

TRAFFICO E INQUINAMENTO: I DANNI PER LA SALUTE DELL'UOMO E I COSTI SOCIALI

Patrizia LATTARULO¹, Monica PLECHERO²

1 Irpet, via LaFarina, 27, 50132, Firenze

2 Coll Irpet, via LaFarina, 27, 50132, Firenze

SOMMARIO

Questo lavoro è rivolto ad una rassegna della letteratura sui metodi di stima dei costi sanitari e sociali dei danni alla salute provocati dall'inquinamento dell'aria con particolare attenzione al valore assegnato alla vita umana. Il riferimento di base è al Pathway approach, che ripercorre tutto il processo dall'emissione di inquinanti, alla definizione della popolazione esposta e, quindi, agli effetti sulla collettività. Accanto a questo gli strumenti della valutazione economica delle esternalità consentiranno di stimare il valore implicitamente attribuito in un determinato contesto sociale alla vita dell'uomo e al malessere conseguente allo stato di malattia. Verrà, quindi, presentata una rassegna dei metodi di stima del valore della vita umana (dal capitale umano, al COI, alla WTP) e dei risultati più recenti della ricerca in merito al valore assegnato alla vita statistica (VSL) e ad un anno di vita perso (VOLY). Inoltre si presenterà una applicazione al caso delle maggiori realtà toscane stimando i costi sociali e sanitari dovuti all'inquinamento da traffico nei principali centri urbani della regione.

1 L'IMPATTO SULLA SALUTE, METODI DI STIMA ED EVIDENZE EMPIRICHE

Gli effetti negativi dell'inquinamento dell'aria hanno anche una dimensione economica, comportano infatti dei costi tanto di natura sanitaria, dovuti alle cure, quanto di natura sociale, legati alla minor qualità della vita delle persone. La stima monetaria di tali costi, fornisce informazioni sul peso economico sopportato dalla collettività in termini di spese per la cura delle patologie correlate agli effetti degli inquinanti, e per i disagi e la perdita di benessere collettiva conseguenti ad un peggioramento della salute e della qualità della vita dei soggetti esposti all'inquinamento. Questo aspetto può costituire un utile contributo informativo nella formulazione delle politiche rivolte alla correzione dei comportamenti individuali - tanto di scelta di spostamento, in ambito di trasporto, che di scelta modale- e alla tutela degli interessi della collettività.

1.1 Inquinanti e danni alla salute

Sebbene gli studi epidemiologici riservino ancora alcune incertezze, la letteratura internazionale è concorde nel considerare che a molti agenti inquinanti connessi alle attività di trasporto siano associati effetti negativi sulla salute umana.

È da dire tuttavia che, sebbene gli inquinanti legati all'attività di trasporto, causa di effetti sulla salute degli individui, siano diversi e numerosi, oggi è crescente l'attenzione degli studi epidemiologici verso l'impatto delle emissioni del particolato nelle sue varie frazioni e in particolare del PM₁₀ e del PM_{2,5}. Queste benché monitorate solo da alcuni anni e con modalità non sempre comparabili nelle varie aree, risultano correlate ad effetti sanitari di una notevole rilevanza in termini di sanità pubblica. Il riferimento ad un unico inquinante negli studi di impatto, peraltro, consente di evitare di sovrastimare alcuni effetti che potrebbero essere conteggiati più volte analizzando separatamente i singoli agenti. Questo approccio, ormai frequente in molti lavori applicati, è però contestato in alcuni studi che riconducono i danni da inquinamento alla somma degli effetti dei diversi inquinanti¹.

Se, quindi, la letteratura epidemiologica è generalmente concorde riguardo al danno per la salute determinato dalla presenza di inquinanti, l'intensità del fenomeno associata al coefficiente dose-risposta è ancora oggetto di studio e approfondimento. Il coefficiente dose-risposta esprime la relazione statistica che lega la concentrazione di inquinanti (in questo caso il PM₁₀) al verificarsi di un danno alla salute, fornendo stime del rischio legate all'esposizione. In generale, la letteratura epidemiologica che si è occupata di stimare gli impatti sulla salute da PM₁₀ e i rischi relativi ha ottenuto risultati più solidi per la morbosità legata ai:

- ricoveri ospedalieri per malattie cardiovascolari e per malattie respiratorie,

¹ Tra questi i lavori degli Amici della Terra (anni vari).

- a una serie di danni a carico dell'apparato respiratorio -dalle bronchiti acute, agli attacchi d'asma dei bambini e degli adulti, all'insorgere di sintomi respiratori-
- ai giorni di attività limitata (RAD)².

Per quanto riguarda la mortalità, invece, gli studi epidemiologici hanno sviluppato ricerche specializzate e molto diverse, non solo a livello di metodo, ma anche di approccio al problema, distinguendo gli impatti a breve termine (mortalità acuta) -quando tali effetti sono conseguenti ad un innalzamento del livello di inquinanti nell'aria-, da quelli a lungo termine (mortalità cronica) - quando gli effetti si manifestano a distanza dopo un lungo periodo di esposizione.

Di origine più recente sono le ricerche che hanno approfondito l'analisi della *mortalità cronica*³ con lo scopo di dimostrare come nel caso dell'inquinamento ci sia una correlazione positiva tra un lungo periodo di esposizione all'inquinante e la mortalità derivante dall'aggravarsi di alcune patologie, tra cui malattie cardio-respiratorie e tumori. Tuttavia, mentre da tempo trova conferma la correlazione tra esposizione agli inquinanti e mortalità cronica di natura cardiovascolare e respiratoria, di più recente genesi sono gli studi che rilevano una relazione significativa tra esposizione agli inquinanti e possibilità di contrarre alcune tipologie di tumori quali cancro ai polmoni o leucemia.

Nella valutazione della mortalità acuta le analisi di tipo *temporale* permettono di stimare il numero di morti anticipate, ma non consentono di stimare la riduzione della speranza di vita (LLE). Questa si può solo stimare a partire da studi di coorte prospettica nel quale la mortalità acuta risulta già direttamente inglobata nella stessa stima della mortalità cronica, secondo l'assunzione che la maggioranza degli effetti da inquinamento non sono istantanei, ma sono frutto di risultati cumulativi dopo anni di esposizione (Rabl, 2003a).

Per ora gli studi su coorte prospettica sono molto limitati e sono di origine più che altro statunitense⁴, tanto che anche gli stessi recenti lavori in Europa recuperano - attraverso un approccio di meta analisi, cioè la sintesi, tra diversi studi epidemiologici- i risultati di tali ricerche (meta analisi per l'Europa: Künzli et al., 1999; WHO, 2002⁵).

Il riferimento in questo contesto è fino ad oggi stato alla mortalità per cause naturali, indipendentemente quindi dalla causa di decesso (viene escluso solo l'insieme dei decessi accidentali), cosa che porta a tenere implicitamente conto tanto della mortalità da malattie cardio-

² Si veda, in particolare, il lavoro di Künzli et al. (1999). Si rimanda in proposito ad un recente lavoro WHO (2002), dove si è proceduto a stimare gli effetti sulla salute in otto città italiane - tra cui figura anche la città di Firenze - e che riporta una rassegna critica della letteratura epidemiologica.

³ Tra le prime pubblicazioni sul tema si ricorda il lavoro di Cislighi e Nimis (1997)

⁴ Dockery D. et al., 1993 ; Pope et al., 1995 ; Abbey D.E et al., 1995.

⁵ Per quanto riguarda la mortalità il rischio relativo stimato da Künzli et al. (1999) risulta essere di 1,043 calcolato come valore centrale all'interno delle stime di confidenza al 95% [1,026–1,061]. Nel lavoro WHO (2002) è stato tuttavia scelto di sottostimare tale effetto e di utilizzare come valore direttamente il valore minimo utilizzato da Künzli. Gli ultimi avanzamenti in tale campo mostrano, infatti, che gli studi statunitensi non sono direttamente trasferibili in Europa poichè, ad esempio, gli effetti del particolato sulla salute umana sembrano essere più bassi in Europa che negli USA (Bickel e Friedrich, 2001a). Proprio nel lavoro di Bickel e Friedrich (2001a) è stato ridimensionato da 3 a 1 il fattore dose risposta da mortalità cronica da PM₁₀ stimato da Pope (1995) in quanto quest'ultimo era relativo alle condizioni specifiche negli USA.

⁷ Il rischio relativo alle bronchiti croniche - non considerato nel lavoro WHO (2002) - viene invece preso in considerazione nel lavoro di Künzli et al. (1999), pag. 32. Quest'ultimo fa riferimento a dei valori aggiustati a partire da un unico studio (Abbey D.E et al., 1993). Il rischio attribuibile suggerito, riferito ad una popolazione di adulti con un'età superiore ai 25 anni, risulta 1.098 (95% CI 1,009-1,194). Valore di incidenza annuale per un aumento di 10 µg/m³ PM₁₀.

vascolari, quella più frequentemente ricondotta all'inquinamento, che da malattie tumorali e non solo. Elaborazioni più recenti hanno portato a diverse tabelle di rischio relativo, basate sugli ultimi risultati della ricerca epidemiologica e dell'analisi statistica. In questa tabella sono inclusi i risultati delle ricerche di Pope et al. (2002) sulla mortalità a lungo termine e i riferimenti alla letteratura italiana per la morbosità, laddove disponibili, per i restanti stati di morbosità il riferimento è alla letteratura internazionale. Il riferimento alla popolazione per classe di età dipende dalla robustezza dell'evidenza statistica rilevata e dal campione di cui è stato tenuto conto nelle analisi⁷. Nel caso della mortalità cronica, inoltre, il riferimento alla popolazione di età adulta è dovuto al periodo di latenza ipotizzato in questo ambito, che porta ad indagare specificatamente la popolazione sottoposta ad un protratto periodo di esposizione.

