

Metodologia per la stima del costo dell'inquinamento atmosferico e del rumore*

Giacomo Borruso, Romeo Danielis e Lucia Rotaris

Università di Trieste e ISTIEE

Indice

1. La stima del costo dell'inquinamento atmosferico. Introduzione
 2. Gli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla salute
 3. La valutazione economica degli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla salute
 - 4 Conclusioni sulla stima del costo dell'inquinamento atmosferico
 5. La stima del rumore
 6. Conclusioni sulla stima del costo del rumore
- Riferimenti bibliografici

* Il presente lavoro è stato svolto nell'ambito di una ricerca promossa dall'ANFIA (Associazione Nazionale Fra Industrie Automobilistiche) e dall'ACI (Automobil Club d'Italia) ed è in parte pubblicato sul volume ANFIA-ACI "I costi e i benefici esterni del trasporto", Torino, 2001.

1. La stima del costo dell'inquinamento atmosferico. Introduzione

L'analisi statistica evidenzia una relazione tra il livello dell'inquinamento atmosferico ed il tasso di mortalità e di morbilità. A differenza degli incidenti, l'inquinamento non è ritenuto una causa di morte immediata. Si ritiene invece che esso contribuisca ad anticipare la data del decesso, vale a dire sia una causa di morte prematura. La stima del costo dell'inquinamento diventa quindi una stima economica del rischio di ammalarsi o di morire prematuramente.

Come già discusso nel capitolo X di questo libro, la stima del costo dell'inquinamento atmosferico può essere condotta sulla base della disponibilità individuale a pagare per una data riduzione dell'inquinamento atmosferico, ricavata con il metodo della valutazione contingente (preferenze dichiarate) o con il metodo dei prezzi edonici (preferenze rivelate)., Alternativamente, si può utilizzare il metodo - che abbiamo definito indiretto - della relazione dose-risposta. I primi due metodi sono scarsamente applicati perché l'inquinamento atmosferico comporta effetti che si manifestano essenzialmente nel medio-lungo periodo¹ e che risultano, quindi, poco percepiti/ibili dagli individui. Più diffusa invece è l'applicazione del metodo indiretto (Harrison *et al.* 1996; Maddison, 1998; McCubbin *et al.* 1999; ExternE, 1999; Seethaler, 1999), anche da noi adottato, che si articola in due fasi: una fase iniziale in cui si stimano gli effetti fisici dell'inquinamento atmosferico sulla salute, ed una seconda fase in cui si esprimono tali effetti in termini monetari. Recentemente a questo metodo sono state introdotte importanti innovazioni e miglioramenti². Nonostante ciò permangono alcuni elementi di incertezza che evidenzieremo nelle seguenti sezioni.

2. Gli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla salute

Gli studi epidemiologici rappresentano la base scientifica impiegata per verificare l'esistenza degli effetti sulla salute dell'inquinamento atmosferico e per quantificare il valore di tali effetti. Ciò avviene attraverso la stima delle cosiddette relazioni dose-risposta³. Una relazione dose-risposta è una funzione rappresentativa del legame esistente tra una variabile esogena (la dose) ed una variabile endogena (la risposta). Formalmente

$$\Delta R = \beta \cdot \Delta D \quad (1)$$

dove β è il coefficiente della funzione dose-risposta che esprime la relazione tra la variazione della dose (ΔD) e la variazione della risposta (ΔR).

Nel caso dell'inquinamento atmosferico, la variabile esogena è solitamente il livello di concentrazione di un inquinante, mentre la variabile endogena può essere alternativamente: il numero dei decessi (in generale, o per cause specifiche legate all'inquinamento atmosferico), il numero delle volte in cui si verifica una certa malattia (es. attacchi d'asma, bronchiti, irritazione agli occhi), il numero dei ricoveri ospedalieri o altro.

Relativamente alla funzione dose-risposta è necessario in primo luogo stabilire la forma funzionale e l'esistenza o meno di un effetto di soglia. Poiché la maggior parte degli studi non è riuscita a dimostrare né la non linearità, né la presenza di effetti di soglia, negli esercizi di quantificazione

¹ Per una definizione e confronto dei metodi di stima si legga Danielis e Rotaris in questo libro.

² McCubbin *et al.* (1999), ExternE (1999), Harrison *et al.* (1996), Seethaler (1999), Maddison (1998).

³ Nella terminologia ExternE (1999) esse vengono chiamate *exposure-response functions*.

degli effetti dell'inquinamento atmosferico si assume, solitamente, che la relazione dose-risposta sia lineare e non presenti soglie minime⁴.

Nella stima della funzione si prendono in considerazione anche le altre variabili che co-determinano il fenomeno in esame (i cosiddetti fattori confondenti), quali l'abitudine al fumo, il sesso, il tipo di alimentazione, l'età, il rapporto massa-peso, ecc.

2.1 Inquinamento atmosferico e mortalità

La funzione dose-risposta ha un fondamento scientificamente solido, poichè gran parte degli studi epidemiologici (condotti per lo più negli Stati Uniti, ma recentemente anche in Europa e nei Paesi in Via di Sviluppo) è stata in grado di dimostrare l'esistenza di una relazione statisticamente significativa tra il tasso di mortalità e il livello di inquinamento atmosferico. I diversi studi ottengono risultati comparabili (anche se non uguali) sia in termini del valore numerico del coefficiente dose-risposta, sia in termini di tipologia di variabili endogene ed esogene che più significativamente sono fra loro correlate. Lipfert e Wyzga (1995), passando in rassegna questa letteratura, mostrano come ciascun tipo di studio converga attorno alla serie di valori dei coefficienti dose-risposta riportati nella Tav.1.

Tav. - 1 - Comparazione delle elasticità (valori medi)

<i>Inquinante</i>	<i>Serie temporali</i>	<i>Cross-section</i>	<i>Prospective cohort</i>
TSP	0.036	0.029	0.11
PM10-PM15	0.051	0.022	0.12

Fonte: Lipfert e Wyzga (1995, p. 961)

Nota: Per elasticità si intende il coefficiente di regressione adimensionale che esprime la variazione della variabile dipendente "numero di decessi imputabili all'inquinamento atmosferico" in corrispondenza di una variazione percentuale della variabile indipendente "livello di concentrazione media di PM₁₀".

Una delle questioni principali e più difficili da risolvere nel calcolo del valore economico dell'inquinamento atmosferico è la determinazione del grado di prematurità dei decessi stimati. A tal scopo si distingue, solitamente, tra mortalità acuta e mortalità cronica. Un decesso si definisce appartenente alla categoria della mortalità acuta quando viene anticipato rispetto quello che sarebbe stato il suo normale decorso a causa delle particolari condizioni ambientali esistenti (l'elevato livello di inquinamento che acuisce la sintomatologia del soggetto), decesso che sarebbe comunque avvenuto nell'immediato futuro. In questo caso si dice che l'inquinamento atmosferico ha anticipato il decesso di una persona "a rischio". Questo fenomeno è stato particolarmente evidente in occasione degli eccezionali picchi di inquinamento registrati a Meuse Valley, in Belgio nel 1930, a Donora in Pensilvania, USA, nel 1948, e a Londra nel 1952.

