

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI MILANO
Dipartimento di Scienze Cliniche e di Comunità
Dottorato di Ricerca in Epidemiologia, Ambiente e Sanità Pubblica
XXIX Ciclo

VALUTAZIONE DI IMPATTO SANITARIO: METODOLOGIA E APPLICAZIONI

RELATORE: Chiar.mo Prof. Pier Alberto Bertazzi

Tesi di Dottorato di Ricerca:
Dott. Michele Carugno
Matricola: R10714

Anno Accademico 2014-2015

INDICE

EXECUTIVE SUMMARY	1
INTRODUZIONE	3
VALUTAZIONE D'IMPATTO SANITARIO DI "EXPO 2015"	6
Effetto vs. Impatto	7
Stime d'Effetto: Metodi	8
Stime d'Effetto: Risultati	11
Stime d'Impatto: Metodi	12
<i>Stima delle Ricadute al Suolo di PM₁₀ e NO₂ dovute al Traffico Indotto dall'Evento EXPO durante il Periodo di Apertura dell'Esposizione</i>	15
<i>Eventi Sanitari</i>	36
Risultati	37
<i>Ricadute al Suolo di PM₁₀ e NO₂ da Traffico Emessi durante la Fase di Esercizio</i>	37
<i>Impatto sulla Salute delle Ricadute al Suolo di PM₁₀ e NO₂</i>	40
Discussione	43
Considerazioni Conclusive	45
VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI E DEGLI IMPATTI SULLA SALUTE DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO IN REGIONE LOMBARDIA (ESSIA)	47
Premessa	47
Materiali e Metodi	48
Risultati	52
Discussione	54
Conclusioni	57
Tabelle e Figure	58
Tabelle e Figure Supplementari	64
APPENDICE	72
Decremento dell'Esposizione a PM ₁₀ e Mortalità in Lombardia – Risultati Preliminari	72
PRODUTTIVITÀ 2014-2015	75
BIBLIOGRAFIA	78

EXECUTIVE SUMMARY

Il Progetto di Ricerca si è posto come obiettivo la sperimentazione “di conoscenze e competenze relative a quella combinazione di procedure, metodi e strumenti che prende il nome di Valutazione di Impatto Sanitario”. Tale valutazione ha lo scopo di verificare quale sia l’impatto sulla popolazione generale – in termini di salute – della messa in opera di stabilimenti industriali, cantieri, aree espositive, ecc. e, più in generale, della esposizione a inquinanti ambientali.

Principale tema d’indagine è stato la valutazione d’impatto sanitario dell’esposizione universale “EXPO 2015”, articolata in tre diverse fasi: *ANTE-OPERAM*, *CANTIERE* ed *ESERCIZIO*. Lo studio della fase *ANTE-OPERAM* ha permesso di stimare, prima dell’inizio del cantiere (anni 2007-2011), gli effetti dell’esposizione a particolato aerodisperso con diametro aerodinamico $\leq 10\mu\text{m}$ (PM_{10}) e biossido d’azoto (NO_2) sulla popolazione in studio. Le stime d’effetto sono state espresse come variazioni percentuali di eventi sanitari (decessi e ricoveri ospedalieri) attesi nella popolazione per incrementi di $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ delle concentrazioni degli inquinanti. Tali stime, ottenute applicando modelli di Poisson sui conteggi giornalieri degli eventi sanitari, sono state poi utilizzate per stimare l’impatto che l’esposizione agli stessi inquinanti atmosferici avrebbe provocato durante il successivo periodo di *CANTIERE* (gennaio 2013 – aprile 2015). L’impatto è stato quindi calcolato in termini di decessi e ricoveri attribuibili alla differenza tra concentrazioni medie annuali di PM_{10} e NO_2 stimate per il periodo in studio e concentrazioni medie annuali di PM_{10} e NO_2 corrispondenti a determinati scenari controfattuali. Lo scenario di riferimento era rappresentato dalle concentrazioni medie annuali di PM_{10} e NO_2 registrate dalle centraline della rete di monitoraggio della qualità dell’aria di ARPA Lombardia nell’ultimo anno della fase *ANTE-OPERAM* (2011). Nella fase di *CANTIERE* sono stati stimati 0,54 decessi per cause naturali e 0,70 ricoveri ospedalieri cardio-cerebro-vascolari e respiratori attribuibili, in un anno, a livelli di PM_{10} eccedenti le concentrazioni medie della fase *ANTE-OPERAM*. Per NO_2 , sono stati stimati 0,36 decessi e 0,56 ricoveri aggiuntivi.

È poi seguita, durante il Secondo Anno del Corso di Dottorato, la valutazione d’impatto sanitario della fase di *ESERCIZIO* (maggio-ottobre 2015). Un notevole sforzo è stato posto nel ricavare stime di volumi di traffico (principale sorgente di entrambi gli inquinanti nella fase in studio) rappresentative del reale flusso veicolare che si sarebbe venuto a creare durante il periodo di apertura del sito espositivo. Tali stime sono state poi utilizzate come input di modelli di dispersione per ottenere mappe di ricadute al suolo di PM_{10} e NO_2 emessi dal traffico indotto dall’evento. Si è rilevato un moderato contributo del flusso di traffico per EXPO alle concentrazioni medie d’inquinanti nell’atmosfera dell’area indagata, con valori di ricadute al suolo (medie comunali annuali) compresi tra 0,019 e $0,067\mu\text{g}/\text{m}^3$ per PM_{10} e tra 0,270 e $0,684\mu\text{g}/\text{m}^3$ per NO_2 . I dati sanitari di mortalità e ricoveri ospedalieri sono stati aggiornati utilizzando i flussi informativi regionali. È stato così possibile stimare, su base storica, il numero di eventi sanitari *baseline* che ci si sarebbe attesi nella popolazione in studio per il periodo d’interesse. Utilizzando le stime d’effetto ottenute per la fase *ANTE-OPERAM* e i dati di esposizione e sanitari aggiornati, è stato possibile stimare, per la fase di *ESERCIZIO*, 0,11 decessi per cause naturali e 0,15 ricoveri ospedalieri cardio-cerebro-vascolari e respiratori attribuibili, in un anno, a livelli di PM_{10} eccedenti le concentrazioni medie della fase *ANTE-OPERAM*. Per NO_2 , sono stati stimati 1,45 decessi e 2,33 ricoveri aggiuntivi.

La metodologia della valutazione di impatto sanitario è stata verificata sul campo anche in un altro studio che si colloca nel contesto del progetto ESSIA (Effetti Sulla Salute degli Inquinanti

Aerodispersi in regione Lombardia). Il progetto, in essere ormai da alcuni anni, ha contribuito alla produzione di stime della relazione tra inquinanti atmosferici e rischio per la salute (effetto e impatto) della popolazione basate sulle caratteristiche specifiche della Lombardia (1,2). Gli studi già pubblicati si sono concentrati sull'esposizione a particolato aerodisperso e mortalità per tutte le cause, anche tenendo conto del pendolarismo (o "mobilità") dei residenti. Il lavoro svolto nell'anno in corso ha ampliato le esposizioni e gli eventi sanitari indagati relativamente alle stime di effetto e ha verificato se la riduzione dei livelli di inquinamento registrate in Lombardia negli anni recenti siano state accompagnate da una parallela riduzione degli eventi sanitari.

Con riferimento al primo obiettivo, sono stati considerati dati di esposizione, mortalità e ricoveri ospedalieri per un campione non-opportunistico delle aree lombarde più inquinate e più densamente popolate (anni 2003-2006). Sono state ottenute stime di effetto area-specifiche per PM₁₀ e NO₂ applicando regressioni di Poisson al numero giornaliero di decessi per tutte le cause e di ricoveri ospedalieri per cause cardiache, cerebrovascolari e respiratorie. Le stime area-specifiche sono state poi combinate in una meta-analisi Bayesiana a effetti casuali. Per la mortalità da patologie cardiovascolari e respiratorie è stata applicata un'analisi *case-crossover*. Le stime d'effetto sono state espresse come variazione percentuale di decessi o ricoveri associata a incrementi di 10µg/m³ nelle concentrazioni di PM₁₀ o NO₂. La mortalità per cause naturali è risultata associata a entrambi gli inquinanti (0,30, Intervallo di Credibilità [ICr] al 90%: -0,21; 0,70 per PM₁₀; 0,70, ICr90%: 0,20; 1,18 per NO₂). I decessi cardiovascolari hanno mostrato una maggiore associazione con NO₂ (1,12, Intervallo di Confidenza [IC] al 90%: 0,30; 1,95), mentre la mortalità respiratoria è risultata più elevata in associazione con PM₁₀ (1,64, ICr90%: 0,56; 2,72). Gli effetti di entrambi gli inquinanti erano più evidenti nella stagione estiva e, per PM₁₀, è emerso un chiaro *trend* di mortalità all'aumentare dell'età. Sono state osservate anche associazioni tra inquinamento atmosferico e ricoveri ospedalieri, con variazioni percentuali pari a 0,77 (ICr90%: 0,31; 1,32) per PM₁₀ e patologie respiratorie e 1,70 (ICr90%: 0,60; 2,66) per NO₂ e ricoveri cerebrovascolari. Si è anche osservato un incremento dell'effetto di PM₁₀ sui ricoveri ospedalieri all'aumentare dell'età. Per entrambi gli inquinanti considerati, gli effetti sui ricoveri cerebrovascolari sono risultati più evidenti in soggetti con meno di 75 anni.

Limitatamente alla mortalità per tutte le cause, si è proceduto a verificare se l'impatto dell'esposizione a PM₁₀ stimato per gli anni 2003-2006 (1) variasse considerando le concentrazioni dell'inquinante nel 2014. Assumendo come costanti nel tempo la popolazione in studio e i suoi tassi di mortalità e applicando le funzioni concentrazione-risposta precedentemente stimate, sono stati quantificati i decessi attribuibili a livelli di esposizioni che eccedessero il valore soglia suggerito da OMS come media annuale per PM₁₀ (20µg/m³) (3). La differenza tra i decessi attribuibili stimati nel periodo 2003-2006 e nel 2014 rappresenta la variazione del carico di mortalità regionale nei due periodi o, in altre parole, i decessi "risparmiati" grazie alla riduzione delle concentrazioni di PM₁₀ registrate nell'ultimo decennio. Nel 2014 sono stati stimati 162 decessi naturali in meno (ICr80%: 24,2; 311,6) attribuibili al superamento del valore soglia OMS rispetto al periodo 2003-2006. Come atteso, l'impatto più consistente si è registrato nella città di Milano, con una differenza tra i due periodi di 116 decessi per tutte le cause (ICr80%: 65; 176).

INTRODUZIONE

L'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) ha definito la Valutazione di Impatto sulla Salute (VIS) *“una combinazione di procedure, metodi e strumenti con cui è possibile giudicare una politica, un programma o un progetto, relativamente ai loro potenziali effetti sulla salute di una data popolazione e alla distribuzione di questi effetti all'interno della popolazione stessa”* (4). Tale definizione è stata successivamente ampliata dal National Research Council (NRC) statunitense che ha descritto la VIS come *“un processo sistematico che utilizza una pletera di sorgenti informative e metodologie analitiche, e considera i contributi dei vari portatori d'interesse coinvolti, per determinare i possibili effetti di una politica, un piano, un programma o un progetto sulla salute di una popolazione e la distribuzione di questi effetti all'interno della popolazione stessa. La VIS offre anche raccomandazioni sul monitoraggio e la gestione di questi effetti”* (5). Come documentano le definizioni riportate, il concetto di VIS si è andato approfondendo nel tempo, acquisendo caratteri di sistematicità, includendo il coinvolgimento dei diversi soggetti interessati dall'eventuale proposta, ed esplicitando il riferimento a fonti informative e metodi analitici.

Negli ultimi anni la VIS ha acquisito una certa rilevanza a livello nazionale ed internazionale: si pensi, ad esempio, ai recenti accadimenti che hanno coinvolto uno dei più importanti complessi siderurgici della nostra penisola (6). Anche istituzioni pubbliche e governative hanno dimostrato un crescente interesse sull'argomento, come attestano documenti legislativi e linee guida destinate ai “proponenti d'opera” che offrono un quadro normativo e una cornice metodologica di riferimento perché un progetto venga giudicato anche in relazione ai suoi potenziali effetti sulla salute di una data popolazione (7-10).

La procedura su cui basare una VIS è stata originariamente proposta da OMS (11) e le indicazioni presenti nei vari documenti normativi/linee guida la riprendono in larga parte. Sinteticamente, essa prevede le seguenti fasi:

- *Screening*: valutare se la politica/il programma/il progetto proposti coinvolgono effetti sulla salute;
- *Scoping*: determinare quali effetti sulla salute saranno esaminati, con quali modalità e su quale popolazione;
- *Appraisal*: valutare la direzione e l'intensità degli effetti attesi sulla salute;
- *Reporting*: comunicare i risultati e proporre eventuali raccomandazioni;

Segue poi la fase del *Monitoring* (verificare in tempi successivi l'accuratezza delle indicazioni previsionali e l'efficacia delle eventuali raccomandazioni), la cui trattazione è stata esclusa dal presente elaborato.

Com'è intuibile dal dettaglio dei passaggi operativi elencati, la VIS è una procedura con carattere prettamente previsionale. L'idea guida, in linea con il motto "*health in all policies*" (12), è che qualsiasi intervento che vada a modificare uno *status quo* territoriale debba considerare anche gli impatti che potrebbero essere generati, in termini di salute, sulla popolazione generale che si troverà ad essere esposta a tali modifiche. In questo senso, una VIS intesa rigorosamente è "prospettica" per definizione, in quanto si concentra sugli effetti che *potranno* verificarsi a seguito della messa in opera del dato intervento (13).

La letteratura scientifica offre diversi esempi di VIS applicata ai contesti più svariati. Alcuni riguardano imponenti interventi di riqualificazione urbanistica (14) o progetti industriali (15), altri esaminano le conseguenze che potrebbe avere l'implementazione di determinate politiche (16), soprattutto rivolte al controllo della qualità dell'aria (17-19). I risultati, nel caso di analisi quantitative, vengono solitamente presentati come numero di eventi sanitari (ad es. decessi o ricoveri ospedalieri) che si verificherebbero in conseguenza del dato intervento o, al contrario, che potrebbero essere evitati se l'intervento non venisse messo in atto o se si implementassero determinate politiche. Le conclusioni di questo tipo di indagini possono anche mantenere un carattere prettamente qualitativo: è il caso, ad esempio, di due studi che hanno valutato l'impatto sulla salute di due recenti eventi di massa, senza però arrivare a "quantificarlo" in termini numerici e fornendo raccomandazioni finali piuttosto generiche (20,21).

Il concetto di "valutazione di impatto sanitario" può assumere un carattere più ampio e includere anche quelle indagini che, più in generale, si pongono l'obiettivo di quantificare l'impatto che alcune esposizioni ambientali, piuttosto che determinati interventi di *policy*, hanno avuto sulla popolazione. Questo tipo di valutazione viene talvolta definita VIS "retrospettiva" (22), o anche Valutazione Integrata di Impatto Ambientale e Sanitario (VIAS) quando si ponga particolare attenzione all'analisi degli impatti ambientali oltre che a quelli sanitari (23).

Quando si considera questa accezione più ampia di VIS, la letteratura offre molti esempi. Alcune indagini si focalizzano sulla stima delle cosiddette funzioni concentrazione-risposta, ovvero funzioni numeriche che mettano in relazione variazioni nella concentrazione di un determinato inquinante ambientale con variazioni nella frequenza di eventi sanitari (24,25). Altre arrivano a quantificare l'impatto in termini di numero di eventi sanitari attribuibili a una data esposizione o, in altri termini, evitabili nel caso di eliminazione o riduzione dell'esposizione stessa (26). In altre

ancora, gli autori calcolano *ex-novo* le funzioni concentrazione-risposta che poi applicano a dati di popolazione, ipotizzando diversi scenari espositivi controfattuali e quantificando quindi l'impatto in termini di eventi sanitari attribuibili (1,2,27).

Una recente indagine realizzata nell'ambito delle iniziative del Centro Controllo Malattie (CCM) del Ministero della Salute si colloca a cavallo tra VIS "retrospettiva" e VIS "prospettica", avendo stimato il numero di eventi sanitari attribuibili all'inquinamento atmosferico in un anno di riferimento (2005), per poi confrontare queste stime con scenari espositivi attesi (2020) sulla base di diverse ipotesi di riduzione delle concentrazioni atmosferiche degli inquinanti in studio (www.viiias.it).

È nell'ambito di questa vasta tematica che si è inserito questo Progetto di Ricerca, il cui obiettivo era la sperimentazione "di conoscenze e competenze relative a quella combinazione di procedure, metodi e strumenti che prende il nome di Valutazione di Impatto Sanitario". Tale sperimentazione ha avuto due principali tematiche d'indagine:

- la valutazione d'impatto sanitario dell'esposizione universale "EXPO 2015", con particolare riferimento alla cosiddetta fase di *ESERCIZIO*;
- la valutazione degli effetti e degli impatti sulla salute dell'inquinamento atmosferico in regione Lombardia, nel contesto del progetto ESSIA (**Effetti Sulla Salute degli Inquinanti Aerodispersi in regione Lombardia).**

VALUTAZIONE D'IMPATTO SANITARIO DI "EXPO 2015"

La definizione di VIS proposta da OMS (4) e successivamente rielaborata dal NRC (5) ben si adatta al contesto dell'esposizione mondiale "EXPO 2015" (da qui in avanti "EXPO"): infatti, pur trattandosi di un evento di carattere ampiamente internazionale, EXPO si è collocato in un contesto spaziale e temporale ben preciso e delimitabile, sottintendendo anche modificazioni ambientali di cui sono già state fornite dettagliate previsioni da una precedente indagine di impatto ambientale (28). È stata pertanto condotta una VIS mirata a valutare se le previste modificazioni ambientali potessero comportare eventuali effetti sulla salute della popolazione interessata. Tra le varie modificazioni ambientali previste, ci si è focalizzati sull'esposizione a particolato aerodisperso con diametro aerodinamico inferiore ai 10 μm (PM_{10}) e a biossido di azoto (NO_2).

Il processo di valutazione si è articolato in tre diverse fasi:

- *ANTE-OPERAM*: sono state prodotte le **stime d'effetto** dell'esposizione a inquinamento atmosferico sulla salute della popolazione residente (funzioni concentrazione-risposta), per un periodo antecedente l'inizio delle attività inerenti l'evento espositivo (anni 2007-2011);
- *CANTIERE*: sulla base delle stime d'effetto ottenute nella fase precedente, sono state prodotte le **stime d'impatto** sulla salute della popolazione residente, espresse in termini di numero di eventi sanitari attribuibili alle emissioni di PM_{10} e NO_2 riconducibili alle attività di cantiere (gennaio 2013 – aprile 2015);
- *ESERCIZIO*: sulla base delle stime d'effetto ottenute nella fase *ANTE-OPERAM*, sono state prodotte le **stime d'impatto** sulla salute della popolazione residente, espresse in termini di numero di eventi sanitari attribuibili alle emissioni di PM_{10} e NO_2 riconducibili al traffico indotto dall'evento durante i mesi di apertura del sito espositivo (maggio 2015 – ottobre 2015).

I metodi e i risultati delle prime due fasi sono stati riportati estesamente in precedenza (29)¹ ma rimangono indispensabili per un corretto inquadramento di metodi e risultati relativi alla fase di *ESERCIZIO*, su cui verte prevalentemente il presente elaborato. Se ne riporta pertanto una sintesi, per poi lasciare più ampio spazio alla trattazione dell'ultima fase di studio (*ESERCIZIO*).

¹ La Scuola di Specializzazione in Medicina del Lavoro da me frequentata si è per alcuni mesi sovrapposta al Corso di Dottorato in Epidemiologia, Ambiente e Sanità Pubblica, in accordo con quanto previsto dall'art. 7, comma 1, lett. c del Decreto Ministeriale 8 febbraio 2013 "Regolamento recante modalità di accreditamento delle sedi e dei corsi di dottorato e criteri per la istituzione dei corsi di dottorato da parte degli enti accreditati".

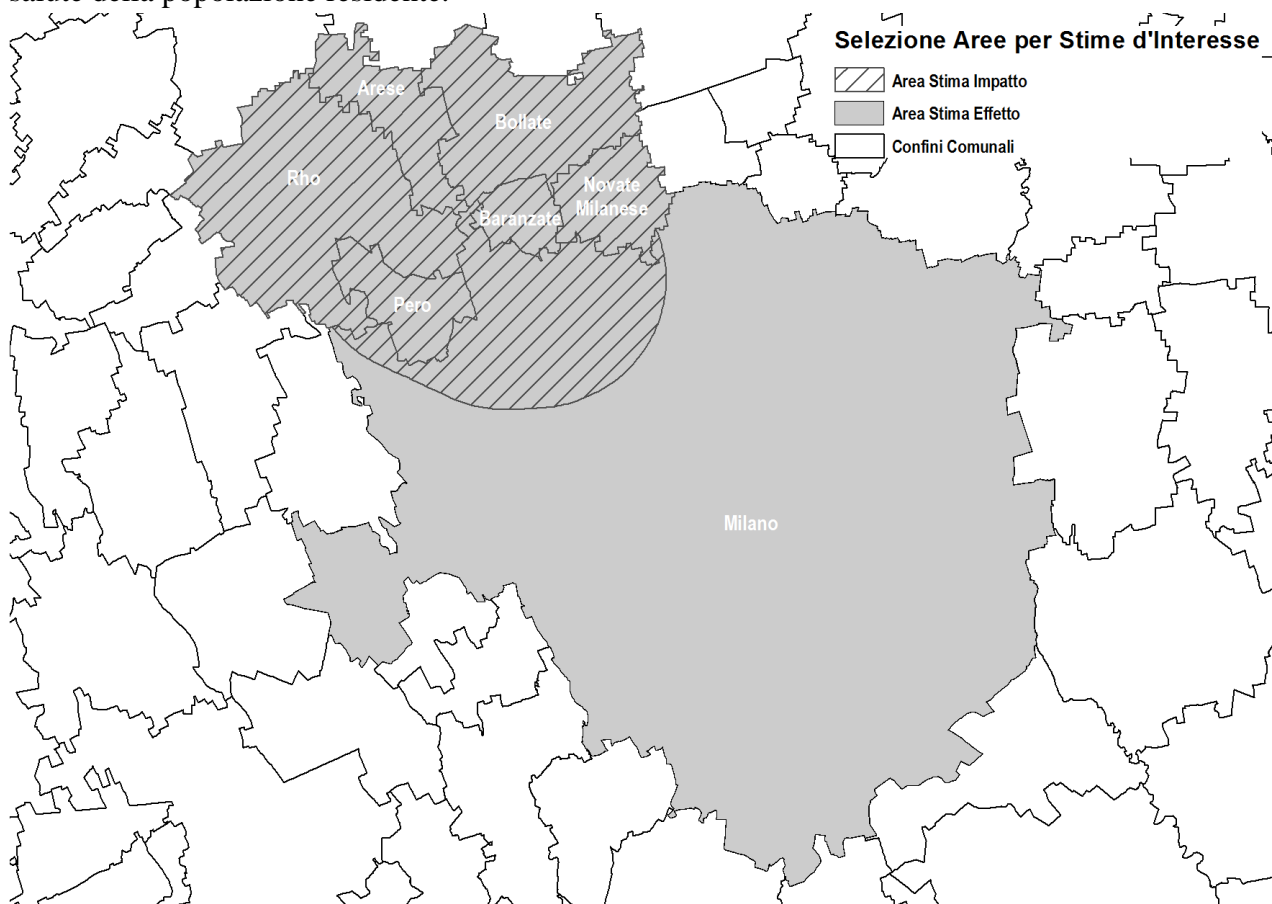
Effetto vs. Impatto

Lo studio degli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla salute dei residenti nell'area d'interesse si è basato su due distinte e complementari analisi:

- la stima dell'effetto degli inquinanti aerodispersi su mortalità e ricoveri della popolazione residente in termini di incremento del rischio per incremento unitario dell'esposizione;
- la stima dell'impatto dei livelli previsti di inquinanti aerodispersi sulla salute in termini di numero attribuibile di decessi e di ricoveri per le cause considerate.

La letteratura scientifica propone numerose stime di effetto di PM₁₀ e NO₂ su mortalità e ricoveri. Si tratta, però, di stime ottenute in ambienti e popolazioni diverse cui può essere attribuito un valore 'generale'. Si è ritenuto più opportuno compiere stime *ad hoc* basate sull'inquinamento misurato nell'area allo studio e sull'andamento dei fenomeni 'mortalità' e 'ricoveri ospedalieri' nella popolazione interessata.

Figura 1: Area in studio per le stime di effetto e di impatto degli inquinanti aerodispersi sulla salute della popolazione residente.



L'area (Figura 1: area grigia) e la popolazione (residente al 1° gennaio 2013) su cui sono state compiute le stime comprendono i sei comuni a nord del sito espositivo (Arese, Baranzate, Bollate, Novate Milanese, Pero, Rho) e l'intera città di Milano. L'inclusione dell'intero territorio comunale milanese è stata utile per ottenere stime di effetto sufficientemente robuste, permettendo di arrivare a un totale di circa 1,4 milioni di soggetti inclusi.

Il calcolo della stima d'impatto è stato invece applicato alla popolazione residente nell'area EXPO (Figura 1: area tratteggiata), che include, oltre ai sei comuni sopra elencati, solo la porzione più direttamente interessata della popolazione della città di Milano, entro un perimetro (*buffer*) di 3 km di raggio dall'area espositiva di EXPO (N = 235.942 soggetti inclusi).

Stime d'Effetto: Metodi

La fonte dei dati di esposizione nella finestra temporale considerata nel calcolo delle stime d'effetto (2007-2011) è rappresentata dalla rete delle centraline di Monitoraggio Qualità dell'Aria di ARPA Lombardia; l'esposizione a PM₁₀ e NO₂ è stata misurata come media dei valori d'inquinante del giorno corrente e del precedente (lag0-1) per l'analisi di mortalità; e come media dei valori del giorno corrente e dei tre giorni precedenti (lag0-3) per l'analisi dei ricoveri ospedalieri.

La disponibilità dell'indirizzo di residenza per ogni soggetto incluso nella valutazione ha permesso di assegnare all'intera popolazione in studio la corrispettiva esposizione a inquinamento atmosferico, sulla base del comune di residenza.

La fonte dei dati sanitari è rappresentata dai flussi informativi resi disponibili dalle Direzioni Sanitarie di ASL Milano e di ASL Milano 1.

Si richiamano le caratteristiche degli eventi sanitari selezionati per il calcolo delle stime d'effetto:

- **MORTALITÀ:** sono stati selezionati tutti i decessi per cause naturali (ICD9: <800), i decessi per cause cardiovascolari (ICD9: 390-459 o ICD10: I00-I99) e i decessi per cause respiratorie (ICD9: 460-519 o ICD10: J00-J98). Un'ulteriore selezione è stata effettuata considerando solo i decessi di residenti nelle aree selezionate avvenuti all'interno del comune o nei comuni localizzati entro un raggio di 10 km dal comune stesso. Tutti i decessi selezionati sono stati stratificati per classe di età (0-64, 65-74, 75+ anni) e per stagione (inverno da ottobre ad aprile, estate da maggio a settembre);

- **RICOVERI:** sono stati selezionati i ricoveri per cause cardiache (ICD9CM: 390-429), cerebrovascolari (ICD9CM: 430-439) e respiratorie (ICD9CM: 460-469, 480-519, escluso 487) e sono state ottenute le relative serie storiche giornaliere stratificate per classe di età (0-64, 65-74, 75+ anni). Un'ulteriore selezione è stata effettuata considerando i ricoveri avvenuti in ospedali localizzati entro 10 km dal comune d'interesse e utilizzando l'algoritmo descritto da Biggeri e colleghi (30) per individuare i ricoveri urgenti.

L'effetto a breve termine degli inquinanti è stato stimato specificando un modello di Poisson sui conteggi giornalieri degli eventi sanitari, seguendo un modello che in gran parte ricalca quello utilizzato per l'analisi dell'effetto a breve termine dell'inquinamento atmosferico in numerosi studi, in particolare lo studio MISA a livello italiano (30) e lo studio ESSIA a livello lombardo (1).

L'analisi è stata condotta aggiustando per età – nelle tre classi 0-64, 65-74, 75+ anni – e per ASL di appartenenza dei soggetti. Per quanto riguarda l'analisi di mortalità, l'effetto confondente dell'andamento temporale di medio-lungo periodo è stato rimosso introducendo nel modello degli indicatori di stagione per le prime due classi di età e una *spline* di regressione con 5 gradi di libertà per anno per la terza classe. Per quanto riguarda invece i ricoveri ospedalieri, si sono definite tre *spline* di regressione con 7, 5 e 7 gradi di libertà per anno, rispettivamente per le classi di età 0-64, 65-74 e 75+ anni. Per modellare la stagionalità di breve periodo, sono stati inclusi nel predittore lineare un indicatore delle festività e un indicatore del giorno della settimana (quest'ultimo in interazione con l'età nell'analisi sui ricoveri ospedalieri). Il modello ha tenuto conto dell'effetto confondente età-specifico delle epidemie influenzali tramite una variabile *dummy* in interazione con la classe di età. I giorni di epidemia influenzale sono stati indentificati sulla base delle informazioni a livello regionale fornite dal sistema di sorveglianza *Influnet*, promosso dal Ministero della Salute in collaborazione con l'Istituto Superiore di Sanità, il Centro Interuniversitario per la Ricerca sull'Influenza, i Medici di Medicina Generale e i Pediatri di Libera Scelta, i laboratori di riferimento per l'influenza e gli assessorati regionali alla Sanità (www.iss.it/flue). Nel modello è stata quindi inserita una variabile dicotomica che assume valore 1 nel periodo tri-settimanale di picco annuale delle epidemie invernali di influenza e 0 nei restanti giorni dell'anno. Per controllare il confondimento legato alle condizioni meteorologiche sono state incluse nel modello sia la temperatura sia l'umidità. Nell'analisi di mortalità, l'effetto della temperatura è stato modellato attraverso due termini lineari vincolati a incontrarsi a 21°C per la temperatura media calcolata sui tre giorni precedenti a quello di interesse (lag 1-3) e un termine lineare sullo scarto tra la temperatura a lag 1-3 e la temperatura del giorno corrente. Nell'analisi dei ricoveri ospedalieri, l'effetto della temperatura è stato modellato attraverso un solo termine lineare per la temperatura

media nel giorno stesso e nei tre giorni precedenti. In entrambi i casi la temperatura è stata considerata nella sua interazione con la classe di età. L'umidità è stata inserita nel modello attraverso un termine lineare e un termine quadratico nell'analisi di mortalità, e attraverso un solo termine lineare nell'analisi dei ricoveri ospedalieri.

