

MODAL SHIFT AND HEALTH IMPACT ASSESSMENT OF PM₁₀

di Eleonora Pieralice e Lucio Triolo*

Abstract

The application of methodologies for evaluating the health impact of PM₁₀, resulting from the use of transports, to investigation of individual behavior to optimize routes and use of vehicles, allows to evaluate the health benefits associated with new emission scenarios related to the propensity for modal shift. From the theoretical knowledge it's possible simulate the environmental impact resulting from the use of private transport, and then define the intervention scope to reducing emissions of pollutants into the atmosphere. These emissions consist of gaseous and particulates (PM₁₀, PM_{2.5} and coarse particulate) which besides to altering the global ecosystem create significant adverse effects to local environments and human health. The study analyzes the air pollutants generated by road transport systems, contains a review of some international studies on the health impact of PM₁₀, and finally uses the dose-response functions of various epidemiological and toxicological studies to estimate the health impacts in terms of mortality and morbidity determined by particulate and gaseous pollutants. The objective is to assess the health benefits produced by new scenarios of emission, associated with change of modal choices of the users of private transport, which determines a decrease of concentrations of PM₁₀.

The research, which employs empirical risk indices, spread over two settings:

- I. the assessment of mortality from all causes, lung cancer and other chronic diseases such as myocardial infarction, atherosclerosis and ischemic heart disease, is made by considering average annual concentrations of PM₁₀ in terms of increasing the effects for increments 10% of the concentrations in the atmosphere of the PM₁₀.
- II. estimates incidence of morbidity due to respiratory causes in children and adults, are calculated in terms of decreased risk, considering reductions of concentration for intervals of 10ug/m³.

The proposed methodology shows potentially important scenarios to reduce emissions and achieve the result of lessening the harmful effects on the health of populations. The assertion of such scenarios for improvement is primarily regulated by changes in people's lifestyle. A Europe-wide projects, experiences and solutions to this challenge, which have met with broad success, are numerous. The skills and policies for sustainable mobility have various solutions for a transport system more efficient and effective.

Studies to support a more sustainable mobility are devices to create a view more conscious and aware of nature in order to share a more responsible life social, but the tool will become practical only if the experience of men is able to translate it into intelligent policy choices and pragmatics. Scientific research continues the experimenting with new lines and the development of new methodologies, but without the application in the social reality of scientific and technological knowledge, it will be only a diagnostic perseverance and forecasting. Moreover, the absence of responsible political choices will not allow verifying the efficiency and effectiveness of therapies developed to treat studied pathologies.

*Eleonora Pieralice, Isfort, researcher responsible of the statistical office, epieralice@isfort.it; Lucio Triolo, Othearth, former Enea, researcher in environmental impact assessments of energy systems, lucio.triolo@fastwebnet.it.

JEL classification: C44

Keywords: modal shift, dose-response functions, Health Impact Assessment (HIA)

1. Introduzione

L'applicazione di metodologie per valutare l'impatto sanitario del PM₁₀, derivante dall'uso dei trasporti, alle indagini dei comportamenti individuali per ottimizzare percorsi e uso dei mezzi, consente di valutare i benefici sulla salute associati a nuovi scenari di emissioni legati alla propensione al cambio modale.

Dalle conoscenze teoriche si può simulare l'impatto ambientale derivante dall'uso del mezzo privato, e quindi definire gli ambiti di intervento per l'abbattimento di emissioni inquinanti in atmosfera. Queste emissioni sono costituite da sostanze gassose e da polveri (PM₁₀, PM_{2.5} e particolato grossolano) i quali oltre ad alterare l'ecosistema globale creano rilevanti effetti nocivi agli ambienti locali e alla salute umana.

Lo studio analizza gli inquinanti atmosferici generati dai sistemi di trasporto su strada, contiene una review di alcuni studi internazionali sull'impatto sanitario del PM₁₀, ed infine utilizza le funzioni dose-risposta di vari studi epidemiologici e tossicologici per stimare gli impatti sanitari espressi in termini di mortalità e di morbilità determinati dal particolato e da gas inquinanti. L'obiettivo è valutare i benefici per la salute prodotti da nuovi scenari di emissione, associati al cambio delle scelte modali degli utenti del trasporto privato, che determinano una diminuzione delle concentrazioni di PM₁₀.

La ricerca, che impiega indici di rischio empirici, si sviluppa su due percorsi: l'assessment della mortalità per tutte le cause, per tumore al polmone e per altre patologie croniche quali l'infarto del miocardio, l'aterosclerosi e le malattie ischemiche, è effettuata considerando concentrazioni medie annue di PM₁₀ in termini di aumento degli effetti per incrementi del 10% delle concentrazioni in atmosfera delle polveri PM₁₀; le valutazioni dell'incidenza di morbosità per cause respiratorie in bambini e adulti, sono calcolate in termini di diminuzione del rischio, considerando riduzioni di concentrazioni per intervalli di 10ug/m³.

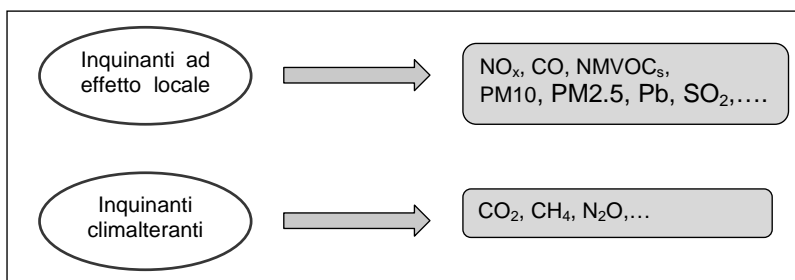
La metodologia proposta mostra scenari potenzialmente importanti per abbattere le emissioni inquinanti e conseguire il risultato di attenuare gli effetti nocivi sulla salute delle popolazioni.

2. Emissioni inquinanti dei sistemi di trasporto ed effetti nocivi sulla salute umana

2.1. Inquinanti atmosferici e sistema dei trasporti

I principali inquinanti atmosferici, generati dal sistema dei trasporti, sono classificati secondo il loro effetto locale o climalterante (Fig. 1). Va ricordato che non esistono distinzioni per quanto concerne il loro effetto nocivo sulla salute umana e sull'ambiente.

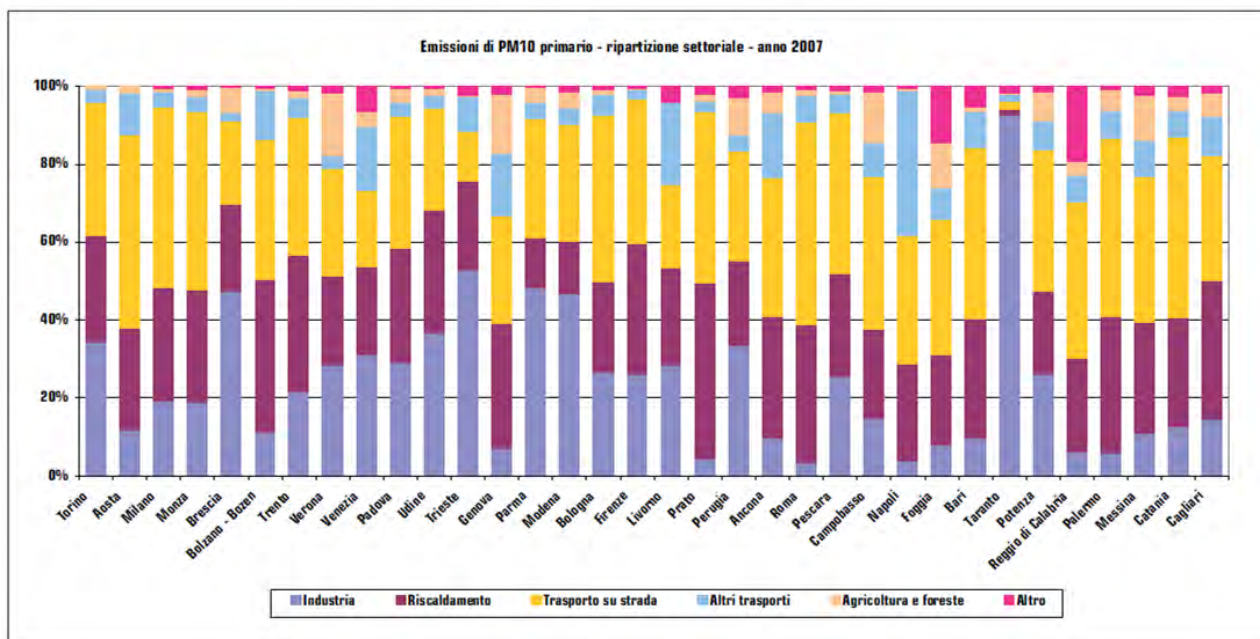
Fig. 1 - Inquinanti atmosferici generati dai sistemi di trasporto



Le emissioni riconducibili essenzialmente al settore trasportistico sono: ossidi di azoto (NO_x), monossido di carbonio (CO) e composti organici non metanici (NMVOC_s), come il benzene e l'etanolo. Mentre per quanto riguarda le polveri sottili (Pm₁₀ e PM_{2,5}), i trasporti, a livello europeo, costituiscono la seconda fonte di emissione dopo il settore residenziale. Ciò non è vero per quanto riguarda l'Italia, dove il PM₁₀ proviene principalmente dal settore dei trasporti.