Tabella 1 Sommario dei Rischi relativi per 10 µg/m³ PM₁₀

Cause	Studi di riferimento	Stime centrali	Min.	Max.	Gruppo di età	Gruppo di età di riferimento nella applicazione
Mortalità cardiovascolare per esposizione a lungo termine*	Pope et al, 2002	1.08	1,02	1,14	Adulti > 25 anni	Adulti > 25 anni
Morte da tumore polmonare per esposizione a lungo termine*	Pope et al, 2002	1,13	1,04	1,22	Adulti > 25 anni	Adulti > 25 anni
Ricoveri Ospedalieri per cause cardiovascolari	Biggeri et al 2002	1,0082	1,0032	1,0132	Tutte le età	Tutte le età
Ricoveri Ospedalieri per malattie respiratorie	Biggeri et al 2002	1,0091	-1,0004	1,0186	Tutte le età	Tutte le età
Bronchiti acute	Dockery et al., 1989-1996; Braun-Fahrlander et al., 1997	1,306	1,135	1.502	Bambini < 25	Bambini <= 14
Attacchi d'asma bambini	combinazione di studi americani e europei	1,051	1,047	1,055	< 25 anni	<= 14 anni
Acutizzarsi dell'asma adulti	combinazione di studi americani e europei	1,004	1,00	1,008	> 25 anni	>= 15 anni
RAD (Giorni di attività limitata)	Ostro, 1990; Ostro e Rothschild, 1989	1,094	1,079	1,109	> 25 anni	>= 20 anni
Insorgere di sintomi respiratori	Ostro et al., 1993	1.07	1,02	1,11	Tutte le età	Tutte le età

*Rischi calcolati per 10 µg/m³ PM_{2,5} e dati di PM₁₀ adattati assumendo che PM_{2,5}=0,5PM₁₀
 Fonte: elaborazioni su WHO (2004b).

1.2 Riduzione nella speranza di vita e anni di vita persi

L'inquinamento può comportare, dunque, gravi danni alla salute tanto da rappresentare un rischio per la stessa sopravvivenza. A differenza di altre cause di morte, ad esempio gli incidenti, questa non è una causa primaria e indipendente di decesso, così che non esiste una relazione diretta tra esposizione ed evento, ma agisce come con-causa aggravando patologie preesistenti e, spesso, concorrendo con altri effetti quali fumo e mancanza di esercizio fisico. Il numero totale di morti attribuibili all'inquinamento non è, quindi, direttamente osservabile e ciò rende inappropriato il

referimento a questa unità di misura del danno alla salute (Rabl, 2003a)⁸. A differenza dell'approccio più tradizionale seguito fino alla prima metà degli anni 90, oggi la mortalità da inquinamento è stimata in termini di riduzione dell'aspettativa di vita (Lost Life Expectancy – LLE⁹). In questo contesto il danno alla salute viene ricondotto al numero di casi di morte anticipata e al numero di anni di vita persi stimati a seguito dell'esposizione agli agenti inquinanti e in particolare, per quanto di nostro interesse, all'esposizione al PM₁₀. Il coefficiente dose-risposta o rischio relativo di mortalità è alla base di entrambe le stime, associate a determinati livelli di inquinamento.

L'impatto della concentrazione di inquinanti sulla aspettativa di vita della popolazione dipende dall'entità degli inquinanti e dalle caratteristiche demografiche della popolazione esposta. Il calcolo del LLE prende a riferimento, quindi, la composizione per età della popolazione e le tavole di mortalità, oltre che, naturalmente, il livello di inquinamento associato.

A fronte di stime più elevate l'approfondimento della riflessione in sede comunitaria ha portato a suggerire (Progetto BE TA: Holland e Watkiss, 2002) una ipotesi di 5 anni di vita persi per ogni decesso collegato ad un lungo periodo di esposizione al particolato¹⁰.

Dall'applicazione alla realtà Toscana, risulta che la riduzione della speranza di vita stimata in numero di anni di vita persi a seguito di una esposizione a 10 µg/m³ di PM10 è in media di 3,9 anni, contro di 4,3 medi dell'Italia rispetto alla popolazione degli ultra trentenni, la realtà di nostro interesse (rispettivamente 5,4 e 6,5 per il complesso della popolazione). I valori elaborati sono quindi simili ai valori stimati a livello europeo. L'ipotesi di base è il coefficiente dose- risposta di 1,026 relativo a tutte le cause di morte naturale, per 10 µg/m³ di PM10, come proposto negli studi WHO 2002, sui risultati di Pope (1995). E' evidente, così, allo stato della conoscenza attuale che il rischio relativo è ipotizzato invariato per classe di età e area geografica e la diversa variazione nella speranza di vita nelle diverse realtà dipende dall'incidenza di questa causa sul contesto demografico e sociale¹¹.

L'ipotesi analizzata riguarda però il caso di una concentrazione di inquinanti pari a 10 µg/m³ di PM10, la realtà toscana è caratterizzata da concentrazioni diverse nelle diverse aree urbane. Da qui stime della riduzione di LLE che vanno da 10 anni delle realtà più critiche (Prato, Scandicci e poi Firenze) ai 2 anni delle realtà meno difficili (Arezzo, Siena, Signa) sul piano del traffico, per valori medi di 4,5 anni (ultra trentenni) e 6,4 (tutta la popolazione).

⁸ Calcolando il numero di decessi non si è inoltre in grado valutare la magnitudo della perdita di speranza di vita legata ad ogni morte che può risultare essere molto differente. Differenze consistenti di magnitudo ci sono, per esempio, tra morti provocate da inquinamento dell'aria e morti per incidenti stradali.

⁹ Talvolta viene fatto riferimento a YOLL (anni di vita persi).

¹⁰ Borruso et al., (2001) propongono invece una stima di 2 anni di vita persi.

¹¹ In Toscana la popolazione è mediamente più anziana rispetto al resto del paese e le condizioni socio sanitarie determinano un tasso di mortalità mediamente inferiore. Questi due fattori comportano una incidenza dell'inquinamento minore di quanto registrato nell'intero paese.

Tabella 2 Mortalità anticipata: anni di vita persi a seguito dell'inquinamento LLE (riduzione speranza di vita) 2000 Toscana

Italia (10	
µg/m ³ di	
PM10)	
LLE=ANNI DI VITA MEDI PERSI A SEGUITO DELL'INQUINAMENTO	6,51
LLE=ANNI DI VITA MEDI PERSI A SEGUITO DELL'INQUINAMENTO>30 ANNI	4,34
Toscana	
(10 µg/m ³	
di PM10)	
LLE=ANNI DI VITA MEDI PERSI A SEGUITO DELL'INQUINAMENTO	5,39
LLE=ANNI DI VITA MEDI PERSI A SEGUITO DELL'INQUINAMENTO>30 ANNI	3,75
Maggiori realtà urbane toscane (µg/m ³ di PM10 attribuibile al	
trasporto)	
LLE=ANNI DI VITA MEDI PERSI A SEGUITO DELL'INQUINAMENTO	6,40
LLE=ANNI DI VITA MEDI PERSI A SEGUITO DELL'INQUINAMENTO>30 ANNI	4,50

Nota: con RR rischio relativo da inquinamento 1,026

2 IL VALORE DELLA VITA STATISTICA (VSL)

La valutazione in termini economici della vita umana non ha naturalmente la finalità di stabilire delle controprestazioni di natura monetaria, dal momento che misure compensative sarebbe comunque inadeguate e inopportune, né di dare indicazioni di valore assoluto, ha piuttosto una propria utilità nel ricondurre ad un parametro di riferimento generalmente riconosciuto la priorità implicitamente attribuita nel nostro contesto sociale al rischio per la vita e alla salute. Si tratta, quindi, più opportunamente di riconoscere un valore economico alla possibilità di sopravvivenza o di prolungamento della vita attesa. La modifica della probabilità di sopravvivenza di un individuo ha infatti pesanti conseguenze sulla situazione economica, oltre che affettiva, non solo del soggetto e dei suoi familiari, ma anche della collettività.