La mortalità cronica è invece definita come quell'insieme di decessi che derivano dall'esposizione agli inquinanti e che si manifestano con l'insorgenza di tumori o malattie cardio-respiratorie che portano alla morte. In questo caso l'associazione decesso-livello di inquinamento si può osservare solo nel lungo periodo.

La distinzione tra mortalità acuta e cronica è rilevante ai fini della valutazione economica. Nel primo caso, infatti, si verifica una perdita di alcuni giorni o mesi di vita a partire dal periodo immediatamente successivo al picco di inquinamento. Nel secondo caso, invece, l'inquinamento attuale determina un anticipo del decesso (di mesi o anni) che però avviene a distanza anche di parecchi anni dal momento dell'esposizione, a seconda del periodo di incubazione della malattia.

⁴ Solo nello studio OMS (Seethaler, 1999, p. 42) è stato usato un valore di soglia minima pari a 7,5 µg/m³ PM₁₀, valore al di sotto della quale si è ipotizzato un effetto nullo sia sulla mortalità, che sulla morbilità.

La verifica statistica della relazione tra inquinamento atmosferico e mortalità è avvenuta attraverso studi epidemiologici basati su tre diverse tipologie di dati:

1. dati cross-section
2. dati di serie temporali
3. dati di coorte prospettiva

Ad ogni tipologia di dati utilizzati corrispondono risultati e di informazioni diverse. La stima della funzione dose-risposta basata sugli studi *cross-section* consiste nel trovare la correlazione tra tasso di mortalità annuale e il livello medio di concentrazione annuale di un certo inquinante misurato presso le diverse aree geografiche indagate. Il problema principale di questo metodo è rappresentato dal rischio di non tenere adeguatamente in considerazione le differenze tra i campioni considerati (ad esempio, la struttura per età delle popolazioni indagate, il clima delle aree di residenza, ecc..). Relativamente al grado di prematurità dei decessi stimati, si ritiene che gli studi *cross-section* colgano sia la mortalità acuta che quella cronica, anche se non è possibile distinguere con esattezza il tipo ed il grado di prematurità di tali decessi.

Nella stima sulla base delle serie temporali, invece, dopo aver definito l'area di riferimento da indagare (tipicamente una città), si stima la relazione tra il livello di concentrazione ed il tasso di mortalità giornalieri. Il vantaggio che questo metodo presenta rispetto al primo è che non è necessario introdurre variabili di controllo per tenere conto nelle differenze demografiche della popolazione. Lo svantaggio speculare è che le stime sono valide per la popolazione di quella specifica città e non si prestano quindi ad essere trasferite ad altri contesti (ad esempio, le stime per Bombay non possono essere usate per Roma). Si ritiene che questo metodo colga soprattutto la mortalità acuta, anche se non permette di inferire con esattezza il grado di prematurità⁵.

La stima sulla base dei dati di coorte prospettiva è, dal punto di vista teorico, la più corretta, ma, purtroppo, anche la meno frequente, perché più impegnativa dal punto di vista della reperibilità dei dati e della disponibilità delle risorse. Questa tecnica consiste nel seguire un campione di popolazione che risiede in città diverse per un periodo di tempo prefissato (di solito una decina di anni), al fine di stimare la variazione dell'aspettativa di vita a seconda del livello di esposizione agli inquinanti. Questo metodo ha il vantaggio di identificare con esattezza il grado di prematurità del decesso, ottenendo come risultato finale la somma degli effetti acuti e di quelli cronici. Il punto debole di questa tecnica è la limitata rappresentatività della popolazione campionaria rispetto alla popolazione dell'universo. La grossa mole di dati richiesti, inoltre, ha reso finora possibile la conduzione di soli tre studi, tutti relativi, per altro, agli Stati Uniti⁶.

2.1.1 Gli inquinanti esaminati

L'inquinamento atmosferico comprende una notevole varietà di inquinanti. Per alcuni di questi (PM₁₀, SO₂, CO, NO₂ e O₃) è stato possibile studiarne statisticamente la correlazione con la mortalità, mentre per altri (benzene, 1,3-butadiene e piombo) non esistono dati sufficienti per effettuare i test statistici, anche se è riconosciuta la loro pericolosità tossicologica in termini di linfomi e leucemie.

⁵ Diversi specialisti sostengono che mediamente esso corrisponda a 0,75 anni (ExternE, 1999).

⁶ La prima indagine, nota come the Six Cities Study (Dockery *et al.*, 1993) ha studiato una coorte di 8.111 adulti, scelti a caso tra sei città statunitensi, per un arco temporale di 14-16 anni. La seconda indagine, the American Cancer Society Study, ha studiato 552.138 adulti iscritti volontariamente alla ACS dal 1982 al 1989 (Pope *et al.*, 1995). La terza indagine, the Adventist Health Study of Smog, ha studiato 6.338 Avventisti californiani del Settimo Giorno dal 1977 (Abbey *et al.*, 1991, 1999).

La correlazione statistica meglio accertata e prevalentemente adottata come base per la stima dei costi da inquinamento atmosferico è quella relativa al particolato. Il particolato è solitamente misurato in termini di peso⁷ ed è identificato sulla base della dimensione delle particelle che lo costituiscono. Si distingue tra Particolato Sospeso Totale (TSP) ed particolato di dimensioni inferiori a 15, 10 o 2,5 micron (PM₁₅, PM₁₀, PM_{2,5}). L'aspetto dimensionale di questo inquinante è particolarmente importante perché è provato che più fini sono le particelle, maggiore è la loro capacità di penetrare negli alveoli polmonari. Per tale ragione gli studi epidemiologici privilegiano l'uso dell'indicatore PM_{2,5} quale unità di misura di riferimento nell'analisi di correlazione.

Nonostante la correlazione statistica sia documentata, la relazione causale non è stata finora chiaramente dimostrata, né è chiaro il meccanismo biologico di trasmissione degli effetti. Si ipotizza, inoltre, che più che la dimensione, sia la composizione delle particelle e la loro natura chimica a determinare gli effetti, per cui la correlazione statistica non rappresenterebbe che un primo indicatore su cui basare la stima degli effetti dell'inquinamento da particolato.

Alcuni studi epidemiologici (ad esempio, Katsouyanni *et al.*, 1997) hanno anche mostrato l'esistenza (salvo un certo margine di incertezza) di un'associazione statistica della mortalità rispetto all'ozono⁸ ed all'SO₂, mentre l'evidenza è incerta per l'NO₂ e quasi nulla per il CO.