Nel VI Rapporto Ispra su "Qualità dell'ambiente urbano" e rappresentativi delle principali realtà urbane italiane, per le emissioni di PM₁₀ (Fig. 2) il "trasporto su strada" costituisce la principale sorgente emissiva per 21 città sulle 34 considerate. Per 13 città il contributo apportato dal "trasporto su strada" alle emissioni di PM₁₀ si attesta attorno al 40% delle emissioni totali; tale valore viene superato abbondantemente nelle aree urbane di Aosta, Milano, Monza, Roma, Palermo e Catania.

Fig. 2 - Emissioni a livello comunale di PM₁₀ primario (ripartizione settoriale, 2007)



Fonte: ISPRA 2009

2.2. Effetti inquinanti del particolato sulla salute umana

Il particolato atmosferico è un insieme molto eterogeneo di particelle solide e liquide, che possono essere immesse direttamente nell'atmosfera (particolato primario) o generate da reazioni gas-solido che avvengono in atmosfera (particolato secondario). La sua tossicità dipende da caratteristiche fisiche, dimensione delle particelle, e dalla composizione chimica, che è prevalentemente costituita da composti organici del carbonio (IPA - Idrocarburi Policiclici Aromatici; nitro-IPA) e ossidi di elementi tossici (Pb, Cd, Ni, etc). Le particelle che si disperdono nell'atmosfera hanno un diametro oscillante da 0,1 a 10 micron. Sono in grado di penetrare nelle vie respiratorie, raggiungendo l'epitelio dei bronchioli e gli alveoli polmonari penetrano direttamente nel sangue.

Negli ultimi anni l'attenzione si è concentrata sulle frazioni più fini del particolato ed in particolare sul PM₁₀ (particelle con diametro aerodinamico < 10 µm) e, in tempi più recenti, su frazioni costituite da particelle di dimensioni ancora minori, quali il PM_{2,5} (diametro aerodinamico < 2.5 µm). Studi epidemiologici e studi di tossicità hanno reso, inoltre, sempre più consistente l'ipotesi che gli effetti tossici del particolato siano da attribuire in gran parte alla presenza di nanoparticelle (diametro <100 nm), che derivano da processi di combustione (es.: impianti per la produzione di energia, impianti di riscaldamento, traffico veicolare), dal crescente impiego di nanotecnologie e nanomateriali e da fonti naturali (vulcani, incendi, erosione, spray marini).

Il particolato può produrre sia *effetti acuti*, dovuti ad esposizioni per brevi periodi di tempo, sia *effetti cronici*, dovuti ad esposizioni prolungate. Per quanto riguarda gli *effetti acuti*, quelli più rilevanti si manifestano nella cosiddetta popolazione sensibile (ad es.; anziani, bambini, soggetti asmatici) e comprendono infiammazioni polmonari, patologie respiratorie e cardiovascolari, aumento della richiesta di cure mediche e di ricoveri ospedalieri. Gli effetti cronici includono un aumento delle patologie dell'apparato respiratorio inferiore quali le malattie polmonari ostruttive croniche e la riduzione delle funzioni polmonari nei bambini e negli adulti, patologie cardiache e cancro al polmone.

Per il particolato non esiste una soglia di concentrazione minima al di sotto della quale non sia possibile verificare delle conseguenze sanitarie. In una scelta di valutazioni di sostenibilità sono definiti dei limiti normativi che accettano il rischio delle inevitabili patologie e dei decessi associati.

2.3. Il parco veicolare

Il dato delle autovetture relazionato alla dimensione demografica (Tab. 1) è in Italia in linea con i paesi dell'Unione Europea, per quanto riguarda gli autobus per abitante. Mentre sul versante degli autoveicoli privati si supera di almeno 100 vetture ogni 1.000 abitanti gli altri paesi europei.

Tab. 1 - Autovetture e Autobus per 1.000 abitanti in alcuni paesi UE, 2008

Nazione	Autovetture per 1.000 abitanti	Autobus per 1.000 abitanti
Austria	515,3	1,1
Belgio	478,7	1,5
Finlandia	507,3	2,3
Francia	499,9	1,4
Germania	502,3	0,9
Gran Bretagna	496,9	1,5
Italia	608,1	1,6
Olanda	473,5	0,7
Spagna	493,4	1,4
Svezia	467,7	1,5
<i>Complesso</i>	<i>513,9</i>	<i>1,3</i>

Fonte: Elaborazioni ISFORT su dati A.C.I. - Statistiche automobilistiche

Una lettura di dettaglio dei dati ACI mostra come Genova e Bologna rappresentano i comuni con una più bassa concentrazione di autovetture per abitante, quindi da un punto di vista di possibile generazione di traffico e inquinamento, risultano più virtuosi di città come Torino, Napoli o Palermo. Roma invece, con le sue 693,7 auto per 1.000 abitanti, detiene il primato negativo (per i soli residenti con "età da patente" supera la soglia delle 800 autovetture).

Il tipo di alimentazione e le norme europee sugli standard di emissione costituiscono elementi cardini per definire quanto più un'autovettura inquina. Le auto a Gpl o metano, rispetto a quelle a gasolio emettono meno polveri primarie, ma esiste una consistente formazione di polveri secondarie generalmente non messe in evidenza. Se da un lato, in Italia, il rinnovo del parco registra un incremento dei veicoli sempre più verso gli standard europei, dall'altro è pur vero che aumentano le autovetture con classi di cilindrata sempre maggiore. Infatti, aumenta del 13,8% la classe tra i 1.200 e 1.600 cc con più di 1.800.000 autovetture in valore assoluto, e in analoga proporzione cresce il numero di auto con cilindrata superiore a 2.500 cc fino ad un totale di 156.727 veicoli (Tab. 2).

Tab. 2 - Autovetture per classi di cilindrata, (Var. % 2007-2010)

Cilindrata	Var. % 2007-2010	Differenza 2010-2007 in valori assoluti
0 - 800 cc	-8,6	-148.047
800-1.200 cc	-8,2	-741.545
1.201-1.600 cc	13,8	1.853.691
1.601-2.000 cc	-0,8	-73.872
2.001-2.500 cc	1,6	24.260
oltre 2.500 cc	15,9	156.727
<i>Totale</i>	<i>3,0</i>	<i>1.071.214</i>

Fonte: Elaborazioni ISFORT su dati A.C.I. - Statistiche automobilistiche

L'obiettivo fissato dal Regolamento 443/2009/CE per l'abbattimento delle emissioni di CO₂ si potrà ottenere solo se le automobili di nuova fabbricazione mediamente produrranno livelli inferiori al 130g/km. Per ottenere questo risultato le industrie automobilistiche tendenzialmente diminuiscono le emissioni di CO₂ per le autovetture normalmente più vendute, come ad esempio le utilitarie o quelle con basse cilindrata, mentre per garantire elevate prestazioni dei motori abbattano in misura minore le emissioni per

i veicoli con cilindrata maggiore, che restano sopra le soglie stabilite dall'Unione Europea. Quindi, se è vero che la produzione garantisce il raggiungimento del valore medio, è pur vero che, se cambiano gli stili di vita dei consumatori, come ad esempio l'aumentata propensione all'acquisto di veicoli con cilindrata superiore, probabilmente sarà molto difficile raggiungere l'obiettivo fissato in ambito UE.

2.4. Gli studi sugli effetti dell'inquinamento da traffico sulla salute umana

In un rapporto presentato nel 2005 l'OMS (Organizzazione Mondiale della Sanità) ha valutato che l'inquinamento atmosferico da particolato fine ($PM_{2.5}$) misurato nell'anno 2000 avrebbe accorciato in media la vita di ogni persona all'interno dell'Unione Europea di 8,6 mesi e quella degli Italiani di 9 mesi (ARPAT, 2005).

In un altro studio condotto dall'Ufficio Regionale per l'Europa dell'OMS su incarico dell'APAT (2007) è stato esaminato "l'impatto sanitario del PM_{10} e dell'ozono in 13 città italiane". Si tratta delle città che superano i 200.000 abitanti e cioè Torino, Genova, Milano, Trieste, Padova, Venezia-Mestre, Verona, Bologna, Firenze, Roma, Napoli, Catania e Palermo, per un totale di circa 9 milioni di abitanti. I risultati indicano un impatto sanitario considerevole, non dissimile da quello ottenuto in altri Paesi d'Europa. Si riferiscono in particolare alla mortalità per effetti a lungo termine attribuibili a concentrazioni di PM_{10} superiori a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tale concentrazione rappresentava il limite stabilito dalla Direttiva Comunitaria 99/30/EC a partire dal 2010 e coincide con quello proposto nelle linee guida sulla qualità dell'aria revisionate dall'OMS (2006). I risultati indicano, tra il 2002 ed il 2004, una media di 8220 morti all'anno causate da concentrazioni di PM_{10} superiori a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ovvero pari al 9% della mortalità per individui con età superiore a 30 anni per tutte le cause, esclusi gli incidenti stradali. Tale indice di mortalità comprende varie tipologie: cancro al polmone (742 casi/anno), infarto del miocardio (2562 casi/anno) e ictus (329 casi/anno). La morbilità include, inoltre, bronchiti, asma, sintomi respiratori in bambini ed adulti e ricoveri ospedalieri per malattie cardiache e respiratorie.