I costi riconducibili alla minore probabilità di sopravvivenza di un individuo possono in particolare essere considerati, non solo come perdite dirette derivanti dalle morti future (es. eventuali spese ospedaliere o perdita di produzione), ma anche come costi indiretti e costi di natura affettiva (Pierantoni, 1986) generati di norma dai danni di natura biologica e morale subiti dall'individuo e dai familiari della vittima:

- perdite di produzione futura, che oltre che per l'individuo hanno conseguenze dirette sulla società;
- stato di sofferenza e difficoltà di adattamento per i familiari a seguito di un decesso prematuro (danno morale);
- stato di sofferenza creato dal malessere o malattia che precede il decesso, a prescindere dal venir meno delle possibilità di reddito (danno biologico).

Un punto critico riguarda tuttavia le caratteristiche del calcolo con il quale si attribuisce un valore economico alla vita umana.

Nella letteratura economica esistono due approcci principali per determinare il valore della vita in relazione agli effetti da inquinamento: il metodo della vita statistica (Value of a Statistical Life - VSL) e il metodo della valutazione degli anni di vita persi (Value of Life Years -VOLY).

Un metodo alternativo e innovativo a questi due approcci, anche se per ora è stato usato soprattutto negli studi canadesi e solo ultimamente sta diventando di un certo interesse anche nei nuovi progetti di studio WHO, è il metodo LQI¹² (Life Quality Index) che rappresenta un indicatore sociale combinato per la valutazione della vita, considerata anche dal punto di vista qualitativo. In tale indicatore sono comprese, sia misure del prodotto reale interno lordo pro capite come indice delle risorse e della qualità della vita, sia misure sull'aspettativa di vita come valida indicazione dello sviluppo sociale, della qualità ambientale e della salute pubblica di un paese (Gulis, 2000)¹³.

2.1 Il valore della vita calcolato attraverso il Capitale umano e la Disponibilità a pagare (WTP)

Il calcolo della vita statistica è una metodologia comunemente usata per la valutazione monetaria del rischio di mortalità da incidenti stradali (Putignano, Pennini, 1999), poi ampiamente recepita anche nella stima della mortalità da inquinamento. Il calcolo viene eseguito sulla base principalmente della mancata produttività futura -misurata generalmente in termini di Prodotto Interno Lordo- o delle preferenze degli individui (disponibilità a pagare) relative alla riduzione del rischio di morte, che normalmente è di natura accidentale.

Nel considerare la mancata produttività futura (così detto approccio del *capitale umano*) viene considerata la perdita di benessere da parte della società in seguito al venir meno della risorsa umana, attribuendo una perdita economica alla collettività uguale al valore dell'output (lordo o netto¹⁴) che sarebbe stato prodotto dall'individuo se non fosse deceduto.

Tale approccio è evidentemente riduttivo non tenendo conto del valore che la vita umana acquisisce sul piano soggettivo, quello che nella letteratura economica è il valore intangibile o non monetario, il valore di non uso legato alla pura esistenza di un bene, in questo caso il prolungarsi dell'attesa di vita. Considerando il valore della persona rappresentato solo dalla sua produzione e dal suo consumo questo metodo non riflette il punto di vista degli individui determinato, ad esempio, dall'avversione o propensione al rischio individuale. Tale approccio tende quindi a negare i principi della teoria economica del welfare nella quale, in generale, la valutazione di un impatto positivo o negativo deve essere basato sulla variazione dell'utilità individuale.

¹² Si veda per una più dettagliata descrizione del metodo Rabl (2003b)

¹³ LQI è espresso come $L=G^q E$, dove G indica il prodotto interno reale lordo annuale pro capite, q l'elasticità dell'utilità del consumo relazionata alla misura della produttività del lavoro ed E l'aspettativa di vita in un paese aggiustata per età (Rabl, 2003).

¹⁴ L'output netto tiene conto di ciò che un individuo, oltre che produrre, consuma.

Oggi più accreditato è, quindi, l'approccio *WTP* (*willingness to pay- disponibilità a pagare*) di derivazione anglosassone, che sviluppato su appropriate tecniche statistiche, tiene conto delle preferenze individuali assumendo il punto di vista del singolo. Dal *WTP* è quindi possibile estrarre maggiori informazioni non solo di natura economica, ma anche di natura sociale e comportamentale riferite agli attributi e alle percezioni dei soggetti.

Questo metodo è basato sulla stima di quanti (e quanto) gli individui sono disposti a pagare per un miglioramento della propria salute rispetto ad altre alternative (Chilton et al., 1997). Così, secondo questo approccio, il valore della vita statistica *VSL* viene calcolato sul valore economico che l'individuo attribuisce alla probabilità di una riduzione di rischio di morte¹⁵.

La disponibilità a pagare per la riduzione di un rischio risulta in termini statistici essere espressa come:

$$WTP = \left[\sum_t^T \frac{B_t}{(1+r)} \right] \cdot A$$

Dove:

T indica il tempo di vita rimanente, B_t l'utilità derivante dall'essere in vita (inclusi i benefici non di mercato), r il tasso di preferenza intertemporale e A il fattore di avversione al rischio.

Le basi del *WTP* si collocano quindi in un contesto welfarista, fondate sugli assunti di sovranità del consumatore e ottima distribuzione del reddito. In particolare, alcuni studi sul valore della vita che confrontano la valutazione monetaria del rischio di morte fra vari paesi mostrano, infatti, che nel calcolo del *WTP* esistono, come è ovvio supporre, delle differenze fra i vari contesti geografici e culturali (Alberini et al., 2004). Lo studio di Bowland e Beghin (2001), ad esempio, partendo da una meta analisi degli studi *VSL* nei paesi sviluppati ha derivato il valore statistico della vita per le economie in via di sviluppo, tenendo conto delle differenze di salario, ma anche di rischio, del livello del capitale umano e di altre caratteristiche demografiche di tali realtà. Dal risultato della meta-analisi emerge che il *WTP* per una riduzione marginale della mortalità mostra una certa elasticità rispetto al salario e al livello di educazione dei vari paesi¹⁶. E' vero, d'altro canto, che enfatizzando le opinioni individuali questo metodo di calcolo rischia di trascurare o di sottostimare i costi che ricadono sulla collettività, ad esempio attraverso il sistema di sicurezza sociale e la previdenza pubblica¹⁷.

Per calcolare il *WTP* esistono in letteratura vari metodi empirici:

¹⁵ La validità di questo approccio dipende da un consistente numero di assunzioni, tra cui l'esistenza di linearità tra rischio e disponibilità a pagare.

¹⁶ Nel modello proposto l'elasticità risulta essere rispettivamente di 2,27 per il livello salariale e di 2,58 per il livello di educazione. Per quanto riguarda invece il livello di rischio il *WTP* risulta essere inelastico (elasticità 0,31). Un altro studio (Miller, 1999) prendendo a riferimento 68 studi in 13 diversi paesi mostra come il *WTP* dipenda sempre da norme culturali e livelli salariali.

¹⁷ Sarebbe inoltre auspicabile che gli studi iniziassero ad orientarsi verso analisi di *WTP* di tipo collettivo, ciò permetterebbe di superare il punto di vista del singolo e di orientare le decisioni politiche in base al peso economico e sociale che la collettività nel suo insieme ritiene di poter attribuire alle conseguenze di un determinato evento. Un possibile metodo di calcolo potrebbe riguardare la valutazione assegnata implicitamente in scelte pregresse riguardanti la salute pubblica.

- valutazione del *rischio salario* (*wage risk*) che viene realizzato stimando il salario extra pagato per indurre i lavoratori ad accettare un rischio sul lavoro, e che normalmente tiene conto dei differenziali di reddito fra le diverse professioni. In questo caso non si tratta propriamente di volontà a pagare una riduzione del rischio, ma di volontà ad accettare (WTA).
- *valutazione contingente*, che attraverso indagini campionarie svolte con questionari o interviste, permette di stabilire quanto gli individui sarebbero disposti a pagare per la riduzione del rischio di morte.
- valutazione di *mercato* (metodo delle preferenze rivelate) che si basa sull'osservazione dei comportamenti degli individui su alcuni mercati rilevanti per la tipologia di beni (es. scelta di consumo di beni che rendono più sicura la vita o acquisto di un'abitazione in zone più salubre¹⁸). Tali costi vengono normalmente considerati come costi di prevenzione e possono essere utilizzati per esaminare le preferenze relative al livello di sicurezza¹⁹.

Il ricorso ad un metodo piuttosto che un altro, può però portare a stime molto diverse. Inoltre, anche all'interno degli stessi metodi di valutazione il *gap* esistente fra le varie stime può risultare elevato.

Al di là delle differenze nei metodi e negli approcci di valutazione economica che si possono incontrare in letteratura, come in ambito epidemiologico anche per ciò che riguarda le stime economiche degli effetti da inquinamento sono state sviluppate rassegne critiche che forniscono oggi standard accreditati di riferimento: ExternE (1999) 3,3 ml euro; Dipartimento ambientale del Regno Unito (EC DG ENV, 2000) Sommer et al. (1999), nel lavoro WHO (1999) -lavoro che ha permesso di comparare i costi sociali da inquinamento da traffico fra tre paesi europei (Austria, Francia e Svizzera).

Dalle stime US EPA (US Environmental Protection Agencies), basate sul confronto tra vari studi, si ricava che, se si includono nella valutazione anche gli approcci basati sul rischio salario, la stima risulta molto elevata, pari nel valore stimato a un VSL di 6,1 milioni di Euro, rispetto al valore di 3,7 milioni di Euro che si ottiene se invece si considerano solo gli studi sul valore contingente.

