili indipendenti individuate per la costruzione del LUR**

CO_sum	valori di concentrazione di CO calcolati da modello lagrangiano SPRAY - sorgente aeroporto
HC_sum	valori di concentrazione di HC calcolati da modello lagrangiano SPRAY - sorgente aeroporto
NOX_sum	valori di concentrazione di NOx calcolati da modello lagrangiano SPRAY - sorgente aeroporto
INVDPISTA	Inverso della distanza dalla pista
INVD2PISTA	Inverso della distanza al quadrato dalla pista
INVD	inverso della distanza dalle strade più vicine
INVD2	inverso della distanza al quadrato dalle strade più vicine
POPSC100	popolazione residente in un buffer di 100 mt centrato nel punto di misura
POPSC300	popolazione residente in un buffer di 300 mt centrato nel punto di misura
POPSC500	popolazione residente in un buffer di 500 mt centrato nel punto di misura
POPSC1000	popolazione residente in un buffer di 1000 mt centrato nel punto di misura
TGMR	traffico sulla major road
TGMRD	traffico sulle major road diviso la distanza dalla strada
TGMRD2	traffico sulle major road diviso il quadrato della distanza dalla strada
TGMR	traffico sulle near road
TGMRD	traffico sulle near road diviso la distanza dalla strada
TGMRD2	traffico sulle near road diviso il quadrato della distanza dalla strada
TGNRL50	traffico per metro lineare sulle strade ricadenti in un buffer di 50 mt centrato nel punto di misura
TGNRL100	traffico per metro lineare sulle strade ricadenti in un buffer di 100 mt centrato nel punto di misura
TGNRL300	traffico per metro lineare sulle strade ricadenti in un buffer di 300 mt centrato nel punto di misura
TGNRL500	traffico per metro lineare sulle strade ricadenti in un buffer di 500 mt centrato nel punto di misura
TGNRL1000	traffico per metro lineare sulle strade ricadenti in un buffer di 1000 mt centrato nel punto di misura
Lat.nord	latitudine
Long.est	longitudine

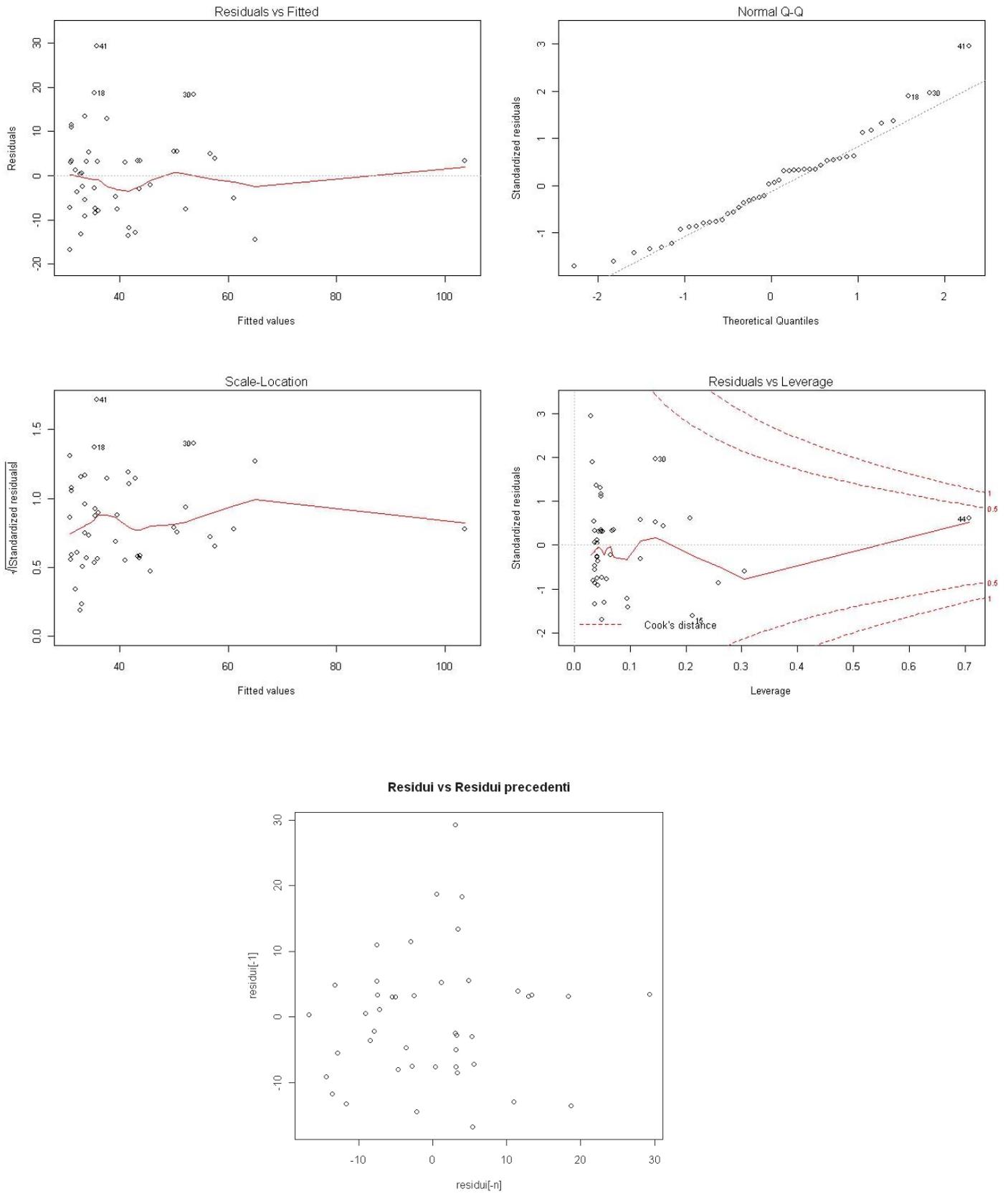
**Tab.2 Coefficiente di correlazione di Pearson tra il valore di NO<sub>2</sub> (media annua) e le variabili indipendenti individuate per la costruzione del LUR**