Recentemente è stato presentato a Parigi il progetto APHEKOM (Approfondimento della conoscenza e della comunicazione per il Processo Decisionale su Inquinamento Atmosferico e salute in Europa) sugli impatti sulla salute e i costi dell'inquinamento atmosferico in 25 città europee: condotto da 60 ricercatori di 12 paesi europei, coordinato, durante i 3 anni di lavoro, dall'Istituto francese per la sorveglianza della salute pubblica. Utilizzando i tradizionali metodi di valutazione di impatto sulla salute (VIS), si è mostrato che la diminuzione fino a 10 microgrammi/ m^3 nella concentrazione del particolato $PM_{2.5}$ (linee guida annuali sulla qualità dell'aria dell'OMS), in 25 grandi città europee, può comportare un aumento fino a 22 mesi di aspettativa di vita a persone di 30 anni di età ed oltre. Inoltre, i benefici sanitari e finanziari risultanti dall'adottare con strumenti adeguati i valori guida dell'OMS, ammonterebbero a circa 31,5 miliardi di euro annui, compresi i risparmi sulle spese sanitarie, l'assenteismo ed i costi intangibili quali il benessere, l'aspettativa e la qualità della vita. Il lavoro effettuato per il progetto Aphekom è rilevante perché vari stati membri della Unione Europea superano i valori limite della concentrazione di particolato stabiliti nel 2005. In 25 città europee superare le linee guida per la qualità dell'aria nella concentrazione di $PM_{2.5}$ determina su circa 39 milioni di abitanti i seguenti risultati aggregati: 19.000 decessi, 15.000 dei quali per patologie cardiovascolari. Vivere in prossimità di strade di grande traffico potrebbe causare tra il 15 e il 30% dei casi di asma nei bambini; malattie polmonari ostruttive croniche e patologie coronariche in adulti oltre i 65 anni. In Italia lo studio ha esaminato la situazione di Roma, con il coordinamento del Dipartimento di Epidemiologia del Servizio Sanitario della Regione Lazio. A Roma il 23% dei residenti vive a meno di 75 metri da una strada ad alto traffico. I risultati dello studio mostrano che l'11% dei casi di aggravamento di asma nei bambini, il 18% di problemi acuti negli anziani affetti da bronco pneumopatia cronico ostruttiva, e il 23% di problemi acuti negli anziani malati di malattie coronariche possano essere attribuiti al forte inquinamento nell'area di residenza. Il risultato che per la città si evidenzia è che ad una concentrazione media attuale nei 3 anni di studio (2004-2006) di $20,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, corrispondono aspettative di vita, per la diminuzione della concentrazione di $PM_{2.5}$ ai valori guida dell'OMS, con un incremento pari a 11,6 mesi. In altri termini si eviterebbero nella città 1378 morti all'anno per le polveri sottili (FIPHS et al. 2011).

Uno studio effettuato sulla città di Roma (Cesaroni et al. 2011) ha valutato gli effetti sulla qualità dell'aria e sulla salute, di due provvedimenti adottati nel periodo 2001-2005. Si è trattato di definire dal 2001 zone ZTL

(divieto di accesso al traffico in alcune ore e giorni della settimana tranne per residenti e mezzi pubblici) e dal 2002 proibizione al traffico di veicoli diesel senza marmitta catalitica e dal 2003 anche veicoli a benzina euro 0 all'interno dell'anello ferroviario. In questo caso sono stati formulati due ipotetici scenari: pessimistico con sostituzione del 90% di auto euro 0 con auto da euro 1 a euro 4 euro secondo i dati reali del 2005, e ottimistico con sostituzione di euro 0 con euro 4. In primo luogo sono state valutate le concentrazioni di PM₁₀ e NO₂ in strade ad alta densità di traffico in zone circolari all'interno delle aree in cui sono stati attuati i provvedimenti: sono confrontate le concentrazioni del 2001 e quelle del 2005 senza provvedimenti con quelle dei due scenari per il 2005, ottimistico e pessimistico. Per quanto attiene alla salute è stata valutata una coorte di residenti che vivono su strade di grande traffico (>10.000 veicoli/giorno), si è misurata la variazione della mortalità nei 15 anni dal 2005 al 2019 considerando le differenti aree e i livelli socioeconomici degli abitanti residenti. In conclusione: le zone dove sono stati operati interventi di riduzione di traffico e di emissioni hanno fruito di effetti positivi quali la riduzione delle concentrazioni di NO₂ che è più rilevante di quella delle PM₁₀. In queste stesse zone si è verificato un impatto più considerevole, per quanto attiene agli anni di vita guadagnati dei residenti, rispetto alla popolazione urbana dove il miglioramento di questo parametro è stato inferiore. Infine utilizzando un indicatore composito per sezioni di censimento costruito su dati 2001, è stato constatato che i benefici per la salute, per la popolazione appartenente a classi sociali più alte, sono stati più rilevanti rispetto a quelli delle classi sociali più basse.

Altri studi epidemiologici hanno messo in evidenza che l'esposizione ad inquinanti in strade a traffico elevato determinano rischi cardiovascolari. Lo studio è stato condotto in Canada osservando i residenti tra 45 e 85 anni nell'area metropolitana di Vancouver per un periodo di esposizione di 5 anni e per 4 anni di osservazione post-esposizione, gli inquinanti principali erano costituiti da polveri sottili di diametro inferiore a 2.5µm a base carboniosa e da NO₂. Un valor medio pari a circa 0.8 µg/m³ della concentrazione di polveri determinava un incremento di circa il 3% di ospedalizzazione e del 6% di mortalità per patologie coronariche considerando aggiustamenti dei dati per età, sesso, patologie già presenti e stato socioeconomico. È risultata, quindi, molto netta la correlazione tra eventi coronarici e concentrazione di polveri sottili composte da carbonio elementare (Gan W.O. et al., 2011).

3. Un modello per la stima delle emissioni e la simulazione di scenari di cambio modale

La ricerca di ISFORT (Pieralice E., 2010) propone una metodologia per stimare le emissioni nocive generate dalla mobilità urbana e per simulare gli effetti di politiche volte a disincentivare l'uso del mezzo privato e favorire un maggior utilizzo del mezzo pubblico.

La metodologia si sviluppa attraverso processi di interazione fra le banche dati, esistenti a livello nazionale (ACI, ISPRA, CNIT e ISFORT) e si articola in tre fasi sequenziali di elaborazione: assegnazione, stima e simulazioni. La prima è una fase di assegnazione dei valori di emissione degli agenti inquinanti al rispettivo parco veicolare circolante distinto per tipologia di alimentazione, cilindrata e standard normativi di emissioni definiti a livello europeo. I valori medi regionali ottenuti consentono di integrare le informazioni della banca dati su comportamenti e stili in mobilità degli individui. La stima della quantità di emissioni in atmosfera dei composti inquinanti che ogni individuo genera secondo il mezzo utilizzato per eseguire uno spostamento viene confrontata con i dati ufficiali di ISPRA (modello COPERT).

Verificata la solidità dei risultati raggiunti, si passa alla fase di simulazione di scenari di cambiamento modale.

Se le persone decidono di non usare più l'automobile e preferiscono spostarsi con il mezzo pubblico, qual è l'impatto ambientale? Di quanto si potrebbero abbattere le emissioni inquinanti? La simulazione di diversi scenari percorribili, dà le risposte a questi interrogativi, offrendo una serie di informazioni empiriche per misurare le cause-effetto e l'efficienza-efficacia di provvedimenti mirati alla salvaguardia del benessere collettivo.

L'analisi verte su due tipologie di ipotesi: nella prima si valutata la possibilità di trasferire dall'automobile al trasporto pubblico gli spostamenti delle persone che hanno espresso una propensione positiva al desiderio di voler diminuire l'utilizzo del mezzo privato o di quelli che vorrebbero aumentare il proprio uso del mezzo pubblico (17,9% della popolazione 14-80 anni); nella seconda, tutti gli spostamenti effettuati in automobile

con durata inferiore o uguale a 15 minuti, costituiscono l'insieme da ridistribuire sul mezzo pubblico (39,4% degli spostamenti). Nella Tab. 3 sono riportati i risultati delle microsimulazioni per le due ipotesi elaborate.

