



C.e.rc.a. – Centro di Economia e Ricerca Applicata

Università del Piemonte Orientale

Dipartimento di Politiche Pubbliche e Scelte Collettive POLIS

## **Gli esiti sanitari del PM10**

### **Una valutazione economica per la Città di Torino 1995-2001**

Giugno 2002

---

Questo rapporto è stato redatto dal dr. Luca Moreschini e coordinato dal prof. Roberto Zanola.  
Progetto finanziato con fondi per la Ricerca Sanitaria Finalizzata della Regione Piemonte

## Introduzione e organizzazione del rapporto

---

Da molti anni, in tutto il mondo, si susseguono studi empirici sull'impatto dell'inquinamento atmosferico sulla salute umana.<sup>1</sup> Esistono ormai prove certe dell'associazione tra esposizione a sostanze quali PM10, CO2, Ozono, Biossido di Azoto, e incremento della probabilità di contrarre a breve termine patologie cardiovascolari e respiratorie, che in alcuni casi possono condurre alla morte. Tale associazione appare essere di notevole forza ed è tanto più rilevante in quanto è stata dimostrata attraverso studi diversi, realizzati introducendo continui cambiamenti e affinamenti nella costruzione dei modelli utilizzati [Calthrop e Maddison, 1996].

Alla diffusione di questi studi e dei risultati che ne sono derivati - che dimostrano la gravità degli esiti in termini di morbilità e mortalità - e soprattutto al costante incremento della concentrazione di alcune di queste sostanze nell'aria di quasi tutte le città<sup>2</sup>, con il sempre più frequente superamento dei limiti stabiliti dalla normativa, ha fatto seguito l'emergere dell'esigenza di una migliore definizione delle politiche di controllo dell'inquinamento atmosferico. Alla logica del contenimento dell'emergenza - che, per quanto riguarda le polveri fini, non appare giustificata neppure da un punto di vista sanitario, la linearità della relazione tra concentrazioni e impatti sulla salute<sup>3</sup> rende infatti del tutto arbitraria la scelta di una soglia di pericolosità o di allarme - devono infatti sostituirsi politiche di più ampio respiro.

Alla necessità di interventi per il controllo dei livelli di inquinamento si deve aggiungere il fatto che le decisioni riguardo alle politiche ambientali comportano la valutazione, formale e informale, di un grande numero di fattori e che il controllo dell'inquinamento atmosferico urbano non è l'unica priorità nella lotta per la riduzione degli impatti negativi sulla salute.<sup>4</sup> In una situazione dominata dalla scarsità di risorse disponibili e dall'esigenza crescente di contenere o razionalizzare la spesa, la necessità della sua riduzione può scontrarsi con altre priorità in campo sanitario e ambientale. Risulta evidente che una corretta scelta delle politiche da seguire, e dei concreti interventi da realizzare, può essere notevolmente aiutata da una quantificazione, sia pure

---

<sup>1</sup> Per i riferimenti bibliografici si veda più avanti.

<sup>2</sup> L'incremento dei livelli di inquinamento atmosferico è un fenomeno che non interessa soltanto le maggiori metropoli occidentali, ma anche centri minori e gli agglomerati urbani dei paesi in via di sviluppo.

<sup>3</sup> Gli studi epidemiologici sul PM10 dimostrano, infatti, che anche a bassi livelli di concentrazione si hanno conseguenze negative, non sembra esistere un livello minimo sotto il quale non ci sono effetti negativi a carico della salute umana [Bisanti, 1995; European Commission, 1998].

<sup>4</sup> Naturalmente, inoltre, gli esiti sanitari sono solo una parte degli impatti negativi dell'inquinamento atmosferico urbano.

approssimativa, dei costi degli esiti associati ai diversi livelli di inquinamento, nonché di quelli necessari per ridurre tale livello. Questa ricerca si è occupata del primo punto, la quantificazione dei costi sanitari dell'inquinamento, mentre è stata lasciata ad ulteriori studi l'analisi dei costi delle politiche alternative di riduzione degli impatti sulla salute.

La necessità di una valutazione economica sempre più precisa degli impatti a carico della salute, inoltre, è confermata dalla circostanza che i benefici sanitari, in termini di riduzione della mortalità prematura e della morbilità, sono ormai spesso compresi nelle analisi costi-benefici delle Direttive Europee sulla qualità dell'aria [Pearce, 2000]. I risultati di questi studi, come si vede dalla tabella 1, mostrano che il peso dei benefici sanitari è notevole, variando in genere tra un terzo e quasi la totalità dei benefici stessi e che la loro quantificazione monetaria risulta quindi fondamentale per una corretta valutazione delle alternative di policy.

**Tabella 1**  
**Benefici sanitari e benefici totali attesi dalle politiche europee di miglioramento della qualità dell'aria.**

<b>Studio</b>	<b>Titolo e oggetto</b>	<b>Benefici sanitari come % dei benefici totali</b>
Holland and Krewitt, 1996	<i>Benefits of an Acidification Strategy for the European Union</i> Riduzione di SO <sub>x</sub> , NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub> nell'Unione Europea	86-94 % I benefici totali comprendono salute, agricoltura e materiali.
AEA Technology, 1998a	<i>Cost Benefit Analysis of Proposals Under the UNECE Multi-Effect Protocol</i> Riduzione di SO <sub>x</sub> , NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub> , VOCs	80-93 % I benefici totali comprendono salute, agricoltura, edifici, foreste, ecosistemi, visibilità.
AEA Technology, 1998b; Krewitt et al., 1999	<i>Economic Evaluation of the Control of Acidification and Ground Level Ozone</i> Riduzione di, NO <sub>x</sub> e VOCs tenendo sotto controllo SO <sub>2</sub> e NH <sub>4</sub> ,	52-85 % a seconda dell'inclusione o meno di benefici sanitari cronici. I benefici totali comprendono salute, agricoltura, materiali e visibilità.
AEA Technology, 1998c	<i>Economic Evaluation of Air Quality Targets for CO and Benzene</i>	Rapporto Benefici/Costi di 0,32-0,46 per il CO. I costi eccedono notevolmente i benefici per il benzene. I benefici comprendono soltanto la salute.
AEA Technology, 1998d	<i>Economic Evaluation of Proposals for Emission Ceilings for Atmospheric Pollutants</i>	Rapporto Benefici/Costi compreso tra 3,6 e 5,9. I benefici sanitari dominano.
AEA Technology, 1999	<i>Cost-Benefit Analysis for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe</i>	VOSL <sup>5</sup> + morbilità arrivano al 94 % dei benefici. Il rapporto Benefici/Costi è uguale a 2,9.
IVM, NLUA e IIASA, 1997; Olsthorn et al., 1999	<i>Economic Evaluation of Air Quality for Sulphur Dioxide, Fine and</i>	32-98 % I benefici totali comprendono salute, e

<sup>5</sup> Value Of Statistical Life, valore di una vita statistica, si veda più avanti per una definizione.

	<i>Suspended Particulate Matter and Lead</i> Riduzione di questi inquinanti	danni ai materiali.
--	--	---------------------

Fonte: Pearce, 2000

Naturalmente, non è possibile parlare di inquinamento atmosferico come di un fenomeno unico. Sono molte le sostanze che concorrono a generare gli effetti negativi sulla salute, e un'accurata stima di tali effetti dovrebbe – in teoria - studiarle sia singolarmente, sia nel complesso delle loro interazioni. Data la scarsa disponibilità di dati epidemiologici attendibili in questo campo, è però parso più opportuno seguire una via meno ambiziosa e si è utilizzato il PM10, la frazione fine del polveri sospese, come attendibile indicatore del fenomeno. Questa è la strada scelta da molti dei principali studi d'impatto recenti, anche se si deve notare, comunque, che negli anni recenti l'attenzione degli studiosi si sta spostando verso il PM2,5.<sup>6</sup>

I motivi per l'utilizzazione del PM10 come indicatore affidabile per lo studio dell'impatto sulla salute risiedono, oltre che nella disponibilità di studi epidemiologici attendibili, nell'importanza crescente che questo inquinante sta assumendo. Il PM10, infatti, a differenza di altre sostanze, non accenna a diminuire e, secondo le recenti previsioni, e nonostante che le normative europee impongano una sua drastica riduzione nel prossimo decennio<sup>7</sup>, è presumibile che il suo livello rimarrà alto ancora per molto tempo [CEAS 2000b; Scandinavian Journal of Work and Environmental Health, 2000].

### ***Il disegno della ricerca.***

La presenza nell'aria di sostanze inquinanti (concentrazione) è un punto intermedio della catena di interazioni che, partendo dalle emissioni provocate da sorgenti naturali o umane, arriva agli impatti sulla salute umana. Le emissioni, da parte di fonti naturali o antropiche, provocano l'aumento della concentrazione delle sostanze inquinanti nell'aria, e l'esposizione più o meno prolungata a queste sostanze provoca esiti sanitari in termini di aumento dell'incidenza di specifiche patologie o del rischio di morte prematura per la popolazione interessata.

La valutazione economica dell'impatto sulla salute dell'inquinamento atmosferico<sup>8</sup> nella città di Torino, è il risultato finale del lavoro e sarà raggiunto articolando la ricerca in tre distinte aree:

---

<sup>6</sup> Si veda più avanti per una spiegazione e per i riferimenti bibliografici.

<sup>7</sup> Si veda nella parte II il paragrafo 2.1.2.

<sup>8</sup> In realtà, come si è detto, a causa di difficoltà nel valutare gli effetti congiunti delle diverse sostanze, è assai difficile stimare l'impatto complessivo dell'"inquinamento atmosferico", ma solo quello di alcuni inquinanti considerati separatamente.

- 1) Le concentrazioni<sup>9</sup>;
- 2) L'impatto sulla salute;
- 3) La valutazione economica.

Ad ognuna di queste aree di ricerca corrisponde una fase specifica del lavoro, che può essere riassunta nel modo seguente.

- 1) *Le concentrazioni*. In questa fase l'obiettivo è la raccolta sistematica di dati ambientali in grado di rappresentare adeguatamente l'intensità del fenomeno oggetto di studio: il "livello di inquinamento atmosferico", in particolare il livello di esposizione agli agenti inquinanti della popolazione della città di Torino.
- 2) *L'impatto sulla salute*. Questa è la fase epidemiologica del lavoro, nella quale viene stimata la relazione tra i livelli di concentrazione rilevati e determinati esiti sanitari. Per ottenere questo risultato, nella prima parte sono state analizzate le funzioni di rischio disponibili in letteratura, e nella seconda parte si sono combinate tali funzioni di rischio con i dati disponibili per i livelli di concentrazione e sulla popolazione, ottenendo così le stime di impatto per la città di Torino.
- 3) *La valutazione economica*. Nell'ultima fase si è proceduto alla valutazione monetaria degli esiti sanitari stimati per la città di Torino. Gli approcci utilizzati per la valutazione degli impatti in termini di morbilità sono stati il metodo dei costi della malattia (*Costs of Illness* - COI), che tiene conto della componente materiale dei costi, e quello della disponibilità a pagare (*Willingness-To-Pay*<sup>10</sup> - WTP) Quest'ultimo strumento, utilizzato da una parte per ottenere una valutazione monetaria del valore attribuito dalla collettività alla vita umana, e dall'altra per stimare il costo attribuito alle diverse patologie, tiene conto anche delle componenti immateriali, quali dolore e diminuita qualità della vita. I due approcci, che permettono di raggiungere risultati molto distanti tra loro e che in parte stimano costi diversi<sup>11</sup>, non possono però essere utilizzati per una valutazione complessiva, per il pericolo di un doppio conteggio.

Per la mortalità si è utilizzato il metodo della WTP per stimare il valore della vita statistica e quello del Capitale umano, che attribuisce un costo ai decessi prematuri sulla base della

---

<sup>9</sup> Questa area può essere divisa in due sottoaree: a) "la disponibilità e affidabilità dei dati sulla qualità dell'aria per città" e b) "la relazione tra misure di concentrazione e valutazione dell'esposizione" [CEAS, 2000b].

<sup>10</sup> Si veda più avanti per una discussione sulla WTP e, in particolare, Seethaler et al., 1999, per una sua definizione.

<sup>11</sup> Si veda la seconda parte della ricerca.

perdita di produzione futura degli individui. Anche in questo caso i risultati possono essere molto diversi e, naturalmente, sono alternativi tra loro.

### ***Organizzazione del rapporto***

Nella **Prima Parte** del rapporto si descrive l'approccio prescelto per l'individuazione e quantificazione di livelli di inquinamento, la stima degli effetti acuti dell'inquinamento atmosferico e la loro valutazione economica. Si discutono i presupposti teorici e le principali ricerche empiriche realizzate negli ultimi anni in tutto il mondo.

Nel capitolo 1.1 si introduce il problema dell'inquinamento atmosferico in aree urbane e si giustifica la scelta del PM10 come indicatore affidabile per la quantificazione dei suoi esiti sanitari. Nel capitolo 1.2 si riassumono i principali risultati empirici derivanti dalle ricerche epidemiologiche sugli effetti del PM10 e si presenta la metodologia basata sulla stima delle funzioni di rischio. Nel capitolo 1.3 vengono presentati alcuni possibili metodi e strumenti per la valutazione economica e si definisce l'approccio utilizzato nella stima dei costi per Torino.

La **Seconda Parte** del rapporto contiene i risultati ottenuti applicando ai livelli di concentrazione rilevati per la Città di Torino, le funzioni epidemiologiche di rischio per ottenere il numero degli esiti sanitari sui quali, infine condurre la valutazione economica. Nei capitoli 2.1 e 2.2 si presentano i dati riguardanti la concentrazione del PM10 e le funzioni di rischio utilizzate nello studio. Nel capitolo 2.3 si stimano il numero ed il costo dei decessi attribuibili al PM10 nella città di Torino nel periodo 1995-2001. Nel capitolo 2.4 si quantificano gli effetti in termini di aumento della morbilità e si stimano i costi legati all'aumento del rischio per alcune patologie causato dall'esposizione al PM10. Nel capitolo 2.5 si procede ad un riepilogo dei risultati e si cerca di offrire una valutazione complessiva dei costi degli esiti sanitari per la Città di Torino provocati dall'esposizione a elevati livelli di concentrazione del PM10.

### ***Risultati***

***I casi attribuibili.*** Negli anni 1995-2001 a Torino si è avuta una media di circa 230-300 decessi ogni anno per cause attribuibili all'esposizione al PM10<sup>12</sup>, per concentrazioni superiori a 30µg/m<sup>3</sup>. I decessi prematuri sono concentrati soprattutto nella fascia di età più avanzata, ma non è possibile escludere che si verifichino decessi anche nelle fasce di età sotto i 65 anni.

---

<sup>12</sup> Il range di risultati rispecchia il margine di attendibilità statistica del 95 per cento.

**Tabella 2**

**Numero di decessi attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a 30µg/m<sup>3</sup>.  
Torino media annua 1995-2001.**

Età	1995-1998		1999		2000		2001	
	Decessi attribuibili	IC 95%	Decessi attribuibili	IC 95%	Decessi attribuibili	IC 95%	Decessi attribuibili	IC 95%
0-64	0	(0; 44)	0	(0; 49)	0	(0; 53)	0	(0; 45)
65-74	24	(0; 79)	27	(0; 89)	29	(0; 97)	25	(0; 84)
75+	213	(131; 291)	243	(150; 332)	271	(167; 369)	240	(148; 328)
<b>Totale</b>	<b>237</b>	<b>(131; 414)</b>	<b>270</b>	<b>(150; 470)</b>	<b>300</b>	<b>(167; 519)</b>	<b>265</b>	<b>(148; 457)</b>

Per quanto riguarda la morbilità, da un esame della Tabella 3 si può notare che il numero di casi attribuibili all'esposizione al PM10 è particolarmente rilevante per le bronchiti nei bambini, patologia per la quale oltre un terzo dei casi totali può essere imputato agli elevati livelli di inquinamento da polveri fini riscontrato a Torino nel periodo 1995-2001<sup>13</sup>. Molto elevate anche le percentuali di casi di asma nei bambini e dei giorni di ridotta attività, per i quali circa un quarto dei casi stimati in totale può essere attribuito al PM10.

**Tabella 3**

**Esiti sanitari attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a 30µg/m<sup>3</sup>.  
Torino, media annua 1995-2001**

	1995-1998		1999		2000		2001	
	Numero casi	% sul totale	Numero casi	% sul totale	Numero casi	% sul totale	Numero casi	% sul totale
Ricoveri per cause respiratorie	431	6,5	480	7,2	519	7,8	447	6,7
Ricoveri per cause cardiovascolari	386	2,9	432	3,3	469	3,6	401	3,0
Bronchiti (bambini)	4.054	38,9	4.275	41,1	4.428	45,5	4.156	39,9
Attacchi di asma (bambini)	4.536	14,0	4.989	15,4	5.339	16,5	4.713	14,5
Attacchi di asma (adulti)	2.264	1,3	2.535	1,5	2.740	1,6	2.320	1,4
Giorni di ridotta attività (adulti)	497.210	22,1	538.492	23,9	571.571	25,4	506.096	22,5

**I costi.** Il totale dei costi dell'inquinamento atmosferico è ottenuto dalla somma dei costi associati ai decessi prematuri e di quelli conseguenti alle variazioni nella morbilità. In questa ricerca sono state prodotte delle stime utilizzando due approcci alternativi: alla valutazione dei

<sup>13</sup> Per i livelli di concentrazione del PM10 a Torino si veda la seconda parte, paragrafo 2.1.3.



costi diretti - fatta per la morbilità mediante il metodo dei costi della malattia (COI), e per la mortalità con il metodo del Capitale Umano -, è stata affiancata una valutazione basata sulla disponibilità a pagare, che dovrebbe essere in grado di cogliere anche i costi immateriali.

In tutti i casi si è utilizzato come valore “di soglia” il livello di concentrazione di 30 mcg/m<sup>3</sup> di PM10. Questo significa che gli esiti stimati, e i relativi costi, sono quelli derivanti dall’esposizione aggiuntiva rispetto a tale soglia, sono quindi inferiori a quelli realmente attribuibili alle polveri fini, in quanto, da un punto di vista sanitario, gli effetti sulla salute iniziano sicuramente a valori di concentrazione inferiori.<sup>14</sup>

Utilizzando per la valutazione della mortalità il **metodo del Capitale umano** (o della perdita di produzione), e per quella delle diverse patologie il metodo dei **Costi della malattia** (COI) è possibile ottenere una stima minima dei costi degli esiti sanitari a Torino. I motivi per cui i valori così ottenuti sono da considerarsi solo un livello minimo possono essere ricondotti a due ordini di considerazioni:

- in primo luogo, in questo caso, la valutazione monetaria tiene conto per la mortalità della sola perdita di produzione e per la morbilità soltanto dei costi diretti di cura. Questo significa che non è stato dato un valore monetario alla sofferenza e al dolore, legati al decesso di un congiunto o allo stato di malattia proprio o di un familiare.
- In secondo luogo, la valutazione dei costi diretti delle patologie non sempre riesce a dare un valore alla perdita di produzione conseguente allo stato di malattia e tralascia, per mancanza di dati affidabili per la loro quantificazione, i costi diretti legati all’assistenza e alla cura da parte di familiari. Inoltre, e questo riduce notevolmente i costi totali della mortalità, per mancanza di informazioni, non si è ritenuto opportuno stimare la perdita di produzione relativa ad ogni giorno di ridotta attività, esito che, come si può vedere nelle tabelle del capitolo 4 della seconda parte, può costituire la voce di gran lunga maggiore dei costi della morbilità.

---

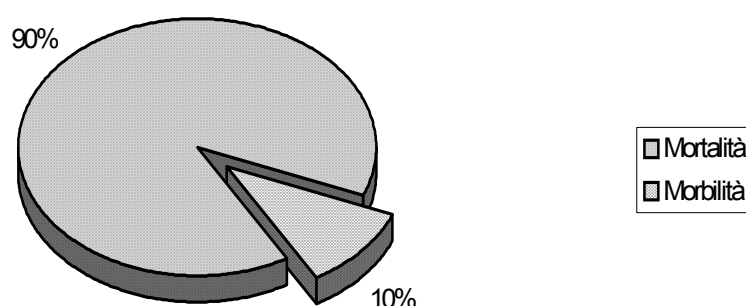
<sup>14</sup> Come detto, gli studi epidemiologici non sono riusciti ad individuare con certezza un livello minimo sotto il quale non si manifestino impatti negativi a carico della salute [Bisanti, 1995; European Commission, 1998].

**Tabella 4**  
**Costi totali annui degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo l'approccio COI e del Capitale Umano.**  
**Torino 1995-2001.**

Patologia	1995-1998 (Euro)	1999 (Euro)	2000 (Euro)	2001 (Euro)
Mortalità	30.096.000	34.236.000	37.892.000	33.380.000
Morbilità	3.765.213	4.194.206	4.536.329	3.906.112
<b>Totale</b>	<b>33.861.213</b>	<b>38.430.206</b>	<b>42.428.329</b>	<b>37.286.112</b>

Per gli anni considerati, la stima centrale dei costi diretti degli esiti sanitari dell'esposizione al PM10 a Torino si colloca tra circa 34 e oltre 42 milioni di Euro. Tenendo conto degli intervalli di confidenza, possiamo attenderci valori minimi annui intorno ai 20 milioni di Euro, e valori massimi compresi tra 78 e 97 milioni di Euro ogni anno. Tali costi sono imputabili per circa il 90 per cento alla perdita di produzione conseguente ai decessi prematuri e per una quota molto inferiore ai costi di cura dei ricoveri per cause respiratorie e cardiovascolari e delle malattie respiratorie a cui si è potuto attribuire un valore.

**Grafico 1**  
**Distribuzione dei costi degli esiti sanitari**



Utilizzando il metodo della **Disponibilità a pagare**, come strumento per la valutazione economica del valore attribuito dalla collettività alla riduzione del rischio, si ottengono stime molto diverse, comprese tra 385 (media 1995-1998) e 482 milioni di Euro (anno 2000). Tali valori, sono più elevati di un rapporto superiore a 10 a 1 rispetto ai costi basati sulle stime dei costi delle malattie e della perdita di produzione, sia nel caso della mortalità, che in quello della morbilità.

Per i decessi prematuri, le differenze, oltre che alle differenze strutturali della metodologia utilizzata, dipendono anche dal fatto che per Torino si è stimata un'elevata età media per i decessi a causa dell'inquinamento. Da questo fatto consegue una ridotta aspettativa di vita stimata e quindi,

con la metodologia basata sul calcolo della perdita di produzione futura, che viene calcolata in base agli anni di vita persi a causa della morte prematura, un costo ridotto. Nel caso della Disponibilità a pagare, invece, non esiste una metodologia condivisa per tenere conto dell'età al decesso e comunque, in genere, la correzione per età influenza in misura minore il valore finale della stima. La tabella 5 riporta i valori ottenuti utilizzando una stima del valore statistico della vita corretto per età. Per quanto riguarda la morbilità il fattore che influenza maggiormente le stime, molto più elevate di quelle ottenute utilizzando la metodica dei costi di cura, è l'inclusione di una valutazione monetaria dei giorni di ridotta attività, che costituiscono oltre l'ottanta per cento del totale dei costi della morbilità<sup>15</sup>. Inoltre nella disponibilità a pagare sono compresi anche i costi in termine di ridotta qualità della vita, dolore e sofferenza conseguenti ad uno stato di malattia, e quindi anche i costi attribuiti ai ricoveri e alle altre patologie risultano superiori.

Tenendo conto della correzione della stima del valore della vita statistica secondo l'età<sup>16</sup>, le stime dei costi della mortalità risultano naturalmente inferiori, ma comunque sempre molto più elevate di quelle ottenute con il metodo della perdita di produzione. In questo caso, il totale dei costi annui degli esiti sanitari attribuibili al PM10 varia, nel periodo 1995-2001, tra poco più di 250 milioni (valori compresi tra 158 e 414 milioni, con un intervallo di confidenza al 95%) e quasi 320 milioni di Euro (valori compresi tra 197 e 513 milioni, con un intervallo di confidenza al 95%).

**Tabella 5**  
**Costi totali annui degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo il metodo della disponibilità a pagare.**  
**Torino, 1995-2001**

<b>Patologia</b>	<b>1995-1998 (Euro)</b>	<b>1999 (Euro)</b>	<b>2000 (Euro)</b>	<b>2001 (Euro)</b>
Mortalità ( <i>valore corretto per l'età</i> )	202.398.000	230.580.000	256.200.000	226.310.000
Morbilità	53.909.404	58.588.957	62.333.751	55.009.243
<b>Totale</b>	<b>256.307.404</b>	<b>289.168.957</b>	<b>318.533.751</b>	<b>281.319.243</b>

<sup>15</sup> Si veda la parte II, capitolo 4.

<sup>16</sup> La stima "corretta" utilizzata è pari al 61 % del valore della vita statistica calcolato per il complesso della popolazione.





## 1.1 L'inquinamento atmosferico

Con il termine “Inquinamento Atmosferico” viene comunemente definito un insieme di diverse sostanze, in numero e proporzioni variabili e quasi sempre non del tutto conosciute. Queste sostanze – generate da fonti naturali o antropiche - producono effetti negativi sull’ambiente e sulla salute umana in proporzione alla loro concentrazione nell’aria che respiriamo. Al fine di quantificare l’impatto economico di questi effetti sulla salute, è necessario affrontare tre questioni preliminari [OMA, 2000]:

- a) scegliere quale/i inquinante/i includere nello studio;
- b) individuare le categorie di rischio più rilevanti e per le quali esista una base dati sufficiente;
- c) decidere su quali dati epidemiologici basare le stime.<sup>17</sup>

In questo primo capitolo si ricostruisce il panorama delle principali sostanze presenti nell’atmosfera delle grandi città occidentali, evidenziando i loro principali effetti negativi sulla salute umana e spiegando brevemente le motivazioni della scelta del PM10 come indicatore del livello complessivo dell’inquinamento atmosferico e dei suoi effetti sulla salute, rimandando al capitolo successivo l’analisi dei punti b) e c).

### *1.1.1 Le emissioni e le immissioni*

“Le emissioni sono elementi forzanti che modificano lo stato dell’atmosfera tramite processi di trasformazione, dispersione e deposizione” [Beltratti e al., 1994] e possono essere di origine antropica o naturale, con una prevalenza delle fonti umane nelle aree fortemente industrializzate e urbanizzate. Le fonti di origine antropica, nelle moderne aree metropolitane, sono costituite soprattutto dal traffico veicolare e dal riscaldamento degli edifici. Esiste una ricca letteratura<sup>18</sup> che ha affrontato lo studio delle fonti delle emissioni, cercando di stimare il contributo delle diverse sostanze inquinanti all’inquinamento atmosferico, e in alcuni casi, come con il metodo dei “sentieri d’impatto”, di ricostruire il percorso dalla fonte agli effetti finali ed i relativi costi. In questo studio

---

<sup>17</sup> Non è infatti negli obiettivi del presente lavoro proporre nuove stime per le funzioni di rischio.

<sup>18</sup> Il metodo dei sentieri di impatto, di cui il progetto ExternE della Commissione Europea è forse la principale applicazione [European Commission, 1998], è una metodologia indiretta di analisi dei costi dell’inquinamento, e si propone di ricostruire la catena causale degli impatti dell’inquinamento che, partendo dalle sorgenti inquinanti, arriva alla valutazione dei costi esterni. Questo approccio prevede la partecipazione di specialisti settoriali, in grado di ricostruire gli anelli della catena, “in particolare i processi di trasformazione chimico-fisica, le funzioni dose-risposta e i valori usati per la traduzione in termini monetari degli impatti fisici [Panella et al., 1999].

prenderemo in esame le concentrazioni e quindi non si cercherà di stimare la proporzione degli esiti attribuibili alle diverse fonti.

Le immissioni sono il risultato dei processi di emissione, rappresentano quindi il “riscontro oggettivo dell'entità delle alterazioni prodotte dalle emissioni” e vengono in genere espresse in termini di concentrazioni di determinate sostanze. Le concentrazioni indicano quindi la quantità di agenti inquinanti contenuti nell'aria e possono essere espressi in peso per volume (microgrammi di sostanza per metro cubo,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), oppure in volume per volume (parti per milione, ppm) [Beltratti et al., 1994].

### 1.1.2 *Gli inquinanti: Inquinanti primari e Inquinanti secondari*

Gli agenti inquinanti possono poi essere distinti in due distinte categorie a seconda della loro relazione con le fonti di emissione. Da una parte si trovano gli **inquinanti primari**, che sono quelli che provengono dalle fonti naturali o umane, e incidono direttamente sulla salute umana. Tali sostanze tossiche costituiscono un problema soprattutto in vicinanza delle fonti di emissione e hanno una composizione chimica definita, se ne conoscono quindi cioè le proprietà e se ne possono studiare gli effetti anche da un punto di vista clinico.

Dall'altra parte si trovano gli **inquinanti secondari**, che sono invece l'effetto dell'interazione chimico-fisica nell'aria di due o più inquinanti primari, o di questi con le sostanze che fanno naturalmente parte dell'atmosfera. In questo caso, spesso le sostanze, proprio per la loro origine e la loro natura, hanno una maggiore dispersione territoriale e in alcuni casi una variabilità nella composizione chimica che ne rende difficili gli studi clinici.

### 1.1.3 *I diversi agenti tossici presenti nell'atmosfera urbana*

A causa della grande varietà di sostanze presenti nell'aria, risulta impossibile monitorare nel tempo la concentrazione di ognuna di esse. Per stimare gli esiti – sanitari e ambientali in genere - è allora necessario individuare quali sono le sostanze responsabili della proporzione maggiore di danni oppure, secondo l'approccio che viene comunemente seguito, scegliere un solo inquinante, considerato rappresentativo del complesso di sostanze presenti nell'atmosfera della realtà oggetto dello studio.

Tra gli inquinanti più frequentemente utilizzati si trovano il particolato - espresso in termini di Particolato Totale Sospeso (PST) e di  $\text{PM}_{10}$ <sup>19</sup> o di  $\text{PM}_{2,5}$  che rappresentano la frazione più fine del PST – gli ossidi di azoto ( $\text{NO}_x$ ), il monossido di carbonio (CO) e l'ozono ( $\text{O}_3$ ). Nelle pagine che

---

<sup>19</sup> PM è l'acronimo di *Particulate Matter*, “particolato”, mentre il 10 si riferisce alle dimensioni massime delle particelle: 10 equivale a un diametro massimo di 10  $\mu\text{m}$ , il  $\text{PM}_{2,5}$  comprende invece solo le particelle di diametro massimo di 2,5  $\mu\text{m}$ .

seguono si presenta una breve rassegna delle caratteristiche e degli effetti sulla salute di queste sostanze, con un'attenzione particolare al particolato sospeso e al PM10, che, per i motivi che vedremo, è stato scelto per questa ricerca.

Tra gli **ossidi di zolfo** il più rilevante è il biossido di zolfo (SO<sub>2</sub>), detto anche anidride solforosa. Queste sostanze provengono da fonti naturali ed umane - tra le quali hanno particolare rilevanza gli impianti di combustione fissi, come le centrali termiche e il riscaldamento degli edifici - e possono provocare gravi danni alla salute umana. Il biossido di zolfo, molto solubile, può causare problemi all'apparato respiratorio superiore in particolare in soggetti più esposti come gli anziani.

Le fonti principali del **monossido di carbonio (CO)** presente nell'aria urbana sono gli autoveicoli a benzina, e la sua formazione è imputabile ad una inadeguata tecnologia di combustione [Beltratti et al. 1994]. Il CO produce gravi danni alla salute umana fino a provocare la morte se inalato in grandi quantità (> 100 ppm), riducendo la capacità dell'organismo di trasportare ossigeno. Più incerta è la sua relazione con l'indebolimento delle funzioni mentali e con l'aggravarsi di malattie cardiovascolari.

Una forte concentrazione di **biossido di azoto (NO<sub>2</sub>)** in ambiente urbano è causata principalmente dal settore dei trasporti e del riscaldamento. La sua presenza è rilevabile dal forte odore e concentrazioni elevate provocano certamente irritazione alle mucose, mentre non sono certe le associazioni con altri esiti sanitari.

L'esposizione ad elevate concentrazioni di **piombo** può provocare l'accumulo nel sangue, con conseguenti danni alla salute e al sistema nervoso. La presenza di questa sostanza nell'atmosfera urbana è da attribuirsi quasi esclusivamente alla combustione dei carburanti, ed è in diminuzione soprattutto per la sua progressiva scomparsa nelle benzine, a cui era aggiunto come additivo.

L'**ozono (O<sub>3</sub>)** è un inquinante secondario che si forma in presenza di luce solare a partire dagli ossidi di azoto e dai composti organici volatili. Le sue alte concentrazioni, quindi, come per il biossido di azoto, sono causate dal traffico veicolare e dai processi di combustione in concomitanza con una situazione meteorologica particolare. L'esposizione di qualche ora a valori elevati, può provocare problemi respiratori e irritazioni delle mucose, del naso e degli occhi [Cocheo, 2000].



Il **Benzene**. La recente attenzione all'inquinamento da benzene in ambiente urbano è conseguente alla maggiore aromatizzazione delle benzine. “I livelli di fondo di benzene nell'aria sono inferiori al  $\mu\text{g}/\text{mc}$ , ma in contesti antropizzati ed urbanizzati, ove circa l'80% ha come fonte di emissione il traffico veicolare, le concentrazioni "medie" *outdoor* variano da meno di 10 a qualche decina di  $\mu\text{g}/\text{mc}$ . In relazione all'esposizione umana ed ai livelli *indoor*, è rilevante il contributo del fumo di sigaretta. Il Benzene è una sostanza bioaccumulabile nei tessuti contenenti lipidi e nel midollo osseo. Presenta tossicità per le cellule del sistema emolinfopoietico e per il sistema nervoso” [Marchese, 2001].

#### 1.1.3.1 Le polveri sospese e il PM10

L'aria che respiriamo è composta non solo da sostanze gassose, ma contiene anche particelle solide in sospensione. Il complesso delle polveri può essere variamente denominato e articolato a seconda delle dimensioni delle particelle, con differenti caratteristiche dei composti e dei conseguenti esiti sanitari. Mentre le particelle di maggiori dimensioni si fermano nelle vie respiratorie superiori, “sono inalabili tutte le particelle aerodisperse che attraversano le vie superiori dell'apparato respiratorio durante l'atto inspiratorio e sono respirabili quelle che penetrano l'apparato respiratorio fino alla zona degli scambi gassosi” [Cocheo, 2000].

Il **particolato totale sospeso (PST)** è costituito da tutte le particelle, “solide o liquide, che contengono particolati di carbone volatile (fuliggine), ceneri del combustibile, combustibili solidi organici, idrocarburi policiclici aromatici (IPA, quali il naftalene, l'antracene e il fenantrene), composti carboniosi nonché elementi in traccia presenti nei combustibili quali il piombo, il vanadio, lo zinco, l'arsenico, il cadmio, il mercurio, il cromo, il nichel ed il manganese” [Beltratti et al. 1994].

Il particolato presente in atmosfera può derivare sia da processi naturali come le attività vulcaniche, il sollevamento di polveri dal suolo, gli spray marini e gli incendi dei boschi, sia antropiche come le attività industriali (fonderie, cementifici, miniere, ecc.) e tutti i processi di combustione (centrali termoelettriche, traffico veicolare, riscaldamento domestico e inceneritori). Soprattutto l'uso di carbone come combustibile per il riscaldamento e per le centrali termoelettriche contribuisce in maniera considerevole al particolato sospeso [Uccelli et al., s.d.; WHO, 1979; 1987; Wagner et al., 1988].