	CO_sum	HC_sum	INVD	INVD2	INVD2PISTA	INVDPISTA	NOX_sum	PSC100	PSC300	PSC500	PSC1000
<b>NO2</b>	0.004	0.041	-0.059	-0.129	-0.136	-0.141	0.005	0.003	-0.005	-0.020	-0.104
	TGMR	TGMRD	TGMRD2	TGNL100	TGNL300	TGNL500	TGNL1000	TGMR	TGMRD	TGMRD2	TGNRL50
<b>NO2</b>	0.217	0.705	0.676	0.351	0.578	0.382	0.015	0.702	0.574	0.265	0.315

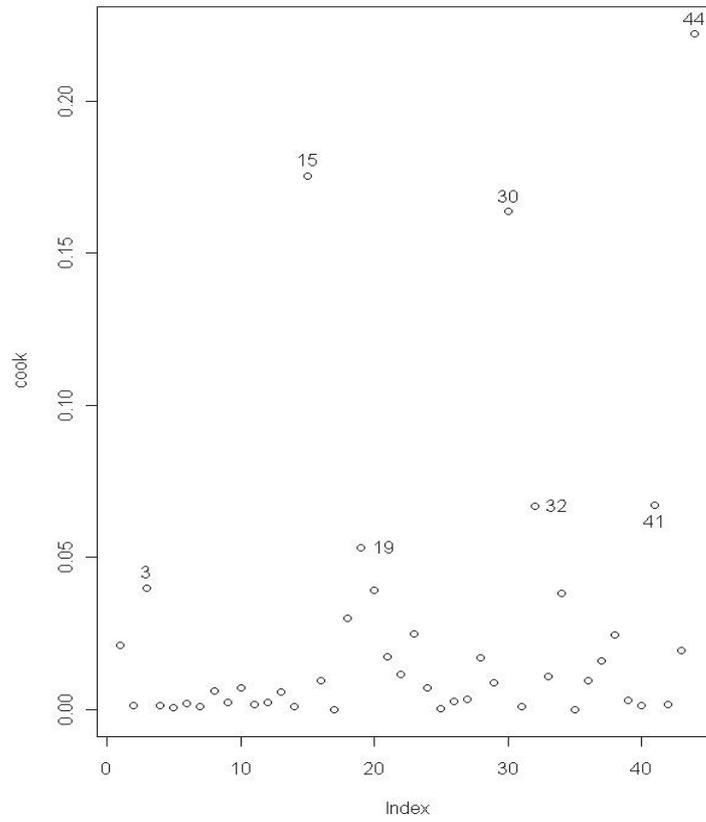
Tab.3 Stima dei coefficienti delle variabili nel Modello 1