Tab. 3 - Emissioni totali, in un giorno medio feriale, e variazione percentuale, rispetto alle emissioni totali per agente inquinante, nelle diverse ipotesi oggetto dello studio (Valori assoluti in Mg e Variazioni %)

	Emissioni totali (Mg)	Ipotesi_1.2 (var. %)	Ipotesi 2.2 (var. %)
NO _x	565,4	-14,7	-21,1
NMVOC	250,4	-21,4	-38,9
CO	2.535,8	-23,3	-44,4
PM ₁₀	49,7	-18,2	-27,0
CO ₂	207.192,2	-20,1	-30,3
N ₂ O	31,4	-19,6	-25,5
NH ₃	77,1	-21,4	-23,9

Fonte: Elaborazioni su dati Audimob, Anno 2007

4. I fattori dose-risposta relativi agli effetti del PM₁₀ sulla salute umana

Gli effetti degli scenari di cambiamento modale ipotizzati dalla ricerca di ISFORT, possono essere acquisiti per un'analisi da un punto di vista sanitario, utilizzando per questo approfondimento un importante studio dell'Organizzazione Mondiale della Sanità commissionato dall'APAT (APAT, 2007).

Lo studio dell'OMS (da cui sono state ricavate le tabelle di seguito citate), è stato effettuato su 13 città italiane con popolazione superiore a 200.000 abitanti: Torino, Genova, Milano, Trieste, Padova, Venezia-Mestre, Verona, Bologna, Firenze, Roma, Napoli, Catania, Palermo quindi su una popolazione totale di circa 9 milioni di abitanti (16% della popolazione nazionale). In questo studio sono stati impiegati dati sanitari rilevati dalle statistiche ufficiali. I dati delle concentrazioni di inquinanti nelle città e nel territorio suburbano per gli anni 2002-2004 sono quelli forniti dalle ARPA regionali: attraverso i dati relativi alle concentrazioni di PM₁₀ e O₃ sono state valutate le esposizioni delle popolazioni. L'impatto sanitario è stato stimato per mezzo di coefficienti di rischio determinati da studi epidemiologici e da studi tossicologici tratti dalla letteratura internazionale. Lo studio considera 25 aspetti di patologie associate all'inquinamento dell'aria, sia acute che croniche. L'assessment della mortalità e delle patologie è stata effettuata considerando concentrazioni di PM₁₀ superiori a 20, 30 e 40 ug/m³ o in termini di aumento degli effetti per incrementi di 10 ug/m³ delle concentrazioni in atmosfera delle polveri sottili.

Nel presente lavoro, allo scopo di definire funzioni dose-risposta¹ per calcolare l'incidenza di mortalità per tutte le cause, per tumore al polmone e per altre patologie quali l'infarto del miocardio, l'aterosclerosi e le malattie ischemiche del cuore, si assumono i valori di rischio relativo (Cfr. Tab. A in allegato) riportati nello studio dell'APAT per esposizione a concentrazioni variabili di PM₁₀.

Come indici di rischio relativo per l'incidenza di morbosità (bronchite cronica adulti, asma bambini e asma adulti) e i ricoveri ospedalieri per cause cardiache e per cause respiratorie (Cfr. Tab. B in allegato) si assumono i dati ricavati dallo studio APAT. In questo caso il parametro variazione di concentrazione di PM₁₀ impiegato come variabile indipendente nello studio APAT per tali indici di rischio non è la diminuzione del 10% della concentrazione di PM₁₀, come per gli indici di rischio di mortalità, ma l'incremento di concentrazioni di PM₁₀ di 10 ug/m³. Come per la mortalità, dunque, per valutare i benefici sulla morbosità dalla diminuzione della concentrazione, data la linearità della funzione, si impiega lo stesso indice di rischio in termini di diminuzione per diminuzione di concentrazione.

¹ La funzione dose-risposta, esprime l'eventuale incremento del rischio sanitario (di esposizione della popolazione) determinato da incrementi delle concentrazioni dei composti inquinanti.

5. Metodologia per la stima degli effetti sanitari

Per la costruzione del modello² sono stati utilizzati: i dati Audimob relativi alla stima delle emissioni di PM₁₀ (Pieralice E., 2010); le funzioni dose-risposta relative agli effetti sanitari in funzione delle concentrazioni di PM₁₀ (APAT, 2007); i dati sulle emissioni PM₁₀ in atmosfera, su base provinciale, distinte per tipologia di settore inquinante (es. trasporto su strada) (ISPRA, 2005), quelli distinti per tipologia di veicolo inquinante (auto, autobus, veicoli leggeri e veicoli pesanti) (ISPRA, 2005) e i dati sulle emissioni PM₁₀ in atmosfera stimate in 34 città capoluogo (ISPRA, 2009); i dati sui giorni di superamento del valore limite medio giornaliero delle concentrazioni di PM₁₀ (50 µg/m³; max 35 superamenti annui) e valore medio annuo (valore limite annuo: 40 µg/m³) per città e tipologia di stazione (Cfr. Tab. C in allegato). Da elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA e su dati comunicati in ambito Eol - decisione 97/101/CE (ISPRA, 2009).

La confrontabilità tra i dati ISPRA (che si riferiscono alle emissioni medie annue di PM₁₀) e i dati Audimob (che rappresentano una giornata media feriale) sulle emissioni è possibile assumendo l'ipotesi che il volume di emissioni della circolazione feriale su strada costituisca circa il 70% della dimensione annuale, considerando 240 giorni lavorativi su 365.

Dai dati su "Emissioni comunali di PM₁₀ primario" (ISPRA, 2009), riguardanti la ripartizione settoriale delle emissioni di PM₁₀, si identifica la quota % relativa ai trasporti su strada per ognuna delle 13 città. Si individuano gli intervalli di concentrazioni, minimo e massimo dei valori medi annui relative alle diverse stazioni di rilevamento, associati al traffico urbano (TU) per PM₁₀ nelle stesse 13 città. Il passaggio successivo stima il valore medio annuo delle concentrazioni di PM₁₀ associate al traffico su strada corrispondente alle quote % delle sole emissioni di PM₁₀ dovute al trasporto su gomma per ognuna delle città. La valutazione, effettuata per lo stato di riferimento attuale, sarà ripetuta con la stessa metodologia per i diversi scenari considerando che per ognuno di essi è stata calcolata una definita emissione di PM₁₀. Le concentrazioni sono calcolate sulla base delle emissioni dell'intero traffico su strada. Poiché gli scenari considerati nello studio sono riferiti al traffico automobilistico è stato necessario definire queste concentrazioni specifiche di PM₁₀.

In assenza di dati specifici per l'area urbana, due ipotesi metodologiche sono state formulate per la stima della quota percentuale di emissioni dovute alle automobili sul totale del trasporto stradale: poiché a livello comunale non sono noti i dati specifici delle emissioni dovute al trasporto automobilistico, ma solo quello delle emissioni del trasporto su strada: nella prima ipotesi si assume che il dato comunale coincida con il dato provinciale; mentre nella seconda ipotesi tale dato per il 2007 è stimato assumendo, per i comuni capoluogo, le medesime distribuzioni percentuali provinciali delle emissioni di PM₁₀ dovute alle automobili rispetto a quelle totali del trasporto su strada del 2005.³

La concentrazione totale di PM₁₀ in ogni città così corretta per il contributo della concentrazione che "dipende" dal trasporto su auto sarà impiegata nelle funzioni dose-risposta per mortalità e morbosità.

6. I risultati

Secondo i modelli stimati, per le 13 grandi città oggetto di studio, lo scenario che prevede un cambio modale dall'automobile verso l'autobus di tutti gli spostamenti inferiori a 15 minuti mostra un abbattimento tra i 581 e i 628 casi annui di mortalità per tutte le cause, una riduzione superiore ai 50 casi annui di mortalità per tumore al polmone e una diminuzione di più di 200 casi ogni anno per effetti cronici (Tab. 4, Ipotesi 2.2). Per quanto riguarda la morbosità, il risultato evidenzia un risparmio di uso di broncodilatatori per circa un milione di giorni per la popolazione superiore ai 14 anni (Tab. 5, Ipotesi 2.2).

² In allegato il metodo di calcolo e i risultati dei passaggi intermedi (Cfr. Tab. D, E in allegato)

³ Le due strade intraprese sono il frutto di un lungo percorso per la calibrazione del modello. Infatti i dati delle emissioni di PM₁₀ del trasporto su strada a livello di comuni capoluogo di provincia sono stati ottenuti solo nel corso dello sviluppo della ricerca. Pertanto, solo in una seconda fase, è stato possibile applicare il modello utilizzando una stima più appropriata su base comunale. La scelta finale è stata quella di pubblicare entrambe le ipotesi.

I benefici sanitari aumenterebbero se le persone che esprimono una propensione positiva al minor uso del mezzo privato o maggior utilizzo del trasporto pubblico venissero incentivate al cambiamento modale. Infatti la riduzione delle emissioni di PM₁₀ consentirebbe in questo scenario di evitare tra i 650 e i 700 casi di mortalità annue per tutte le cause, circa 60 casi l'anno in meno per mortalità dovuta al tumore polmonare e circa 250 casi in meno ogni anno legati agli effetti cronici (Tab. 4, Ipotesi 1.2). Anche in questo caso si potrebbe evitare l'uso di broncodilatatori, per asma da adulti, complessivamente per più di un milione di giorni in un anno (Tab. 5, Ipotesi 1.2).