Per tener conto della diminuzione della popolazione a rischio durante la chiusura estiva delle grandi industrie è stato sempre incluso nei modelli un indicatore dei giorni festivi, in due livelli per la mortalità e in quattro livelli per i ricoveri ospedalieri.

Volendo esprimere il modello in formula,

per il giorno $t, t=1, \dots, T$, e per la classe di età $k, k=1, \dots, K$,

indicando con

α_k = intercetta età-specifica,

$f_k(t)$ = *spline* di regressione specifiche per età sul tempo di calendario t ,

z_{kit} = i -esimo confondente incluso nel modello,

λ_i = coefficiente dell' i -esimo confondente incluso nel modello,

x_t = concentrazione dell'inquinante di interesse,

β = coefficiente di regressione relativo all'inquinante di interesse,

il valore atteso della frequenza giornaliera di eventi $\log(E(Y_{kt}))$ è uguale a

$$\alpha_k + f_k(t) + \sum \lambda_i z_{kit} + \beta x_t$$

Le stime d'effetto sono state espresse come variazione percentuale del numero di eventi sanitari associata a un incremento della concentrazione d'inquinante pari a $10\mu\text{g}/\text{m}^3$. L'analisi è stata ristretta ai soli soggetti di età 35 anni e oltre.

Stime d'Effetto: Risultati

Riassumiamo i risultati del calcolo delle stime d'effetto nell'area di interesse già riportati in precedenza (29) in quanto costituiscono la base matematica per il successivo calcolo delle stime d'impatto (Tabella 1).

Mortalità - PM₁₀

A fronte di un aumento di 10µg/m³ di PM₁₀ (lag 0-1), la stima di effetto a breve termine sulla mortalità registra un aumento di 0,93% (IC95%: 0,52; 1,34) dei decessi dovuti a cause naturali, di 0,67% (IC95%: -0,02; 1,37) della mortalità cardiovascolare e di 0,94% (IC95%: -0,44; 2,33) della mortalità respiratoria.

Mortalità - NO₂

La variazione percentuale di mortalità per un aumento di 10µg/m³ di NO₂ (lag 0-1) è di 1,78% (IC95%: 1,20; 2,37) per la mortalità naturale, di 2,10% (IC95%: 1,11; 3,11) per la mortalità cardiovascolare, di 0,91% (IC95%: -1,06; 2,93) per la mortalità respiratoria.

Ricoveri - PM₁₀

La variazione percentuale di ricoveri ospedalieri per un aumento di 10µg/m³ di PM₁₀ (lag 0-3) è stimata pari a 0,26% (IC95%: -0,21; 0,74) per le cause cardiache, 0,32% (IC95%: -0,50; 1,15) per le cause cerebrovascolari e 1,54% (IC95%: 0,96; 2,12) per le cause respiratorie.

Ricoveri - NO₂

A fronte di un incremento di 10µg/m³ di NO₂ (lag 0-3), si stima un incremento percentuale di ricoveri ospedalieri di 1,51% (IC95%: 0,84; 2,19) per cause cardiache, 1,54% (IC95%: 0,38; 2,72) per cause cerebrovascolari e 1,65% (IC95%: 0,82; 2,48) per cause respiratorie.

Tabella 1: Variazioni percentuali (e corrispondenti intervalli di confidenza al 95%) di mortalità/ricoveri per un incremento di $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM_{10} e NO_2 (2007-2011) riferite alla popolazione in studio.

Evento Sanitario	PM_{10}	NO_2
Mortalità		
Naturale*	0,93 (0,52 ; 1,34)	1,78 (1,20 ; 2,37)
Cardiovascolare**	0,67 (-0,02 ; 1,37)	2,10 (1,11 ; 3,11)
Respiratoria***	0,94 (-0,44 ; 2,33)	0,91 (-1,06 ; 2,93)
Ricoveri		
Cardiaci§	0,26 (-0,21 ; 0,74)	1,51 (0,84 ; 2,19)
Cerebrovascolari§§	0,32 (-0,50 ; 1,15)	1,54 (0,38 ; 2,72)
Respiratori§§§	1,54 (0,96 ; 2,12)	1,65 (0,82 ; 2,48)

Stime d'effetto calcolate con aggiustamento per età, temperatura, umidità, festività, giorni di epidemia influenzale, ASL di appartenenza, anno, mese e giorno della settimana.

* (ICD9: <800); ** (ICD9: 390-459); *** (ICD9: 460-519); § (ICD9CM: 390-429); §§ (ICD9CM: 430-438); §§§ (ICD9CM: 460-469, 480-486, 488-519).

Stime d'Impatto: Metodi

L'impatto sulla salute è stato valutato calcolando il **numero di decessi** per tutte le cause e per patologie cardiovascolari e respiratorie e il **numero di ricoveri** per cause cardiache, cerebrovascolari e respiratorie attribuibili in un anno all'esposizione a PM_{10} e a NO_2 . Per ciascun inquinante si sono calcolati gli eventi attribuibili nell'area d'interesse utilizzando:

- le stime di effetto (Tabella 1);
- il valore medio di esposizione annuale a PM_{10} e a NO_2 stimato tramite modelli di dispersione dell'inquinamento atmosferico, sulla base dei dati di emissioni da traffico previsto durante i sei mesi della fase di Esercizio riportati nello Studio Preliminare Ambientale - Nuovi Parcheggi Provvisori Expo condotto da 3EC s.r.l. (si veda oltre per una descrizione dettagliata della metodologia utilizzata);
- il numero di eventi sanitari annui predetti nella popolazione: per ottenere tale stima sono state utilizzate le medie degli eventi sanitari osservati in periodi antecedenti la fase in studio; tale scelta garantisce una maggiore robustezza delle stime, rispetto ad altre possibili soluzioni (ad es. interpolazione) ed è coerente con l'assunzione che non ci si attende cambiamenti radicali all'interno della popolazione nell'arco di pochi anni, né in termini di

decessi né di ricoveri (si veda oltre per una descrizione dettagliata dei diversi flussi informativi utilizzati).

- uno scenario controfattuale: lo scenario di riferimento è rappresentato dal valore medio di esposizione osservato nell'ultimo anno della fase *ante-operam* (2011), oltre che dai limiti normativi di concentrazione media annuale a PM₁₀ e NO₂ stabiliti dall'Unione Europea (40µg/m³ per entrambi gli inquinanti in studio (31)).

L'impatto sanitario dell'esposizione a inquinamento atmosferico è stato quantificato in termini di decessi e ricoveri attribuibili alla differenza tra le concentrazioni medie annuali di PM₁₀ e NO₂ stimate per la fase di apertura dell'evento e le concentrazioni medie annuali di PM₁₀ e NO₂ misurate nella fase *ante-operam* (2011); la popolazione di riferimento è quella definita intorno alla piastra espositiva (Figura 1: area tratteggiata). Per rendere confrontabili i risultati della presente valutazione con quelli di altri studi è stato calcolato anche l'*Attributable Community Rate* (ACR), inteso come tasso di mortalità/ricoveri (numero di decessi o ricoveri per 100.000 abitanti) attribuibile al particolare tipo/livello di inquinante (32).

Il modello utilizzato per la valutazione d'impatto è basato sull'assunto di omogeneità dell'esposizione entro ciascun comune e sull'ipotesi che la relazione esposizione-risposta sia lineare su scala logaritmica.

Indicando con:

AD = eventi sanitari attribuibili o, in altri termini, "evitabili",

y_1 = numero medio annuale di eventi sanitari attesi per il periodo in studio,

y_0 = numero medio annuale di eventi sanitari previsti su base storica,

β = stima d'effetto (2007-2011),

x_1 = livelli medi annuali di esposizione agli inquinanti stimati per il periodo in studio,

x_0 = livelli medi annuali di riferimento da non superare per l'esposizione agli inquinanti (cioè scenari controfattuali),

se $x_1 > x_0$:

$$AD = y_1 - y_0$$

con

$$y_1 = y_0 * \exp[\beta(x_1 - x_0)]$$

se invece $x_1 \leq x_0$:

$$AD = 0$$

AD è il numero di eventi che si sarebbero potuti evitare se il livello medio di inquinamento annuale fosse stato pari a x_0 . Scegliere il valore della soglia x_0 corrisponde a definire uno scenario controfattuale rispetto al quale calcolare l'impatto: lo scenario controfattuale di riferimento della presente valutazione è rappresentato dai livelli medi annuali d'inquinanti registrati dalle centraline della Rete di Monitoraggio Qualità dell'Aria di ARPA Lombardia nell'anno 2011. Inoltre, per una corretta interpretazione dei risultati, si è anche scelto definire un ulteriore scenario di esposizione controfattuale, rappresentato dai limiti normativi di concentrazione media annuale a PM_{10} e NO_2 stabiliti dall'Unione Europea ($40\mu\text{g}/\text{m}^3$ per entrambi gli inquinanti in studio (31)).

Stima delle Ricadute al Suolo di PM₁₀ e NO₂ dovute al Traffico Indotto dall'Evento EXPO durante il Periodo di Apertura dell'Esposizione

Vengono descritti i metodi di stima delle concentrazioni al suolo di PM₁₀ e NO₂ riconducibili al transito dei veicoli diretti al sito espositivo di EXPO e ai connessi parcheggi remoti durante il periodo di apertura dell'esposizione. Tale stima è stata condotta all'interno di un progetto di ricerca in corso, in collaborazione con l'Università degli Studi dell'Insubria – Dipartimento di Scienza e Alta Tecnologia (Prof. D.M. Cavallo, Dott. A. Cattaneo, Dott. D. Campagnolo).

Raccordo con Precedenti Studi di Impatto Ambientale

L'afflusso dei visitatori all'evento EXPO 2015 poteva avvenire con mezzi di trasporto pubblici o privati. Secondo lo Studio di Impatto Ambientale (SIA) del 2011 (33) gli spostamenti dei visitatori giornalieri sarebbero stati rappresentati dalle seguenti proporzioni di ripartizione modale: 32,3% treno, 24,3% metropolitana, 0,2% autobus pubblici, 19% bus privati granturismo, 19,5% auto, 4,7% taxi.

La presente analisi prende però in considerazione unicamente i mezzi di trasporto su strada diretti ai parcheggi remoti, che hanno generato un indotto di veicoli sulle principali direttrici della rete viabilistica della cosiddetta area “meso” (cfr. SIA 2011 - Volume 2: Capitolo 9.1.2). Quest'area (definita anche “Area VIS”) è di fondamentale importanza perché in essa sono localizzate le arterie stradali che attraversano il territorio in cui risiede la popolazione inclusa nella presente valutazione.

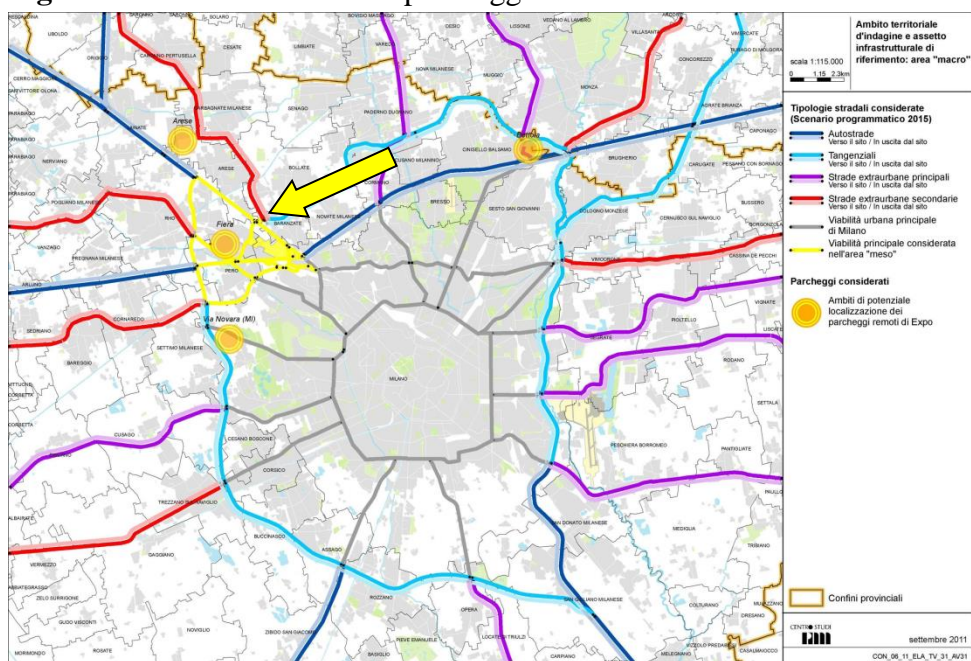
Le tipologie di veicoli quindi considerate in questo studio sono:

- Taxi;
- Bus privati diretti verso la Porta Est e quindi verso i parcheggi remoti;
- Bus navetta provenienti dai parcheggi remoti di EXPO e diretti verso la Porta Est e ritorno;
- Auto private dirette verso i parcheggi remoti.

Un notevole sforzo di ricerca informativa è stato posto nel ricavare stime di volumi di traffico aggiornate. Infatti, le stime riportate nel SIA 2011 (33) sono state prodotte sulla base dell'assunzione che entro l'area “meso” sarebbero circolati solo i veicoli autorizzati all'accesso diretto al sito espositivo (taxi, bus privati e bus navetta), oltre alle auto dirette ai parcheggi dell'ambito Fiera. Negli anni seguenti la pubblicazione dello studio, tuttavia, sono intervenute radicali modifiche dei parcheggi remoti, in termini di capienza e localizzazione, senza che questo

abbia comportato nuove stime previsionali parimenti dettagliate sui volumi di traffico. Non potendo quindi basarci su stime ormai considerate non più rappresentative del reale flusso veicolare atteso durante il periodo di apertura del sito espositivo, è stata effettuata una ricerca sistematica di dati recenti e fruibili nel contesto dei documenti pubblicati all'interno del Sistema Informativo Lombardo per la Valutazione di Impatto Ambientale (<http://www.cartografia.regione.lombardia.it/silvia/>), i cui proponenti fossero EXPO 2015 S.p.A. o società collegate. È stato quindi individuato, come documento di riferimento, la Relazione Viabilistica allegata alla Valutazione di Impatto Ambientale realizzata nell'ambito della Verifica di Assoggettabilità - Nuovi Parcheggi Provvisori EXPO del novembre 2013 (34). Questo documento ben si presta agli scopi della presente analisi. Nel capitolo 5.3.1, infatti, si afferma che il carico veicolare previsto per l'ambito di parcheggio Bettola (localizzato a nord-est di Milano), la cui costruzione era stata pianificata nel 2011 ma è stata poi abbandonata, viene riportato sulle altre aree a parcheggio individuate (Figura 2).

Figura 2: Localizzazione aree parcheggio.



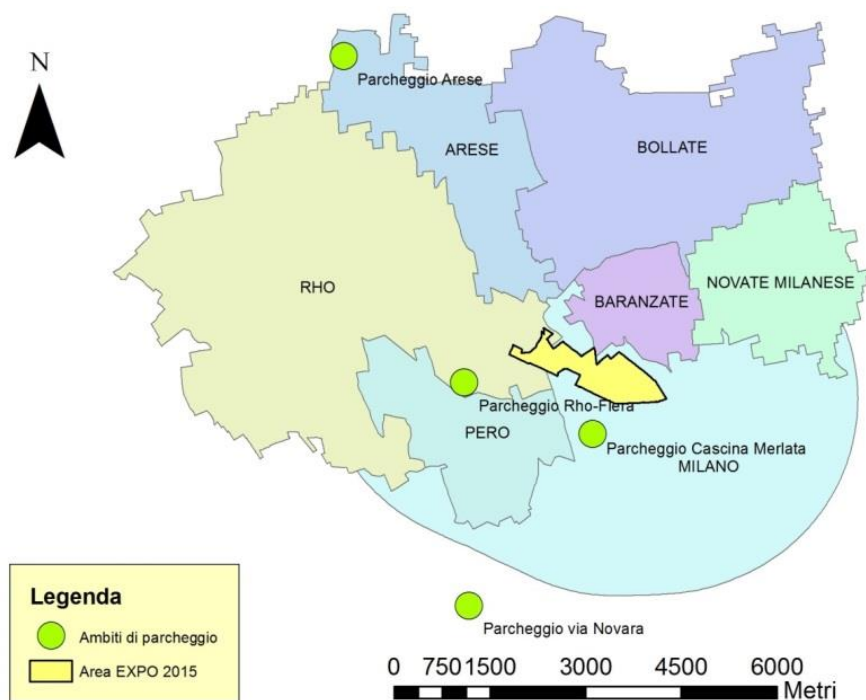
La freccia indica l'insieme delle tratte stradali su cui viene riportato il carico veicolare previsto per il parcheggio Bettola [modificato da (33)].

Questo nuovo scenario è quindi utilizzabile nella presente analisi perché rispecchia più fedelmente la situazione della viabilità dell'area "meso" in seguito alle modifiche di localizzazione e capienza dei parcheggi remoti. Infatti, l'esclusione dell'ambito Bettola ha comportato un aumento degli stalli auto per gli ambiti Arese e Fiera, la costruzione *ex-novo* del parcheggio "Cascina Merlata" (ubicato appena a sud del sito espositivo), oltre che la produzione di nuove stime del carico veicolare sulle

principali arterie stradali dell'area "meso". Tutti questi parcheggi sono localizzati all'interno dell'Area VIS (Figura 3).

I parcheggi Cascina Melata e Rho-Fiera sono ubicati poco a sud del sito espositivo (precisamente sui territori comunali di Milano e Rho, rispettivamente), il parcheggio Arese è situato nella zona nord-ovest dell'omonimo comune, mentre il parcheggio "via Novara" è localizzato poco all'esterno dell'area in studio. La loro capienza è pari a 900 stalli di servizio e 100 stalli auto per Cascina Merlata, 11.671 stalli auto per Arese, 10.000 per Rho-Fiera e 1.550 per via Novara (34,35). Alla luce di questi numeri si può affermare che i parcheggi più capienti sono ora ubicati entro l'Area VIS. La loro presenza comporta, quindi, un aumento del traffico sulle direttrici stradali che attraversano tale territorio rispetto a quanto stimato nel SIA 2011. È sulla base di questo aumento dei volumi di traffico che sono state effettuate tutte le simulazioni modellistiche di dispersione degli inquinanti.

Figura 3: Localizzazione dei parcheggi remoti di EXPO 2015 rispetto all'area in studio.

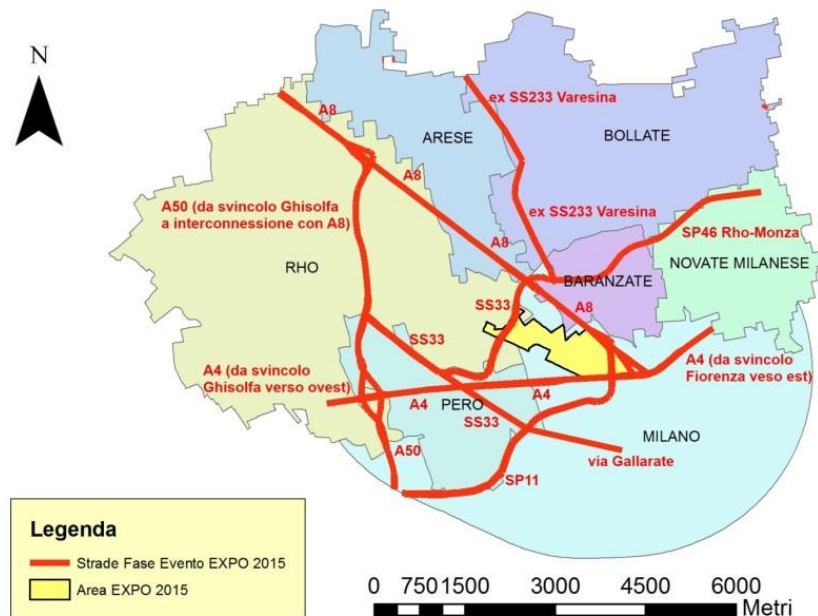


All'interno della Relazione Viabilistica (34) sono indicate tutte le arterie stradali principali che consentono l'accesso all'area metropolitana tra cui sono state individuate quelle che attraversano l'area VIS (Figura 4), elencate di seguito:

- Autostrada A4: la tratta a est dello svincolo di Ghisolfa (interconnessione con A50), la tratta di connessione tra lo svincolo di Ghisolfa e lo svincolo di Fiorenza, la tratta a est dello svincolo di Fiorenza (innesto con A8);

- Autostrada A8: dallo svincolo di Firenze (innesto con A4) verso nord fino ai confini comunali di Arese;
- A50 Tangenziale Ovest: dalla Barriera di Terrazzano allo svincolo di Ghisolfa (interconnessione con A4);
- SP46 Rho-Monza: che da est attraversa i comuni di Novate Milanese, Bollate e Baranzate e si innesta con l'A8 nel comune di Milano;
- ex SS233 Varesina: la cui tratta cade quasi interamente nel comune di Bollate e si incrocia con la SP46 tra i comuni di Baranzate e Milano;
- SS33 del Sempione: di cui un primo tratto è compreso tra l'innesto con A50 e l'interconnessione con A8 e SP46, mentre un secondo si dirige verso sud fino all'incrocio con SP11 e via Gallarate (tra i territori di Milano e Pero);
- SP11: da interconnessione con A50 fino a incrocio con SS33 e via Gallarate;
- Via Gallarate: direttrice di traffico proveniente dal centro della città di Milano fino all'incrocio con SP11 e SS33.

Figura 4: Diretrici stradali principali per le quali si registra l'indotto di traffico creato da EXPO 2015 durante la fase di Esercizio

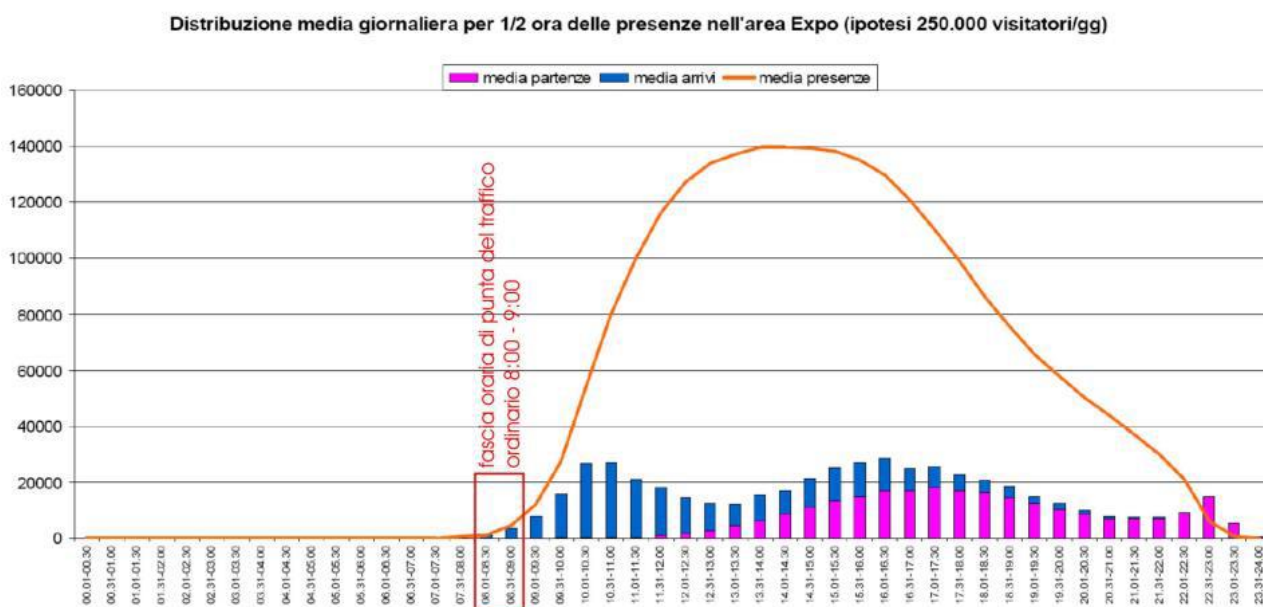


Nonostante le informazioni più rilevanti ai fini della presente analisi (dati di traffico aggiornati) siano stati ottenuti dalla Relazione Viabilistica già citata, diverse informazioni sono comunque state recuperate dal SIA 2011.

Tra le altre, segnaliamo la curva della domanda di mobilità giornaliera di arrivi e partenze, che consente di ottenere informazioni sulle percentuali di veicoli diretti verso il sito espositivo o in uscita da esso. La curva è stata determinata sulla base di precedenti eventi fieristici ed Esposizioni Universali. La curva raggiunge il suo apice nella fascia oraria tra le ore 10:00 e le ore 11:00 con una percentuale della domanda pari a circa il 30%, mentre durante la fascia oraria di massimo carico della rete del traffico ordinario (8:00 – 9:00, orario a cui si riferiscono i volumi di traffico forniti dal documento) la curva di domanda assume un valore pari al 12,5%. I flussi di visitatori in uscita da EXPO nell'arco della giornata presentano, in relazione alla specifica tipologia dell'evento, un andamento distribuito più linearmente nel tempo, con picchi meno evidenti nelle fasce orarie serali rispetto a quelli degli ingressi delle fasce orarie mattutine.

In Figura 5 è rappresentata la curva delle partenze, degli arrivi e delle permanenze all'evento nel sito espositivo riportata nel SIA. A tale grafico si è fatto riferimento per ricavare le percentuali di arrivi e partenze da utilizzare per il calcolo del traffico indotto da EXPO in tutte le ore del giorno interessate dall'evento e, di conseguenza, per simulare le ricadute al suolo di inquinanti nelle stesse ore, così da poter ottenere la media giornaliera.

Figura 5: Curva della domanda di mobilità giornaliera - Arrivi, partenze e permanenze [da (33)]



Scelta e Descrizione del Modello: CALINE4

Nella presente analisi è stato utilizzato il modello predittivo CALINE4 (California LINE Source Dispersion Model 1989, sviluppato e distribuito dal Dipartimento dei Trasporti della California) che stima la dispersione in atmosfera di sostanze inquinanti generate da sorgenti lineari (36). Il calcolo

della dispersione è basato su un'equazione di diffusione gaussiana che tiene conto delle caratteristiche meteorologiche dell'area oggetto di studio. Può essere applicato a un generico arco stradale, ma anche a casi particolari come strade a canyon, intersezioni e parcheggi.

CALINE4 è stato utilizzato nella Valutazione di Impatto Ambientale ed è descritto nella sezione "Qualità dell'aria" del SIA 2011 (Volume 2: Capitolo 3). È inoltre consigliato dalle Linee Guida dell'APAT, ora ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale (<http://www.smr.arpa.emr.it/ctn/>).

Il modello opera suddividendo il sistema viario in una serie di segmenti emissivi perpendicolari alla direzione del vento (chiamati *link*). A ciascuno dei *link* viene attribuito il carico inquinante emesso dalla somma degli autoveicoli che vi transitano in un'unità di tempo; le concentrazioni incrementali di inquinante vengono calcolate e sommate per arrivare alla concentrazione totale in un particolare recettore mediante il metodo *Finite Line Source* (Figura 6). *Link* e recettori sono individuati da un sistema di assi cartesiani con l'asse delle ordinate orientato verso nord. Gli elementi in cui è suddivisa una strada hanno i lati uguali alla larghezza della strada e la loro collocazione è determinata dall'angolo tra strada e vento (φ):

$\varphi > 45^\circ$: il centro del primo elemento è localizzato direttamente sopravvento rispetto al recettore;

$\varphi < 45^\circ$: l'elemento rimane costante e la sua posizione è uguale a 45° .

La posizione e la lunghezza di ogni elemento sono determinati dalla seguente formula:

$$EL = W * BASE^{NE}$$

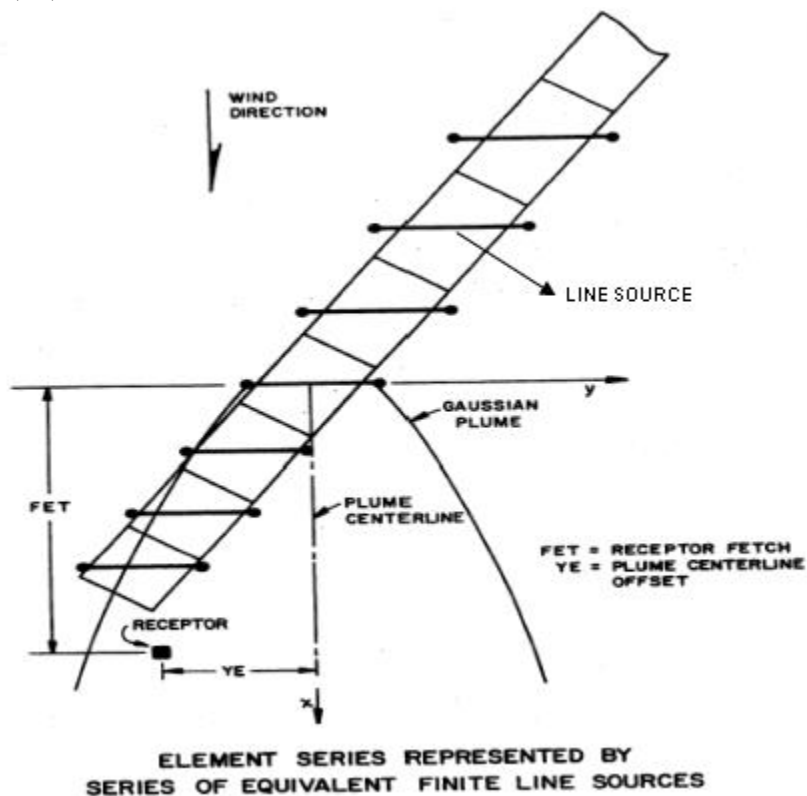
dove, EL è la lunghezza dell'elemento, W è la larghezza, BASE è il fattore di crescita della lunghezza dell'elemento e NE è il numero dell'elemento.