Gli studi di valutazione di impatto più recenti scelgono soluzioni diverse relativamente a quali inquinanti considerare nel processo di stima. Per la mortalità, alcuni studi (Harrison *et al.*, 1996; ExternE, 1999) considerano esclusivamente il particolato, l'ozono e l'SO₂ (per poi sommarne i rispettivi risultati ed ottenerne il valore d'impatto complessivo), tenendo conto dell'NO₂ e del CO solo per l'analisi di sensitività. Nell'analisi condotta da Kunzli *et al.* (1999) le stime si basano, più prudentemente, solo sul particolato. McCubbin *et al.* (1996, 1999) considerano, invece, il contributo alla mortalità acuta e cronica di tutti gli inquinanti (compreso l'acetaldeide, il benzene, il 1,3-butadiene e la formaldeide). In tale studio, a differenza di quelli precedentemente citati, si impiega un modello di emissione-diffusione-concentrazione costruito ad hoc per stimare il danno alla salute.

2.1.2 La stima degli anni di vita persi

Finora la stima degli effetti dell'inquinamento atmosferico è stata espressa in termini di numero di morti premature. La considerazione per cui l'inquinamento atmosferico anticiperebbe il decesso, piuttosto che causarlo (come, invece, accade nel caso degli incidenti automobilistici), ha recentemente incentivato lo sviluppo di tecniche di quantificazione degli effetti dell'inquinamento in termini di anni vita persi (YOLL, Years Of Lost Life) piuttosto che di numero di decessi⁹. Il modo più corretto di giungere alla stima degli YOLL è applicare la funzione dose-risposta basata sugli studi di coorte prospettica. Questi studi esprimono la relazione tra mortalità e inquinamento in termini di tasso di rischio di morte (MRR, Mortality Risk Ratio), pari ad uno più l'aumento del rischio di morte prematura imputabile ad un'unità di concentrazione di inquinante. Applicando l'MRR alle tavole di mortalità, si ottiene la variazione della probabilità di morte conseguente all'esposizione all'inquinamento atmosferico, in relazione ad ogni classe di età. La conseguente differenza fra la speranza di vita stimata e quella reale, calcolabile applicando la formula (2), rappresenta proprio l'effetto, in termini di anni di vita persi, causato dall'esposizione all'agente inquinante considerato.

⁷ Esistono però anche studi sulla numerosità delle particelle caratterizzanti i diversi tipi di particolato.

⁸ Nel caso dell'ozono il problema principale non è l'identificazione per dimensione dell'indicatore più adatto, bensì è legato all'intervallo di tempo di riferimento. L'ozono può essere, infatti, misurato rispetto alla massima oraria giornaliera, alla media giornaliera su 5 ore, su 8 ore o su 24 ore.

⁹ Maddison (1998), ExternE (1999).

$$YOLL_i = e_i(q_i^s) - e_i(q_i^c) \quad (2)$$

Ove $e_i(q_i^c)$ è l'aspettativa di vita di un individuo di età i desunta dalle tavole attuariali di un paese (città) dati i livelli correnti di inquinamento, mentre $e_i(q_i^s)$ è l'aspettativa di vita di un individuo di età i in assenza di inquinamento, ottenuta depurando la probabilità di morte attuale dell'individuo di età i del rischio di morte prematuro derivato dall'inquinamento atmosferico¹⁰, $YOLL_i$ è pari agli anni di vita persi dall'individuo di età i a causa dell'inquinamento atmosferico. La somma degli anni persi in ogni classe di età, moltiplicata per il numero di individui appartenenti a ciascuna classe di età, P_i , ci dà il totale degli anni persi dalla popolazione del paese (città) a causa dell'inquinamento, $YOLL$ (3).

$$YOLL = \sum_{i=0}^T YOLL_i \cdot P_i \quad (3)$$

Nell'applicazione della funzione dose-risposta basata sui dati di coorte prospettica bisogna fare attenzione alle specifiche condizioni in cui è stato eseguito il test di verifica statistica, con particolare riferimento all'intervallo di età degli individui della coorte¹¹ ed al tipo di località di residenza. Tali studi, infatti, sono rappresentativi della correlazione tra inquinamento atmosferico e rischio di morte per le sole classi di età considerate. L'estensione delle stime all'intera popolazione (compresi i bambini e gli anziani, che sono proprio i soggetti a rischio) è quindi indebita e soggetta a incertezza. Non è improbabile, quindi, che l'applicazione di questa metodologia conduca ad una sottostima dei valori di mortalità prematura.

Inoltre, le aree sottoposte ad analisi presentano in genere livelli di inquinamento medi, compresi tra 18 e 56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ¹². L'applicazione dei coefficienti a valori molto bassi o molto alti è quindi soggetta a

¹⁰ Il valore della probabilità di morte in assenza di inquinamento atmosferico è calcolato dividendo la probabilità di morte corrente per l'MRR.

$$q^s = \frac{q^c}{MRR}$$

La relazione tra e_i e q_i si calcola nel seguente modo:

$$\begin{aligned} l_{x+1} &= l_x q_x \\ L_x &= (l_x + l_{x+1}) / 2 \\ e_x &= \frac{L_x + L_{x+1} + \dots + L_{\omega-1}}{l_x} \end{aligned}$$

in cui l_x sono i sopravvissuti all'età x , L_x sono gli anni vissuti ed il simbolo ω rappresenta l'ultima età considerata.

¹¹ Douglas *et al.* (1993) considera una coorte di individui di età compresa tra i 25 e i 75 anni; Pope *et al.* (1995), che è ritenuto lo studio più rappresentativo, considera adulti con un'età maggiore di 30 anni e con almeno un familiare di 45 anni o più; Abbey *et al.* (1999) studia una coorte di età compresa tra 27 e 95 anni.

¹² Il campione di città studiato da Dockery *et al.* (1993) presenta valori di PM10 compresi tra 18,2 e 46,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Il campione studiato da Pope *et al.* (1995) presenta valori di PM2.5 compresi tra 9 e 33,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, corrispondenti a valori di PM10 compresi tra 15 e 55,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (con un coefficiente di conversione pari a 0.6). Solo Abbey *et al.* (1999) presenta invece valori di PM10 tra 0 e 83,93 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, in cui il valore 0 è assegnato però a pochi individui che abitano in zone disabitate.

incertezza, dato che, come già si accennava nella sezione 2., l'evidenza empirica finora raccolta non permette di escludere con certezza né la presenza di soglie, né la non linearità della funzione dose risposta.

2.2 Inquinamento atmosferico e morbilità

Le tecniche di stima dei coefficienti dose-risposta relativi alla morbilità sono analoghe a quelle citate relativamente alla mortalità. Il più breve arco temporale in cui generalmente si manifesta la relazione tra inquinamento atmosferico ed alcuni tipi di sintomatologie, tuttavia, rende relativamente più agevole e meno controversa l'identificazione della corrispondente funzione di reazione.