<b>NO<sub>2</sub> = TGMRD + TGNL300 + TGNR + intercept</b>					
<b>Coefficients:</b>	<b>Estimate</b>	<b>Std.</b>	<b>Error</b>	<b>T value</b>	<b>Pr(&gt; t )</b>
(Intercept)	3.03E+01	2.29E+00	13.225	3.45E-16	***
TGMRD	5.14E-03	1.87E-03	2.754	0.00882	**
TGNR	5.40E-04	1.93E-04	2.795	0.00793	**
TGNRL300	1.41E-08	4.10E-09	3.45	0.00133	**
---					
Signif. Code	****	0.001			
	***	0.01			
	**	0.05			
Residual standard error	10.09				
R-squared:	<b>0.64</b>				
Adjusted R-squared	<b>0.62</b>				
F-statistic:	24.37				
p-value:	3.92E-09				

**Fig.1** Verifica grafica degli assunti di base del modello di regressione [1]



**Fig.2 Distanza di Cook**



**Tab.4 Variance Inflation Factor per le variabili del modello [1]**

TGMRD	TGNR	TGNRL300
1.79	1.635	1.17

Tab.5 Stima dei coefficienti delle variabili nel Modello 2

NO <sub>2</sub> = TGMRD + TGNL300 + TGNR + HC_sum+ intercept					
Coefficients:	Estimate	Std.	Error	T value	Pr(> t )
(Intercept)	2.94E+01	2.45E+00	12.019	1.10E-14	***
TGMRD	5.44E-03	1.88E-03	2.888	0.00629	**
TGNL300	1.38E-08	4.10E-09	3.371	0.0017	**
TGNR	5.17E-04	1.94E-04	2.667	0.0111	*
HC_sum	3.09E+01	2.88E+01	1.074	0.28938	
---					
Signif. Code	****	0.001			
	***	0.01			
	**	0.05			
Residual standard error					
	10.07				
R-squared:					
	0.66				
Adjusted R-squared					
	0.62				
F-statistic:					
	18.64				
p-value					
	1.23E-08				

Tab.6 Stima dei coefficienti delle variabili nel Modello 3

NO <sub>2</sub> = TGMRD + TGNL300 + TGNR + lat.nord + intercept					
Coefficients:	Estimate	Std.	Error	T value	Pr(> t )
(Intercept)	-1.37E+04	4.01E+03	-3.42	0.00147	**
TGMRD	4.58E-03	1.66E-03	2.75	0.00892	**
TGNL300	1.32E-08	3.65E-09	3.62	0.00083	***
TGNR	5.42E-04	1.71E-04	3.16	0.00304	**
lat.nord	2.97E-03	8.65E-04	3.43	0.00144	**
---					
Signif. Code	****	0.01			
	**	0.05			
	*	0.1			
Residual standard error					
	8.96				
R-squared:					
	0.73				
Adjusted R-squared					
	0.70				
F-statistic:					
	26.1				
p-value:					
	1.40E-10				

Tab.7 Variance Inflation Factor per le variabili del modello [3]