Tab. 4 - Riduzione percentuale degli effetti sanitari per ipotesi e numero stimato di casi per scenario

	Ipotesi 1.2 ^(a)		Ipotesi 2.2 ^(b)	
	Riduzione %	Numero di casi stimati	Riduzione %	Numero di casi stimati
<i>prima ipotesi per scenario: "Emissioni auto dato comunale coincide con il dato provinciale"</i>				
Mortalità per tutte le cause	-0,71	-648,91	-0,64	-580,60
Mortalità per tumore al polmone	-0,91	-58,07	-0,81	-51,96
Effetti cronici ^(c)	-1,78	-229,83	-1,59	-205,64
<i>seconda ipotesi per scenario: "Emissioni auto dato comunale stimato assumendo le medesime distribuzioni provinciali"</i>				
Mortalità per tutte le cause	-0,77	-707,71	-0,69	-627,84
Mortalità per tumore al polmone	-0,99	-63,33	-0,88	-56,19
Effetti cronici ^(c)	-1,94	-250,66	-1,72	-222,37

^(a) Ipotesi di cambio modale per gli spostamenti in auto delle persone che hanno espresso una propensione positiva al desiderio di voler diminuire l'utilizzo del mezzo privato o di voler aumentare l'uso del mezzo pubblico.

^(b) Ipotesi di cambio modale per tutti gli spostamenti in automobile con durata inferiore o uguale a 15 minuti.

^(c) Infarto del miocardio, aterosclerosi coronarica e altre malattie ischemiche del cuore

Tab. 5 - Benefici sulla morbosità per ipotesi e scenario

Effetti	Popolazione di riferimento	Ipotesi 1.2 ^(a)	Ipotesi 2.2 ^(b)
<i>prima ipotesi per scenario: "Emissioni auto dato comunale coincide con il dato provinciale"</i>			
Numero di casi evitati di bronchite cronica	>=27 anni	265,7	237,8
Asma bambini: numero di giorni evitati di uso di broncodilatatori	6-7 e 13-14 anni	8.537,9	7.654,6
Asma adulti: numero di giorni evitati di uso di broncodilatatori	>= 15 anni	1.056.302,7	947.091,0
<i>seconda ipotesi per scenario: "Emissioni auto dato comunale stimato assumendo le medesime distribuzioni provinciali"</i>			
Numero di casi evitati di bronchite cronica	>=27 anni	286,4	253,7
Asma bambini: numero di giorni evitati di uso di broncodilatatori	6-7 e 13-14 anni	9.145,7	8.136,0
Asma adulti: numero di giorni evitati di uso di broncodilatatori	>= 15 anni	1.137.446,2	1.010.024,0

^(a) Ipotesi di cambio modale per gli spostamenti in auto delle persone che hanno espresso una propensione positiva al desiderio di voler diminuire l'utilizzo del mezzo privato o di voler aumentare l'uso del mezzo pubblico.

^(b) Ipotesi di cambio modale per tutti gli spostamenti in automobile con durata inferiore o uguale a 15 minuti.

La Tab. 6 sintetizza per 6 farmaci broncodilatatori, scelti in maniera casuale, le caratteristiche principali come il numero di compresse per scatola, il costo per confezione e la posologia per persone adulte con forme non gravi di asma. Con un semplice esercizio, assumendo un valore medio giornaliero per dose consigliata pari a poco più di 33 centesimi di euro (nel caso dei farmaci considerati), moltiplicando tale valore per i giorni evitati per uso di broncodilatatori si otterrebbe un risparmio di spesa farmaceutica pari a 379.284,08 euro (Ipotesi 1.2).

Tab. 6 - Broncodilatatori, posologia per adulti con forme non gravi di asma (Costi in euro)

Farmaco*	Posologia (N. di compresse per dose giornaliera)	Numero di compresse per scatola	Costo per scatola	Costo per compressa	Costo giornaliero per dose consigliata
M 20mcg	2	30	7,1	0,24	0,47
C 25mg	1	30	6,93	0,23	0,23
A 600mg	2	20	4,7	0,24	0,47
T 250mg	2	30	3,41	0,11	0,23
E1 25mg	1	21	7,68	0,37	0,37
E2 25mg	1	21	4,9	0,23	0,23

* per evitare forme di pubblicità, il farmaco viene menzionato per la sola iniziale.

7. Conclusioni

Gli effetti nocivi prodotti dall'inquinamento antropico alla salute umana e all'ambiente sono determinati sperimentalmente e/o stimati attraverso diverse metodologie che impiegano parametri qualitativi e quantitativi tossicologici, epidemiologici, chimico-fisici, biologici, naturalistici ed economici. I gravi danni arrecati all'ambiente e alla salute umana, costituiscono elementi che sfuggono a qualsiasi "regola indiscutibile" di misurazione. Indubbiamente cercare di stimare, in termini monetari, i costi sociali determinati dall'inquinamento, non è semplice.

Si pensi alla non facile reperibilità di dati ufficiali, cioè qualitativamente validi da un punto di vista statistico ed economico, come ad esempio: i costi legati all'inquinamento acustico, dallo stress del sistema nervoso ai danni agli edifici e i costi stessi della congestione associata ai trasporti dove gli effetti nocivi delle emissioni dipendono da fattori che interagiscono con le condizioni meteorologiche. E ancora la manutenzione di edifici importanti da un punto di vista architettonico e storico e il restauro di opere d'arte sottoposti all'impatto di gas inquinanti e delle nebbie e precipitazioni acide sono difficilmente riconducibili nell'analisi complessiva dei costi alle singole cause di inquinamento antropico e/o a stress climatici naturali.

Ancor più difficile è la valutazione economica dei danni sugli ecosistemi naturali e sulle foreste. La scomparsa di migliaia di ettari di foresta con conseguente diminuzione della capacità complessiva di captazione della CO₂ e l'aumento degli inquinanti climalteranti determina enormi danni all'ambiente e alle popolazioni, dai cicloni alla desertificazione che possono essere tradotti in termini monetari ma certamente con gravi difficoltà di calcolo. Così gli effetti dannosi dell'inquinamento per gli ecosistemi naturali provocano la scomparsa di numerose specie vegetali e animali che sono sistematicamente ignorate dalle metodologie di valutazione del danno perché apparentemente non rilevanti sul piano economico: da tale impostazione emerge come gran parte delle risorse naturali, bene comune e patrimonio umano, potrebbero essere in buona parte dissolte senza alcuna turbativa nelle analisi e nei modelli di calcolo di alcune scuole analitiche di impatto ambientale.

L'aspetto più delicato e carico di contraddizioni sta appunto nell'applicare tali metodologie d'impatto monetizzato alla salute umana, non tanto per la difficoltà di reperire dati affidabili sulla mortalità e morbosità associate a pressioni inquinanti quanto per l'inevitabile fattore etico che sottintende tali indagini: è assurdo infatti ridurre la malattia al costo del ricovero ospedaliero, degli accertamenti diagnostici e delle terapie e al mancato prodotto o servizio per assenza temporanea o definitiva della forza-

lavoro. La sofferenza, l'umiliazione e le alterazioni degli equilibri familiari e sociali del malato e in definitiva i fattori psico-fisici soggettivi e di gruppo sono del tutto ignorati.

La libertà di vivere e la capacità di sottrarsi a malattie evitabili hanno un prezzo? È giusto ridurre a mera valutazione di costi-benefici la qualità della vita umana? Amartya Sen, Premio Nobel per l'Economia, invita invece a seguire questo percorso: "una nuova concezione di sviluppo economico, che abbandona i concetti di aumento del reddito per favorire nuovi obiettivi come espandere la ricerca verso un miglioramento della qualità della vita, sviluppando la teoria dell'eguaglianza e delle opportunità-libertà" (Sen A., 2001).

In questo lavoro sono valutati gli effetti sanitari in termini di efficacia dei risultati ottenuti: si ritiene quindi che, sottrarre anche pochi casi, alla mortalità dovuta alle emissioni di PM₁₀, sia un risultato inestimabile.

Gli scenari proposti in questa ricerca mostrano risultati potenzialmente importanti - se estesi a distretti metropolitani e suburbani, oltre quelli che hanno interessato la ricerca - per abbattere le emissioni inquinanti e conseguire il risultato di attenuare gli effetti nocivi alla salute delle popolazioni. Ma il loro successo è legato principalmente ad un cambiamento degli stili di vita degli individui. Proporre ai cittadini un cambio modale verso il mezzo pubblico presuppone che il servizio sia accessibile, confortevole, rapido, che sia dotato insomma di tutte quelle prerogative che sostanziano un'offerta efficiente.

A livello europeo i progetti, le esperienze e le soluzioni che hanno riscontrato ampi successi sono stati numerosi: campagne informative, sviluppo di sistemi di TPL a tariffazione integrata, aree destinate alla sosta di scambio, rinnovamento dell'urbanistica stradale, corsie preferenziali, piste ciclabili, pianificazioni territoriali, gestione partecipata.

Dunque le competenze e le politiche per la mobilità sostenibile dispongono di soluzioni per un sistema di trasporti più efficiente ed efficace.