In realtà, parte della letteratura¹³ non condivide questa posizione. Per quanto riguarda la morbilità di lungo periodo, infatti, l'influenza dei fattori confondenti di tipo socio demografico (abitudine al fumo, dieta, ecc.), oltre che l'influenza delle potenziali correlazioni esistenti fra il particolato e gli altri agenti inquinanti, potrebbe compromettere l'affidabilità e la correttezza della stima dei coefficienti dose risposta. Mentre fenomeni quali la variazione della temperatura media giornaliera e la diffusione di infezioni epidemiologiche anche leggere (quali, ad esempio, l'influenza) potrebbero modificare anche di molto la stima degli indicatori della morbilità di breve periodo. Nonostante ciò, le tecniche di stima della morbilità hanno oramai raggiunto un livello di sofisticazione tale da garantire con un buon margine di certezza l'affidabilità delle stime dei coefficienti dose risposta di cui disponiamo.

Sulla base degli studi sinora condotti si può affermare che esiste una relazione positiva fra la variazione del numero di ricoveri ospedalieri (per problemi cardio vascolari, cerebro vascolari e respiratori) e la variazione del livello di concentrazione di particolato. Una relazione positiva è stata registrata anche fra il livello di inquinamento da particolato e la frequenza con cui si verificano i casi di varie sintomatologie afferenti il sistema respiratorio (attacchi d'asma acuta e cronica, bronchiti acute e/o croniche, generica difficoltà di respirazione, affezioni alle alte piuttosto che alle basse vie respiratorie).

È importante sottolineare in questo contesto come di norma gli studi epidemiologici indagano specifici sottogruppi della popolazione a rischio. Ciò fa sì che i relativi risultati possono essere correttamente estesi all'intera popolazione solo conoscendo il rapporto di numerosità esistente fra le due popolazioni e conoscendo il livello base di rischio della popolazione target rispetto la popolazione totale.

Un elemento di potenziale errore nella stima dei coefficienti della morbilità è legato al fatto che non sempre la classificazione dei vari tipi di sintomatologia proposta dall'analista coincide con quella personale dell'intervistato. Se così dovesse essere la corretta registrazione dei casi di morbilità verrebbe compromessa e la relativa stima dei coefficienti di morbilità risulterebbe erronea. Questo problema risulta essere particolarmente importante per quanto riguarda la casistica relativa alle giornate di "ridotta attività" e per quel che concerne i casi di sintomatologie leggere: bruciore agli occhi, mal di testa, tosse leggera e così via.

Vi è, inoltre, l'annoso problema della trasferibilità dei coefficienti stimati in contesti diversi da quello italiano. In questo ambito, però, l'ordine dei problemi è duplice. Da un lato, infatti, sarebbe necessario poter verificare l'effetto che i fattori confondenti (quali le abitudini di vita, l'organizzazione del sistema sanitario pubblico, ed altro) possono produrre sulla stima dei casi di morbilità da inquinamento. Ad esempio, mentre la distorsione legata al trasferimento di coefficienti europei alla popolazione italiana dovrebbe essere relativamente trascurabile, la potenziale distorsione derivante dall'uso di coefficienti americani potrebbe essere tale da compromettere a tutti gli effetti la validità dei risultati così stimati. Dall'altro, non sempre le classi di età della

¹³ Hartley *et al*, 1999; Harrison *et al*, 1996.

popolazione originariamente studiata presentano la stessa numerosità relativa della popolazione cui i coefficienti vengono applicati. Questo problema si pone quando i coefficienti vengano stimati relativamente ad un sottogruppo della popolazione (ad esempio gli adulti maggiori di 65 anni) e vengano estesi all'intera popolazione sulla base del fatto che tale categoria (in questo caso gli anziani) rappresenta una certa percentuale della popolazione totale (ad esempio il 20%). Evidentemente, se la popolazione originaria e quella su cui i coefficienti dose risposta vengono applicati non presentano esattamente la stessa numerosità relativa per ciascuno dei sottogruppi considerati (anziani, bambini, asmatici, persone in età lavorativa e così via), l'effetto finale sarà di una erronea sovrastima o sottostima dei rispettivi casi di morbilità.

Date le citate fonti di incertezza caratterizzanti questo tipo di stime, i coefficienti non vengono di norma presentati come valori puntuali, bensì come valore minimo, di base e massimo.

3. La valutazione economica degli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla salute

3.1 Il costo sociale del rischio di morte prematura

La base per la valutazione del costo sociale del rischio di morte prematura è costituita dalla disponibilità a pagare per ridurre il rischio di morire¹⁴. Non si cerca quindi di stimare il valore che una persona attribuisce alla sua vita, che sarebbe certamente inestimabile, ma il valore della cosiddetta vita statistica (Value of Statistical Life, VOSL). Secondo questo approccio se una persona è disposta a pagare 100 per ridurre il rischio di morte di 1/10.000, il valore della vita statistica è stimato essere pari a 1.000.000 (=100*10.000)¹⁵.

La stima della disponibilità a pagare per ridurre il rischio di morte viene effettuata: (a) attraverso il metodo dei prezzi edonici applicato a lavori con diverso grado di rischio di subire un incidente mortale, (b) attraverso indagini di tipo valutazione contingente e (c) attraverso la considerazione della spese volontariamente effettuate per ridurre il rischio di morte (ad esempio la spesa collettiva per l'acquisto dei dispositivi air bags). Gli studi finora effettuati in ambito europeo e statunitense hanno fornito valori diversi (Tav. 2) che, secondo le valutazioni dello studio ExternE (1999), convergono ad un valore medio di 3,1 milioni di Ecu 1995. Tale ammontare è indicativo del valore della vita statistica (VOSL) per un cittadino europeo.

Tav. - 2 - Stime europee (principalmente UK) del valore della vita statistica

<i>Paese</i>	<i>Autore</i>	<i>Anno</i>	<i>Milioni ECU 1995</i>
Prezzi edonici sui salari			
UK	Melinek	1974	0,8
UK	Veljanovski	1978	8,4-11,8
UK	Needleman	1979	0,4
UK	Marin e Pscharopoulos	1982	3,7-4,3
Valutazione contingente			
UK	Melinek	1973	0,5
UK	Jones-Lee	1976	15,5-19,2
UK	Maclean	1979	5,2
UK	Frankel	1979	5,2-21
UK	Jones-Lee	1985	1,3-5,8
Svezia	Persson	1989	2,6-3,2

¹⁴ Indicato in letteratura come VPF, Value of Preventing a statistical Fatality.

¹⁵ In alternativa ai metodi basati sulla disponibilità a pagare, ci sono i metodi basati sul capitale umano, che però intrinsecamente incorporano una componente di valutazione individuale e che comunque sono ritenuti meno adatti alla stima della mortalità da inquinamento.