Il **PM10** è una frazione fine del PST, più precisamente la frazione con diametro aerodinamico non superiore a  $10\ \mu\text{m}^{20}$ , mentre il PM2,5, che negli Stati Uniti sta diventando la sostanza di riferimento negli studi sugli effetti sulla salute umana, è la frazione ancora più fine, con diametro aerodinamico non superiore a  $2,5\ \mu\text{m}$ . A differenza delle particelle più grandi, il PM10 può entrare nel tratto polmonare – è definito infatti anche come frazione “respirabile”<sup>21</sup> - dove interferisce con il sistema di difesa dei bronchi e può quindi causare infiammazioni croniche [Künzli et al., 1999].

Le particelle fini e quelle di dimensioni maggiori differiscono anche nella composizione chimica; le prime includono solfati, carbonati, ammoniaca, nitrati e in alcuni luoghi piombo; quelle “grosse” consistono essenzialmente di ossidi di silice, alluminio, calcio, ferro, carbonato di calcio, sali marini, di particelle derivanti dall'usura degli pneumatici delle automobili e di particelle rilasciate dalle piante come i pollini e le spore<sup>22</sup> [Khardori, 2000; EPA, 1982, cit. in Uccelli et al., s.d.].

A causa della loro composizione, le particelle fini, oltre ad avere effetti immediati causati dalla penetrazione di particelle nell'apparato respiratorio, possono agire da catalizzatori di reazioni di conversione degli ossidi di azoto e di zolfo in acido nitrico e acido solforico [Cocheo, 2000].<sup>23</sup> Per una conoscenza completa delle particelle sospese presenti nell'aria la concentrazione non è un indicatore sufficiente, ma sarebbe necessario conoscerne anche le dimensioni, la composizione chimica e la morfologia.

---

<sup>20</sup> La direttiva 1999/30/CE definisce le particelle PM10 come “le particelle che penetrano attraverso un ingresso dimensionale selettivo con un'efficienza di interruzione del 50% per un diametro aerodinamico di  $10\ \mu\text{m}$ .”

<sup>21</sup> Marconi et al. [2000] definiscono il PM10 frazione “toracica”, mentre riservano la definizione di “respirabile” al PM2,5.

<sup>22</sup> Nella frazione fine del particolato sembrano essere presenti in misura maggiore alcune sostanze potenzialmente cancerogene come gli idrocarburi policiclici aromatici e i metalli in traccia [Miller et al., 1979, cit. in Uccelli et al., s.d.].

<sup>23</sup> “Il materiale che permane nei polmoni può avere un'intrinseca tossicità a causa di certe caratteristiche fisiche o chimiche o interferire con l'eliminazione di altri materiali più pericolosi o causare l'assorbimento di gas irritanti” [Beltratti et al., 1994].

Box 1

### Il PST e il PM10

Il particolato totale sospeso (**PST**) è “costituito da tutte le particelle microscopiche PST, solide o liquide, che contengono particolati di fuliggine, ceneri del combustibile, combustibili solidi organici, idrocarburi policiclici aromatici, composti carboniosi nonché elementi in traccia presenti nei combustibili.” [Beltratti et al. 1994].

Le particelle sospese quindi rappresentano un insieme eterogeneo di sostanze che sono in parte emesse come tali e in parte sono il risultato di reazioni fisiche e chimiche che avvengono nell'atmosfera.

Il **PM10** e il **PM2,5** sono le frazioni più fini del PST, più precisamente la frazione con diametro aerodinamico non superiore rispettivamente a 10 µm, e a 2,5 µm. A causa della loro composizione chimica, diversa da quella delle particelle di diametro maggiore, le particelle fini e ultrafini sembrano essere i principali responsabili dei danni a carico della salute umana.

Un ulteriore passo in avanti nell'individuazione dei meccanismi causali che legano le polveri agli esiti sanitari è stato fatto negli Stati Uniti, dove, recentemente, è stato scelto come composto di riferimento il **PM2,5**, la frazione “inalabile” del PST, che, a causa delle sue ridotte dimensioni, e alla presenza di solfati e aerosol acidi, potrebbe essere il vero agente causale dei principali impatti – sanitari e ambientali - dell'inquinamento da polveri<sup>24</sup> [Bisanti, 1995; Scandinavian Journal of Work and Environmental Health, 2000].

Mentre gli studi sulle polveri possono essere fatti risalire almeno agli anni cinquanta, il monitoraggio della concentrazione del **PM10** è iniziato molto di recente, e ancora in un numero limitato di centraline di rilevamento, quindi alcuni studi meno aggiornati hanno utilizzato come indicatore sostanze diverse quali il TSP, il **PM15**, il **PM13**, o il fumo nero. Come si vedrà più avanti, lo studio presente utilizza le funzioni di rischio contenute in recenti ricerche condotte per conto dell'Ufficio Regionale Europeo dell'Organizzazione Mondiale della Sanità<sup>25</sup>, che stimano le relazioni tra concentrazioni del **PM10** e esiti sanitari mediante un approccio meta-analitico che utilizza i risultati di un gran numero di studi precedenti. Per completezza si riporta quindi la tabella di conversione utilizzata dagli studi epidemiologici.

---

<sup>24</sup> Negli Stati Uniti la normativa che richiedeva il monitoraggio del **PM10** è stata estesa al **PM2,5**, mentre l'Unione Europea, con la Direttiva 1999/30/CE, che stabilisce i valori limite per il **PM10**, ha introdotto la richiesta della misurazione dei livelli di concentrazione del **PM2,5**, senza però fissarne il valore limite [Marconi et al., 2000].

<sup>25</sup> Seethaler et al., 1999, CEAS, 2000.

**Tabella 6**  
**Conversione tra differenti indicatori delle polveri sospese.**

<b>Tipo di polvere</b>	<b>Rapporto di conversione</b>
TSP	$PM_{10}=PST*0,55^{26}$
PM15	$PM_{10}=PM_{15}$
PM13	$PM_{10}=PM_{13}$
PM2,5	$PM_{10}=(PM_{2,5}/0,6)$
Fumo nero	$PM_{10}=\text{fumo nero}$

*Fonte: Künzli et al., 1999.*

---

<sup>26</sup> Si vedrà più avanti che per Torino il rapporto rilevato tra PTS e PM10 è di 0,64. Questo non influisce sui risultati della ricerca che, per la Città di Torino, utilizza direttamente i valori delle concentrazioni del PM10.

**Tabella 7**  
**Inquinanti, sorgenti ed esiti sanitari**

Inquinante	Fonti	Effetti sulla salute	Prevenzione e controllo
<b>Polveri sospese:</b> - <b>Particolato Sospeso Totale (PST)</b> - <b>Particolato fine (PM10; PM2,5)</b>	Polvere stradale, polvere portata dal vento, fuochi e aratura in agricoltura, costruzioni e combustioni del legno. Reazioni chimiche secondarie con altri inquinanti (piogge acide, NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> , organici). Combustione incompleta di ogni tipo di carburante, in particolare dei motori diesel. Il PM2,5 deriva principalmente da conversioni di composti gassosi.	Patologie respiratorie. Problemi cardiaci. Aumento del rischio di mortalità infantile.	Controllo delle sorgenti delle polveri, delle emissioni industriali, del riscaldamento a legna. Riduzione degli inquinanti secondari che reagiscono formando il PM10. Riduzione del consumo di energia. Per il PM2,5, controllo dei precursori ("gas organico reattivo" e Ossidi di Azoto) per ridurre la formazione di particolato fine nell'atmosfera.
<b>Ozono (O<sub>3</sub>)</b>	Trasformazione di ossidi di azoto e di composti organici volatili prodotti dal traffico in presenza di luce solare.	Difficoltà di respirazione. Menomazione della funzione dei polmoni. Peggioramento dell'asma. Irritazione degli occhi e del naso. Minore resistenza alle infezioni.	Ridurre – attraverso standard di emissioni più bassi, nuovi carburanti, controlli dei motori - le emissioni veicolari di "gas organico reattivo" e di Ossidi di Azoto (NO <sub>x</sub> ).
<b>Monossido di carbonio (CO)</b>	Mezzi di trasporto	Riduzione delle capacità mentali e aggravamento delle malattie cardiovascolari	Controllo delle emissioni veicolari e industriali. Uso di carburanti "modificati" durante i mesi invernali.
<b>Piombo e altri metalli pesanti (arsenico, cadmio, nichel, mercurio)</b>	Processi industriali. Produzione di energia. Veicoli a motore	Cancro. Problemi digestivi. Danni al sistema nervoso.	Eliminazione del piombo dalla benzina e dalle vernici.
<b>Ossidi di Zolfo (SO<sub>x</sub>)</b>	Combustione del combustibile diesel, emissioni di processi industriali, raffinerie, impianti elettrici.	Problemi respiratori, aumento del rischio di cancro al polmone.	Riduzione dell'uso di carburanti con alto contenuto di zolfo (riformulare il diesel).
<b>Biossido di Azoto (NO<sub>2</sub>)</b>	Veicoli a motore. Altri processi di combustione.	Malattie respiratorie. Danni ai tessuti polmonari.	Controllo delle emissioni veicolari e industriali.
<b>Benzene</b>	Veicoli a motore. Industria chimica Fumo di sigaretta	Tumori. Incidenza sul sistema nervoso centrale.	Riduzione dell'uso dei veicoli a benzina. Riduzione del fumo di sigaretta particolarmente in ambienti <i>indoor</i> .

Fonte: elaborazione nostra a partire da Landi et al., 2001

#### 1.1.4 Gli effetti congiunti

Come si è visto, lo spettro degli inquinanti presenti nell'atmosfera degli ambienti urbani è ampio e uno studio che si proponga di stimare i costi dell'inquinamento atmosferico e non di una particolare sostanza dovrebbe tenere conto di tutte gli agenti inquinanti presenti nell'aria e di tutti i loro effetti. Si può facilmente comprendere come questa non sia una strada facilmente percorribile,

per diversi motivi. Alcune sostanze non vengono rilevate o vengono rilevate soltanto irregolarmente, per altre non si conoscono ancora a fondo gli effetti sulla salute umana, e per tutti gli inquinanti, infine, si presenta la difficoltà di ottenere una stima degli effetti congiunti.

Questa stima degli effetti combinati delle diverse sostanze risulta particolarmente problematica in presenza di variazioni dei singoli livelli delle diverse sostanze. In altre parole non è possibile sapere se effetti congiunti che si manifestano in presenza di livelli X e Y degli inquinanti A e B si manifesteranno allo stesso modo in presenza di quantità diverse degli stessi inquinanti. Questo comporta l'impossibilità di trasferire i risultati ottenuti per determinate concentrazioni degli inquinanti a contesti ambientali in cui tali concentrazioni siano diverse.

Gli esiti totali dell'inquinamento atmosferico dovrebbero essere stimati mediante la somma di tre categorie di effetti:

- a) tutti gli effetti indipendenti dei singoli inquinanti primari;
- b) gli effetti dei composti (inquinanti secondari); e
- c) gli effetti addizionali dovuti alle interazioni tra gli inquinanti.

La mancanza di studi specifici e il fatto che molti inquinanti hanno origine dalle medesime fonti rendono problematico questo procedimento, e in questa situazione utilizzare diverse sostanze e sommare i risultati ottenuti per ciascuna di esse rischia di condurre ad una sovrastima degli esiti complessivi. Un primo problema, quindi, è la scelta degli agenti inquinanti da utilizzare come indicatore della miscela complessiva. La stima economica degli esiti sanitari deve basarsi su un indicatore affidabile, per cui esista un'evidenza epidemiologica forte e per il quale siano disponibili stime degli impatti complete e valide per diverse aree geografiche e per diversi livelli di concentrazione dell'inquinante.

### *1.1.5 Il PM10 come indicatore dell'inquinamento atmosferico.*

Il problema della scelta dell'indicatore dell'inquinamento atmosferico nelle aree urbane, in questi ultimi anni, è stato risolto spesso decidendo di utilizzare il particolato atmosferico, nelle sue diverse forme. Si tratta di un inquinante secondario, il cui livello è influenzato da fattori ambientali di diverso genere, e anche dalla presenza nell'aria di altre sostanze nocive per la salute umana. Non è inoltre legato a sorgenti specifiche, e presenta quindi valori elevati – sia pure per motivi probabilmente diversi, e con una composizione chimica non omogenea - in tutte le principali città del mondo. Per questo motivo appare logica la scelta fatta – tra gli altri - dai ricercatori dell'Unione

Europea e dell'Organizzazione Mondiale della Sanità [European Commission, 1995, 1999; Künzli et al., 1999, CEAS, 2000a].<sup>27</sup>

Per le polveri sospese, e in particolare per il PM10, esiste ormai un'ampia letteratura<sup>28</sup>; che dimostra i suoi effetti negativi a carico della salute umana, la sua rete di rilevazione, inoltre, è sempre più diffusa, a partire dal 1998 è monitorato su base giornaliera nelle principali città italiane; è per questo che nella maggior parte degli studi recenti è stato scelto come unico indicatore dell'inquinamento atmosferico.

I motivi per la scelta del PM10 come indicatore affidabile per lo studio dell'impatto sulla salute non risiedono soltanto nella disponibilità di studi epidemiologici attendibili, ma anche nell'importanza crescente che questo inquinante sta assumendo. Le rilevazioni effettuate nelle principali città europee mostrano infatti che il PM10, a differenza di altre sostanze<sup>29</sup>, non accenna a diminuire e, secondo le previsioni più recenti, è presumibile che il suo livello rimarrà alto ancora per molto tempo. A questo andamento "non decrescente", inoltre, si accompagna una crescente tutela normativa da parte dell'Unione Europea, che prevede valori limite e soglie di allarme sempre più bassi.<sup>30</sup>

---

<sup>27</sup> Su una posizione diversa si veda Panella et al. [1999] e Department of Health, [1998].

<sup>28</sup> Tra i contributi si vedano Dockery et al. [1989]; Ostro [1990] Abbey et al. [1993], Zmirou et al. [1999]. Per una rassegna degli effetti in termini di mortalità si veda Moolgavkar et al. [1996].

<sup>29</sup> Per quanto riguarda la Città di Torino, ad esempio, il biossido di zolfo e il piombo hanno visto diminuire notevolmente i valori delle concentrazioni fin dagli anni settanta [Beltratti, 1994]. Il primo è nella norma da circa 10 anni e anche per il monossido di carbonio la situazione appare in netto miglioramento ed entro il 2005 il suo livello di concentrazione potrà essere riportato al di sotto degli standard di qualità dell'aria [Cocheo, 2000].

<sup>30</sup> Si veda il paragrafo 2.1.2.nella Parte II.

## Box 2

**I motivi della scelta del PM10 come indicatore dell'inquinamento atmosferico**

Il PM10 è ormai considerato l'indicatore più affidabile per la valutazione economica dell'impatto dell'inquinamento atmosferico sulla salute [El-Fadel, Massoud, 2000]. I motivi di tale scelta risiedono, da una parte, nella disponibilità di un numero sempre maggiore di studi epidemiologici attendibili, che ne dimostrano gli effetti negativi e permettono di quantificarli, e dall'altra, nella costante rilevanza che questo inquinante sta assumendo, come indicato dal continuo superamento dei limiti stabiliti dalla normativa europea, che si verifica nelle principali città.<sup>31</sup>

Una questione ancora aperta per quanto riguarda il PM10, è quella della mancata individuazione dei meccanismi responsabili degli effetti sulla salute del particolato. In particolare, come notato in Marconi et al. [2000] “restano molti interrogativi intorno al parametro biologicamente più rilevante: la specifica frazione dimensionale, il numero o la massa delle particelle, la composizione chimica”.

*1.1.6 Dalle concentrazioni all'esposizione agli agenti inquinanti*

L'obiettivo degli studi epidemiologici è quello di stimare la relazione tra esposizione e cambiamenti in determinati indicatori sanitari, quali la mortalità, il numero di ricoveri o gli attacchi di asma nei bambini. Non è però facile misurare la reale esposizione individuale – la concentrazione delle sostanze nell'aria cambia continuamente nel tempo e nello spazio, a causa della diversa composizione chimica iniziale e per effetto del vento e delle variazioni di temperatura – diventa allora necessario utilizzare la concentrazione di una certa area per valutare l'esposizione media della popolazione che vi risiede o vi lavora.

Volendo stimare la relazione tra inquinanti ed esiti sanitari ciò che è rilevante per il ricercatore non sono le emissioni ma piuttosto il livello di esposizione della popolazione sotto osservazione. È infatti l'esposizione individuale – e non la semplice presenza nell'atmosfera di sostanze inquinanti - che provoca l'insorgere di specifiche patologie o l'aumento del rischio di morte prematura.

Al fine di misurare il reale grado di esposizione della popolazione, sarebbero quindi necessari dati individuali di esposizione giornaliera, che ci fornissero informazioni sulla qualità dell'aria realmente respirata dai singoli individui. Nella pratica della ricerca, la difficoltà di condurre studi

---

<sup>31</sup> Per i dati sulle principali città italiane si veda CEAS [2000].



statisticamente significativi mediante l'uso di rilevazioni dirette dell'esposizione individuale, ha comportato il fatto che questo tipo di indagine sia quasi assente dalla letteratura, e che le relazioni inquinanti/esiti sanitari disponibili siano state stimate sulla base dei valori ambientali medi.<sup>32</sup>

Box 3

**Le concentrazioni come approssimazione dell'esposizione individuale**

Sebbene le concentrazioni medie non siano una perfetta approssimazione del livello medio di esposizione individuale della popolazione, gli studi esistenti hanno dimostrato che in condizioni normali le stime "semi-individuali" si avvicinano molto o sono una sottostima delle funzioni dose-risposta<sup>33</sup> personali [Wacholder, 1995].

*1.1.6.1 Tecnica di rilevamento dei dati ambientali e fattori che influenzano la relazione tra emissioni e concentrazioni*

Dalla scelta di fare uso di stime "semi-individuali" deriva una prima importante fonte di incertezza e di errore: le modalità di rilevazione delle concentrazioni nell'aria. La scelta della tecnologia impiegata, il posizionamento sul territorio delle centraline di rilevamento, le tecniche con cui si trattano i dati per giungere ad un valore medio per la popolazione di riferimento, infatti, possono influenzare notevolmente i risultati ottenuti.

In Italia, soltanto in seguito al Decreto Ministeriale 25 novembre 1994, sull'aggiornamento delle tecniche in materia di limiti di concentrazione e di livelli di allarme per gli inquinanti atmosferici, si è proceduto a creare una rete di rilevazione in grado di fornire dati anche sul PM10. In genere si tratta di centraline basate su strumenti automatici funzionanti secondo il principio dell'attenuazione dei raggi beta [Marconi et al., 2000].

La relazione tra emissioni e concentrazioni, assunte come indicatore dell'esposizione individuale, è molto complessa e diversi fattori possono spiegare come mai ad un livello di emissioni abbastanza costante corrisponda un'elevata variabilità nei livelli giornalieri delle sostanze

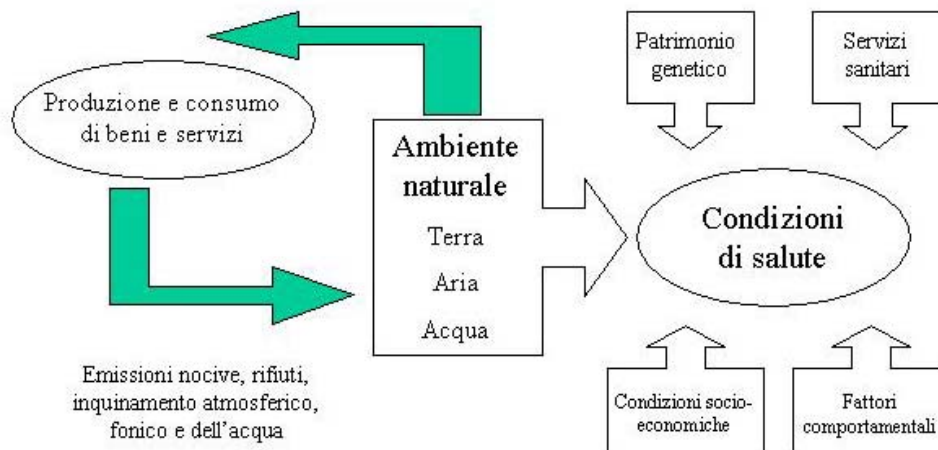
---

<sup>32</sup> Per un tentativo di quantificazione degli esiti sanitari attraverso l'uso di dati individuali di esposizione, si veda Clench-Aas et al. [2000]. In questo lavoro, sono state tenute sotto controllo le concentrazioni di biossido di azoto (NO<sub>2</sub>) e di particolato (PM10 e PM2,5) rilevate direttamente nelle abitazioni di 1100 adulti partecipanti allo studio e residenti a Oslo. Tenendo sotto controllo i fattori confondenti, è stata stimata la variazione nel rischio per diversi sintomi sanitari e di benessere fisico, per i diversi valori degli inquinanti. I risultati, anche se non confrontabili direttamente con quelli ottenuti sulla base delle concentrazioni medie, confermano la presenza di effetti per tutti i livelli di inquinamento.

<sup>33</sup> Per le funzioni dose-risposta si veda più avanti.

inquinanti. La risposta sembra risiedere soprattutto nella variabilità dei fattori meteorologici che influenzano notevolmente la relazione. Il vento infatti disperde più rapidamente le particelle e l'umidità le appesantisce e ne aumenta il volume, rendendone più rapido la caduta a terra [Panella et al. 1999].

**Figura 1**  
**Relazioni tra ambiente naturale e condizioni di salute**



Fonte: Filippini, 2000.

Box 4

**Le questioni aperte**

Le ricerche sull'inquinamento atmosferico urbano, sulle fonti e sugli effetti sono ormai numerose in tutto il mondo, ma restano ancora molte questioni aperte che costituiscono una fonte di incertezza dei risultati. In particolare, nelle ricerche future si dovranno approfondire:

- ✓ affidabilità degli indicatori;
- ✓ ruolo dei singoli inquinanti;
- ✓ caratteristiche chimiche del particolato atmosferico;
- ✓ metodologie di rilevazione;
- ✓ origini del PM10;
- ✓ fattori meteorologici.

## **1.2 Gli impatti sulla salute**

La seconda parte di questo lavoro affronta il problema della quantificazione degli esiti sanitari attribuibili al PM10 e si richiama in parte alla metodologia e alle stime messe a punto per le principali città italiane dal Centro Europeo per l'Ambiente e la Salute dell'Organizzazione Mondiale della Sanità [CEAS, 2000b], che a sua volta ha ripreso gli studi condotti negli anni precedenti per conto dell'Ufficio Regionale Europeo dell'OMS [Filliger et al., 1999; Künzli et al., 1999; Sommer et al., 1999]. Tali ricerche, che si sono basate sulla letteratura epidemiologica esistente, hanno elaborato stime specifiche e hanno quantificato gli effetti correnti sulla salute umana attribuibili all'inquinamento atmosferico in alcuni paesi europei e nelle otto maggiori città italiane (quelle con una popolazione superiore a 400.000 abitanti). In tutti i casi è stato utilizzato il PM10 come indicatore della qualità dell'aria urbana.

A partire dalle prime osservazioni degli effetti dell'inquinamento atmosferico, nelle sue varie componenti, sulle condizioni di salute, la letteratura sull'argomento è cresciuta continuamente ed è ormai vastissima e sempre più ampia. Soprattutto negli Stati Uniti e in Europa, con particolare attenzione all'aria delle grandi aree metropolitane, ogni anno si aggiungono nuove indagini a carattere epidemiologico e, in misura minore, clinico. Tra i lavori recenti del primo tipo possono essere ricordati Schwartz [1995, 1997 e 1999], Katsouyanni et al. [1997], Moolgavkar et al. [1997], Dockery et al. [1993], Pope et al. [1995], Lewis et al. [1998], la metanalisi condotta da Künzli et al. [1999] nell'ambito di uno studio dell'Ufficio Regionale Europeo dell'OMS, la successiva elaborazione del Centro Europeo Ambiente e Salute dell'OMS e la metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico [MISA, 2001]. Tra le ricerche di tipo clinico, che, per la difficoltà di fissare con precisione le caratteristiche chimiche delle polveri, riguardano soltanto alcuni inquinanti primari, si possono ricordare Devalia et al. [1994], Trenga et al. [1999], Linn et al. [1997] e un recente studio sugli effetti del particolato sulla mortalità e sulla morbilità, pubblicato dall'Health Effects Institute [Godleski et al., 2000].<sup>34</sup>

.Dall'insieme delle ricerche emerge un quadro relativamente omogeneo, sia da un punto di vista metodologico, che da quello dei risultati. Nella maggior parte degli studi di tipo

epidemiologico, infatti, la quantificazione degli esiti sanitari attribuibili all'inquinamento atmosferico, viene realizzata mediante un'analisi di tipo statistico, che permette di stimare la funzione matematica che lega le variazioni nel livello di concentrazione dell'inquinante alle variazioni nell'andamento degli indicatori sanitari oggetto di studio.

Le funzioni così ottenute, definite funzioni di rischio, forniscono la variazione percentuale della frequenza di ogni esito sanitario e devono poi essere combinate con i dati delle concentrazioni rilevate nel periodo e con i dati sulla popolazione interessata. In questo modo si ottiene una stima del numero complessivo dei casi attribuibili - nel periodo in esame - all'inquinante studiato, o a variazioni nel livello dell'inquinante rispetto ad un livello dato.<sup>35</sup>

Box 5

**I quattro fattori richiesti per la quantificazione delle conseguenze sulla salute dell'inquinamento atmosferico.**

Per quantificare gli esiti sanitari dell'inquinamento atmosferico, o delle sostanze che ne rappresentano una proxy attendibile, sono necessarie alcune informazioni, che

- a) le *funzioni dose-risposta*, ottenute da studi epidemiologici. Queste funzioni indicano il mutamento atteso in un dato esito per ogni cambiamento unitario dell'inquinante;
- b) il livello di *esposizione* della popolazione considerata. Nello specifico ciò che viene utilizzato sono le variazioni nella qualità dell'aria (rappresentate dalla differenza tra le concentrazioni osservate nel periodo e un livello target stabilito a priori);
- c) la *dimensione della popolazione* esposta all'inquinamento atmosferico rilevato;
- d) *frequenza degli esiti sanitari* in assenza, o in presenza di un livello base, di inquinamento.

---

<sup>34</sup> A dimostrazione della diffusione di queste ricerche e della solidità dei risultati ottenuti, in questi ultimi anni sono stati realizzati anche alcuni software, in grado di restituire le frequenze per gli esiti attribuibili ogni anno ai diversi inquinanti in una popolazione data, a partire da dati demografici, livello di inquinamento e frequenze base delle variabili sanitarie. Tra gli altri si veda AQVM 3.0 [Chestnut et al., 1999], il modello ICAP [OMA, 2000], il software messo a punti recentemente a partire dal Modello EcoSense, sviluppato nell'ambito del progetto ExternE della Commissione Europea [European Commission, 1998] e AirQ [Air Quality Health Impact Assessment Tool] messo a punto dal Centro Europeo per l'Ambiente e la Salute nel 1999 [Dalbokova et al., 1999].

### 1.2.1 Le funzioni Dose-Risposta

Le funzioni Dose-Risposta sono lo strumento attraverso cui si stimano le relazioni che intercorrono tra determinate variabili ambientali - quali la concentrazione nell'aria di un inquinante - ed esiti sanitari osservabili [Calthrop e Maddison, 1996].

In questo approccio la dose (l'esposizione al rischio) rappresenta una minaccia che conduce al deprezzamento dello stock di salute di un individuo, secondo un processo probabilistico - "la quantità iniziale di salute o il livello critico sono casualmente distribuiti nella popolazione a rischio" [Panella et al., 1999]. Non è quindi la salute di ogni individuo che viene direttamente e deterministicamente modificata dall'esposizione, ma la sua probabilità di contrarre specifiche patologie o di un decesso prematuro.

In linea generale si tratta di un procedimento statistico che può essere variamente articolato<sup>36</sup> e la cui fonte di incertezza principale risiede nel fatto che ogni esito sanitario è potenzialmente influenzato da un gran numero di altri fattori - che non sempre possono essere tenuti sotto controllo - quali variabili stagionali e meteorologiche, cambiamenti negli stili di vita e nei metodi di cura, epidemie, etc. Come già detto, inoltre, anche rimanendo nel campo dell'inquinamento atmosferico, esistono un gran numero di effetti congiunti tra i diversi agenti inquinanti che, anche se non ancora chiaramente definiti, dovrebbero essere tenuti presenti. Infine, in particolare per le polveri, le interazioni con l'andamento dei venti, delle precipitazioni o delle temperature sono fattori che possono influenzare notevolmente i risultati finali.

#### Box 6

##### **Funzioni Dose-Risposta**

Le funzioni Dose-Risposta sono lo strumento attraverso cui si giunge a stabilire una relazione tra la presenza nell'aria della concentrazione di una sostanza e le variazioni nelle funzioni di rischio di una patologia o della morte prematura.

---

<sup>35</sup> Dato che non è possibile ridurre a zero le concentrazioni dei diversi inquinanti, appare più utile stimare il numero di casi attribuibili all'inquinante per concentrazioni in eccesso ad un valore di base stabilito arbitrariamente. In questo caso, oltre ai dati ambientali e demografici, sarebbe necessario conoscere anche la prevalenza di ogni esito sanitario, nella popolazione considerata, per il livello di base prescelto, come si vedrà più avanti questa è stata la strada seguita da Künzli et al. [1999] nel loro studio per l'OMS.

<sup>36</sup> Al di là di una generale omogeneità nell'esprimere il rischio mediante una relazione diretta tra concentrazioni, di norma per variazioni di  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ed esiti sanitari, si rilevano differenze nelle modalità di calcolo statistico con le quali si stimano gli esiti stessi.

Al fine di isolare gli impatti di ogni singolo inquinante gli epidemiologi utilizzano quindi una serie di tecniche statistiche per l'analisi della regressione, i cui risultati sono in genere espressi sotto forma di rischio relativo; cioè la probabilità statistica che si verifichi un esito sanitario in conseguenza di un determinato aumento di una sostanza inquinante.

Si assume che l'esposizione all'inquinamento atmosferico provochi una variazione nella mortalità o nella prevalenza di una specifica patologia pari ad un fattore RR, chiamato Rischio Relativo.

Per la mortalità  $\mu$  questo può essere espresso da:

$$\mu(x) = RR \mu_0(x)$$

Il rischio relativo RR diventa allora:

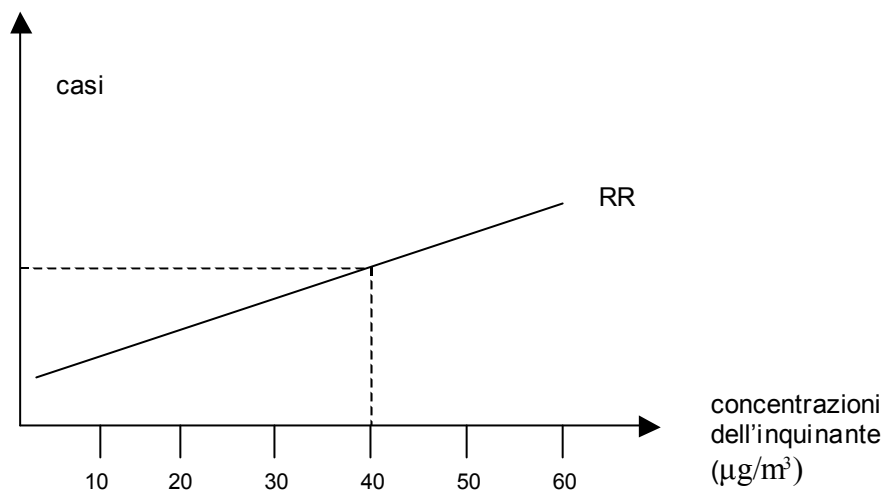
$$RR = \mu(x) / \mu_0(x)$$

Dove  $\mu(x)$  è la mortalità in presenza di inquinamento e  $\mu_0(x)$  è la mortalità in assenza di inquinamento (o in presenza di un livello di background previsto nell'analisi) [Leksell et al., 2001].

Nella sua forma generale, la relazione tra livello di inquinamento ed esiti sanitari è illustrata graficamente nella Figura 2, per una funzione che non presenta valori di soglia o discontinuità ed ha una forma lineare.

**Figura 2**

**Correlazione teorica tra livello di inquinamento (concentrazione dell'inquinante) e esiti sanitari**



Fonte: Künzli et al., 1999.

Per la stima della relazione tra esposizione e rischio relativo, in realtà, gli studi principali hanno utilizzato il modello proporzionale di Cox che assume:

$$R(t) = \exp[k_{er}E(t)]$$

Con la costante di proporzionalità che implica che ogni incremento dell'esposizione aumenta il rischio di un fattore moltiplicativo [Leksell et al., 2001].<sup>37</sup>

#### 1.2.1.1 Approccio metanalitico

In questo lavoro non sempre si sono potute utilizzare funzioni stimate ad-hoc per la Città di Torino, quando ciò non è stato possibile si sono utilizzate le funzioni di rischio stimate dall'OMS.

In alcuni casi erano disponibili i risultati della recente metanalisi italiana che ha fornito le funzioni di rischio relative alla mortalità e ai ricoveri per cause respiratorie e cardiache [MISA, 2001; Cadum et al., 2001], per gli altri esiti si è fatto riferimento alla metanalisi di Künzli et al. [1999] che ha utilizzato le diverse funzioni dose-risposta stimate nelle principali ricerche svolte in Europa e negli Stati Uniti negli ultimi anni.<sup>38</sup> Attraverso l'utilizzo della metanalisi i ricercatori hanno ottenuto una stima centrale per i diversi rischi relativi e i rispettivi limiti inferiore e superiore, con un intervallo di confidenza del 95%.<sup>39</sup>

Un approccio simile può presentare il problema dell'affidabilità del processo di estrapolazione di risultati ottenuti da analisi condotte in tempi e contesti socio-ambientali anche molto diversi. Si deve però riconoscere che tale problema pare ormai superato dalla grande disponibilità di ricerche, i risultati ottenuti negli studi italiani hanno inoltre portato a funzioni di rischio in genere confrontabili con quelle degli studi condotti a livello internazionale, confermando così l'affidabilità di questo metodo.

Si deve infine notare che i ricercatori hanno spesso deciso di seguire lungo tutto il percorso dell'analisi un approccio prudenziale, che permettesse di ottenere sottostime piuttosto che sovrastime degli esiti sanitari. Tale approccio, che ha improntato tutto il percorso di ricerca del lavoro condotto per conto dell'Ufficio Regionale Europeo dell'OMS [Filliger et al., 1999; Künzli et

---

<sup>37</sup> Infatti, come vedremo nella seconda parte dello studio, pur non esistendo prove di una relazione di tipo diverso, il calcolo degli esiti sanitari avviene mediante formule che implicano un certo grado di non linearità della relazione [CEAS, 2000b].

<sup>38</sup> Si veda anche CEAS, 2000b.

<sup>39</sup> L'approccio metanalitico permette di incorporare informazioni da tutti gli studi rilevanti, riducendo gli effetti di variabili casuali, ponderando le stime di ogni studio per la relativa incertezza, utilizzando ad esempio l'errore standard della stima degli effetti [CEAS, 2000b]. In questo modo si minimizzano gli effetti dell'errore statistico, gli studi che presentavano risultati più affidabili statisticamente hanno infatti avuto un peso maggiore degli altri. A questo proposito si veda anche quanto detto più avanti sull'approccio prudenziale seguito.

al., 1999; Sommer et al. 1999; CEAS, 2000b], è stato seguito anche per la metanalisi delle funzioni di rischio, che, come detto, è stata svolta dando - in caso di risultati discordanti tra le diverse ricerche - un maggior peso alle stime più basse.