Ogni elemento è modellizzato con una sua equivalente *line source* posizionata perpendicolarmente alla direzione del vento e centrata a metà dell'elemento. Si assume che le emissioni vengano rilasciate dalla *line source* (che è, quindi, rappresentativa dell'elemento) e disperse sottovento rispetto all'elemento secondo una distribuzione gaussiana.

Le informazioni che devono essere specificate al modello (input) sono di quattro tipi: generali (inquinante considerato e territorio), geometriche, emissive, meteorologiche. Per ciascun arco stradale devono essere forniti i seguenti dati geometrici: nome dell'arco, coordinate del nodo iniziale e del nodo finale (inizio e fine del tratto stradale considerato), quota dell'arco rispetto al piano campagna, larghezza. Inoltre, devono essere specificati anche alcuni dati emissivi: fattore di emissione per unità di lunghezza, flusso orario di veicoli.

Oltre a queste informazioni vanno dichiarati il numero, il nome e le coordinate (x, y, z) di ciascun punto recettore in cui si desidera che il modello calcoli la concentrazione di inquinante risultante dalle emissioni degli archi considerati.

Figura 6: Suddivisione della sorgente lineare nel modello CALINE4 [da (37)].



Infine, essendo l'approccio diffusionale di CALINE4 basato sulle classi di stabilità di Pasquill-Gifford (38,39), sono richieste anche alcune variabili meteorologiche: velocità e direzione del vento, classe di stabilità atmosferica, deviazione standard della direzione del vento, altezza dello strato di rimescolamento, temperatura ambiente.

Ognuno di questi parametri viene descritto dettagliatamente di seguito.

Introduzione all'Approccio Modellistico

Nella presente analisi è stato utilizzato un solo modello dispersivo per stimare le concentrazioni al suolo di entrambi gli inquinanti in studio (NO_2 e PM_{10}). Secondo quanto riportato all'interno del SIA 2011, le emissioni da prendere in considerazione durante la fase di Esercizio sono quelle dovute alla circolazione su strade e autostrade dei veicoli indotti dalla manifestazione, sia per PM_{10} sia per NO_2 .

Al fine di presentare un quadro comprensibile dei dati di input inseriti nel modello, verranno riportate le sezioni comuni a PM₁₀ e NO₂ (riguardanti il posizionamento dei recettori e le sorgenti stradali) e successivamente quelle specifiche per ciascun inquinante (inerenti informazioni generali e condizioni di calcolo modellistico).

Dati di Input del Modello

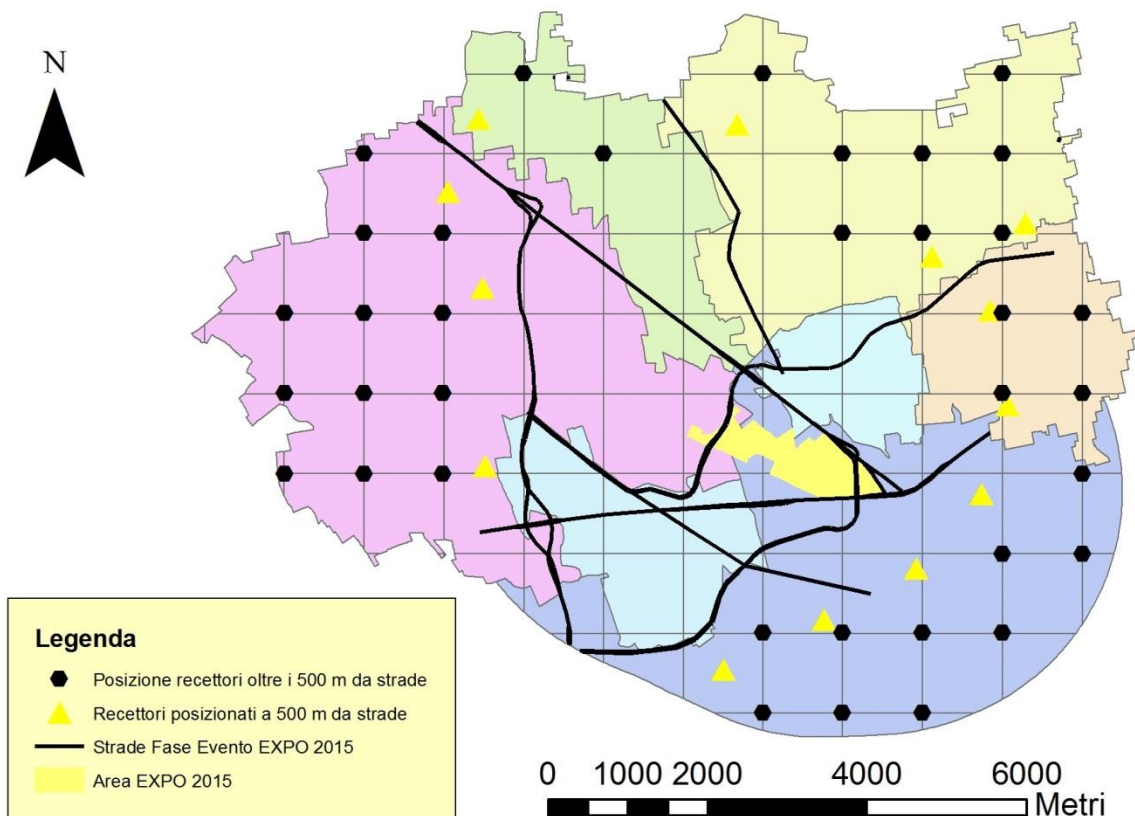
Il criterio con cui si è scelto di posizionare i recettori sull'area in studio ha dovuto tener conto di due fattori concomitanti e, almeno parzialmente, discordanti: da una parte, CALINE4 è in grado di simulare concentrazioni al suolo fino a una distanza massima di 500 m dall'arco stradale; dall'altra, per la Valutazione di Impatto Sanitario è necessario arrivare a valori di concentrazioni al suolo di inquinante che possano essere rappresentativi dell'intera area in studio.

Si sarebbe potuto limitare il posizionamento dei recettori alle sole aree comprese entro 500 m dagli archi stradali ma questa scelta avrebbe portato a una distorsione dei risultati: la maggior parte dell'area in studio, infatti, sarebbe rimasta esclusa dalle simulazioni e non avrebbe potuto contribuire al calcolo di una misura sintetica di concentrazione al suolo di inquinante.

Dopo aver suddiviso il territorio in esame in celle di dimensione 1 km x 1 km, si è quindi scelto di posizionare i recettori, per quella parte di territorio non contemplata dal modello, in corrispondenza delle intersezioni delle celle stesse (Figura 7).

A fronte dell'incapacità del modello di stimare concentrazioni a recettori posti ad oltre 500 m dalla sorgente, si è scelto di assegnare a tutti i recettori posizionati nei quadranti posti oltre i 500 m dal tratto stradale il valore che il modello ha calcolato nel punto posto alla distanza massima a cui è in grado di stimare la concentrazione (punti gialli in Figura 7). Tale scelta risulta cautelativa in quanto è verosimile che, man mano che le distanze dalla sorgente crescono, i valori di concentrazione al suolo di inquinanti da traffico tendano a diminuire, piuttosto che a mantenersi simili ai valori stimati a poche centinaia di metri dalla sorgente.

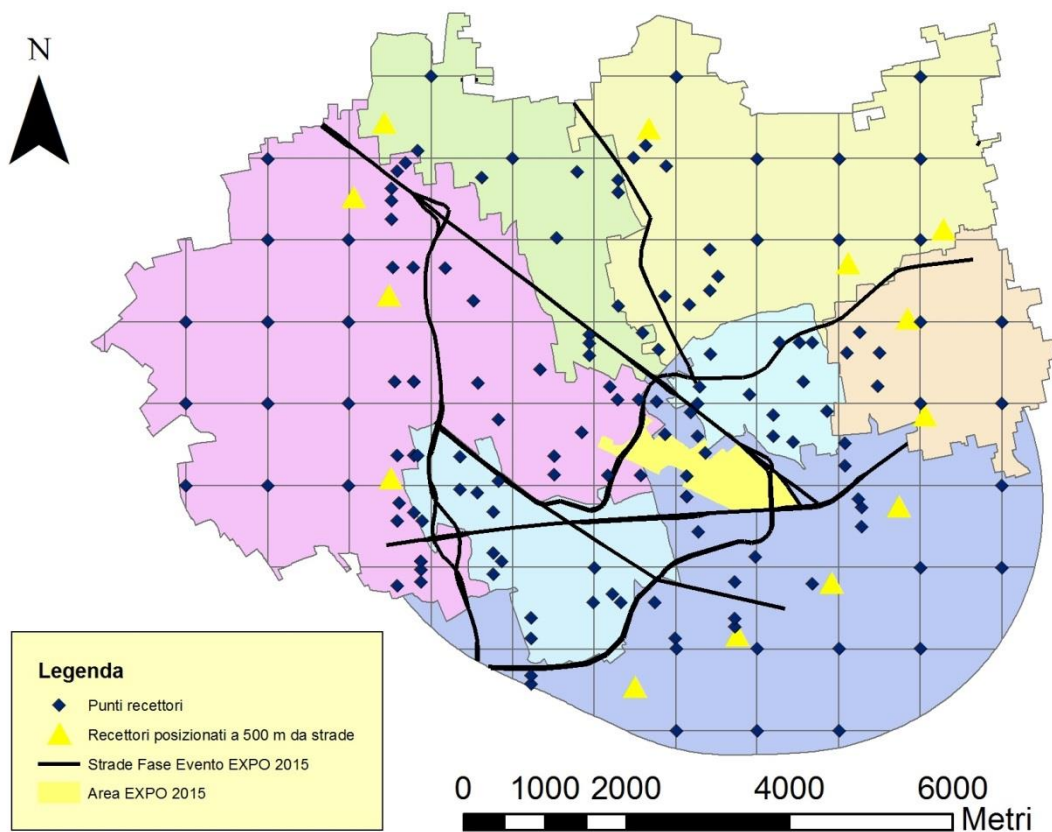
Figura 7: Suddivisione del territorio in celle (1x1 Km), posizionamento recettori a 500 m dalle strade e oltre.



I recettori localizzati entro 500 m dalla sorgente sono stati posizionati a distanze crescenti dalle tratte stradali. In alcune celle, a causa della complessa distribuzione degli archi stradali (incroci e interconnessioni), sono stati arbitrariamente inseriti più recettori per permettere al modello di “registrare” con maggior accuratezza le ricadute al suolo di inquinanti in punti critici (Figura 8).

Emerge quindi una maggiore densità di recettori nei punti nevralgici della rete stradale e autostradale (maggiore densità di traffico), in particolare a livello dei seguenti incroci: A8-SP46-SS33, A50-SS33, A50-A4, A4-A8-SP11. I parametri di ogni recettore da inserire nel modello sono le singole coordinate x e y, che consentono di posizionarlo sul territorio, e l’altezza dal suolo, che viene assegnata pari a 0 m perché si vuole stimare la concentrazione di inquinante a livello del suolo.

Figura 8: Posizionamento dei recettori sul territorio oggetto dello studio



CALINE4 simula le emissioni da sorgenti lineari, che nella realtà corrispondono a strade urbane, extraurbane, autostrade, ecc. Queste sorgenti possono essere classificate, secondo le loro caratteristiche, come:

- *at-grade*: quando la strada si trova al livello del piano campagna circostante (altezza = 0 m);
- *depressed*: quando la strada si trova “sottoelevata” rispetto al piano campagna circostante (altezza < 0 m);
- *fill*: quando la strada si trova “sopraelevata” (su un terrapieno rilevato) rispetto al piano campagna circostante (altezza > 0 m);
- *bridge*: in presenza di un ponte (altezza > 0 m) il modello assume che il vento possa diffondere sia sopra che sotto il *link*;
- *parking lot*: in presenza di un piazzale adibito a parcheggio, caso in cui è opportuno tenere conto, nel calcolo del fattore di emissione ponderato, del contributo delle emissioni “a motore freddo”;
- *intersection*: in presenza di un incrocio controllato da semafori, caso in cui è necessario tenere conto delle accelerazioni e decelerazioni degli autoveicoli dovute alla presenza del semaforo.

All'interno di CALINE4 le strade sono definite come segmenti rettilinei dei quali è necessario specificare le seguenti caratteristiche:

- *endpoint* delle coordinate;
- altezza delle strade dal piano campagna;
- larghezza della “*mixing zone*”;
- dispersione verticale di *canyon* o *bluff*.

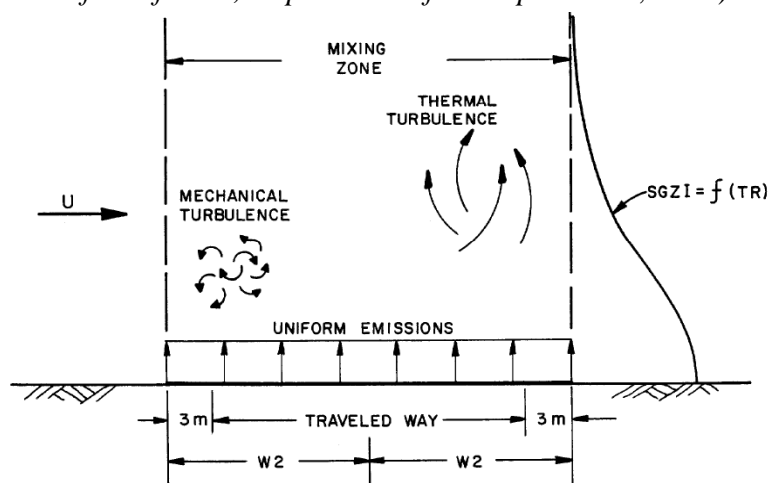
Endpoint delle coordinate: le coordinate cartesiane degli *endpoint* (x_1, y_1) e (x_2, y_2) definiscono le posizioni degli estremi dei tratti stradali. L'intera lunghezza del segmento impostato in CALINE4 non dovrebbe discostarsi di oltre 3 m dalla linea centrale della strada corrispondente. Nel presente studio le coordinate degli *endpoint* sono state definite secondo il sistema metrico, analogamente a quanto utilizzato per la direzione del vento.

Altezza delle strade dal piano campagna: per tutti i tipi di strade, ad eccezione dei ponti, questo parametro rappresenta l'altezza della strada sopra il terreno circostante che viene definito a quota 0 m.

Larghezza della “mixing zone”: i calcoli gaussiani di diffusione si basano sul modello della “*mixing zone*” definita come un'area di spessore pari alla dimensione della strada +3 metri a destra e +3 metri a sinistra di essa (per tenere conto della dispersione orizzontale d'inquinante legata alla scia generata dal movimento dei veicoli). In quest'area si assume che la turbolenza e l'emissione siano costanti e che la turbolenza (termica e meccanica) sia dovuta alla presenza di veicoli in movimento a temperature elevate. La dispersione verticale di inquinante (SGZ1) è funzione della turbolenza ed è indipendente dal numero di veicoli (in un intervallo di 4000 – 8000 veicoli/ora) e dalla loro velocità (in un intervallo di circa 48 – 96 km/h): questo perché un incremento del traffico aumenta la turbolenza termica ma riduce la turbolenza meccanica legata alla velocità (da qui l'ipotesi di costanza della turbolenza nella “*mixing zone*”). SGZ1 dipende invece dal tempo di residenza TR dell'inquinante nella “*mixing zone*” che è funzione della velocità del vento (Figura 9) (36).

Figura 9: Arco stradale e parametri considerati dal modello CALINE4

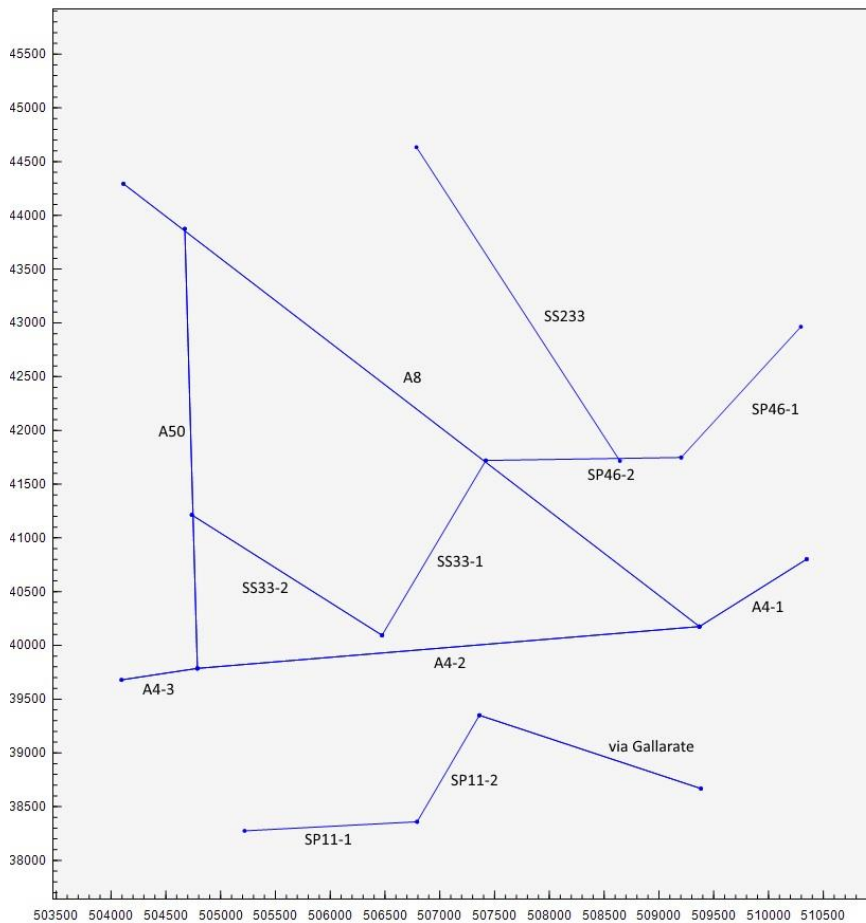
(State of California, Department of Transportation, 1989).



Dispersione verticale di canyon o bluff: il modello è basato su due assunzioni – il flusso del vento orizzontale omogeneo e le condizioni meteorologiche di stato stazionario – piuttosto restrittive. La topografia complessa può invalidare ognuna di queste assunzioni: *canyon* possono canalizzare i venti, colline e valli possono causare frequenti spostamenti della direzione del vento. L'utilizzo di CALINE4 in terreni complessi deve pertanto procedere con cautela. Il modello gestisce situazioni di *bluff* e *canyon* riflettendo il flusso di dispersione dell'inquinante a distanze specificate su uno o più siti della *mixing zone*. La topografia costante dell'area di studio, il fatto che la presenza degli edifici sia già considerata con il parametro "rugosità superficiale" (vedi oltre) e l'assenza di stretti *canyon* urbani che possano alterare la curva di dispersione verticale hanno portato a inserire entrambi questi parametri (*canyon* e *bluff*) con valore uguale a 0 per tutti gli archi stradali considerati.

CALINE4 è in grado di elaborare contemporaneamente fino a 20 archi stradali: è stato pertanto necessario semplificare i percorsi dei veicoli diretti al sito espositivo e ai parcheggi remoti. Sulla base di questa semplificazione e del fatto che la maggior parte delle strade è caratterizzata da un'altezza dal piano campagna pari a 0 m (solo nel caso di alcuni svincoli questo fatto non è verificato), tutte le strade inserite nel modello sono state considerate come *at-grade*.

Figura 10: Segmenti stradali semplificati per CALINE4 dove si verifica il passaggio dei veicoli diretti al sito espositivo e ai parcheggi remoti di EXPO.



In Figura 10 sono rappresentate tutte le strade principali interessate dal passaggio di veicoli leggeri e pesanti in transito all'interno dell'area in studio. Le autostrade, com'è facilmente intuibile, sono attraversate da tutte le tipologie di veicoli (leggeri e autobus), poiché conducono sia ai parcheggi remoti sia ai varchi di accesso al sito espositivo. Le strade più periferiche sono percorse prevalentemente dai bus navetta, che dai parcheggi conducono i visitatori verso il sito espositivo; in minor parte sono comunque percorse anche da veicoli leggeri (auto e taxi, ad esempio), come nel caso della SS33 o di via Gallarate. Il fatto che lo stesso arco stradale possa essere percorso da diverse tipologie di veicoli (leggeri e autobus) può causare la presenza di strade ripetute tra gli input: il modello, infatti, contempla che a ogni segmento stradale possa corrispondere un solo tipo di veicolo, caratterizzato dal proprio fattore di emissione. Ogni segmento stradale è identificato dalla propria sigla, da un numero che aumenta progressivamente nel caso in cui una stessa strada sia costituita da più segmenti, oltre che dalla dizione "auto" se la strada è percorsa da veicoli leggeri o "pullman" se la strada è utilizzata da bus navetta e/o autobus granturismo (Tabella 2).

Tabella 2: Codifica dei segmenti inseriti in CALINE4 e tratti stradali corrispondenti

Codice segmento	Tratto stradale corrispondente
A4-1 auto	Autostrada A4 da svincolo Fiorenza verso est (veicoli leggeri)
A4-1 pullman	Autostrada A4 da svincolo Fiorenza verso est (autobus)
A4-2 auto	Autostrada A4 da svincolo Fiorenza a svincolo Ghisolfa (veicoli leggeri)
A4-2 pullman	Autostrada A4 da svincolo Fiorenza a svincolo Ghisolfa (autobus)
A4-3 auto	Autostrada A4 da svincolo Ghisolfa verso ovest (veicoli leggeri)
A4-3 pullman	Autostrada A4 da svincolo Ghisolfa verso ovest (autobus)
A8 auto	Autostrada A8 da svincolo Fiorenza verso Varese (veicoli leggeri)
A8 pullman	Autostrada A8 da svincolo Fiorenza verso Varese (autobus)
A50 auto	Autostrada A50 "Tangenziale ovest" (veicoli leggeri)
A50 pullman	Autostrada A50 "Tangenziale ovest" (autobus)
SP46-1 auto	SP 46 Rho-Monza tratto 1 (veicoli leggeri)
SP46-2 auto	SP 46 Rho-Monza tratto 2 (veicoli leggeri)
SS33-1 auto	SS33 del Sempione tratto 1 (veicoli leggeri)
SS33-1 pullman	SS33 del Sempione tratto 1 (autobus)
SS33-2 auto	SS33 del Sempione tratto 2 (veicoli leggeri)
SS233 auto	SS233 ex Varesina (veicoli leggeri)
SP11-1 auto	SP11 tratto 1 (veicoli leggeri)
SP11-2 auto	SP11 tratto 2 (veicoli leggeri)
Via Gallarate auto	Via Gallarate (da Milano hinterland) (veicoli leggeri)
Via Gallarate pull.	Via Gallarate (da Milano hinterland) (autobus)

NO₂

I dati di input richiesti dalla maggior parte dei modelli di dispersione riguardano le caratteristiche intrinseche chimico-fisiche dell'inquinante e quelle del territorio su cui dovrà essere effettuata la modellizzazione. In particolare, per NO₂ sono stati inseriti i seguenti input:

- peso molecolare = 46,0055 g/mol;
- velocità di deposizione = 0,092 cm/s.

Per la scelta di un valore di velocità di deposizione che tenesse conto del particolare contesto delle sorgenti in esame (Milano e *hinterland*) ci si è basati su alcune indicazioni presenti in letteratura (40,41). Il valore puntuale utilizzato nella simulazione modellistica è stato poi ricavato dal lavoro di Stutz e colleghi (42).

I parametri caratterizzanti il territorio sono la rugosità superficiale e l'altitudine media sul livello del mare. La prima variabile influenza la quantità della turbolenza dell'aria locale che riguarda la diffusione da un ipotetico pennacchio. La lunghezza della rugosità superficiale (z_0) può essere ottenuta dalle misurazioni del vento di routine con un metodo fornito da Wieringa (43-45), che mette in relazione z_0 con la deviazione standard normalizzata della velocità del vento oppure con il

rapporto tra la velocità media del vento osservata in un dato periodo e la massima raffica registrata durante lo stesso arco di tempo. Per utilizzare queste relazioni è necessario disporre di dati su velocità del vento con risoluzione temporale di almeno 10 minuti, mentre i dati ricavabili da ARPA Lombardia sono orari. Di conseguenza, nell'ambito di questo studio, è stata utilizzata la classificazione proposta da Davenport e Shelland (12), basata su caratteristiche territoriali di tipo morfologico, di copertura arborea e di sfruttamento antropico in termini di densità e tipologia degli edifici e delle infrastrutture. In particolare, si è utilizzato un approfondimento della classificazione riportata su *European Wind Atlas* (<http://euwindatlas.eu/>). L'area circostante il sito espositivo è stata attentamente analizzata ai fini di definire il valore più accurato per la lunghezza di rugosità superficiale. La zona è ricca d'insediamenti industriali, capannoni, aree residenziali (i nuclei abitativi dei comuni circostanti), aree agricole e terreni incolti con copertura vegetale composta principalmente da flora di tipo erbaceo. Inoltre, il territorio è attraversato da numerose tratte autostradali sia in direzione est-ovest sia nord-sud. Inoltre, il territorio circostante il sito espositivo è per circa il 70% di tipo urbano (29,46,47). Considerando tutte queste caratteristiche territoriali e confrontandole con la classificazione di Davenport e collaboratori riportata su *European Wind Atlas*, si è deciso di utilizzare un valore di lunghezza di rugosità superficiale (z_0) pari a 100 cm. Tale valore è definito come “*skimming*” (letteralmente: “caratterizzato da creste”) e corrisponde a paesaggi coperti regolarmente da ostacoli la cui altezza corrisponde alla larghezza, con aree vuote delle stesse dimensioni (ad esempio foreste regolari e mature, zone densamente edificate senza grandi differenze di altezza tra le costruzioni).

L'altitudine media sul livello del mare è praticamente costante sull'intero territorio in esame, in quanto prevalentemente pianeggiante con un dislivello massimo di 20 m. L'altitudine è stata quindi impostata pari a 140 m sul livello del mare.

Una delle variabili più rilevanti nella stima della concentrazione d'inquinanti al suolo derivanti da traffico veicolare sono le ore del giorno in cui si verificano gli afflussi verso il sito espositivo e i connessi parcheggi remoti. Per ricavare le percentuali cumulative di partenze e arrivi per ogni ora del giorno, si è fatto riferimento al grafico di Figura 5 che simula la distribuzione giornaliera delle presenze nell'area EXPO ipotizzando un numero massimo di visitatori pari a 250.000. Nelle prime ore della giornata, fino alle 11:30, il grafico suggerisce esclusivamente arrivi verso il sito espositivo (con un picco tra le 9:00 e le 12:00), mentre dalla fascia oraria 11:30 – 12:00 compaiono le partenze che aumentano con discreta regolarità per terminare alle 23:30.

Per ricavare i dati di emissione per le due tipologie di veicoli indagate (veicoli leggeri e autobus) sono necessarie informazioni sulle velocità medie mantenute dai veicoli stessi su ogni arco stradale

(autostrade o strade extraurbane). Le uniche informazioni sulle velocità medie delle arterie stradali sono riportate all'interno del SIA 2011. Tali informazioni si riferiscono all'ora di punta del traffico ordinario (8:00 – 9:00), in cui le auto si muovono con basse velocità per l'elevato traffico sulle direttrici stradali, con conseguenti emissioni più elevate. Al fine di mantenere un approccio cautelativo, è stato scelto di utilizzare, per tutte le ore del giorno, dati di input costituiti dai fattori di emissione riferiti alle velocità medie calcolate nella fascia oraria di punta del traffico ordinario. È importante precisare che l'utilizzo del SIA è corretto nonostante si riferisca ai dati del 2011, in quanto non si stanno ricavando dati di traffico ma velocità medie che restano invariate, indipendentemente dalle modifiche ai parcheggi intercorse o dall'apertura o meno del sito espositivo. Sempre dal SIA 2011 sono stati ottenuti fattori di emissione in funzione di: velocità medie, tipologie di strade e di veicoli, come riportato in Tabella 3 per NO_x. I dati vengono riportati in g/miglio*veicolo perché il modello utilizza unità di misura anglosassoni.

Tabella 3: Fattori di emissione di NO_x per ogni segmento stradale dei mezzi diretti a EXPO o ai suoi parcheggi in base a tipologia di veicolo, tipologia di strade e velocità media (riferita all'ora 8:00 – 9:00) [da (33)].