Austria	Maier	1989	3,2
Mercato dei beni			
UK	Melinek	1974	0,4-0,8
UK	Ghosh	1975	0,8
UK	Jones-Lee	1977	1-11,0
UK	Blomquist	1979	1-3,5

Fonte: ExternE (1997, p. 241)

E' bene sottolineare come questo valore faccia riferimento al rischio di morte da incidente automobilistico o da incidente sul lavoro¹⁶, ad una età generalmente compresa tra i 20 ed i 40 anni. Il rischio di morte connesso all'inquinamento atmosferico, invece, ha la peculiare caratteristica di non essere un rischio di morte immediata, ma di rappresentare il rischio di morire prematuramente rispetto alla "data naturale" in assenza di inquinamento. Inoltre l'inquinamento atmosferico tende a colpire individui in età avanzata, piuttosto che soggetti appartenenti alle classi di età centrali. Per questi motivi, nella valutazione economica degli effetti dell'inquinamento si è preferito utilizzare un indicatore degli anni di vita persi (YOLL) pervenendo al così detto *Value of Life Years Lost* (VOLY).

Dal punto di vista teorico si può stabilire la seguente relazione tra VOSL e VOLY nel caso della mortalità acuta (ExternE, 1999, p. 248):

$$VOSL_a = VOLY_r \sum_{i=a+1}^T {}_a P_i (1+r)^{i-a-1} \quad (4)$$

dove a è l'età della persona la cui VOSL è stimata, ${}_a P_i$ è la probabilità condizionata di sopravvivenza fino all'anno i , essendo sopravvissuti fino all'anno a . T è l'età massima ed r è il tasso di sconto. Il VOSL è quindi una media dei VOLY ponderata per la probabilità di sopravvivenza. L'applicazione di questa formula al VOSL pari a 3,1 milioni di Ecu fornisce i seguenti risultati

Tav. – 3 – VOLY associati alla mortalità acuta calcolati usando diversi tassi di sconto (valori in ECU 1995).

Tasso di sconto	VOLY per un 35 ^{enne}	VOLY per un 45 ^{enne}
0%	84.100	111.600
3%	141.000	168.500
10%	301.400	322.400

Fonte: ExternE (1999, Vol. 7, p. 248)

Nel caso della mortalità cronica invece la relazione è più complicata perché bisogna tener conto del periodo di latenza della malattia che causerà la morte. La relazione diventa quindi (ExternE, 199X, p. 251):

$$VOLY_{cronica}^r = \sum_{i=1} \frac{YOLL_i}{YOLL_{tot}} \cdot \frac{VOLY^r}{(1+r)^{i-1}} \quad (5)$$

Il rapporto $\frac{YOLL_i}{YOLL_{tot}}$ rappresenta il rapporto tra gli anni persi per un incremento del rischio nell'anno i ed gli anni persi in totale. Questo rapporto è usato per pesare il valore della mortalità negli anni a seconda del livello di latenza che viene assunto. L'applicazione di questa formula fornisce questi risultati

¹⁶ Una tipologia di decesso generalmente immediata, quindi.

Tav. – 4 - VOLY associati alla mortalità cronica distinti per sesso e calcolati usando diversi tassi di sconto ed un periodo di latenza pari a 30 anni (valori in ECU 1995).

Tasso di sconto	Femmine	Maschi
0%	98.000	98.000
3%	84.680	83.969
10%	61.269	59.371

Fonte: ExternE (1999, Vol. 7, p. 251)

L'idea di base delle equazioni (4) e (5) è quindi quella di sfruttare l'evidenza empirica sul rischio di morte immediata da incidenti, per stimare il valore degli rischio di morte differita da inquinamento atmosferico. In questo passaggio, si deve però tenere ben presente sia la diversa natura dei due rischi, che la presenza di tutta una serie di fattori, riassunti nella tabella 5, che possono influenzare la disponibilità a pagare per ridurre il rischio di morte.

Tav. – 5 - Fattori che influenzano la disponibilità a pagare

Tipo di effetto sulla salute (acuto, cronico, latente)	Ad es. le persone possono temere di meno una decesso immediato che un decesso lento e doloroso
Età	La WTP può variare con l'età delle persone
Attitudine al rischio	Gli avversi al rischio hanno maggiori WTP; i giovani sono meno avversi al rischio
Evento futuro e tasso di sconto	Gli eventi più lontani sono meno temuti
Fattori di contesto (volontarietà, controllo, responsabilità, incertezza)	I rischi che sfuggono al proprio controllo e responsabilità tendono a sembrare più gravi
Livello di esposizione al rischio	Maggiore è il livello di esposizione maggiore è la WTP; i livelli di esposizione elevati sono considerati gravi più che proporzionalmente (funzione non lineare)
Stato di salute attuale	Chi è in buona salute valuta di più la conservazione del suo stato?
Aspettativa personale di vita	La aspettativa di vita che ci si attende, indipendentemente dalle statistiche, incide sulla WTP
Esposizione forzata all'inquinamento	Alcune categorie professionali sono più sensibili di altre (vigili urbani, edicolanti, ..)
Effetto ricchezza, reddito, status economico-sociale	Differenze tra gruppi sociali

Fonte: adattato da Hartley *et al.* (1999, p. 64)

Il primo fattore, già messo in evidenza, è che l'inquinamento, contrariamente agli incidenti, non può essere causa di mortalità immediata. Trattandosi di un rischio futuro, la disponibilità a pagare varia a seconda dell'attitudine al rischio, spesso correlato all'età. I primi studi condotti in tale ambito sembrano confermare questa ipotesi¹⁷.

Inoltre, se nel caso degli incidenti automobilistici sono presenti elementi di volontarietà, controllo, responsabilità e beneficio diretto dall'assumersi il rischio, nel caso dell'inquinamento il rischio è

¹⁷ Secondo lo studio condotto dal Department of Health (1999, p. 67) e secondo lo studio ExternE (1999, p. 247) esisterebbe una relazione a U-rovesciata che lega la disponibilità a pagare e l'età. Una possibile spiegazione è che il costo di un decesso coinvolgente un soggetto nell'età centrale (figlia a carico, ecc.) è particolarmente gravoso per i familiari.

per lo più involontario, al di fuori delle proprie possibilità di controllo e debolmente correlato a benefici diretti. E' quindi naturale aspettarsi che la valutazione del rischio di mortalità prematura da inquinamento atmosferico sia valutato maggiormente del rischio da incidente. Anche in questo caso le prime valutazioni empiriche confermano questa aspettativa (Jones-Lee M. e G. Loomes, 1995).

Potrebbero, infine, essere presenti non linearità nella funzione della WTP, nel senso che la WTP per la riduzione del 10% del rischio potrebbe essere più alta per livelli elevati di inquinamento che per livelli bassi. Ciò potrebbe accadere qualora le persone assumessero la presenza di soglie o di non-linearità nelle funzioni dose-risposta, anche se gli studi epidemiologi non sono ancora arrivati a queste conclusioni.

Entrano poi in gioco tutta una serie di fattori relativi alle caratteristiche personali (stato di salute, attesa di vita) ed allo status economico, sociale ed occupazionale, elementi che giocano sicuramente un ruolo fondamentale nel determinare la WTP, ma che sono ancora poco studiati empiricamente.