Anche in Europa sembra aumentare l'interesse verso una valutazione del WTP basata sul metodo della valutazione contingente, che rispetto al metodo del *wage risk* è considerato più adatto a definire socialmente la volontà a pagare per la riduzione del rischio da inquinamento (EC DG ENV, 2000; EC NewExt, 2003). In particolare in questa direzione sta proseguendo il progetto ExternE (*NewExt*²⁰, 2003), che, negli aggiornamenti attualmente in corso, oltre allo scopo generale di migliorare la valutazione monetaria dei costi esterni, si pone anche l'obiettivo di ridurre alcune incertezze legate all'applicazione stessa del metodo della valutazione contingente e di sviluppare lo

¹⁸ Tali approcci assumono come presupposto che il consumatore sia razionale e informato.

¹⁹ La tecnica della valutazione contingente necessita di grande accuratezza metodologica (come sostiene Chilton, ad esempio, esso presuppone che le persone siano in grado di rispondere adeguatamente a questioni ipotetiche in particolare su piccoli cambiamenti in piccoli rischi). Inoltre la valutazione individuale dipende molto dal grado di informazioni disponibile per l'intervistato al fine di valutare la reale situazione di rischio.

²⁰ "New elements for the assessment of external costs from energy technologies".

specifico dei rischi da inquinamento, rispetto all'ambito di riferimento originario relativo ai rischi da morte accidentale²¹.

Dagli ultimi risultati disponibili riferiti a questo studio risulta che il *range* del VSL è compreso tra un valore di euro 1.052.000 e euro 2.258.000 (Alberini et al., 2004).

Tra gli studi recenti da ricordare è anche l'analisi di EAHEAP²² (Economic Appraisal of Health Effects of Air Pollution) in cui i valori stimati sono però molto inferiori rispetto alla maggior parte degli altri studi²³.

Tabella 3: Valutazione del VSL secondo alcuni recenti studi

Fonte	Anno di riferimento	VSL (espresso in mil di euro)	Tipo di stima
ExternE (1999) EU	1995	3,1 (in ECU**)	
EAHEAP (1999) DG		0,004	Valore min
Health UK		0,18	Valore centrale
		2,3	Valore max
EC DG ENV (2000) DG	2000	0,65	Valore min (ricavato dallo studio sull'impatto dell'inquinamento di Krupnick in Nord America)
Environment UK		1,0	Stima migliore
		2,5	Valore max
NewExt (2003) EU		0,85	Prime stime non confermate
Alberini et al. (2004)*	2002	1,052	Valore minimo
EU		2,258	Valore max
US EPA (2003) USA	1999	6,1	Calcolato sulla media di studi sul rischio salario e valore contingente
		3,7	Calcolato sulla media dei soli studi sul valore contingente

Fonte: Holland, Watkiss (2004) *Agli studi citati è stato aggiunto anche il recente lavoro di Alberini et al. (2004) ** Pari a 3,3 mil euro

3 IL VALORE DEGLI ANNI DI VITA PERSI

A differenza del VSL il metodo di valutazione degli anni di vita persi (VOLY - Value of Life Years²⁴) permette una quantificazione economica del *rischio di morte anticipata*. Come già considerato la presenza di inquinanti nell'aria è una concausa di morte che non determina di per sé l'evento, ma incide su situazioni preesistenti aggravandole. L'effetto è quindi di una riduzione dell'aspettativa di vita o di rischio di morte anticipata da distinguere dal più classico rischio di morte a cui si riferisce la letteratura in tema di sinistri.

²¹ Per un aggiornamento sugli studi sul valore contingente e i fattori che ne riducono le incertezze si vedano i lavori di Alberini (2004) e Alberini et al. (2004). In generale il riferimento al rischio di morte accidentale riguarda una media di perdita di aspettativa di vita di circa 40 anni, molto superiore a quanto può essere imputato agli effetti da inquinamento che, ad esempio, colpendo maggiormente la popolazione anziana implicano una valutazione dell'aspettativa di vita diversa.

²² Il gruppo di esperti di EAHEAP dipende dal dipartimento della salute del Regno Unito.

²³ EAHEAP ha incentrato il suo studio sulla stima della valutazione economica della mortalità acuta, mentre le stime sulla mortalità cronica sono state meno approfondite (Dunn, 2001).

²⁴ Con VOLY si intende il valore totale degli anni persi; con VLYL si intende invece Value of life year lost, cioè il valore del singolo anno di vita perso.

Inoltre, il VSL - come argomenta più volte il team di ExternE - risulta poco adatto a valutare la mortalità da inquinamento, in quanto in questo caso si ha a che fare con un rischio che ha un significativo periodo di latenza prima dell'impatto e dove la probabilità di sopravvivenza viene normalmente alterata solo dopo un prolungato periodo di esposizione.

Il metodo del VOLY è stato, quindi, introdotto in letteratura dagli studi ExternE (1999) nell'ambito dei quali è stato fatto riferimento, negli effetti da inquinamento da traffico, al WTP calcolato sulla riduzione dell'aspettativa di vita, piuttosto che sulla riduzione del rischio di morte. Il riferimento in tali lavori è quindi al numero di anni di vita persi a seguito dell'esposizione.

Il riferimento principale nel calcolo del valore di un anno di vita perso è sempre il VSL assumendo, però, che quest'ultimo rappresenti il valore attualizzato degli anni di vita futuri²⁵ considerati tenendo conto della probabilità di sopravvivenza dei soggetti²⁶.

In base a queste assunzioni il VSL è inteso come il valore presente e scontato degli anni di vita futuri.

3.1 I limiti

L'approccio VOLY non è comunque esente da critiche. Il problema principale riguarda alcune assunzioni teoriche (Pearce, 2000) perché nel calcolo si considera che il valore degli anni di vita persi per il rimanente tempo di vita degli individui sia costante e sia indipendente, ad esempio, dall'età dei singoli individui²⁷ (NERA, CASPAR, 1997; Sommer et al., 1999; EC DG Environment, 2000). Se quindi viene assunto un valore costante per ogni anno ci si aspetterebbe che il VSL, dal quale è derivato il valore di un anno di vita perso, declini marcatamente con l'età. Ma solo alcuni studi tra i quali quello di Jones-Lee (1985) hanno riportato un declino, che inoltre risulta normalmente di scarsa entità (Holland e Watkiss, 2004).

E tuttavia, come arguisce Bikel (2003) le critiche al metodo VOLY sono poco consistenti se si considera che il modello teorico usato per la valutazione della vita statistica è già basato su alcune assunzioni forti, tra le quali, ad esempio, il presupposto che il comportamento degli individui sia razionale.

In sintesi, se da una parte alcuni recenti studi²⁸ hanno preferito applicare per la valutazione economica della vita umana il metodo VSL, altri studi (tra cui principalmente ExternE) hanno dato preferenza alla valutazione del valore degli anni di vita persi. In particolare, secondo gli studi

²⁵ Secondo la metodologia VOLY, il WTP per la riduzione del rischio di morte può essere suddiviso in costanti e futuri valori dell'utilità annuale.

²⁶ La probabilità di sopravvivenza in ExternE si basa sulla media delle probabilità di sopravvivenza in alcuni paesi europei (Germania, Italia, Regno Unito e Paesi Bassi).

²⁷ Ciò si esprime statisticamente con il fatto che il valore statistico della vita può anche essere espresso matematicamente come $VSL_a = VLYL \cdot \sum_{i=a}^{i=T} P_i (1+r)^{-i}$.

²⁸ Si veda DG Environment (2000) e Sommer et al. (1999).

ExternE il metodo VOLY rappresenta un metodo sia utile che valido per stimare il valore attribuito al rischio di mortalità da inquinamento da traffico.

Un'altra critica al metodo VOLY è stata sollevata anche in considerazione del fatto che non esistono molte evidenze empiriche a supportare la valutazione degli anni di vita persi come derivazione diretta dal VSL, anche se recenti studi (es. NewExt 2003) mirano al rafforzamento delle ipotesi di base attraverso l'applicazione di metodi statistici perfezionati e la rilevazione in un contesto specifico, quale il rischio di morte da inquinamento²⁹. Infatti, poiché fin'ora non risultano studi in Europa sul valore di un anno di vita perso, il progetto NewExt sta cercando di provvedere a costruire una base empirica atta a rafforzare e a ridurre le incertezze nella valutazione del VOLY. Secondo i primi risultati del progetto NewExt (2003) il valore di un anno di vita perso (VLYL) derivante dalla conversione del VSL sviluppato empiricamente attraverso il metodo della valutazione contingente, risulta essere la metà di quello precedentemente sviluppato nei primi progetti³⁰. Prendendo a riferimento il recente lavoro di Alberini et al. (2004) che si muove in questa direzione e riferito, come precedentemente accennato, al recente studio di valutazione contingente in 3 paesi europei, il valore di un anno di vita perso viene supposto collocarsi entro un *range* che va da 55000 a 142000 euro³¹.