È ben noto che il protocollo di Kyoto affronta l'inquinamento atmosferico climalterante da CO₂ predisponendo dei dispositivi che consentono di procurarsi "crediti di emissione": il paese più virtuoso può cedere i suoi crediti al paese che non è riuscito a rispettare i parametri di riduzione delle emissioni stabiliti. Ma per garantire una migliore qualità della vita in un ambiente più sostenibile, piuttosto che continuare a "acquistare il diritto a inquinare" è certamente più democratico, meno discriminatorio nei rapporti tra paesi industrializzati e paesi del terzo mondo e sicuramente più efficace, definire da parte di istituzioni internazionali e nazionali politiche e piani di sviluppo dell'energia, dei trasporti, delle produzioni industriali e agricole e dei servizi, mirati a garantire sostenibilità nella conservazione delle risorse naturali e antropiche e nella tutela dell'ambiente e della salute delle popolazioni.

La ricerca sulla mobilità sostenibile rappresenta lo strumento per creare una visione più cosciente e consapevole della natura al fine di condividere un vivere sociale più responsabile, ma lo strumento può divenire pratica solo se l'esperienza degli uomini è capace di trasformarlo in scelte politiche intelligenti e pragmatiche. La ricerca scientifica prosegue la sperimentazione di nuove linee e la messa a punto di nuove metodologie, ma senza l'applicazione nella realtà sociale delle conoscenze scientifiche e tecnologiche, ne risulterà solo un accanimento diagnostico e progettuale. Inoltre l'assenza di scelte politiche responsabili non consentirà di verificare l'efficienza e l'efficacia delle terapie messe a punto per curare le patologie indagate.

Bibliografia

ACI, (Anni vari), *Autoritratto*, Studi e ricerche

APAT, Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici, (2007), *Impatto Sanitario di PM₁₀ e ozono in 13 città italiane*

ARPAT, (2005), *Rapporto OMS su inquinamento dell'aria e salute*, ARPAT news, n. 240

Cesaroni G., Boogaard H., Jonkers S., Porta D., Badaloni C., Cattani G., Forastiere F., Hoek G., (2011), *Health benefits of traffic-related air pollution reduction in different socioeconomic groups: the effect of low-emission zoning in Rome*, Occup Environ Med. Aug 7

Cobb C., (1998), *The Roads Aren't Free; Estimating the Full Social Costs of Driving and the Effects of Accurate Pricing*

- Crosignani P., Bocchi C., Cassoni F., (2005), *Emissioni da traffico veicolare, diesel sotto esame*, ARPA Rivista N. 6, Novembre-Dicembre 2005.
- Di Matteo L., (2006), *Le fonti di emissione di polveri sottili. XVII Convegno Tecnico ACI*
- EEA, European Environment Agency, (2008), *Annual European Community LRTAP Convention Emission Inventor Report 1990-2006*, EEA Technical report No 7/2008
- EEA, European Environment Agency, (2000), *Are we moving in the right direction? Indicators on transport and environment integration in the EU*
- Frank L., S. Kavage and T. Litman, (2006), *Promoting Public Health Through Smart Growth: Building Healthier Communities Through Transportation And Land Use Policies and practices*
- FIPHS (French Institute for Public Health Surveillance) Sylvia Medina, Kanwal Eshaj, Christophe Declercq, Mathilde Pascal, Magali Corso, Agnès Lefranc, Alain Le Tertre, Aymeric Ung, Myriam Blanchard, Sophie Larrieu, Tek-Ang Lim, Laurence Pascal, InVS, Saint-Maurice, France. Rome Health Authority, Italy, Francesco Forastiere, Giulia Cesaroni, Chiara Badaloni et al.(2011) *Summary report of the Aphekom project 2008-2011 Improving Knowledge and Communication for Decision Making on Air Pollution and Health in Europe*
- Gan W.O., M.Koehoorn, H.W. Davies., P.A. Demers, L. Tamburic, M. Brauer, (2011), *Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution and the Risk of Coronary Heart Disease Hospitalization and Mortality*, Environ Healt Perspect. 119, 4, 501-507
- INFRAS, IWW, (2004), *External costs of transport*
- ISFORT, (2010), *Dieci anni di Osservatorio "Audimob" – Rapporto su stili e comportamenti di mobilità degli italiani, pp. 115-129*
- ISPRA, *Inventario nazionale delle emissioni in atmosfera Serie Storiche dal 1980 al 2007 delle emissioni dei principali inquinanti in Italia organizzati per settore*
- ISPRA, (2007), *La banca dati dei fattori di emissione medi per il parco circolante in Italia*
- ISPRA, (2010), *Qualità dell'ambiente urbano - VI Rapporto*
- Litman T., (2009), *Guide to Calculating Mobility Management Benefits*
- Mameli F., G. Marletto, (2009), *A partecipative procedure to select indicators of sustainable urban mobility policies*, CRENoS
- Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti, (Anni vari), *Conto Nazionale delle Infrastrutture e dei Trasporti*
- O'Mahony M., K. Kirwan and S. McGrath, (1997), *Modelling the Internalization of External Costs of Transport*
- Pieralice E., (2010), *Un modello per la stima delle emissioni e la simulazione di scenari di cambiamento modale, pubblicato in "Sostenibilità, qualità e sicurezza nei sistemi di trasporto e logistica" a cura di Edoardo Marcucci e Enrico Musso, pp. 98-111. (La relazione completa, presentata alla XII riunione Scientifica della SIET è disponibile sul sito: www.sietitalia.org/siet2010/roma.htm)*
- Sen A. K., (1982), *Scelta, benessere, equità*
- Sen A. K., (1987), *Etica ed economia*
- Sen A. K., (2001), *Lo sviluppo è libertà. Perché non c'è crescita senza democrazia*
- Stern N. et al., (2006), *Stern Review on the Economics of Climate Change*

Allegato

Tab. A – Funzioni dose-risposta espresse in termini di Rischio Relativo, relative ad effetti sanitari determinati da variazioni di concentrazione di PM₁₀. Esiti sanitari per anno nelle 13 città attribuibili ai livelli di PM₁₀ superiore a 20, 30, 40 ug/m³

Effetti	Parametri	Campione (tipologia)	Casi rilevati (v.a.)	% Incremento/Riduzione (casi attribuiti)	Funzione dose-risposta (rischio relativo RR)
Mortalità per tutte le cause	Riduzione 10% PM ₁₀ (in ogni città)	tutta la popolazione >=30 anni	1.610	-1,8	RR=1,06 IC 95% (1,02-1,11)
	Aumento 10 ug/m ³ PM ₁₀			6,0	
	Concentrazione PM ₁₀ >= 20 ug/m ³		8.220	9,0	
	Concentrazione PM ₁₀ >= 30 ug/m ³		5.196	5,7	
	Concentrazione PM ₁₀ >= 40 ug/m ³		2.270	2,5	
Mortalità per tumore al polmone	Riduzione 10% PM ₁₀	tutta la popolazione >=30 anni	149	-2,3	RR=1,08 IC 95% (1,01-1,16)
	Aumento 10 ug/m ³ PM ₁₀			8,0	
	Concentrazione PM ₁₀ >= 20 ug/m ³		742	11,6	
	Concentrazione PM ₁₀ >= 30 ug/m ³		478	7,5	
	Concentrazione PM ₁₀ >= 40 ug/m ³		214	3,3	
Effetti cronici Infarto del miocardio, aterosclerosi coronarica e altre malattie ischemiche del cuore	Riduzione 10% PM ₁₀	tutta la popolazione >=30 anni		-4,5	RR=1,18 IC 95% (1,14-1,23)
	Aumento 10 ug/m ³ PM ₁₀			18,0	
	Concentrazione PM ₁₀ >= 20 ug/m ³		2.562	19,8	
	Concentrazione PM ₁₀ >= 30 ug/m ³		1.684	13,0	
	Concentrazione PM ₁₀ >= 40 ug/m ³		749	5,8	

Fonte: APAT, 2007

Tab. B – Funzioni dose-risposta, espresse in termini di Rischio Relativo, dell'incidenza della morbosità per variazione delle concentrazioni di PM₁₀

Effetti	Campione (tipologia)	Casi rilevati (v.a.)	Incremento/Riduzione (casi attribuiti)		Funzione dose-risposta (rischio relativo RR)
			(v.a.)	%	
Bronchite cronica	Popolazione >=27 anni	250.938	771	0,3	26,5 nuovi casi per 100.000 abitanti >=27 anni per aumenti di 10 ug/m ³ di concentrazioni di PM ₁₀
Asma bambini	Popolazione età 6-7 anni o 13-14 anni	2.833	228	7,1	180 giorni extra di uso di broncodilatatori per 1.000 bambini (6-7 o 13-14 anni) per aumenti di 10 ug/m ³ di concentrazioni di PM ₁₀ ; IC 95% (153-303)
Asma adulti	Popolazione >= 15 anni	351.492	145.588	41,4	912 giorni di uso di broncodilatatori per 1.000 adulti (>= 15 anni) per aumenti di 10 ug/m ³ di concentrazioni di PM ₁₀ ; IC 95% (91030-200400)
Ricoveri ospedalieri per cause cardiache	Tutta la popolazione	113.772	149	0,1	IC 95% (87-211) RR=1,003 IC 95% (1,000-1,006)
Ricoveri ospedalieri per cause respiratorie		69.630	183	0,3	IC 95% (135-231) RR=1,006 IC 95% (1,002-1,04)

Fonte: APAT, 2007

Metodologia per la stima degli effetti sanitari

Procedura sintetica per esplicitare il metodo di calcolo.