Si è, infine, aperta una discussione relativamente all'opportunità etica e politica di considerare anche le differenze di status economico e sociale (per cui la WTP delle persone meno abbienti sarebbe più bassa), introducendo così nell'analisi costi benefici anche valutazioni di carattere etico e distributivo.

3.2 Il costo sociale della morbilità

La letteratura disponibile circa le tecniche di stima e di valutazione monetaria della morbilità relativamente al contesto statunitense è decisamente voluminosa, altrettanto, purtroppo, non si può dire per il contesto europeo e per quello italiano. Ciò costituisce la causa di un primo grosso problema nella valutazione monetaria della morbilità, cioè la necessità di trasferire costi unitari della morbilità tra realtà socio-territoriali diverse. Così facendo, infatti, aumenta il rischio di produrre stime erranee o comunque poco affidabili.

Le tecniche di valutazione monetaria della morbilità sono differenti a seconda del tipo di sintomatologia da stimare (giorni di mancata o ridotta attività, costo delle malattie croniche o acute – asma e bronchite –, costo dei ricoveri ospedalieri – in funzione del tipo di ricovero e del tipo di malattia – e così via).

Esistono fondamentalmente due approcci che si possono seguire per stimare il costo della morbilità. Il primo si basa sul costo unitario che il singolo e/o la collettività (globalmente considerata) deve sopportare per curare gli effetti di ciascuna sintomatologia, tecnica che in letteratura è conosciuta come *Cost Of Illness* (COI). Il secondo considera, invece, la disponibilità individuale a pagare per evitare l'insorgere o il perpetuarsi di ciascun tipo di affezione considerata, tecnica altrimenti detta *WTP*. Mentre la COI presenta il vantaggio d'essere immediata e relativamente semplice da calcolare, la WTP ha la caratteristica di non comprendere solo i costi materiali associati all'affezione considerata¹⁸, ma anche i costi immateriali non computabili con la COI, cioè il dolore, la sofferenza, il valore del tempo libero o delle occasioni di attività perduti a causa della malattia e così via.

Relativamente alle caratteristiche specifiche della WTP, vale quanto detto nella sezione 3.1, salvo la considerazione per cui vi è un margine di incertezza abbastanza ampio sull'affidabilità delle stime ottenibili adottando questa tecnica per valutare gli effetti dell'inquinamento sulla morbilità. Di seguito sono riportati i limiti più rilevanti di questa metodologia.

Come si accennava inizialmente, un primo problema è legato all'origine delle stime dei costi unitari della morbilità impiegati. Se tali valori, infatti, sono importati¹⁹ da contesti di indagine diversi da quello applicativo, vi è il rischio di non tenere in debita considerazione l'effetto dei fattori confondenti (sociali, economici e culturali), nel qual caso si produrrebbero delle distorsioni nella quantificazione della morbilità.

¹⁸ O meglio, la percezione che gli individui intervistati hanno di tali costi.

¹⁹ Come nella maggior parte dei casi accade e come noi stessi abbiamo fatto per redigere questo studio.

Esistono, in realtà, dei tentativi di stima europei del costo della morbilità ricavato dalla verifica diretta della disponibilità a pagare individuale per ridurre di un giorno o di più giorni la presenza di determinate affezioni (Navrud, 1998). Purtroppo tale studio contempla la WTP solo per sintomatologie leggere, caratteristica che ne limita fortemente l'applicabilità. La disponibilità a pagare stimata da Navrud, inoltre, non è stata indagata attribuendo la causa dell'insorgere delle sintomatologie all'inquinamento atmosferico da traffico, procedura che, secondo alcuni autori (Ostro²⁰; Maddison, 1998) può portare a valutazioni, se non erranee, quantomeno distorte del valore che la collettività attribuisce alla morbilità causata dal settore trasporti²¹.

Vi è, inoltre, il problema legato alla generica opportunità di adottare questo strumento per esprimere il costo della morbilità. Pare, infatti, che la mancanza di familiarità con il tipo di sintomatologia studiata e/o la ridotta frequenza con cui alcune affezioni si presentano nella vita quotidiana, portino gli intervistati a dichiarare dei valori monetari non sempre verosimilmente rappresentativi della realtà.

Infine, secondo quanto affermato da McCubbin *et al.* (1996, p.265), la WTP varierebbe non solo in funzione del numero di giorni di persistenza della malattia e del tipo di malattia, ma anche a seconda se la disponibilità a pagare venga indagata relativamente a ciascuna sintomatologia o al contemporaneo verificarsi di più affezioni assieme. Ad uno stesso fenomeno fisico, dunque, cioè al verificarsi di un certo numero di malattie imputabili all'inquinamento da traffico, si finirebbe per far corrispondere una molteplicità di valori monetari, senza poter stabilire quale di questi rappresenti nel modo più corretto possibile il reale costo sociale.

Alla luce di quanto detto e data la relativa certezza delle componenti di spesa da impiegare nell'approccio del costo della malattia, la COI costituirebbe uno strumento di stima più affidabile della WTP. Anche in questo caso, però, esiste qualche limite di carattere metodologico. Tipicamente il COI varia molto in funzione delle caratteristiche del sistema sanitario pubblico del paese di riferimento, aspetto particolarmente rilevante quando il costo della malattia venga calcolato sulla base del costo sociale dei ricoveri o delle terapie somministrate dalle aziende sanitarie pubbliche²².

Altra cosa è se si faccia riferimento alla spesa privata per l'acquisto di medicinali o per la somministrazione di terapie specifiche per tipo di sintomatologia. In questo caso, infatti, è il livello del reddito pro-capite a giocare un ruolo fondamentale della determinazione del COI unitario. Accanto a questi problemi vi è poi l'annosa questione della definizione delle singole sintomatologie. Per quanto esista una codificazione internazionalmente condivisa per i più svariati tipi di malattia, il processo di assegnazione dei sintomi afferenti l'apparato respiratorio e cardiaco è, nella maggior parte dei casi, tutt'altro che semplice ed univoco, rimanendo soggetto ad ampi margini di discrezionalità.

4 Conclusioni sulla stima del costo dell'inquinamento atmosferico

²⁰ Da un intervento effettuato durante il V Seminario di Sanità Pubblica organizzato dall'OMS, ANPA ed OTARIA, tenutosi il 20 Giugno 2000 a Roma.

²¹ La scelta di Navrud, in realtà, è stata dettata dall'esigenza di poter impiegare queste stime nei più svariati contesti, ipotizzando implicitamente che gli individui siano disposti a pagare sempre una medesima cifra per ridurre il rischio di contrarre una certa malattia, indipendentemente dalla causa che ha dato origine alla stessa.

²² Un'analoga contabilizzazione di tali valori non è purtroppo non per il contesto italiano (le statistiche sanitarie italiane pubblicate dall'Istat, infatti, non raccolgono i dati relativi al tipo di malattie legate all'inquinamento atmosferico fra cui asma, bronchiti, problemi rispettivamente alla alte ed alle basse vie respiratorie e così via).