Altri studi, come il progetto US EPA (2003), hanno invece stimato il VOLY tenendo conto oltre che di due differenti tassi di sconto (rispettivamente 3% e 7%) anche dell'età della popolazione, differenziando quindi il valore per gli individui. Dalla stima del presente progetto risulta infatti che alla popolazione con una età superiore ai 65 anni, quella più esposta agli effetti dell'inquinamento sulla salute, proprio perché ha un'aspettativa di vita minore rispetto alla popolazione più giovane, viene attribuito un valore più alto agli anni di vita persi³².

²⁹ In generale i lavori della Commissione Europea sono rivolti al rafforzamento di nuovi metodi empirici in modo da minimizzare alcune delle incertezze più comuni relative alla stima dei costi attraverso la valutazione contingente. I nuovi progetti di ricerca sono orientati a questionari che permettano di rilevare: la valutazione diretta dell'aspettativa di vita, il contesto, la valutazione implicita delle risorse spese per la protezione della salute, ecc. (Markandya, 2004).

³⁰ Tali risultati sono ancora provvisori.

³¹ Tale valore è stato derivato utilizzando l'approccio statistico di Rabl (2001) convertendo la riduzione del rischio (valutato in questo caso dagli intervistati nel questionario) in un'estensione dell'aspettativa di vita (Alberini et al., 2004).

³² In Pope et al. (1995) si stima che sia più esposta ai danni alla salute legati all'inquinamento la popolazione di età superiore ai 65 anni.

Tabella 4: Valutazione di un anno di vita perso secondo alcuni recenti studi

Fonte	Anno di riferimento	VLYL (mil di euro)	Tipo di stima
ExternE (1999)	1995	0,116	Stima su mortalità acuta
		0,084	Stima su mortalità cronica (tasso di sconto 3%)
		0,098	Stima su mortalità cronica (tasso di sconto 0%)
	Valori 1995 attualizzati al 2002	0,123	Stima su mortalità cronica (tasso di sconto 0%)
EAHEAP (1999)		0,18	Citato come VSL, ma specifico per un anno di vita perso
NewExt (2003)		0,044	Valori basati sulla conversione da VSL (metodo di Rabl, 2001) Prime stime non confermate
Alberini et al. (2004)*	2002	0,055	Valore minimo
		0,142	Valore max
			Valori basati sulla conversione da VSL (metodo di Rabl, 2001)
US EPA (2003)	1999	0,18	< 65 anni, 3% tasso di sconto
		0,45	> 65 anni, 3% tasso di sconto
		0,30	< 65 anni, 7% tasso di sconto
		0,53	> 65 anni, 7% tasso di sconto

Fonte: Holland, Watkiss, 2004. * Agli studi citati è stato aggiunto anche il recente lavoro di Alberini et al. (2004)
NB: I valori sono in milioni di euro per rispettare l'approssimazione delle stime proposte in letteratura.

Attribuito il valore ad un anno di vita perso (VLYL), per tener conto del numero totale degli anni di vita persi per effetto dell'inquinamento nell'aria si fa riferimento alla ridotta aspettativa di vita calcolata nella specifica area considerata.

Fintanto che il progetto NewExt non confermerà i risultati dei nuovi lavori in corso, il valore fornito da ExternE per un anno di vita perso – 123.501 euro³³ - moltiplicato per il numero di anni persi considerati (stimati pari a 4,5 in Toscana per la popolazione di età superiore ai 30 anni, contro i 5 applicati dagli studi ExternE per l'Europa), sarà preso come punto di riferimento per la stima dei costi da mortalità cronica nella realtà toscana.

4 STIMA DEI COSTI DI MORBOSITÀ: COI - WTP

Come per la perdita della vita umana anche l'insorgere o l'acutizzarsi di una malattia crea una serie di effetti economici che possono essere tradotti in:

- costi diretti: spese ospedaliere e farmaceutiche;
- costi indiretti: minore produzione futura causata dalla minore capacità di guadagno per inabilità temporanea o permanente dovuta alla malattia;
- costi intangibili: dolore dei familiari, minor godimento della vita, stato d'ansia, pena e sofferenza dovuti alla privazione della salute.

Nel caso della morbosità da inquinamento da traffico esistono principalmente due metodi di stima:

³³ Valore riferito all'anno 2002 e calcolato su un tasso di sconto pari a 0. Questo valore è comunque interno alla forbice proposta da Alberini (2004).

- il metodo *COI* (Cost of Illness) rivolto a valutare i costi sanitari e delle prestazioni farmaceutiche per la cura delle diverse patologie (cost of treatment), tenendo conto inoltre della perdita di produzione causata dall'assenza di lavoro per malattia (loss of production). Tale metodo per quantificare i costi medici e i costi farmaceutici richiede la conoscenza delle spese private e sociali correlate alla cura delle diverse sintomatologie.
- il metodo *WTP* che permette di stimare anche i costi che non hanno un diretto riscontro sul mercato attraverso una valutazione della disponibilità a pagare dei singoli individui. Tale stima può quindi comprendere la quantificazione dei costi intangibili (es. pena, sofferenza, il desiderio di non essere ammalato³⁴) che riflettono la perdita di utilità per l'individuo conseguente allo stato di malessere, e dei costi per l'impiego di risorse in usi alternativi stimolati da modifiche nel comportamento individuale, ad esempio a causa di una diminuita capacità di svolgere le proprie attività quotidiane³⁵ (es. quantificazione monetaria dell'impossibilità di svolgere attività extralavorative, del tempo e delle risorse perse per attività di prevenzione).

Il metodo *COI*, rispetto al metodo *WTP*, riferendosi ai costi che possono essere valutati secondo prezzi di mercato, ha il vantaggio di tener conto dei servizi sanitari pagati dalla collettività. Oltre, infatti, ai costi sostenuti dai singoli individui per la cura delle sintomatologie e per la perdita di produttività dovuta all'assenza da lavoro per malattia, nel calcolo si tiene conto delle spese non sostenute direttamente dal singolo individuo, ma dal sistema pubblico sanitario che essendo appunto considerate spese per la collettività non rientrano invece nel normale conteggio delle singole spese private.

Tuttavia, la metodologia *WTP* risulta essere quella più comunemente accettata (Bickel e Friedrich, 2001b), perché permettendo di stimare la volontà a pagare dei singoli individui per una riduzione del rischio di contrarre la malattia, essa riflette in modo più completo l'insieme di perdite a carico dell'individuo, dovute anche a costi di natura immateriale come la pena o la sofferenza che il soggetto subisce come conseguenza del suo stato di malessere.

Tabella 5: Costi sociali della morbilità

	<u>COI</u>	
	Costi collettivi per il trattamento della malattia	
<u>WTP</u>	Costi individuali per il trattamento della malattia Perdita di produzione	Costi intangibili Disutilità associate con la morbosità individuale (pena, sofferenza, ansia)

³⁴ Maddison (1996, 1997).

³⁵ *Costs of averting-behaviour.*

Fonte: elaborazioni su Sommer et al., 1999

Anche in questo caso si dispone di alcuni lavori che costituiscono accreditati riferimenti nella letteratura: le stime ExternE (Bickel e Friedrich (2001a)); Sommer et al. (1999) WHO,

Tabella 6: Stima di alcuni costi di morbosità applicati da ExternE e basati sul più recente lavoro di Bickel e Friedrich

Sintomatologia	Costo (WTP) (Euro 2000)	Costo (WTP) (Euro 2002)
RAD (per giorno)	110	118
Lievi sintomi respiratori (per giorno)	8	8,5
Attacchi d'asma (per giorno)	75	80,5
Bronchiti croniche (per nuovo caso)	169.330	181.691

Fonte: Bickel, 2003. Valori attualizzati al 2002 sulla base del l'indice dei prezzi al consumo medio europeo, fonte Eurostat .

5 LA STIMA DEI COSTI SOCIALI PER LA TOSCANA

L'applicazione dei risultati proposti dalla letteratura più recente ai dati sulla qualità dell'aria delle principali realtà urbane della Toscana consente la stima dei costi sanitari e sociali dovuti all'inquinamento da trasporto nel contesto in analisi³⁶. Il procedimento di stima si basa sul modello del Sentiero di Impatto (DPSIR) del quale ripercorrono le fasi successive secondo lo schema di seguito riportato.