### 1.2.2 I casi attribuibili

Ogni esito sanitario può quindi essere espresso come il cambiamento nella probabilità che un evento (morte, ricovero, etc.) accada quando la concentrazione dell'inquinante aumenta di un'unità. Conoscendo l'ampiezza della popolazione, il livello di partenza dell'esito sanitario e la concentrazione dell'inquinante può quindi essere stimato il numero di eventi che possono essere statisticamente imputati all'inquinante stesso.

La proporzione attribuibile (A) di un esito sanitario in una data popolazione può essere calcolata con la seguente formula:

$$\text{(proporzione attribuibile)} \quad A = (RR-1)/RR$$

Mentre il numero totale dei casi attribuibili all'esposizione ad un agente inquinante  $i$  si ricava, teoricamente, mediante il seguente calcolo:

$$\text{(esiti attribuibili)} \quad E_{ji} = A_{ji} * F_j * \Delta i * P$$

Dove A = proporzione attribuibile ricavata mediante la formula precedente

$F_j$  = tasso di base dell'esito sanitario<sup>40</sup>

$\Delta i$  = variazione nel livello dell'inquinante considerato  $i$ ;

P = popolazione esposta agli effetti dell'inquinante considerato. [CEAS, 2000b]

Ad esempio, su una popolazione di un milione di abitanti (P), con una frequenza media di 3.000 casi di una specifica patologia, avremo un'incidenza dello 0,003 (B). In questo caso, se la popolazione è esposta ad un rischio aggiuntivo dello 0,3% per ogni incremento di un punto percentuale del livello dell'inquinante (C), applicando semplicemente questa formula potremmo aspettarci 9 casi attribuibili per ogni incremento di 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dell'inquinante.

$$0,003 * (3.000/1.000.000) * 1.000.000 = 9$$

---

<sup>40</sup> In linea generale F può essere definito in due modi. Come la "prevalenza", che stima la frequenza relativa di un dato fenomeno in una popolazione stabile, detta coorte, che viene seguita nel tempo; oppure come "incidenza", che stima il numero di nuovi casi nella popolazione in un dato momento, indipendentemente dallo stato evolutivo in cui si trovano [Jefferson et al., 1998].



In realtà l'assunzione di perfetta linearità delle funzioni, pur non venendo esplicitamente rifiutata, in alcuni casi nel procedimento di stima degli esiti attribuibili è stata modificata dai ricercatori, al fine di tenere conto dei diversi livelli di inquinamento e per rispondere alle esigenze specifiche. Nello studio del Centro Europeo Ambiente e Salute dell'OMS, in particolare, il tasso base dell'esito sanitario  $F_j$  è stimato con una formula, che si presenterà più avanti, che restituisce risultati diversi a seconda della funzione di rischio utilizzata.

#### 1.2.2.1 I limiti delle funzioni dose-risposta e delle metanalisi

La metodologia sopra accennata presenta comunque alcuni limiti non tiene alcun conto delle variabili individuali. Fattori come l'alimentazione, la messa in atto di comportamenti preventivi il grado di esposizione alle concentrazioni non sono indipendenti dalle caratteristiche individuali delle persone, un modello teorico completo dovrebbe quindi tenerne conto. "In risposta ai cambiamenti negli *inputs* esogeni, come il livello dell'inquinamento atmosferico, gli individui adeguano il consumo degli *inputs* endogeni per massimizzare l'utilità, in base alla funzione di produzione della salute e alle risorse finanziarie disponibili." [Calthrop e Maddison, 1996]

Anche l'approccio metanalitico, per la sua stessa natura, presenta alcuni problemi, in primo luogo quello della eterogeneità delle popolazioni considerate. Gli studi mettono insieme ricerche effettuate in tempi e luoghi diversi e, in mancanza di adeguate conoscenze sui meccanismi biologici che provocano i danni sulla salute, rischiano di condurre a risultati non sempre attendibili. Le condizioni meteorologiche influenzano le caratteristiche chimico-fisiche delle polveri, così come le diverse sorgenti da cui queste provengono.

Altrettanto importanti sono le differenze nei metodi di rilevazione e nella metodologia degli studi epidemiologici, tra i quali non c'è uniformità. Sono diverse le apparecchiature usate per le rilevazioni; le tecniche per ottenere un valore medio valido per la popolazione studiata; gli approcci usati per tenere sotto controllo i fattori esterni e gli altri inquinanti; i metodi statistici utilizzati per valutare le relazioni tra concentrazioni ed effetti sanitari [Samet et al., 2000].

## Box 7

**L'approccio metanalitico**

Considerata la difficoltà nel trasferire i risultati ottenuti per una popolazione a situazioni geografiche o temporali diverse, la scelta migliore sarebbe quella di ottenere funzioni dose-risposta specifiche per ogni studio. A causa dei costi elevati e dei tempi lunghi che un approccio di questo genere comporta, la maggior parte degli studi, vista anche la grande disponibilità di esperienze internazionali, si affida ormai ad un'analisi dei risultati più affidabili statisticamente e più vicini come caratteristiche della popolazione<sup>41</sup>.

Le tecniche statistiche usate per analizzare i risultati complessivi di diverse ricerche originali sono conosciute come metanalisi. L'uso di queste tecniche può ridurre il margine di incertezza e permette di investigare l'esistenza di possibili *bias* dovuti alle caratteristiche non solo del campione utilizzato nello studio, ma anche delle fonti dei dati e dell'approccio analitico [Day, 1999a].

*1.2.3 Effetti del PM10 sulla salute*

A partire dalla fine degli anni cinquanta sono state svolte numerose ricerche volte a individuare la relazione esistente tra livelli di inquinamento atmosferico e andamento della mortalità. In particolare sono stati studiati i casi di Londra e di Atene, con diversi lavori che, nella maggior parte dei casi, hanno individuato una relazione non lineare tra mortalità e inquinamento, senza evidenza di un valore di soglia [Bisanti, 1995].<sup>42</sup> Nella recente ricerca CEAS del 2000 si afferma che a partire da una metanalisi delle ricerche effettuate in tutto il mondo in questi anni si può affermare che esiste un'associazione lineare tra PM10 e un incremento percentuale della mortalità. Questa associazione sembra essere rilevante per livelli di concentrazione compresi tra 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 400  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  [CEAS, 2000b].

Così come l'inquinamento atmosferico non può essere rappresentato da un unico indicatore, anche se nella pratica per evitare sovrastime questo è proprio quanto viene fatto, anche per la salute non è possibile individuare un unico parametro. Per procedere ad una valutazione monetaria è dunque necessario selezionare gli esiti più rilevanti sotto il profilo sanitario o economico.

---

<sup>41</sup> Si veda più avanti per quanto riguarda la metodologia utilizzata dall'OMS.

<sup>42</sup> Come si nota in ExternE, in linea generale, l'assenza di un valore di soglia a *livello di popolazione* non significa che non esista un valore di soglia a *livello individuale*. È probabile che per la maggior parte degli individui non esista un realistico pericolo di esiti sanitari gravi a livelli molto bassi di inquinamento. A livello di popolazione, comunque, sembra che, anche per livelli molto bassi, ci sia sempre un pericolo per le persone più a rischio [European Commission, 1998].

Il criterio seguito dall'OMS nella selezione degli esiti sanitari si basa sul soddisfacimento di tre precondizioni [Künzli et al., 1999]:

- a. La disponibilità di funzioni di rischio che rappresentassero quantitativamente la relazione tra l'esposizione al PM10 e l'esito sanitario. Queste funzioni di rischio dovevano inoltre essere statisticamente consistenti per diversi livelli di inquinamento, in modo da permetterne l'uso anche in contesti diversi da quelle per cui erano state stimate.
- b. Assenza di sovrapposizioni significative tra esiti diversi. Nel caso in cui esiste una forte correlazione tra un esito e un altro è stato utilizzato soltanto l'esito più rilevante, in modo da evitare doppi conteggi (ad esempio visite al pronto soccorso e ricovero in ospedale).
- c. Possibilità di effettuare una valutazione monetaria degli effetti.

#### 1.2.4 La mortalità

I termini PM10, PST, PM2,5 non indicano sostanze precise, con caratteristiche costanti nel tempo e nello spazio, ma un insieme di inquinanti definito dalle dimensioni piuttosto che dalla sua composizione chimica. Gli effetti sanitari del PM10, e di tutte le altre polveri, quindi, possono difficilmente venire valutati mediante sperimentazione clinica, a causa della variabilità nella sua composizione. Le relazioni causali con la mortalità e la morbilità sono state indagate mediante ricerche epidemiologiche di tipo statistico e risentono quindi dei limiti e delle incertezze propri di questa metodologia, soprattutto in termini di trasferibilità dei risultati in situazioni diverse.

Gli esiti sanitari per cui esiste una significativa relazione statistica con i macroinquinanti sono suddivisi in mortalità e morbilità<sup>43</sup>, la prima può a sua volta essere distinta in mortalità acuta e mortalità cronica. La mortalità acuta è la conseguenza immediata – entro pochi giorni dall'esposizione – e interessa principalmente gli individui anziani o in condizioni di salute già precarie, mentre la mortalità cronica è conseguenza dell'esposizione cumulativa al PM10 e si manifesta attraverso l'aumento dell'incidenza di specifiche patologie e conseguentemente anche ad una riduzione dell'aspettativa di vita [Künzli et al., 1999].

Negli ultimi 20 anni sono stati condotti numerosi studi – per la maggior parte negli Stati Uniti<sup>44</sup> - che hanno dimostrato l'associazione tra l'esposizione alle polveri e variazioni nella mortalità. Questi studi sono stati condotti usando metodi di regressione multipla e hanno restituito risultati affidabili per TSP, PM10, PM2,5, fumo nero e PM13, e per livelli di concentrazione

---

<sup>43</sup> Panella et al., 1999.

diversi e non soltanto in presenza di episodi acuti, quali gli inverni di Londra degli anni '50 da cui questi studi hanno preso origine. Alla luce di questi studi, l'associazione sembra avere un andamento lineare, senza soglie di pericolosità, per livelli di concentrazione del PM10 compresi tra  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$  [CEAS, 2000].

In una metanalisi di studi americani, Dockery e Pope [1994] è stato stimato che un incremento di  $10 \mu\text{g}$  di PM10 per metro cubo provoca un incremento dell'1 per cento del tasso relativo di mortalità per tutte le cause. Schwartz [1994] ha condotto un'analisi simile, includendo alcune città non studiate da Dockery e Pope e ha stimato un incremento della mortalità per tutte le cause dello 0,7 per cento per ogni aumento di  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  del PM10. Il progetto APHEA, che ha studiato la relazione tra inquinamento e mortalità in 12 città europee, ha stimato, per 6 città dell'Europa occidentale, un incremento dello 0,4 per cento [Katsouyanni et al., 1997], mentre una recente metanalisi di dati riguardanti 20 città degli Stati Uniti ha ottenuto un risultato molto simile, stimando un incremento dello 0,5 per cento provocato dall'aumento di  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  della concentrazione del PM10 [Samet et al., 2000]. Lo studio MISA del 2001 ha stimato per le città italiane un incremento medio di circa 1 % per ogni aumento di  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  [MISA, 2001].

#### Tabella 8

**Studi epidemiologici sulla relazione tra un aumento di  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  delle concentrazioni di PM10 e variazioni nella mortalità totale.**

Luogo e periodo	Variazione % nella mortalità	Fonte
Stati Uniti (1990-1993)	1,0	Dockery e Pope [1994]
Stati Uniti/Europa (1990-1993)	0,7	Schwartz [1994]
Europa occidentale (1990, Progetto APHEA)	0,4	Katsouyanni et al. [1997]
Stati Uniti (1987-1994)	0,5	Samet et al. [2000]
Europa Occidentale (Progetto APHEA 2)	0,6	Katsouyanni et al. [2001]
Italia (1990-1999)	1,0	MISA [2001]

I dati epidemiologici, utilizzati per indagare la relazione tra PM10 e mortalità, sembrano indicare che la maggior parte delle variazioni nella mortalità acuta possano essere ricondotte ad un aggravamento di patologie preesistenti piuttosto che all'insorgere, a causa dell'inquinamento atmosferico, di patologie nuove. Il PM10 sembra agire come fattore aggravante più che come fattore causale [Department of Health, 1999].

---

<sup>44</sup> Un'analisi sulle relazioni tra morte prematura e polveri sospese è stata condotta da Lave e Saskin già nella prima metà degli anni settanta [Lave e Saskin, 1973, 1977]. Una breve rassegna della letteratura sull'argomento è stata recentemente realizzata da Dockery et al. [2000].

La distinzione tra effetti a breve e a medio-lungo termine è rilevante ai fini della valutazione monetaria, in quanto nel primo caso l'anticipazione del decesso può essere soltanto di pochi giorni o settimane, mentre nel caso di mortalità cronica la diminuzione dell'aspettativa di vita, conseguente all'esposizione prolungata al PM10, può essere di diversi anni. Recenti studi negli Stati Uniti e le ricerche dell'OMS utilizzate per questa valutazione stimano le funzioni dose-risposta per la mortalità a partire dagli effetti di lungo termine, piuttosto che quelli acuti [Dockery et al, 1993, Künzli et al., 1999]. Sebbene infatti esista una precisa evidenza dell'associazione tra mutamenti di breve periodo del PM10 e conseguente mortalità, i ricercatori dell'OMS hanno scelto di non utilizzare questi studi in quanto la riduzione dell'aspettativa di vita non era chiaramente quantificabile [CEAS, 2000b].

Le ricerche cliniche ed epidemiologiche mostrano chiaramente che le principali cause di morte influenzate dall'esposizione al PM10 sono quelle legate al sistema cardiocircolatorio e polmonare<sup>45</sup>. Studi empirici hanno però dimostrato che l'utilizzo dei tassi di mortalità per causa e di funzioni dose-risposta specifiche porta a risultati molto simili a quelli che si ottengono utilizzando la mortalità totale – escluse le morti violente – e stimando una funzione corrispondente dose-risposta<sup>46</sup>.

La scelta di non utilizzare i tassi di mortalità per causa, pur lasciando spazio ad un certo margine di errore, semplifica il lavoro di ricerca e permette di evitare le distorsioni legate alle errate o parziali registrazioni delle cause di morte, fornendo quindi risultati nel complesso più affidabili [Künzli et al., 1999].

#### *1.2.4.1 Mortalità e anni di vita persi*

Dal punto di vista economico è evidente che non tutte le morti hanno lo stesso valore, non è la stessa cosa la morte di un giovane di 20 anni, che ha ancora tutta la vita davanti, o il decesso prematuro di un individuo di 90, che comunque ha uno stato di salute in genere non più ottimale e con un'aspettativa di vita ridotta. La necessità di ottenere una stima dell'età al decesso è indipendente dalla metodologia prescelta per la valutazione economica. Come si vedrà, infatti, sia i metodi che stimano i costi diretti legati agli esiti sanitari, sia quelli che basano il calcolo dei costi sulle valutazioni individuali degli aspetti immateriali legati alla sofferenza, al dolore e alla morte, portano a risultati diversi a seconda dell'età della popolazione interessata.

---

<sup>45</sup> Alcuni studi forniscono separatamente le funzioni di rischio per la mortalità cardiovascolare e per quella respiratoria. Si veda ad esempio la metanalisi italiana del 2001, che ha stimato in 1,1 e 1,5, rispettivamente l'aumento della mortalità in conseguenza dell'esposizione a 10 µg/m<sup>3</sup> [MISA, 2001].

In particolare per la mortalità risulta quindi essenziale giungere ad una quantificazione degli anni di vita persi, piuttosto che del solo numero di decessi prematuri attribuibili all'inquinamento atmosferico.

Si è detto che la mortalità può essere distinta in mortalità acuta e mortalità cronica o di lungo periodo, a seconda che l'effetto dell'esposizione sia immediato o diffuso nell'arco di un periodo molto lungo, anche di molti anni. Per quanto riguarda la mortalità acuta, alcuni autori ritengono che l'anticipazione dei decessi (*harvesting*) sia di ampiezza limitata, nell'ordine di pochi giorni o settimane, al massimo mesi [Department of Health, 1998; Bisanti, 1995]. Altre ricerche fanno invece supporre che, anche per quanto riguarda la mortalità provocata dagli effetti acuti dell'esposizione al PM10, l'anticipazione potrebbe essere assai più notevole, non limitandosi a individui già in precarie condizioni di salute [Schwartz, 2000; Zeger et al. 1999; CEAS, 2000b].

#### Box 8

Lo stato delle conoscenze ci permette di tracciare alcune **linee ferme riguardo agli effetti dell'esposizione all'inquinamento atmosferico e variazioni della mortalità.**

- ✓ Esiste una relazione di tipo statistico tra le variazioni dell'inquinamento e della mortalità della popolazione [Dockery et al, 1993; Künzli et al. 1999].
- ✓ L'effetto del PM10 sulla mortalità è evidente anche a dosi piccole comunque inferiori a quelle stabilite dagli standard di qualità europei. Non sembra esistere un valore di soglia al di sotto del quale l'effetto non è dimostrato [Bisanti, 1995; Panella et al. 1999; CEAS, 2000b].
- ✓ I soggetti più a rischio sono gli anziani e coloro il cui stato di salute è già compromesso a causa di patologie respiratorie e cardiocircolatorie [Künzli et al., 1999].
- ✓ L'associazione tra PM10 e mortalità, pur se indagata con metodi statistici e non clinici, è molto probabilmente di tipo causale [Bisanti, 1995]

#### 1.2.5 Morbilità

Sebbene in ritardo rispetto agli studi sulla mortalità prematura, a partire dagli anni ottanta un certo numero di studi in Europa e negli Stati Uniti hanno cercato di stimare le funzioni dose-

---

<sup>46</sup> Da una ricerca condotta in Svizzera è emerso che il 90 % circa dell'aumento della probabilità statistica di morte dipende dall'aumento di morti per cause cardiopolmonari [Künzli et al., 1996].

risposta per vari esiti sanitari causati dall'esposizione acuta e cronica alle polveri sospese<sup>47</sup>. La disponibilità di un ampio numero di ricerche a cui fare riferimento sia per la scelta degli esiti, sia per la stima delle funzioni, ha ormai reso possibile ottenere alcuni risultati considerati sufficientemente affidabili e generalizzabili<sup>48</sup>.

**Tabella 9**  
**Esiti sanitari, definizioni e fonti per le funzioni dose-risposta**

Esiti sanitari	Definizione	Fonti
Mortalità di lungo periodo per gli adulti	Tasso di mortalità per tutte le cause naturali, adulti >30 anni di età	Dockery et al., 1993; Pope et al., 1995; Künzli et al., 1999; CEAS, 2000b; Cadum et al., 2001 Misa, 2001
Mortalità per età	Tasso di mortalità per tutte le cause naturali; età <65, 65-74, 75 anni e oltre	Cadum et al., 2001 Misa, 2001
Ricoveri per cause respiratorie	ICD.9 <sup>49</sup> : 460-519	Spix et al., 1998; Künzli et al., 1999; CEAS, 2000b; Cadum et al., 2001; Misa, 2001
Ricoveri per cause cardiovascolari	ICD.9: 390-459	Medina et al., 1997; Künzli et al., 1999; CEAS, 2000b; Cadum et al., 2001 ; Misa, 2001
Attacchi di asma nei bambini	Sintomi respiratori del tratto inferiore Bambini <15 anni	Roemer et al., 1993 Segala et al., 1998 Künzli et al., 1999 CEAS, 2000b
Attacchi di asma negli adulti	Mancanza di respiro, affanno. Adulti	Hilterman et al., 1998 Neukirch et al., 1998 Künzli et al., 1999 CEAS, 2000b
Bronchiti acute nei bambini	Bronchiti Bambini <15 anni	Dockery et al., 1996 Braun-Fahrlander et al., 1997 Künzli et al., 1999 CEAS, 2000b
Giorni di ridotta attività	Giorni in cui l'individuo è costretto ad alterare la normale attività a causa di disturbi respiratori	Ostro et al., 1990

Nei recenti studi realizzati per l'Organizzazione Mondiale della Sanità, sono stati analizzati, con una metodologia simile a quella utilizzata per indagare le variazioni della mortalità, gli effetti

<sup>47</sup> Gli studi epidemiologici possono riportare le variazioni nella frequenza per diverse patologie, con un differente livello di specificità, dalla semplice patologia polmonare a malattie molto più specifiche, come gli attacchi di asma nei bambini. E anche esiti denominati nello stesso modo possono in realtà indicare stati diversi, a causa dei differenti sistemi di classificazione delle patologie. Per questo motivo, soprattutto nel caso di studi che riguardano stati con differenti sistemi di rilevazione delle statistiche sanitarie, è necessaria una particolare attenzione nel comparare i dati [OMA, 2000].

<sup>48</sup> Per una bibliografia approfondita si veda Künzli et al., 1999 e la Tabella 9.

in termini di ricoveri per cause respiratorie e cardiocircolatorie, giorni di ridotta attività, bronchiti acute e attacchi di asma nei bambini, attacchi di asma e bronchiti croniche negli adulti. Questa lista non esaurisce il panorama dei impatti sulla salute umana, non tutti gli effetti sono stati infatti presi in considerazione.

Le patologie tumorali sono state escluse in quanto al momento manca ancora una affidabile funzione di rischio per l'associazione con l'esposizione al PM10.<sup>50</sup> Anche altri impatti, tra i quali l'aumento della mortalità infantile e intrauterina e i danni a carico del sistema epatico, non sono stati considerati in quanto la loro relazione con l'esposizione al PM10 non è ancora sufficientemente dimostrata. In altri casi, invece, tra cui le assenze da scuola e le visite al pronto soccorso, l'esclusione è motivata dal fatto che sarebbe stato difficile procedere ad una loro valutazione economica. Per quanto riguarda le visite al pronto soccorso, inoltre, esiste il rischio di un doppio conteggio dei casi già inseriti nei ricoveri per cause respiratorie e cardiache.

Da un punto di vista metodologico, il riferimento principale sono stati i risultati delle già citate ricerche OMS, che hanno stimato le funzioni di rischio attraverso una metanalisi simile a quella utilizzata per la mortalità. Per arrivare alla funzione complessiva, ogni studio - sia europeo che americano - preso in considerazione è stato ponderato per l'inverso della varianza dell'effetto stimato [Künzli et al., 1999; CEAS, 2000b]. In questo modo è stato attribuito un peso maggiore a quei risultati che sono apparsi statisticamente più affidabili.

---

<sup>49</sup> La classificazione ICD.9 è una classificazione delle patologie adottata dall'Organizzazione Mondiale della Sanità nel 1975. Si veda anche Regione Lombardia [1998].

<sup>50</sup> Comunque gli esiti di lungo periodo di tali patologie in termini di mortalità sono stati implicitamente considerati in quanto parte delle variazioni della mortalità totale.



**Tabella 10**  
**Esiti sanitari compresi ed esiti sanitari non compresi nella ricerca**

<b>Esiti compresi nella ricerca</b>	<b>Note</b>
Mortalità totale	<i>Solo Adulti &gt;30 anni; effetti di lungo periodo</i>
Ricoveri ospedalieri per patologie respiratorie	<i>Tutte le età</i>
Ricoveri ospedalieri per patologie cardiovascolari	<i>Tutte le età</i>
Bronchiti croniche	<i>Solo Adulti <math>\geq 25</math> anni</i>
Bronchiti acute	<i>Solo Bambini &lt;15 anni</i>
Giorni di ridotta attività	<i>Solo Adulti <math>\geq 20</math> anni</i>
Attacchi di asma nei bambini	<i>Solo età &lt;15 anni</i>
Attacchi di asma negli adulti	<i>Solo età <math>\geq 15</math> anni</i>
<b>Esiti non compresi nella ricerca</b>	
Effetti acuti (breve termine) sulla mortalità	<i>Inclusi però in termini di mortalità totale</i>
Mortalità infantile	<i>Mancano stime di rischio affidabili</i>
Mortalità intrauterina	
Visite al Pronto Soccorso	<i>Difficilmente valutabili da un punto di vista economico</i>
Sintomi respiratori	<i>Bambini e adulti</i>
Funzioni epatiche	
Assenze da scuola	<i>Difficilmente valutabili da un punto di vista economico</i>
Tumori	<i>Non inclusi in termini di morbidità; inclusi implicitamente in termini di variazioni della mortalità totale.</i>
Efficienza fisica	
Irritazioni degli occhi	
Aumento della reattività bronchiale	
<i>Fonte: Künzli et al., 1999.</i>	

### 1.2.6 La Baseline

Dato che un livello base delle diverse sostanze inquinanti è inevitabile<sup>51</sup>, per una realistica valutazione degli effetti è necessario stabilire il livello di partenza, rispetto al quale misurare le possibili variazioni, positive o negative. Anche perché non esistono ricerche affidabili che stimino le funzioni di rischio per livelli di concentrazioni molto bassi. In ogni caso da un punto di vista epidemiologico la forma della funzione dose-risposta per concentrazioni molto basse non appare rilevante da un punto di vista pratico, in quanto le ricerche dimostrano che se esiste un livello di soglia questo è al di sotto della concentrazione di *background* per il PM10 in ambiente urbano [Rabl et al., 1999].

Questa soglia non deve quindi essere considerata una soglia sotto la quale l'esposizione agli inquinanti non comporta effetti a carico della salute umana<sup>52</sup>, ma solo un valore oltre il quale al momento non appare realistico scendere, in quanto già molto a inferiore quello rilevato nelle principali aree urbane. In particolare, in un approccio incentrato sulla salute pubblica e sulle politiche ambientali e sanitarie, è cruciale la questione del livello di esposizione base, la *reference exposure*, che costituisce l'obiettivo da raggiungere. Künzli et al. [1999] hanno invece utilizzato come valore di base una concentrazione di 7,5 µg/m<sup>3</sup>, e gli esiti sanitari attribuibili sono stati stimati a partire da quel livello<sup>53</sup>, che anche per realtà urbane con un livello di inquinamento basso non appare realistico.

### 1.2.7 Funzioni di rischio utilizzate in questo studio

Nella Tabella 6 sono riportati i valori delle funzioni di rischio utilizzate in questo studio. Per ognuno degli esiti sanitari è stato riportato il valore centrale della stima e i limiti inferiore e superiore, per un'attendibilità statistica del 95%. Queste stime sono da considerarsi comunque prudenziali, in quanto, come detto, all'interno del procedimento metanalitico, l'approccio dei

---

<sup>51</sup> Alcune delle cause della presenza di polveri nell'atmosfera sono naturali e altre sono difficilmente eliminabili del tutto. A questo proposito, si veda il capitolo precedente.

<sup>52</sup> Come detto, al momento non esiste evidenza statistica che esista una soglia al di sotto della quale l'esposizione al PM10 non costituisce pericolo per la salute umana, così come è stata generalmente osservata una relazione lineare o quasi lineare per i diversi livelli di concentrazione nell'aria [CEAS, 2000b; EPA, 1996]. Tale relazione continua è stata osservata per livelli molto bassi, sino a µg/m<sup>3</sup> [CEAS, 2000b; Pope et al., 1992].

<sup>53</sup> La scelta di questo livello non deve essere confusa con quello – che vedremo più avanti – del livello base, oltre il quale quantificare i costi degli esiti attribuibili al PM10. In questo caso la scelta fatta dai ricercatori del CEAS [2000b] è stata di utilizzare lo standard americano di 30 µg/m<sup>3</sup>, che rappresenta un valore intermedio tra i limiti previsti dalla normativa UE di 40 µg/m<sup>3</sup> (stage 1) e 20 µg/m<sup>3</sup> (stage 2). Per questi limiti si veda la Parte 2.

ricercatori è stato quello di cercare di ottenere risultati sicuri, a costo di una possibile sottostima degli effetti<sup>54</sup>. Questo risultato è stato ottenuto in due modi. Da una parte, nel corso dell'analisi è stato dato un peso maggiore agli studi statisticamente più "solidi", in modo che i risultati più incerti avessero un peso inferiore rispetto a quelli con una variabilità minore. Dall'altra, al momento della presentazione delle stime finali, i ricercatori hanno deciso di utilizzare come stima centrale il limite inferiore del rischio relativo risultante dalla metanalisi [CEAS, 2000b].<sup>55</sup>

**Tabella 11**  
**Funzioni di rischio utilizzate**

Esito	Stima centrale	Limite inferiore 95%	Limite superiore 95%	Età
Mortalità totale	1,026	1,009	1,043	Adulti 30 anni e oltre
Ricoveri ospedalieri per cause cardiocircolatorie	1,009	1,006	1,013	
Ricoveri ospedalieri per cause respiratorie	1,016	1,013	1,020	
Bronchiti acute	1,306	1,135	1,502	Bambini <15 anni
Attacchi di asma	1,051	1,047	1,055	Bambini <15 anni
Attacchi di asma	1,004	1,000	1,008	Adulti 15 anni e oltre
Giorni di ridotta attività	1,094	1,079	1,109	Adulti 20 anni e oltre
Casi di sintomi respiratori	1,07	1,02	1,11	

Fonte: CEAS, 2000a

<sup>54</sup> Questo approccio definito *at least* dovrebbe consentire di individuare gli effetti che sono sicuramente imputabili all'inquinamento atmosferico, escludendo quelli per i quali potrebbe esistere una causa concomitante (Künzli et al., 1999, CEAS, 2000).

<sup>55</sup> La scelta di usare il limite inferiore, spostando verso il basso il valore centrale e il relativo intervallo di confidenza, può essere giustificato in un'ottica di policy, dove l'obiettivo è quello di fornire conoscenze utili alla messa a punto di strumenti di regolazione, ma certamente può condurre ad una parziale rappresentazione dei risultati dell'analisi [Khardori, 2000].

## Box 9

**Questioni aperte**

Le ricerche epidemiologiche hanno ottenuto notevoli risultati nel tentativo di dimostrare la relazione causale tra esposizione al PM10 e rischio sanitario, sia in termini di mortalità che di morbilità. Nonostante questo, però, rimangono ancora molti punti da indagare ulteriormente per ottenere stime che siano trasferibili e utilizzabili in tempi e contesti urbani diversi. Tra le questioni ancora aperte, sui cui gli epidemiologi stanno concentrando l'attenzione, si possono ricordare le seguenti:

- ✓ Meccanismi causali;
- ✓ Contributo di ciascun inquinante (*multipollutant analysis*);
- ✓ Differenze tra sottogruppi della popolazione;
- ✓ Entità dell'anticipo del decesso;
- ✓ Trasferibilità delle funzioni dose-risposta.

## **1.3 Strumenti e Metodi per la valutazione economica**

### *1.3.1 Finalità di un'analisi economica*

Le grandezze coinvolte nelle politiche ambientali sono diverse tra loro e spesso di difficile comparazione. E' allora necessario utilizzare alcuni strumenti comuni di misurazione che siano in grado di tenere conto dell'importanza dei diversi impatti, in modo da permettere una valutazione il più possibile oggettiva delle diverse alternative di policy.

La necessità di riportare le variabili sanitarie e ambientali a grandezze comparabili è resa ancora più forte dal fatto che la prospettiva degli attori in campo ambientale e sanitario può essere diversa e che inoltre i cittadini hanno il diritto di chiedere che le somme di denaro, spesso notevoli, necessarie per la riduzione dei rischi ambientali siano spese in modo da massimizzare i risultati [Department of Health, 1998]. Considerato infatti che i cittadini vengono in qualche modo chiamati a pagare – direttamente o attraverso la tassazione - per il raggiungimento di questi risultati, una valutazione monetaria degli esiti sanitari dell'inquinamento atmosferico, sebbene a volte criticata fuori della comunità economica<sup>56</sup>, appare necessaria per valutare, anche in rapporto ad altri interventi possibili, l'efficacia delle politiche miranti a ridurre tali impatti negativi.

Box 10

#### **Ragioni di una valutazione economica degli esiti sanitari**

Da una parte l'impossibilità di eliminare completamente le cause ambientali di rischio sanitario, che comportano la necessità di politiche di riduzione del danno, dall'altra la scarsità delle risorse economiche destinate a queste politiche, rendono necessaria una valutazione monetaria degli esiti dell'inquinamento atmosferico, cosicché sia possibile valutare i benefici degli interventi volti al suo contenimento e facilitare quindi la scelta tra politiche alternative.

#### *1.3.1.1 Necessità di un intervento pubblico: il fallimento del mercato, le esternalità*

In condizioni di economia di mercato perfetta l'allocazione efficiente delle risorse è garantita dalla corrispondenza tra profittabilità sociale e profittabilità privata [Levaggi et al., 1999] e quindi non è necessario l'intervento pubblico. Nel settore sanitario e in quello ambientale, però, il mercato si dimostra incapace di garantire l'efficienza e in questa ottica la valutazione economica delle

politiche ambientali e sanitarie diventa fondamentale, in un contesto in cui si renda necessario un intervento pubblico volto a mitigare gli esiti sanitari dell'inquinamento, provocati da comportamenti dei soggetti privati e pubblici.

Si tratta dunque di una situazione di fallimento del mercato, che, nel caso delle politiche ambientali può essere ricondotto alla presenza di esternalità negative derivanti dalla difficoltà di stabilire con precisione le relazioni causali che legano le singole attività inquinanti agli effetti negativi sull'ambiente e in particolare sulla salute [EPA, 2000].

Sorge a questo punto la necessità di individuare il punto di vista e i criteri con cui la valutazione economica deve essere svolta, tenuto conto del fatto che tale valutazione risente sempre della prospettiva del decisore, e quindi dell'insieme dei giudizi di valore a cui questo fa riferimento. L'economia del benessere rappresenta l'ambito all'interno del quale ricondurre gli elementi di ogni valutazione, e in particolare al principio che gli individui massimizzano una definita funzione di preferenza e che il benessere della società sia funzione delle preferenze individuali [Levaggi et al., 1999].

### 1.3.2 Tipi di costo

Il percorso di analisi della valutazione economica si articola in due ambiti fondamentali:

- A. **Cosa** valutare, quali voci di costo prendere in considerazione;
- B. **Come** valutare, quale metodologia utilizzare per quantificare le voci di costo prescelte. Questo secondo punto è problematico soprattutto per i costi per i quali non esiste un prezzo di mercato (come l'aumento della probabilità statistica di morte, il peggioramento della qualità della vita, etc.) ed è meno critica per quanto riguarda i costi diretti del Servizio sanitario o quelli dei farmaci.<sup>57</sup>

---

<sup>56</sup> Le critiche tendono in genere a fraintendere il fatto che “ciò che viene misurato in termini monetari è il beneficio della riduzione del rischio dovuta ad un minore inquinamento atmosferico” e non il valore della sofferenza o di una specifica vita umana [Künzli et al., 1999].

<sup>57</sup> Anche se si deve notare che quasi nessuna delle ricerche sui costi sanitari e sociali dell'inquinamento ambientale pubblicate negli ultimi anni affronta direttamente il problema della raccolta dei dati di costo, limitandosi in genere all'utilizzo, con i necessari adeguamenti, di stime esistenti. In genere questa limitata attenzione agli aspetti della valutazione dei costi diretti dipende – come vedremo – dal peso prevalente che hanno i costi intangibili e, in secondo luogo, dalla difficoltà di ottenere stime precise di voci di costo poco definite e non standardizzate come i ricoveri di individui di cui non si conosce l'età, l'assenza dal lavoro per il complesso della popolazione, etc.

Il problema della scelta delle voci di costo dipende in parte dalla scelta delle variabili sanitarie, ma può riflettere anche un diverso approccio, più orientato alla valutazione dei costi diretti piuttosto che a quella dei costi intangibili, e che dipende in parte dal punto di vista da cui si affronta la valutazione. Se si pone il benessere individuale al centro dell'attenzione, è naturale che siano i costi intangibili a ricevere la maggiore cura. Nel caso, invece, in cui si privilegi il punto di vista della società, dell'erogatore di servizi, avranno allora maggiore rilevanza i costi delle prestazioni sanitarie e la perdita di produzione.