L'inquinamento atmosferico ha effetti sulla mortalità e sulla morbilità. L'inquinamento atmosferico non è causa di morte immediata, come gli incidenti, ma è causa di un anticipo del decesso rispetto al tempo in cui sarebbe avvenuto in assenza di inquinamento. Esso svolge quindi la funzione di accelerare il decesso, in altri termini è causa di morte prematura. Per questa ragione gli effetti dell'inquinamento sono particolarmente difficili da valutare sia in termini quantitativi che economici.

La letteratura recente concorda nel distinguere gli effetti dell'inquinamento sulla mortalità distinguendo tra due fenomeni assai diversi: la mortalità acuta e la mortalità cronica. La distinzione avviene sulla base del periodo di tempo che intercorre tra l'esposizione ed il decesso. Le basi di dati usate per gli studi epidemiologici non permettono di distinguere tra i due tipi di mortalità, anche se si ritiene che gli studi di serie temporali catturino prevalentemente la mortalità acuta e quelli di serie sezionali quella cronica. L'unica certezza è che gli studi di coorte prospettica includono entrambi i tipi di mortalità ed è proprio questo aspetto a renderli più adatti negli esercizi di quantificazione.

Gli studi di coorte prospettica andrebbero usati per valutare gli effetti di una riduzione permanente del livello di inquinamento, mentre gli studi basati su serie temporali e *cross-section* sono solitamente usati – anche se a volte in maniera impropria - per stimare il costo annuale, cioè gli effetti di una esposizione all'inquinamento della durata di un anno.

La natura differita degli effetti dell'inquinamento e la loro incidenza su particolari sottogruppi della popolazione (la cosiddetta popolazione a rischio, con malattie cardio-vascolari acquisite a causa o indipendentemente dall'esposizione a inquinanti), ne rende particolarmente complicata la quantificazione economica. Anche se la metodologia che abbiamo descritto rappresenta un perfezionamento delle metodologie usate fino a qualche anno fa, non mancano gli elementi di incertezza. Tra questi ci paiono particolarmente gravi, e perciò urgentemente necessarie di ulteriore approfondimento, le incertezze riguardanti l'individuazione della disponibilità a pagare per ridurre l'inquinamento atmosferico. Infatti, allo stato attuale, essa si basa sulla WTP per ridurre il rischio di morte da incidente, e non tiene sufficientemente conto delle specificità del rischio di morte prematura da inquinamento atmosferico e delle caratteristiche tipiche delle persone che sono soggette a tale rischio.

La stima della morbilità imputabile all'inquinamento atmosferico risulta, sotto molti aspetti, meno problematica. Da un lato, infatti, il breve lasso temporale che separa l'esposizione agli agenti inquinanti ed il manifestarsi delle affezioni studiate consente una stima meno incerta dei relativi coefficienti dose-risposta, dall'altro la valutazione monetaria di tale costo non implica esercizi di stima complessi come quelli richiesti per la mortalità (che richiede infatti la conoscenza del valore attribuito dalla collettività alla variazione del rischio di morte).

Gli aspetti più problematici sono in effetti legati all'approccio adottato per esprimere il valore monetario unitario della morbilità. La tecnica più diretta e controllabile, cioè il COI, porta infatti alla stima dei soli costi materiali generati dalla malattia. Più complete sono, quindi, le stime ottenibili applicando la WTP, capace di comprendere anche gli effetti psicologici sopportati dal malato. Questa seconda tecnica, però, presenta tre limiti che ne riducono l'applicabilità. La WTP varia infatti in funzione: (a) del fattore responsabile della comparsa dell'affezione studiata (sintomatologie causate da inquinamento da traffico piuttosto che da epidemie diffuse); (b) del numero di malattie che compaiono simultaneamente; (c) del numero di giorni di persistenza delle stesse. Nonostante siano state recentemente condotte delle indagini mirate ad una valutazione più precisa ed affidabile della WTP per la morbilità (Navrud, 1999), riteniamo che questi aspetti vadano ulteriormente approfonditi.

5. La stima del rumore

La stima del costo esterno da rumore si basa solitamente sulla WTP dichiarata attraverso il metodo della valutazione contingente o sulla WTP rivelata attraverso il metodo dei prezzi. L'evidenza empirica finora disponibile fa pensare che il primo metodo porti a risultati più elevati²³. Seguendo il primo metodo, il costo esterno del rumore viene calcolato moltiplicando la WTP per il numero di persone esposte al rumore:

$$CER = \sum_l WTP_l \cdot P_l \quad (6)$$

dove CER è il costo esterno del rumore e P_l rappresenta il numero di persone esposte al rumore di livello l .

In un'applicazione più sofisticata di tale metodologia si tiene conto del fatto che esistono diversi livelli di rumore l per cui si moltiplica la WTP per i diversi livelli di rumore oltre che per il numero di persone esposte a quei livelli (Lombard e Molocchi, 1998; INFRAS/IWW, 1994). Questo approccio ha il grosso vantaggio di poter essere applicato anche se si ipotizza, realisticamente, che la WTP vari più che proporzionalmente rispetto al livello di rumore. Solitamente la WTP è stimata per intervalli discreti di rumore. Il principale limite di questa metodologia è che si basa su evidenze empiriche della WTP molto scarse. La gran parte degli studi fa riferimento alle stime di Hansson e Markham (1992) relative alla Svezia e stimate nel 1985.

Un secondo approccio consiste nello stimare il costo esterno del rumore attraverso la WTP ricavata dagli studi di prezzi edonici applicati al valore delle abitazioni, tecnica che gode di evidenze empiriche più consolidate rispetto alla precedente. L'applicazione di questa metodologia avviene secondo la seguente formula²⁴

$$CE_r = \sum_i (L_{i,o} - L_{i,b}) \cdot A_i \cdot P_i \cdot PE_i \quad (7)$$

La base per la stima del costo esterno del rumore è il valore delle abitazioni esposte ad un dato eccesso di rumore. Sia i una data area esposta ad un livello di rumore omogeneo, il valore delle abitazioni dell'area i è ricavato moltiplicando il numero delle abitazioni A_i per il loro valore annualizzato P_i . Il prezzo edonico PE_i indicata la perdita percentuale di valore dell'abitazione per unità di decibel di rumore (esso è indicato anche come NDSI, Noise Depreciation Sensitivity Index), mentre $(L_{i,o} - L_{i,b})$ è l'eccesso di rumore rispetto alla soglia base a cui è esposta l'area i . Il prodotto del valore annualizzato delle abitazioni dell'area per l'eccesso di rumore e per il decremento percentuale dovuto al rumore, fornisce una stima della perdita di valore (e quindi costo esterno) causato dal rumore. La sommatoria per tutte le aree i rappresenta la stima del costo esterno totale da rumore per l'insieme delle aree considerate.