Tabella 7: Procedimento e fonti per la stima per la Toscana

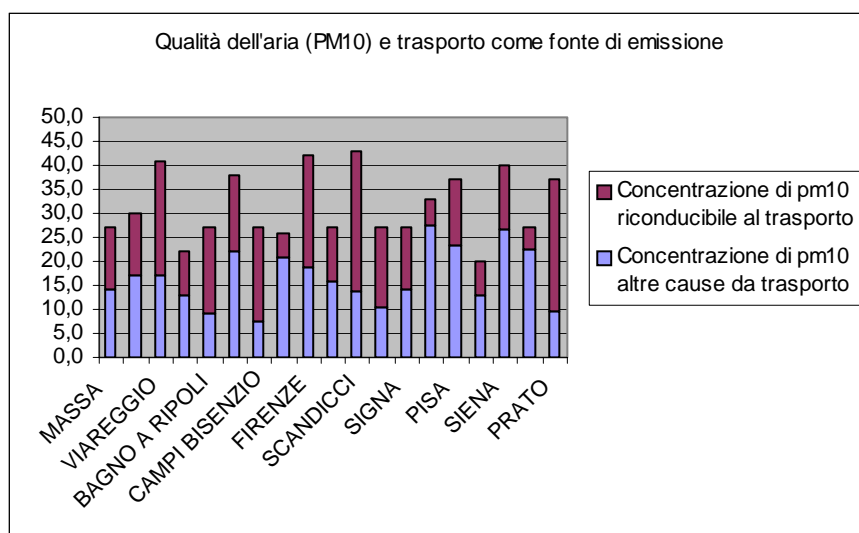
FASI	UNITÀ DI MISURA	FONTE
Stima della concentrazione media annua di PM10	$\mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM10 media annua presente nell'aria	Arpat, Anni vari, Rapporti provinciali, Rilevazioni per stazione Regione Toscana, 2004, Valutazione della qualità dell'aria ambiente
Attribuzione della quota di PM10 attribuibile al trasporto	% PM10 per sorgente di emissione	Regione Toscana, 2000, Archivio IRSE Sorgenti di emissione
Rilevazione dati sulla popolazione esposta	Popolazione residente nei centri urbani	Istat
	Morti per causa	Archivi CSPO/RT, 2002
	Ricoveri per causa	Archivi Sdo, RT, 2002
Applicazione del coefficiente di rischio relativo	Coefficiente dose risposta proposto in letteratura	
Stima della mortalità e morbosità attribuibile all'inquinamento da trasporto	N. casi attribuibili	Applicazione della procedura di calcolo $E=A*B*C*P$

³⁶ La disponibilità di data base più aggiornati assieme ai recenti risultati della ricerca consente quindi di aggiornare le stime per la Toscana presentate in Lattarulo (2003).

Stima del N° di anni di vita persi (per la mortalità)	Morti attribuibili e n di anni di vita persi desunti dalle stime per la Toscana e dalle stime Externè.	
Stima dei costi sociali e sanitari	Applicazioni di valori economici WTP	Applicazione valori di costo
	Applicazioni di valori economici Costi sanitari	Archivio Sdo Rt, Archivio farmaceutico

5.1 I casi attribuibili

I parametri di riferimento nella stima di mortalità e morbosità attribuibile sono, dunque, i seguenti: il livello di inquinamento dell'aria, la popolazione esposta, i coefficienti dose risposta. La concentrazione di PM10 nell'aria è desunta dai valori medi annui rilevati dalle centraline poste all'interno delle aree urbane. Laddove assenti questi valori si è fatto ricorso alla classificazione dei comuni per qualità dell'aria ambiente proposta dalla Regione Toscana attribuendo al comune il valore medio della classe di appartenenza. Così emerge la gravità dei diversi contesti urbani e l'incidenza del trasporto su strada nel determinare le criticità.



Fonte: Nostre elaborazioni su RT, 2004, Valutazione della qualità dell'aria ambiente nel periodo 2000/2002; RT, 2004, Archivio Irse 2000; Arpat, anni vari, Monitoraggio dell'Aria Ambiente.

Grafico1 : Qualità dell'aria (PM10) e trasporto come fonte di emissione (ug/m3) medio annuo

La popolazione esposta è la popolazione residente nei centri urbani.

I coefficienti dose risposta vengono recepiti dalla letteratura. Il metodo si basa sull'applicazione dei coefficienti di rischio al numero di decessi, di ricoveri e di stati morbili per specifica causa (dalle malattie cardiovascolari in poi) rilevati nel corso dell'ultimo periodo. Il dato di partenza è, quindi, la mortalità/morbosità oggi riscontrata dalle statistiche che include necessariamente l'inquinamento tra le cause. Su questo dato andrà calcolata la mortalità/morbosità attribuibile all'inquinamento da PM10.

E' possibile così stimare che in oltre 400 e quasi 90 casi rispettivamente per la mortalità cardiovascolare e per il tumore al polmone l'inquinamento da trasporto ha comportato un aggravamento delle patologie nel 2002, inducendo una riduzione dell'aspettativa di vita. Dello stesso ordine di grandezza, quasi 500, sono i casi di ricoveri.

Tabella 8: Casi attribuibili e Intervallo di confidenza delle stime

	Valore stimato	Intervallo di confidenza (95%)	
		Lim inf	Lim sup
CASI ATTRIBUITI AI TRASPORTI			
Mortalità cardiovascolare	411	303	518
Mortalità tumore polmone	88	0	243
Ricoveri malattie cardio - vascolari	399	358	439
Ricoveri malattie respiratorie	179	161	197
Bronchiti acute	4.458	4.055	4.861
Attacchi asma in bambini	4.152	3.680	4.623
Attacchi asma in adulti	1.852	1.634	2.070
RAD per gg	497.988	445.128	550.849
Sintomi vie respiratorie per gg	3.064.296	2.838.543	3.290.049
<i>(Mortalità tutte le cause)</i>	662	585	738

Una larga parte degli effetti sanitari (dal 30 al 38% circa per i diversi sintomi) riguarda il capoluogo toscano, dove agli alti livelli di inquinamento si aggiunge l'alta concentrazione di popolazione esposta. Mentre nei primi 20 comuni per gravità, dove risiede il 50% della popolazione, si concentra il 70% degli eventi

L'incidenza del trasporto come causa di mortalità e morbosità rispetto all'insieme degli effetti sanitari di malattie cardiovascolari e di tumore al polmone è certamente significativa se si pensa che il 5% dei morti per malattie cardiovascolari e l'8% dei decessi per malattie cardiovascolari è riconducibile all'inquinamento da trasporto e queste proporzioni sono ben più significative nei centri più critici.

Tabella 9: Percentuale di casi da Pm10 da trasporto rispetto al totale casi osservati Incidenza dell'inquinamento sulla mortalità e morbosità

Comune	Mortalità Cardio-vascolare	Mortalità tumorale al polmone	Ricoveri cardio vascolari	Ricoveri respiratorie	Bronchiti acute	Attacchi asma bambini	Attacchi asma adulti	RAD per gg	Sintomi respiratori per gg	<i>(Mortalità tutte le cause)</i>
Firenze	7,9	11,6	1,9	2,0	31,8	10,1	0,9	16,4	10,0	5,6
TOTALE	5,5	8,5	1,3	1,5	24,1	7,2	0,6	11,8	7,2	3,9

Infine si pensi che ridurre la concentrazione di inquinanti (totali, da trasporto e non) al valore proposto dalla Comunità per il 2005 pari a $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM10 comporta una riduzione di mortalità anticipata e di ricoveri nell'ordine di quasi 200 casi all'anno³⁷.

³⁷ Per il calcolo della mortalità cardiovascolare e la mortalità da tumore ai polmoni si è riportato il valore limite per ipotesi a 15 per il PM2,5.

Tabella 10: Casi attribuibili a PM10 oltre il valore soglia di 30 unità medie annue

	Valore stimato	Intervallo di confidenza (95%)	
		Lim. inf.	Lim. sup.
Mortalità cardiovascolare	152	73	231
Mortalità tumore polmone	33	0	153
Ricoveri malattie cardio - vascolari	138	110	167
Ricoveri malattie respiratorie	61	49	74
Bronchiti acute	1.768	1.333	2.204
Attacchi asma in bambini	1.415	1.060	1.769
Attacchi asma in adulti	635	486	784
RAD per gg	184.742	141.918	227.567
Sintomi vie respiratorie per gg	789.808	614.352	965.264
Mortalità tutte le cause	242	187	297

5.2 La riduzione nell'aspettativa di vita a seguito dell'esposizione a PM10

Per la Toscana è stata calcolata una riduzione nella speranza di vita della popolazione adulta (≥ 30 anni) di 3,9 anni; sulla base del rischio di morte di 1,026 (Pope et al., 1995) a seguito di una esposizione a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM_{10} ³⁸. Questo valore per il numero dei decessi anticipati porta ad un calcolo degli anni di vita persi dall'intera collettività nei contesti di interesse pari a 1900 anni. Nei diversi comuni la concentrazione di inquinanti attribuibile al trasporto è, però, diversa; maggiore nei comuni più critici (Prato, Scandicci, Firenze nell'ordine), ma anche inferiore nei comuni che presentano livelli di inquinamento da trasporti più contenuti (Livorno, Siena, Grosseto). Sulla base dell'ipotesi di livelli di esposizione diversi per comune, adottando le tavole di mortalità disponibili per provincia, è stato quindi possibile calcolare un numero di anni di vita persi dalla collettività sotto osservazione pari a 4,5 anni. Il valore complessivo degli anni di vita persi da parte della popolazione deceduta anticipatamente è superiore del 50% al calcolo precedente (3500 anni).