Segmento stradale	Tipologia veicoli	Tipologia strade	Velocità media veicoli [km/h]	Fattore di emissione [g/miglio*veicolo]
A4-1 auto	Veicoli leggeri	Autostrada	50	0,68
A4-1 pullman	Autobus	Autostrada	60	0,63
A4-2 auto	Veicoli leggeri	Autostrada	20	0,84
A4-2 pullman	Autobus	Autostrada	43	0,68
A4-3 auto	Veicoli leggeri	Autostrada	56	0,63
A4-3 pullman	Autobus	Autostrada	38	13,78
A8 auto	Veicoli leggeri	Autostrada	46	13,78
A8 pullman	Autobus	Autostrada	20	21,03
A50 auto	Veicoli leggeri	Tangenziale	37	13,78
A50 pullman	Autobus	Tangenziale	42	13,78
SP46-1 auto	Veicoli leggeri	Strada extraurbana	60	0,64
SP46-2 auto	Veicoli leggeri	Strada extraurbana	57	0,63
SS33-1 auto	Veicoli leggeri	Strada extraurbana	60	0,64
SS33-1 pullman	Autobus	Strada extraurbana	47	0,64
SS33-2 auto	Veicoli leggeri	Strada extraurbana	50	0,74
SS233 auto	Veicoli leggeri	Strada extraurbana	40	0,68
SP11-1 auto	Veicoli leggeri	Strada extraurbana	20	0,88
SP11-2 auto	Veicoli leggeri	Strada extraurbana	40	13,78
Via Gallarate auto	Veicoli leggeri	Strada extraurbana	30	0,88
Via Gallarate pull.	Autobus	Strada extraurbana	30	21,03

Le simulazioni sono state effettuate per 3 differenti condizioni meteorologiche, ciascuna rappresentativa delle tre stagioni concomitanti allo svolgimento di EXPO 2015 (primavera, estate, autunno). Le condizioni meteorologiche hanno durate di una settimana e sono ricavate dalla media dei parametri meteorologici orari di tre anni (2010-2012). Sono state quindi compiute simulazioni in ogni ora del giorno della durata di una settimana per stagione, variando i volumi di traffico a seconda dell'ora del giorno e mantenendo costanti i fattori di emissione veicolare dell'ora di punta del traffico ordinario. Sono state escluse dall'elaborazione le ore considerate "notturne" (dalle 23:30 alle 7:00) durante le quali, secondo il SIA 2011, non si assiste a spostamenti di veicoli attribuibili all'evento stesso.

I parametri meteorologici richiesti da CALINE4 sono i seguenti:

- direzione del vento;
- velocità del vento;
- classe di stabilità atmosferica;
- altezza di rimescolamento;
- deviazione standard della direzione del vento;
- temperatura ambiente;

I metodi con cui sono stati ricavati i parametri meteorologici sono stati indicati in precedenza (29). Vengono qui unicamente elencate le centraline meteorologiche di ARPA Lombardia da cui sono stati ricavati i vari parametri:

- Cinisello Balsamo-Parco Nord: radiazione solare globale e netta, temperatura ambientale;
- Milano-Viale Marche: velocità e direzione del vento.

Altre variabili da inserire nel modello, quando l'inquinante in studio sia NO_2 , sono:

- concentrazione di O_3 di fondo ambientale (in ppm);
- concentrazione di NO di fondo ambientale (in ppm);
- concentrazione di NO_2 di fondo ambientale (in ppm);
- tasso di fotolisi di NO_2 (in s^{-1}).

I dati di concentrazione di NO_x e NO_2 sono stati ricavati dalle centraline di Arese, Milano-Viale Marche, Pero e Rho di ARPA Lombardia, selezionate perché definite "di fondo" o "urbane", quindi non direttamente influenzate dal traffico veicolare. Per la conversione da NO_2 e NO_x a NO , ci si è basati sui criteri indicati da Derwent e Middleton (48). Il rapporto NO_2/NO_x che viene utilizzato per questo calcolo è indicato nel SIA del "Cascina Merlata-Parking" (34) ed è pari a 69% (rilevazione centralina ARPA Lombardia di Cormano).

La centralina da cui sono stati ricavati i dati di ozono è quella di Arese, anch'essa "di fondo".

Il tasso di fotolisi di NO₂ dipende dall'intensità del livello di radiazione ultravioletta sul terreno ed è quindi influenzato dalla copertura nuvolosa atmosferica, dall'*aerosol loading* e dall'albedo (49). Per il calcolo di questa grandezza è stato utilizzato il QUICK TUV CALCULATOR, un programma di calcolo disponibile on line (http://cprm.acd.ucar.edu/Models/TUV/Interactive_TUV/) consigliato da Spirig e collaboratori (50) e descritto nel dettaglio da Madronich e Flocke (51). Questo programma prevede che siano inseriti i seguenti parametri:

- coordinate del luogo;
- orario di calcolo;
- data di calcolo;
- valore della colonna di ozono nel tempo specificato;
- valore dell'albedo;
- altezza da terra cui si vuole che sia effettuato il calcolo;
- altitudine del luogo di calcolo.

Tutti questi dati sono facilmente ricavabili, essendo costanti (come l'albedo, che è pari a 0,1) o definibili dall'utente. Il valore della colonna di ozono può essere ricavato dal *World Ozone and Ultraviolet Radiation Centre* del *Meteorological Service of Canada* (<http://exp-studies.tor.ec.gc.ca/cgi-bin/selectMap>), che fornisce accesso ad un database da cui poter recuperare il valore della colonna di ozono in "du" (*Dobson Units*) in ogni parte del mondo ad una specifica data (52).

Considerando che la simulazione modellistica restituisce i valori relativi a un'ora di un giorno feriale qualsiasi, per effettuare il calcolo delle medie annuali si è tenuto conto dei giorni di apertura del sito espositivo (dal 1 maggio al 31 ottobre). Di conseguenza, all'interno dell'anno sono stati identificati 184 giorni di attività, di cui 51 giorni in primavera, 92 giorni in estate, 41 giorni in autunno, e 181 giorni di chiusura.

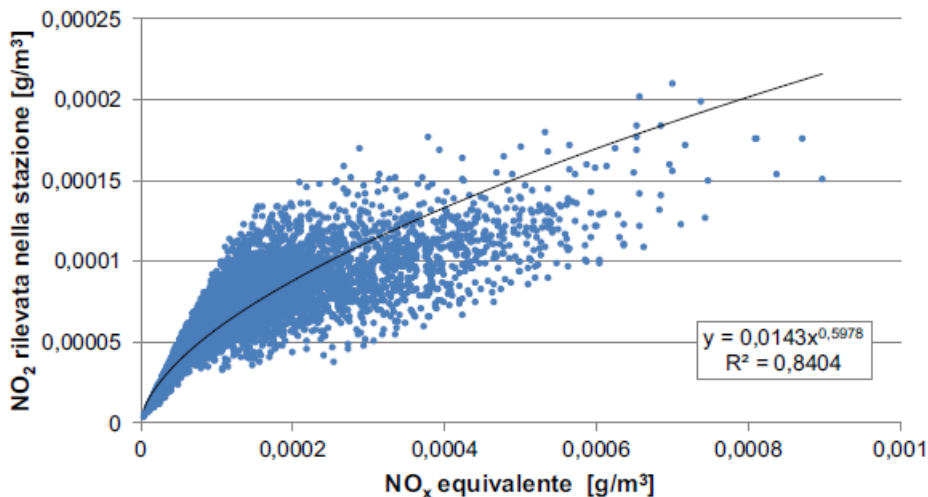
CALINE4 fornisce valori di concentrazione al suolo di NO_x che devono essere successivamente trasformati in NO₂, anche per eventuali confronti con limiti normativi. Questa trasformazione, come indicato nel SIA 2011, viene effettuata mediante la funzione di potenza di seguito riportata, in cui *a* e *b* sono coefficienti stimati empiricamente:

$$\text{NO}_2 = a * (\text{NO}_x)^b$$

In Figura 11 è riportata la curva di efficienza di trasformazione di NO_x in NO₂, stimata sulla base di tutte le ore di monitoraggio effettuate nel 2010 presso la stazione ARPA Lombardia di Milano-

Piazza Zavattari. Nel processo di trasformazione da NO_x a NO_2 , l'atmosfera è limitata dalla quantità di ossidanti disponibili, il che comporta un effetto di saturazione tanto maggiore quanto più le concentrazioni di ossidi di azoto crescono.

Figura 11: Funzione di trasformazione di NO_x in NO_2 [da (33)].



I valori di NO_2 ottenuti (in ppm) vengono poi trasformati in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per avere a disposizione unità di misura uniformi per entrambi gli inquinanti (vedi oltre).

PM₁₀

Per il PM_{10} gli input riguardanti le caratteristiche del territorio, tra cui rugosità superficiale e altezza sul livello del mare, coincidono con quelli inseriti per NO_2 . Si rimanda pertanto ai relativi paragrafi per i dettagli.

In relazione agli input specifici per l'inquinante (particolato), sono state utilizzate le seguenti grandezze:

- velocità di sedimentazione = 0,18 cm/s
- velocità di deposizione = 0,18 cm/s

La velocità di sedimentazione è definita come il tasso a cui una particella sedimenta per forza gravitazionale all'interno di un fluido. La velocità di deposizione, invece, è una misura del tasso di rimozione a cui un inquinante può essere sottoposto per assorbimento, adsorbimento o contatto (36). Entrambi i dati sono stati ricavati da un lavoro di Oudinet e collaboratori (33) condotto a Cracovia utilizzando CALINE4.

La modellizzazione del PM_{10} con CALINE4 consente di scegliere tra due tipologie di simulazioni: *Standard* e *Worst-Case Wind Direction*. La prima prevede che il modello fornisca come output la

concentrazione predetta generata sulla base di numerose combinazioni recettore/strade. La seconda obbliga il modello a restituire la concentrazione simulata nel caso “peggiore”, in termini di direzione del vento, per tutte le strade rispetto a uno specifico recettore. Nella presente analisi è stata volutamente utilizzata la seconda opzione al fine di mantenere un approccio maggiormente cautelativo.

Le percentuali orarie cumulate delle partenze e degli arrivi, così come le velocità medie di ogni segmento stradale utilizzate nel modello, coincidono con quelle inserite per il biossido di azoto, mentre i fattori di emissione sono specifici per il particolato. In Tabella 4 sono elencati i fattori di emissione per velocità medie, tipologie di strade e veicoli, relative al PM₁₀.

Tabella 4: Fattori di emissione di PM₁₀ per ogni segmento stradale dei mezzi diretti a EXPO o ai suoi parcheggi in base a tipologia di veicolo, tipologia di strade e velocità media (riferita all’ora 8:00 – 9:00) [da (33)].

Segmento stradale	Tipologia veicoli	Tipologia strade	Velocità media veicoli [km/h]	Fattore di emissione [g/miglio*veicolo]
A4-1 auto	Veicoli leggeri	Autostrada	50	0,064
A4-1 pullman	Autobus	Autostrada	60	0,048
A4-2 auto	Veicoli leggeri	Autostrada	20	0,064
A4-2 pullman	Autobus	Autostrada	43	0,064
A4-3 auto	Veicoli leggeri	Autostrada	56	0,048
A4-3 pullman	Autobus	Autostrada	38	0,467
A8 auto	Veicoli leggeri	Autostrada	46	0,467
A8 pullman	Autobus	Autostrada	20	0,692
A50 auto	Veicoli leggeri	Tangenziale	37	0,467
A50 pullman	Autobus	Tangenziale	42	0,467
SP46-1 auto	Veicoli leggeri	Strada extraurbana	60	0,048
SP46-2 auto	Veicoli leggeri	Strada extraurbana	57	0,048
SS33-1 auto	Veicoli leggeri	Strada extraurbana	60	0,048
SS33-1 pullman	Autobus	Strada extraurbana	47	0,064
SS33-2 auto	Veicoli leggeri	Strada extraurbana	50	0,064
SS233 auto	Veicoli leggeri	Strada extraurbana	40	0,064
SP11-1 auto	Veicoli leggeri	Strada extraurbana	20	0,080
SP11-2 auto	Veicoli leggeri	Strada extraurbana	40	0,467
Via Gallarate auto	Veicoli leggeri	Strada extraurbana	30	0,080
Via Gallarate pull.	Autobus	Strada extraurbana	30	0,692

In merito ai parametri stagionali e meteorologici si faccia riferimento al relativo paragrafo su NO₂.

Nel caso del PM₁₀, CALINE4 richiede che venga inserita come sola ulteriore variabile la concentrazione di PM₁₀ di fondo ambientale in µg/m³.

Questo parametro per la città di Milano (pari a $36\mu\text{g}/\text{m}^3$) è stato ricavato da un recente lavoro di Colombi e collaboratori, in cui sono state misurate le concentrazioni medie di PM_{10} nei giorni feriali (53). In questo modo, il modello restituisce come output le concentrazioni totali, compresa la quota attribuibile specificamente alla sorgente traffico, ricavabile semplicemente per sottrazione. I risultati della simulazione modellistica, al contrario del biossido di azoto, vengono calcolati e forniti dal modello direttamente in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Per il resto, il calcolo delle medie annuali è stato effettuato tenendo conto degli stessi criteri applicati e già descritti per NO_2 .

Output Finale del Modello

Una volta calcolati i valori di concentrazione al suolo ai singoli recettori, si è proceduto a verificare quale fosse la stima riassuntiva che meglio si adattasse alle esigenze di elaborazione del calcolo delle stime d'impatto dell'esposizione a PM_{10} o NO_2 . Di tutti i recettori posizionati sulla mappa sono stati selezionati quelli che ricadessero nello specifico territorio comunale d'interesse. Dopo aver verificato la distribuzione dei valori delle medie annuali ai singoli recettori (tendenzialmente simmetrica), si è scelto di descrivere la concentrazione al suolo di entrambi gli inquinanti con la media comunale annuale.

È opportuno qui ricordare che i valori di concentrazione stimati dal modello di dispersione rappresentano il contributo di ricaduta al suolo d'inquinante attribuibile alle emissioni da traffico indotto da EXPO durante la fase di Esercizio, che andrebbero ad aggiungersi al cosiddetto inquinamento *background* dell'area d'interesse. Per ottenere i valori di esposizione della popolazione sono state sommate entrambe le componenti.

Considerazioni sull'Approccio Metodologico

Il presente studio è stato sviluppato sulla base di un approccio metodologico di tipo "cautelativo" in tutti i casi in cui la mancanza di informazioni dettagliate ha reso necessario selezionare gli input tra un novero di possibilità. In altre parole, sono sempre stati utilizzati i parametri che avrebbero comportato un'eventuale approssimazione in sovrastima delle concentrazioni al suolo, e non viceversa. È importante sottolineare, comunque, che tutte le scelte effettuate sono conformi alla ricostruzione di uno scenario, ove possibile, peggiorativo delle normali condizioni ambientali: pertanto raro ma non irrealistico.

Eventi Sanitari

Le Direzioni Sanitarie di ASL Milano e ASL Milano 1 hanno messo a disposizione i flussi informativi relativi a mortalità e ricoveri della popolazione inclusa nello studio. Oltre alle informazioni della finestra temporale 2007-2011, già rese disponibili per l'analisi delle precedenti fasi, ASL Milano ha fornito i dati relativi agli anni 2012-2013 per mortalità e ospedalizzazioni. Per queste ultime, tuttavia, non è stato possibile ottenere il dato relativo al giorno del ricovero e questo ha impedito la selezione dei ricoveri urgenti, indispensabile ai fini del calcolo di un impatto sulla salute che si presume sia a breve termine. Non è stato quindi possibile utilizzare le informazioni degli abitanti in Milano per stimare l'impatto sulla salute della popolazione residente. ASL Milano 1 ha, invece, reso disponibili i dati 2012-2013 per i decessi e 2012-2014 per i ricoveri ospedalieri.

Tenendo quindi conto dei dati complessivamente a disposizione, gli eventi sanitari previsti per il periodo in studio sono stati calcolati, su base storica, come medie degli eventi sanitari osservati:

- nel periodo 2007-2013 per i decessi del territorio di entrambe le ASL,
- nel periodo 2007-2014 per i ricoveri del territorio di ASL Milano 1 e nel periodo 2007-2011 (dato già utilizzato per la VIS della fase di Cantiere) per i ricoveri del territorio di ASL Milano.

Gli eventi sanitari annui predetti per il periodo in studio in ciascun comune sono riportati in Tabella 5.

Tabella 5: Eventi sanitari annui predetti come baseline nella popolazione inclusa nella valutazione, suddivisi per comune.

Comune	Mortalità [§]			Ricoveri ^{§§}		
	Naturale	Cardiovascolare	Respiratoria	Cardiaci	Cerebrovascolari	Respiratori
Arese	144,2	52,1	12,1	117,3	35,5	68,2
Baranzate	46,7	12,7	3,8	57,0	12,3	35,4
Bollate	317,5	96,5	26,2	329,8	89,2	228,5
Milano (<i>buffer</i>)	1.056,0	347,9	88,7	955,8	338,8	665,2
Novate M.se	161,2	50,7	12,9	154,5	53,5	88,6
Pero	74,1	24,8	5,9	75,1	27,0	52,8
Rho	452,9	156,3	37,9	376,2	119,3	237,1
TOTALE	2.252,6	741	187,5	2.065,7	675,6	1.375,8

[§] Media degli eventi sanitari osservati nel periodo 2007-2013

^{§§} Media degli eventi sanitari osservati nel periodo 2007-2014 ad eccezione del comune di Milano (media 2007-2011)

Nell'area in studio si prevedono quindi, complessivamente, circa 2.252 decessi per cause naturali, di cui 741 per cause cardiovascolari e quasi 188 per cause respiratorie. Sul fronte dei ricoveri, gli eventi previsti su base storica ammontano a 2.065,7 ospedalizzazioni per patologie cardiache, 675,6 per cause cerebrovascolari e 1.375,8 per cause respiratorie.

Risultati

Ricadute al Suolo di PM₁₀ e NO₂ da Traffico Emessi durante la Fase di Esercizio

Le misure sintetiche di ricadute al suolo (media e mediana) della fase in studio per entrambi gli inquinanti sono state confrontate con le analoghe misure stimate per la fase di Cantiere, onde evidenziare eventuali variazioni tra le due fasi. Vengono riportate entrambe le misure di tendenza centrale per facilitare il confronto con i risultati presentati in precedenza (29).

La Tabella 6 riporta le variazioni di concentrazione al suolo di PM₁₀ per ognuno dei sei territori comunali dell'area in studio, oltre che per il *buffer* di 3 km della città di Milano.

Tabella 6: Stima delle ricadute al suolo di PM₁₀ durante le fasi di Esercizio e Cantiere e relativo confronto.

Comune	Esercizio		Cantiere		Δ (E – C)	
	Media	Mediana	Media	Mediana	Media	Mediana
Arese	0,047	0,042	0,369	0,277	-0,322	-0,235
Baranzate	0,052	0,042	1,630	1,186	-1,578	-1,144
Bollate	0,019	0,006	0,297	0,231	-0,278	-0,225
Milano (<i>buffer</i>)	0,067	0,055	0,930	0,246	-0,863	-0,191
Novate Milanese	0,036	0,037	0,361	0,320	-0,325	-0,283
Pero	0,067	0,057	0,488	0,365	-0,421	-0,308
Rho	0,057	0,047	0,447	0,148	-0,39	-0,101
Media di Area	0,049	0,041	0,646	0,396	-0,597	-0,355

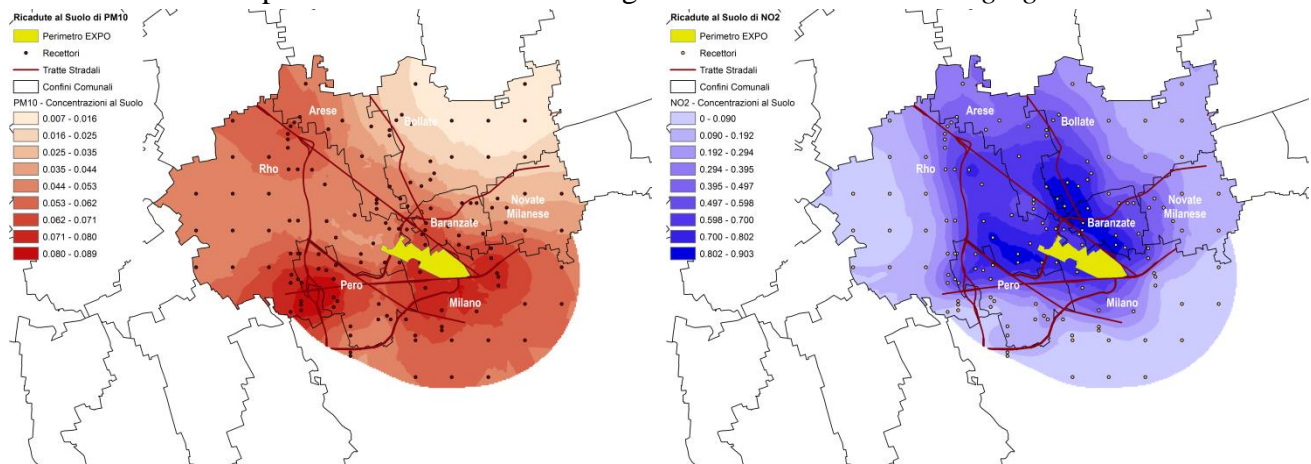
Similmente, la Tabella 7 riporta le variazioni di concentrazione al suolo di NO₂, così come le analoghe misure stimate per la fase di Cantiere.

Tabella 7: Stima delle ricadute al suolo di NO₂ durante le fasi di Esercizio e Cantiere e relativo confronto.

Comune	Esercizio		Cantiere		Δ (E - C)	
	Media	Mediana	Media	Mediana	Media	Mediana
Arese	0,554	0,501	0,579	0,510	-0,025	-0,009
Baranzate	0,684	0,792	0,802	0,765	-0,118	0,027
Bollate	0,469	0,517	0,436	0,255	0,033	0,262
Milano (<i>buffer</i>)	0,283	0,013	0,074	0	0,209	0,013
Novate Milanese	0,270	0,177	0,046	0	0,224	0,177
Pero	0,414	0,480	0,331	0,255	0,083	0,225
Rho	0,409	0,487	0,199	0	0,210	0,487
Media di Area	0,440	0,424	0,352	0,255	0,088	0,169

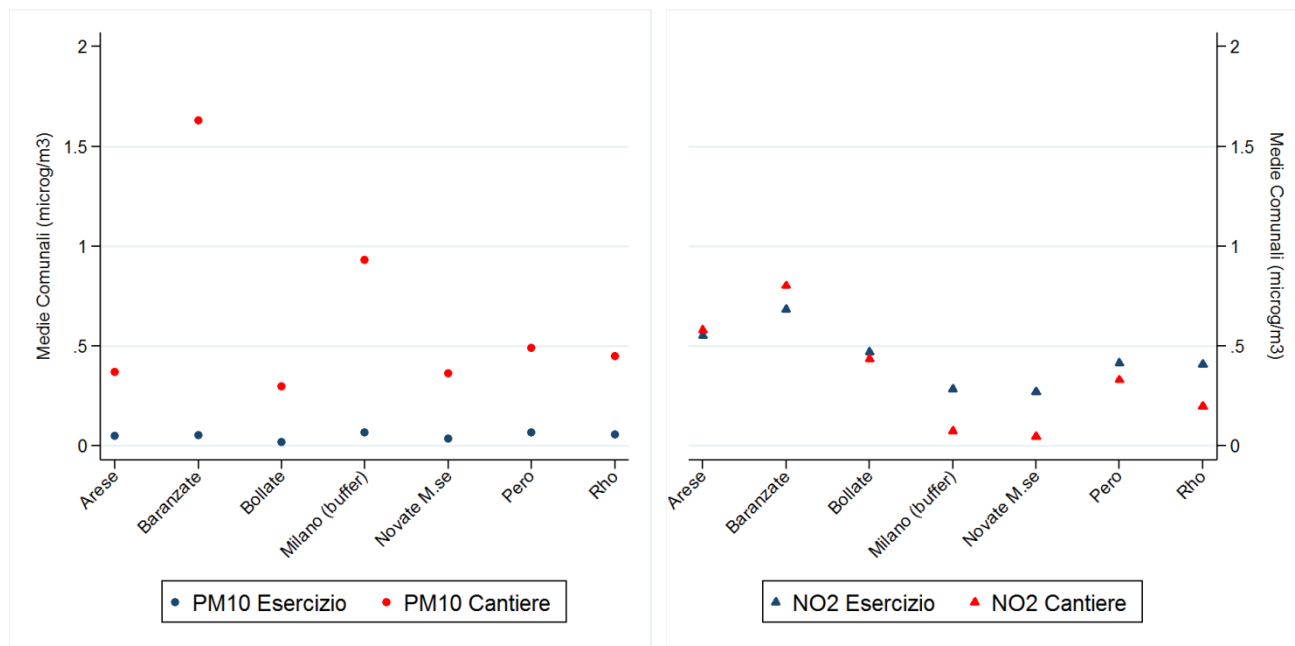
Le differenze tra le due misure di tendenza centrale, che si possono notare per entrambi gli inquinanti, dipendono dalla distribuzione sul territorio comunale dei recettori del modello di dispersione: i recettori prossimi alle sorgenti emissive (che, per la fase in studio, sono rappresentate dalle tratte stradali principali) registreranno valori di ricadute al suolo più elevati, che andranno diminuendo man mano che ci si allontana da esse (Figura 12).

Figura 12: Variazioni al suolo di PM₁₀ e NO₂ stimate dal modello di dispersione nell'area circostante il sito espositivo. Elaborazione cartografica effettuata tramite *kriging*.



Se si confrontano le medie comunali delle concentrazioni dei due inquinanti in entrambe le fasi (Figura 13), si può notare che le ricadute al suolo di PM₁₀ stimate per la fase di Esercizio sono inferiori, di diversi ordini di grandezza, a quelle stimate per la fase di Cantiere. Al contrario, le concentrazioni stimate di NO₂ risultano, in media, più alte durante la fase di Esercizio anche se con differenze meno eclatanti tra i due scenari.

Figura 13: Confronto delle medie comunali di ricadute al suolo di PM₁₀ e NO₂ nelle fasi di Cantiere e di Esercizio.



Tali risultati confermano, in certo modo, quanto ci si poteva attendere. In merito a PM₁₀, infatti, è necessario richiamare che le sorgenti dell'inquinante differiscono nei due scenari. Durante la fase di Cantiere la maggior parte delle emissioni di particolato era da attribuire al risollevarsi di materiale pulverulento causato dal passaggio di mezzi pesanti su strade non asfaltate (33), mentre durante i mesi dell'Esercizio si considera come sorgente principale di particolato il traffico veicolare generato dai visitatori diretti ai varchi di accesso al sito espositivo o ai connessi parcheggi remoti. Pur essendo il traffico veicolare una delle principali sorgenti di particolato nei grandi centri urbani (54), non è difficile comprendere perché l'ordine di grandezza delle emissioni sia superiore nel momento in cui ci si riferisca a risollevarsi e dispersione di terra nell'atmosfera. Questo è anche confermato da numerosi studi d'identificazione e quantificazione delle sorgenti di PM₁₀ in ambito urbano che identificano come più rilevante la sorgente crostale (risospensione di polveri dal suolo o dalle rocce) rispetto al traffico veicolare, soprattutto durante il periodo estivo (55-58). C'è da considerare, inoltre, che la maggior parte dei mezzi che interessano la fase di Esercizio sono automobili, le cui emissioni di PM₁₀ sono le più basse tra i veicoli in circolazione (59).

Per NO₂, invece, la sorgente emissiva è sempre costituita da traffico veicolare ma la tipologia di veicoli differisce nei due scenari: mezzi pesanti e navette di trasporto delle manovalanze durante la fase di Cantiere; prevalentemente autoveicoli e, in misura minore, autobus (granturismo e navetta) durante la fase di Esercizio. Anche in questo caso è facilmente intuibile come volumi di traffico superiori durante la fase di Esercizio generino in media emissioni, e quindi ricadute al suolo, di NO₂ superiori rispetto alla fase di Cantiere.

Secondo quanto esposto in precedenza, per procedere al calcolo delle stime d'impatto è necessario arrivare a una misura di esposizione che tenga conto sia dell'inquinamento *background* dell'area in studio sia del contributo aggiuntivo derivante dal traffico veicolare dei visitatori diretti al sito espositivo. A tale scopo è stato necessario sommare le singole stime comunali (medie) ottenute dai modelli (Tabelle 6 e 7) alle medie comunali di PM₁₀ e NO₂ rilevate dalle centraline di ARPA Lombardia. Nello scenario controfattuale di riferimento (*ante-operam* 2011), la media annuale di PM₁₀ era pari a 41,8µg/m³ in ciascuno dei sei comuni (una sola centralina disponibile) e 48,6µg/m³ per l'area in studio della città di Milano. Per NO₂ era stata invece misurata una media annuale pari a 57,6µg/m³ in ciascuno dei sei comuni (media delle tre centraline disponibili) e 58µg/m³ per il *buffer* di Milano.

In Tabella 8 si riportano le stime complessive ottenute dalla somma delle due componenti espositive sopra descritte.

Tabella 8: Stima complessiva di esposizione a PM₁₀ e NO₂ durante la fase di Esercizio.

Comune	Stima complessiva (µg/m ³)	
	PM ₁₀	NO ₂
Arese	41,8	58,2
Baranzate	41,9	58,3
Bollate	41,8	58,1
Milano (<i>buffer</i>)	48,7	58,3
Novate Milanese	41,8	57,9
Pero	41,9	58,0
Rho	41,9	58,0

Il territorio che sperimenta i livelli maggiori di PM₁₀ è quello milanese, con 48,7µg/m³ complessivi stimati, mentre per NO₂ le stime complessive variano entro un intervallo limitato che va da un minimo di 57,9µg/m³ (Novate Milanese) a un massimo di 58,3µg/m³ (Baranzate e Milano).