TGMRD	TGNR	TGNL300	lat.nord
1.81	1.63	1.17	1.03

**Fig.3** Verifica grafica degli assunti di base del modello di regressione [3]

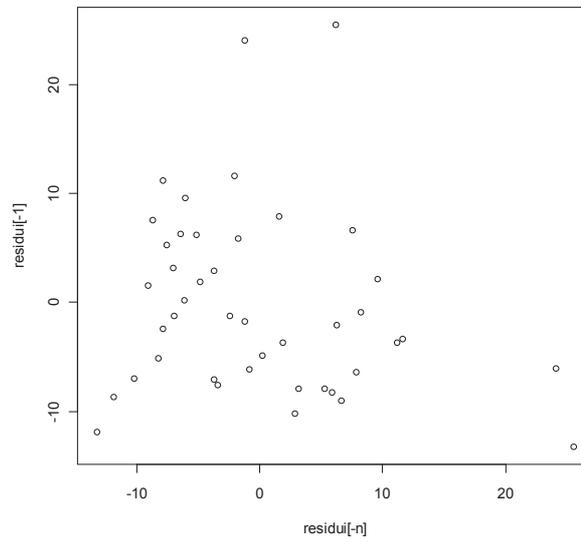
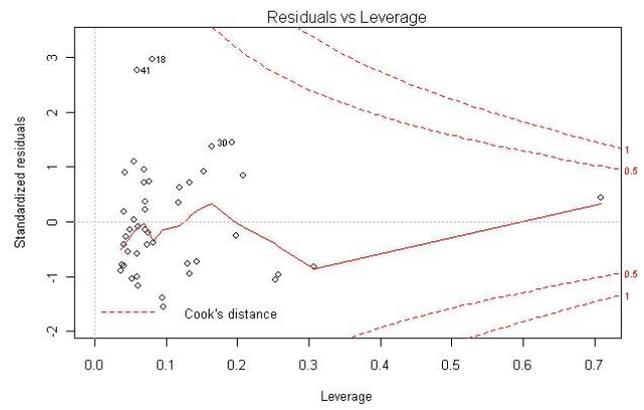
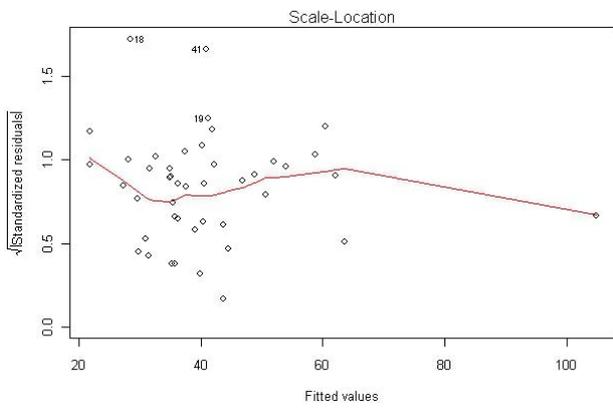
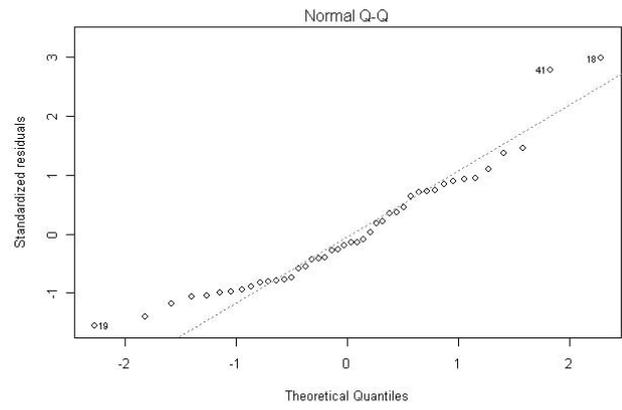
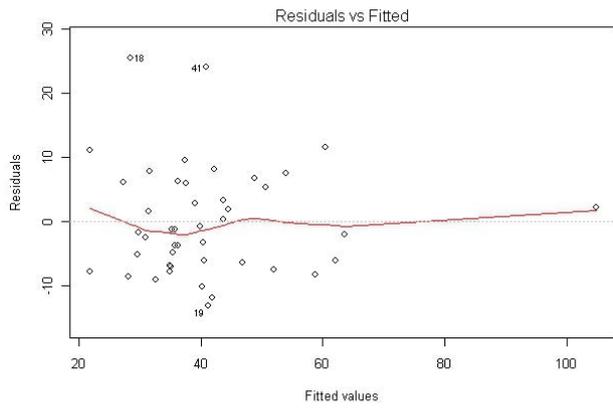
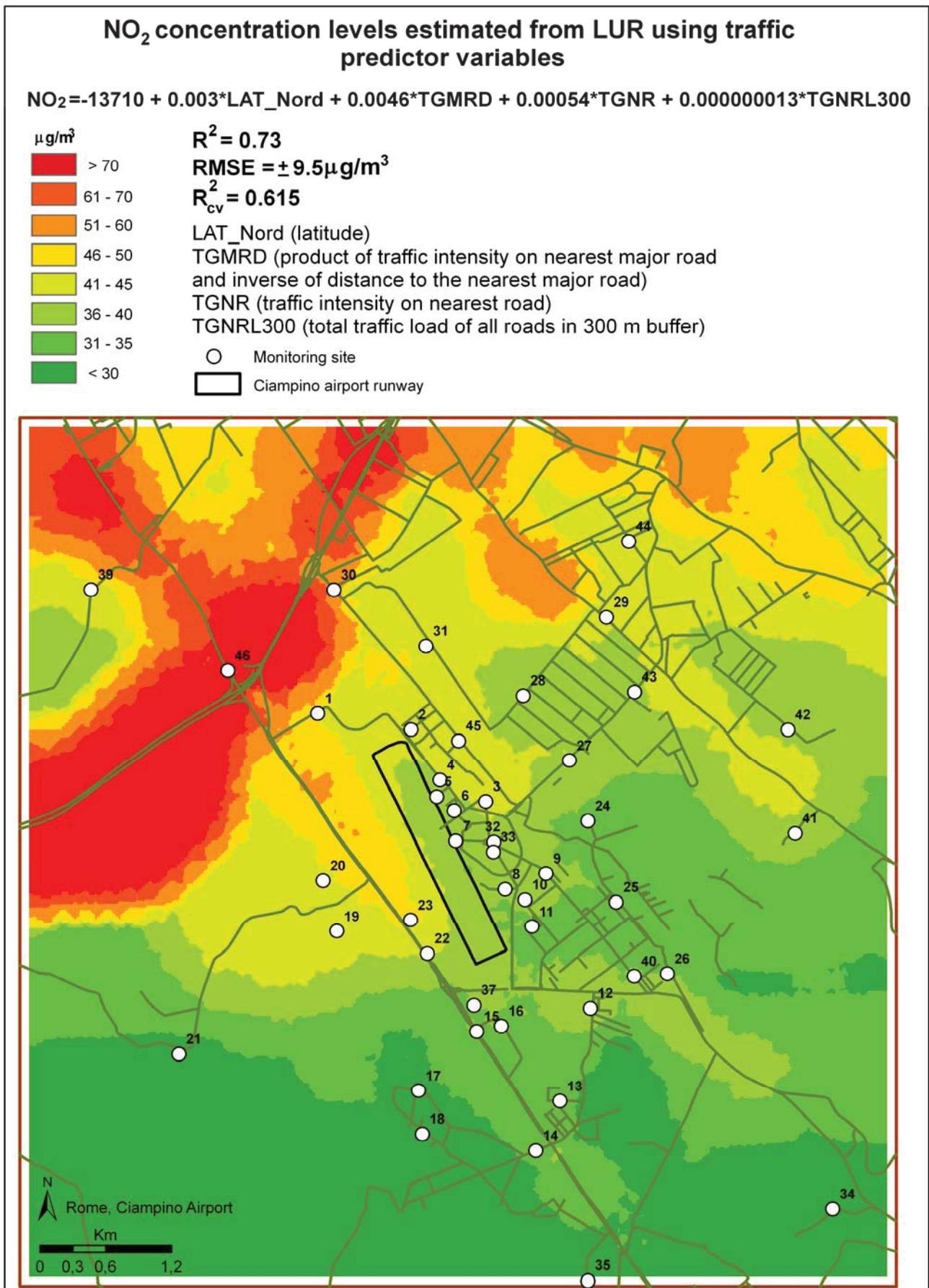