5.3 La stima dei costi sanitari e sociali

La stima dei costi sociali fa, in primo luogo, riferimento ai più recenti risultati proposti dalla letteratura in tema di WTP. E' possibile, così, rilevare che se ad ogni anno di vita perso l'individuo attribuisce un valore di 125 mila euro, ogni decesso anticipato porterà ad una perdita sociale di 500 mila euro nella media Toscana, dove la riduzione della speranza di vita è stimata pari a 3,9 anni. Questi valori potranno essere ben più alti al variare della concentrazione di inquinanti e della conseguentemente maggiore riduzione nella speranza di vita. Sul totale di 500 casi attribuibili il costo sociale che grava sulla collettività per l'impatto sulla vita è quantificabile in 420 milioni di euro nel 2002³⁹.

³⁸ Per semplicità l'applicazione è stata applicata in questo contesto e non sulle specifiche cause di morte per cause cardiovascolari e tumore al polmone.

³⁹ Applicando un numero di anni di vita persi diverso a seconda del livello di inquinamento.

Tabella 11: Stima dei costi della morbosità unitari adottati nell'applicazione

Sintomatologia	Stima di riferimento (WTP)	Anno di riferimento	Applicazioni di riferimento	Costi per sintomatologia (Euro)	Costi per sintomat. (2002)
Ricov. per malattia cardiovascolare	ExternE (1999)	1995	Esterne' Who	7870 (valore in ECU)	9.918
Ricoveri per malattie respiratorie	ExternE (1999)	1995	Esterne' Who	7870 (valore in ECU)	9.918
Bronchiti acute	Maddison (1997) in Sommers et al.1999	1995	Who	131	146
Attacchi d'Asma *	Maddison (1997) in Sommers et al.1999	1995	Who	31	34,5
RAD giorni d'attività limitata 20 + (per giorno)	Bickel e Friedrich (2001)	2000	Esterne' rivisto	110	118
Bronchiti croniche (per caso)	Bickel e Friedrich (2001)	2000	Esterne' rivisto	169.330	181.691
Insorgere di sintomi respiratori (per giorno)	Bickel e Friedrich (2001)	2000	Esterne' rivisto	8	8,5

*Non è stato possibile utilizzare i risultati più aggiornati proposti da Bickel e Friedrich (2001) perché riferiti ai sintomi per giorno e non al numero di casi. Questo rendeva difficile l'applicazione alla popolazione esposta.

Tener conto anche degli altri effetti sulla salute porta ad un valore complessivo di oltre 500 milioni di euro che misurano in qualche modo il danno causato dall'inquinamento da trasporto per la collettività di coloro che risiedono nei principali comuni toscani. Al fine di dare alcuni riferimenti generali si consideri che si tratta di 330 euro procapite che gravano ogni anno su ciascun individuo dell'area considerata, a prescindere dal fatto che costui si sia spostato o meno e del mezzo utilizzato. E' una quota elevata, pari a un terzo, della spesa che ciascuna famiglia ogni anno sostiene per la manutenzione e cura del proprio autoveicolo (1000 euro procapite nel 2002). Mentre queste risorse riguardano, però, scelte private, le prima rappresentano un costo per l'intera collettività pari allo 1,1% del PIL delle realtà considerate⁴⁰.

Tabella 12: Stima dei costi della mortalità adottato nell'applicazione Valore di un anno di vita perso

Euro	Stima di riferimento	Applicazioni di riferimento	Costi per sintomatologia 1995	Costi per sintomatologia 2002
	Esterne' 1999	WTP	98000	123501

L'85% di questi costi è riconducibile alla valutazione data alla vita umana, decisamente inferiore è il danno subito a causa di ricoveri mentre significativa è la voce relativa al numero di giorni di attività persi, tanto addebitabile al numero di casi attribuibili che all'alto valore unitario.

Si consideri, inoltre, che un positivo successo delle politiche nel ricondurre il livello di concentrazione nell'aria al di sotto di 30 unità di PM10 porterebbe, sempre secondo questi assunti, ad un minor danno per la collettività pari quasi a 180 milioni di euro e ad un risparmio di costi sanitari (per i soli ricoveri, circa 200 casi) pari a 560 mila euro, una cifra di per sé modesta che

⁴⁰ Si ricorda che questa è una sola componente dei costi sociali del trasporto e non la più rilevante economicamente. Per una quantificazione dell'insieme dei costi sociali a carico dei trasporti su strada si rimanda all'ampia letteratura già citata, per la Toscana si veda Lattarulo, 2003.

assume valore se confrontata con le scarse risorse destinate alla sanità nel 2002 (il Fondo Sanitario Nazionale per la Toscana è inferiore agli 80 miliardi di euro).

Tabella 13: Costi sociali Milioni di euro 2002

Comune	Mortalità	Ricoveri	Morbosità diverse	Rad	TOTALE
Firenze	189,14	1,91	4,74	19,15	214,94
TOTALE	428,91	5,74	13,90	58,58	507,13
Comp%	85	1	3	11	100

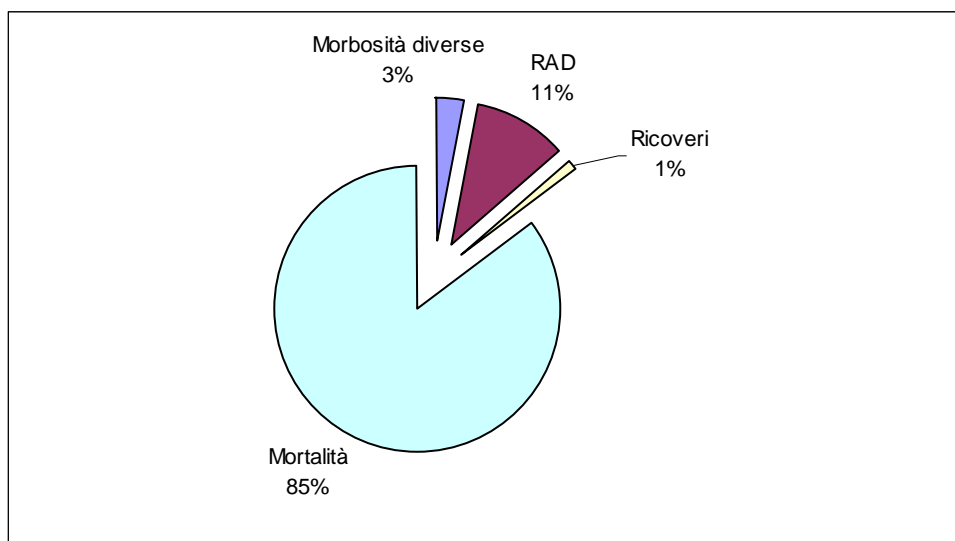


Grafico 2: Composizione dei costi sociali

In riferimento allo specifico dei costi sanitari ci limitiamo a segnalare il costo sopportato dal **sistema sanitario** a causa dei ricoveri a seguito di malattie cardiovascolari e per malattie respiratorie riconducibili all'inquinamento da traffico. Si tratta di **1,5** milioni di euro, il 26% dei costi sociali stimati per i ricoveri con il metodo WTP. Accanto a questa voce di costo gli importi relativi ai farmaci erogati sono stimabili pari a **2,3** milioni di euro. I costi sanitari rappresentano quindi nel complesso il 20% dei costi sociali relativi a ricoveri, e morbosità diverse attribuibili ai trasporti (con esclusione del Rad il cui danno in termini di disagi è ben più alto del costo sanitario di per se trascurabile).

Tabella 14: I costi sanitari relativi ai ricoveri e farmaci erogati per malattie riconducibili all'inquinamento da trasporto. Euro 2002

Comune	Ricoveri malattie cardiovascolari	Ricoveri malattie respiratorie	TOTALE RICOVERI	TOTALE FARMA-CEUTICA	Totale costi addebitabili a malattie cardiovascolari	Totale costi addebitabili a malattie respiratorie	TOTALE COSTI SANITARI
Firenze	422.057	158.689	580746	766580	899588	448317	1347906
TOTALE	1.185.985	409.824	1595809	2351446	2659255	1290231	3949486