A differenza di quanto visto per le prime due aree, nel campo della valutazione economica non esiste una metodologia predominante<sup>58</sup>, anche perché sono meno stringenti i vincoli derivanti dalla disponibilità di dati utilizzabili. Ogni ricerca prende in considerazione voci di costo diverse, sia pure spesso riconducibili ad un approccio comune. Nello schema seguente si riassumono alcune delle articolazioni proposte negli studi recenti.

**Tabella 12**  
**Recenti in tema di valutazione dei costi sanitari dell'inquinamento atmosferico**

<i>Studio</i>	<i>anno</i>	<i>Voci di costo</i>
Ontario Medical Association (OMA)[2000]	2000	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Costi per il sistema sanitario derivanti dagli esiti sanitari dell'inquinamento atmosferico.               <ol style="list-style-type: none"> <li>a. Costi per i ricoveri</li> <li>b. Costi per le visite al pronto soccorso</li> <li>c. Costi per le visite dei dottori</li> <li>d. Costi dei farmaci</li> </ol> </li> <li>2. Costi di produttività persa e assenze dal luogo di lavoro</li> <li>3. Valore economico del dolore e della sofferenza dei malati</li> <li>4. Danno economico delle morti premature</li> </ol>
Department of Health, [1999]	1998	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Valore della diminuita aspettativa di vita</li> <li>2. Valore della minor qualità della vita dei malati (e dei familiari)</li> <li>3. Costi per il Servizio sanitario derivanti dai ricoveri (anche in termini di benefici per i ricoveri "risparmiati" in caso di morte prematura)</li> <li>4. Costi privati</li> <li>5. Mancato reddito per i malati.</li> </ol>

---

<sup>58</sup> Seppure anche nel campo delle ricerche epidemiologiche in questi ultimi anni si è in presenza di una situazione molto "fluida", in cui si procede per aggiustamenti continui. Questo è il motivo per cui ogni ricerca non è del tutto (o affatto) comparabile con le precedenti.

Sommer et al. [1999]	1999	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Costi della mortalità</li> <li>2. Costi della morbidità in termini di costi delle malattie (Cost of Illness - COI): costi diretti del SSN, costi diretti privati, perdita di produzione</li> <li>3. Costi della morbidità in termini di <i>averting-behaviours</i> (comportamenti preventivi collettivi e individuali)</li> <li>4. Costi intangibili della morbidità .</li> </ol>
----------------------	------	---

Tabella 7 segue

Filippini <sup>59</sup>	2000	<p>Costi diretti</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>a.1. servizi sanitari ospedalieri</li> <li>a.2. medicina di base</li> <li>a.3. farmaci</li> <li>a.4. altri servizi sanitari</li> </ol> <p>Costi indiretti</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>b.1. costi tangibili <ol style="list-style-type: none"> <li>b.1.1. perdita di ore di lavoro del paziente</li> <li>b.1.2. perdita di ore di lavoro dei familiari</li> <li>b.1.3. mortalità</li> </ol> </li> <li>b.2. costi intangibili <ol style="list-style-type: none"> <li>b.2.1. dolore</li> <li>b.2.2. sofferenza</li> <li>b.2.3. peggioramento della qualità della vita</li> </ol> </li> </ol>
-------------------------	------	--

### 1.3.3 Metodi per la valutazione dei costi

La determinazione dei costi è una fase del processo di valutazione complessiva degli esiti sanitari e deve quindi essere inserita nel percorso di analisi iniziato con l'individuazione delle sostanze inquinanti, e con la rilevazione delle concentrazioni ambientali e proseguita con la stima delle funzioni di rischio. Al fine di procedere in questa fase, è quindi necessario recuperare alcune informazioni dai capitoli precedenti, in particolare:

- ✓ concentrazioni nell'aria delle sostanze inquinanti nell'area e periodo oggetto di studio;
- ✓ effetto delle sostanze inquinanti sulla salute (funzione dose-risposta);
- ✓ numero delle persone esposte nell'area e periodo oggetto di studio.

---

<sup>59</sup> Filippini propone anche una lista di indicatori, ripresa da Filliger et al. [1999], che prevede l'utilizzo per i costi diretti tangibili e intangibili: decessi prematuri; casi di invalidità in seguito a bronchite cronica; giorni di cura in ospedale; giorni di incapacità lavorativa; dolori, sofferenza e paura. Per i costi diretti di trattamento stazionario, i giorni di cura in ospedale. Per i costi diretti di trattamento ambulatoriale, i casi di bronchite acuta; casi di bronchite cronica; giorni di attacchi di asma; giorni di disturbi alle vie respiratorie; casi di decesso non stazionari [Filippini, 2000].



A partire da questi dati, si può calcolare il numero complessivo degli esiti sanitari attribuibili ad una variazione del livello delle concentrazioni di un inquinante mediante la formula proposta nel paragrafo 1.2.2:

$$\text{(esiti attribuibili)} \quad E_{j\Delta i} = A_{ji} * F_j * \Delta_i * P$$

Dove  $A_{ji}$  = proporzione dell'esito sanitario  $j$  attribuibile all'inquinante  $i$ <sup>60</sup> ;

$F_j$  = tasso di base dell'esito sanitario  $j$ <sup>61</sup>;

$\Delta_i$  = variazione nel livello dell'inquinante  $i$ ;

$P$  = popolazione esposta agli effetti dell'inquinante  $i$ .

A partire dalla formula precedente, si può esprimere il costo complessivo di ogni esito sanitario di un singolo inquinante con la formula seguente:

$$\text{(costi attribuibili per ogni esito sanitario)} \quad M_{j\Delta i} = \Delta C_1 E_{j\Delta i} + \Delta C_2 E_{j\Delta i} + \dots + \Delta C_n E_{j\Delta i}$$

Dove:

$M_{\Delta i}$  è il costo monetario complessivo attribuibile ad una variazione della concentrazione dell'inquinante  $i$ ;  $E_{j\Delta i}$  è il numero degli esiti sanitari stimato con la formula precedente;  $\Delta C_1, \Delta C_2, \dots, \Delta C_n$ , sono le variazioni delle diverse voci di costo<sup>62</sup> attribuibili alle variazioni ( $E_{j\Delta i}$ ) dello stato di salute.

Il costo complessivo degli esiti sanitari attribuibili all'inquinamento atmosferico sarà allora:

$$\text{(costi totali attribuibili)} \quad M_{\Delta i} = \sum M_{j\Delta i} + \sum M_{k\Delta i} + \dots + \sum M_{z\Delta i}$$

dove  $j, k, \dots, z$  sono i diversi impatti negativi provocati dall'esposizione all'inquinante.

<sup>60</sup> Vedi capitolo precedente.

<sup>61</sup> In linea generale,  $F$  può essere definito in due modi. Come la "prevalenza", che stima la frequenza relativa di un dato fenomeno in una popolazione stabile, detta coorte, che viene seguita nel tempo; oppure come "incidenza", che stima i casi sulla popolazione in un dato momento, indipendentemente dallo stato evolutivo in cui si trovano [Jefferson et al., 1998].

<sup>62</sup> Si veda lo schema proposto nelle pagine precedenti.

Sulla base di quanto visto in precedenza si può quindi dire che, a partire dalle funzioni dose-risposta ricavate dalla letteratura, conoscendo la popolazione esposta e il livello medio di concentrazione dell'inquinante  $i$ , l'unica incognita che rimane sono i diversi valori di  $C_i$  l'insieme dei costi attribuibili alle variazioni della mortalità o della morbilità.

Tali variazioni non hanno naturalmente un prezzo di mercato e il loro costo sociale è formato da diverse componenti, per la valutazione delle quali esistono numerosi metodi, riconducibili a due categorie principali, che, anche se non esauriscono il panorama degli approcci possibili, in questi ultimi anni sono stati usati in varie combinazioni in quasi tutte le diverse realtà oggetto di studio.

➤ Da una parte si trovano i metodi che cercano di tenere conto delle preferenze individuali mediante la **disponibilità a pagare (WTP - *Willingness To Pay*) per evitare o ridurre il rischio di morte o di subire determinati esiti sanitari**<sup>63</sup>. Utilizzando la WTP si valuta quale sia la disponibilità individuale a pagare per ridurre il rischio statistico che si verifichi un dato fenomeno. In questo caso il vantaggio è che l'approccio tiene conto delle preferenze individuali, mentre gli svantaggi sono: a) la WTP dipende dal livello del reddito – la disponibilità a pagare è proporzionale alla condizione economica - e questo può porre problemi etici; b) se parte delle spese sono coperte dal sistema di sicurezza sociale, questa frazione non sarà considerata dall'individuo, nonostante sia parte dei costi sociali; c) spesso gli individui non sono sufficientemente informati e coscienti dei rischi e delle conseguenze sulla salute e questo implica forti differenze tra le valutazioni individuali; d) la difficoltà principale, infine, è ottenere stime empiriche affidabili e corrette, in quanto i risultati dipendono moltissimo dal disegno dell'indagine [Sommer et al., 1999].

Questi ultimi approcci trovano origine nel fatto che “gli economisti definiscono i benefici focalizzandosi su misure di soddisfazione o benessere individuale”, [EPA, 2000] e quindi gli effetti di fenomeni o politiche ambientali devono essere valutati a partire dalle variazioni di tale benessere così come espresso dagli individui stessi. In altre parole, il migliore strumento per la valutazione di un danno a carico della salute degli individui facenti parte di una data collettività è la valutazione monetaria che gli stessi individui esprimono. Per i beni e i servizi che possono essere scambiati sul mercato, il prezzo offre una misura di tale valutazione, ma, per alcuni dei tipi di costo che ritroviamo in campo sanitario e ambientale non esiste un mercato e quindi non esiste un prezzo o una tariffa cui fare riferimento. D'altra parte, per l'individuo non è facile esprimere una valutazione monetaria di qualcosa che non conosce e che non si trova – e mai si troverà - in vendita. Il ricercatore ha quindi la necessità di ricreare una situazione sperimentale in cui le preferenze siano espresse nel modo più simile possibile

---

<sup>63</sup> Chiamato anche **Valore della prevenzione di una fatalità statistica (VPF)**.

alla realtà ed esistono diverse metodologie che si propongono come strumenti per affrontare questo problema. La WTP e la WTA, sebbene siano ampiamente utilizzate e in genere preferite dagli economisti rispetto ad altri metodi, sono di difficile applicazione e forniscono risultati molto diversi e sulla cui interpretazione non esiste un accordo, in particolare su come valutare le differenze nelle WTP individuali.

- Dall'altra parte si trovano i metodi che misurano la **perdita di produzione lorda e i costi aggiuntivi**<sup>64</sup>, nei quali la stima dei costi dei casi addizionali in termini di mortalità e morbilità si basa sul calcolo dei costi diretti di cura e assistenza e sulla perdita di produzione o di consumo. Il vantaggio principale di questi metodi è la semplicità concettuale del calcolo, per quanto riguarda i beni scambiati sul mercato esistono i prezzi o le tariffe, per la perdita di produzione molto spesso si utilizza una frazione del PIL come indicatore della produzione individuale. Esistono però diversi svantaggi: a) questi metodi coprono solo gli aspetti materiali della fatalità e trascurano l'avversione individuale alla morte prematura, la sofferenza, le diminuzioni del benessere e altri impatti intangibili [Sommer et al., 1999; World Bank, 1998]; b) non riflettono il principio base dell'economia del welfare che ogni valutazione deve essere basata sulle variazioni dell'utilità individuale; c) è necessario applicare un appropriato tasso di sconto [Sommer et al., 1999]; d) se applicate in modo rigoroso, sottostimano i costi sanitari per le persone escluse dalle forze lavoro [El-Fadel et al., 2000].<sup>65</sup>

Da un punto di vista dei risultati complessivi si deve notare che, a causa dei limiti evidenziati nel punto a) – esclusione dei costi intangibili - questi approcci forniscono solo una stima minima dei costi sociali e individuali, che nel loro complesso devono quindi essere considerati più elevati [World Bank, 1998].

---

<sup>64</sup> In genere, i mancati redditi e le spese addizionali, pubbliche e private. Per una metodologia diversa si veda l'analisi dedicata alla Francia in Sommer et al. [1999], dove, invece della perdita di produzione, è stato considerato la perdita di consumo.

<sup>65</sup> Nella maggior parte dei casi, tuttavia, per motivi di equità e per semplicità di calcolo, si utilizza un'analisi aggregata della popolazione, in cui ad ogni individuo viene assegnato un identico valore di produzione, indipendentemente dall'età e dalla condizione professionale.

## Box 11

**Metodologie di stima**

Da un punto di vista teorico, le metodologie utilizzate per stimare i costi e i benefici legati all'inquinamento ambientale, possono essere ricondotte a due aree di base:

- ✓ Le misure basate sulle variazioni del benessere: Disponibilità a pagare (Willingness To Pay - WTP) e Disponibilità ad accettare una compensazione (Willingness To Accept - WTA), che cercano di tenere conto di tutte le componenti di costo legate alla variazione del livello di esposizione all'inquinamento.
- ✓ Le misure basate sui prezzi di mercato, in particolare la metodologia dei costi delle malattie (Cost of Illness – COI), che si basano sulla rilevazione delle variazioni nei costi sanitari imputabili a mutamenti nella mortalità o nell'incidenza e/o nella prevalenza di specifiche patologie in corrispondenza di diversi livelli di inquinamento.

### *1.3.4 Misure del welfare: Willingness to Pay (WTP) e Willingness to Accept Compensation (WTA)*

Gli individui difficilmente hanno un sufficiente grado di informazione rispetto agli effetti degli interventi di politica ambientale, ed è quindi difficile che possano esprimere preferenze corrette a riguardo. Con le procedure di valutazione indiretta dei costi legati all'inquinamento atmosferico, invece, non si valutano direttamente le preferenze degli individui rispetto all'inquinamento, ma si valuta la loro disponibilità a pagare per un beneficio – in termini di salute o di miglioramento della qualità della vita - reso possibile da una trasformazione dell'ambiente. Questi benefici sono il frutto degli studi epidemiologici visti in precedenza e sono stimati mediante le funzioni dose risposta.

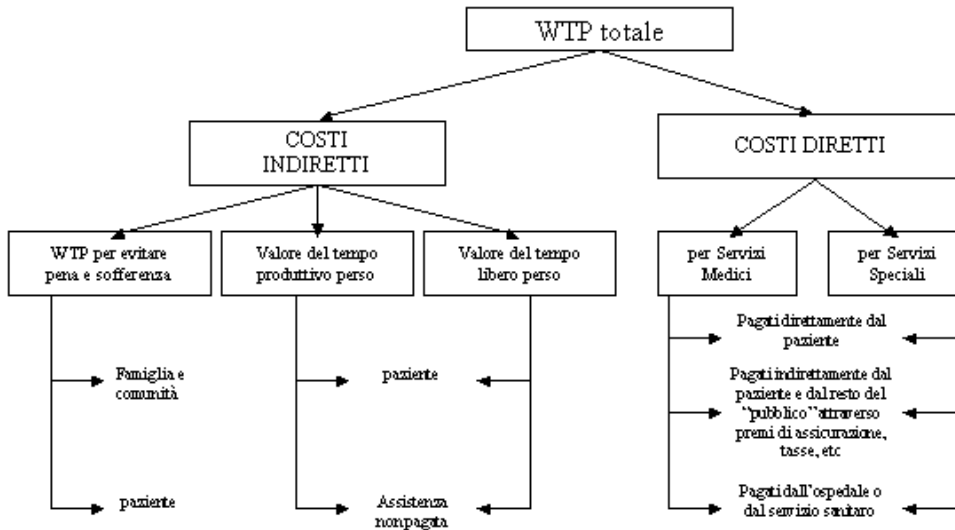
Dato che la teoria economica assume che gli individui possano mantenere lo stesso livello di utilità, scambiando diversi pacchetti di beni, servizi e denaro, i benefici in termini di ridotto rischio di mortalità prematura e di morbidità, espresse dalle variazioni nelle funzioni di rischio stimate dagli epidemiologi, possono – teoricamente – essere accettate dagli individui<sup>66</sup> in cambio di una compensazione monetaria. L'entità di questa compensazione è detta generalmente disponibilità a pagare (Willingness To Pay o WTP).

La WTP così intesa è teoricamente la migliore misura del valore attribuito dall'individuo alla variazione nei livelli di rischio, in quanto, in una situazione di informazione perfetta, capace di tenere conto di tutte le componenti di costo, come mostrato nella figura seguente.

---

<sup>66</sup> E quindi dalla collettività nel suo insieme, considerato che si tratta di scelte collettive.

**Figura 3**  
**Componenti della Disponibilità a pagare**



In realtà, la disponibilità a scambiare beni e servizi può essere misurata sia come Disponibilità a pagare per ottenerli, sia come Disponibilità ad accettare una compensazione (*Willingness To Accept* o WTA) per rinunciarvi. I *tradeoffs* che gli individui fanno tra le diverse scelte possibili, rivelano all'economista informazioni circa il valore che gli stessi danno a tali beni e servizi non scambiati sul mercato.

**Box 12**

**Disponibilità a pagare e disponibilità a ricevere una compensazione**

Nel caso delle politiche ambientali e sanitarie, la WTP è la massima cifra che un individuo è disposto a pagare per ottenere un miglioramento o per evitare un peggioramento di determinate condizioni. Dall'altra parte, la WTA misura quanto un individuo è disposto ad accettare per rinunciare a un possibile miglioramento o per permettere un peggioramento delle medesime condizioni iniziali.

Nella pratica, sebbene in realtà la WTA sia spesso una misura più adeguata per la valutazione dei costi dell'inquinamento (vedi Box successivo), i ricercatori usano preferibilmente la WTP in

quanto più facile da misurare e stimare<sup>67</sup>. Anche in questo lavoro, il termine WTP verrà utilizzato indistintamente per indicare una misura basata sui principi economici tanto della WTP, quanto della WTA.

Box 13

**WTP e WTA non sono necessariamente uguali e implicano diverse assunzioni sui diritti di proprietà**

Quanto un individuo si dichiara disposto a pagare per ottenere una certa utilità, non è necessariamente uguale a quanto lo stesso individuo è disposto a pagare per rinunciare alla medesima utilità. Ciò che cambia è lo stato di partenza delle due misure e questo influisce sul risultato finale.

Gli economisti spesso assumono che le differenze tra le due misure siano piccole, ma se un dato bene non ha un possibile sostituto questo può non essere vero e le differenze tra WTP e WTA possono essere significative. [EPA 2000, p 60]

Una misura come la WTP sembra implicare che “qualcuno” abbia diritto ad inquinare, e quindi i cittadini devono pagare perché ciò non avvenga. La WTA invece si basa sul fatto che i cittadini hanno diritto ad una condizione iniziale ottimale e che ogni comportamento che porti ad un allontanamento da tali condizioni deve prevedere una compensazione a favore dei cittadini stessi.

*1.3.4.1 Basi teoriche del calcolo della disponibilità a pagare*

Si consideri che nel contesto delle politiche di riduzione degli esiti sanitari dell'inquinamento, la WTP è la valutazione che l'individuo fa della somma di denaro che è disposto a pagare per cambiare la propria probabilità di decesso o di contrarre una specifica patologia. Questo significa che se l'utilità dell'individuo dipende dal livello iniziale del rischio di morte (per semplicità ci si riferisce alla mortalità, il ragionamento è comunque lo stesso anche per la morbilità) e  $Y$  è la somma che è disposto a pagare per ridurre il rischio di un ammontare  $\Delta p$  e  $X$  è la “somma necessaria per compensare l'aumento di probabilità di  $\Delta p$ , allora  $Y/\Delta p$  e  $X/\Delta p$  convergeranno allo stesso valore al tendere a zero di  $\Delta p$ : il limite è il tasso marginale di sostituzione tra ricchezza e rischio di morte, cioè la disponibilità marginale a pagare per un cambiamento infinitesimo del rischio” [Levaggi et al., 1999].

---

<sup>67</sup> Gli individui, nel corso della loro vita, si trovano più spesso ad affrontare decisioni di spesa per l'acquisto di beni e servizi. Un'eccezione è data dalle decisioni riguardanti il lavoro, per le quali è necessaria

#### 1.3.4.2 La Contingent Valuation e l'aggregazione delle misure individuali di WTP

La tecnica più utilizzata per stimare la disponibilità a pagare degli individui è la cosiddetta *Contingent Valuation* (CV). L'idea che sta alla base di questa tecnica, che fa parte dei metodi delle preferenze rivelate, è che l'intervista diretta è il modo migliore per conoscere le preferenze individuali.

Nel condurre un'indagine CV il ricercatore crea uno scenario ipotetico nel quale agli intervistati vengono fornite alcune informazioni relativamente ai cambiamenti nel livello di "fornitura" di un bene ambientale o comunque per il quale non sia disponibile un prezzo di mercato<sup>68</sup>. I partecipanti allo studio devono quindi rispondere quanto sarebbero disposti a pagare, attraverso la tassazione o un contributo volontario, per ottenere il miglioramento o per evitare il peggioramento della condizione iniziale.

Box 14

#### **La Contingent Valuation (CV)**

La CV è lo strumento utilizzato più comunemente per misurare la disponibilità a pagare in campo dei beni ambientali. Tale metodo consiste nel domandare direttamente ad un campione di individui, rappresentativo di una popolazione, l'ammontare della compensazione che sarebbero disposti ad accettare in cambio di un aumento del rischio, o, all'opposto, quanto sarebbero disposti a pagare per ottenere una riduzione del medesimo rischio.

Qualunque sia il metodo prescelto per condurre l'indagine, il successo o il fallimento della CV dipende in larga misura dal fatto che gli intervistati abbiano compreso quale sia l'essenza del problema, abbiano sufficienti informazioni per decidere e quindi producano risposte che riflettono sufficientemente quello che sarebbero disposti a fare nella realtà.<sup>69</sup> Questo però non è quasi mai vero, i problemi sono complessi e le informazioni a disposizione degli individui sono incomplete. La conseguenza è che le valutazioni che vengono espresse risentono gravemente dell'impostazione della ricerca e i valori espressi siano molto diversi tra loro, come si può vedere nella Tabella 8.

La disponibilità a pagare è per sua natura una misura individuale, che deve essere riportata ad un valore medio che possa rappresentare il valore attribuito dalla comunità ad un determinato bene.

---

una valutazione individuale della disponibilità ad accettare un dato compenso per svolgere un dato compito.

<sup>68</sup> Il metodo della *Contingent Valuation* è utilizzato anche per stimare il valore assegnato dalla collettività a progetti di recupero o di valorizzazione di beni culturali e architettonici, alla creazione di musei e ad altre iniziative nel campo dei beni culturali.

<sup>69</sup> Trattandosi comunque di comportamenti ipotetici è forte il rischio che gli individui tendano, più o meno strategicamente, a distorcere la loro disponibilità a pagare.

Anche se nella realtà le disponibilità a pagare degli individui possono essere molto diverse tra loro, a causa delle differenze nelle caratteristiche individuali, sociali ed economiche, in pratica, i benefici (o i costi) di una politica vengono in genere misurati come somma delle WTP individuali, ad ognuna delle quali viene dato lo stesso peso.

Nel contesto delle politiche di riduzione degli impatti sanitari dell'inquinamento atmosferico, questo significa che la valutazione della vita statistica e degli altri esiti sanitari tiene conto delle preferenze di tutti gli individui, indipendentemente dal rischio individuale.

#### *1.3.4.3 Altri metodi: prezzi edonici e spese sostitutive*

La CV non è comunque l'unico metodo per stimare la disponibilità a pagare individuale. Altri metodi, meno diffusi, sono quello dei prezzi edonici e quello delle spese sostitutive.

L'approccio dei prezzi edonici, diffuso nel mondo anglosassone, si basa sul differenziale salariale per lavori con diverso rischio di morte, di incidente o di morbilità. Il valore del rischio è misurato dalla differenza di remunerazione che l'individuo è disposto ad accettare per compiere lavori più rischiosi. Il metodo delle spese sostitutive considera invece le spese fatte da un individuo per ridurre il suo rischio come indicatore del valore attribuito alla riduzione del rischio stesso [Panella et al., 1999].<sup>70</sup>

È chiaro che entrambi i metodi presuppongono che l'individuo abbia una conoscenza perfetta riguardo ai differenti rischi associati ai diversi lavori o delle capacità di ridurre un rischio da parte di oggetti o comportamenti preventivi (air-bag, rilevatori di presenza di gas, etc.). Tale conoscenza nella realtà è assai imprecisa - nel caso del differenziale salariale, il rischio associato a diverse attività viene normalmente sottostimato dal datore di lavoro, mentre per gli oggetti "salvavita", come i già citati air-bag o rilevatori di presenza di gas, esistono meccanismi di mercato che portano all'acquisito in maniera indipendente dalla loro reale capacità di ridurre il rischio - e quindi difficilmente si può inferire da questi metodi un valore realistico del valore della vita statistica, della ridotta probabilità di contrarre una certa malattia o di un incidente.

---

<sup>70</sup> Il metodo delle preferenze rivelate si dimostra utile nel caso di utilizzo congiunto con la WTP, come testimoniato dai recenti sviluppi della ricerca in questa direzione [Adamowicz et al., 1994; Roe et al., 1996].



Box 15

**I costi dei comportamenti preventivi (*averting behaviour*)**

Il metodo dei comportamenti preventivi (*averting behaviours*) cerca di stimare il costo attribuito dalla collettività mediante l'individuazione e la valutazione monetaria dei comportamenti preventivi, messi in atto dagli individui e dalle istituzioni al fine di evitare – o mitigare - le conseguenze negative di un dato fenomeno. [EPA, 2000]

*1.3.5 I metodi del capitale umano e gli studi dei costi delle malattie*

In una situazione di informazione perfetta da parte degli individui, i metodi basati sulla disponibilità a pagare rappresentano lo strumento più idoneo a stimare i costi complessivi degli esiti sanitari dell'inquinamento. Si è visto però come nella realtà la situazione sia molto diversa, gli individui non hanno un'informazione completa né sulle funzioni di rischio, né sui costi sociali delle patologie, in particolare nelle società dove esiste un sistema sanitario pubblico. Inoltre tali metodi misurano la disponibilità teorica e non quella reale, che può essere molto diversa dalla prima, in genere inferiore. Questi limiti, uniti alla difficoltà e al costo di condurre un'indagine empirica sulla WTP, sono il motivo per cui l'attribuzione di un costo al decesso prematuro e agli altri esiti sanitari viene spesso realizzata anche mediante strumenti basati sui prezzi di mercato, come il metodo del capitale umano o quello dei costi delle malattie.

Box 16

**I metodi basati sui prezzi di mercato**

“Il metodo del capitale umano determina il valore di una vita calcolando il contributo che questa darebbe, se vissuta, alla produzione” [Becker, cit. in Levaggi et al., 1999].

In genere, per stime a livello di popolazione complessiva, questo comporta la stima della quota del prodotto nazionale imputabile ad ogni individuo.

Quando non sono disponibili informazioni sulle preferenze individuali, o quando il punto di vista della valutazione è quello del fornitore di servizi, è possibile utilizzare il prezzo di acquisizione delle risorse impiegate e della perdita di produzione. Le risorse impiegate sono quelle

necessarie al trattamento e all'assistenza del paziente, medicine, analisi, ricoveri, visite mediche, per le quali esiste un prezzo di mercato o una tariffa a cui fare riferimento.<sup>71</sup>

Negli studi sulle patologie si utilizzano da molti anni gli studi COI (*Cost of Illness*, costi delle malattie), che sono “interessati a determinare il valore delle risorse consumate direttamente a causa della malattia” [Jefferson et al., 1998] e che tengono conto soltanto del costo delle risorse, ma non considerano l'utilità, individuale e sociale, associata al miglioramento delle condizioni di salute e alla riduzione dell'incidenza di una malattia e neppure il costo opportunità, che è invece implicitamente compreso nella disponibilità a pagare.<sup>72</sup>

Le risorse perse sono rappresentate dalla perdita di produzione dovuta alla morte o alla malattia. Per quanto riguarda la morte, il metodo del capitale umano misura il costo del decesso prematuro attraverso il contributo potenziale di un individuo al PIL. Questo metodo, come vedremo più avanti, dovrebbe attribuire quindi un valore diverso agli individui a seconda della loro condizione lavorativa, e in linea teorica assegnare un valore minimo o uguale a zero ai disoccupati, ai pensionati, agli invalidi. In realtà, la mancanza di una solida base nella teoria economica ha permesso l'utilizzo di metodi diversi tra loro, in cui talvolta si è diviso il PIL per il numero di lavoratori e attribuendo un valore soltanto alle persone attive, altre volte si è cercato di quantificare il valore del lavoro non retribuito, come il lavoro domestico e quello volontario, altre ancora si sono considerati uguali tutti i cittadini, dividendo il PIL per la popolazione e considerando uguale il contributo di ognuno al benessere della società.

---

<sup>71</sup> Le tariffe hanno il limite di non considerare i costi reali e per questo sono meno precise dei prezzi di mercato [Levaggi et al., 1999].

<sup>72</sup> L'approccio del capitale umano è da considerarsi alternativo alla disponibilità a pagare. Nella letteratura internazionale infatti non esiste una base per un'eventuale somma dei risultati (Fontana et al., 2001). Anche se, in qualche caso, nelle ricerche empiriche è stata fatta un po' di confusione e la perdita di produzione è stata sommata al valore della vita statistica [INFRAS-IWW, 2000].

## Box 17

**Il metodo dei costi frizionali**

Recentemente alcuni ricercatori olandesi hanno proposto una variante del metodo del capitale umano, ritenuto inadeguato a misurare i costi indiretti delle malattie e degli incidenti [Koopmanschap et al., 1995]. Secondo questo metodo, detto “frizionale”, i metodi tradizionali sovrastimano il valore della perdita di produzione, in quanto in realtà le aziende sono in grado, in un certo periodo di tempo, detto periodo frizionale, di rimpiazzare il lavoratore ammalato o deceduto e di ripristinare la loro capacità produttiva iniziale [Koopmanschap et al., 1995; 1997].

Questo approccio è stato comunque criticato in quanto basato su assunti non supportati dalla teoria economica neoclassica e perché una sua applicazione ai costi indiretti comporterebbe la necessità di applicarlo anche ai costi diretti [Johannesson et al., 1997].

### 1.3.6 Social discounting

I costi dell'inquinamento (e i benefici della sua riduzione) si estendono lungo un orizzonte temporale a volte molto esteso. Per affrontare il problema nel presente e per scegliere tra le diverse alternative è allora necessario che questi costi siano espressi in termini di valore attuale.

Il processo di *social discounting* permette di aggiustare gli effetti futuri in modo da renderli comparabili ai valori attuali del consumo, dei costi e dei benefici, tenendo conto del fatto che un dato ammontare di consumo futuro è valutato meno dello stesso ammontare di consumo presente (EPA, 2000). Questo processo si realizza moltiplicando i valori futuri per due fattori che riflettano:

- a) il tempo tra il momento attuale e il momento in cui questi eventi si realizzano; e
- b) il grado di preferenza intertemporale medio della popolazione che subisce gli effetti.

La tecnica può essere relativamente semplice, ma tra gli studiosi esistono diversi punti di vista su come arrivare al risultato finale. Infatti la letteratura sull'argomento non offre regole semplici e affidabili su come condurre in pratica questi aggiustamenti in caso di politiche ambientali e sanitarie. (EPA 2000)

Considerato il forte grado di incertezza presente in ogni fase del processo di valutazione economica degli esiti sanitari di determinati condizioni ambientali, queste controversie, comunque, hanno forse più importanza e significato dal punto di vista teorico che da quello pratico. Le incertezze relative ad ogni fase del procedimento hanno effetti probabilmente assai più ampi di quelli della scelta di un certo tasso di sconto piuttosto che un altro.

L'operazione di sconto trova la sua giustificazione nell'esistenza dei tassi di interesse, che a loro volta derivano da due fattori:

- a) tasso di preferenza intertemporale;
- b) produttività del capitale.

Il **tasso di preferenza intertemporale** esprime il grado di preferenza che gli individui hanno verso i benefici presenti rispetto a quelli futuri. Secondo la teoria dell'economia del benessere, alla base delle scelte sociali devono stare le preferenze degli individui, è quindi necessario che la valutazione dei benefici futuri tenga presente questa preferenza, "scontandoli" in modo proporzionale.

Nel caso dei costi dell'inquinamento si affronta il problema dal punto di vista dei costi e dei benefici collettivi, nel senso che le funzioni di rischio misurano le variazioni nella probabilità statistica di un determinato esito sanitario di ogni membro di una collettività. Sul piano delle preferenze questo si traduce nell'utilizzo del tasso sociale di preferenza temporale, che tiene anche conto del fatto che, a causa del continuo sviluppo economico, le generazioni future saranno più ricche di quelle attuali, e quindi un beneficio avrà sempre meno valore mano a mano che ci si allontana dal momento della valutazione.<sup>73</sup>

Il secondo elemento che concorre alla formazione dei tassi di interesse è la **produttività del capitale**, che si può facilmente comprendere definendo come un flusso di consumo il flusso futuro dei benefici ottenibili dall'investimento. Se mediante l'investimento finanziario di 10 unità di valore, posso ottenerne 11 in un periodo stabilito, si può affermare che la produttività del capitale corrisponde al 10 per cento (1/10).

---

<sup>73</sup> A questo proposito il dibattito è aperto, in quanto ci sono alcune questioni sulle quali non esiste accordo. In particolare sulla possibilità di fare confronti interpersonali di utilità tra persone diverse in tempi diversi, e anche per la stessa persona nel corso del tempo. Inoltre, per quanto riguarda le politiche ambientali esiste un'altra possibile obiezione all'utilizzo di un tasso di sconto elevato, in previsione di un costante sviluppo economico della collettività. Una scarsa attenzione ai benefici futuri, infatti, conduce alla "discriminazione delle attività volte alla sostenibilità" e quindi al degrado ambientale [Pearce e Turner, 1991]. Inoltre non sembrano esistere basi sufficienti a negare il fatto che il valore attribuito dagli individui (e quindi dalla collettività) alla salute e alla vita stessa crescerà proporzionalmente al benessere della società, e cioè del suo tasso di crescita economica.

Box 18

**Mortalità e tasso di sconto**

Quando una politica (regolazione) riduce un determinato rischio sanitario, gli analisti scontano i benefici per riflettere la distanza tra il momento in cui sono impiegate le risorse (costi) e quello in cui si manifestano i benefici. Nel caso della morte scontano a partire dal momento della morte evitata - che può essere lontana anche molti anni. Se però, come si è detto, la valutazione della vita statistica misura il valore della riduzione del rischio di decesso e non quello della vita umana, allora il Valore della vita statistica dovrebbe essere scontato solo per la data di cambiamento del rischio piuttosto che per la data molto più lontana del decesso evitato [Ackerman et al., 2001].

*1.3.7 I costi della mortalità*

Le decisioni individuali e collettive prese quotidianamente comportano variazioni nel livello di rischio di morte di cui quasi mai ci rendiamo pienamente conto [Hoeck et al., 1997]. Decidere di andare al lavoro in auto piuttosto che usare l'autobus è una decisione che implica una variazione nel rischio di morte prematura, sia attraverso la variazione del rischio individuale di incidente, sia, ed è quello che qui interessa, attraverso una variazione del livello di inquinamento, che come si è visto, si ripercuote sul rischio statistico di morte della popolazione esposta [OMA, 2000].

Da molte parti si è spesso fatto notare che non è accettabile rispondere alla domanda “qual è il valore di una vita umana?” e questo può essere vero se il problema viene posto in questi termini. In realtà quando si parla di “vita statistica” non si assegna un valore alla vita stessa, ma piuttosto alla variazione della probabilità di decesso prematuro per tutti i componenti di una popolazione data. Ciò che deve essere valutato non è la vita individuale, ma la possibilità statistica che una frazione X della popolazione possa vivere più (o meno) a lungo in seguito al verificarsi di certe condizioni.