Impatto sulla Salute delle Ricadute al Suolo di PM₁₀ e NO₂

La Tabella 9 riporta il numero di eventi sanitari (decessi e ricoveri) attribuibili in un anno alle emissioni di PM₁₀ o NO₂ previste durante la fase di Esercizio (per facilitare l'interpretazione dei risultati si riportano anche gli eventi sanitari attribuibili ad inquinamento atmosferico riconducibile alle attività della fase di Cantiere).

Si può osservare che, di tutti gli eventi sanitari previsti nel corso del 2015, 0,11 decessi annui possono essere attribuiti ai livelli di PM₁₀ eccedenti le concentrazioni medie della fase *ante-operam*: di questi 0,03 sono decessi per cause cardiovascolari e 0,01 per cause respiratorie. Sul fronte dei ricoveri ospedalieri, gli eventi annui attribuibili sono 0,03, 0,01 e 0,11 per ricoveri cardiaci, cerebrovascolari e respiratori, rispettivamente.

Gli eventi sanitari attribuibili a livelli di NO₂ che superano le concentrazioni medie della fase *ante-operam* risultano essere di alcuni ordini di grandezza più elevati rispetto a quelli attribuibili a PM₁₀. Si osservano, infatti, 1,45 decessi per cause naturali, di cui 0,56 per cause cardiovascolari e 0,06 per cause respiratorie, 1,14 ricoveri per cause cardiache, 0,37 ricoveri per patologie cerebrovascolari e 0,82 ricoveri per cause respiratorie.

Tabella 9: Eventi sanitari annui (e relativi IC95%) attribuibili al Δ tra concentrazioni medie annuali di PM₁₀ e NO₂ nella fase ANTE-OPERAM (anno 2011) e concentrazioni medie annuali di PM₁₀ e NO₂ stimate per la fase CANTIERE o per la fase ESERCIZIO.

Tipo di Evento	PM ₁₀		NO ₂	
	CANTIERE	ESERCIZIO	CANTIERE	ESERCIZIO
Decessi				
Naturali	0,54 (0,30 ; 0,77)	0,11 (0,06 ; 0,16)	0,36 (0,24 ; 0,47)	1,45 (0,97 ; 1,92)
Cardiovascolari	0,13 (0,00 ; 0,26)	0,03 (0,00 ; 0,06)	0,14 (0,07 ; 0,20)	0,56 (0,30 ; 0,82)
Respiratori	0,04 (0,00 ; 0,11)	0,01 (0,00 ; 0,02)	0,01 (0,00 ; 0,04)	0,06 (0,00 ; 0,20)
Ricoveri				
Cardiaci	0,14 (0,00 ; 0,39)	0,03 (0,00 ; 0,08)	0,29 (0,16 ; 0,41)	1,14 (0,63 ; 1,64)
Cerebrovascolari	0,05 (0,00 ; 0,19)	0,01 (0,00 ; 0,04)	0,08 (0,02 ; 0,14)	0,37 (0,09 ; 0,65)
Respiratori	0,51 (0,32 ; 0,70)	0,11 (0,07 ; 0,16)	0,19 (0,09 ; 0,28)	0,82 (0,41 ; 1,23)

NB: Limite inferiore IC95% posto a 0 quando negativo

I corrispondenti tassi di eventi attribuibili per 100.000 abitanti (*Attributable Community Rate, ACR*) durante la fase di Esercizio sono:

0,05, 0,01 e 0,00 per PM₁₀ e decessi naturali, cardiovascolari e respiratori;

0,01, 0,01 e 0,05 per PM₁₀ e ricoveri cardiaci, cerebrovascolari e respiratori;

0,61, 0,24, 0,03 per NO₂ e decessi naturali, cardiovascolari e respiratori;

0,48, 0,16, 0,35 per NO₂ e ricoveri cardiaci, cerebrovascolari e respiratori.

Come atteso, si osservano valori più elevati di eventi sanitari attribuibili all'esposizione a NO₂ legati, prevalentemente, ai più elevati livelli di ricadute al suolo stimati per questo inquinante.

La Tabella 10 riporta il numero di eventi sanitari annui che possono essere attribuiti al superamento del limite di concentrazione media annuale di PM₁₀ o NO₂ stabilito dall'Unione Europea (40µg/m³).

Tabella 10: Eventi sanitari annui (e relativi IC95%) attribuibili al Δ tra limite UE per PM₁₀ e NO₂ (40µg/m³) e concentrazioni medie annuali di PM₁₀ e NO₂ stimate per la fase CANTIERE o per la fase ESERCIZIO.

Tipo di Evento	PM ₁₀		NO ₂	
	CANTIERE	ESERCIZIO	CANTIERE	ESERCIZIO
Decessi				
Naturali	11,06 (6,20 ; 15,90)	10,48 (5,87 ; 15,06)	69,34 (46,88 ; 91,57)	71,10 (48,07 ; 93,89)
Cardiovascolari	2,69 (0,00 ; 5,43)	2,50 (0,00 ; 5,05)	27,24 (14,60 ; 39,65)	27,49 (14,73 ; 40,01)
Respiratori	0,90 (0,00 ; 2,21)	0,88 (0,00 ; 2,17)	2,88 (0,00 ; 8,97)	3,07 (0,00 ; 9,56)
Ricoveri				
Cardiaci	2,81 (0,00 ; 7,87)	2,69 (0,00 ; 7,55)	55,09 (30,88 ; 79,01)	55,59 (31,16 ; 79,73)
Cerebrovascolari	1,17 (0,00 ; 4,17)	1,13 (0,00 ; 4,06)	17,89 (4,44 ; 31,06)	18,54 (4,60 ; 32,18)
Respiratori	10,89 (6,84 ; 14,92)	10,77 (6,76 ; 14,75)	36,94 (18,65 ; 54,96)	40,29 (20,34 ; 59,95)

NB: Limite inferiore IC95% posto a 0 quando negativo

Come si può notare, l'ordine di grandezza dell'impatto calcolato rispetto a questo scenario di esposizione controfattuale è di gran lunga maggiore dell'impatto stimato rispetto alle concentrazioni in fase *ante-operam*.

Si ricorda che per ottenere una stima complessiva d'esposizione da utilizzare nel calcolo dell'impatto è stata scelta come misura sintetica di ricaduta al suolo la media di ogni comune. Volendo condurre un'analisi di sensibilità, è stata utilizzata anche la mediana comunale senza che questo modificasse sensibilmente i risultati.

Discussione

Il presente studio di valutazione ha stimato l'impatto che l'esposizione universale EXPO 2015 potrebbe avere sulla salute della popolazione generale, residente in un'area circostante il sito espositivo. I risultati indicano che il contributo delle emissioni derivanti dal traffico indotto dall'evento alle concentrazioni d'inquinanti (PM₁₀ e NO₂) nell'atmosfera dell'area indagata è rilevabile ma di modesta entità, con valori di ricadute al suolo che variano da 0,019µg/m³ a 0,067µg/m³ per PM₁₀ e da 0,27µg/m³ a 0,68µg/m³ per NO₂.

Sulla base delle informazioni in nostro possesso, questo studio rappresenta il primo esempio di Valutazione di Impatto Sanitario (VIS) propriamente intesa (ovvero svolta prima dell'evento in esame), riferita a un evento di massa e che fornisca stime quantitative in termini di eventi sanitari attribuibili all'evento stesso. Altri studi hanno precedentemente analizzato situazioni analoghe all'esposizione universale oggetto della nostra indagine (come ad es. olimpiadi e altri eventi sportivi). Tuttavia, le stime quantitative di impatto vengono prodotte solamente in quelle analisi che si collocano temporalmente dopo l'evento (60,61), mentre gli studi svolti "in vista" dell'evento, e quindi antecedenti, restituiscono considerazioni perlopiù qualitative (20,21).

Il nostro studio rappresenta, inoltre, un tentativo di applicazione rigorosa e scientificamente documentata delle "Linee Guida per la componente Salute Pubblica degli Studi di Impatto Ambientale", emanate da Regione Lombardia (10), la cui struttura concettuale ricalca, in gran parte, quanto proposto dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (11). Le "Linee Guida" lombarde citano pregresse esperienze di valutazione di impatto sanitario condotte sul territorio italiano, che sono, però, prevalentemente riferite al contributo di inquinamento attribuibile a grandi stabilimenti industriali, difficilmente paragonabili alla situazione qui in studio. Si fa riferimento anche ad alcune esperienze internazionali ma, come le stesse "Linee Guida" affermano, *«i percorsi proposti in sede internazionale sono prevalentemente orientati alla valutazione delle politiche e non alla valutazione di singoli interventi strutturali»*. Obiettivo del presente studio è stato, invece, valutare l'impatto sanitario di un singolo intervento o, più correttamente, delle diverse modificazioni ambientali legate a un unico evento di importanti dimensioni.

In sintesi, le stime dell'impatto che la manifestazione potrebbe avere sulla salute della popolazione residente possono essere così quantificate: 0,11 decessi annui e 0,15 ricoveri ospedalieri cardio-cerebro-vascolari e respiratori annui aggiuntivi per esposizione a PM₁₀; 1,45 decessi annui e 2,33 ricoveri ospedalieri cardio-cerebro-vascolari e respiratori annui aggiuntivi per esposizione a NO₂.

Questi eventi sanitari rappresentano solamente una piccola percentuale ($\approx 1-2\%$) degli eventi sanitari aggiuntivi che si verificano per il superamento dei limiti stabiliti dall'Unione Europea per PM_{10} e NO_2 ($40\mu g/m^3$). Tale constatazione dà risalto all'evidenza che l'area di residenza della popolazione è caratterizzata da livelli medi annuali *background* di PM_{10} e NO_2 elevati rispetto ai valori di riferimento UE; le concentrazioni medie annuali particolarmente elevate per NO_2 potrebbero indicare il traffico nelle immediate vicinanze quale preponderante fonte d'inquinamento atmosferico.

Va considerato, inoltre, che l'area in studio è caratterizzata anche da effetti sanitari dell'esposizione ad inquinanti atmosferici più elevati che altrove in Lombardia. Si consideri, ad esempio, la variazione percentuale di decessi naturali per incremento di $10\mu g/m^3$ di PM_{10} (+0,93%), calcolata come una delle stime d'effetto della presente valutazione. In un precedente studio (1), analisi condotte sulla sola città di Milano o sull'intero territorio lombardo hanno restituito variazioni percentuali di mortalità naturale per esposizione a PM_{10} ben inferiori (+0,63% e +0,30%, rispettivamente). Viene pertanto ancora una volta sottolineato che la popolazione indagata nella presente indagine risiede in un'area in cui i livelli di inquinanti atmosferici e i loro effetti sulla salute rappresentano una chiara criticità.

Se si confrontano le stime d'impatto sulla salute della fase in studio con quelle relative alla precedente fase di Cantiere, i risultati si comportano specularmente a seconda dell'inquinante considerato. Per PM_{10} , infatti, l'ordine di grandezza degli eventi sanitari attribuibili all'inquinante nella fase di Esercizio è di circa 4 volte inferiore rispetto alla fase di Cantiere. Viceversa, quando si considera NO_2 , l'impatto è di circa 4 volte superiore nella fase più recente, rispetto a quella immediatamente precedente. Per interpretare questi risultati è necessario richiamare sia l'intensità dell'effetto stimato nella fase *ante-operam* per i due inquinanti, sia le diverse previsioni di ricadute al suolo stimate dai modelli di dispersione nelle diverse fasi. Per PM_{10} , infatti, i modelli hanno restituito valori di ricadute al suolo di molto inferiori nella fase di Esercizio rispetto alla fase di Cantiere, e le stime d'impatto "seguono" questa riduzione. Al contrario, per NO_2 i modelli restituiscono valori di ricadute al suolo non così dissimili tra le due fasi, anche se la fase di Esercizio vede una media complessiva di concentrazione d'inquinante lievemente superiore. Ciononostante, questo pur lieve incremento medio tra le due fasi si applica a funzioni concentrazione-risposta di magnitudo superiore rispetto all'altro inquinante in studio (si consideri, ad esempio, la variazione percentuale di mortalità per tutte le cause associata a incrementi di PM_{10}

[0,93%] e di NO₂ [1,78%]), portando ad una stima di eventi sanitari attribuibili di maggiore entità rispetto alla fase di Cantiere.

Nella presente indagine è stato scelto di fondare il calcolo dell'impatto sanitario su stime d'effetto che fossero basate sull'inquinamento misurato nell'area allo studio e sull'andamento dei fenomeni 'mortalità' e 'ricoveri ospedalieri' nella popolazione interessata. Tale decisione è stata guidata dalla constatazione che altre stime di effetto di PM₁₀ e NO₂ su mortalità e ricoveri, proposte dalla letteratura scientifica, sono state condotte in ambienti e popolazioni diverse cui può essere attribuito un valore 'generale' e non specifico per l'area in studio. Si è pertanto ritenuto più opportuno compiere stime *ad hoc*. Supportano tale scelta l'elevata numerosità di soggetti inclusi nel calcolo delle stime di effetto (N ≈ 1,4 milioni) e la possibilità di assegnare a ciascun soggetto incluso la propria esposizione media sulla base del comune di residenza.

Relativamente ai possibili limiti del nostro studio, è opportuno sottolineare che le previsioni relative al traffico indotto dall'evento (così come le stime dei tassi di emissione previsti nella fase di Cantiere), inserite come dati di input nei nostri modelli di dispersione, sono state prodotte da precedenti studi di impatto ambientale (33,34): su queste analisi è stato possibile unicamente condurre un generale controllo di qualità e verificarne la robustezza dell'impianto metodologico.

Considerazioni Conclusive

Il lavoro condotto e i risultati acquisiti nel corso del progetto di Valutazione di Impatto Sanitario di EXPO 2015, relativa in particolare alla fase di Esercizio, indicano che:

- esiste un contributo aggiuntivo delle emissioni prodotte da EXPO durante il periodo di Esercizio ai livelli medi di PM₁₀ e NO₂ nell'area interessata la cui entità è tuttavia modesta. L'area in studio è già di per sé caratterizzata da livelli medi annuali *background* di PM₁₀ e NO₂ elevati rispetto ai valori di riferimento UE di 40µg/m³ e precisamente medie annuali di PM₁₀ varianti da 41,8µg/m³ a 48,6µg/m³; e per NO₂ da 57,6µg/m³ a 58,0µg/m³. Durante la fase di Esercizio le medie annuali di inquinanti variano da 41,8µg/m³ a 48,7µg/m³ per PM₁₀, e da 57,9µg/m³ a 58,3µg/m³ per NO₂;
- gli eventi sanitari in eccesso attribuibili all'incremento delle concentrazioni di PM₁₀ in fase di Esercizio rispetto all'*ante-operam* non superano l'unità (1,0) per le cause considerate; per

NO₂, gli eventi in eccesso stimati corrispondono a circa 1,5 decessi per cause naturali e circa 2,3 ricoveri ospedalieri per tutte le cause considerate.

Il contributo di EXPO alle concentrazioni d'inquinanti (PM₁₀ e NO₂) nell'atmosfera dell'area indagata è, dunque, rilevabile e la sua entità può essere definita moderata. Il fatto che le concentrazioni d'inquinanti dovute all'evento ricadano in un'area con valori *background* d'inquinamento già di per sé elevati va interpretato alla luce della documentata esistenza di una relazione dose-risposta secondo la quale a ogni incremento d'esposizione corrisponde un incremento della frequenza degli effetti sulla salute. Tale considerazione continua a motivare le più rigorose misure di controllo delle emissioni e la loro permanente, attenta verifica.

VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI E DEGLI IMPATTI SULLA SALUTE DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO IN REGIONE LOMBARDIA (ESSIA)

Premessa

Il Nord Italia si colloca tra le aree più inquinate del continente europeo (62). La Lombardia rappresenta l'epicentro geografico ed economico di quest'area, con più di 10 milioni di residenti e il più alto prodotto interno lordo per abitante della penisola (63). La maggior parte delle sue principali città si colloca nel bacino del fiume Po, che attraversa l'intera regione. Tale bacino è delimitato su tre lati da catene montuose, il che comporta un ricambio d'aria molto ridotto. La velocità del vento misurata in pianura padana è tra le più basse in Europa, elemento che provoca frequenti fenomeni d'inversione termica e intrappolamento di smog e inquinamento in prossimità del suolo. In Lombardia, inoltre, si contano molti impianti produttivi industriali e piccole e medie imprese, per le quali il trasporto su strada è componente essenziale per la sopravvivenza (gli impianti di combustione non industriale e il trasporto su strada rappresentano più del 60% delle sorgenti emissive di materiale particolato nella regione, Tabella Supplementare 1). Complessivamente, il contesto geografico poco favorevole, le caratteristiche climatiche, l'uso del suolo e le sorgenti emissive creano, in Lombardia, elevati livelli di inquinamento atmosferico.

Gli effetti sanitari a breve termine dell'esposizione a inquinamento atmosferico sono ben noti. Molti studi hanno documentato, in Europa e altrove, un'associazione tra concentrazioni al suolo di inquinanti particolati e gassosi ed effetti sulla salute, quantificati come decessi e/o ricoveri ospedalieri (28,64-70). Il *Global Burden of Disease Study 2010* ha verificato come l'inquinamento atmosferico *outdoor*, sotto forma di particelle sottili, è la nona causa di morte prematura e disabilità nel mondo (71) e si colloca al primo posto tra i fattori di rischio ambientali per la salute (72). Sono molti gli effetti sanitari finora indagati in letteratura. Gli effetti respiratori e, specialmente, cardiovascolari (in termini di mortalità e ricoveri ospedalieri) sono supportati da forti evidenze di associazione con l'esposizione a inquinamento atmosferico (73,74).

Precedenti analisi sull'esposizione a materiale particolato e mortalità per tutte le cause hanno già affrontato il tema degli effetti sanitari dell'esposizione a inquinamento atmosferico (1), tenendo anche conto del pendolarismo (o "mobilità") dei soggetti residenti come fonte di variabilità (2). Questi studi hanno mostrato un chiaro effetto dell'esposizione a PM₁₀ sulla mortalità per tutte le cause, con valori massimi osservati nella città di Milano. Nel presente studio abbiamo esteso il numero di cause e inquinanti atmosferici considerati. Abbiamo selezionato le aree lombarde più inquinate e densamente popolate, la cui esposizione a materiale particolato con diametro

aerodinamico $\leq 10 \mu\text{m}$ (PM₁₀) e biossido di azoto (NO₂) è misurata da una rete di centraline di monitoraggio della qualità dell'aria, e esaminato gli effetti a breve termine dell'inquinamento sulla mortalità per tutte le cause e su decessi e ricoveri ospedalieri causa-specifici

Materiali e Metodi

Dati

Sono stati presi in considerazione dati di inquinamento atmosferico, mortalità e ricoveri ospedalieri per il periodo 2003-2006 per 18 aree: 16 città con più di 50.000 abitanti, 1 centro urbano rappresentativo della regione alpina (Sondrio), e tutti i comuni della provincia agricola di Lodi collassati in un'unica serie temporale (Figura 14). La rete delle centraline di monitoraggio della qualità dell'aria di ARPA Lombardia ha fornito le serie storiche delle misurazioni di PM₁₀ e NO₂ (livelli di concentrazione *background*) e dei valori di temperatura e umidità relativa.

Separatamente per ciascun'area, abbiamo considerato le stazioni di monitoraggio che non fossero influenzate dal traffico e collocate all'interno dei confini comunali. Abbiamo quindi imputato i valori giornalieri mancanti di ciascuna centralina utilizzando le concentrazioni misurate dalle rimanenti centraline dell'area, ottenendo quindi le serie storiche giornaliere dei livelli d'inquinante per ciascun'area calcolando la media dei dati sulle centraline disponibili (28). I dati sulla mortalità sono stati ottenuti tramite i registri di mortalità regionali. Sono stati quindi selezionati i decessi per tutte le cause naturali, escluse le cause violente (codici ICD9 < 800) e, tra questi, quelli dovuti a cause cardiovascolari (ICD9: 390-459) e respiratorie (ICD9: 460-519). Per ogni area, ci siamo focalizzati sul numero giornaliero di decessi causa-specifici che si siano verificati tra la popolazione residente all'interno dell'area stessa. I dati sui ricoveri ospedalieri sono stati ottenuti dalle Schede di Dimissione Ospedaliera (SDO) rese disponibili dalle Direzioni Generali delle ASL coinvolte per il territorio di competenza. Abbiamo considerato quei ricoveri che indicassero, come diagnosi di dimissione, patologie cardiache (ICD9CM: 390-429), cerebrovascolari (ICD9CM: 430-439) e respiratorie (ICD9CM: 460-469, 480-519, escluso 487). Per ciascun'area, ci siamo focalizzati sul numero giornaliero di ricoveri causa-specifici che si siano verificati, tra la popolazione residente, in ospedali localizzati all'interno dell'area di residenza stessa o in comuni compresi entro 10 km dal suo confine.

Stime d'Effetto

L'analisi dell'effetto a breve termine di PM₁₀ e NO₂ su mortalità e ricoveri si è articolata in due passaggi: in primo luogo si sono ottenute stime specifiche di effetto per tutte le 18 (NO₂) o 13

(PM₁₀) aree, utilizzando modelli lineari generalizzati con distribuzione di Poisson sul numero giornaliero di eventi sanitari (decessi o ricoveri); successivamente queste stime di effetto sono state combinate in una meta-analisi Bayesiana a effetti casuali. È stato possibile applicare quest'approccio allo studio dell'effetto dell'inquinamento sulla mortalità totale e sui ricoveri causa-specifici.

Per quanto riguarda invece la mortalità causa-specifica, non è stato possibile ottenere stime di prima fase affidabili per problemi di convergenza dell'algoritmo di stima in presenza di un numero esiguo di eventi giornalieri nelle città più piccole. In questo caso si è quindi optato per un'unica analisi sui dati di tutte le aree (si veda il paragrafo "Analisi *case-crossover*" per maggiori dettagli).

i. Analisi città-specifica

L'effetto degli inquinanti su ciascun'area è stato stimato specificando un modello Poisson sui conteggi giornalieri di eventi sanitari. Il modello è ben consolidato e simile a quello utilizzato per l'analisi dell'effetto a breve termine dell'inquinamento atmosferico in Italia nell'ambito dello studio MISA (28,75). L'analisi è stata condotta stratificando per età, secondo una classificazione in tre classi: 0-64, 65-74, 75+. Per rimuovere l'effetto confondente dell'andamento temporale di medio-lungo periodo e per tener conto della diversa influenza che la stagione può avere sulla salute in base all'età, abbiamo introdotto nel modello per l'analisi sulla mortalità degli indicatori di stagione per le prime due classi di età e una *spline* di regressione con 5 gradi di libertà per anno per la terza classe. Per quanto riguarda invece i ricoveri ospedalieri, si sono definite tre *spline* di regressione con 7, 5 e 7 gradi di libertà per anno per le classi di età 0-64, 65-74 e 75+, rispettivamente.

Per modellare la stagionalità di breve periodo, sono stati inclusi nel predittore lineare un indicatore delle festività e un indicatore del giorno della settimana (quest'ultimo in interazione con l'età quando si sono analizzati i ricoveri ospedalieri).

Il modello ha tenuto conto dell'effetto confondente età-specifico delle epidemie influenzali tramite una variabile *dummy* in interazione con la classe di età. I giorni di epidemia sono stati definiti come quei giorni in cui un'appropriata funzione lisciata della serie storica del numero giornaliero di ricoveri ospedalieri per influenza in Lombardia eccedeva una certa soglia.

Per controllare il confondimento legato alle condizioni meteorologiche sono state incluse nel modello sia la temperatura che l'umidità. Nell'analisi di mortalità, l'effetto della temperatura è stato modellato attraverso due termini lineari vincolati a incontrarsi a 21 °C per la temperatura media calcolata sui tre giorni precedenti a quello di interesse (lag 1-3) e un termine lineare sullo scarto tra la temperatura a lag 1-3 e la temperatura del giorno corrente. Nell'analisi dei ricoveri ospedalieri, l'effetto della temperatura è stato modellato attraverso un solo termine lineare per la temperatura

media nel giorno stesso e nei tre giorni precedenti. In entrambi i casi la temperatura è stata considerata nella sua interazione con la classe di età. L'umidità è stata inserita nel modello attraverso un termine lineare e un termine quadratico nell'analisi di mortalità, e attraverso un solo termine lineare nell'analisi dei ricoveri ospedalieri.

Per tener conto della diminuzione della popolazione a rischio durante la chiusura estiva delle grandi industrie è stato sempre incluso nei modelli un indicatore del periodo che va dal 15 luglio al 15 agosto.

L'esposizione a PM₁₀ e NO₂ è stata misurata come media dei valori d'inquinante del giorno corrente e del precedente (lag 0-1) per l'analisi di mortalità e come media dei valori del giorno corrente e dei tre giorni precedenti (lag 0-3) per l'analisi dei ricoveri ospedalieri. L'effetto dell'inquinamento atmosferico è stato modellato con un termine lineare. Per ogni inquinante sono stati specificati modelli separati (Figure Supplementari 1 e 2).

Oltre alla stima complessiva dell'effetto dei due inquinanti su mortalità e ricoveri ospedalieri, è stato stimato anche l'effetto specifico nelle tre classi di età e per stagione (stagione calda: 1 maggio-30 settembre; stagione fredda: 1 ottobre-30 aprile), includendo nei modelli variabili d'interazione appropriate.

ii. *Meta-analisi*

Nella seconda fase dell'analisi, le stime di effetto specifiche per ogni area sono state combinate in una meta-analisi Bayesiana a effetti casuali (76). Indicando con $\hat{\beta}_i$ e $\hat{\sigma}_i^2$ la stima dell'effetto dell'inquinante e la relativa varianza ottenute dal modello Poisson per l'area i-esima, il modello di meta-analisi a affetti casuali assume che:

$$\hat{\beta}_i = \beta_i + \varepsilon_i \quad \varepsilon_i \sim N(0, \hat{\sigma}_i^2)$$

$$\beta_i = \beta + u_i \quad u_i \sim N(0, \tau^2)$$

$i = 1, 2, \dots, n$,

dove n è il numero di aree in studio, β è l'effetto globale meta-analitico, β_i è l'effetto medio a livello di area, τ^2 rappresenta la variabilità dei β_i attorno a β , ovvero l'eterogeneità tra aree, ε_i e u_i sono termini casuali distribuiti normalmente e mutuamente indipendenti. In ambito classico le stime dei parametri β_i sono chiamate 'stime *shrunk*'. Tali stime possono essere viste come una sorta di media pesata tra le stime area-specifiche ottenute nella prima fase dell'analisi $\hat{\beta}_i$ e la stima

di effetto complessiva ottenuta dalla meta-analisi, ovvero la stima del parametro β : ogni stima area-specifica viene “spostata”, proporzionalmente alla sua varianza, verso la stima di effetto globale.

Le ‘stime *shrunk*’ sono più stabili delle stime specifiche per area perché utilizzano l’informazione complessiva, ma al tempo stesso, a differenza della stima di effetto meta-analitica, rispecchiano l’eterogeneità tra aree. In ambito Bayesiano, è possibile ottenere un’intera distribuzione a posteriori per le gli effetti specifici di area β_i . Le distribuzioni a posteriori dei parametri del modello sono state ottenute attraverso simulazioni MCMC, utilizzando il software WinBUGS (77).

Per valutare l’ammontare di eterogeneità nella meta-analisi si è calcolato l’indice I^2 , corrispondente alla percentuale di variabilità totale attribuibile alla varianza tra aree.

Abbiamo condotto meta-analisi separate per gli effetti di PM₁₀ e NO₂ su mortalità per tutte le cause naturali e ricoveri per patologie cardiache, cerebrovascolari e respiratorie.

Le stime d’effetto sono espresse in termini di variazioni percentuali di mortalità o ospedalizzazione associate a un incremento di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nella concentrazione di PM₁₀ o NO₂. Le distribuzioni a posteriori degli effetti complessivi e area-specifici derivanti dalla meta-analisi Bayesiana sono stati riassunti come media a posteriori con relativi intervalli di credibilità al 90% e 50% (ovvero, gli intervalli inclusi tra il 5° e il 95° percentile e il 1° e il 3° quartile della distribuzione a posteriori, rispettivamente) (78,79). Abbiamo anche ottenuto le distribuzioni a posteriori dell’indice I^2 (80).

iii. Analisi case-crossover

Per stimare l’effetto di PM₁₀ e NO₂ sulla mortalità causa-specifica è stato utilizzato un approccio *case-crossover* (81). Secondo uno schema di appaiamento *time-stratified*, il livello di esposizione registrato per ogni area in ciascun giorno in cui è avvenuto un decesso (caso) è stato confrontato con i livelli di esposizione rilevati negli stessi giorni della settimana entro lo stesso mese (controlli). Lo stesso si dica per i confondenti che variano entro l’insieme di giorni così definito. Questo tipo di approccio ci ha permesso di aggiustare “da disegno” per l’andamento temporale di medio e lungo periodo e per il giorno della settimana (82).

L’analisi è stata quindi condotta specificando un modello di regressione logistica condizionata su tanti strati quanti sono i giorni in cui è avvenuto almeno un decesso, attribuendo a ciascun strato un peso pari al numero di decessi osservati nel giorno definito come caso. La costruzione degli strati è stata effettuata separatamente per le tre classi di età: 0-64, 65-74, 75+. Al fine di riprodurre il più fedelmente possibile il modello di regressione di Poisson area-specifico, sono stati inclusi nel modello di regressione i seguenti termini: un indicatore di area, un indicatore di festività, un termine lineare e un termine quadratico per l’umidità, l’indicatore di influenza, due termini lineari vincolati

a incontrarsi a 21°C per la temperatura a lag 1-3 e un termine lineare per lo scarto tra la temperatura corrente e la media dei tre giorni precedenti, l'indicatore di diminuzione della popolazione a rischio durante il periodo estivo e infine il termine lineare per l'inquinante (lag 0-1). La stagionalità è in questo caso controllata "da disegno".