Fonte: nostre stime su dati Archivio Sdo RT, 2002; Archivio Farmaceutico RT 2002

6 BIBLIOGRAFIA

- Abbey D.E., Hwang B.L, Buechette R.J et al., 1995, Estimated Long-Term Ambient Concentrations of PM10 and Development of Respiratory Symptom in a Nonsmoking Population, *Arch Env Health* 50: 139-52
- Alberini A., 2004, Robustness of VSL Values from Contingent Valuation Surveys, Department of Agricultural and Resource Economics, University of Maryland, paper submitted for presentation to the EAERE Annual meeting, Budapest, 25-28 giugno
- Alberini A., Hunt A., Markandya A., 2004, Willingness to Pay to Reduce Mortality Risks: Evidence from a Three-Country Contingent Valuation Study, working paper, FEMM
- Amici della Terra, Ferrovie dello Stato, 2002, I costi ambientali e sociali della Mobilità in Italia, Quarto rapporto, Ferrovie dello Stato, Roma
- ANFIA - ACI, 2001, I costi e i benefici esterni del trasporto, ANFIA, Torino
- Bickel P., Friedrich R., 2001a, Environmental External Costs of Transport, Springer Verlag, Heidelberg
- Bickel P., Friedrich R., 2001b, Estimating Environmental Costs using the Impact Pathway Approach, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung Universität Stuttgart, Germany
- Bickel P., 2003, Economic Valuation of Health Effects due to Airborne Pollutants in ExternE, ECE/WHO "Pan-European Program on Transport, Health and Environment", Workshop on Economic Valuation of Health Effects due to Transport, June, 12-13 2003, Stockholm
- Biggeri A., Bellini P., Terracini B., (a cura di), 2001, MISA. Metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico, *Epidemiologia e Prevenzione*, 25 (2) suppl: 1-72
- Biggeri A. et al., 2002, Stima degli effetti a breve termine degli inquinanti atmosferici in Italia, *Epidemiologia & Prevenzione*, anno 26 (4), pp.202-205, luglio-agosto
- Biggeri A., Baccini M., 2003, Health Impact Assessment and Decision Making, Dipartimento di Statistica, University of Florence, Hearts project
- Borruso G., Danielis R., Rotaris L., 2001, I costi esterni dell'inquinamento atmosferico ed acustico: una stima per l'Italia, *Sistemi di Trasporto* n° 2, pp.22-32
- Bowland Bradley J., Beghin John C., 2001, Robust Estimates of Value of a Statistical Life for Developing Economies, *Journal of Policy Modeling*, 23 pp.385-396
- Chilton S. et al., 1997, New Research Results on the Valuation of Preventing Fatal Road Accident Casualties, Forthcoming in : *Road Accidents Great Britain : The Casualty Report*
- Cislaghi C., Nimis P.L., 1997, Lichens, air pollution and lung cancer. *Nature*, 387: 463-464.
- COWI, 2002, The Danish Environmental Research Programme, 2002, Valuation of External Costs of Air Pollution, Phase 1 Report

- CSERGE, IOS-NLH, IVM, CAS and DAE-VoV, 1999, Benefits transfer and the Economic Valuation of Environmental Damage in the European Union - With Special Reference to Health
- Danielis R., Rotaris L., 2001a, La stima dei costi esterni dei trasporti: difficoltà teoriche e applicative, *Economia Pubblica* n° 1, pp. 71- 102
- Danielis R., Rotaris L., 2001b, Rassegna critica delle stime dei costi esterni dei trasporti, Università di Trieste e ISTIEE
- DG Environment, 2000, Paper on the Valuation of Mortality in the Context of Cost-Benefit Analysis of Air Quality Options.
http://europa.eu.int/comm/environement/enveco/others/value_of_life.htm
- Dietrich K.N. et al., 1993, Lead Exposure and the Motor Developmental Status of Urban 6-year-old Children in the Cincinnati prospective study. *Pediatrics*, 91: 301-307
- Dockery D., Pope A., Xu X, et al., 1993, An Association between Air Pollution and Mortality in six US Cities, *N Engl J Med*, 329: 1753-59
- Dunn H., 2001, UK Perspective on Valuing Mortality Risk in the Air Pollution Context, working paper presentato al workshop Economic Valuation of Mortality Risk Reuction: Assessing the State of the Art for Policy Application, Silver Spring, MD
- EC ExternE, 1999, DG II, Externalities of Energy, Vol. 9, Fuel Cycles for Emerging and End-Use Technologies, Transport & Waste
- EC NewExt, 2003, DG II, Working Package 2- Mortality Risk Valuation - Final Report, European Commision DG Research
- Gulis G., 2000, Life Expectancy as an indicator of environmental health, *European Journal of Epidemiology*, 16, 161-165
- Holland M. et al., 1999, ExternE. Externalities of Energy, vol. 7 methodology, update 1998
- Holland M., Watkiss P., 2002, BE TA Benefits Table database: Estimates of the Marginal External Costs of Air Pollution in Europe, created for European Commission DG Environment by netcen
- Holland M., Watkiss P., 2004, Consultation Draft of the Methodology Paper for Service Contract for carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the clean air for Europe (CAFE) programme, AEAT,
[http: AEAT/ED51014/Methodology Issue 2](http://AEAT/ED51014/Methodology_Issue_2)
- Hunt. A, Markandya A., 2001, Economic Valuation: Monetary Valuation of Mortality Risks, Discount Rates. Section 8.1 and 8.2 in Friedrich and Bickel (2001), pp. S.87-96
- IEH Web Report W12, 2002, Proceedings of the Sixth Annual UK Review Meeting on Outdoor and Indoor Air Pollution Research, [http: www.le.ac.uk/ieh/](http://www.le.ac.uk/ieh/)
- Krupnick A. et al., 2002, Age, Health, and Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions: A Contingent Valuation Survey of Ontario Residents, *Journal of Risk and Uncertainty*, 24, 161-186

- Künzli N. et al., 1999, Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. An Impact Assessment Project of Austria, France and Switzerland. Air Pollution Attributable Cases. Technical Report on Epidemiology, WHO
- Künzli N. et al., 2000, Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution : a European assessment, *The Lancet*, vol.356, settembre 2
- Lattarulo P. (a cura di), 2003, I costi ambientali e sociali della mobilità, Franco Angeli Editore, Milano
- Lombard P.G., Malocchi A., 2000, I costi esterni della mobilità in Italia, *Economia delle fonti di energia e dell'ambiente*, n° 1, pp.49-82
- Maddison D. et al., 1996, the Value of Human Life, Working Paper
- Maddison D. et al., 1997, Valuing Morbidity Effects of Air Pollution, Mimeographed, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University College London and University of East Anglia
- Markandya A., 2004, Valuation of Health Impacts in ExternE, University of Bath, in Workshop Recent advances of the ExternE methodology and tools, and their application, Charles University Prague, Monday 16th and Tuesday 17th February 2004
- Miller Ted R., 1999, Variations between Countries in Values of Statistical Life, *Journal of Transport Economics and Policy*, vol 34 part. 2, May, pp. 169-188
- Needleman H.L & Gatsonis C., 1990, Low Level Lead Exposure and the IQ of Children. *Journal of the American Medical Association*, 263:673-678
- Nera, Caspar, 1998, Valuation of Deaths from Air Pollution, London
- Ortiz R.A., Markandya A., Hunt A., 2004, Willingness to Pay for Reduction in Immediate Risk of Mortality Related with Air Pollution in San Paulo, Brasil, Department of Economics and International Development. The University of Bath – UK (paper in applied Environmental Economics Conference 26 marzo 2004, The Royal Society
- Pearce. D., 2000, Valuing Risks to Life and Health. Towards Consistent Transfer Estimates in the European Union and Accession States, paper prepared for the European Commission (DGXI). Workshop on Valuing Mortality and Valuing Morbidity, November 13. Revised, December 2000, http://europa.eu.int/comm/environement/enveco/others/value_of_life.htm
- Pierantoni I., 1986, Analisi Economica della vita umana. Valutazione di un bene “Intangibile” nell’analisi costi-benefici, Giuffrè Editore, Milano
- Pierantoni I., 1989, Analisi Economica della vita umana. I metodi di valutazione empirica, vol I, Quaderni per la ricerca n° 19, Istituto di studi sulle regioni
- Pope C.A., Thun M., Namboodiri M., et al., 1995, Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of US Adults, *AM J Respir Critic Care Med*, 151 (3): 669-74
- Pope C.A., Burnett R.T, Thun M.J., Calle E.E., Kewsky D., Ito K., Thurston G.D, 2002, Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-Term Exposure to Fine Particulate Air Pollution, *Journal of American Medical Association*, vol. 287, n° 9

- Putignano, Pennini, 1999, Il costo sociale degli incidenti stradali, Rivista Giuridica della Circolazione e dei Trasporti, quaderno n° 29
- Rabl A., 2001, Relationship between Life Expectancy and Probability of Dying, unpublished paper, Ecole des Mines, Paris, April
- Rabl A., 2003a, Interpretation of Air Pollution Mortality: Number of Deaths or Years of Life Lost?, Journal of Air & Waste Management Association, January, vol. 53, pp.41-50
- Rabl A., 2003b, Tools and Strategies for Improving Policy Responses to the Risk of Air Pollution, Draft Background Paper for Discussion, prepared for the Neram/AIRNet Colloquium on Strategies for Clean Air and Health
- Schwartz J., 1994, Air Pollution and Daily Mortality: a Review and Meta-Analysis, Environ Res, n° 64, pp 36-52
- Sommert H. et al., 1999, Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. An Impact Assessment Project of Austria, France and Switzerland. Economic Evaluation, WHO
- Vainio M., White S., 2001, Value of Statistical Life in Europe, working paper presented at workshop Economic Valuation of Mortality Risk Reduction: Assessing the State of the Art for Policy Application, Silver Spring, MD
- WHO, 2002, Health Impact Assessment of Air Pollution in the Eight Major Italian Cities, WHO London
- WHO, 2004a, Valent F et al., Burden of Disease Attributable to Selected Environmental Factors and Injuries among Europe's children and adolescents, Environmental Burden of Disease Series, n° 8
- WHO, 2004b, Assessing the Health Impact and Social Costs of Mopeds: Feasibility Study in Rome, WHO