Considerando il problema da questo punto di vista, due sono le principali tecniche utilizzate per stimare il valore dei costi/benefici in termini di mortalità attribuibili all'inquinamento atmosferico: i metodi basati sul reddito, i cosiddetti metodi del capitale umano, e quelli basati sulla disponibilità a pagare. In entrambi i casi, l'obiettivo è quello di stimare il valore di una variazione del tasso di mortalità attraverso la valutazione del valore di una vita statistica, piuttosto che di una vita reale.

*1.3.7.1 I criteri basati sul reddito*

I criteri basati sul reddito attribuiscono alla vita umana un valore proporzionale a quello dei redditi lordi attualizzati che l'individuo avrebbe potuto guadagnare nel resto della sua vita. Un metodo alternativo è quello di considerare, invece dei redditi, i consumi potenziali di cui

l'individuo è stato privato a causa del decesso prematuro, ritenendo questi un indicatore della qualità della vita migliore dei redditi.

Per ottenere il valore della perdita per la società sono necessari alcune informazioni, che Panella et al. [1999] riassumo nei termini seguenti:

- a) Distribuzione per età e per sesso degli individui al momento del decesso prematuro;
- b) tassi di sopravvivenza per età e per sesso;
- c) tassi di occupazione per età e per sesso;
- d) redditi (o consumi) medi pro-capite per le diverse classi di età;
- e) tasso di preferenza intertemporale;
- f) tasso di sviluppo previsto per gli anni seguenti.

Un'applicazione ai singoli individui di questo metodo presenta diversi problemi. In primo luogo la difficoltà di ottenere informazioni dettagliate sulla distribuzione per età e per sesso dei decessi attribuibili all'inquinamento atmosferico. Come si è visto le funzioni di rischio attualmente disponibili non forniscono questa informazione, stimando soltanto le variazioni nella mortalità totale o in qualche caso per grandi classi di età. Anche le informazioni sui redditi, sui tassi di sviluppo futuri e sul tasso di preferenza intertemporale sono in ogni caso approssimative e criticabili.

In secondo luogo, se anche si disponesse di tutte le informazioni, l'applicazione del metodo del reddito (ma non quella del metodo del consumo) potrebbe portare anche a valori negativi. Per tutti gli individui – pensionati, disoccupati, invalidi - i cui redditi sono inferiori ai consumi, il valore della vita avrebbe valore inferiore a zero, e secondo questo approccio il loro decesso porterebbe ad un beneficio per la società e non ad una perdita. Esisterebbero poi differenze non accettabili ad esempio tra il valore della vita di un uomo e quello di una donna e tra adulti e bambini<sup>74</sup>. Per questo l'applicazione di un reddito medio basato sul PIL è più equo rispetto al reale reddito delle categorie di pazienti interessate, anche se è vero che forse il reddito reale riflette maggiormente l'effettivo peso economico coinvolto.

A causa di questi problemi, in letteratura non sono molto frequenti applicazioni di questo metodo e la recente ricerca realizzata per conto dell'OMS ha utilizzato questo approccio soltanto per una valutazione definita "parziale" (rispetto alla valutazione completa realizzabile con il

---

<sup>74</sup> Quanto questo metodo sia debole è dimostrato tra l'altro anche dal fatto che, "l'evidenza empirica mostra come sia privati che pubblici spendano denaro per la protezione e la salvaguardia della vita degli individui, indipendentemente dalla loro capacità di produrre reddito" [Panella et al., 1999].

calcolo del Valore Statistico della Vita), che utilizza il PIL come base per la stima della perdita di produzione individuale, senza tenere conto di fattori correttivi basati su età, condizione professionale e stato di salute.

#### 1.3.7.2 *La Willingness To Pay*

Oltre che con i metodi basati sul reddito, di cui si sono visti i limiti, è possibile stimare il costo dell'aumento del rischio statistico utilizzando l'approccio della disponibilità a pagare, che è l'approccio più diffuso, in quanto permette di tenere meglio conto delle diverse attitudini al rischio degli individui e della natura del rischio di morte prematura. Per questo motivo, quindi, le ricerche disponibili in letteratura sono molto più numerose, soprattutto se si tiene conto di tutti gli studi che si propongono di associare un valore monetario all'aumento (o alla riduzione) del rischio statistico di morte.<sup>75</sup>

Rispetto ai metodi basati sul reddito, l'approccio della WTP offre la possibilità di valutare i costi intangibili e fornisce pertanto stime generalmente più elevate dei costi sociali associati ai decessi prematuri. Al momento, il punto debole di questo approccio, oltre alla centralità dell'elemento soggettivo insito in ricerche basate su valutazioni individuali, è la mancanza di uno studio specifico sulla disponibilità a pagare per la riduzione del rischio statistico di decesso a causa dell'inquinamento atmosferico urbano. Le stime che vengono utilizzate fanno in genere riferimento ad altre tipologie di rischio di rischio di morte (incidenti stradali, fumo), e, anche se il senso comune lascerebbe pensare il contrario, l'evidenza dimostra che gli individui sembrano disposti a pagare somme anche molto diverse per evitare decessi risultanti da cause differenti. In particolare appare fondamentale la distinzione tra rischi imputabili a comportamenti volontari e rischi indipendenti da comportamenti individuali volontari<sup>76</sup>.

Nelle tabelle che seguono sono presentati i risultati delle maggiori ricerche, pubblicate negli ultimi anni, che hanno utilizzato la WTP per calcolare il valore statistico della vita. Come si può vedere, il range di valori è molto ampio, in particolare per le ricerche che hanno fatto uso dei metodi del "labor market", basati sui differenziali salariali come indicatori della disponibilità ad accettare un più elevato rischio statistico di morte.

---

<sup>75</sup> Indipendentemente dalla causa della variazione del rischio. Sono disponibili ad esempio ricerche riferite al rischio di morte per incidente stradale o per il fumo di sigarette.

<sup>76</sup> Secondo alcune stime, il rapporto tra WTP per rischio volontario e rischio involontario può essere compresa tra 1 a 10 e 1 a 100 [Panella et al. 1999]. Si vedano anche i risultati di una recente ricerca inglese svolta da Cookson [2000].

**Tabella 13**  
**Valore di una vita statistica (valori medi in dollari 1997)**

Studio	metodo	Valore di una vita statistica
Kneisner and Leeth (1991 US)	Labor Market	0,7 ml. \$
Smith and Gilbert (1984)	Labor Market	0,8 ml. \$
Dillingham (1985)	Labor Market	1,1 ml. \$
Butler (1983)	Labor Market	1,3 ml. \$
Miller and Guria (1991)	Contingent Valuation	1,5 ml. \$
Moore and Viscusi (1988)	Labor Market	3,0 ml. \$
Viscusi, Magat and Huber (1991)	Contingent Valuation	3,3 ml. \$
Marin and Psacharopoulos (1982)	Labor Market	3,4 ml. \$
Gegax et al. (1985)	Contingent Valuation	4,0 ml. \$
Kneisner and Leeth (1991 – Australia)	Labor Market	4,0 ml. \$
Gerking, de Haan and Schulze (1988)	Contingent Valuation	4,1 ml. \$
Cousineau, Lecroix and Girard (1988)	Labor Market	4,4 ml. \$
Jones-Lee (1989)	Contingent Valuation	4,6 ml. \$
Dillingham (1985)	Labor Market	4,7 ml. \$
Viscusi (1978, 1979)	Labor Market	5,0 ml. \$
R.S. Smith (1976)	Labor Market	5,6 ml. \$
V.K. Smith (1976)	Labor Market	5,7 ml. \$
Olson (1981)	Labor Market	6,3 ml. \$
Viscusi (1981)	Labor Market	7,9 ml. \$
R.S. Smith (1974)	Labor Market	8,7 ml. \$
Moore and Viscusi (1988)	Labor Market	8,8 ml. \$
Kneisner and Leeth (1991 – Japan)	Labor Market	9,2 ml. \$
Herzog and Schlottman (1987)	Labor Market	11,0 ml. \$
Leigh and Folsom (1984)	Labor Market	11,7 ml. \$
Leigh (1987)	Labor Market	12,6 ml. \$
Garen (1988)	Labor Market	16,3 ml. \$

Fonte: EPA, 2000.

Box 19

**Una valutazione del rischio in termini di mortalità: il valore della vita umana**

Gli effetti sulla mortalità possono essere misurati in termini di “vite statistiche” o di “anni di vita statistici”. Nel primo caso viene misurato la variazione (positiva o negativa) del rischio di morte prematura della popolazione interessata, nel secondo, si tiene conto del numero di anni guadagnati o persi. [EPA 2000]

Il valore della vita statistica è chiamato VOSL (*Value Of Statistical Life*), mentre quello di un anno è definito VOLY (*Value Of Life Years*).



*1.3.7.3 Fattori da prendere in considerazione nel trasferimento delle misure di WTP da una ricerca ad un'altra.*

Considerate le difficoltà e i costi necessari per la realizzazione delle indagini empiriche basate sulla metodologia della *contingent valuation* per la misurazione della disponibilità a pagare per la riduzione della mortalità dovuta all'inquinamento atmosferico urbano, il compito del ricercatore che si proponga di stimare la WTP diventa in genere quello di adattare i risultati di studi riferiti a realtà o tipologie di rischio differenti.

In questo processo di adattamento è comunque necessario procedere con cautela, a causa di differenze che possono riguardare sia gli individui e la popolazione, sia le caratteristiche del rischio che deve essere valutato. Nella Tabella seguente sono riassunti alcuni dei principali fattori che influenzano la disponibilità individuale a pagare e quindi influiscono, in un senso o nell'altro, sul valore che viene assegnato alla vita.

**Tabella 14**  
**Fattori che influenzano la disponibilità a pagare**

Variabile	Relazione con la disponibilità a pagare
Tipo di effetto sulla salute	Gli individui possono preferire un decesso immediato piuttosto che uno lento e doloroso
Età	La disponibilità a pagare varia con l'età
Attitudine al rischio	Naturalmente una maggiore avversione al rischio implica una maggiore disponibilità a pagare per evitarlo. I giovani sono in genere meno avversi al rischio
Fattore tempo	Gli eventi più lontani sono meno temuti
Fattori di contesto (volontarietà, controllo, responsabilità, incertezza)	In genere per i rischi che sfuggono al proprio controllo e responsabilità la WTP è più elevata.
Livello di esposizione al rischio	C'è una relazione crescente non lineare (più che proporzionale) tra livello di rischio e WTP
Stato di salute	La WTP è minore in individui con uno stato di salute peggiore
Aspettativa individuale di vita	L'aspettativa di vita dipende dallo stato di salute e dall'età, la WTP, quindi, sarà positivamente correlata agli anni di vita attesi
Condizione economica individuale	Esistono differenze tra individui appartenenti a diversi gruppi sociali, che possono essere imputate alle differenze di reddito <sup>77</sup> .
Fattori culturali e sociali	Esistono differenze tra le popolazioni imputabili a fattori culturali non facilmente individuabili.

Fonte: nostre elaborazioni da Borruso et al., 2001.

Per quanto riguarda la popolazione, le principali differenze riguardano l'età e lo stato di salute iniziale. A queste devono essere aggiunte le differenze che possono essere ascritte ad un diverso sistema di preferenze tra popolazioni di aree geografiche e sistemi culturali differenti, ma che sono difficilmente generalizzabili e quindi trascurate dalla letteratura.

**Età.** Molti autori hanno cercato di stimare le differenze nella VOSL dipendenti dall'età. L'ipotesi è che i benefici associati ad una riduzione del rischio di morte prematura diminuiscano con l'aumento dell'età.<sup>78</sup> Le ricerche empiriche, seppure ancora in numero limitato, sembrano suggerire l'esistenza di un modello a U rovesciata, con un valore della WTP che raggiunge il suo

<sup>77</sup> Non è facile stimare l'elasticità della WTP rispetto al reddito. Il problema, per motivi di equità, non viene in genere preso in considerazione all'interno di una popolazione, dove si assume una condizione economica media e un valore della WTP invariabile rispetto al reddito, ma è di maggiore interesse nel caso del trasferimento delle stime da un paese all'altro, soprattutto in presenza di forti differenze nel livello economico generale. A questo proposito si veda l'analisi di diversi risultati pubblicata da Pearce, 2000.

<sup>78</sup> Anche se non è sempre vero, appare plausibile che gli individui tengano conto di avere "consumato" la maggior parte della loro vita quando si avvicinano all'età in cui si considera statisticamente probabile il decesso.

massimo nella regione della mezza età, quando si è ancora lontani dalla morte e si ha il maggior carico di responsabilità verso i familiari [EPA, 2000; Sommer et al., 1999]. Sul punto si ritrovano comunque posizioni differenti: una analisi econometrica basata sul metodo della *Contingent Valuation*, ha mostrato che la WTP è decrescente con l'età, gli adulti sembrano infatti tenere maggiormente conto dei reali vincoli di bilancio piuttosto che di un'astratta disponibilità a pagare [Desaigues et al., 1995].

**Stato di salute.** Sebbene correlato all'età, lo stato di salute deve essere considerato in maniera indipendente nella correzione della WTP per la riduzione del rischio statistico di morte prematura. Questa correzione appare particolarmente importante nel caso delle politiche di controllo della qualità dell'aria, in quanto, come dimostrano le ricerche epidemiologiche, i danni provocati dal particolato atmosferico colpiscono in maniera molto più evidente gli individui in cattive condizioni di salute [Department of Health, 1999]. Non esistono però indagini che permettano di stabilire la funzione di adattamento in base al diverso stato di salute, e così, in pratica, questo fattore viene trascurato o considerato già implicitamente stimato in quanto parte della correzione per età.

**Box 20****La WTP e le caratteristiche individuali**

Dalla letteratura emergono alcuni fattori individuali che influiscono chiaramente sulla disponibilità a pagare per la riduzione del rischio di morte, in particolare l'età e lo stato di salute.

**Età.** Le ricerche empiriche sembrano suggerire l'esistenza di un modello a U rovesciata, con un valore della valore di una vita statistica (VOSL) che raggiunge il suo massimo nella regione della mezza età, quando si è ancora lontani dalla morte e si ha il maggior carico di responsabilità verso i familiari.

**Stato di Salute.** Studi empirici hanno mostrato che la WTP per una riduzione del rischio di morte prematura è minore per gli individui con uno stato di salute iniziale peggiore a causa sia di una minore aspettativa di vita, sia di una peggiore qualità della vita.

Più difficile stimare l'influenza delle **caratteristiche del rischio** con la disponibilità a pagare per ridurlo. Il parametro considerato più importante è la volontarietà del comportamento rischioso. In altre parole, se il rischio è conseguenza di un comportamento volontario da parte dell'individuo o comunque è evitabile mediante una scelta individuale, la disponibilità a pagare appare inferiore. Questo accade in alcuni casi perché l'individuo che mette in atto il comportamento ha evidentemente una propensione al rischio elevata e quindi una minore disponibilità a pagare per

ridurlo,<sup>79</sup> e in altri perché gli individui che non sono coinvolti nel rischio non hanno interesse a impiegare risorse per ridurlo.<sup>80</sup> Alcune ricerche hanno cercato di quantificare la variazione della disponibilità a pagare, Panella et al. [1999], ad esempio riporta un rapporto variabile tra 10 a 1 e 100 a 1 per WTP per rischi non volontari e rischi volontari, mentre in una recente pubblicazione del governo inglese si avanza l'ipotesi che la WTP per la riduzione di un rischio non volontario, come l'inquinamento atmosferico, ecceda di 2 o 3 volte quella per la riduzione un rischio volontario, come gli incidenti stradali [Department of Health, 1999].<sup>81</sup>

**Box 21****Le caratteristiche del rischio e la disponibilità a pagare per la sua riduzione**

Una recente ricerca empirica svolta in Gran Bretagna ha cercato di stimare la disponibilità a pagare per differenti categorie di rischio [Cookson, 2000]. Attraverso una simulazione di una situazione reale di scelta tra impieghi alternativi delle risorse, gli intervistati hanno rivelato una WTP molto simile per rischi alimentari, sicurezza delle strade e delle ferrovie. Un valore più basso del 50% per l'aumento della sicurezza nell'uso della pillola anticoncezionale e per una riduzione delle radiazioni in campo medico.

La disponibilità a pagare per il controllo dell'inquinamento atmosferico è risultata la più alta di tutte, con un valore superiore di circa il 50% a quello emerso nei contesti della sicurezza stradale e alimentare.

*1.3.7.4 La struttura per età delle vittime*

Si è visto come sia i metodi basati sui costi diretti, sia i metodi basati sulla WTP, basano le loro stime su assunzioni riguardo alla struttura per età delle vittime dell'inquinamento atmosferico. È evidente, infatti, che il mancato prodotto derivante dai decessi prematuri dipenda in larga misura dall'età delle vittime, ma anche la disponibilità a pagare per ridurre il rischio statistico di morte varia fortemente al variare dell'età, crescendo fino a circa 40 anni e iniziando a diminuire verso i

---

<sup>79</sup> Si pensi, ad esempio, ai rischi derivanti dalla guida senza casco o senza cinture di sicurezza, che sarebbero facilmente ridotti da comportamenti individuali.

<sup>80</sup> Oltre ai casi citati nella nota precedente è spesso citato il rischio di tumore derivante dal fumo delle sigarette, che però, almeno in parte è condiviso anche dai non fumatori.

<sup>81</sup> Da queste considerazioni consegue la decisione di utilizzare un fattore di correzione al valore della WTP per la prevenzione di una fatalità statistica, stimata per gli incidenti stradali e utilizzata dal Dipartimento per l'Ambiente. Questo fattore di correzione innalza tale valore da 0,8 milioni di sterline a circa 2 milioni di sterline, che risulta pari al valore per una persona di 40 anni in diversi contesti [Department of Health, 1999].

50 anni di età. Questo comporta la necessità di ottenere qualche stima per l'età al decesso della popolazione al rischio.

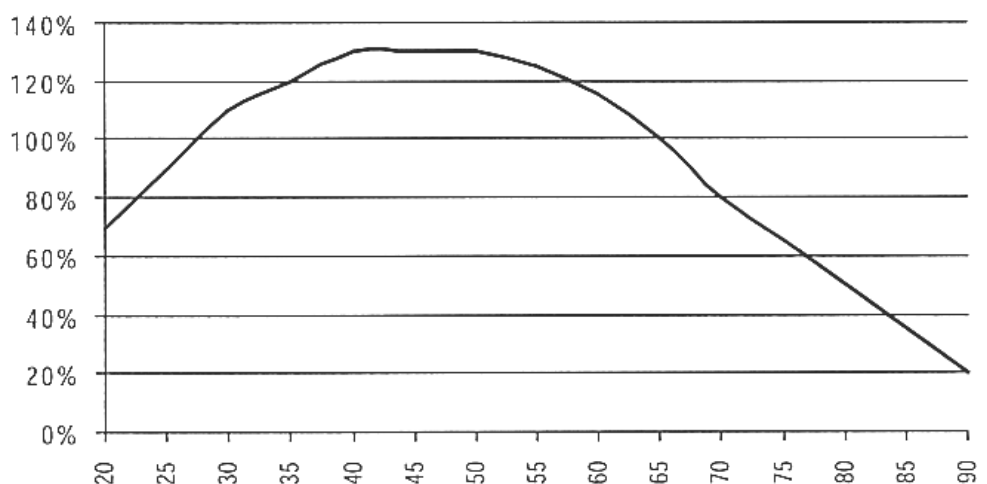
### Box 22

#### WTP “individuale” e WTP “sociale”

Un problema insito nell'uso della WTP come strumento di valutazione dei costi sociali è che non è definito il ruolo dell'aspetto “altruistico” del benessere individuale. Se si ritiene naturale che siano i genitori a fornire una stima della WTP per i bambini, non è altrettanto chiaro se la valutazione della WTP che viene utilizzata per stimare il valore della vita statistica (VOSL) riguarda solo il proprio rischio statistico, o invece debba essere riferito all'insieme dei membri di una popolazione. In alcuni casi, infatti, un individuo potrebbe essere disposto a pagare meno per la sua vita di quanto non farebbe un altro. Si pensi, ad esempio, agli anziani che potrebbero non considerare il valore della sofferenza dei figli e dei familiari implicito in un loro decesso.

**Figura 4**

**Relazione tra età e disponibilità a pagare per una riduzione del rischio di morte**



Fonte: Sommer et al., 1999

#### 1.3.7.5 Valore della vita statistica e valore degli anni di vita persi

Un modo per risolvere il problema del valore della vita statistica che tenga conto della struttura per età delle vittime dei decessi anticipati, è quello di passare dal VOSL (*Value Of Statistical Life*, valore della vita statistica) al VOLY (*Value Of Life Years Lost*), il valore degli anni di vita persi. Per utilizzare il VOLY è necessario quindi conoscere non solo il numero di decessi annui, ma anche il numero di anni di vita persi a causa di ogni decesso attribuibile all'esposizione

all'inquinamento atmosferico, chiamati YOLL (*Years Of Life Lost*, anni di vita persi). Questo è possibile utilizzando funzioni di rischio per età o, se queste non sono disponibili, facendo ipotesi sulle cause e sull'età dei decessi prematuri.

Box 23

**Valore della vita e anni di vita persi**

**YOLL.** Attraverso la riduzione dell'aspettativa di vita della popolazione o con il calcolo dell'età alla morte delle vittime dei decessi prematuri dovuti all'esposizione all'inquinamento atmosferico, si ottiene il numero di anni di vita persi (*Years Of Life Lost*).

**VOLY.** È il valore monetario di un anno di speranza di vita perso [Danielis et al., 2001].

Sommando il numero di anni di vita attesi persi per ogni decesso e moltiplicando il valore ottenuto per il valore monetario di un anno di vita atteso perso, si può ottenere una stima del costo complessivo dell'inquinamento in termini di mortalità [Danielis et al., 2001].

Il costo della mortalità  $C_{Nm}$  nel calcolo basato sul valore della vita statistica (VOSL) è espresso dalla formula seguente:

$$C_{Nm} = Nm * VOSL$$

Dove  $Nm$  rappresenta il numero di morti premature, mentre nel caso del valore degli anni di vita persi (VOLY) si ha:

$$C_{\Delta T} = Nm * \Delta T * V_{YOLL}$$

Con  $\Delta T$  pari all'anticipo del decesso<sup>82</sup>, che è un altro modo per definire gli anni di vita persi (YOLL) e  $V_{YOLL}$  è il valore di ogni anno di vita perso (VOLY) [Rabl, 1998].

Anche per quanto riguarda il VOLY è necessario conoscere l'età alla morte, in quanto il valore della vita attesa persa è variabile con l'età stessa. Come si è visto nel capitolo precedente, però, le funzioni di rischio non restituiscono informazioni sull'età al decesso e sull'anticipo del decesso stesso e quindi sono necessarie alcune ipotesi sulla mortalità causata dal PM10 per poter utilizzare questo strumento nel contesto della quantificazione dei costi attribuibili alle polveri fini.<sup>83</sup>

Inoltre, anche in questo caso, non esistono indagini che analizzino la relazione tra età e aspettativa di vita da una parte e disponibilità a pagare per ridurre il rischio dall'altra, e il principale contributo è quello contenuto in ExternE [European Commission, 1998], che non distingue in base

<sup>82</sup> Ovvero alla variazione della mortalità causata dall'inquinamento.

<sup>83</sup> Questo limite, comune alle funzioni di rischio anche per altre sostanze inquinanti, deriva dal numero relativamente ridotto di decessi, che non consente una disaggregazione molto fine per età.

all'età al decesso. L'utilizzo del VOLY permette, quindi, di superare il problema dell'assegnazione di un valore uguale al decesso di persone con aspettative molto diverse tra loro, ma ancora una volta non tiene conto delle differenze tra individui e tra rischi diversi.<sup>84</sup>

**Box 24****Un tentativo di correzione del valore della WTP per la riduzione del rischio di decesso prematuro a causa dell'inquinamento atmosferico in base alle caratteristiche della popolazione a rischio<sup>85</sup>**

Il lavoro svolto dal “Gruppo Ad-Hoc per la valutazione economica degli esiti sanitari dell'inquinamento atmosferico” è uno dei pochi lavori disponibili in letteratura che procede con un tentativo di aggiustamento delle stime della disponibilità a pagare in base all'età e alle condizioni di salute delle persone considerate a rischio di decesso anticipato [Department of Health, 1999].

In questo rapporto si avanza l'ipotesi che la WTP per il complesso degli individui di oltre 65 anni di età, che costituiscono il gruppo più a rischio di decesso prematuro, sia del 70% inferiore di quella di individui di 40 anni.

Il fattore di correzione per età viene poi integrato da un fattore di correzione per la minore aspettativa di vita delle persone a rischio, causata dalle loro condizioni di salute (proporzionale alla minore aspettativa di vita).

Un ulteriore aggiustamento dipende dalla minore qualità della vita delle persone a rischio rispetto alla media del loro gruppo di età (di una proporzione compresa tra 8 e 74 %), che potrebbe comportare una minore disponibilità a pagare. Anche in questo caso il gruppo di lavoro propone di ridurre la WTP in proporzione alla minore qualità della vita.

Il risultato è che dalla stima iniziale di 2 milioni di sterline si arriva ad un valore medio di 110.000 sterline.

### 1.3.8 I costi della morbilità.

La stima dei costi della morbilità presenta aspetti differenti rispetto alle ricerche sulla mortalità. In questo caso, infatti, esistono dei costi diretti, sostenuti dagli individui o dalla comunità – attraverso diversi meccanismi di assistenza sanitaria, pubblica o privata – che per alcune patologie possono essere molto rilevanti. Naturalmente, anche in questo caso, una componente del

---

<sup>84</sup> Oltre alle considerazioni fatte in precedenza si può ricordare che la disponibilità a pagare per un anno di vita può essere di 20.000 \$ nel contesto di una terapia ormonale e di 50.000 per l'asma [Zethaeus, 1998, Blumenschein e Johannesson, 1998, entrambi citati in Levaggi et al., 1999].

<sup>85</sup> Si noti che la metodologia proposta dal gruppo di lavoro del governo inglese non ha trovato altre applicazioni e le sue assunzioni non sono in genere considerate sufficientemente dimostrate.

valore economico della perdita di salute è la sofferenza individuale causata dalla malattia o dal ricovero, proprio o di un parente.

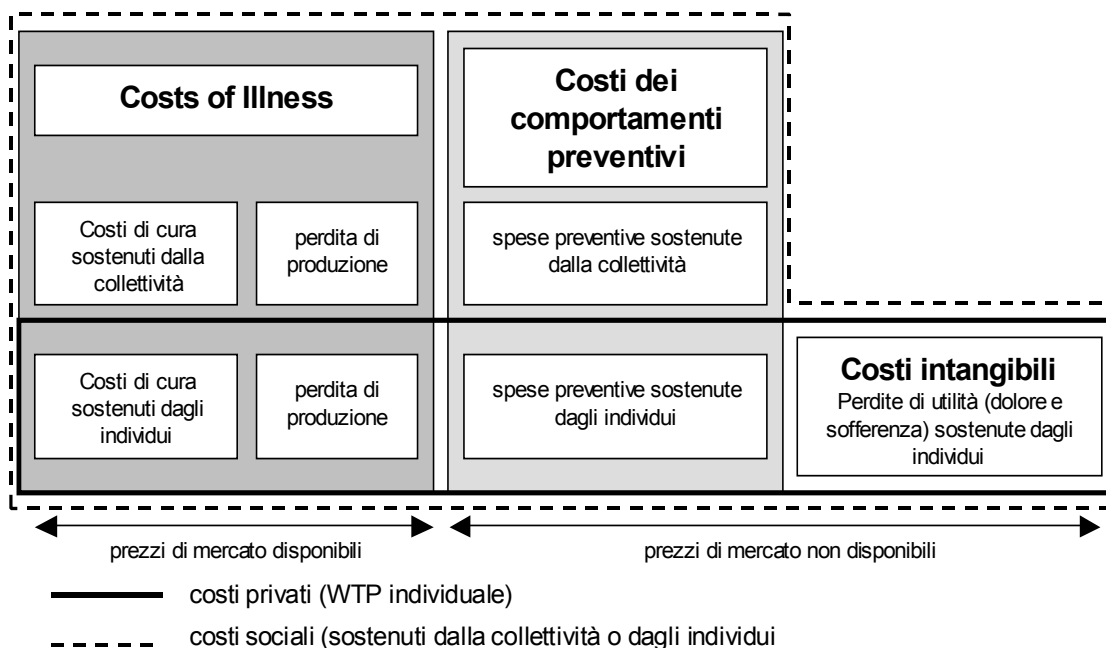
Per cercare di cogliere tutte le componenti che concorrono a formare il costo totale imputabile ad una certa patologia possiamo suddividere i costi della **morbilità** in tre differenti categorie:

- **Costi della malattia**, chiamati in genere *Costs of Illness* (COI), che comprendono sia la perdita di produzione, che i costi per le cure mediche, e possono essere valutati sulla base del prezzo di mercato.
- **Costi dei comportamenti preventivi (*averting-behaviours*)**, che sono i costi che derivano dal porre in atto comportamenti preventivi in conseguenza dell'inquinamento atmosferico (mancata attività fisica all'aperto nei giorni con alti livelli di ozono; installazione di filtri dell'aria; scelta di diversi luoghi di residenza, etc.). Per questi comportamenti non soltanto mancano quasi del tutto i prezzi di mercato, ma - e questo rende ancora più difficile procedere ad una loro stima, sia pure approssimativa - mancano dati statistici che quantifichino tali fenomeni.
- **Costi intangibili**, legati alla perdita individuale di utilità (dovuta in gran parte al dolore e alla sofferenza conseguenti allo stato di malattia). Secondo alcuni autori questa è la componente più rilevante dei costi sociali e "il desiderio di non ammalarsi è principalmente determinato da questi inconvenienti (perdita di utilità)" [Sommer et al., 1999].

Nella figura 5 sono riassunte le diverse tipologie di costi, distinte in base alle loro caratteristiche. I costi sanitari diretti e i comportamenti preventivi possono essere a carico sia della collettività, sia degli individui, mentre i costi intangibili misurano la perdita di utilità individuale e non comprendono una riduzione della qualità della vita in senso sociale derivante dalla maggiore incidenza delle malattie. Secondo questo approccio, la disponibilità a pagare individuale non comprende tutti i costi, ma soltanto quelli - tangibili e intangibili - a carico dell'individuo e quindi sono anch'essi una sottostima del costo complessivo dal punto di vista della società.



**Figura 5**  
**Composizione dei costi della morbilità**



Fonte: Sommer et al., 1999

A partire da questo schema, le principali metodologie proposte per la stima dei costi della morbilità sono due:

- Damage cost approach**, che valuta i costi sulla base dei prezzi di mercato ed permette la valutazione del mancato reddito e dei costi di cura (*Cost of Illness* privati), ma trascura sia i comportamenti preventivi, sia le perdite di utilità intangibili; e quindi sottostima notevolmente il valore attribuito dagli individui alla riduzione del rischio.
- Willingness to pay (WTP)**, che misura la disponibilità individuale a pagare per una riduzione dei rischi legati all'inquinamento atmosferico. Questo approccio può avere il limite di sottostimare i costi complessivi della malattia, in quanto – sia pure in maniera diversa nei diversi paesi – parte dei costi sono coperti dalla collettività e potrebbero non essere considerati nella valutazione individuale.<sup>86</sup>

<sup>86</sup> Si noti che la disponibilità individuale a pagare, come si vede dalla figura, non comprende soltanto gli aspetti intangibili, ma dovrebbe offrire una rappresentazione completa di tutti i costi che l'individuo deve pagare in caso di malattia. Il problema è che nelle società in cui è presente un sistema di assistenza sanitaria, gli individui non hanno una chiara percezione di quale sia la quota individuale dei costi sostenuti dal sistema sanitario pubblico. Il risultato è che questi costi sono compresi solo in piccola parte nella WTP individuale.

Dato che i costi per i comportamenti preventivi non risultano stimabili in maniera affidabile, e che nessuno dei due approcci garantisce una valutazione completa, una possibile soluzione<sup>87</sup> può essere quella di utilizzare, separatamente, sia una valutazione parziale dei costi di morbilità a partire dai costi della malattia (COI), sia la disponibilità a pagare per i costi privati, compresi quelli intangibili. Si tenga conto che – come si vede dalla figura 4 - i due insiemi in parte si sovrappongono, anche se non è possibile rilevare direttamente in quale misura, ed è perciò necessario *evitare* di sommare i risultati ottenuti utilizzando i due metodi di stima, per non incorrere in un doppio conteggio [Sommer et al., 1999].<sup>88</sup>

Si noti che in genere, nelle ricerche disponibili in letteratura, viene dato poco spazio alle modalità con cui vengono stimati i costi diretti per concentrarsi di più sulla WTP o su altre metodologie di stima. Questa maggiore attenzione ai costi “indiretti” si spiega con il peso predominante che in tutte le ricerche questi tipi di costi hanno sul risultato finale.<sup>89</sup>

#### 1.3.8.1 Metodi per la stima dei costi diretti della morbilità

Al fine di stimare i costi diretti legati alle variazioni nei livelli di morbilità, la letteratura economica si affida in larga misura alla metodologia dei costi della malattia, che tiene conto dei cambiamenti nei prezzi di mercato per il trattamento medico, conseguenti alle variazioni nell’incidenza di una determinata patologia e della perdita di produzione degli individui dovuta allo stato di malattia.

Le basi teoriche del metodo COI poggiano su due assunzioni:

1. i costi diretti della morbilità riflettono il valore d’uso di beni e servizi usati per curare le diverse patologie, e
2. il reddito di una persona riflette il valore economico della mancata produzione.<sup>90</sup>

---

<sup>87</sup> Utilizzata da Sommer et al. [1999] per la stima dei costi della morbilità in Austria, Francia e Svizzera.

<sup>88</sup> La disponibilità individuale a pagare, infatti, può contenere anche i costi individuali di cura – ammesso che l’individuo ne abbia un’informazione corretta - già compresi tra i *Costs of Illness*.

<sup>89</sup> Per l’Ontario è stato stimato che circa il 90% del totale dei costi economici per il 2000 è associato al “dolore e sofferenza” (48%) e alla morte (41%) [OMA 2000]. In un recente studio inglese, pur con un range molto ampio, il peso della WTP per la riduzione della mortalità incide per il 40-99.5 % [Department of Health, 1999]. Sommer et al. [1999] hanno calcolato per Francia, Austria e Svizzera cifre che imputano alla mortalità il 70-75 per cento dei costi totali attribuibili all’inquinamento atmosferico (da notare che parte dei costi della morbilità sono stimati mediante la WTP).

<sup>90</sup> Per quanto riguarda questo punto si è già detto a proposito della mortalità che non tutti i ricercatori sono d’accordo sul metodo attraverso cui calcolare la mancata produzione.

Come detto, per le sue caratteristiche, questo approccio non considera i costi intangibili di sofferenza e riduzione della qualità della vita, e si rivela quindi un metodo assai prudentiale, che, secondo l'opinione prevalente in letteratura, sottostima notevolmente i costi sociali complessivi.

**Box 25****Cost of Illness (COI)**

La letteratura economica utilizza in maniera consistente la metodologia *Cost of Illness* per valutare le variazioni nella morbilità. Questo metodo misura i costi espliciti di mercato che sono conseguenza di una variazione nell'incidenza di una specifica patologia. Tali costi possono essere distinti in costi diretti (diagnosi, trattamento, riabilitazione e ricovero) e costi indiretti, inclusi i costi derivanti dalla perdita di tempo lavorativo [EPA, 2000].