La stima di effetto dell'inquinante ottenuta con quest'approccio è quindi aggiustata per età, stagionalità e per tutti gli altri fattori di confondimento considerati nel modello di Poisson. Anche per la mortalità per causa è stato stimato l'effetto dell'inquinante per classe di età e per stagione. A questo scopo sono stati inseriti opportuni termini d'interazione nel modello di regressione logistica condizionata.

È opportuno esplicitare che, di fatto, un'analisi *case-crossover* che segue un approccio *time-stratified* definito come sopra è equivalente a una regressione di Poisson in cui si tenga conto della stagionalità tramite un termine d'interazione tra area, anno, mese e giorno della settimana (83).

Nonostante la scarsa numerosità degli eventi giornalieri, il modello è stabile poiché si basa sui dati di tutte le aree. Si sottolinea che questo approccio assume che l'effetto sia omogeneo tra le aree e restituisce un'unica stima di effetto media.

Le stime di effetto sono state quindi espresse come variazione percentuale di decessi per cause cardiovascolari o respiratorie associati ad un incremento di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nelle concentrazioni di PM_{10} o NO_2 , con i relativi intervalli di confidenza al 90% e al 50%.

Risultati

Popolazione ed Esposizioni

La popolazione residente nel sottoinsieme delle 13 aree considerate nell'analisi su PM_{10} rappresenta il 25% circa di tutta la popolazione lombarda (≈ 10 milioni di abitanti), mentre la popolazione residente nelle 18 zone dell'analisi su NO_2 rappresenta il 30% della popolazione regionale (Tabella 11). Il capoluogo, Milano, è l'area più grande e ha circa 1,3 milioni di abitanti (il 14% della popolazione regionale). Durante il periodo 2003-2006 il livello medio di PM_{10} sulle 13 aree era 45,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; le aree di Cremona, Lodi, Milano e Mantova hanno registrato medie annuali superiori a 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La media complessiva di NO_2 era 52,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; Milano, Monza, Cinisello Balsamo e Como hanno registrato valori superiori a 65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tabella 12).

Stime d'Effetto

La Tabella 13 mostra le variazioni percentuali di decessi e ricoveri ospedalieri con i relativi intervalli di credibilità/confidenza (ICr/IC) al 90% e al 50%, per ogni causa e inquinante. Le

Tabelle Supplementari 2 e 3 elencano le stime d'effetto a posteriori specifiche per ciascuna area. Nel testo a seguire si riportano le stime d'effetto meta-analitiche complessive.

Mortalità Naturale

La stima meta-analitica complessiva della variazione percentuale della mortalità naturale è risultata pari a 0,30 (ICr90%: -0,21; 0,70) per incrementi di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM_{10} . È emersa una lieve evidenza di eterogeneità tra aree ($I^2 = 4,33$, ICr90%: 0,11; 28,51), influenzata principalmente dalla stima d'effetto di Milano che ha mostrato una variazione percentuale area-specifica doppia rispetto a quella complessiva (0,63, ICr90%: 0,28; 1,02; ICr50%: 0,48; 0,78).

L'effetto di NO_2 sulla mortalità per tutte le cause è risultato maggiore (0,70, ICr90%: 0,20; 1,18); l'eterogeneità tra aree era trascurabile (mediana della distribuzione a posteriori dell'indice $I^2 = 0,62$, ICr90%: 0,03; 13,84).

Mortalità Causa-Specifica

In riferimento ai decessi cardiovascolari, abbiamo stimato una variazione pari a 0,30 (IC90%: -0,21; 0,82) per incrementi di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM_{10} , e una variazione pari a 1,12 (IC90%: 0,30; 1,95) per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di NO_2 . Per quanto riguarda invece i decessi per cause respiratorie, l'effetto è risultato quasi speculare, con una variazione di 1,64 (IC90%: 0,56; 2,72) per PM_{10} e di 0,46 (IC90%: -1,23; 2,18) per NO_2 .

Ricoveri Ospedalieri

Le stime meta-analitiche delle variazioni percentuali di ricoveri associate a incrementi di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM_{10} variavano da un minimo di 0,14 (ICr90%: -0,31; 0,56) per le patologie cardiache a un massimo di 0,77 (ICr90%: 0,31; 1,32) per le patologie respiratorie, con un incremento percentuale di ospedalizzazioni per cause cerebrovascolari collocato approssimativamente a metà tra i due estremi. L'ordine di grandezza delle medie a posteriori delle variazioni percentuali di ricoveri ospedalieri associate a esposizione a NO_2 era maggiore, oscillando tra 1,14 (ICr90%: 0,51; 1,83) per le patologie cardiache e 1,70 (ICr90%: 0,60; 2,66) per le patologie cerebrovascolari. L'eterogeneità tra aree per tutte le cause e per entrambi gli inquinanti è risultata generalmente bassa, con mediane a posteriori dell'indice I^2 che variavano da 0,29 (NO_2 e ricoveri respiratori) a 0,70 (NO_2 e ricoveri cardiaci) (Tabella Supplementare 4).

Analisi per Stagione e Classe d'Età

Le Figure 15 e 16 mostrano gli effetti su mortalità e ricoveri ospedalieri, rispettivamente, stratificati per stagione e classe d'età. Le medie a posteriori e gli intervalli di credibilità delle variazioni percentuali sono riportati nelle Tabelle Supplementari 5 e 6.

Stratificando per stagione, la variazione percentuale della mortalità naturale è risultata più alta in estate per entrambi gli inquinanti, con un "effetto stagione" maggiore per PM₁₀. Un andamento simile è stato osservato nei decessi causa-specifici, ad eccezione di mortalità respiratoria ed esposizione a NO₂. Considerando l'effetto del PM₁₀ sulla mortalità naturale e causa-specifica per classi di età (<65, 65-74, 75+), è emersa una debole evidenza che l'effetto aumenti all'aumentare dell'età, il che non accade osservando NO₂.

Anche in riferimento ai ricoveri ospedalieri, abbiamo osservato una differenza tra stagione estiva e invernale per tutte le cause, nonostante l'effetto sui ricoveri per cause cardiache sia apparso meno evidente. L'effetto di PM₁₀ sulle ospedalizzazioni per patologie respiratorie è risultato aumentare con l'età al ricovero, anche se non è stato osservato un andamento analogo nelle altre analisi. Per entrambi gli inquinanti, l'effetto sui ricoveri per cause cerebrovascolari è risultato più evidente nella prima (<65 anni) e seconda (65-74 anni) classe d'età, ma non nella classe più alta (75+).

Discussione

In questo studio sugli effetti a breve termine dell'esposizione a PM₁₀ e NO₂ a livello regionale, concentrazioni crescenti di inquinamento atmosferico sono risultate associate con un'aumentata frequenza di mortalità e ricoveri ospedalieri.

La mortalità naturale è risultata associata a entrambi gli inquinanti, con effetti lievemente maggiori per NO₂. Le variazioni percentuali stimate erano caratterizzate da maggior eterogeneità quando si è considerato PM₁₀, prevalentemente a causa dell'effetto più intenso di questo inquinante nella città di Milano.

L'effetto più alto di PM₁₀ sulla mortalità naturale a Milano potrebbe essere in parte giustificato dalle diverse sorgenti emissive dell'inquinante: nella provincia di Milano il 57% di tutte le tonnellate di PM₁₀ emesso nel 2005 erano attribuibili al trasporto su strada; in altre province questa proporzione era molto più bassa (da un massimo di 37% a Lodi a un minimo di 17% a Mantova, Tabella Supplementare 1). Diversi studi hanno specificatamente indagato l'associazione tra

inquinamento atmosferico da traffico veicolare e effetti avversi sulla salute (84,85). Sandrini e colleghi (86) hanno mostrato che il particolato di Milano è più ricco di carbonio elementare, considerato un buon *proxy* del PM derivante da fonti di combustione, specialmente gli scarichi diesel (87).

I decessi cardiovascolari si sono mostrati maggiormente associati a NO₂, mentre quelli respiratori a PM₁₀. I risultati sulla mortalità cardiovascolare sono in parte paragonabili a quelli di un recente studio condotto in otto metropoli cinesi, dove un incremento di 10 µg/m³ delle concentrazioni di PM₁₀ e NO₂ (media mobile di due giorni) è risultato significativamente associato ad aumenti di 0,36% e 1,30%, rispettivamente, nella mortalità giornaliera da coronaropatia (88). Risultati analoghi per la mortalità respiratoria sono stati osservati nello studio EpiAir, un'indagine multicentrica condotta su 24 città italiane, anche se le differenze tra gli effetti associati a PM₁₀ e NO₂ erano meno evidenti (10).

L'effetto di entrambi gli inquinanti è risultato più evidente nella stagione estiva, coerentemente con alcune indagini precedenti (28,89). È stato documentato che sia la temperatura sia il periodo dell'anno potrebbero giocare un ruolo di rilievo come modificatori d'effetto (90). Un'altra spiegazione verosimile risiede nel fatto che, durante la stagione estiva, le concentrazioni misurate dalle centraline di monitoraggio sono più rappresentative di un'esposizione reale: d'estate, infatti, la popolazione tende a passare più tempo all'aperto e a mantenere aperte le finestre, permettendo agli inquinanti atmosferici di entrare più facilmente nelle abitazioni. I maggiori effetti osservati nella stagione calda potrebbero anche essere legati alla minore mortalità *background* estiva, che comporta un aumento del numero di soggetti suscettibili (91).

L'andamento della mortalità al crescere dell'età non è emerso chiaramente, anche se l'effetto dell'esposizione a PM₁₀ sulla mortalità naturale è sembrato minore nella prima classe d'età (<65 anni). Questo risultato potrebbe semplicemente indicare che età più avanzate corrispondono, in media, a una maggiore prevalenza di fattori di rischio per la mortalità, che rendono gli individui più suscettibili all'effetto dell'esposizione a particolato (92).

Abbiamo osservato anche un'associazione tra inquinamento atmosferico e ricoveri ospedalieri. L'effetto è risultato più evidente per NO₂, analogamente a quanto già osservato in altri studi condotti in Italia (28,93,94). Tutte le stime meta-analitiche di variazione percentuale erano generalmente influenzate da bassa eterogeneità.

Anche per le ospedalizzazione, l'effetto era più evidente nella stagione estiva.

Abbiamo osservato che l'effetto del PM₁₀ sui ricoveri per patologie respiratorie aumentava con l'età. Alcuni indagini hanno evidenziato che *marker* infiammatori, come la Proteina C-Reattiva e il D-dimero, aumentano con l'età (95) e sono predittivi di esiti respiratori avversi, quali l'ipertensione polmonare arteriosa e l'ipertensione polmonare tromboembolica cronica (96). In aggiunta, altri studi hanno mostrato che il PM₁₀ produce stress ossidativo e aumenta la concentrazione di *marker* infiammatori in soggetti esposti (97). L'esposizione a PM₁₀ e l'aumento dei livelli di *marker* infiammatori associato all'età potrebbero contribuire a spiegare l'andamento osservato sui ricoveri da cause respiratorie. Da ultimo, come già osservato per la mortalità, classi di età più elevate corrispondono, in media, a categorie di soggetti con maggior prevalenza di fattori di rischio respiratori, che potrebbero agire come modificatori dell'effetto del PM₁₀ (98).

Per entrambi gli inquinanti, gli effetti sui ricoveri per patologie cerebrovascolari sono risultati più evidenti in soggetti con meno di 75 anni. Mentre le evidenze sull'associazione tra inquinamento atmosferico ed effetti cardiovascolari possono ormai considerarsi solide, meno studi hanno indagato gli effetti cerebrovascolari e le evidenze a supporto di un'associazione con l'esposizione a inquinanti atmosferici sono meno forti (99,100). Ciononostante, l'effetto più elevato di entrambi gli inquinanti in soggetti con meno di 75 anni è un risultato che necessita di ulteriori chiarimenti. Potrebbe anche indicare un'anticipazione dell'effetto dell'inquinamento in una popolazione esposta ad alte concentrazioni (101).

Lo studio presenta alcuni limiti. La scarsa numerosità dei decessi causa-specifici ha impedito di produrre stime meta-analitiche per la mortalità causa-specifica. Nell'analisi *case-crossover* condotta sull'intero *dataset*, non è stato possibile indagare l'eterogeneità tra aree. Non possiamo escludere del tutto la presenza di confondimento residuo per età, legato alla relativa ampiezza con cui sono state costruite le classi di età. In aggiunta, non è stato possibile condurre analisi specifiche su piccolo sottogruppi di soggetti potenzialmente ipersuscettibili (ad es. neonati e soggetti molto anziani). Le misurazioni degli inquinanti atmosferici sono state mediate sull'intera area, assumendo pertanto che tutti i soggetti residenti in una stessa area condividessero gli stessi livelli di esposizione ambientale. Da ultimo, si è tenuto conto approfonditamente della temperatura come confondente nei nostri modelli, ma il suo ruolo come possibile modificatore d'effetto dell'associazione tra inquinamento atmosferico ed effetti sanitari non è stato indagato nel dettaglio.

La nostra indagine ha anche punti di forza metodologici. Innanzitutto, i risultati sulla mortalità per tutte le cause e sui ricoveri causa-specifici sono stati ottenuti con tecniche di meta-analisi Bayesiana che sono in grado di garantire stime stabili, dato che sfruttano tutte le informazioni disponibili riflettendo, allo stesso tempo, le differenze tra aree (76). Dove non è stato possibile applicare tali tecniche, abbiamo condotto un'analisi *case-crossover* con un approccio *time-stratified*, che ci ha permesso di controllare “da disegno” per la maggior parte dei confondenti tipici degli studi di serie temporali sull'esposizione a inquinamento atmosferico (ad es. stagionalità, andamenti temporali di lungo termine e giorno della settimana) (82). In secondo luogo, le città selezionate rappresentano un campione non-opportunistico dell'intero territorio regionale. La maggior parte dei residenti lombardi vive in aree urbane e misurazioni di inquinamento atmosferico in città più piccole di quelle incluse sono spesso non disponibili o, comunque, imprecise. I nostri risultati possono quindi essere utilizzati con un buon livello di confidenza per fare inferenza sugli effetti dell'esposizione a inquinamento atmosferico nell'intera regione. Da ultimo, i nostri dati di esposizione derivano da centraline di monitoraggio fisse e non sono quindi influenzati dalle incertezze tipiche dei modelli di dispersione (102).

Conclusioni

In conclusione, il nostro studio ha fornito una caratterizzazione rigorosa dell'esposizione a inquinamento atmosferico e dei suoi potenziali effetti sulla salute umana in un regione territorialmente estesa e fortemente inquinata. Nel più ampio contesto delle valutazioni di impatto sanitario, i nostri risultati offrono informazioni importanti su cui basare politiche e interventi di sanità pubblica.

Tabelle e Figure

Tabella 11: Numero medio annuale di decessi e ricoveri ospedalieri nelle 18 aree incluse nello studio

Area	Popolazione media annuale	Numero medio di decessi annuali da specifiche cause naturali			Numero medio di ricoveri ospedalieri annuali da specifiche cause naturali		
		Tutte le cause	Cardiovascolari	Respiratorie	Cardiache	Cerebrovascolari	Respiratorie
Bergamo	115.078	1.064	401	73	669	228	428
Brescia	190.483	1.155	389	109	1.726	666	1.437
Busto Arsizio	78.305	614	259	54	603	231	399
Cinisello Balsamo	73.204	423	164	44	510	160	505
Como	81.385	698	253	76	627	279	551
Cremona	71.288	723	271	50	626	301	506
Lecco	46.351	422	175	33	379	120	207
Legnano	55.421	414	170	32	337	108	271
Provincia di Lodi	209.576	1.945	770	166	1.417	479	1.196
Mantova	47.855	508	221	25	449	201	215
Milano	1.281.781	10.218	3.761	909	9.130	3.332	7.991
Monza	121.769	842	314	61	555	267	546
Pavia	71.422	684	250	41	498	182	338
Rho	51.058	349	144	32	401	116	275
Sesto San Giovanni	81.201	427	152	32	623	212	568
Sondrio	21.715	190	68	16	126	55	100
Varese	81.604	742	296	72	443	218	422
Vigevano	59.271	508	191	33	405	183	331

Tabella 12: Caratteristiche dell'esposizione a materiale particolato con diametro inferiore a 10 µm (PM₁₀), biossido d'azoto (NO₂) e temperatura, nelle aree incluse nello studio

Area	Concentrazione di PM ₁₀ [*] (µg/m ³)			Concentrazione di NO ₂ (µg/m ³)			Temperatura media (°C)
	Media	5° Percentile	95° Percentile	Media	5° Percentile	95° Percentile	
Bergamo	46,1	13,2	105,4	42,7	18,0	70,7	14,0
Brescia	49,4	14,5	108,7	62,5	31,0	97,7	12,9
Busto Arsizio	44,7	10,4	103,0	44,1	15,8	81,7	12,9
Cinisello Balsamo	-	-	-	71,3	35,2	108,8	14,5
Como	43,6	15,5	93,5	68,3	41,9	102,7	12,5
Cremona	53,5	20,3	115,2	44,3	21,1	77,9	13,1
Lecco	38,4	11,0	86,8	58,5	26,2	94,6	14,0
Legnano	-	-	-	53,8	23,7	88,7	12,9
Provincia di Lodi	52,6	16,1	114,6	35,0	16,1	61,6	13,1
Mantova	50,6	17,2	102,4	29,9	7,3	66,9	11,4
Milano	52,5	16,2	120,8	65,5	33,1	108,2	14,5
Monza	-	-	-	75,2	39,1	117,4	14,5
Pavia	44,4	12,3	95,4	55,0	21,0	102,2	16,7
Rho	-	-	-	53,5	22,4	93,6	14,5
Sesto San Giovanni	-	-	-	64,5	27,9	114,5	14,5
Sondrio	42,8	11,0	93,6	31,4	11,9	62,6	12,5
Varese	29,6	11,2	56,2	34,7	13,6	59,6	13,2
Vigevano	42,2	5,9	100,5	47,3	15,1	97,7	14,7

(*) Dati di PM₁₀ disponibili solo in 13 aree.

Tabella 13: Media a posteriori e intervalli di credibilità al 90% e al 50% della variazione percentuale di decessi e ricoveri ospedalieri associata a un incremento di 10 µg/m³ nella concentrazione dell'inquinante*.

Evento sanitario	Causa di decesso o ricovero	PM ₁₀			NO ₂		
		Variazione %	ICr/IC90%	ICr/IC50%	Variazione %	ICr/IC90%	ICr/IC50%
Mortalità	Tutte le cause naturali** (ICD9 <800)	0,30	(-0,21; 0,70)	(0,14; 0,50)	0,70	(0,20; 1,18)	(0,52 ; 0,89)
	Patologie cardiovascolari*** (ICD9: 390-459)	0,30	(-0,21; 0,82)	(0,09 ; 0,51)	1,12	(0,30; 1,95)	(0,78 ; 1,45)
	Patologie respiratorie*** (ICD9: 460-519)	1,64	(0,56; 2,72)	(1,20 ; 2,08)	0,46	(-1,23; 2,18)	(-0,23 ; 1,16)
Ricoveri ospedalieri	Patologie cardiache (ICD9: 390-429)	0,14	(-0,31; 0,56)	(-0,03 ; 0,31)	1,14	(0,51; 1,83)	(0,87 ; 1,37)
	Patologie cerebrovascolari (ICD9: 430-439)	0,54	(-0,14; 1,23)	(0,25 ; 0,81)	1,70	(0,60; 2,66)	(1,33 ; 2,10)
	Patologie respiratorie (ICD9: 460-469, 480-519, escluso 487)	0,77	(0,31; 1,32)	(0,57 ; 0,95)	1,20	(0,53; 1,81)	(0,97 ; 1,45)

Abbreviazioni: PM₁₀, particolato sottile con diametro ≤ 10 µm; NO₂, biossido d'azoto; ICr, intervallo di credibilità; IC, intervallo di confidenza.

(*) I risultati si riferiscono a un incremento di 10 µg/m³ nella concentrazione dell'inquinante a lag0-1 per la mortalità e a lag0-3 per i ricoveri ospedalieri.

(**) Cfr. (1).

(***) Per la mortalità causa-specifica, riportiamo le variazioni percentuali e i relativi intervalli di confidenza al 90% stimati tramite regressione logistica condizionata.

Figura 14: Regione Lombardia. Le 18 zone incluse nello studio sono evidenziate in bianco.

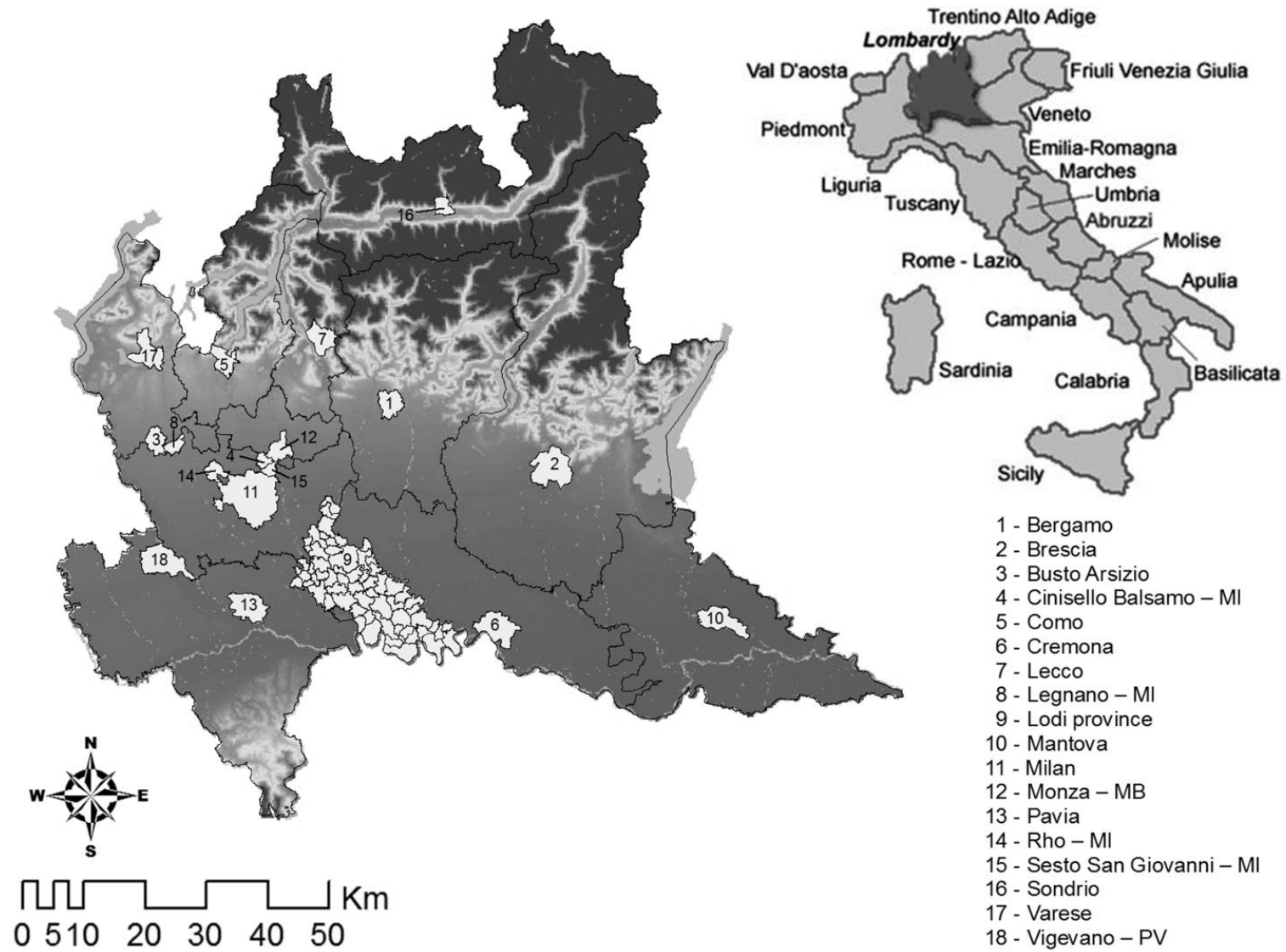
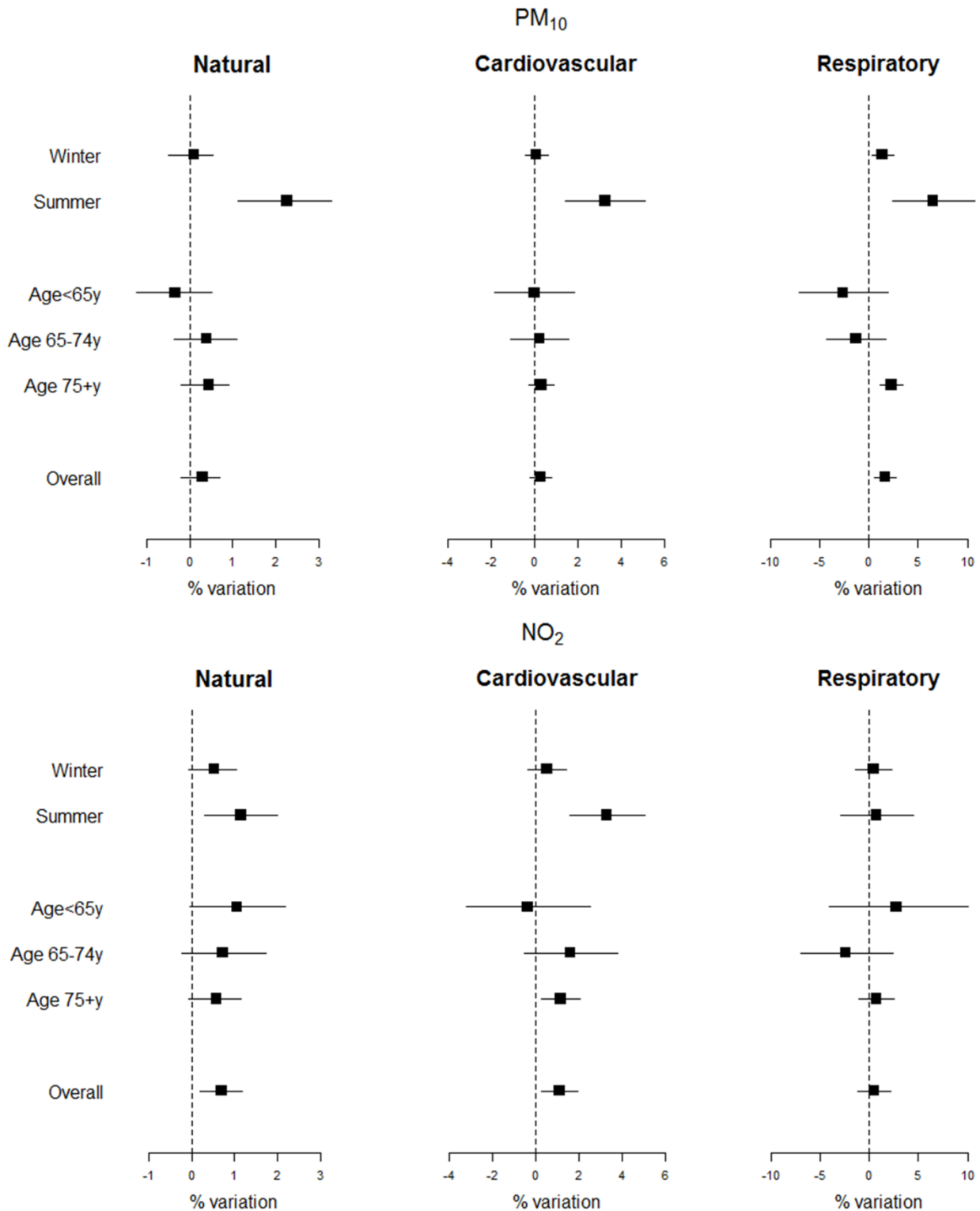


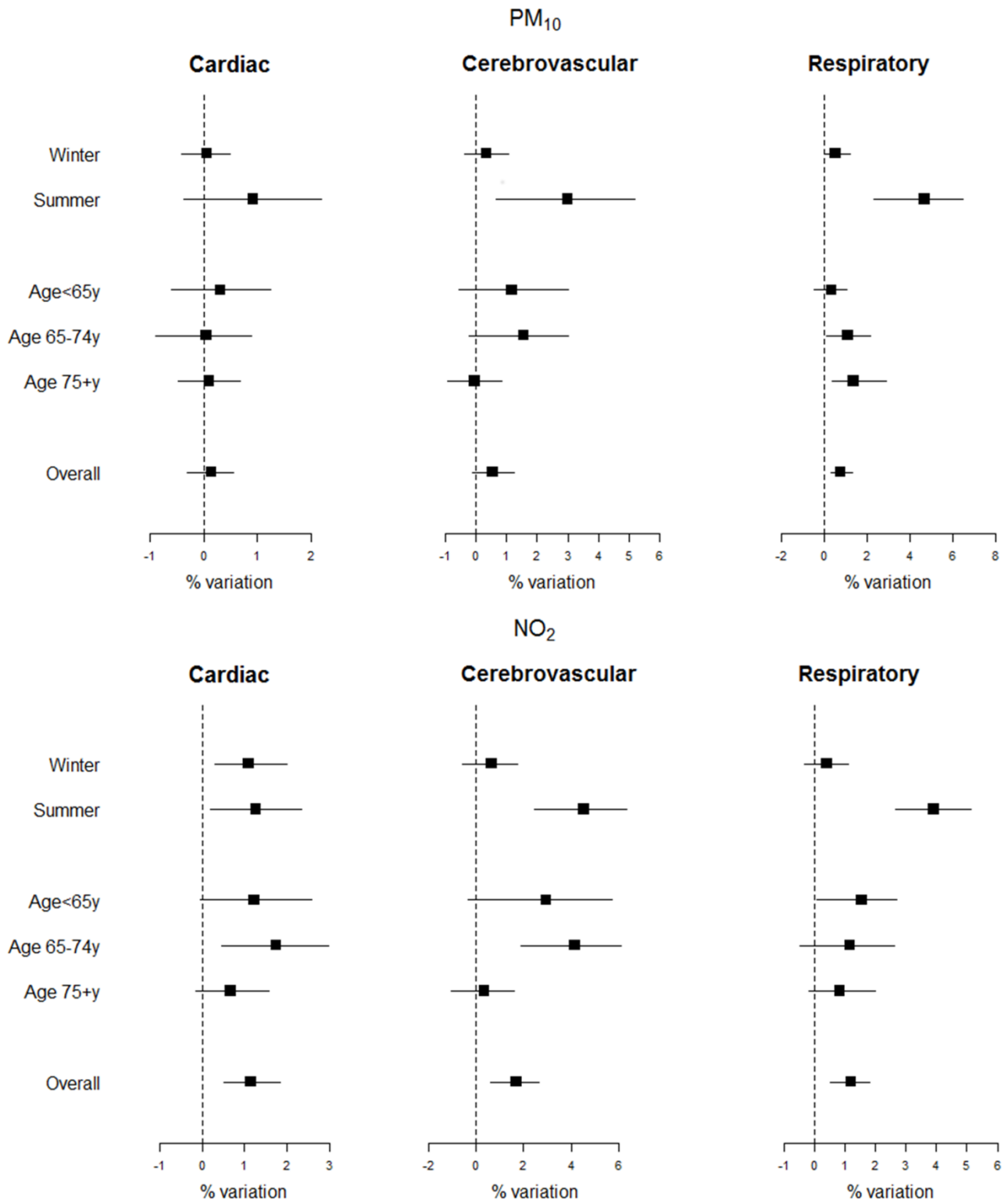
Figura 15: Media a posteriori e intervalli di credibilità al 90%* della variazione percentuale di mortalità associata a incrementi di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nella concentrazione dell'inquinante (lag 0-1), per stagione e età al decesso.