Fig.4 Variabilità spaziale dei livelli di concentrazione di NO<sub>2</sub> nell'intorno dell'aeroporto di Ciampino



Tab.8 Stima dei coefficienti delle variabili nel Modello 3 forzato con l'aggiunta delle variabili aeroportuali

<i>I<sup>ma</sup> formulazione</i>					
Coefficients:	Estimate	Std.	Error	t value	Pr(> t )
(Intercept)	-1.32E+04	4.57E+03	-2.9	0.0065	**
lat.nord	2.87E-03	9.86E-04	2.907	0.00639	**
TGMRD	4.88E-03	1.84E-03	2.655	0.01198	*
TGNL300	1.42E-08	3.96E-09	3.597	0.00101	**
TGNR	4.54E-04	2.14E-04	2.12	0.04135	*
INVD2PISTA	1.88E+04	2.81E+04	0.67	0.50754	
<b>INVDPISTA</b>	<b>-1.01E+03</b>	1.18E+03	-0.862	0.39484	
CO_sum	6.51E+01	1.49E+02	0.437	0.6648	
HC_sum	4.01E+01	3.79E+01	1.059	0.29699	
<b>NOX_sum</b>	<b>-6.53E+01</b>	1.52E+02	-0.429	0.67084	
<i>II<sup>da</sup> formulazione</i>					
	Estimate	Std.	Error	t value	Pr(> t )
lat.nord	2.83E-03	9.66E-04	2.934	0.00578	**
TGMRD	4.68E-03	1.80E-03	2.6	0.01344	*
TGNL300	1.33E-08	3.79E-09	3.497	0.00127	**
TGNR	5.32E-04	2.03E-04	2.617	0.0129	*
<b>INVD2PISTA</b>	<b>-2.83E+03</b>	5.36E+03	-0.528	0.60056	
<b>CO_sum</b>	<b>-8.91E-01</b>	4.31E+00	-0.207	0.83718	
HC_sum	1.66E+01	3.10E+01	0.534	0.59668	
<i>III formulazione</i>					
	Estimate	Std.	Error	t value	Pr(> t )
(Intercept)	-1.33E+04	4.17E+03	-3.194	0.00282	**
lat.nord	2.88E-03	9.00E-04	3.201	0.00276	**
TGMRD	4.70E-03	1.71E-03	2.751	0.00905	**
TGNL300	1.31E-08	3.69E-09	3.555	0.00103	**
TGNR	5.34E-04	1.75E-04	3.062	0.00403	**
HC_sum	1.07E+01	2.67E+01	0.4	0.69113	
Residual standard error	9.06				
R-squared:	<b>0.73</b>				
Adjusted R-squared	<b>0.69</b>				
F-statistic:	20.5				
p-value:	7.14E-10				

Tab.10 Stima dei coefficienti delle variabili nel Modello 5

<b>C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> = lat + PSC300 + TGNR + intercept</b>					
<b>Coefficients:</b>	<b>Estimate</b>	<b>Std.</b>	<b>Error</b>	<b>T value</b>	<b>Pr(&gt; t )</b>
(Intercept)	-5,81E+05	1,79E+05	-3.244	0.00232	**
lat	1,26E-01	3,87E-02	3.250	0.00228	**
PSC300	1,58E-01	4,89E-02	3.238	0.00235	**
TGNR	1,75E-02	6,59E-03	2.652	0.01125	*
---					
Signif. Code	'***'	0.001			
	'**'	0.01			
	'*'	0.05			
Residual standard error	0.44				
R-squared:	<b>0.42</b>				
Adjusted R-squared	<b>0.38</b>				
F-statistic:	10.18				
p-value:	3.639e-05				

Tab.11 Stima dei coefficienti delle variabili nel Modello 6

<b>C<sub>6</sub>H<sub>5</sub>-CH<sub>3</sub> = lat + PSC100 + TGNR + intercept</b>					
<b>Coefficients:</b>	<b>Estimate</b>	<b>Std.</b>	<b>Error</b>	<b>T value</b>	<b>Pr(&gt; t )</b>
(Intercept)	-2,32E+06	5,44E+05	-4.253	0.000115	***
lat	5,01E-01	1,18E-01	4.257	0.000114	***
PSC100	4,22E+00	1,28E+00	3.295	0.002005	**
TGNR	6,10E-02	2,00E-02	3.054	0.003907	**
---					
Signif. Code	'***'	0.001			
	'**'	0.01			
	'*'	0.05			
Residual standard error	1.326				
R-squared:	<b>0.50</b>				
Adjusted R-squared	<b>0.47</b>				
F-statistic:	14.19				
p-value:	1.574e-06				