5.1 Approfondimenti sulla metodologia proposta

La formula proposta è apparentemente semplice, ma, come vedremo nella sezione dedicata alla sua applicazione all'Italia, esistono enormi difficoltà nel reperire dati sufficientemente disaggregati per

²³ Questa conclusione si basa sull'insieme degli studi analizzati da Verhoef (1994). Recentemente Sougel (1996), applicando le due metodologie alla stessa città svizzera di Neuchâtel giunge invece a risultati sostanzialmente simili.

²⁴ Questa formula è sostanzialmente simile a quella proposta nell'ambito del progetto ExternE (1997, p. 461). Sulle stesse linee è il metodo applicato da Delucchi e Hsu (1996) per la stima del costo del rumore per gli USA.

tener conto della variabilità spaziale del rumore. Più fine è il dettaglio (cioè il numero delle aree i considerate), migliore è, ovviamente, la bontà della stima.

Per migliorare ulteriormente la qualità delle stime si può introdurre anche una differenziazione per tipo di attività svolta. Indicando con j il tipo di attività (ad esempio, tempo libero passato in casa, lavoro in ufficio, dormire, studio in casa, ecc.), la formula diventa

$$CE_r = \sum_j \sum_i (L_{i,o} - L_{i,b}) \cdot A_i \cdot P_i \cdot PE_{ij} \quad (8)$$

Data l'abitazione A_i , di valore annualizzato pari $A_i P_i$, posizionata nell'area i caratterizzata da uno specifico livello di rumore, la formula (8) applica un diverso prezzo edonico a seconda dell'attività svolta, ciò in considerazione del fatto che il disturbo causato dal rumore dipende dal tipo di attività (dormire piuttosto che lavorare o guardare la televisione).

6. Conclusioni sulla stima del costo del rumore

Essendo un impatto a scala locale, immediatamente percepito e che esercita i suoi effetti nel breve periodo, il rumore è considerevolmente più facile da stimare dell'inquinamento atmosferico (caratterizzato anche da una molteplicità di inquinanti). Le difficoltà principali, come vedremo nel capitolo successivo, si incontrano nel reperire dati, qualitativamente e quantitativamente sufficienti, per una stima del rumore su una ampia scala (urbana o, con maggiori difficoltà ancora, nazionale)²⁵.

Riferimenti bibliografici

- Abbey, D., Nishino, N., McDonnell, W., Burchette, R., Knutsen, S., Beeson, W., Yang, J. (1999) "Long-Term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers", *American Journal Respiratory Crit Care Med*, 159, 373-382.
- Brunekreef, B. (1996) "Air pollution and life expectancy: is there a relation?", *Occupational and Environmental Medicine*, 54, 781-784.
- Cotana F. e Marcucci E., (2000) "Evaluating external transport costs of noise in an Italian region: the case of Umbria" in L. Sucharov & C.A. Brebbia, WIT press, Southampton, Boston, pp. 327-335.
- Harrison, R., Brimblecombe, P., Derwent, R., Dollard, G., Eggleston, S., Hamilton, R., Hickman, A., Holman, C., Laxen, D. e Moorcroft S. (1996) *Airborne Particulate Matter in the United Kingdom*, Third report of the Quality of Urban Air Review Group, Department of Environment, University of Birmingham, UK.
- Hartley, N., Ayres, J., Burney, P., Buxton, M., Jones, A., Jones-Lee, M., Maddison, D., Markyanda, A., Pidgeon, N., Postle, M., Powlatt, P., Hurley, F. (1999) *Economic appraisal of the health effects of air pollution*, U.K. Department of Health, The Stationery Office, Norwich.
- Department of Health UK, Committee On the Medical Effects of Air Pollutants – COMEAP - (1998) *The Quantification of the Effects of Air Pollution on Health in the United Kingdom*, HSMO.

²⁵ Esistono anche in Italia alcune valutazioni a scala locale. Ad esempio Eandi *et al.* (1998) hanno stimato il costo sociale del rumore da traffico lungo la tangenziale di Torino.

- Douglas, W., Dockery, D., Pope III, A., Xu, X., Spengler, J., Ware, J., Fay, M., Ferris, B. e Speizer, F. (1993), "An association between air pollution and mortality in six U.S. cities", *The New England Journal of Medicine*, 24, Vol. 329, 1753-1759.
- Eandi, G., Masoero, M., Papi, D. e Silvi, C. (1998) "Il costo sociale del rumore da traffico lungo la tangenziale di Torino", *Rivista Italiana Di Acustica*, 22 (3-4).
- European Commission, DGXII, Science, Research and Development (1999), *Externalities of Energy*, Vol. 7, Methodology 1998 update, Brussels.
- Hansson, L. e Markham, J. (1992) *Internalization of External Effects in Transportation*, UIC-Project Report C6Z5 Strategic Planning Committee, Stockholm e Paris.
- INFRAS/IWW (a cura di Mauch, S., Rothengatter, W. et al.) (1994) *External Effect of Transport*, Zürich/Karlsruhe
- Jones-Lee M. e G. Loomes (1995) "Discounting and safety", *Oxford Economic Papers*, 47, 501-512.
- Katsouyanni, K., Touloumi, G., Spix, C., Schwartz, J., Balducci F., Medina., S., Rossi, G., Wojtyniak, B., Sunyer, J., Bacharova, L., Schouten, J., Ponka, A. e Anderson, H. (1997) "Short term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: results from time series data from the APHEA project", *BMJ*, 314, 1658-1663.
- Lombard, P. L. e Molocchi, A. (1998) *I costi ambientali e sociali della mobilita' in Italia*, Franco Angeli, Milano
- Maddison, D. (1998) "Valuing changes in life expectancy in England and Wales caused by ambient concentrations of particulate matter", Paper presented at the International Symposium Externalities in the Urban Transport. Assessing and reducing the Impact, Milan, 27-29 October.
- McCubbin, D. e Delucchi, M. (1996) "The Social Cost of the Health Effects of Motor-Vehicle Air Pollution", Report UCD-ITS-RR-96-3 (11), Institute of Transportation Studies University of California, Davis.
- McCubbin, D. e Delucchi, M. (1999) "The Health Costs of Motor-Vehicle-Related Air Pollution", *Journal of Transport Economics and Policy*, 33 (3), 253-86.
- Navrud, S (1998) "Valuing health impacts from air pollution in Europe. New empirical evidence on morbidity", accepted paper for the World Congress of Environmental and Resource Economists, June 25-27 1998, Venice, Italy.
- Ostro, B., Sanchez, J., Aranda, C., Eskeland, G. (1994) "Air pollution and Mortality: Results from Santiago, Chile", Working Paper 1453, Policy Research Department, World Bank, Washington, DC.
- Pope III, C.A., Thun, M., Namboordi, M., Dockery, D., Evans, J., Speizer, F., Health Jr., C. (1995) "Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults", *American Journal Respiratory and Critical Care Medicine*, 151, 669-74.
- Seethaler, R. (1999) *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. Synthesis Report*. Report prepared for the WHO Ministerial Conference for Environment and Health London June 1999, Federal Department of Environment, Transport, Energy and Communications, Bureau for Transport Studies, Bern, Switzerland.