Nei sistemi in cui esiste un sistema sanitario pubblico i costi di cura possono poi essere distinti tra costi sostenuti dalla collettività e costi sostenuti dai privati.

**Tabella 15****Comparazione di valori utilizzati in diversi importanti studi o modelli**

	US EPA (1)			US TAF (2)			Canada AQVM (3)			Europa ExternE
	Stima inferiore	Stima centrale	Stima superiore	Stima inferiore	Stima centrale	Stima superiore	Stima inferiore	Stima centrale	Stima superiore	Stima centrale
	Dollari 1990									
Mortalità	1.560.000	4.800.000	8.040.000	1.584.000	3.100.000	6.148.000	1.680.000	2.870.000	5.740.000	3.031.000
Bronchiti croniche		260.000		59.400	260.000	523.100	122.500	186.200	325.500	102.700
Ricoveri ospedalieri per cause cardiocircolatorie		9.500			9.300		2.940	5.880	8.820	7.696
Ricoveri ospedalieri per cause respiratorie		6.900			6.647		2.310	4.620	6.860	7.696
Visite pronto soccorso	144	194	269		188		203	399	602	218
Giorni di lavoro persi		83								
Bronchiti acute	13	45	77							
Giorni di ridotta attività	16	38	61		54		26	51	77	73
Sintomi respiratori	5	15	33		12		5	11	15	7
Asma	12	32	54		33		12	32	53	36
Bronchiti infantili					45		105	217	322	

(1) The Costs and Benefits of the Clean Air Act Amendments del 1990. I limiti inferiori e superiori sono 1 *standard deviation* sotto e sopra la media

(2) Tracking and Analysis Framework. I limiti inferiori e superiori sono il la coda del 5% e del 95% della distribuzione.

(3) Air Quality Valuation Model Documentation, Status Consulting for Health Canada [Chestnut et al., 1999].

(4) ExternE [European Commission, 1998]

### 1.3.8.2 I diversi esiti sanitari

A causa della difficoltà di recuperare dati affidabili sui costi di cura in una realtà specifica, spesso è necessario utilizzare stime provenienti dalla letteratura, corrette e adattate per le diverse realtà. Come si vedrà nella seconda parte di questo lavoro, anche in questo caso, dopo un'analisi delle stime proposte e utilizzate negli ultimi anni da ricercatori e istituzioni in Europa e nel Nordamerica, si è preferito integrare i dati riferiti alla realtà italiana con una media delle recenti stime messe a punto per l'OMS per Austria, Francia e Svizzera [Sommer et al., 1999], paesi che non dovrebbero discostarsi molto dalla situazione italiana.<sup>91</sup>

Si seguito si riportano i valori utilizzati in questo studio per quanto riguarda gli esiti sanitari per i quali esistono le funzioni di rischio per l'esposizione acuta al PM10.

#### ✓ *Ricoveri*

I costi di trattamento per i ricoveri per cause respiratorie, cardiache e cardiovascolari comprendono i costi medi giornalieri di ricovero e la perdita di produzione imputabile al periodo di inattività conseguente al ricovero stesso. La stima di questo secondo fattore deve tenere conto del fatto che, anche dopo la dimissione dall'ospedale, il paziente non può riprendere immediatamente le sue attività normali. In mancanza di una rilevazione diretta è stato ipotizzato un periodo di inattività pari al doppio della durata del ricovero [Sommer et al., 1999].

La perdita giornaliera di produzione è stata calcolata sulla base del prodotto interno lordo diviso per il totale della popolazione, senza alcuna distinzione tra persone in età produttiva, pensionati, casalinghe, etc. Alla base di un calcolo simile sta l'assunzione che il PIL sia il risultato della divisione del lavoro dell'intera società e che quindi, per una valutazione che si ponga dal punto di vista della società, non sia corretto distinguere tra persone in condizione lavorativa e persone in condizione non lavorativa [Sommer et al., 1999]. Questo permette di superare i problemi, etici ed economici, legati alla valutazione del contributo dato al sistema economico nel suo complesso, dal lavoro domestico non pagato, dal lavoro volontario e da tutte le attività che non concorrono alla formazione del prodotto interno lordo.

---

<sup>91</sup> I dati dei tre paesi non si discostano in genere molto l'uno dall'altro. In considerazione di una maggiore comparabilità con la situazione italiana, si è comunque dato un peso maggiore alla Francia, rispetto ad Austria e Svizzera. In alcuni casi è stato utilizzato il dato di un paese piuttosto che la media. Per quanto riguarda i ricoveri per cause respiratorie, Panella et al. [1999] utilizzano le tariffe delle prestazioni ospedaliere fissate dal DM/ 1994/300 e giungono a valori decisamente più bassi. Si è preferito comunque utilizzare i dati europei perché più aggiornati e per mantenere una confrontabilità con le stime dell'OMS.

**Tabella 16**  
**Costo dei ricoveri attribuibili all'inquinamento atmosferico**

Ricoveri per cause respiratorie	Austria	Francia	Svizzera
Durata media del ricovero	9,8 giorni	8,9 giorni	11,1 giorni
Costo giornaliero di cura ospedaliera	452 Euro	408 Euro	600 Euro
Perdita giornaliera di produzione (per caso)	50 Euro	55 Euro	56,5 Euro
Ricoveri per cause cardiovascolari	Austria	Francia	Svizzera
Durata media del ricovero	17,5 giorni	8,1 giorni	13,6 giorni
Costo giornaliero di cura ospedaliera	452 Euro	477 Euro	600 Euro
Perdita giornaliera di produzione	50 Euro	55 Euro	56,5 Euro

✓ *Bronchiti croniche*

Per la valutazione dei costi delle bronchiti croniche i ricercatori hanno utilizzato uno studio svizzero che assume una durata media della malattia di 15 anni, durata per la quale non esiste un'evidenza precisa e che è considerata una stima prudenziale. La bronchite cronica provoca certamente assenze dal lavoro e una condizione di ridotta capacità lavorativa, ma questa non è quantificabile ed è quindi stata esclusa dal calcolo.

**Tabella 17**  
**Costi delle bronchiti croniche**

Bronchiti croniche	Austria	Francia	Svizzera
Costo medio di cura (per caso all'anno)	220 Euro	220 Euro	220 Euro
Durata media della malattia per caso (stima)	15 anni	15 anni	15 anni
Perdita di produzione	Non esistono dati sufficienti per una stima affidabile dell'ammontare di giorni – o frazioni di giorni – persi a causa di questa patologia.		

✓ *Bronchiti*

Per le bronchiti il costo medio del trattamento è stato calcolato come una media dei tre valori europei dello studio OMS. Anche in questo caso, pur esistendo un'evidenza dell'impatto delle bronchiti sulle possibilità di svolgere attività lavorativa, non esistono dati che permettano di quantificare la perdita di produzione.

**Tabella 18**  
**Costi delle bronchiti**

Bronchiti acute	Austria	Francia	Svizzera
Costo medio di cura (per caso all'anno)	24,8 Euro	39 Euro	32,8 Euro
Perdita di produzione	Non esistono dati sufficienti per una stima affidabile dell'ammontare di giorni – o frazioni di giorni – persi a causa di questa patologia.		

✓ *Giorni di ridotta attività*

Per i giorni di ridotta attività i ricercatori hanno rinunciato a stimarne sia gli eventuali costi di trattamento, sia la perdita di produzione. Manca infatti nella letteratura epidemiologica una definizione omogenea, potrebbero essere compresi giorni di assenza dal lavoro, ma anche casi di debilitazione che comportano una riduzione dell'attività ma non impediscono il lavoro. Inoltre non è conosciuta l'ampiezza del ricorso all'assistenza medica o al consumo di medicinali da parte degli ammalati [Sommer et al., 1999].<sup>92</sup>

✓ *Attacchi di asma*

La stima dei costi diretti dell'asma comprende soltanto il costo delle terapie farmacologiche, mentre esclude il lavoro del personale medico e paramedico, le risorse ospedaliere, le visite specialistiche, gli esami di laboratorio, etc..<sup>93</sup> Questo approccio prudenziale è giustificato dalla volontà di evitare doppi conteggi con la stima dei ricoveri per cause respiratorie.<sup>94</sup> Lo studio realizzato per conto dell'OMS anche in questo caso non presenta una stima per la perdita di produzione dovuta agli attacchi di asma.<sup>95</sup>

**Tabella 19**  
**Costi di cura degli attacchi di asma**

Bronchiti acute	Austria	Francia	Svizzera
Costo medio di cura (per caso all'anno)	0,3 Euro	0,55 Euro	0,55 Euro
Perdita di produzione	Non esistono dati sufficienti per una stima affidabile dell'ammontare di giorni – o frazioni di giorni – persi a causa di questa patologia.		

<sup>92</sup> Il software EcoSense fornisce comunque una quantificazione del costo, sia per i “*minor restricted activity days*” che per i “*restricted activity days*”. Per questi ultimi la stima è di 110 Euro al giorno.

<sup>93</sup> Secondo un'indagine italiana, i costi della terapia farmacologia rappresentano soltanto il 15% del totale dei costi diretti dell'asma, contro il 70% per i ricoveri, il 9% per le visite ambulatoriali e il 6% per i servizi diagnostici [Munari, 2000]. Il costo annuo per l'assistenza e la cura di un paziente asmatico risulta dall'indagine pari a 1.581.526 lire 1997 (pari a circa 817 Euro) e quindi la quota imputabile ai farmaci è di circa 238.000 lire 1997 (123 Euro). Si è preferito non utilizzare questa stima, in quanto non comparabile con la metodologia utilizzata dall'OMS.

<sup>94</sup> Il progetto ExternE stima in 38 Euro il costo di cura per ogni attacco di asma [European Commission, 1998], ma Sommer et al. [1999] non hanno utilizzato questa valutazione in quanto non comparabile con le funzioni di rischio proposte da Kunzli et al. [1999].

<sup>95</sup> In questo caso nella valutazione dei costi per Torino si è deciso fatto uso di una stima italiana. Mancando anche in questo caso dati ufficiali, tale stima si basa sul campione italiano dell'indagine Euroasthma e – a differenza del metodo proposto da Sommer et al. [1999] – considera la sola perdita legata alle assenze lavorative nella fascia 20-59 anni [Munari, 2000].

## Box 26

**Valutazione complessiva dei costi diretti della morbilità in Sommer et al. [1999]**

Utilizzando i dati delle tabelle precedenti è infine possibile costruire una tabella riassuntiva che fornisce la stima del costo totale della morbilità secondo l'approccio utilizzato da Sommer et al. [1999] nella valutazione economica degli effetti dell'esposizione al PM10.

*Valori in Euro per il 1999*

<b>Patologia</b>		<b>Austria</b>	<b>Francia</b>	<b>Svizzera</b>
Ricoveri per cause respiratorie	per caso	5.410	4.610	7.914
Ricoveri per cause cardiovascolari	per caso	9.660	4.755	9.697
Bronchiti croniche (adulti)	per caso all'anno	220	220	220
Bronchiti (bambini)	per caso	24,8	39	32,8
Giorni di ridotta attività (adulti)	per giorno	n.q.	n.q.	n.q.
Attacchi di asma (adulti)	per caso	0,3	0,55	0,55
Attacchi di asma (bambini)	per caso	0,3	0,55	0,55

*Fonte: Sommer et al., 1999*

### 1.3.8.3 La WTP e la morbilità

Gli studi relativi alla disponibilità a pagare per ridurre i rischi degli esiti sanitari diversi dal decesso prematuro sono relativamente pochi<sup>96</sup> e, a differenza di quanto accade per la mortalità, è difficile trasferire i risultati di ricerche riguardanti altri fenomeni. Esistono comunque alcuni studi sugli effetti dell'inquinamento, che hanno cercato di quantificare i costi intangibili associati all'aumento della probabilità di contrarre determinate patologie. La maggior parte di questi studi, comunque si riferisce agli Stati Uniti e, come si è visto per la mortalità, un'indagine sulla disponibilità a pagare può condurre a risultati molto diversi a seconda del luogo in cui viene condotta e delle caratteristiche degli intervistati.<sup>97</sup> Questo comporta che i risultati devono essere adattati ai diversi paesi tenendo conto del reddito medio, e del sistema sanitario e di assicurazione sociale esistente.

<sup>96</sup> Si deve notare inoltre che, in ogni caso, la stima complessiva dei costi provocati dall'esposizione al PM10 piuttosto che ad altri agenti inquinanti dipende in larga misura dalle stime sulla mortalità, la quali, in ogni studio recente, risultano sensibilmente più alte di quelle associate a qualsiasi patologia dipendente dall'inquinamento atmosferico.

<sup>97</sup> Maddison [1997] ha rilevato una WTP per la riduzione del rischio di morbilità inferiore in Norvegia rispetto agli Stati Uniti. Molto importante appare il livello di compartecipazione alla spesa sanitaria da parte dell'individuo. In generale, quanto più i cittadini sono tenuti a contribuire direttamente al pagamento delle loro spese per la cura e l'assistenza, tanto più saranno disposti a pagare per la riduzione del rischio sanitario.



**Tabella 20**  
**Disponibilità a pagare per evitare esiti sanitari legati all'inquinamento atmosferico**

	US EPA [1997] \$ 1990	Libano [2000] \$ 2000	ExternE [1998] Euro 1998	Altre ricerche
Ricoveri per cause respiratorie	6.100	1.464	7.870	
Ricoveri per cause cardiovascolari			7.870	
Bronchiti croniche	260.000	26.000		457.000-1,2 ml \$ (a) 530.000-1,6 ml \$ (c)
Bronchiti	45	5		
Attacchi di asma	32	3		21 \$ (b)
Giorni di ridotta attività			75	

*Note:*

(a) *Viscusi, Magat and Hube, 1988, cit. in EPA 2001.*

(b) *Rowe and Chestnut, 1985-1986, cit. in EPA 2001.*

(c) *Krupnick and Cropper, 1989, cit. in EPA 2001.*

Un altro fattore che rende difficile il trasferimento dei risultati da una ricerca ad un'altra è che, mentre per la mortalità l'evento di cui si valuta il rischio è univocamente definito (il decesso prematuro), per la morbilità non esistono definizioni precise dei possibili esiti. Si pensi, ad esempio, che i fenomeni compresi nella definizione di asma possono essere molto differenti tra loro, comprendendo soltanto la condizione di malattia o anche tutte le sue conseguenze a livello personale e sociale. Simili considerazioni possono essere fatte per i ricoveri, a cui si può attribuire un valore per il periodo di degenza e un valore più alto se viene compreso tutto il decorso della malattia ad esso associato.

Lo studio ExternE del 1998 della Commissione Europea ha basato le sue stime su valori americani adattati alla realtà europea e adeguati per livello di inflazione. L'anno successivo Sommer et al. [1999] – non potendo condurre una rilevazione diretta delle preferenze dei cittadini europei – hanno deciso di utilizzare la metodologia messa a punto da Maddison [1997]. Attraverso un'analisi di differenti studi condotti negli Stati Uniti e in Norvegia, questo autore è giunto all'elaborazione di un "indice dello stato di salute" (*health status index*) che permette di comparare patologie diverse facendo riferimento alla loro capacità di modificare lo stato di salute complessivo dell'individuo, valutato lungo una scala da 1 a 10 e comprendente anche gli impatti relazionali della malattia. In questo approccio la disponibilità a pagare risulta una funzione dell'indice dello stato di salute e della durata della malattia stessa [Sommer et al., 1999].

**Tabella 21**  
**Costi della morbilità legati all'inquinamento atmosferico in base all'approccio della WTP.**

<b>Patologia</b>	<b>Costi (Euro)</b>
Ricoveri per cause respiratorie	7.870
Ricoveri per cause cardiovascolari	7.870
Bronchiti croniche (adulti)	209.000
Bronchiti (bambini)	131
Giorni di ridotta attività (adulti)	94
Attacchi di asma (adulti)	31
Attacchi di asma (bambini)	31

Fonte: Sommer et al., 1999

#### 1.3.8.4 La composizione dei costi della morbilità in alcune ricerche europee

Alcune ricerche empiriche condotte in questi ultimi anni pur non producendo dei valori generalizzabili, hanno comunque cercato di stimare la distribuzione percentuale tra le diverse voci che compongono l'insieme dei costi diretti della morbilità o di alcune specifiche patologie.

A partire dai risultati della ricerca dell'Ufficio Regionale Europeo dell'OMS è possibile costruire una tabella di composizione per i tre paesi che sono stati presi in esame [Sommer et al. 1999]

**Tabella 22**  
**Composizione dei costi della malattia (COI) dovuti all'inquinamento atmosferico (PM10)**

	<b>Austria</b>	<b>Francia</b>	<b>Svizzera</b>
	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>
Ricoveri ospedalieri per cause respiratorie	17,5	21,4	18,96
Ricoveri ospedalieri per cause cardiovascolari	61,8	31,6	52,70
Bronchiti croniche (adulti)	19,4	40,7	25,53
Bronchiti (bambini)	1,15	5,9	2,74
Attacchi di asma (<15 anni)	0,01	0,04	0,02
Attacchi di asma (≥ 15 anni)	0,03	0,1	0,05
<b>Totale</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

Fonte: Sommer et al., 1999

La già citata indagine *Eurasthma* [Munari, 2000], condotta su campione rappresentativo della popolazione italiana, ha permesso invece di costruire una tabella che comprende le quattro voci principali dei costi di cura e assistenza ai pazienti asmatici.

**Tabella 23**  
**Costi diretti sanitari dell'asma in Italia**

<i>Risorse</i>	<i>Costo medio annuo per paziente (Euro 1997)</i>	<i>% esclusa la perdita di produzione</i>	<i>% compresa la perdita di produzione</i>
Ricoveri ospedalieri	569	69,6	60,3
Visite ambulatoriali	77	9,4	8,1
Diagnostica ambulatoriale	48	5,9	5,1
Farmaci	123	15,1	13,0
Assenze dal lavoro (età 20-59 anni)	127	-	13,4
<b>Totale</b>	<b>944</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

Fonte: Munari, 2000

Da una ricerca francese compiuta su dati riferiti al 1994 e pubblicata nel 1999 si può ricostruire il quadro dei costi della morbilità (secondo l'approccio COI) dovuti all'esposizione al particolato atmosferico [Zmirou et al., 1999]. È da notare che – nonostante i valori non siano direttamente comparabili, a causa di un diverso impianto metodologico, la percentuale delle spese ospedaliere risulta particolarmente bassa confrontata con i dati della ricerca OMS presentati nella Tabella 17. Un confronto con la ricerca italiana sopra citata appare meno accettabile in quanto l'indagine *Eurasthma* riguarda soltanto l'asma e non il complesso delle patologie respiratorie.

**Tabella 24**  
**Percentuale dei costi degli esiti respiratori causati dall'esposizione al particolato atmosferico. Francia 1994**

<b>Voce di costo</b>	<b>Percentuale sul totale</b>
Consumo di farmaci	44
Perdita di produzione	38
Spese ospedaliere	5
Altre spese	13
<b>Totale</b>	<b>100</b>

Fonte: Zmirou et al., 1999

### 1.3.9 La stima dell'incertezza

Nel corso dei primi capitoli della ricerca, si afferma ripetutamente che, insito in un processo di valutazione di questo tipo, vi è un grado molto elevato di incertezza, che, se da un lato non può essere ostacolo al tentativo di arrivare a delle stime quantitative, dall'altro non può neppure essere trascurato. Tale incertezza risiede in ognuna delle fasi attraverso cui si svolge il processo, a partire dalla misurazione dell'esposizione, fino ad arrivare alla valutazione dei costi sociali. In particolare, le sue cause possono risiedere in diversi fattori e momenti del processo di stima:

- a. Gli strumenti utilizzati per misurare le concentrazioni nell'aria del PM10 e la loro posizione nell'area di riferimento.
- b. La dispersione e il grado di esposizione della popolazione, individuale e collettivo.
- c. Le funzioni dose-risposta per i diversi esiti, in particolare rispetto al sesso e alle diverse fasce di età della popolazione esposta.
- d. L'assunzione di linearità delle funzioni dose-risposta per i diversi livelli di concentrazione del PM10.
- e. L'assenza di una stima congiunta per gli effetti concomitanti dei diversi agenti inquinanti presenti nell'aria.
- f. La mancanza di studi ad hoc per la misurazione della WTP individuale per la riduzione dei danni derivanti dall'inquinamento atmosferico e – in ogni caso- l'utilizzo di uno strumento come la *contingent valuation* per la misurazione dei costi intangibili<sup>98</sup>.
- g. La difficoltà nel ricostruire con precisione i costi effettivi di cura, in assenza di una reale conoscenza delle caratteristiche della popolazione interessata.
- h. Il processo di *social discounting* utilizzato per attualizzare i costi futuri.

Dal punto di vista del genere di incertezza, il gruppo di lavoro ExternE riconduce le possibili fonti a cinque differenti categorie: a) incertezza statistica; b) incertezza del modello; c) incertezza dovuta alle scelte di policy ed etiche; d) incertezza sul futuro ed e) errore umano [European Commission, 1998]. Di queste cinque categorie, soltanto l'incertezza statistica, che attiene in particolare alle funzioni dose-risposta e la valutazione economica degli esiti, può essere formalizzata, mediante il calcolo degli intervalli di confidenza relativi ad ogni *step* del processo di ricerca.

Per le altre fonti di incertezza questo non è possibile e non esiste modo di stimare la variabilità e la possibilità di errore dei risultati. La scelta più corretta appare allora quella di esplicitare se e in quale misura i risultati dipendono dalle scelte fatte dal ricercatore [European Commission, 1998].

La metodologia utilizzata in analisi di questo genere, che arriva alla valutazione economica da un percorso di analisi costituito da una serie di passaggi ognuno dei quali porta con sé un certo grado di indeterminatezza, per quantificare l'incertezza statistica finale è necessario determinare l'incertezza delle diverse fasi per poi combinarle insieme. Ad esempio, per la mortalità acuta, combinando i diversi valori possiamo è possibile ottenere la seguente tabella.

---

<sup>98</sup> A questo proposito si veda la tabella che riporta i risultati dei principali studi sulla valutazione del valore di una vita statistica.

**Tabella 25**  
**Calcolo della deviazione standard per la mortalità acuta dovuta al particolato atmosferico.**

Passo	Deviazione standard $S_g$
Emissioni	1,1
Dispersione	2,5
Funzioni Dose-Risposta	1,5
$S_g$ per il danno	2,7
Valutazione economica	3,4
$S_g$ per il costo economico	4,9
Effetti non presi in considerazione	>1,0
Totale complessivo	>4,9

Fonte: *European Commission, 1998.*

Box 27

**Questioni aperte**

Per quanto riguarda la valutazione economica esistono questioni aperte e aspetti critici, che sono fonte di notevole variabilità e incertezza nei risultati. Tra i punti controversi più rilevanti si possono ricordare:

- ✓ La determinazione dei costi indiretti;
- ✓ La determinazione dei costi intangibili;
- ✓ La qualità della vita e la sua influenza sulla WTP;
- ✓ Gli strumenti per la misurazione dell'utilità;
- ✓ Il processo di social discounting;
- ✓ L'alternativa tra l'uso delle tariffe o dei costi osservati;
- ✓ I metodi di analisi statistica.





## **2.1 L'inquinamento atmosferico a Torino: il PM10**

Nella seconda parte del rapporto vengono presentati i risultati dell'applicazione della metodologia prescelta ai dati di concentrazione e alle stime di rischio per la Città di Torino per gli anni dal 1995 al 2001

### *2.1.1 Il livello di concentrazione*

Questa ricerca, focalizza l'attenzione sugli esiti sanitari, e dunque non affronta direttamente il fondamentale problema delle emissioni, delle fonti dell'inquinamento atmosferico a Torino. I dati necessari alla stima dei costi sono quelli relativi alla concentrazione in città del PM10, agente inquinante prescelto per questo studio.

Si è visto come il PM10 presente nell'aria urbana trovi una delle sue fonti principali in una sorgente diffusa e mobile come le emissioni veicolari. Per questo e per le caratteristiche proprie di una città estesa come Torino, è naturale che esistano variazioni significative tra le diverse zone della città, e che quindi non sia facile trovare un valore unico rappresentativo di tutta l'area urbana. Alcune zone possono avere un intenso traffico veicolare ma presentano minore densità abitativa, altre sono più ventilate e quindi permettono una più rapida dispersione delle sostanze inquinanti e così via.

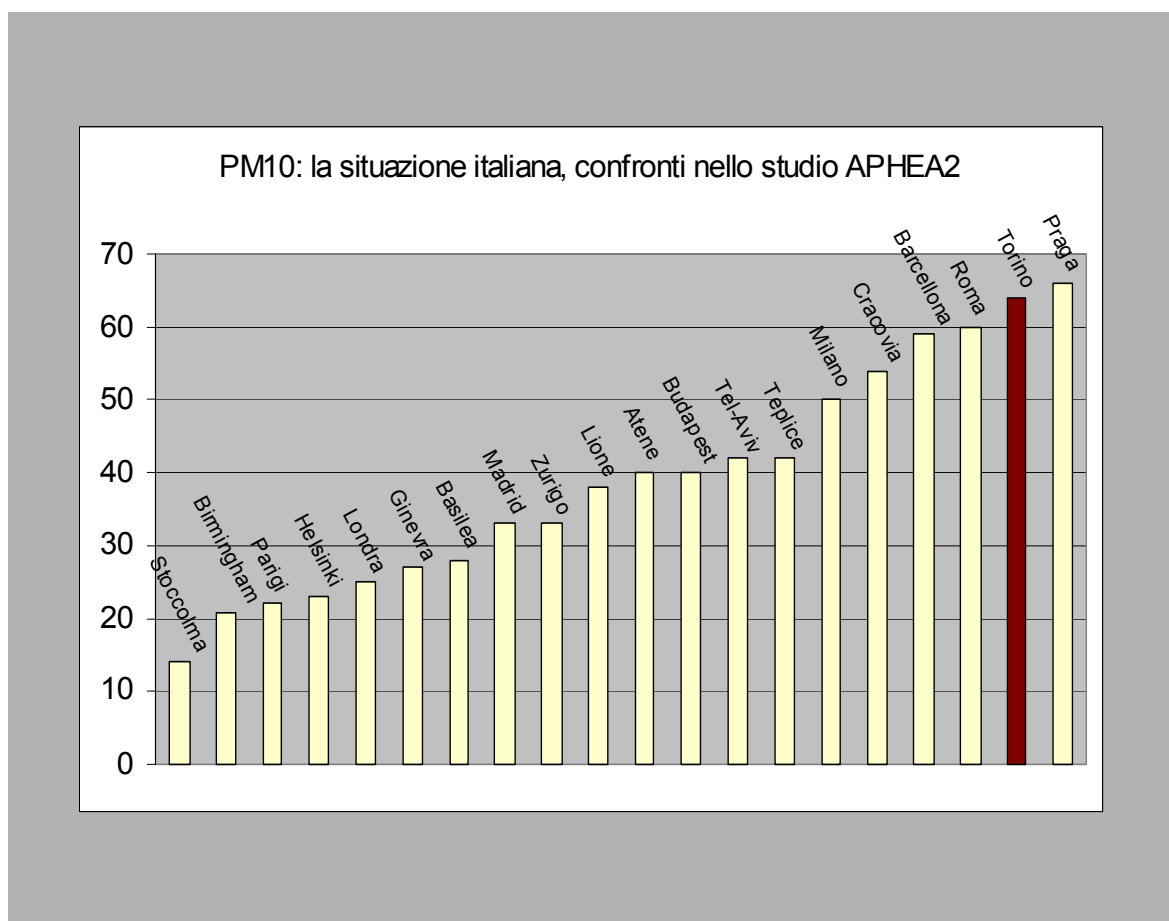
La soluzione individuata dagli esperti delle strutture preposte al rilevamento dei dati, è stata quella di attivare diverse centraline e di ottenere un valore medio di riferimento, calcolato come la media delle misurazioni ottenute nelle diverse aree.<sup>99</sup> In realtà, dato che i dati sulla concentrazione di PM10 nella città di Torino sono disponibili dal 1998 soltanto per la centralina della Consolata, e considerato che il PM10 è una frazione del Particolato Sospeso Totale (TSP), che viene monitorato su quattro stazioni in città<sup>100</sup>, il dato cittadino per il PM10 potrebbe essere stimato a partire da quest'ultimo. Per Torino, infatti, il PM10 rappresenta circa il 60-65% del TSP, mentre in altre realtà la percentuale rilevata è diversa, Ostro [1994] propone un coefficiente di conversione di 0,55 che è stato adottato dalla letteratura internazionale [Danielis et al., 2001].

La figura che segue mostra come il livello di concentrazione del PM10 a Torino sia tra i più alti d'Europa. Tra le città monitorate dallo studio APHEA2, soltanto a Praga sono stati rilevate concentrazioni maggiori.

---

<sup>99</sup> Le centraline presenti nel territorio del Comune di Torino, sono localizzate in via della Consolata, nel centro della città; in via Veronese angolo via Reiss Romoli, conosciuta anche come strada Aeroporto, nella parte settentrionale; in Piazza Rebaudengo, anch'essa nel nord della città; al Parco Lingotto, nella zona meridionale; in Piazza Rivoli, lungo la direttrice ovest.



**Figura 6****Il livello del PM10 nelle principali città europee nello studio APHEA2.**

### 2.1.2 La normativa

La Direttiva 1999/30/CE del 22 aprile 1999 stabilisce i valori limite di qualità dell'aria per diverse sostanze, tra cui le polveri. In base a tale norma il periodo per rientrare nei limiti viene diviso in due fasi, con una riduzione progressiva dei limiti stessi.

Nella prima fase, che arriva fino al 1 gennaio 2005, è previsto un limite giornaliero di 50 mcg/m<sup>3</sup>, da non superare più di 35 volte ogni anno, e un limite annuo di 40 mcg/m<sup>3</sup>. Come detto, e come descritto in dettaglio nella tabella 20, è previsto un margine di tolleranza che si riduce ogni anno fino al 1 gennaio 2005. Al termine della fase successiva, entro il 1 gennaio 2010, il limite giornaliero di 50 mcg/m<sup>3</sup> non deve essere superato più di 7 volte all'anno, mentre quello annuo diventa 20 mcg/m<sup>3</sup>. Anche in questo caso è prevista una marcia di avvicinamento con margini di tolleranza che si riducono nel tempo.

<sup>100</sup> Compresa la stazione della Consolata.

**Tabella 26**  
**Valori limite per le particelle PM10**

	<i>Periodo medio</i>	<i>Valore limite</i>	Margine di tolleranza	<i>Data alla quale il limite deve essere rispettato</i>
<b>FASE 1</b>				
1. Valore limite di 24 ore per la protezione della salute umana	24 ore	50 mcg/m <sup>3</sup> PM10 da non superare più di 35 volte l'anno	50 % all'entrata in vigore della presente direttiva, con una riduzione il 1° gennaio 2001 ed ogni 12 mesi successivi, secondo una percentuale costante, per raggiungere lo 0% il 1° gennaio 2005	1° gennaio 2005
2. Valore limite annuale per la protezione della salute umana	1 gennaio - 31 dicembre	40 mcg/m <sup>3</sup> PM10	20% all'entrata in vigore della presente direttiva, con una riduzione il 1° gennaio 2001 ed ogni 12 mesi successivi, secondo una percentuale annua costante, per raggiungere lo 0% il 1° gennaio 2005.	1° gennaio 2005
<b>FASE 2</b>				
1. Valore limite di 24 ore per la protezione della salute umana	24 ore	50 mcg/m <sup>3</sup> PM10 da non superare più di 7 volte l'anno	In base ai dati; deve essere equivalente al valore limite della fase 1.	1° gennaio 2010
2. Valore limite annuale per la protezione della salute umana	1 gennaio - 31 dicembre	20 mcg/m <sup>3</sup> PM10	50% al 1° gennaio 2005 con riduzione ogni 12 mesi successivi, secondo una percentuale annua costante, per raggiungere lo 0% il 1° gennaio 2010.	1° gennaio 2010

Fonte: Direttiva 1999/30/CE del 22 aprile 1999

A partire dalle prescrizioni della Direttiva 1999/30/CE del 22 aprile 1999, si può costruire la seguente tabella che contiene i valori limite fissati per la fase 1.

**Tabella 27**  
**Valori limite per le particelle PM10 fissati dalla Direttiva Europea 99/30/CE**

<b>Anno</b>	<b>Valore giornaliero massimo da non superare più di 35 volte in un anno</b>	<b>Valore limite annuale per la protezione della salute umana</b>
2000	75	48
2001	70	46,4
2002	65	44,8
2003	60	43,2
2004	55	41,6
2005	50	40

Fonte: [www.comune.torino.it/ambiente/inquinamento](http://www.comune.torino.it/ambiente/inquinamento)

### 2.1.3 La metodologia di rilevazione e il livello di esposizione.

I campionatori per il PM10 sul territorio torinese, quello in via della Consolata attivo dal 1998 e un altro in via Veronese angolo via Reiss Romoli (conosciuto anche come str. Aeroporto) attivo dal 2000, fanno parte di una catena analitica che utilizza il metodo di riferimento italiano (DM 25/11/94), metodo considerato più conservativo per l'ambiente rispetto ad altri [Arpa, 2001].

Da un punto di vista "scientifico" il dato complessivo per Torino non può considerarsi un indicatore preciso della reale esposizione dei residenti nella città. Il livello di esposizione, infatti, varia in misura notevole a seconda che ci si trovi al livello della strada o a un piano alto, in un'auto o in una stanza chiusa, e così via. Nonostante questi limiti non esistono stime di rischio "specifiche", e dalla letteratura sull'argomento si evince che, anche per aree in cui è forte la mobilità interna, l'errore è minore utilizzando il dato complessivo di un'area piuttosto che cercando di individuare livelli diversi per le sottoaree (quartieri, sezioni di censimento, ecc.).<sup>101</sup>

Il valore delle concentrazioni dipende dalle emissioni e dalle condizioni atmosferiche che favoriscono o meno la dispersione degli agenti nell'aria.<sup>102</sup> Questi due fattori variano in modo notevole nel tempo. L'utilizzo intensivo degli impianti di riscaldamento e l'intensità del traffico automobilistico, ma anche le condizioni del clima, creano andamenti abbastanza regolari nel corso dell'anno.

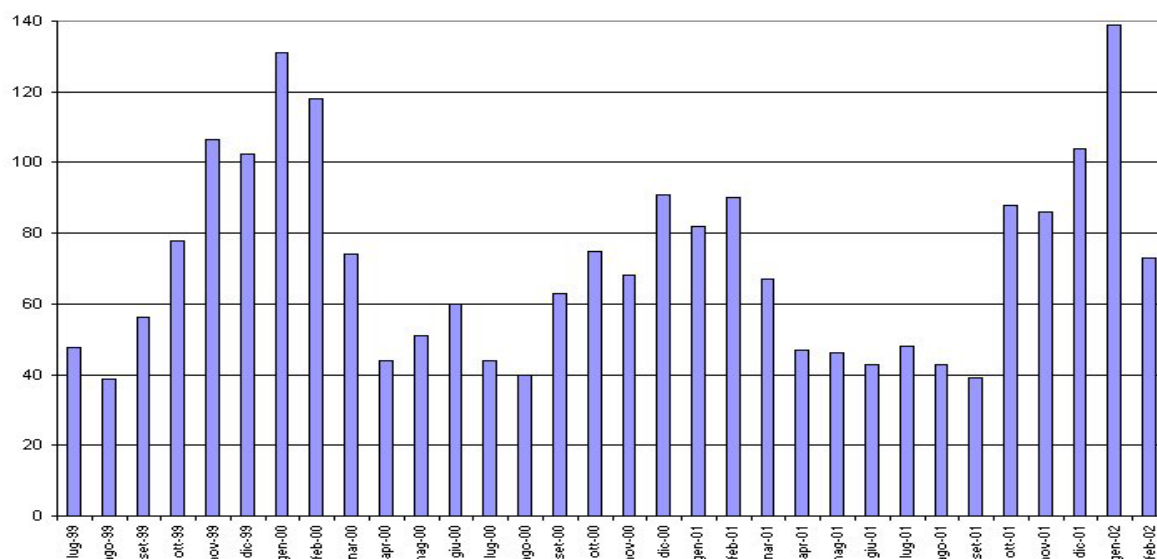
Nella figura 7 e nella tabella che la segue si può apprezzare l'andamento stagionale delle concentrazioni, con un picco nel 2000 e nel 2002 nel mese di gennaio e in genere nel periodo ottobre-febbraio.