Abbreviazioni: PM_{10} , particolato sottile con diametro $\leq 10 \mu\text{m}$; NO_2 , biossido d'azoto.

(*) Per la mortalità causa-specifica, riportiamo le variazioni percentuali e i relativi intervalli di confidenza al 90% stimati tramite regressione logistica condizionata.

Figura 16: Media a posteriori e intervalli di credibilità al 90% della variazione percentuale di ricoveri ospedalieri associata a incrementi di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nella concentrazione dell'inquinante (lag 0-3), per stagione e età al ricovero.



Abbreviazioni: PM_{10} , particolato sottile con diametro $\leq 10 \mu\text{m}$; NO_2 , biossido d'azoto.

Tabelle e Figure Supplementari

Tabella Supplementare 1: Sorgenti emissive di particolato sottile con diametro aerodinamico $\leq 10 \mu\text{m}$ (PM₁₀) nelle province lombarde, anno 2005. Le emissioni sono espresse in tonnellate/anno (t/y).

Sorgente emissiva	Bergamo		Brescia		Como		Cremona		Lecco		Lodi		Milano		Mantova		Pavia		Sondrio		Varese		TOTALE	
	t/y	%	t/y	%	t/y	%	t/y	%	t/y	%	t/y	%	t/y	%	t/y	%	t/y	%	t/y	%	t/y	%	t/y	%
Produzione energia e trasformazione combustibili	21	0,7	5,5	0,1	1,1	0,1	63	4,9			18	2,5	41	1,0	104	5,6	296	12,8	0,8	0,1	0,5	0,0	551	2,8
Combustione non industrial	1.156	40,9	1.047	27,1	744	52,6	307	23,7	433	52,6	187	25,5	618	14,7	321	17,3	476	20,6	362	58,6	863	45,9	6.514	34,5
Combustione nell'industria	157	5,6	326	8,4	47	3,3	38	2,9	19	2,2	10	1,4	174	4,1	335	18,0	184	8,0	17	2,8	48	2,6	1.355	5,4
Processi produttivi	213	7,5	352	9,1	41	2,9	55	4,3	22	2,6	26	3,5	86	2,0	28	1,5	50	2,2	4	0,6	136	7,2	1.013	3,9
Uso di solventi	10	0,4	2,8	0,1	2,9	0,2	0,5	0,0	1,6	0,2	1,4	0,2	32	0,8	12	0,6	8	0,3	0,1	0,0	4,5	0,2	76	0,3
Trasporto su strada	794	28,1	1.035	26,8	380	26,9	326	25,2	249	30,2	272	36,9	2.409	57,3	309	16,7	436	18,9	135	21,8	604	32,2	6.949	29,2
Altre sorgenti mobile e macchinari	276	9,7	603	15,6	93	6,6	367	28,3	62	7,6	153	20,8	530	12,6	529	28,5	359	15,5	34	5,5	138	7,3	3.144	14,4
Trattamento e smaltimento rifiuti	18	0,7	51	1,3	5,1	0,4	1,2	0,1	8,1	1,0	0,7	0,1	16	0,4	1,1	0,1	3	0,1	0,4	0,1	3,3	0,2	108	0,4
Agricoltura	97	3,4	269	7,0	3,5	0,2	121	9,3	4,7	0,6	56	7,6	96	2,3	186	10,1	469	20,3	16	2,6	6,8	0,4	1.325	5,8
Altre sorgenti e assorbimenti	87	3,1	174	4,5	97	6,9	18	1,4	26	3,1	11	1,5	202	4,8	29	1,5	30	1,3	49	7,9	74	3,9	797	3,6
Totale	2.830	100	3.866	100	1.415	100	1.296	100	824	100	736	100	4.203	100	1.854	100	2.311	100	618	100	1.878	100	21.831	100

(adattato da: INEMAR ARPA LOMBARDIA, disponibile all'indirizzo: <http://www.inemar.eu/xwiki/bin/view/InemarDatiWeb/Emissioni+provinciali+2005>, ultimo accesso: gennaio 2016)

Tabella Supplementare 2: Medie e intervalli di credibilità al 90% a posteriori specifiche per ciascuna area delle variazioni percentuali di decessi per tutte le cause naturali e ricoveri ospedalieri causa-specifici associate a incrementi di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nella concentrazione di PM_{10} .

Area	Mortalità Naturale	Ricoveri Cardiaci	Ricoveri Cerebrovascolari	Ricoveri Respiratori
Bergamo	0,33 (-0,34 ; 0,88)	0,15 (-0,41 ; 0,70)	0,47 (-0,44 ; 1,28)	0,77 (0,16 ; 1,52)
Brescia	0,13 (-0,77 ; 0,71)	0,15 (-0,36 ; 0,66)	0,49 (-0,33 ; 1,27)	0,70 (0,13 ; 1,26)
Busto Arsizio	0,27 (-0,51 ; 0,85)	0,19 (-0,36 ; 0,79)	0,54 (-0,29 ; 1,38)	0,90 (0,27 ; 1,98)
Como	0,30 (-0,48 ; 0,88)	0,14 (-0,46 ; 0,69)	0,50 (-0,38 ; 1,33)	0,81 (0,20 ; 1,63)
Cremona	0,25 (-0,61 ; 0,83)	0,18 (-0,39 ; 0,80)	0,61 (-0,23 ; 1,51)	0,77 (0,14 ; 1,55)
Lecco	0,18 (-0,79 ; 0,79)	0,05 (-0,67 ; 0,60)	0,55 (-0,31 ; 1,43)	0,75 (0,10 ; 1,54)
Provincia di Lodi	0,32 (-0,30 ; 0,80)	0,21 (-0,29 ; 0,81)	0,64 (-0,12 ; 1,55)	0,65 (0,02 ; 1,22)
Mantova	0,34 (-0,42 ; 0,93)	0,09 (-0,56 ; 0,63)	0,57 (-0,26 ; 1,44)	0,76 (0,12 ; 1,54)
Milano	0,63 (0,28 ; 1,02)	0,17 (-0,23 ; 0,55)	0,58 (-0,06 ; 1,23)	0,66 (0,24 ; 1,06)
Pavia	0,29 (-0,53 ; 0,90)	0,12 (-0,51 ; 0,69)	0,53 (-0,36 ; 1,39)	0,77 (0,11 ; 1,55)
Sondrio	0,28 (-0,61 ; 0,91)	0,19 (-0,41 ; 0,81)	0,50 (-0,41 ; 1,37)	0,81 (0,17 ; 1,73)
Varese	0,40 (-0,36 ; 1,09)	0,12 (-0,53 ; 0,69)	0,61 (-0,24 ; 1,56)	0,80 (0,16 ; 1,68)
Vigevano	0,24 (-0,59 ; 0,81)	0,03 (-0,71 ; 0,58)	0,46 (-0,47 ; 1,28)	0,92 (0,29 ; 2,03)
Totale	0,30 (-0,21 ; 0,70)	0,14 (-0,31 ; 0,56)	0,54 (-0,14 ; 1,23)	0,77 (0,31 ; 1,32)

Tabella Supplementare 3: Medie e intervalli di credibilità al 90% a posteriori specifiche per ciascuna area delle variazioni percentuali di decessi per tutte le cause naturali e ricoveri ospedalieri causa-specifici associate a incrementi di 10 µg/m³ nella concentrazione di NO₂.

Area	Mortalità naturale	Ricoveri cardiaci	Ricoveri cerebrovascolari	Ricoveri respiratori
Bergamo	0,68 (0,00 ; 1,31)	1,37 (0,39 ; 3,04)	1,52 (-0,39 ; 2,79)	1,18 (0,30 ; 1,98)
Brescia	0,70 (0,04 ; 1,35)	1,00 (-0,05 ; 1,88)	1,69 (0,20 ; 2,87)	1,28 (0,47 ; 2,16)
Busto Arsizio	0,69 (0,02 ; 1,33)	1,07 (0,07 ; 2,08)	1,64 (0,05 ; 2,83)	1,26 (0,43 ; 2,13)
Cinisello Balsamo	0,56 (-0,34 ; 1,18)	1,38 (0,46 ; 2,97)	1,88 (0,60 ; 3,26)	1,21 (0,37 ; 2,01)
Como	0,80 (0,15 ; 1,57)	1,17 (0,23 ; 2,33)	1,61 (-0,06 ; 2,82)	1,24 (0,40 ; 2,08)
Cremona	0,70 (0,05 ; 1,36)	1,20 (0,27 ; 2,48)	1,77 (0,37 ; 3,04)	1,22 (0,37 ; 2,06)
Lecco	0,64 (-0,09 ; 1,26)	0,83 (-0,64 ; 1,74)	1,73 (0,27 ; 2,96)	1,23 (0,38 ; 2,07)
Legnano	0,72 (0,06 ; 1,37)	1,33 (0,38 ; 2,87)	1,49 (-0,48 ; 2,75)	1,11 (0,19 ; 1,87)
Provincia di Lodi	0,74 (0,11 ; 1,40)	1,23 (0,33 ; 2,49)	1,79 (0,43 ; 3,06)	1,15 (0,26 ; 1,91)
Mantova	0,68 (-0,01 ; 1,32)	1,13 (0,15 ; 2,31)	1,54 (-0,30 ; 2,78)	1,22 (0,37 ; 2,06)
Milano	0,72 (0,26 ; 1,17)	0,99 (0,38 ; 1,55)	1,93 (1,02 ; 2,87)	1,21 (0,59 ; 1,78)
Monza	0,68 (0,01 ; 1,31)	1,15 (0,21 ; 2,30)	1,67 (0,13 ; 2,90)	1,22 (0,37 ; 2,04)
Pavia	0,66 (-0,03 ; 1,28)	1,16 (0,22 ; 2,33)	1,68 (0,15 ; 2,91)	1,17 (0,30 ; 1,96)
Rho	0,81 (0,16 ; 1,61)	1,20 (0,28 ; 2,47)	1,57 (-0,21 ; 2,81)	1,26 (0,42 ; 2,15)
Sesto San Giovanni	0,72 (0,07 ; 1,38)	0,96 (-0,19 ; 1,84)	1,83 (0,53 ; 3,10)	1,17 (0,32 ; 1,91)
Sondrio	0,74 (0,08 ; 1,47)	1,17 (0,17 ; 2,53)	1,67 (0,02 ; 2,94)	1,19 (0,31 ; 2,02)
Varese	0,70 (0,01 ; 1,37)	0,80 (-0,87 ; 1,80)	1,75 (0,23 ; 3,05)	1,20 (0,33 ; 2,05)
Vigevano	0,70 (0,05 ; 1,32)	1,32 (0,42 ; 2,73)	1,79 (0,46 ; 3,01)	1,10 (0,16 ; 1,84)
Totale	0,70 (0,20 ; 1,18)	1,14 (0,51 ; 1,83)	1,70 (0,60 ; 2,66)	1,20 (0,53 ; 1,81)

Tabella Supplementare 4: Mediane a posteriori e intervalli di credibilità al 90% dell'indice I^2 per l'eterogeneità, ottenuto dalla meta-analisi Bayesiana a effetti casuali degli effetti di PM_{10} e NO_2 sulla mortalità per tutte le cause e i ricoveri ospedalieri causa-specifici.

Inquinante	Mortalità naturale (ICD9 <800)	Ricoveri cardiaci (ICD9: 390-429)	Ricoveri cerebrovascolari (ICD9: 430-439)	Ricoveri respiratori (ICD9: 460-469, 480-519, escluso 487)
PM_{10}	4,33 (0,11; 28,51)	0,56 (0,03; 14,07)	0,32 (0,01; 10,43)	0,69 (0,03; 17,27)
NO_2	0,62 (0,03; 13,84)	0,70 (0,02; 21,06)	0,29 (0,01; 11,85)	0,29 (0,01; 7,25)

Tabella Supplementare 5: Media a posteriori e intervalli di credibilità al 90%* della variazione percentuale di mortalità associata a incrementi di 10 µg/m³ nella concentrazione dell'inquinante (lag 0-1), per stagione e età al decesso.

Causa di morte	Inquinante	Complessivo	Analisi per stagione		Analisi per classe di età		
			Inverno	Estate	<65 anni	65-74 anni	≥75 anni
Tutte le cause naturali (ICD9 <800)	PM ₁₀	0,30 (-0,21; 0,70)	0,10 (-0,49; 0,54)	2,25 (1,11; 3,28)	-0,33 (-1,22; 0,50)	0,40 (-0,35; 1,10)	0,44 (-0,19; 0,92)
	NO ₂	0,70 (0,20; 1,18)	0,52 (-0,06; 1,05)	1,15 (0,31; 1,98)	1,05 (-0,03; 2,17)	0,72 (-0,23; 1,73)	0,58 (-0,06; 1,15)
Patologie cardiovascolari (ICD9: 390-459)	PM ₁₀	0,30 (-0,21; 0,82)	0,10 (-0,42; 0,63)	3,28 (1,45; 5,14)	0,004 (-1,83; 1,87)	0,25 (-1,09; 1,60)	0,33 (-0,23; 0,90)
	NO ₂	1,12 (0,30; 1,95)	0,54 (-0,37; 1,46)	3,31 (1,57; 5,08)	-0,37 (-3,22; 2,55)	1,61 (-0,53; 3,79)	1,17 (0,27; 2,08)
Patologie respiratorie (ICD9: 460-519)	PM ₁₀	1,64 (0,56; 2,72)	1,36 (0,27; 2,47)	6,49 (2,43; 10,71)	-2,68 (-7,1; 1,98)	-1,35 (-4,32; 1,71)	2,25 (1,09; 3,42)
	NO ₂	0,46 (-1,23; 2,18)	0,40 (-1,45; 2,29)	0,71 (-2,96; 4,51)	2,75 (-4,10; 10,08)	-2,40 (-7,01; 2,44)	0,69 (-1,13; 2,55)

Abbreviazioni: PM₁₀, particolato sottile con diametro ≤ 10 µm; NO₂, biossido d'azoto.

(*) Per la mortalità causa-specifica, riportiamo le variazioni percentuali e i relativi intervalli di confidenza al 90% stimati tramite regressione logistica condizionata.

Tabella Supplementare 6: Media a posteriori e intervalli di credibilità al 90% della variazione percentuale di ricoveri ospedalieri associata a incrementi di 10 µg/m³ nella concentrazione dell'inquinante (lag 0-3), per stagione e età al ricovero.

Causa del ricovero	Inquinante	Complessivo	Analisi per stagione		Analisi per classe di età		
			Inverno	Estate	<65 anni	<65 anni	≥75 years
Patologie cardiache (ICD9: 390-429)	PM ₁₀	0,14 (-0,31; 0,56)	0,06 (-0,41; 0,50)	0,92 (-0,38; 2,19)	0,31 (-0,60; 1,25)	0,05 (-0,91; 0,89)	0,10 (-0,48; 0,69)
	NO ₂	1,14 (0,51; 1,83)	1,09 (0,30; 1,99)	1,27 (0,19; 2,32)	1,22 (-0,04; 2,56)	1,74 (0,47; 2,97)	0,67 (-0,16; 1,58)
Patologie cerebrovascolari (ICD9: 430-439)	PM ₁₀	0,54 (-0,14; 1,23)	0,34 (-0,37; 1,07)	2,99 (0,64; 5,21)	1,17 (-0,58; 3,03)	1,56 (-0,22; 3,03)	-0,05 (-0,92; 0,84)
	NO ₂	1,70 (0,60; 2,66)	0,65 (-0,59; 1,76)	4,53 (2,43; 6,34)	2,95 (-0,34; 5,71)	4,16 (1,89; 6,10)	0,33 (-1,06; 1,59)
Patologie respiratorie (ICD9: 460-469, 480-519, escluso 487)	PM ₁₀	0,77 (0,31; 1,32)	0,54 (0,04; 1,21)	4,71 (2,31; 6,47)	0,34 (-0,46; 1,07)	1,12 (0,10; 2,19)	1,39 (0,35; 2,93)
	NO ₂	1,20 (0,53; 1,81)	0,41 (-0,32; 1,09)	3,92 (2,65; 5,15)	1,54 (0,08; 2,71)	1,17 (-0,49; 2,63)	0,82 (-0,20; 2,01)

Abbreviazioni: PM₁₀, particolato sottile con diametro ≤ 10 µm; NO₂, biossido d'azoto.

Figura Supplementare 1: Stime a priori (e relativi intervalli di credibilità al 90%) specifiche per ciascuna area delle variazioni percentuali di decessi per tutte le cause naturali e ricoveri ospedalieri causa-specifici associate a incrementi di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nella concentrazione di PM_{10} .

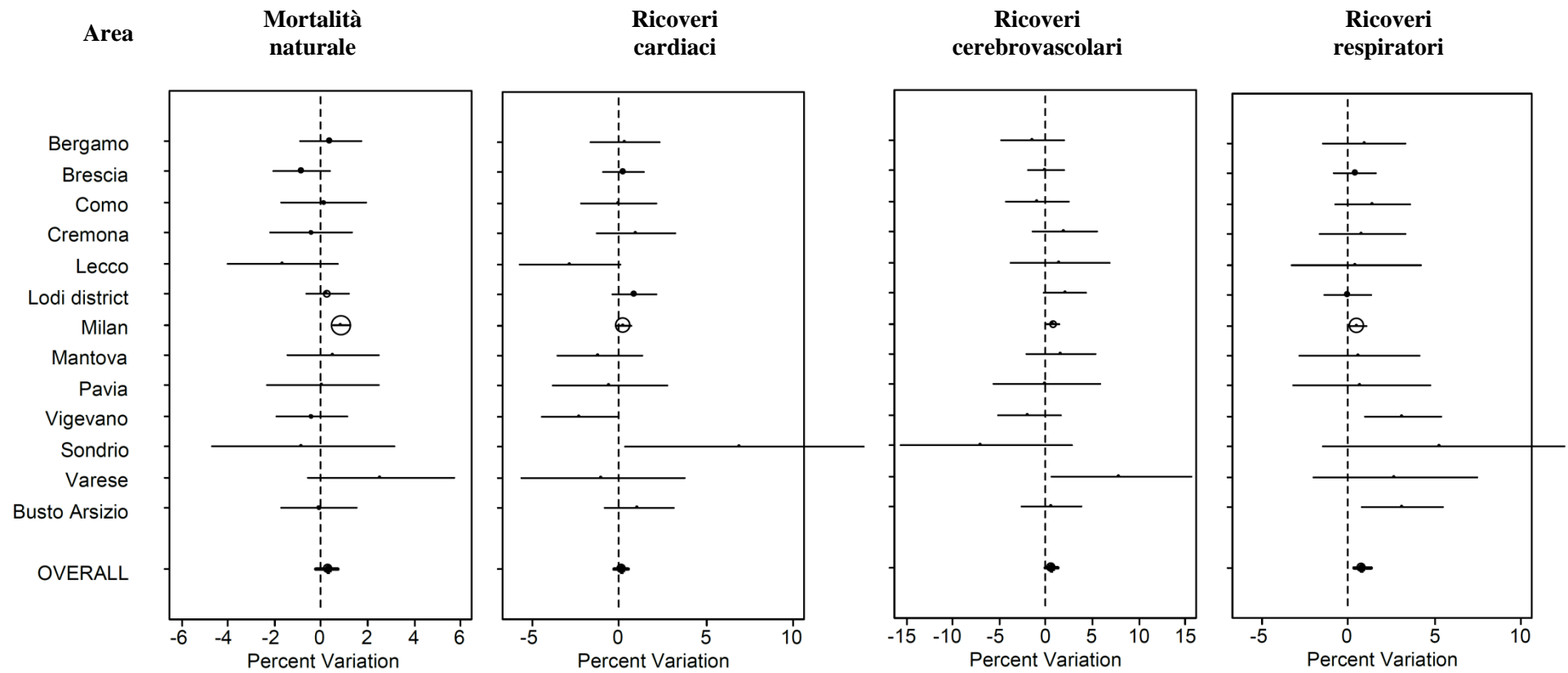
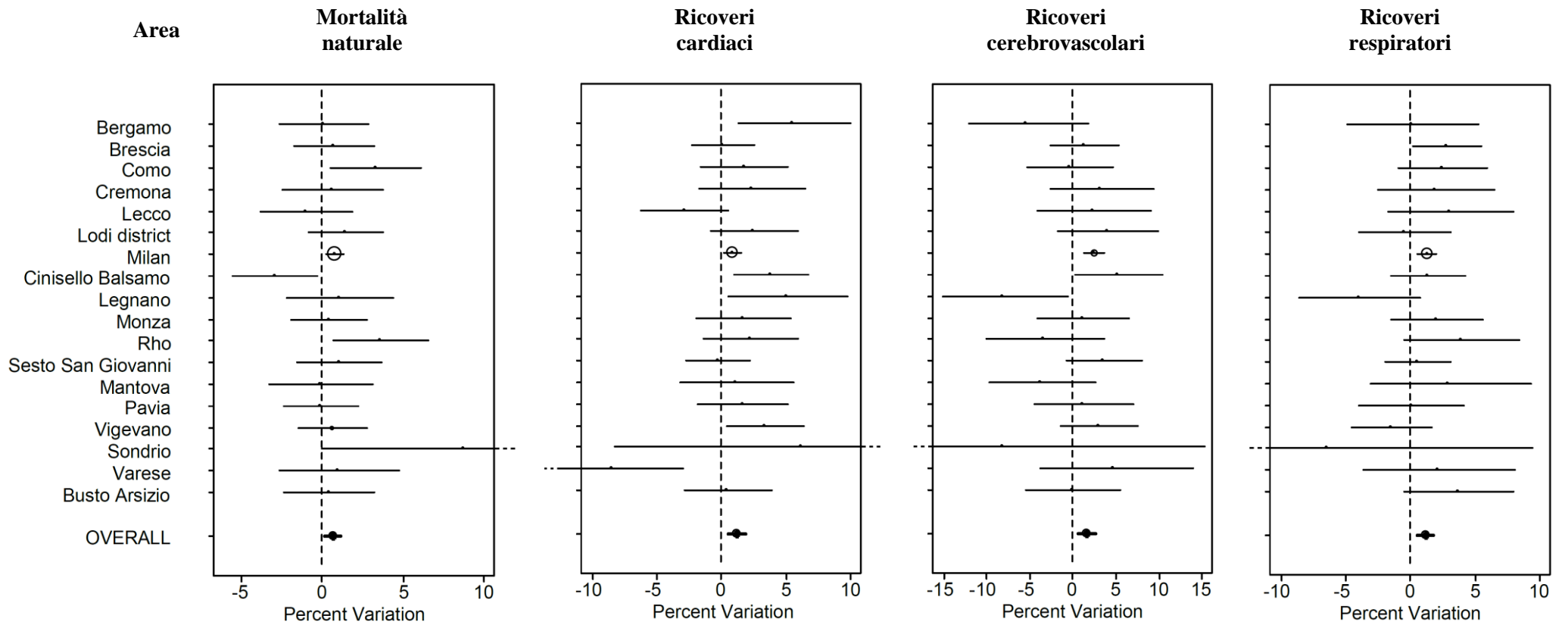


Figura Supplementare 2: Stime a priori (e relativi intervalli di credibilità al 90%) specifiche per ciascuna area delle variazioni percentuali di decessi per tutte le cause naturali e ricoveri ospedalieri causa-specifici associate a incrementi di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nella concentrazione di NO_2 .



APPENDICE

Decremento dell'Esposizione a PM₁₀ e Mortalità in Lombardia

Risultati Preliminari

Negli ultimi dieci anni la concentrazione di PM₁₀ in Lombardia si è gradualmente ridotta (http://www2.arpalombardia.it/sites/QAria/_layouts/15/QAria/Inquinanti.aspx). Tale decremento è verosimilmente legato all'effetto combinato delle variazioni climatiche, dell'implementazione di politiche per il controllo della qualità dell'aria e anche della crisi economica, che ha pesantemente influenzato i volumi del traffico su strada e della produzione industriale. Basandoci sulla valutazione d'impatto sanitario già condotta da Baccini e colleghi nell'ambito del progetto ESSIA sulle principali città della Lombardia negli anni 2003-2006 (1), abbiamo verificato come il carico di mortalità attribuibile a PM₁₀ sia variato considerando le sue concentrazioni a distanza di dieci anni (2014).

Avendo preso in considerazione un breve lasso di tempo, abbiamo assunto che la popolazione allo studio e i suoi tassi di mortalità siano rimasti costanti nel tempo. Abbiamo anche assunto che l'effetto del PM₁₀ sulla mortalità non sia cambiato: sono state quindi utilizzate le stesse funzioni concentrazione-risposta (CRF) area-specifiche a posteriori per la mortalità per tutte le cause riportate in Tabella Supplementare 2. Le concentrazioni medie annuali di PM₁₀ per il 2014 sono state ottenute dalla rete delle centraline di monitoraggio della qualità dell'aria di ARPA Lombardia. Abbiamo preso in considerazione dati di inquinamento atmosferico e mortalità di 13 aree: 11 città con più di 50.000 abitanti, Sondrio (in rappresentanza della regione alpina), e l'intera provincia agricola di Lodi. L'impatto dell'inquinamento atmosferico sulla mortalità è stato quantificato come numero di decessi attribuibili (AD) – e relativi intervalli di credibilità all'80% (ICr80%) – all'esposizione a livelli di PM₁₀ che eccedessero il valore soglia di 20 µg/m³ suggerito da OMS come media annuale per l'inquinante (3). I decessi attribuibili annui sono stati calcolati per i due periodi di interesse ($p_1 = 2003-2006$, $p_2 = 2014$). Ci siamo quindi concentrati sulla differenza tra AD_{p_1} e AD_{p_2} per quantificare la variazione del carico di mortalità tra i due periodi (Δ_{AD}). La differenza tra i decessi attribuibili stimati nel periodo 2003-2006 e nel 2014 rappresenta, in altre parole, i decessi "risparmiati" grazie alla riduzione delle concentrazioni di PM₁₀ registrate nell'ultimo decennio. Nel 2014 sono stati stimati 162 decessi naturali in meno attribuibili al superamento del valore soglia OMS rispetto al periodo 2003-2006. Come atteso, l'impatto più consistente si è registrato nella città di Milano, con una differenza tra i due periodi di 116 decessi per tutte le cause (Tabella 14).

La riduzione osservata delle concentrazioni d'inquinamento atmosferico nel tempo ha dimezzato il numero di decessi ad esso attribuibili. Ciononostante, nella maggior parte delle città indagate si è ancora lontani dal rispetto del valore soglia proposto da OMS per PM₁₀ come media annuale. Rimane quindi una priorità implementare politiche appropriate per la riduzione delle emissioni, che potrebbero ancora apportare un notevole beneficio alla salute della popolazione.