Il dato ISPRA sul Valore Medio Annuo delle concentrazioni totali (valore minimo e massimo) consente, di stimare il Valore Medio Annuo (minimo e massimo) della quota parte di concentrazioni di PM₁₀ attribuite alla sorgente inquinante "automobile".

$$VMA_{AUTO} = \frac{VMA_{TOT}}{100} \times A$$

VMA_{AUTO} = Stima del Valore Medio Annuo della quota parte di concentrazioni di PM₁₀ in ug/m³ associate alle automobili
 VMA_{TOT} = Valore Medio Annuo delle concentrazioni di PM₁₀ totali in ug/m³. (Valore minimo e massimo)
 A = quota % emissioni PM₁₀ totali dovute alle automobili (compresa % legata a pneumatici, freni e manto stradale)

Gli scenari dei comportamenti in mobilità e le relative stime di emissioni di PM₁₀ sui dati Audimob di ISFORT consentono di stimare la quota di riduzione delle concentrazioni in funzione dell'abbattimento delle emissioni dovute al cambiamento delle scelte modali.

$$RID_{VMA} = \frac{VMA_{AUTO}}{100} \times PM_{10}^{ipotesi1.2(2.2)}$$

RID_{VMA} = concentrazione di PM₁₀ in ug/m³ dovute alla riduzione delle emissioni stimate nel primo scenario.
 (Valori minimo e massimo)
 PM₁₀^{ipotesi 1.2 (2.2)} = quota % di riduzione emissioni di PM₁₀ da automobili.

Si ricorda: *ipotesi 1.2*, primo scenario, riduzione delle emissioni nell'ipotesi di cambiamento modale (da auto a autobus) per tutti gli spostamenti in auto degli individui che hanno espresso una propensione al minor utilizzo di mezzi privati o al maggior uso del mezzo pubblico; *ipotesi 2.2*, secondo scenario riduzione delle emissioni nell'ipotesi di cambiamento modale (da auto a autobus) per tutti gli spostamenti in auto inferiori ad un tempo di percorrenza di 15 minuti

Sottraendo i valori stimati della concentrazione ridotta alle concentrazioni medie annue si ottiene la nuova concentrazione in funzione del quale sarà possibile calcolare la quota percentuale di riduzione delle concentrazioni di PM₁₀ dovuta al cambiamento di uso del mezzo di trasporto su gomma. A questo punto è possibile stabilire la quota percentuale di riduzione in funzione dei diversi scenari ipotizzati.

$$R_{S1} = 100 - \left(\frac{NVMA_{TOT(1,2)}}{VMA_{TOT}} \times 100 \right) \quad \text{e} \quad R_{S2} = 100 - \left(\frac{NVMA_{TOT(2)}}{VMA_{TOT}} \times 100 \right)$$

R_{S1} = quota % di riduzione di PM₁₀ nell'ipotesi del primo scenario
 R_{S2} = quota % di riduzione di PM₁₀ nell'ipotesi del secondo scenario
 NVMA_{TOT(1,2)} = stima del nuovo Valore Medio Annuo delle concentrazioni di PM₁₀ totali in ug/m³ per i due scenari.

Per ognuna delle 13 città otterremo il coefficiente di riduzione degli effetti misurati dai parametri sanitari in funzione degli scenari ipotizzati. Si potrà quindi utilizzare il coefficiente stimato per calcolare la diminuzione di mortalità per tutte le cause e specifica e degli effetti cronici.

$$R_{S1} \text{Coef}_{M,MT,EC} = \text{Coef}_{M,MT,EC} \times \frac{R_{S1}}{CR}$$

M = coefficiente di variazione di mortalità per tutte le cause dovuto ad una riduzione del 10% delle concentrazioni di PM₁₀
 MT = coefficiente di variazione di mortalità per tumori al polmone dovuto ad una riduzione del 10% delle concentrazioni di PM₁₀
 EC = coefficiente di variazione degli effetti cronici (infarto del miocardio, aterosclerosi coronarica e altre malattie ischemiche del cuore) dovuti ad una riduzione del 10% delle concentrazioni di PM₁₀
 CR = diminuzione percentuale della concentrazione di PM₁₀ che è variabile indipendente per i coefficienti di riduzione M, MT e EC relativi ad ogni effetto
 R_{S1}Coef = stima della quota % di diminuzione degli effetti misurati dai parametri sanitari

Per il secondo scenario di cambio modale le stime sono ottenute sostituendo nelle formule R_{S1} con R_{S2}. Il valore medio complessivo è il risultato di una media ponderata delle quote % di diminuzione per ognuna delle 13 città secondo le specifiche popolazioni di riferimento.

Nel caso delle morbosità, il valore che si ottiene come differenza tra il Valore Medio Annuo (VMA_{TOT}) delle concentrazioni di PM₁₀ totali e la stima del nuovo Valore Medio Annuo (NVMA_{TOT}), rappresenta la riduzione in ug/m³ delle concentrazioni di PM₁₀, che è utilizzata nell'impiego dei coefficienti di riduzione di morbosità. La stima dei benefici sulla morbosità è calcolata riproporzionando i casi (o i giorni) della funzione dose-risposta (cfr. Tab. 5), dello studio dell'APAT, mantenendo come fattore di ponderazione la specifica popolazione di riferimento.

Tab. C – PM₁₀ (2008) – giorni di superamento del valore limite giornaliero (50 µg/m³; max 35 sup.) e valore medio annuo (valore limite annuo: 40 µg/m³) per città e tipologia di stazione

	Stazioni ^{a1} (numero e tipo)	Superamenti del valore limite giornaliero ^{a1}	Valore medio annuo ^{a1} (µg/m ³)
		<i>Minimo e massimo</i>	<i>Minimo e massimo</i>
Torino	3 TU	124 ÷ 150	53 ÷ 61
	2 FU	90	43 ÷ 43
Aosta	1 TU	15	25
	1 FU	30	27
Milano-Monza	7 TU	75 ÷ 111	37 ÷ 46
	6 FU, 1 FS	51 ÷ 104	33 ÷ 45
Brescia	1 TU, 1 IS	77 ÷ 132	38 ÷ 51
	2 FU	67 ÷ 97	38 ÷ 43
Bolzano	5 TU, 2 TS	8 ÷ 26	17 ÷ 27
	2 FU	8 ÷ 18	18 ÷ 22
Trento	2 TU	38 ÷ 41	29 ÷ 30
	4 FU	23 ÷ 40	26 ÷ 30
Verona	1 TU	89	42
	1 FR	83	40
Venezia	1 TU	112	47
	2 FU	59 ÷ 83	36 ÷ 38
Padova	1 TU	92	45
	1 FU	93	42
Udine	2 TU	40 ÷ 45	31 ÷ 31
	-	-	-
Trieste	2 TU, 2 IU, 1 IS	14 ÷ 30	21 ÷ 29
	-	-	-
Genova	3 TU	0 ÷ 11	19 ÷ 25
	-	-	-
Parma	1 TU	76	36
	1 FU	41	32
Modena	1 TU	112	44
	1 FU	92	39
Bologna	1 TU	68	37
	1 FU ^{a2}	19	24
Firenze	2 TU	88 ÷ 98	42 ÷ 44
	5 FU	19 ÷ 56	25 ÷ 35
Prato	1 TU	41	32
	2 FU	29 ÷ 39	26 ÷ 32
Livorno	1 TU, 1 IU	10 ÷ 40	26 ÷ 35
	1 FS	0	17
Perugia	1 TU	22	24
	1 FU	11	20

(continua)

(segue) Tab. C – PM₁₀ (2008) – giorni di superamento del valore limite

	Stazioni ^(a) (numero e tipo)	Superamenti del valore limite giornaliero ^(b)	Valore medio annuo ^(c) (µg/m ³)
		<i>Minimo e massimo</i>	<i>Minimo e massimo</i>
Ancona	-	-	-
	1 FU	36	31
Roma	4 TU	51 ÷ 81	36 ÷ 41
	6 FU	19 ÷ 61	27 ÷ 37
Pescara	2 TU, 1 IS	73 ÷ 80	36 ÷ 41
	1 FU	22	24
Napoli	3 TU	53 ÷ 134	39 ÷ 51
	1 FS	62	39
Bari	3 TU	0 ÷ 43	13 ÷ 36
	1 FU	12	29
Taranto	2 IS	36 ÷ 59	32 ÷ 37
	2 FS	7 ÷ 12	25 ÷ 32
Potenza	2 TU, 2 IS	3 ÷ 27	15 ÷ 27
	-	-	-
Palermo	4 TU	40 ÷ 89	32 ÷ 42
	-	-	-
Messina	4 TU	19 ÷ 58	21 ÷ 58
	-	-	-
Catania	3 TU	7 ÷ 44	30 ÷ 38
	1 FS	16	28
Cagliari	1 TU	4	18
	-	-	-

TU = Traffico Urbana;
TS = Traffico Suburbana;
IU = Industriale Urbana;
IS = Industriale Suburbana;
FU = Fondo Urbana;
FS = Fondo Suburbana;
FR = Fondo Rurale.