---

<sup>101</sup> v. anche: <http://www.ktl.fi/expolis/expolis2000/32.html>, da cui si deduce che in certi casi il valore medio ottenuto dai rilevamenti fissi è anche migliore della somma dei possibili rilevamenti personali.

<sup>102</sup> Un fenomeno particolarmente importante è quello dell'inversione termica. In presenza di un'inversione del gradiente termico verticale, infatti, le concentrazioni diventano elevate. Per un'analisi delle relazioni tra inversione termica e concentrazioni di inquinanti, e in modo specifico del fenomeno dell'inversione radiativa, che è spesso rilevante nelle aree urbane, in particolare tra il tramonto e le ore mattutine, si veda Landi et al. [2001].

**Figura 7**  
**Medie mensili del PM10 di via Consolata nel periodo luglio 1999 - febbraio 2002 (mcg/m<sup>3</sup>)**



Fonte: [www.comune.torino.it/ambiente/inquinamento](http://www.comune.torino.it/ambiente/inquinamento)

**Tabella 28**  
**Medie mensili delle concentrazioni del PM10 a Torino**

	1999	2000	2001
Gennaio	94	131	82
Febbraio	86	118	90
Marzo	80	74	67
Aprile	39	44	47
Maggio	47	51	46
Giugno	39	60	43
Luglio	48	44	48
Agosto	39	40	43
Settembre	56	63	39
Ottobre	78	75	88
Novembre	107	68	86
Dicembre	102	91	103

Fonte Arpa Piemonte.

Per consentire di avere una misura che tenga conto di tutte queste variazioni, quindi, nelle ricerche disponibili si è sempre utilizzato il valore medio annuo.<sup>103</sup>

Oltre alla variabilità stagionale, un altro elemento importante è costituito dalle differenze esistenti tra le diverse zone della città. Nella tabella 29 sono contenuti i valori del PTS (Particolato

<sup>103</sup> La ricerca WHO [Filliger et al., 1999] si basa su dati di "esposizione media annuale" e lo stesso la ricerca CEAS [2000].

totale sospeso)<sup>104</sup> rilevati nelle cinque stazioni di rilevamento. Come si può vedere i valori sono molto diversi tra loro, risentendo in particolar modo della vicinanza alle fonti di emissione e in primo luogo del traffico veicolare.

**Tabella 29**

**Media annuale della concentrazione del Particolato Totale Sospeso nelle diverse stazioni di rilevamento della Città di Torino**

	1999 mcg/m <sup>3</sup>	2000 mcg/m <sup>3</sup>
Consolata	95	104
Grassi/Aeroporto	119	136
Rebaudengo/C.so Vercelli	110	103
Lingotto/Di Vittorio	79	86
Piazza Rivoli	109	125

Fonte : Arpa Torino.

La rilevazione ufficiale del PM10 è però effettuata soltanto nella stazione della Consolata, nel centro della città, e quindi i confronti con i valori limite fissati dalla normativa europea vengono fatti con le concentrazioni rilevate in quella stazione.

**Tabella 30**

**Concentrazioni medie annue del PM10 nella stazione della Consolata**

	1999	2000	2001
Consolata	67,9	71,3	65,1

Per quanto riguarda il valore limite per le 24 ore per la protezione della salute umana, per il quale la normativa prevede la possibilità di superamento non più di 35 volte in un anno<sup>105</sup>, si riportano nelle tabelle seguenti il numero di superamenti delle soglie nei diversi mesi del 1999, del 2000 e del 2001 rilevati con il campionatore di via della Consolata che utilizza il metodo ufficiale italiano (DM 25/11/94).<sup>106</sup>

Come si vede nel 1999, il numero dei superamenti è molto superiore a quanto previsto dalla Direttiva 1999/30/CE del 22 aprile 1999, nonostante che nel complesso dell'anno i giorni per cui esistono rilevamenti validi siano poco più della metà.

<sup>104</sup> Si ricorda che il rilevamento ufficiale del PM10 è solo quello rilevato nella stazione della Consolata.

<sup>105</sup> Si veda la tabella 25 per i valori limite stabiliti per i diversi anni.

<sup>106</sup> Nel periodo dal 1.1.99 al 30.5.99 è stato usato un campionatore Andersen al Alto Volume.

Per il 2000 i dati sono molto più completi, arrivando a coprire il 97 per cento dei giorni e questo determina anche un notevole incremento dei superamenti del livello di  $75 \text{ mcg/m}^3$  che sono passati da 58 a 117.

Nel 2001 in autunno c'è stato un guasto nel rilevatore e quindi i dati validi sono stati meno dell'anno precedente. Considerato che il problema si è verificato in un periodo di forte inquinamento, è da presumere che il numero di superamenti della soglia (abbassata da 75 a  $70 \text{ mcg/m}^3$ ) sarebbero stati ancora più numerosi.

Si noti che complessivamente il livello del PM10 nel 2001 è diminuito rispetto al 2000, ma sono diminuiti anche i limiti previsti dalle norme europee, passati da 75 a  $70 \text{ mcg/m}^3$ , e quindi nel 2001 i superamenti del limite giornaliero sono risultati percentualmente più numerosi rispetto all'anno precedente.

**Tabella 31**

**Superamenti del limite giornaliero previsto dal Direttiva 1999/30/CE del 22 aprile 1999 per il PM10. Centralina della Consolata. 1999**

	<i>Livelli &gt;75 mcg/m<sup>3</sup><sup>107</sup></i>	<i>Rilevamenti</i>	<i>Giorni del mese</i>	<i>Percentuale dei giorni &gt;75 mcg/m<sup>3</sup> sul totale dei rilevamenti</i>
Gennaio	7	10	31	70,0
Febbraio	6	11	28	54,5
Marzo	1	3	31	33,3
Aprile	1	8	30	12,5
Maggio	0	12	31	0,0
Giugno	0	11	30	0,0
Luglio	0	30	31	0,0
Agosto	1	30	31	3,3
Settembre	1	24	30	4,2
Ottobre	11	22	31	50,0
Novembre	7	8	30	87,7
Dicembre	23	31	31	74,2
<b>Totale</b>	<b>58</b>	<b>200</b>	<b>365</b>	<b>29,0</b>

<sup>107</sup> La Direttiva 1999/30/CE prevede per il limite di  $50 \text{ mcg/m}^3$  un margine di tolleranza che per il 1999 e il 2000 arriva al 50%, facendo sì che per questi due anni il limite sia di  $75 \text{ mcg/m}^3$ . Dal 1 gennaio 2001 il margine si riduce per arrivare allo 0% entro il 1 gennaio 2005 e quindi per il 2001 il limite diventa  $70 \text{ mcg/m}^3$ .

**Tabella 32**

**Superamenti del limite giornaliero previsto dal Direttiva 1999/30/CE del 22 aprile 1999 per il PM10.  
Centralina della Consolata. 2000**

	<i>Livelli &gt;75 mcg/m3</i>	<i>Rilevamenti</i>	<i>Giorni del mese</i>	<i>Percentuale dei giorni &gt;75 mcg/m3 sul totale dei rilevamenti</i>
Gennaio	26	28	31	92,9
Febbraio	20	28	29	71,4
Marzo	13	29	31	44,8
Aprile	1	30	30	3,3
Maggio	0	31	31	0,0
Giugno	6	30	30	20,0
Luglio	1	30	31	3,3
Agosto	0	31	31	0,0
Settembre	7	29	30	24,1
Ottobre	12	28	31	42,9
Novembre	11	30	30	36,7
Dicembre	20	31	31	64,5
<b>Totale</b>	<b>117</b>	<b>355</b>	<b>366</b>	<b>33,0</b>

**Tabella 33**

**Superamenti del limite giornaliero previsto dal Direttiva 1999/30/CE del 22 aprile 1999 per il PM10.  
Centralina della Consolata. 2001**

	<i>Livelli &gt;70 mcg/m3</i>	<i>Rilevamenti</i>	<i>Giorni del mese</i>	<i>Percentuale dei giorni &gt;70 mcg/m3 sul totale dei rilevamenti</i>
Gennaio	20	29	31	69,0
Febbraio	17	27	28	63,0
Marzo	13	31	31	41,9
Aprile	2	30	30	6,7
Maggio	1	28	31	3,6
Giugno	2	28	30	7,1
Luglio	3	30	31	10,0
Agosto	3	31	31	9,7
Settembre	4	30	30	13,3
Ottobre	12	18	31	66,7
Novembre	14	23	30	60,9
Dicembre	20	24	31	83,3
<b>Totale</b>	<b>111</b>	<b>329</b>	<b>365</b>	<b>33,7</b>

## **2.2 Gli esiti sanitari dell'inquinamento atmosferico a Torino**

Le ricerche che si propongono di stimare i costi delle conseguenze sanitarie dell'inquinamento non possono, per limiti oggettivi di tempo e di risorse, intervenire nella fase della raccolta dei dati ambientali. Per tale motivo la scelta e la stima di tali dati è vincolata dalla disponibilità di serie storiche e - tenendo anche conto che, sul fronte epidemiologico, non è sempre possibile procedere a nuove stime di funzioni di rischio - dalla disponibilità anche delle funzioni di rischio attendibili e utilizzabili per la realtà oggetto di studio.<sup>108</sup>

Queste considerazioni spiegano come mai nella maggior parte degli studi d'impatto più recenti utilizzano i dati sul PM10<sup>109</sup> anche se recentemente l'attenzione si sta concentrando anche sul PM2,5, la frazione più fine del PM10, responsabile dei maggiori danni a carico della salute umana. Dato il carattere della ricerca è sembrato quindi consigliabile seguire la strada più sicura, lasciando eventualmente ad una seconda fase del lavoro la possibilità di valutare gli impatti anche di altri inquinanti.<sup>110</sup>

### *2.2.1 Scelta delle patologie considerate.*

Come abbiamo visto nella parte generale, gli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 possono riguardare sia l'aumento della mortalità, sia l'aumento della probabilità di contrarre alcune patologie, in particolare a carico dell'apparato respiratorio e cardiocircolatorio. Nel lungo periodo è probabile che esistano altri effetti negativi sulla salute umana, ma non sono ancora disponibili dati epidemiologici localizzati che permettano di inferire con un ragionevole grado di certezza la relazione tra emissioni e tali patologie. Nelle prossime pagine affronteremo prima l'impatto del PM10 sulla mortalità a Torino e passeremo poi agli altri esiti sanitari.

### *2.2.2 Le funzioni di rischio utilizzate: nota generale*

Considerato che l'approfondimento degli aspetti epidemiologici non rientra tra gli obiettivi di uno studio di tipo economico, in questa sede non si è provveduto a stimare le funzioni di rischio,

---

<sup>108</sup> Su questo punto, come si è visto nella prima parte, la scelta del PM10 come indicatore del livello di inquinamento ha poche alternative. Il PM10 è infatti l'unico inquinante per cui per Torino siano state fatte attendibili stime degli impatti in termini di esiti sanitari..

<sup>109</sup> Si vedano gli studi svolti per conto dell'Organizzazione della Sanità [CEAS, 2000a, 2000b; Künzli et al., 1999]. Un'eccezione è costituita dal lavoro del Gruppo Ad-Hoc del Governo Inglese, che utilizza dati di tutti gli inquinanti principali, esclusi il piombo e il benzene [Department of Health, 1999].

<sup>110</sup> Il monitoraggio degli inquinanti, comunque, ha interessato anche CO, NO2, SO2, O3 e PTS (del quale il PM10 è una frazione) e per questi inquinanti il software messo a punto dall'OMS permette di valutare gli esiti sanitari.



per le quali – come si è visto - esistono studi ad hoc che ormai hanno stabilito, con un ragionevole grado di precisione, i coefficienti da utilizzare per la quantificazione degli esiti.

Come vedremo nel dettaglio più avanti, non è stato neppure possibile utilizzare un'unica fonte. Il criterio seguito è stato quello di impiegare le funzioni di rischio basate sui dati stimati direttamente per la Città di Torino [Misa, 2001], e quando questi non erano disponibili di utilizzare stime basate sulle principali città italiane o provenienti dalle ricerche OMS più volte citate [Misa, 2001; CEAS, 2000a, 2000b; Künzli et al., 1999]. Nella tabella seguente sono riepilogate tutte le funzioni di rischio impiegate nella stima degli esiti sanitari attribuibili al PM10 a Torino. In alcuni casi le funzioni si riferiscono al medesimo esito ad esiti molto simili, si vedranno più avanti le ragioni di questa scelta.

**Tabella 34**  
**Funzioni di rischio utilizzate per stimare gli esiti sanitari a Torino**

Esito	Stima centrale	Limite inferiore 95%	Limite superiore 95%	Note	Fonte
Mortalità totale (30 anni e oltre)	1,026	1,009	1,043	Torino 1995-1998	<i>Cadum et al., 2001</i>
Mortalità totale (0-64 anni)	1,003	-1,004	1,010	Metanalisi (Italia, 1995-1998)	<i>Misa, 2001</i>
Mortalità totale (65-74 anni)	1,013	1,002	1,024	Metanalisi (Italia, 1995-1998)	<i>Misa, 2001</i>
Mortalità totale (75 anni e oltre)	1,014	1,008	1,021	Metanalisi (Italia, 1995-1998)	<i>Misa, 2001</i>
Mortalità totale	1,013	1,006	1,019	Metanalisi (Italia, 1995-1998)	<i>Misa, 2001</i>
Ricoveri ospedalieri per cause cardiocircolatorie	1,009	1,006	1,013	Metanalisi	<i>CEAS, 2000b</i>
Ricoveri ospedalieri per cause cardiache	1,002	-1,003	1,008	Torino 1991-1998	<i>Cadum et al., 2001</i>
Ricoveri ospedalieri per cause respiratorie	1,021	1,015	1,028	Torino 1991-1998	<i>Cadum et al., 2001</i>
Bronchiti acute (Bambini <15 anni)	1,306	1,135	1,502	Metanalisi	<i>CEAS, 2000b</i>
Attacchi di asma (Bambini <15 anni)	1,051	1,047	1,055	Metanalisi	<i>CEAS, 2000b</i>
Attacchi di asma (Adulti 15 anni e oltre)	1,004	1,000	1,008	Metanalisi	<i>CEAS, 2000b</i>
Giorni di ridotta attività (adulti 20 anni e oltre)	1,094	1,079	1,109	Metanalisi	<i>CEAS, 2000b</i>

Fonte: nostra elaborazione

### 2.2.3 *L'approccio prescelto: il metodo della disponibilità a pagare per la riduzione del rischio e la valutazione parziale dei costi della mortalità e della morbilità*

Anche per quanto riguarda la stima dei costi si è cercato di utilizzare per quanto possibile dati localizzati per la Città di Torino.<sup>111</sup> Da un punto di vista metodologico, pur tenendo conto dei principali contributi apparsi in letteratura negli ultimi anni, il riferimento principale che si è deciso di utilizzare è la sezione dedicata alla valutazione economica della già citata ricerca realizzata per l'Ufficio Regionale Europeo dell'Organizzazione Mondiale della Sanità, presentata a Londra nel giugno 1999 alla Conferenza Ministeriale sull'Ambiente e la Sanità [Sommer et al., 1999]. Tale studio si proponeva di valutare i costi sanitari dell'inquinamento atmosferico legato al traffico in Austria, Francia e Svizzera, utilizzando dati confrontabili e una metodologia comune per i tre paesi.<sup>112</sup>

In tale lavoro, i ricercatori hanno adottato, come approccio principale per la valutazione dei costi legati alla mortalità e della morbilità, il metodo della disponibilità individuale a pagare per una riduzione del rischio di morte [Sommer et al., 1999]<sup>113</sup>, considerato lo strumento che meglio tiene conto delle diverse voci di costo e che rispetto ai metodi del capitale umano ha basi più solide nella teoria economica.

A questa valutazione, definita "principale", Sommer et al. [1999] hanno comunque aggiunto una valutazione "parziale", condotta in maniera diversa nei tre diversi paesi in base alle specifiche esigenze. In linea generale, questa valutazione parziale ha preso in esame la perdita scontata di produzione o consumo potenziale futuro, provocata dai decessi prematuri, e – per quanto riguarda la morbilità - ha cercato di quantificare alcune delle risorse impiegate nel processo di cura e di assistenza. La definizione di "parziale" di tale approccio fa riferimento al fatto che tale stima non

---

<sup>111</sup> Non sempre questo è stato possibile e si è fatto ricorso ai dati disponibili che approssimassero meglio il contesto torinese

<sup>112</sup> Per procedere alla valutazione della quota di inquinamento imputabile al traffico i ricercatori hanno comunque utilizzato un approccio indiretto, partendo dagli effetti complessivi dell'inquinamento sulla popolazione.

<sup>113</sup> Come si è visto, mancando le risorse per compiere un'indagine *ad hoc* e in assenza di ricerche precedenti dalle quali derivare i valori, le stime sono state mutate da studi empirici riferiti in primo luogo agli incidenti stradali [Sommer et al., 1999]. A questo proposito si rimanda a quanto detto nella Prima Parte a proposito del fatto che, a causa di un minor elemento di volontarietà nel rischio derivante dall'inquinamento atmosferico, la disponibilità a pagare per la riduzione del rischio di morte ad esso associato può essere più elevata di quella per il rischio di morte per incidente d'auto o per rischi maggiormente legati a comportamenti volontari o comunque evitabili [Cookson, 2000; Panella et al., 1999].

considera i costi intangibili legati alla morte e alla morbilità e, in realtà, non esaurisce neppure lo spettro dei costi diretti.<sup>114</sup>

La scelta di prendere il lavoro di Sommer et al. [1999] come riferimento appare giustificata in quanto si tratta del lavoro più completo realizzato in Europa, portato avanti da un gruppo di esperti delle diverse discipline, utilizzando stime epidemiologiche calcolate ad hoc e confrontando paesi diversi. Questo approccio, che non trova origine in realtà troppo specifiche, dovrebbe permettere di generalizzare il metodo utilizzato anche a situazioni diverse come quella italiane e in particolare della Città di Torino.

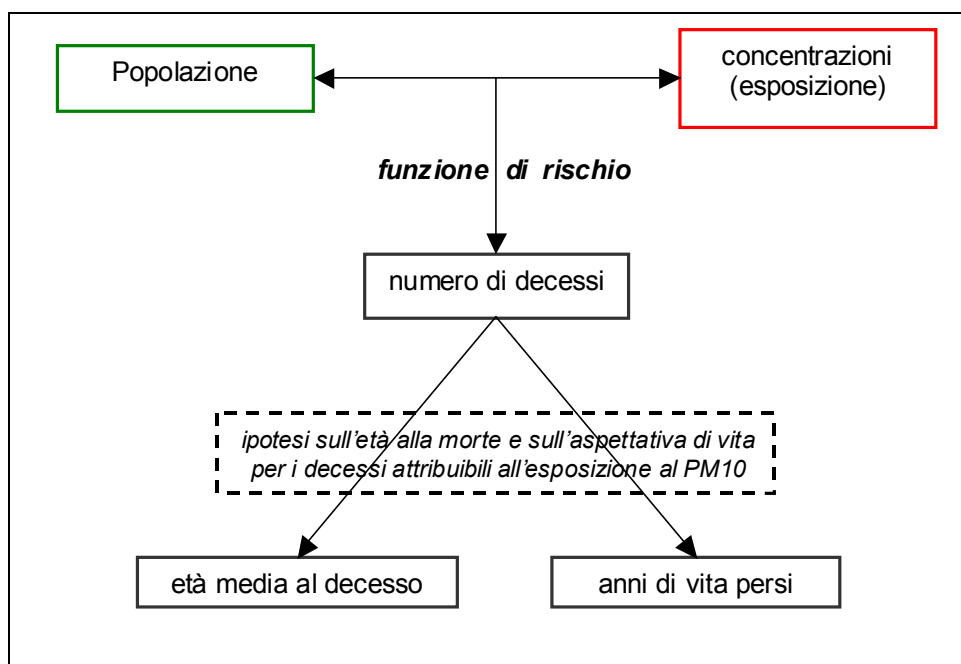
---

<sup>114</sup> Per difficoltà di stima o per scelte prudenziali solo alcuni dei costi diretti sono stati inseriti nel calcolo dei costi di cura per i diversi esiti sanitari. Si veda la prima parte.

### 2.3 il PM10 e la Mortalità

Per la mortalità le funzioni di rischio restituiscono il numero di decessi prematuri attribuibili a concentrazioni fisse di PM10. Come si è visto, però, non ci dicono niente sull'anticipo del decesso, sull'età alla morte e quindi sul numero di anni di vita perso a causa dell'inquinamento. Questa limitazione dell'analisi costituisce un problema aperto per le future ricerche epidemiologiche, ma impone all'economista, che si propone di assegnare un costo agli esiti stimati, di fare alcune ipotesi su tali variabili, in modo da avere una quantificazione della mortalità in termini di anni di vita piuttosto che di numero di decessi.

Figura 8



Fonte: nostra elaborazione

Il problema si pone in maniera leggermente diversa se per stimare il costo della mortalità si utilizza il metodo del Capitale Umano piuttosto che la Disponibilità a Pagare per ridurre il rischio di morte prematura.

Seguendo il primo approccio si cerca di dare un valore alla perdita di produzione conseguente al decesso prematuro, e per far questo è quindi necessaria una stima del numero di anni di vita persi. Nel secondo caso, non c'è una relazione lineare tra anni di vita persi e disponibilità a pagare

per ridurre il rischio<sup>115</sup>, mentre, come si è visto nella prima parte, c'è una relazione con l'età, che assume una forma a U rovesciata.

### 2.3.1 Il numero di decessi anticipati

In mancanza di qualsiasi informazione, la strada più semplice per ottenere una stima del numero di anni persi sarebbe quella di calcolare l'età media alla morte e la relativa aspettativa di vita per la popolazione considerata, e utilizzare tale aspettativa di vita come approssimazione per il numero di anni di vita persi a causa dell'esposizione al PM10 e per l'età al decesso.

Le ricerche epidemiologiche e cliniche, però, hanno in genere evidenziato, con maggiore o minore enfasi, che il decesso prematuro interessa soprattutto individui con una condizione di salute già compromessa, e che quindi l'inquinamento agirebbe da fattore aggravante di patologie preesistenti, piuttosto che provocare il decesso di persone in buone condizioni di salute. Inoltre i decessi non avrebbero una struttura per età uguale a quella della mortalità totale e non potrebbero essere attribuiti allo stesso modo a tutte le cause naturali.

Per stimare l'età media alla morte dei decessi attribuibili le strade possono quindi essere due. In primo luogo, può essere stimata l'età media alla morte per le patologie più rilevanti per quanto riguarda la mortalità attribuibile al PM10. Oppure, se sono disponibili, si utilizzano funzioni di rischio specifiche per età per stimare il numero di decessi nelle singole classi di età, e si calcola poi la vita media al decesso all'interno di tali classi.

Il primo approccio – come si è visto - è quello utilizzato nella ricerca OMS, nella quale il numero di anni di vita persi è stato stimato come aspettativa di vita all'età media per i decessi a causa di patologie cardiovascolari e respiratorie e per i tumori al polmone [Sommer et al., 1999].

La seconda strada può essere in qualche modo percorsa in questa ricerca, in quanto sono disponibili funzioni di rischio per tre grandi gruppi di età [MISA, 2001]:

- ✓ fino a 64 anni;
- ✓ 65-74 anni
- ✓ 75 anni e oltre.

La disponibilità di queste informazioni, pur nella loro limitata articolazione per età<sup>116</sup> permette di fare ipotesi un po' più precise.

---

<sup>115</sup> Anche perché le indagini empiriche in genere sono costruite in modo da misurare la disponibilità individuale a pagare per ridurre il rischio di morte, e non per guadagnare un certo numero di anni di vita.

<sup>116</sup> Non è stato possibile ottenere stime per le classi di età più giovani a causa del ridotto numero di morti che rende statisticamente inaffidabili i risultati.

Per quantificare il numero di anni persi, come si è visto nella prima parte, si calcola il numero di decessi per ogni classe di età per cui esiste una funzione di rischio, con la seguente formula generale [CEAS, 2000b]:

$$(esiti attribuibili) \quad E_{ji} = A_{ji} * B_j * \Delta_i * P$$

Dove  $A_{ji}$  (proporzione dell'esito sanitario  $J$  attribuibile al valore delle concentrazioni dell'inquinante  $i$ <sup>117</sup>) è uguale a  $(RR-1)/RR$  (con  $RR$  uguale al rischio relativo);

$B_j$  = tasso di base dell'esito sanitario  $j$ <sup>118</sup>;

$\Delta_i$  = variazione nel livello dell'inquinante considerato  $i$ , ottenuta dai dati delle stazioni di rilevamento;

$P$  = popolazione esposta agli effetti dell'inquinante considerato.

Il tasso base dell'esito sanitario  $B$  a sua volta può essere definito come la proporzione della popolazione che sarebbe stata interessata dall'esito in assenza, o con un livello base, di inquinamento [Künzli et al., 1999; CEAS, 2000b] ed è ottenuto con la formula seguente:

$$(Tasso base dell'esito sanitario<sup>119</sup>) \quad B = B_0 / [1+(RR-1)(\Delta_i/10)]$$

Dove  $B_0$  è il tasso osservato dell'esito sanitario (tasso di mortalità, percentuale di ricoveri sul totale della popolazione, prevalenza o incidenza di una patologia) e  $RR$  è la funzione di rischio.

<sup>117</sup> In realtà, come si è visto, la funzione di rischio viene calcolata per variazioni standard del livello di concentrazione dell'inquinante, in genere  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , e la proporzione attribuibile viene calcolata stimando l'eccesso di inquinante rispetto ad un livello di base arbitrario, che può essere 20, 30 o  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . In altre parole, se il livello medio della concentrazione di PM10 per il periodo considerato è  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , la funzione di rischio è di 0,01 per ogni  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , e il livello base prescelto  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , la proporzione attribuibile è uguale a:  $(0,01/10)*(60-30)=0,03$ . Ciò significa che per una concentrazione di  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  il 3 per cento dei decessi prematuri è attribuibile all'esposizione al PM10.

<sup>118</sup> In linea generale  $F$  può essere definito in due modi. Come la "prevalenza", che stima la frequenza relativa di un dato fenomeno in una popolazione stabile, detta coorte, che viene seguita nel tempo; oppure come "incidenza", che stima i casi sulla popolazione in un dato momento, indipendentemente dallo stato evolutivo in cui si trovano [Jefferson et al., 1998]. Nel caso della mortalità si utilizza il tasso di mortalità di una popolazione in un dato periodo di tempo, in genere un anno, e non si segue una generazione per tutto l'arco della sua vita. Si utilizza quindi l'incidenza della morte sul totale della popolazione.

<sup>119</sup> Si tratta di quello che i ricercatori CEAS definiscono *population baseline*.

Applicando la formula proposta sopra alla mortalità possiamo stimare il numero di decessi prematuri annui attribuibili al livello medio di PM10 della Città di Torino ( $D_{PM10}$ ), corrispondente alla somma dei decessi attribuibili nelle diverse classi di età.

$$(decessi\ attribuibili\ al\ PM10) \quad D_{PM10} = \sum E_i$$

Nello stimare gli esiti attribuibili, è importante tenere presente che esiste un livello che non deve essere considerato un valore di soglia, ma un livello minimo, che deve rappresentare un realistico obiettivo da raggiungere<sup>120</sup>. Si è quindi deciso, sull'esempio di quanto fatto dall'OMS, di utilizzare il livello di  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , corrispondente allo standard USA, come valore di riferimento [CEAS, 2000b]. In appendice si riportano i calcoli anche per i livelli di 20 e  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , limiti previsti per la Fase 2 e Fase 1 dalla Direttiva 1999/30/CE del 22 aprile 1999.<sup>121</sup>

In primo luogo si è quindi proceduto al calcolo della proporzione attribuibile dei decessi prematuri, in base ai livelli medi di PM10 rilevati nella Città di Torino nel periodo 1995-1998 e poi per gli ultimi tre anni, nei quali il PM10 è stato rilevato direttamente, 1999, 2000 e 2001.

**Tabella 35**  
**Proporzione attribuibile dei decessi per incrementi di  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Torino media annua 1995-1998**

Età	Media annua concentrazioni del PM10	Proporzione di decessi attribuibile a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM10	
		%	Intervallo di confidenza 95 %
0-64 anni	63,8	0	0      1,0
65-74 anni	63,8	0,4	0      1,4
75 anni e oltre	63,8	1,5	0,9      2,1

A partire dalle stime delle ultime tre colonne della tabella precedente e utilizzando la formula proposta in precedenza è possibile costruire la tabella 33, che contiene il numero annuo di decessi prematuri attribuibili al PM10 nella Città di Torino per il periodo 1995-1998.

<sup>120</sup> A questo proposito si deve notare che Künzli et al. [1999], pur ammettendo che non esistono prove dell'esistenza di un livello di soglia, stimano gli esiti a partire da un livello base di  $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , considerato il livello minimo per gli aggregati territoriali considerati. Nel caso di una grande città, tale livello è certamente irrealistico, e si è quindi preferito seguire quanto fatto dal Centro Europeo Ambiente e Sanità dell'OMS [CEAS, 2000b].

<sup>121</sup> Si veda la Tabella 26  
Valori limite per le particelle PM10.

**Tabella 36**  
**Numero di decessi attribuibili. Torino media annua 1995-1998**

Età	Media annua concentrazioni del PM10	Proporzione di decessi attribuibile a concentrazioni di PM10 oltre 30 µg/m <sup>3</sup>	Decessi attribuibili		
			Intervallo di confidenza 95 %		
		(Stima e limiti intervallo di confidenza 95%)			
0-64 anni	63,8	0 (0; 3,24)	<b>0</b>	0	44
65-74 anni	63,8	0,4 (0; 4,46)	<b>24</b>	0	79
75 anni e oltre	63,8	4,75 (2,93; 6,79)	<b>213</b>	131	291
<b>Totale</b>	63,8		<b>237</b>	<b>131</b>	<b>414</b>

Per gli anni 1999, 2000 e 2001 si è ripetuto il medesimo procedimento, per semplicità nella tabella che segue sono riportate soltanto le stime del numero di decessi attribuibili all'esposizione al PM10.

**Tabella 37**  
**Numero di decessi attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, 1999, 2000, 2001**

Età	1999		2000		2001	
	Decessi attribuibili	Intervallo di confidenza 95%	Decessi attribuibili	Intervallo di confidenza 95%	Decessi attribuibili	Intervallo di confidenza 95%
0-64	0	(0; 49)	0	(0; 53)	0	(0; 45)
65-74	27	(0; 89)	29	(0; 97)	25	(0; 84)
75+	243	(150; 332)	271	(167; 369)	240	(148; 328)
<b>Totale</b>	<b>270</b>	<b>(150; 470)</b>	<b>300</b>	<b>(167; 519)</b>	<b>265</b>	<b>(148; 457)</b>

### 2.3.2 Gli anni di vita persi

Si è detto in diverse occasioni che per ottenere una corretta valutazione dei costi, qualsiasi sia il metodo prescelto<sup>122</sup>, è necessario passare dal numero di decessi prematuri al numero di anni di vita persi e che per fare una stima precisa sarebbe necessario conoscere l'età alla morte per tutti i

<sup>122</sup> Qualsiasi sia il metodo che si utilizza per stimare il valore di una vita statistica, o piuttosto di un anno di vita statistica, il valore che si ottiene è influenzato dalle caratteristiche del soggetto interessato. Si è visto nella Prima Parte come, sia il metodo del capitale umano, che utilizza i redditi futuri persi, sia gli approcci basati sulla disponibilità individuale a pagare portano a risultati molto diversi per le diverse classi di età e per diverse condizioni iniziali di salute. Il calcolo delle funzioni specifiche di mortalità per età ci permette di affrontare il primo punto, mentre resta irrisolta la questione delle condizioni iniziali degli individui esposti agli effetti del PM10.



decessi attribuibili<sup>123</sup>. Si è visto che questa informazione non è disponibile, e che per la Città di Torino esistono funzioni di rischio soltanto per tre classi di età: *0-64 anni*, *65-74 anni* e *75 anni e oltre*.

Questa limitazione ha reso necessarie alcune ipotesi sull'età alla morte, basate sul calcolo dell'età media alla morte all'interno delle classi considerate, i cui risultati sono riassunti nella tabella che segue

**Tabella 38**  
**Aspettativa media per classe di età alla morte**

Età	Età media alla morte della classe	Aspettativa di vita per l'età media alla morte della classe (anni)
0-64	56	23,5
65-74	70	13,0
75+	84	5,6

Fonte: Nostra elaborazione su dati Istat

L'aggiustamento dell'aspettativa di vita per la classe di età, potrebbe essere seguito da quello per le cattive condizioni di salute in cui probabilmente si trovano gli individui più esposti al rischio di morte prematura. Dato che mancano informazioni precise sulle condizioni di salute individuali e che comunque le cattive condizioni di salute possano anch'esse essere imputate all'esposizione prolungata all'inquinamento atmosferico, seguendo Sommer et al. [1999] si è preferito non apportare un'ulteriore correzione e si è utilizzata l'aspettativa di vita media per l'età media alla morte delle tre classi di età.

Gli anni di vita persi sono quindi stati stimati con il seguente calcolo:

$$(anni\ di\ vita\ persi) \quad A_i = \sum B_i * D_{PM10}$$

dove  $D_{PM10}$  sono i decessi prematuri e

$B_i$  è l'aspettativa di vita per le classi di età  $i$ .

L'aspettativa di vita è stata calcolata in base alle tavole di mortalità della popolazione italiana e potrebbe quindi non rispecchiare esattamente la situazione torinese, a causa soprattutto di una diversa distribuzione per età. In base alle statistiche sulla vita media della popolazione torinese, si è

---

<sup>123</sup> In realtà anche in questo modo la stima non potrebbe essere precisa, in quanto l'aspettativa di vita per gli individui soggetti ai maggiori rischi derivanti dall'esposizione al PM10 potrebbe, a causa di uno stato di salute non ottimale, essere minore di quella della relativa classe di età.

comunque ritenuto che l'errore fosse da considerarsi trascurabile e che fosse accettabile il dato nazionale.

**Box 28****Anni di vita persi a causa dell'inquinamento atmosferico**

Anni di vita persi = (decessi stimati \* anticipazione media del decesso)

Applicando la formula per tutte e tre le classi di età si ottiene la Tabella 39 che contiene il numero di anni di vita persi a causa dell'esposizione al PM10 a Torino in media ogni anno tra il 1995 e il 1998.

**Tabella 39****Anni di vita persi a causa dell'esposizione al PM10. Torino media annua 1995-1998**

<b>Età</b>	<b>Numero di casi (limiti dell'intervallo di confidenza 95%)</b>	<b>Aspettativa di vita per l'età media alla morte della classe</b>	<b>Anni di vita persi (limiti dell'intervallo di confidenza 95%)</b>
0-64	0 (0; 44)	23,5	0 (0; 1.034)
65-74	24 (0; 79)	13,0	312 (0; 1.027)
75+	213 (131; 291)	5,6	1.193 (734; 1.630)
<b>Totale</b>	<b>237 (131; 414)</b>	<b>n.a.</b>	<b>1.505 (734; 3.691)</b>

Utilizzando le funzioni di rischio stimate nella Metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico (MISA), e le statistiche sulla mortalità nella Città di Torino, si è potuto stimare il numero medio di anni di vita persi ogni anno a causa dell'esposizione al PM10 nel periodo 1995-1998. Il risultato di circa 1.500 anni è influenzato da alcune ipotesi sulla distribuzione per età dei decessi all'interno delle tre classi di età per cui lo studio MISA fornisce le funzioni di rischio e sull'aspettativa di vita dei soggetti a rischio, che in questa ricerca si è preferito considerare uguale a quella della relativa classe di età.