Tabella 14: Concentrazioni medie annuali di PM₁₀ ed eventi attribuibili annui nei due periodi in studio

Area	Popolazione (2007)	PM ₁₀ 2003-2006 (p_1)*	PM ₁₀ 2014 (p_2)*	CRF	AD _{p₁} (ICr80%)	AD _{p₂} (ICr80%)	Δ_{AD} (ICr80%)
Bergamo	115.781	46,1	26,0	0,33	10,2 (0 ; 24,7)	2,3 (0 ; 5,6)	7,9 (0 ; 19,1)
Brescia	189.742	49,4	31,3	0,13	4,7 (0 ; 25,6)	1,8 (0 ; 9,8)	2,9 (0 ; 15,9)
Busto Arsizio	80.633	44,7	26,0	0,27	4,6 (0 ; 13,5)	1,1 (0 ; 3,2)	3,5 (0 ; 10,2)
Como	83.175	43,6	25,0	0,30	5,7 (0 ; 15,5)	1,2 (0 ; 3,3)	4,5 (0 ; 12,2)
Cremona	71.998	53,5	32,0	0,25	6,4 (0 ; 21,1)	2,3 (0 ; 7,5)	4,1 (0 ; 13,6)
Lecco	47.325	38,4	19,0	0,18	1,6 (0 ; 6,9)	0,0 (0)	1,6 (0 ; 7,3)
Provincia di Lodi	219.670	52,6	33,0	0,32	19,9 (0 ; 47,9)	8,1 (0 ; 19)	11,8 (0 ; 28,9)
Mantova	47.649	50,6	33,0	0,34	5,6 (0 ; 14,6)	2,4 (0 ; 6,2)	3,2 (0 ; 8,5)
Milano	1.299.633	52,5	36,0	0,63	231,3 (127,6 ; 344,2)	115,3 (62,6 ; 168,2)	116,0 (65 ; 176)
Pavia	70.207	44,4	33,0	0,29	5,2 (0 ; 15,5)	2,8 (0 ; 8,2)	2,4 (0 ; 7,3)
Sondrio	22.214	42,8	20,0	0,28	1,2 (0 ; 3,9)	0,0 (0)	1,2 (0 ; 3,9)
Varese	82.037	29,6	25,0	0,40	3,0 (0 ; 7,6)	1,6 (0 ; 3,9)	1,4 (0 ; 3,6)
Vigevano	60.738	42,2	31,0	0,24	3,0 (0 ; 10)	1,5 (0 ; 5,0)	1,5 (0 ; 5,1)
Totale	2.390.802	-	-	0,30	302,4 (65,9 ; 551,1)	140,4 (41,7 ; 239,5)	162,0 (24,2 ; 311,6)

* Concentrazioni di PM₁₀ espresse in µg/m³

** Limite inferiore ICr80% posto a 0 quando negativo

PRODUTTIVITÀ 2014-2015

Articoli Attualmente Sottoposti per Pubblicazione

Carugno M, Consonni D, Randi G, Catelan D, Grisotto L, Bertazzi PA, Biggeri A, Baccini M. *Air pollution exposure, cause-specific deaths and hospitalizations in a highly polluted Italian region*. In revisione presso *Environmental Research*.

Yu G, Gail M, Consonni D, **Carugno M**, Humphrys M, Pesatori AC, Caporaso N, Goedert J, Ravel J, Landi MT. *Characterizing human non-malignant lung tissue microbiota and its relationship to epidemiological and clinical features*. Inviato a *Genome Biology*.

Vargas-Prada S, Coggon D, Ntani G, Walker-Bone K, Palmer KT, Felli VE, Harari R, Barrero LH, Felknor SA, Gimeno D, Cattrell A, Bonzini M, Solidaki E, Merisalu E, Habib RR, Sadeghian F, Kadir MM, Warnakulasuriya SSP, Matsudaira K, Nyantumbu B, Sim MR, Harcombe H, Cox K, Sarquis LMM, Marziale MH, Harari F, Freire R, Harari N, Monroy MV, Quintana LA, Rojas M, Harris EC, Serra C, Martinez JM, Delclos G, Benavides FG, **Carugno M**, Ferrario MM, Pesatori AC, Chatzi L, Bitsios P, Kogevinas M, Oha K, Freimann T, Sadeghian A, Peiris-John RJ, Sathiakumar N, Wickremasinghe AR, Yoshimura N, Kelsall HL, Hoe VCW, Urquhart DM, Derrett S, McBride D, Herbison P, Gray A, Salazar-Vega EJ. *Descriptive Epidemiology of Somatising Tendency: Findings from the CUPID Study*. Inviato a *Pain*.

Pubblicazioni su Riviste Scientifiche (biennio 2014-2015)

Sarquis LM, Coggon D, Ntani G, Walker-Bone K, Palmer KT, Felli VE, Harari R, Barrero LH, Felknor SA, Gimeno D, Cattrell A, Vargas-Prada S, Bonzini M, Solidaki E, Merisalu E, Habib RR, Sadeghian F, Kadir MM, Warnakulasuriya SS, Matsudaira K, Nyantumbu B, Sim MR, Harcombe H, Cox K, Marziale MH, Harari F, Freire R, Harari N, Monroy MV, Quintana LA, Rojas M, Harris EC, Serra C, Martinez JM, Delclos G, Benavides FG, **Carugno M**, Ferrario MM, Pesatori AC, Chatzi L, Bitsios P, Kogevinas M, Oha K, Tiina, Freimann, Sadeghian A, Peiris-John RJ, Sathiakumar N, Wickremasinghe AR, Yoshimura N, Kelsall HL, Hoe VC, Urquhart DM, Derrett S, McBride D, Herbison P, Gray A, Salazar Vega EJ. *Classification of Neck/Shoulder Pain in Epidemiological Research: A Comparison of Personal and Occupational Characteristics*,

Disability and Prognosis among 12,195 Workers from 18 Countries. Pain. 2016 Jan 5. [Epub ahead of print]

Casali M*, **Carugno M***, Cattaneo A, Consonni D, Mensi C, Genovese U, Cavallo DM, Somigliana A, Pesatori AC. *Asbestos Lung Burden in Necroscopic Samples from the General Population of Milan, Italy*. Ann Occup Hyg. 2015 Aug;59(7):909-21. * “Equally contributing authors”.

Carugno M. *Environmental epidemiology: What's at stake: open issues and methodologies -- report from the 26th Annual Conference of the International Society for Environmental Epidemiology (ISEE)*. Med Lav. 2015 Jan 9;106(1):71-4.

Bollati V, Iodice S, Favero C, Angelici L, Albetti B, Cacace R, Cantone L, **Carugno M**, Cavalleri T, De Giorgio B, Dioni L, Fustinoni S, Hoxha M, Marinelli B, Motta V, Patrini L, Pergoli L, Riboldi L, Rizzo G, Rota F, Sucato S, Tarantini L, Tirelli AS, Vigna L, Bertazzi P, Pesatori AC. *Susceptibility to particle health effects, miRNA and exosomes: rationale and study protocol of the SPHERE study*. BMC Public Health. 2014 Nov 4;14:1137.

Bertazzi PA, Cantone L, Pignatelli P, Angelici L, Bollati V, Bonzini M, **Carugno M**, Mannucci PM, Violi F. *Does enhancement of oxidative stress markers mediate health effects of ambient air particles?* Antioxid Redox Signal. 2014 Jul 1;21(1):46-51.

Partecipazione a Convegni e Corsi (biennio 2014-2015)

24th International **Epidemiology in Occupational Health (EPICOH)** Conference (Chicago, USA, 24-27 giugno 2014)

«Challenges for Occupational Epidemiology in the 21st Century»

- **Oral presentation:** Health impact assessment of PM₁₀ emissions from a major construction site (EXPO HIA preliminary results)
- **Lecture in mini-symposium:** Is the future in epigenetics?

26th **International Society for Environmental Epidemiology (ISEE)** Conference (Seattle, USA, 24-28 agosto 2014)

«*From Local to Global: Advancing Science for Policy in Environmental Health*»

- **Full-day workshop:** Using BenMAP-CE to estimate air pollution benefits

Stat-XP Short course (Imperial College, London, UK, 8-12 dicembre 2014)

- «*Statistical methods to characterise the exposome from OMICs data*»

Corso «*Integrated Environmental and Health Impact Assessment with special emphasis on air pollution*», Dipartimento di Epidemiologia del Sistema Sanitario della Regione Lazio (Roma, 9-13 febbraio 2015)

32° Congresso Nazionale di Igiene Industriale e Ambientale (**AIDII**) (Varese, 24-26 giugno 2015)

- **Relazione:** Un'Esperienza Lombarda di Valutazione di Impatto sulla Salute

Attività di Docenza e Tutoring (biennio 2014-2015)

Workshop “*Valutazione di Impatto Ambientale: Metodologie ed Esperienze*” – 15 settembre 2014, Scuola di Direzione in Sanità di Éupolis Lombardia, Milano.

Seminario “*Environmental Health Impact Assessment*” – 21 marzo 2015, Università degli Studi di Milano - International Medical School, Rozzano (MI).

Attività di **Tutoring** per il disegno di studio e l'analisi dei dati della Tesi di Laurea in Medicina e Chirurgia del Dott. Gianluca Castelluzzo (matr. 764338), dal titolo “Sorveglianza Sanitaria in una Coorte di Lavoratori Lombardi Esposti ad Amianto”, discussa in data 20 luglio 2015.

BIBLIOGRAFIA

1. Baccini M, Biggeri A, Grillo P, Consonni D, Bertazzi PA. Health impact assessment of fine particle pollution at the regional level. *American journal of epidemiology* 2011;174(12):1396-405.
2. Baccini M, Grisotto L, Catelan D, Consonni D, Bertazzi PA, Biggeri A. Commuting-adjusted short-term health impact assessment of airborne fine particles with uncertainty quantification via Monte Carlo simulation. *Environmental health perspectives* 2015;123(1):27-33.
3. WHO. Air Quality Guidelines: Global Update 2005. Particulate Matter, Ozone, Nitrogen Dioxide and Sulfur Dioxide. World Health Organization: Geneva, Switzerland. Disponibile all'indirizzo: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf. Ultimo accesso: gennaio 2016. 2005.
4. WHO. Health Impact Assessment: Main Concepts and Suggested Approach (Gothenburg Consensus Paper). Brussels, European Centre for Health Policy, WHO Regional Office for Europe; 1999.
5. NRC. National Research Council. Improving Health in the United States: The Role of Health Impact Assessment. Washington, DC: The National Academies Press; 2011. 208 p.
6. Comba P, Pirastu R, Conti S, De Santis M, Iavarone I, Marsili G, et al. [Environment and health in Taranto, southern Italy: epidemiological studies and public health recommendations]. *Epidemiol Prev* 2012;36(6):305-20.
7. Samet JM, Dominici F, Curriero FC, Coursac I, Zeger SL. Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities, 1987-1994. *N Engl J Med* 2000;343(24):1742-9.
8. Samet JM, Zeger SL, Dominici F, Curriero F, Coursac I, Dockery DW, et al. The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study. Part II: Morbidity and mortality from air pollution in the United States. *Res Rep Health Eff Inst* 2000;94(Pt 2):5-70; discussion 71-9.
9. Shah AS, Lee KK, McAllister DA, Hunter A, Nair H, Whiteley W, et al. Short term exposure to air pollution and stroke: systematic review and meta-analysis. *Bmj* 2015;350:h1295.
10. Stafoggia M, Faustini A, Rognoni M, Tessari R, Cadum E, Pacelli B, et al. [Air pollution and mortality in ten Italian cities. Results of the EpiAir Project]. *Epidemiologia e prevenzione* 2009;33(6 Suppl 1):65-76.
11. WHO. October 9, 2012. World Health Organization. Health Impact Assessment (HIA) - The HIA Procedure. <<http://www.who.int/hia/tools/process/en/index.html>>. October 9, 2012.
12. Davenport AG, Shelland HC. Discussion on "The estimation of design wind speeds", *Proc. First Conf. on Wind Effects on Buildings and Structures, I*, 106-111. 1965.
13. Kemm J. Perspectives on health impact assessment. *Bulletin of the World Health Organization* 2003;81(6):387.
14. Ross CL, Leone de Nie K, Dannenberg AL, Beck LF, Marcus MJ, Barringer J. Health impact assessment of the Atlanta BeltLine. *American journal of preventive medicine* 2012;42(3):203-13.
15. McCallum LC, Souweine K, McDaniel M, Koppe B, McFarland C, Butler K, et al. Health Impact Assessment of an oil drilling project in California. *International journal of occupational medicine and environmental health* 2016;29(2):229-53.
16. Ranzi A, Ancona C, Angelini P, Badaloni C, Cernigliaro A, Chiusolo M, et al. [Health impact assessment of policies for municipal solid waste management: findings of the SESPIR Project]. *Epidemiol Prev* 2014;38(5):313-22.
17. Riojas-Rodriguez H, Alamo-Hernandez U, Texcalac-Sangrador JL, Romieu I. Health impact assessment of decreases in PM10 and ozone concentrations in the Mexico City Metropolitan

- Area: a basis for a new air quality management program. *Salud publica de Mexico* 2014;56(6):579-91.
18. Boldo E, Linares C, Lumbreras J, Borge R, Narros A, Garcia-Perez J, et al. Health impact assessment of a reduction in ambient PM(2.5) levels in Spain. *Environment international* 2011;37(2):342-8.
 19. Yang CM, Kao K. Reducing fine particulate to improve health: a health impact assessment for Taiwan. *Archives of environmental & occupational health* 2013;68(1):3-12.
 20. McCarthy M, Ravelli RJ, Sinclair-Williams M. Health impact assessment of the 2012 London Olympic transport plans. *European journal of public health* 2010;20(6):619-24.
 21. McCartney G, Palmer S, Winterbottom J, Jones R, Kendall R, Booker D. A health impact assessment of the 2014 Commonwealth Games in Glasgow. *Public health* 2010;124(8):444-51.
 22. WHO. October 10, 2012. World Health Organization. Health Impact Assessment (HIA) - Glossary of terms used: Q - Z. <<http://www.who.int/hia/about/glos/en/index2.html>>. October 10, 2012.
 23. Briggs DJ. A framework for integrated environmental health impact assessment of systemic risks. *Environmental health : a global access science source* 2008;7:61.
 24. Faustini A, Rapp R, Forastiere F. Nitrogen dioxide and mortality: review and meta-analysis of long-term studies. *The European respiratory journal* 2014;44(3):744-53.
 25. Hoek G, Boogaard H, Knol A, de Hartog J, Slottje P, Ayres JG, et al. Concentration response functions for ultrafine particles and all-cause mortality and hospital admissions: results of a European expert panel elicitation. *Environmental science & technology* 2010;44(1):476-82.
 26. Yorifuji T, Bae S, Kashima S, Tsuda T, Doi H, Honda Y, et al. Health Impact Assessment of PM10 and PM2.5 in 27 Southeast and East Asian Cities. *Journal of occupational and environmental medicine / American College of Occupational and Environmental Medicine* 2015;57(7):751-6.
 27. Lai HK, Tsang H, Thach TQ, Wong CM. Health impact assessment of exposure to fine particulate matter based on satellite and meteorological information. *Environmental science Processes & impacts* 2014;16(2):239-46.
 28. Biggeri A, Bellini P, Terracini B. [Meta-analysis of the Italian studies on short-term effects of air pollution--MISA 1996-2002]. *Epidemiologia e prevenzione* 2004;28(4-5 Suppl):4-100.
 29. Carugno M. Valutazione d'Impatto Sanitario del Cantiere di Costruzione della Piastra Espositiva di EXPO 2015: Università degli Studi di Milano; 2014.
 30. Biggeri A, Bellini P, Terracini B. Metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico – MISA 1996-2002. *Epidemiol Prev* 2004;28((4-5)):S1-100.
 31. EU. Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. 2008.
 32. Steenland K, Armstrong B. An overview of methods for calculating the burden of disease due to specific risk factors. *Epidemiology* 2006;17(5):512-9.
 33. Oudinet JP, Meline J, Obtulowicz K, Wicherek S, Piotrowicz K, Julien-Lafferriere B. Assessment of interactions between quality of urban landscape and human health, the case study in a Central European city. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 2011;30.
 34. 3EC srl. 2013. Valutazione Impatto Ambientale (Verifica di Assoggettabilità) - Nuovi Parcheggi Provvisori Expo: Studio Preliminare Ambientale (Codice VIA: 1930).
 35. Aglar S.p.A. 2014. Studio Preliminare Ambientale – Parcheggio Pubblico per lo Stazionamento Remoto delle Auto in Funzione e a Servizio della Manifestazione EXPO 2015.

36. 10 September 2015. Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME). Non-communicable diseases risk factors pattern, in terms of attributable deaths, by age (Italy, 2013). <<http://ihmeuw.org/3odm>>. 10 September 2015.
37. State of California, Department of Transportation, 1989. CALINE4 – A dispersion model for predicting air pollution concentrations near roadways, revised June 1989. Division of new technology and research, Department of Transportation, State of California.
38. Pasquill F. Atmospheric diffusion; the dispersion of windborne material from industrial and other sources. London, Princeton, N.J.: Van Nostrand; 1962. 297 p. p.
39. Turner DB. Relationships Between 24-Hour Mean Air Quality Measurements and Meteorological Factors in Nashville, Tennessee. *Journal of the Air Pollution Control Association* 1961;11(10):483-89.
40. Delany AC, Fitzjarrald DR, Lenschow DH, Pearson R, Wendel GJ, Woodruff B. Direct Measurements of Nitrogen-Oxides and Ozone Fluxes over Grassland. *J Atmos Chem* 1986;4(4):429-44.
41. Coe H, Gallagher MW. Measurements of Dry Deposition of No₂ to a Dutch Heathland Using the Eddy-Correlation Technique. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 1992;118(506):767-86.
42. Stutz J, Alicke B, Neftel A. Nitrous acid formation in the urban atmosphere: Gradient measurements of NO₂ and HONO over grass in Milan, Italy. *J Geophys Res-Atmos* 2002;107(D22).
43. Wieringa J. An objective exposure correction method for average wind speeds measured at a sheltered location. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 1976;102(431):241-53.
44. Wieringa J. Representativeness of Wind Observations at Airports. *Bulletin of the American Meteorological Society* 1980;61(9):962-71.
45. Wieringa J. Description requirements for assessment of non-ideal wind stations — for example Aachen. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics* 1983;11(1-3):121-31.
46. NZMFE. Good Practice Guide for Atmospheric Dispersion Modeling. Ministry for the Environment, Wellington, New Zealand. 2004.
47. Touma J, Touma JS, Planning USEPA OoAQ, Standards, Agency USEP, Air USEPA Oo, et al. Example Application of Modeling Toxic Air Pollutants in Urban Areas. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air and Radiation, Office of Air Quality Planning and Standards; 2002.
48. Derwent RG, Middleton DR. An empirical function for the ratio [NO₂]:[NO_x]. *Clean Air* 1996;26:57-60.
49. Harrop DO. Air quality assessment and management : a practical guide. London ; New York: Spon Press; 2002. xii, 384 p. p.
50. Spirig C. NO_x versus VOC limitation of O₃ production in the Po valley: Local and integrated view based on observations. *Journal of Geophysical Research* 2002;107(D22).
51. Madronich S, Flocke S. The Role of Solar Radiation in Atmospheric Chemistry. *Environmental Photochemistry. Volume 2 / 2L, The Handbook of Environmental Chemistry: Springer Berlin Heidelberg*; 1999. p 1-26.
52. Amoroso A, Beine HJ, Esposito G, Perrino C, Catrambone M, Allegrini I. Seasonal Differences in Atmospheric Nitrous Acid near Mediterranean Urban Areas. *Water, Air, and Soil Pollution* 2007;188(1-4):81-92.
53. Colombi C, Angius S, Gianelle V, Lazzarini M. Particulate matter concentrations, physical characteristics and elemental composition in the Milan underground transport system. *Atmospheric Environment* 2013;70:166-78.
54. Lonati G, Giugliano M, Cernuschi S. The role of traffic emissions from weekends' and weekdays' fine PM data in Milan. *Atmospheric Environment* 2006;40(31):5998-6011.

55. Aldabe J, Elustondo D, Santamaría C, Lasheras E, Pandolfi M, Alastuey A, et al. Chemical characterisation and source apportionment of PM_{2.5} and PM₁₀ at rural, urban and traffic sites in Navarra (North of Spain). *Atmospheric Research* 2011;102(1-2):191-205.
56. Querol X, Alastuey A, Ruiz CR, Artiñano B, Hansson HC, Harrison RM, et al. Speciation and origin of PM₁₀ and PM_{2.5} in selected European cities. *Atmospheric Environment* 2004;38(38):6547-55.
57. Querol X, Alastuey A, Viana MM, Rodriguez S, Artiñano B, Salvador P, et al. Speciation and origin of PM₁₀ and PM_{2.5} in Spain. *Journal of Aerosol Science* 2004;35(9):1151-72.
58. Viana M, Querol X, Alastuey A, Gil JI, Menéndez M. Identification of PM sources by principal component analysis (PCA) coupled with wind direction data. *Chemosphere* 2006;65(11):2411-18.
59. Regione Lombardia, 2012. Archivio della qualità dell'aria. Disponibile online all'indirizzo: <http://www.inemar.eu/xwiki/bin/view/InemarDatiWeb/Fattori+di+emissione+medi+da+traffico>. Ultimo accesso: gennaio 2016.
60. Friedman MS, Powell KE, Hutwagner L, Graham LM, Teague WG. Impact of changes in transportation and commuting behaviors during the 1996 Summer Olympic Games in Atlanta on air quality and childhood asthma. *JAMA : the journal of the American Medical Association* 2001;285(7):897-905.
61. Lee JT, Son JY, Cho YS. Benefits of mitigated ambient air quality due to transportation control on childhood asthma hospitalization during the 2002 summer Asian games in Busan, Korea. *J Air Waste Manag Assoc* 2007;57(8):968-73.
62. EEA. Air quality in Europe - 2014 report. Luxembourg: European Environment Agency; 2014.
63. RSY. 2015 20 October 2015. Regional Statistical Yearbook (RSY) Lombardia. <<http://www.asr-lombardia.it/RSY>>. 20 October 2015.
64. Analitis A, Katsouyanni K, Dimakopoulou K, Samoli E, Nikoloulopoulos AK, Petasakis Y, et al. Short-term effects of ambient particles on cardiovascular and respiratory mortality. *Epidemiology* 2006;17(2):230-3.
65. Ballester F, Rodriguez P, Iniguez C, Saez M, Daponte A, Galan I, et al. Air pollution and cardiovascular admissions association in Spain: results within the EMECAS project. *Journal of epidemiology and community health* 2006;60(4):328-36.
66. Samoli E, Aga E, Touloumi G, Nisiotis K, Forsberg B, Lefranc A, et al. Short-term effects of nitrogen dioxide on mortality: an analysis within the APHEA project. *The European respiratory journal* 2006;27(6):1129-38.
67. Samoli E, Peng R, Ramsay T, Pipikou M, Touloumi G, Dominici F, et al. Acute effects of ambient particulate matter on mortality in Europe and North America: results from the APHENA study. *Environmental health perspectives* 2008;116(11):1480-6.
68. Samoli E, Stafoggia M, Rodopoulou S, Ostro B, Declercq C, Alessandrini E, et al. Associations between fine and coarse particles and mortality in Mediterranean cities: results from the MED-PARTICLES project. *Environmental health perspectives* 2013;121(8):932-8.
69. Stafoggia M, Samoli E, Alessandrini E, Cadum E, Ostro B, Berti G, et al. Short-term associations between fine and coarse particulate matter and hospitalizations in Southern Europe: results from the MED-PARTICLES project. *Environmental health perspectives* 2013;121(9):1026-33.
70. WHO. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project. Copenhagen: World Health Organization Regional Office for Europe; 2013.
71. IHME. 2015 20 October 2015. Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME), University of Washington. Air Pollution. <<http://www.healthdata.org/air-pollution>>. 20 October 2015.

72. Hanninen O, Knol AB, Jantunen M, Lim TA, Conrad A, Rappolder M, et al. Environmental burden of disease in Europe: assessing nine risk factors in six countries. *Environmental health perspectives* 2014;122(5):439-46.
73. Anderson JO, Thundiyil JG, Stolbach A. Clearing the air: a review of the effects of particulate matter air pollution on human health. *Journal of medical toxicology : official journal of the American College of Medical Toxicology* 2012;8(2):166-75.
74. Mannucci PM, Harari S, Martinelli I, Franchini M. Effects on health of air pollution: a narrative review. *Internal and emergency medicine* 2015.
75. Biggeri A, Bellini P, Terracini B, Italian MG. [Meta-analysis of the Italian studies on short-term effects of air pollution]. *Epidemiologia e prevenzione* 2001;25(2 Suppl):1-71.
76. Sutton AJ, Abrams KR. Bayesian methods in meta-analysis and evidence synthesis. *Statistical methods in medical research* 2001;10(4):277-303.
77. Lunn DJ, Thomas A, Best N, Spiegelhalter D. WinBUGS - A Bayesian modelling framework: Concepts, structure, and extensibility. *Stat Comput* 2000;10(4):325-37.
78. Louis TA, Zeger SL. Effective communication of standard errors and confidence intervals. *Biostatistics* 2009;10(1):1-2.
79. Sterne JA, Davey Smith G. Sifting the evidence-what's wrong with significance tests? *Bmj* 2001;322(7280):226-31.
80. Higgins JP, Thompson SG. Quantifying heterogeneity in a meta-analysis. *Statistics in medicine* 2002;21(11):1539-58.
81. Hajat S. Commentary: Comparison of time series and case-crossover analyses of air pollution and hospital admission data. *International journal of epidemiology* 2003;32(6):1071.
82. Janes H, Sheppard L, Lumley T. Case-crossover analyses of air pollution exposure data: referent selection strategies and their implications for bias. *Epidemiology* 2005;16(6):717-26.
83. Lu Y, Zeger SL. On the equivalence of case-crossover and time series methods in environmental epidemiology. *Biostatistics* 2007;8(2):337-44.
84. Baccarelli A, Martinelli I, Pegoraro V, Melly S, Grillo P, Zanobetti A, et al. Living near major traffic roads and risk of deep vein thrombosis. *Circulation* 2009;119(24):3118-24.
85. Ghosh R, Lurmann F, Perez L, Penfold B, Brandt S, Wilson J, et al. Near-Roadway Air Pollution and Coronary Heart Disease: Burden of Disease and Potential Impact of a Greenhouse Gas Reduction Strategy in Southern California. *Environmental health perspectives* 2015.
86. Sandrini S, Fuzzi S, Piazzalunga A, Prati P, Bonasoni P, Cavalli F, et al. Spatial and seasonal variability of carbonaceous aerosol across Italy. *Atmospheric Environment* 2014;99:587-98.
87. Janssen NA, Hoek G, Simic-Lawson M, Fischer P, van Bree L, ten Brink H, et al. Black carbon as an additional indicator of the adverse health effects of airborne particles compared with PM10 and PM2.5. *Environmental health perspectives* 2011;119(12):1691-9.
88. Li H, Chen R, Meng X, Zhao Z, Cai J, Wang C, et al. Short-term exposure to ambient air pollution and coronary heart disease mortality in 8 Chinese cities. *International journal of cardiology* 2015;197:265-70.
89. Chiusolo M, Cadum E, Stafoggia M, Galassi C, Berti G, Faustini A, et al. Short-Term Effects of Nitrogen Dioxide on Mortality and Susceptibility Factors in 10 Italian Cities: The EpiAir Study. *Environmental health perspectives* 2011;119(9):1233-8.
90. Nawrot TS, Torfs R, Fierens F, De Henauw S, Hoet PH, Van Kersschaever G, et al. Stronger associations between daily mortality and fine particulate air pollution in summer than in winter: evidence from a heavily polluted region in western Europe. *Journal of epidemiology and community health* 2007;61(2):146-9.

91. Huynen MM, Martens P, Schram D, Weijnenberg MP, Kunst AE. The impact of heat waves and cold spells on mortality rates in the Dutch population. *Environmental health perspectives* 2001;109(5):463-70.
92. Bateson TF, Schwartz J. Who is sensitive to the effects of particulate air pollution on mortality? A case-crossover analysis of effect modifiers. *Epidemiology* 2004;15(2):143-9.
93. Colais P, Serinelli M, Faustini A, Stafoggia M, Randi G, Tessari R, et al. [Air pollution and urgent hospital admissions in nine Italian cities. Results of the EpiAir Project]. *Epidemiologia e prevenzione* 2009;33(6 Suppl 1):77-94.
94. Scarinzi C, Alessandrini ER, Chiusolo M, Galassi C, Baldini M, Serinelli M, et al. [Air pollution and urgent hospital admissions in 25 Italian cities: results from the EpiAir2 project]. *Epidemiologia e prevenzione* 2013;37(4-5):230-41.
95. Rumley A, Emberson JR, Wannamethee SG, Lennon L, Whincup PH, Lowe GD. Effects of older age on fibrin D-dimer, C-reactive protein, and other hemostatic and inflammatory variables in men aged 60-79 years. *Journal of thrombosis and haemostasis : JTH* 2006;4(5):982-7.
96. Quarck R, Nawrot T, Meyns B, Delcroix M. C-reactive protein: a new predictor of adverse outcome in pulmonary arterial hypertension. *Journal of the American College of Cardiology* 2009;53(14):1211-8.
97. Yang TH, Masumi S, Weng SP, Chen HW, Chuang HC, Chuang KJ. Personal exposure to particulate matter and inflammation among patients with periodontal disease. *The Science of the total environment* 2015;502:585-9.
98. Bentayeb M, Simoni M, Baiz N, Norback D, Baldacci S, Maio S, et al. Adverse respiratory effects of outdoor air pollution in the elderly. *The international journal of tuberculosis and lung disease : the official journal of the International Union against Tuberculosis and Lung Disease* 2012;16(9):1149-61.
99. Leiva GM, Santibanez DA, Ibarra ES, Matus CP, Seguel R. A five-year study of particulate matter (PM_{2.5}) and cerebrovascular diseases. *Environmental pollution* 2013;181:1-6.
100. Zheng S, Wang M, Wang S, Tao Y, Shang K. Short-term effects of gaseous pollutants and particulate matter on daily hospital admissions for cardio-cerebrovascular disease in Lanzhou: evidence from a heavily polluted city in China. *International journal of environmental research and public health* 2013;10(2):462-77.
101. Schwartz J. Is there harvesting in the association of airborne particles with daily deaths and hospital admissions? *Epidemiology* 2001;12(1):55-61.
102. Holnicki P, Nahorski Z. Emission Data Uncertainty in Urban Air Quality Modeling—Case Study. *Environmental Modeling & Assessment* 2015.