Tab.12 Stima dei coefficienti delle variabili nel Modello 7

<b>Formaldeide = PSC300 + intercept</b>					
<b>Coefficients:</b>	<b>Estimate</b>	<b>Std.</b>	<b>Error</b>	<b>T value</b>	<b>Pr(&gt; t )</b>
(Intercept)	2,15E+03	1,29E+02	16.727	<2e-16	***
PSC300	6,99E-02	2,98E-02	2.349	0.0234	*
---					
Signif. Code	'***'	0.001			
	'**'	0.01			
	'*'	0.05			
Residual standard error	0.5896				
<b>R-squared:</b>	<b>0.11</b>				
<b>Adjusted R-squared</b>	<b>0.09</b>				
F-statistic:	5.517				
p-value:	0.02339				

## PRINCIPALI RISULTATI DEL SOTTOPROGETTO AREA DI MALPENSA

Nell'Area dell'Aeroporto di Malpensa sono stati eseguiti in passato studi di popolazione, in particolare lo studio *Salus Domestica* e il progetto europeo HYENA (HYpertension and Exposure to Noise near Airport), condotto tra le popolazioni residenti intorno ai maggiori aeroporti europei che ha evidenziato un incremento di rischio pari al 14% per incrementi di 10 dB di rumore notturno. La popolazione residente intorno all'aeroporto di Malpensa aveva partecipato allo studio HYENA ma tra questi soggetti non era stata evidenziata nessuna associazione tra esposizione a rumore aeroportuale e ipertensione, probabilmente perché si trattava di un aeroporto relativamente recente. Nell'ambito del progetto CCM SERA è stato quindi ritenuto di interesse ripetere la survey sugli stessi soggetti già coinvolti nello studio HYENA, per registrare i cambiamenti intercorsi negli anni. I comuni interessati dalla survey sono: per la Lombardia, Somma Lombardo, Lonate Pozzolo, Somarate, Cardano al Campo; per il Piemonte, Castelletto sopra Ticino, Gargallo, Marano Ticino, Oleggio, Pombia, Soriso, Varallo Pombia. Per l'area interessata all'aeroporto di Malpensa, dunque, è stato possibile operare un confronto con quanto rilevato nel 2004-05 circa la prevalenza di ipertensione e *annoyance*.

Dei 753 soggetti intervistati in HYENA, sono risultati eleggibili 677 (l'89,9%); tra gli eleggibili (aderenti + rifiuti) hanno aderito 461 con un tasso del 68,1%, simile per sesso (uomini=70,1%, donne=66,1%) e maggiore nelle aree più esposte (78,4% nel varesotto, 60,7% nel novarese): l'età media era più bassa negli aderenti (62,8 vs 64,3,  $p < 0,01$ ). Gli intervistati erano esposti a livelli di rumore aeroportuale di  $\geq 50$  dB nel 35,4% dei casi, particolarmente alti ( $\geq 60$  dB) nel 14,5%. La prevalenza di ipertensione è risultata 51,8% (IC95% 47,3-56,4): nel 2006 negli stessi soggetti era 50,1% (IC95% 45,5-54,7). In circa 7 anni, l'incidenza di ipertensione è stata del 12,1%, con un RR di 1,27 (IC95% 0,78-2,09) tra coloro con esposizione a rumore aereo  $\geq 50$  dB. La prevalenza di alta *annoyance* per rumore aereo notturno è risultata 17,6% (IC95% 14,1-21,0), mentre negli stessi soggetti era 24,9% (IC95% 21,0-28,9) nel 2005: quella diurna era rispettivamente 27,5% (IC95% 23,5-31,6) e 35,1% (IC95% 30,8-39,5). Una prima analisi di regressione logistica, eseguita con lo stesso modello già messo a punto per lo studio HYENA, l'ipertensione non risulta correlata col rumore aeroportuale notturno (OR=1,00,  $p=0,83$ ).

In conclusione, la frazione di soggetti fortemente esposti a rumore aereo risulta inferiore al 15%, mentre il numero di voli aerei registrati negli ultimi anni e, di conseguenza, il rumore aeroportuale si sono ridotti: il numero di soggetti altamente infastiditi da rumore, pur se diminuito nel tempo, resta degno di attenzione. In sette anni la prevalenza d'ipertensione è lievemente aumentata, compatibilmente con l'aumento d'età. Dall'analisi logistica preliminare non si evidenziano aumenti di ipertensione ascrivibili a rumore aereo notturno.