- (b) Sono riportati il valore più basso (minimo) e il valore più alto (massimo) del numero di superamenti. Quando è disponibile il dato relativo a una sola stazione e riportato solo questo.
- (c) Sono riportati il valore più basso (minimo) e il valore più alto (massimo) delle medie annuali. Quando è disponibile il dato relativo alla media annuale di una sola stazione è riportato solo questo.
- (d) La copertura dei dati è pari al 74%.

Fonte: elaborazioni ISPRA su dati ARPA/APPA e su dati comunicati in ambito Eol - decisione 97/101/CE (per Trento, Bolzano, Napoli)

Tab. D – Risultati delle stime per i 13 comuni capoluoghi (quota % emissioni auto dato comunale coincide con il dato provinciale)

Comune	Torino	Genova	Milano	Verona	Venezia	Bologna	Firenze	Roma	Napoli	Bari	Palermo	Messina	Catania
A ₁	14,4	13,5	18,8	7,5	10,2	16,4	12,3	16,6	16,5	10,1	14,9	16,0	15,3
A ₂	3,6	3,4	4,7	1,9	2,6	4,1	3,1	4,2	4,2	2,5	3,7	4,0	3,8
A	18,1	16,8	23,6	9,3	12,7	20,6	15,4	20,8	20,7	12,6	18,6	20,0	19,1
VMA _{TOT} (min)	53	19	37	42	47	37	42	36	39	13	32	21	30
VMA _{TOT} (max)	61	25	46	42	47	37	44	41	51	36	42	58	38
VMA _{AUTO} (min)	9,6	3,2	8,7	3,9	6,0	7,6	6,5	7,5	8,1	1,6	6,0	4,2	5,7
VMA _{AUTO} (max)	11,0	4,2	10,8	3,9	6,0	7,6	6,8	8,5	10,6	4,5	7,8	11,6	7,3
PM_MIX1	-18,9	-13,6	-18,5	-6,1	-21,3	-11,8	-24,3	-22,8	-22,4	-20,7	-23,6	-31,2	-16,8
PM_TEMPO1	-23,4	-18,8	-15,7	-23,7	-24,7	-15,7	-18,1	-13,2	-21,2	-23,6	-26,4	-28,0	-29,0
RID_MIX (min)	-1,8	-0,4	-1,6	-0,2	-1,3	-0,9	-1,6	-1,7	-1,8	-0,3	-1,4	-1,3	-1,0
RID_MIX (max)	-2,1	-0,6	-2,0	-0,2	-1,3	-0,9	-1,6	-1,9	-2,4	-0,9	-1,8	-3,6	-1,2
RID_TEMPO (min)	-2,2	-0,6	-1,4	-0,9	-1,5	-1,2	-1,2	-1,0	-1,7	-0,4	-1,6	-1,2	-1,7
RID_TEMPO (max)	-2,6	-0,8	-1,7	-0,9	-1,5	-1,2	-1,2	-1,1	-2,2	-1,1	-2,1	-3,3	-2,1
NVMA _{TOT1}	51,2	18,6	35,4	41,8	45,7	36,1	40,4	34,3	37,2	12,7	30,6	19,7	29,0
NVMA _{TOT2}	50,8	18,4	35,6	41,1	45,5	35,8	40,8	35,0	37,3	12,6	30,4	19,8	28,3
R_s1	3,4	2,3	4,4	0,6	2,7	2,4	3,7	4,7	4,6	2,6	4,4	6,3	3,2
R_s2	4,2	3,2	3,7	2,2	3,1	3,2	2,8	2,7	4,4	3,0	4,9	5,6	5,5
R_S1_M	-0,6	-0,4	-0,8	-0,1	-0,5	-0,4	-0,7	-0,9	-0,8	-0,5	-0,8	-1,1	-0,6
R_S1_MT	-0,8	-0,5	-1,0	-0,1	-0,6	-0,6	-0,9	-1,1	-1,1	-0,6	-1,0	-1,4	-0,7
R_S1EC	-1,5	-1,0	-2,0	-0,3	-1,2	-1,1	-1,7	-2,1	-2,1	-1,2	-2,0	-2,8	-1,4
R_S2_M	-0,8	-0,6	-0,7	-0,4	-0,6	-0,6	-0,5	-0,5	-0,8	-0,5	-0,9	-1,0	-1,0
R_S2_MT	-1,0	-0,7	-0,8	-0,5	-0,7	-0,7	-0,6	-0,6	-1,0	-0,7	-1,1	-1,3	-1,3
R_S2EC	-1,9	-1,4	-1,7	-1,0	-1,4	-1,5	-1,3	-1,2	-2,0	-1,3	-2,2	-2,5	-2,5

Tab. E – Risultati delle stime per i 13 comuni capoluoghi (quota % emissioni da auto del comune stimata su distribuzione provinciale)

Comune	Torino	Genova	Milano	Verona	Venezia	Bologna	Firenze	Roma	Napoli	Bari	Palermo	Messina	Catania
A ₁	14,4	11,4	19,1	12,3	7,9	17,9	15,3	20,0	12,7	17,2	18,4	16,5	19,1
A ₂	3,6	2,9	4,8	3,1	2,0	4,5	3,8	5,0	3,2	4,3	4,6	4,1	4,8
A	18,0	14,3	23,9	15,4	9,9	22,3	19,1	25,0	15,9	21,5	23,1	20,7	23,9
VMA _{TOT} (min)	53	19	37	42	47	37	42	36	39	13	32	21	30
VMA _{TOT} (max)	61	25	46	42	47	37	44	41	51	36	42	58	38
VMA _{AUTO} (min)	9,5	2,7	8,8	6,5	4,6	8,3	8,0	9,0	6,2	2,8	7,4	4,3	7,2
VMA _{AUTO} (max)	11,0	3,6	11,0	6,5	4,6	8,3	8,4	10,2	8,1	7,7	9,7	12,0	9,1
PM_MIX1	-18,9	-13,6	-18,5	-6,1	-21,3	-11,8	-24,3	-22,8	-22,4	-20,7	-23,6	-31,2	-16,8
PM_TEMPO1	-23,4	-18,8	-15,7	-23,7	-24,7	-15,7	-18,1	-13,2	-21,2	-23,6	-26,4	-28,0	-29,0
RID_MIX (min)	-1,8	-0,4	-1,6	-0,4	-1,0	-1,0	-1,9	-2,1	-1,4	-0,6	-1,7	-1,4	-1,2
RID_MIX (max)	-2,1	-0,5	-2,0	-0,4	-1,0	-1,0	-2,0	-2,3	-1,8	-1,6	-2,3	-3,7	-1,5
RID_TEMPO (min)	-2,2	-0,5	-1,4	-1,5	-1,2	-1,3	-1,5	-1,2	-1,3	-0,7	-1,9	-1,2	-2,1
RID_TEMPO (max)	-2,6	-0,7	-1,7	-1,5	-1,2	-1,3	-1,5	-1,3	-1,7	-1,8	-2,6	-3,4	-2,6
NVMA _{TOT1}	51,2	18,6	35,4	41,6	46,0	36,0	40,1	33,9	37,6	12,4	30,3	19,6	28,8
NVMA _{TOT2}	50,8	18,5	35,6	40,5	45,8	35,7	40,5	34,8	37,7	12,3	30,1	19,8	27,9
R_s1	3,4	1,9	4,4	0,9	2,1	2,6	4,6	5,7	3,6	4,5	5,4	6,5	4,0
R_s2	4,2	2,7	3,7	3,6	2,4	3,5	3,5	3,3	3,4	5,1	6,1	5,8	7,0
R_S1_M	-0,6	-0,4	-0,8	-0,2	-0,4	-0,5	-0,8	-1,0	-0,6	-0,8	-1,0	-1,2	-0,7
R_S1_MT	-0,8	-0,4	-1,0	-0,2	-0,5	-0,6	-1,1	-1,3	-0,8	-1,0	-1,2	-1,5	-0,9
R_S1EC	-1,5	-0,9	-2,0	-0,4	-0,9	-1,2	-2,1	-2,6	-1,6	-2,0	-2,4	-2,9	-1,8
R_S2_M	-0,8	-0,5	-0,7	-0,7	-0,4	-0,6	-0,6	-0,6	-0,6	-0,9	-1,1	-1,0	-1,3
R_S2_MT	-1,0	-0,6	-0,9	-0,8	-0,6	-0,8	-0,8	-0,8	-0,8	-1,2	-1,4	-1,3	-1,6
R_S2EC	-1,9	-1,2	-1,7	-1,6	-1,1	-1,6	-1,6	-1,5	-1,5	-2,3	-2,7	-2,6	-3,1