Per il 1999, 2000 e 2001, il numero complessivo degli anni di vita persi oscilla tra circa 1.400 nel 1999 e quasi 1.900 nel 2000, confermando sostanzialmente, sia pure con una lieve crescita – dovuta sia ai maggiori livelli di inquinamento, sia al maggior numero di anziani, che risultano ogni anno più numerosi tra la popolazione di Torino - i dati del periodo 1995-1998.

**Tabella 40****Anni di vita persi a causa dell'esposizione al PM10. Torino. 1999, 2000, 2001**

<b>Età</b>	<b>1999</b> <i>(limiti dell'intervallo di confidenza 95%)</i>	<b>2000</b> <i>(limiti dell'intervallo di confidenza 95%)</i>	<b>2001</b> <i>(limiti dell'intervallo di confidenza 95%)</i>
0-64	0 (0; 1.151)	0 (0; 1.246)	0 (0; 1.058)
65-74	351 (0; 1.157)	377 (0; 1.261)	325 (0; 1.092)
75+	1.361 (840; 1.859)	1.518 (941; 2.066)	1.344 (829; 1.837)
<b>Totale</b>	<b>1.712 (840; 4.168)</b>	<b>1.895 (941; 4.573)</b>	<b>1.669 (829; 3.986)</b>

Nel prossimo capitolo agli anni di vita persi a causa dei decessi prematuri attribuibili all'esposizione al PM10 sarà attribuito un valore monetario utilizzando l'approccio del capitale umano, basato sulla stima del valore della perdita di produzione e con il calcolo dei VOLY (Value Of Statistical Life), una stima del valore della vita umana che tiene conto del numero di anni persi piuttosto che dare un valore identico a tutti i decessi come può avvenire con il metodo della disponibilità a pagare.

### 2.3.3 L'età media al decesso

Per utilizzare il metodo della disponibilità a pagare è necessaria una piccola integrazione. A differenza dell'approccio del Capitale Umano e della stima del VOLY, infatti, il metodo della WTP non prevede l'uso degli anni di vita persi per calcolare il costo della mortalità. Le indagini empiriche, invece, sono in genere costruite in modo da invitare gli individui ad assegnare un valore alla riduzione della probabilità statistica di morte, indipendentemente dal numero di anni guadagnati. Ciò che gli individui sono chiamati a valutare non è un periodo di tempo (un certo numero di anni di vita), ma una variazione di probabilità (una variazione nel rischio statistica di decesso prematuro).

Il fatto che non si utilizzino gli anni di vita persi, non implica che non sia necessario conoscere, o stimare, l'età media al decesso. Si è visto infatti nella prima parte che l'età e le condizioni di salute sono variabili fondamentali, che influenzano il valore della WTP<sup>124</sup>, anche se non esiste una relazione lineare tra queste variabili e la disponibilità a pagare.

Per utilizzare le stime sulla Disponibilità a pagare, quindi, è necessario calcolare l'età media al decesso per le morti provocate dall'esposizione al PM10, e applicare un fattore correttivo che tenga conto della relazione tra età e Disponibilità a Pagare. Si tratta quindi di fare uso dei dati presentati in precedenza per calcolare il dato sull'età media al decesso, che per il periodo 1995-1998 è di 83 anni circa.

<sup>124</sup> Si veda la prima parte.

**Tabella 41**  
**Età media alla morte per i decessi prematuri stimati.**

Età	Numero di casi (limiti dell'intervallo di confidenza 95%)	Età media alla morte della classe	Età media pesata (limiti dell'intervallo di confidenza 95%)
0-64	0 (0; 44)	56	n.a.
65-74	24 (0; 79)	70	n.a.
75+	213 (131; 291)	84	n.a.
<b>Totale</b>	<b>237 (131; 414)</b>	n.a.	82,6 (84; 78,4)

Nel calcolo dell'età media alla morte si è ipotizzato, come si detto prima a proposito dell'aspettativa di vita, che i decessi prematuri delle diverse classi abbiano la stessa distribuzione per età all'interno delle tre classi. Questa ipotesi non si basa su dati epidemiologici e dovrebbe quindi essere supportata da futuri approfondimenti. Si è poi ripetuto il calcolo per i tre anni successivi, e ovviamente in questo caso, dato che si utilizzano le stesse funzioni di rischio, le differenze sono minime e dovute soltanto ad una peso crescente della classe più anziana sul totale della popolazione.

**Tabella 42**  
**Età media alla morte per i decessi prematuri stimati. Torino, 1999, 2000, 2001**

	1999 (limiti dell'intervallo di confidenza 95%)	2000 (limiti dell'intervallo di confidenza 95%)	2001 (limiti dell'intervallo di confidenza 95%)
<b>Età</b>	82,6 (84; 78,5)	82,6 (84; 78,5)	82,7 (84; 78,5)

### 2.3.4 Il costo della mortalità

Si è visto nella prima parte che esiste un grandissimo numero di studi e di stime sul valore della vita statistica, anche se non esistono né una metodologia condivisa, né dei valori di riferimento che possano essere adattati per le diverse realtà. Si può rilevare, inoltre, una certa confusione tra valore della prevenzione di una fatalità statistica, cioè di un decesso prematuro; valore di un anno di vita statistico, che cerca di tenere conto del fatto che il rischio di decesso prematuro può essere diverso a seconda dell'età.

La valutazione dei costi della mortalità può essere fatta a partire dalla stima dei costi diretti, collettivi e sociali, legati ai decessi prematuri, oppure mediante una rilevazione delle preferenze degli individui riguardo il valore attribuito alle variazioni nel rischio statistico di morte. I due metodi, che sono stati presentati nel terzo capitolo della prima parte, possono, a causa del diverso approccio e delle diverse assunzioni su cui si basano, condurre a risultati molto lontani tra loro, risultati che però non possono essere sommati a causa di possibili sovrapposizioni.

Seguendo le indicazioni metodologiche della ricerca condotta per conto dell'Ufficio Regionale Europeo dell'Organizzazione Mondiale della Sanità [Sommer et al., 1999], si è proceduto a stimare i costi diretti, in termini di perdita di produzione<sup>125</sup>, e poi si è utilizzata una stima della disponibilità a pagare per la riduzione del rischio statistico di morte per ottenere un calcolo alternativo, che tenga conto anche dei costi intangibili non considerati da una rilevazione della sola perdita di produzione.

Le strade sono diverse a seconda che si utilizzi il metodo della disponibilità a pagare, piuttosto che quello della perdita di produzione potenziale. Nel primo caso, come si è visto, è necessario dare un valore alla vita statistica, eventualmente tenendo conto di fattori correttivi che possano influenzare la disponibilità individuale a pagare. Nel caso della perdita di produzione, invece, si deve assegnare un valore ad ogni singolo anno di vita perso o guadagnato, con la possibilità, anche in questo caso, di utilizzare valori diversi a seconda delle caratteristiche della popolazione a rischio.

Si è più volte notato che questi due approcci forniscono risultati molto diversi che non sono però sommabili l'uno all'altro, per il pericolo di doppio conteggio. In una situazione ottimale la disponibilità a pagare dovrebbe includere tutte le voci di costo legate al decesso prematuro (come anche agli altri esiti sanitari), i costi diretti, quelli indiretti il valore della sofferenza e degli altri costi intangibili, ma dato che nella realtà gli individui non hanno un'informazione completa di questi costi, la valutazione che possono dare non può essere considerata completa.

Come si è proceduto per la quantificazione degli esiti attribuibili, anche per la stima dei costi si procederà separatamente per i due approcci, stimando prima i costi della mortalità con l'approccio

---

<sup>125</sup> Per quanto riguarda la Francia i ricercatori hanno preferito utilizzare la perdita di consumo [Sommer et al., 1999].

del capitale umano e integrando questa valutazione con quella derivata dagli studi sulla disponibilità a pagare per la riduzione del rischio di morte.

### 2.3.5 I costi diretti della mortalità

In primo luogo si presentano i risultati di una valutazione parziale dei costi della mortalità con l'approccio della perdita di produzione lorda, che “valuta i costi di una morte prematura contando i valori scontati dei redditi futuri o dell'output di produzione che le vittime avrebbero ottenuto se non fossero morte prematuramente” [Sommer et al., 1999]. Al dato lordo, ottenuto utilizzando i dati della contabilità nazionale per l'anno di riferimento, viene applicato un appropriato tasso di sconto (che tenga conto sia del tasso previsto di crescita, che del fatto che i costi futuri vengono valutati dagli individui in maniera diversa (minore) rispetto a quelli presenti).

L'uso di questo approccio presuppone la disponibilità di alcuni elementi:

- b. numero dei decessi annui stimati in base alle funzioni di rischio prescelte<sup>126</sup>;
- c. Prodotto Interno Lordo (PIL) riferito alla popolazione e al periodo considerato (se disponibile); e/o consumi delle famiglie riferiti alla popolazione e al periodo considerato (se disponibili);
- d. entità dell'anticipazione dei decessi; è cioè necessario conoscere quanti anni (o mesi/giorni) di vita vengono persi per ogni decesso dovuto all'inquinamento atmosferico;
- e. tasso di crescita previsto del PIL;
- f. tasso di preferenza intertemporale degli individui.

**a.** Il numero dei decessi viene fornito dalle stime, i cui risultati sono stati presentati nei capitoli precedenti, effettuate sulla base del livello delle concentrazioni rilevate a Torino e alla funzione di rischio fornita dall'OMS.

**b.** Per il secondo punto si è scelto di utilizzare come indicatore della produzione lorda, il Prodotto Interno Lordo (PIL), “che tiene conto della produzione totale di un essere umano durante tutta la sua vita” [Sommer et al., 1999].

**c.** L'associazione tra l'esposizione al particolato (in particolare al PM10) e la mortalità giornaliera è ormai generalmente accettata. Una questione controversa, sulla quale le posizioni dei ricercatori sono state in questi anni abbastanza diverse tra loro, è invece quella dell'entità dell'anticipazione di tali decessi [Schwartz, 2000]. La funzione di rischio utilizzata per stimare il numero annuo di morti nulla ci dice riguardo all'età alla morte, e le ricerche empiriche hanno

---

<sup>126</sup> Questo dato è il risultato della fase epidemiologica.

portato a risultati diversi<sup>127</sup>. In mancanza di elementi certi, e considerato che gli studi epidemiologici hanno dimostrato che la maggior parte dei decessi è causata da patologie cardiovascolari e respiratorie e dal tumore al polmone, Sommer et al. [1999] hanno preferito utilizzare la struttura per età dei decessi per queste cause. Per la Svizzera, l'età media alla morte (persone > 30 anni) per le cause respiratorie e cardiovascolari e per tumore al polmone, è risultata di 80,2 anni. A partire da questo dato, per stimare gli anni di vita persi è stata utilizzata poi la speranza di vita a quell'età che, per la Svizzera, nel 1996 era di 9,5 anni<sup>128</sup> [Sommer et al., 1999]. Per Torino sono state recentemente stimate funzioni di rischio specifiche per alcune classi di età, sulla cui base si è proceduto a calcolare gli anni di vita persi e l'età media alla morte per i decessi attribuibili al PM10.

**d.** Il Tasso di crescita reale previsto, per il periodo corrispondente agli anni di vita persi viene ricavato dalle previsioni di crescita per i prossimi dieci anni<sup>129</sup>.

**e.** L'ultimo elemento necessario è il tasso di preferenza intertemporale. Se è vero che da un punto di vista della razionalità economica non esistono motivi per preferire il presente al futuro [Elster, 1983] è anche vero che molte persone valutano in maniera diversa i benefici futuri piuttosto che quelli presenti. Lo studio COST 313 sui costi degli incidenti stradali [European Commission, 1994], utilizzata come riferimento da Sommer et al. [1999], ha rilevato per i diversi paesi europei tassi di sconto variabili tra lo 0% e il 10%. In ogni caso la ricerca di Sommer et al. [1999], pur tenendo presente questi elementi, assume, senza dare spiegazioni che il tasso reale di crescita della produzione corrisponda al tasso di sconto (2%) e quindi utilizza il valore lordo senza alcuna correzione.

A partire dalle informazioni presentate in precedenza, è stato quindi possibile quantificare, secondo l'approccio della perdita lorda di produzione, i costi legati alla mortalità, nella città di

---

<sup>127</sup> A questo proposito, ricercatori inglesi hanno affermato che "E' importante riconoscere che si ritiene che le morti avvengano principalmente negli anziani con patologie avanzate a livello polmonare o cardiaco, e che *siano anticipate di settimane o mesi ma non anni* (corsivo mio), sebbene la perdita di aspettativa di vita non sia conosciuta con precisione. L'inquinamento dell'aria agisce come un'aggravante piuttosto che come un fattore causale e questo ha implicazioni per giudicare l'importanza dei suoi effetti". [Department of Health, 1999]

<sup>128</sup> Un metodo diverso, e più complesso, è stato utilizzato dai ricercatori francesi dello stesso gruppo di ricerca. I risultati – poco meno di 10 anni di vita persi per ogni decesso anticipato - sono però stati molto simili a quelli ottenuti per la Svizzera [Sommer et al. 1999]. Questo sembra confermare la validità della stima basata sull'età media alla morte e sull'aspettativa di vita.

<sup>129</sup> Anche in questo caso, come si vedrà, le stime di Sommer et al. [1999] per Svizzera, Francia e Austria sono state abbastanza approssimative.

Torino, utilizzando le stime sul numero complessivo di anni di vita persi a causa dell'inquinamento atmosferico a Torino negli anni 1995-2001..

### 2.3.6 I costi della mortalità: metodo del capitale umano

Nelle pagine precedenti si è ottenuta una stima del numero di anni persi a causa dell'esposizione al PM10 per la Città di Torino, negli anni 1995-1998, 1999, 2000 e 2001. Tali stime sono state poi moltiplicate per il valore medio annuo della perdita di produzione lorda, al fine di ottenere, per ogni anno, i costi totali lordi della mortalità a Torino.

In linea generale, alla perdita di produzione lorda annua, si può applicare, per un periodo pari al numero di anni persi per il decesso anticipato, il tasso previsto di crescita della produzione e un tasso di sconto di preferenza intertemporale. Nel caso specifico, seguendo Sommer et al., [1999] si è deciso di applicare, un tasso di crescita del 2% annuo e un uguale tasso intertemporale, stima basata su studi empirici riferiti a situazioni simili è anch'esso del 2% annuo<sup>130</sup>.

**Tabella 43**  
**Perdita di produzione annua per decessi conseguenti a esposizione al PM10. Torino 1995-1998.**

Classe di età	Età media alla morte per classe (x)	Speranza di vita (ex)*	Numero decessi	Contributo annuale al reddito (Euro)	Contributo medio annuo scontato al reddito (Euro)	Contributo totale annuo al reddito (Euro)
0-64	56	23,5	0 (0; 44)	20.000	20.000	0 (0; 20.680.000)
65-74	70	13,0	24 (0; 79)	20.000	20.000	6.240 (0; 20.540.000)
75+	84	5,6	213 (131; 291)	20.000	20.000	23.856.000 (14.672.000; 32.592.000)
<b>Totale</b>			<b>237</b> <b>(131; 414)</b>			<b>30.096.000</b> <b>(14.672.000; 73.812.000)</b>

Ripetendo lo stesso procedimento per gli anni successivi otteniamo i valori della perdita di produzione anche per il 1999, 2000 e 2001, per i quali nella Tabella 44 si riportano soltanto i totali annui.

<sup>130</sup> Non esiste un'evidenza empirica che dimostri la loro validità anche per l'Italia, ma al momento non ci sono elementi che giustifichino una scelta diversa.



**Tabella 44**  
**Costi annui lordi della Mortalità. 1999-2001**

Anno	Costo totale annuo (limiti intervallo di confidenza 95%)
1999	34.236.000 Euro (16.800.000 Euro; 83.354.000 Euro)
2000	37.892.000 Euro (18.816.000 Euro; 91.458.000 Euro)
2001	33.380.000 Euro (16.576.000 Euro; 79.726.000 Euro)

Box 29

**Il metodo della perdita di consumo**

La metodologia della perdita di produzione è quella più utilizzata dagli economisti ed è stata utilizzata anche dal gruppo di Sommer et al. 1999 per stimare i costi della mortalità in Austria e in Svizzera<sup>131</sup>. Per la Francia è stato invece usato un metodo parzialmente diverso, basato sull'approccio della perdita di consumo, considerato un migliore indicatore della "qualità" della vita persa a causa dell'anticipazione dei decessi. Questo approccio trova le sue giustificazioni teoriche nel ritenere che, da un punto di vista individuale, sia più importante ciò che si consuma piuttosto che ciò che si produce. In questo caso gli anni persi a causa dell'inquinamento atmosferico vengono moltiplicati per il consumo medio annuale per abitante.

*2.3.7 La disponibilità a pagare (WTP)*

La WTP è un metodo che si basa sul valore attribuito dagli individui ad una particolare variabile. Le funzioni epidemiologiche di rischio, però, non sono funzioni individuali, ma funzioni statistiche valide per una popolazione di una certa dimensione, al cui interno i diversi individui hanno caratteristiche diverse e non sono quindi soggetti allo stesso modo al rischio stesso.

Si è detto che manca una ricerca empirica sulla WTP per la riduzione dei rischi di decesso a causa dell'inquinamento atmosferico. Per quanto riguarda l'Italia e Torino in particolare esiste l'ulteriore limite della mancanza di una ricerca localizzata che si riferisca ad un tema comparabile. È stato quindi necessario fare ricorso a dati calcolati in ricerche internazionali.

Sommer et al., [1999] nello studio per l'OMS, utilizzano la distribuzione per età, nei tre paesi oggetto della ricerca, dei decessi per le cause maggiormente correlate all'inquinamento, cause respiratorie, cardiovascolari e tumori al polmone. L'informazione così ottenuta è stata poi

incrociata con alcuni recenti studi inglesi sulla relazione tra WTP e età, arrivando ad individuare un fattore di correzione di 0,61 [Department of Health, 1999].

Per quanto riguarda la Città di Torino possiamo utilizzare le funzioni di rischio per età, già impiegate per stimare il numero di anni persi, per stimare l'età media al decesso. Tale valore permette di applicare un fattore di correzione, analogamente a quanto fatto dall'OMS, anche se non è conosciuta la relazione esatta tra età e WTP, che potrebbe essere diversa per l'Italia. Si tenga conto, poi che anche l'età media potrebbe essere diversa da quella così stimata, che quasi certamente è superiore al valore reale.

**Tabella 45**  
**Disponibilità per ridurre il rischio di decesso prematuro. Stime generale e stima corretta.**

WTP stimata sul totale della popolazione	1.400.000 Euro
Età media per i decessi correlati all'esposizione all'inquinamento	82,6 anni
Fattore di correzione dovuto all'età	(0,61)
Fattore di correzione dovuto alla ridotta aspettativa di vita	0
Fattore di correzione dovuto allo stato di salute e alla qualità della vita	0
Valore statistico della vita corretto per l'età al decesso (1,4 milioni di Euro * 0,61)	854.000 Euro

Utilizzando i valori presentati nella tabella precedente si possono ottenere le seguenti stime del costo complessivo della mortalità attribuibile all'esposizione al PM10 a Torino. Si propongono sia la stima non corretta, sia quella corretta per tenere conto della struttura per età dei decessi.

**Tabella 46**  
**Costi medi annui della mortalità secondo l'approccio WTP. Torino 1995-1998.**

Numero annuo dei decessi attribuibili.	237 (131; 414)
Valore statistico della vita	1.400.000 Euro
Valore statistico della vita corretto per l'età	854.000 Euro
Costi della mortalità	331.800.000 Euro (183.400.000; 579.600.000)
Costi della mortalità corretti per l'età	202.398.000 Euro (111.874.000; 353.556.000)

<sup>131</sup> Per la Svizzera sono stati anche stimati i costi intangibili, basati sugli indennizzi concessi dai tribunali [Sommer et al., 1999].

**Tabella 47****Costi medi annui della mortalità secondo l'approccio della WTP. Torino, 1999, 2000, 2001.**

<b>Anno</b>	<b>Importo (Euro)</b>
1999.(Costi della mortalità)	378.000.000 (210.000.000; 658.000.000)
1999 (Costi della mortalità corretti per l'età)	202.398.000 (128.100.000; 401.380.000)
2000 (Costi della mortalità)	420.000.000 (235.200.000; 726.600.000)
2000 (Costi della mortalità corretti per l'età)	230.580.000 (143.472.000; 443.226.000)
2001 (Costi della mortalità)	371.000.000 (207.200.000; 639.800.000)
2001 (Costi della mortalità corretti per l'età)	226.310.000 (126.392.000; 390.278.000)

## **2.4 Altri esiti sanitari attribuibili al PM10 a Torino**

Si è già detto che per quanto riguarda gli esiti sanitari diversi dalla mortalità non è stato possibile utilizzare funzioni di rischio provenienti dalla stessa fonte, si è quindi cercato di impiegare dati quanto più possibile localizzati, integrandoli con quelli più simili quando non fossero disponibili stime per Torino. In tutti i casi sono stati condotti confronti con i dati disponibili in letteratura, come si è visto nella prima parte di questo lavoro.

Dopo un'analisi delle stime proposte e utilizzate negli ultimi anni da ricercatori e istituzioni in Europa e nel Nordamerica, nei casi in cui mancassero dati riferiti alla situazione italiana, si è preferito utilizzare un valore estrapolato delle stime messe a punto dall'OMS per Austria, Francia e Svizzera<sup>132</sup> [Sommer et al., 1999], paesi che non dovrebbero discostarsi molto dalla situazione torinese<sup>133</sup> e che sono molto recenti.

Di seguito si riportano i valori utilizzati in questo studio per quanto riguarda le funzioni di rischio per le quali esistono stime statisticamente affidabili per l'esposizione acuta al PM10<sup>134</sup>.

---

<sup>132</sup> I dati dei tre paesi non si discostano in genere molto l'uno dall'altro. In considerazione di una maggiore comparabilità con la situazione italiana, si è comunque dato un peso maggiore alla Francia, rispetto ad Austria e Svizzera. In alcuni casi è stato utilizzato il dato di un paese piuttosto che la media.

<sup>133</sup> Per quanto riguarda i ricoveri per cause respiratorie, Panella et al. [1999] utilizzano le tariffe delle prestazioni ospedaliere fissate dal DM/ 1994/300 e giungono a valori decisamente più bassi. Si è preferito comunque utilizzare i dati europei perché più aggiornati e per mantenere una confrontabilità con le stime dell'OMS.

<sup>134</sup> Si veda la parte prima di questo lavoro.

**Tabella 48**  
**Funzioni di rischio utilizzate per stimare gli esiti sanitari a Torino**

Esito	Stima centrale	Limite inferiore 95%	Limite superiore 95%	Note	Fonte
Ricoveri ospedalieri per cause cardiocircolatorie	1,009	1,006	1,013	Metanalisi	CEAS, 2000b
Ricoveri ospedalieri per cause cardiache	1,002	-1,003	1,008	Torino 1991-1998	Cadum et al., 2001
Ricoveri ospedalieri per cause respiratorie	1,021	1,015	1,028	Torino 1991-1998	Cadum et al., 2001
Bronchiti acute (Bambini <15 anni)	1,306	1,135	1,502	Metanalisi	CEAS, 2000b
Attacchi di asma (Bambini <15 anni)	1,051	1,047	1,055	Metanalisi	CEAS, 2000b
Attacchi di asma (Adulti 15 anni e oltre)	1,004	1,000	1,008	Metanalisi	CEAS, 2000b
Giorni di ridotta attività (adulti 20 anni e oltre)	1,094	1,079	1,109	Metanalisi	CEAS, 2000b

#### 2.4.1 I casi attribuibili

**Ricoveri per cause respiratorie e cardiache.** Per quanto riguarda i ricoveri sono disponibili le funzioni di rischio provenienti dall'analisi dei dati di Torino pubblicati nell'ambito dello studio Misa [Cadum et al., 2001]. Si noti che dato che esiste una differenza con la definizione utilizzata dalle ricerche OMS per quanto riguarda i ricoveri per cause cardiovascolari [Künzli et al., 1999; CEAS, 2000b] piuttosto che cardiache [Cadum et al., 2001], si è preferito riportare entrambe le stime che ovviamente devono essere considerate alternative, con i ricoveri per cause cardiache che sono una parte di quelli per cause cardiocircolatorie.

La percentuale di ricoveri per il periodo 1995-1998 è stata calcolata sui dati dello studio Misa [Cadum et al., 2001], per il 1999 e per il 2000 sui dati forniti ufficio Programmazione Sanitaria della Regione Piemonte. Per il 2001 i dati non erano ancora disponibili e pertanto si è utilizzata una media dei due anni precedenti. Il risultato delle elaborazioni è riportato in tre tabelle separate per il 1995-1998 e in una tabella riassuntiva per gli anni seguenti.

**Tabella 49**  
**Concentrazioni medie PM10, Funzioni di rischio e numero medio annuo di ricoveri. Torino, 1995-1998**

Esito	Concentrazioni medie annuali del PM10	Funzioni di rischio per ogni incremento di 10 µg/m <sup>3</sup> di PM10	Numero medio annuo di ricoveri
Ricoveri ospedalieri per cause cardiache	63,8	1,002 (-1,003, 1,008)	6.643
Ricoveri ospedalieri per cause respiratorie	63,8	1,021 (1,015, 1,028)	4.563
Ricoveri ospedalieri per cause cardiocircolatorie (1998)	63,8	1,009 (1,006, 1,013)	13.206 (1998)

**Tabella 50**  
**Ricoveri attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, media annua 1995-1998**

Esito	Ricoveri attribuibili	95 % CI	
Ricoveri ospedalieri per cause cardiache	31	0	119
Ricoveri ospedalieri per cause respiratorie	431	316	559
Ricoveri ospedalieri per cause cardiocircolatorie (1998)	386	261	549

**Tabella 51**  
**Percentuale di ricoveri attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, media annua 1995-1998**

Esito	Percentuale di ricoveri attribuibili	95 % CI (Intervallo di confidenza)	
Ricoveri ospedalieri per cause cardiache	0,7 %	0 %	2,6 %
Ricoveri ospedalieri per cause respiratorie	6,5 %	4,8 %	8,4 %
Ricoveri ospedalieri per cause cardiocircolatorie (1998)	2,9 %	2,0 %	4,2 %

**Tabella 52**  
**Ricoveri attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, 1999**

Esito	Concentrazioni medie annuali del PM10	Ricoveri attribuibili (limiti intervallo di confidenza 95%)	Percentuale di ricoveri attribuibili (limiti intervallo di confidenza 95%)
Ricoveri ospedalieri per cause cardiache	67,9	34 (0; 133)	0,7 (0; 2,9)
Ricoveri ospedalieri per cause respiratorie	67,9	480 (352; 620)	7,2 (5,3; 9,3)
Ricoveri ospedalieri per cause cardiocircolatorie	67,9	432 (292; 612)	3,3 (2,2; 4,6)

**Tabella 53**  
**Ricoveri attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, 2000**

Esito	Concentrazioni medie annuali del PM10	Ricoveri attribuibili (limiti intervallo di confidenza 95%)	Percentuale di ricoveri attribuibili (limiti intervallo di confidenza 95%)
Ricoveri ospedalieri per cause cardiache	71,3	37 (0; 145)	0,8 (0; 3,2)
Ricoveri ospedalieri per cause respiratorie	71,3	519 (382; 670)	7,8 (5,7; 10,1)
Ricoveri ospedalieri per cause cardiocircolatorie	71,3	469 (317; 664)	3,6 (2,4; 5,0)

**Tabella 54**  
**Ricoveri attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, 2001**

Esito	Concentrazioni medie annuali del PM10	Ricoveri attribuibili (limiti intervallo di confidenza 95%)	Percentuale di ricoveri attribuibili (limiti intervallo di confidenza 95%)
Ricoveri ospedalieri per cause cardiache	65,1	32 (0; 124)	0,7 (0; 2,7)
Ricoveri ospedalieri per cause respiratorie	65,1	447 (327; 578)	6,7 (4,9; 8,7)
Ricoveri ospedalieri per cause cardiocircolatorie	65,1	401 (271; 569)	3,0 (2,1; 4,3)

**Bronchiti acute nei bambini.** Per le bronchiti acute nei bambini (età inferiore a 15 anni) l'associazione con l'esposizione al PM10 è dimostrata da numerosi studi si sono utilizzate le stime di rischio realizzate per lo studio OMS sulle otto città italiane, che in questo caso sono le stesse dello studio europeo dell'anno precedente [CEAS, 2000b; Künzli et al., 1999].

Le stime sulla prevalenza delle bronchiti nell'infanzia proviene dallo studio SIDRIA, condotto nel 1995 in cinque città italiane [cit. in CEAS, 2000b].

**Tabella 55**  
**Concentrazioni medie PM10, Funzioni di rischio e numero medio annuo di bronchiti acute nei bambini. Torino, 1995-1998**

Esito	Concentrazioni medie annuali del PM10	Funzioni di rischio per ogni incremento di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM10	Numero medio annuo di casi
Bronchiti acute nei bambini	63,8	1,306 (1,135; 1,502)	10.414

**Tabella 56****Bronchiti acute nei bambini (<15 anni) attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, media annua 1995-1998**

Esito	Casi attribuibili	95 % CI (Intervallo di confidenza)	
Casi attribuibili	4.054	2.875	4.363
Percentuale casi attribuibili sul totale dei casi di bronchite acuta nei bambini	38,9 %	27,6 %	41,9 %

**Tabella 57****Bronchiti acute nei bambini attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, 1999, 2000, 2001**

Esito	Concentrazioni medie annuali del PM10	Casi attribuibili (limiti intervallo di confidenza 95%)	Percentuale di casi attribuibili (limiti intervallo di confidenza 95%)
1999	67,9	4.275 (3.101; 4.538)	41,1 (29,8; 43,6)
2000	71,3	4.428 (3.267; 4.653)	45,5 (31,4; 44,7)
2001	65,1	4.156 (2.969; 4.451)	39,9 (28,5; 42,7)

**Attacchi di asma nei bambini.** La stima di rischio relativo, pari a 1,051 per una variazione di  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  di PM10, proviene dalla ricerca CEAS del 2000 ed è il frutto di una metanalisi di numerosi studi condotti in Europa e negli Stati Uniti tra il 1989 e il 1998 [Pope et al., 1991; Roemer et al., 1993; Segala et al., 1998; CEAS, 2000b].

Il numero medio annuo di casi è stato calcolato in base alla prevalenza base di 0,33 attacchi per bambino ed è derivata dalla ricerca condotta su Austria, Francia e Svizzera [Künzli et al., 1999]. Tale stima, che corrisponde ad una media di 3 attacchi per bambino asmatico, trova le sue basi in studi precedenti condotti in Austria nel 1995-1996 e in Svizzera [cit. in CEAS, 2000b].

**Tabella 58****Concentrazioni medie PM10, Funzioni di rischio e numero medio annuo di attacchi di asma nei bambini. Torino, 1995-1998**

Esito	Concentrazioni medie annuali del PM10	Funzioni di rischio per ogni incremento di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM10	Numero medio annuo di casi
Attacchi di asma nei bambini (<15 anni)	63,8	1,051 (1,047; 1,055)	34.422

**Tabella 59****Attacchi di asma nei bambini (<15 anni) attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, media annua 1995-1998**

Esito	Casi attribuibili	95 % CI (Intervallo di confidenza)	
Casi attribuibili	4.536	4.245	4.817
Percentuale di casi attribuibili rispetto al totale	14,0 %	13,1 %	14,9 %



**Tabella 60****Attacchi di asma nei bambini (<15 anni) attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, 1999, 2000, 2001**

Esito	Concentrazioni medie annuali del PM10	Casi attribuibili (limiti intervallo di confidenza 95%)	Percentuale di casi attribuibili (limiti intervallo di confidenza 95%)
1999	67,9	4.989 (4.675; 5.292)	15,4 (14,4; 16,3)
2000	71,3	5.339 (5.007; 5.658)	16,5 (15,4; 17,4)
2001	65,1	4.713 (4.413; 5.004)	14,5 (13,6; 15,4)

**Attacchi di asma negli adulti.** Ancora una volta la fonte della funzione di rischio è lo studio del Centro Europeo Ambiente e Salute dell'Organizzazione Mondiale della Sanità [CEAS, 2000b], e trova le sue basi scientifiche in numerosi studi condotti in Europa negli anni precedenti, che hanno fornito una stima europea di 1,039 per variazioni di 10 µg/m<sup>3</sup> di PM10. A tale stima sono stati affiancati due studi condotti negli Stati Uniti che hanno fornito risultati abbastanza diversi [Pope et al., 1991]. Il rischio relativo pari a 1,004 per variazioni di 10 µg/m<sup>3</sup> di PM10, è il frutto di un'analisi combinata di tali stime.

Per ottenere il numero medio annuo di casi, ci si è basati su una media di 0,21 attacchi di asma per adulto, stime utilizzate da Künzli et al. [1999] e dal CEAS [2000b].

**Tabella 61****Concentrazioni medie PM10, Funzioni di rischio e numero medio annuo di attacchi di asma negli adulti. Torino, 1995-1998**

Esito	Concentrazioni medie annuali del PM10	Funzioni di rischio per ogni incremento di 10 µg/m <sup>3</sup> di PM10	Numero medio annuo di casi
Attacchi di asma negli adulti (≥15 anni)	<b>63,8</b>	1,004 (1,000; 1,008)	170.408

**Tabella 62****Attacchi di asma negli adulti (≥15 anni) attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, media annua 1995-1998**

Esito	Casi attribuibili	95 % CI (Intervallo di confidenza)	
Casi attribuibili	2.264	0	4.451
Percentuale di casi attribuibili rispetto al totale	1,3 %	0	2,6 %

Tabella 63

Attacchi di asma negli adulti ( $\geq 15$  anni) attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, 1999, 2000, 2001

Esito	Concentrazioni medie annuali del PM10	Casi attribuibili (limiti intervallo di confidenza 95%)	Percentuale di casi attribuibili (limiti intervallo di confidenza 95%)
1999	67,9	2.535 (0; 4.976)	1,5 (0; 2,9)
2000	71,3	2.740 (0; 5.371)	1,6 (0; 3,2)
2001	65,1	2.320 (0; 4.458)	1,4 (0; 2,7)

**Giorni di ridotta attività.** Non esiste una definizione univoca per i giorni di ridotta attività (in inglese RAD - *Restricted Activity Days*), per cui anche le ricerche epidemiologiche possono inserire in questa definizione eventi in realtà diversi tra loro. In genere si considera un RAD un giorno in cui una persona è stata assente dal lavoro o da scuola, può avere passato la giornata a letto, ma non necessariamente, e ha comunque subito una limitazione nelle sue attività [CEAS, 2000b]. Da notare che i giorni di ridotta attività attribuibili all'esposizione a concentrazioni superiori a  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  di PM10, sono molto numerosi, in quanto interessano il totale della popolazione, e rappresentano una quota molto rilevante rispetto al totale degli eventi di questo tipo, oscillando tra il 20 e il 30 per cento circa.

Tabella 64

Concentrazioni medie PM10, Funzioni di rischio e numero medio annuo di giorni di ridotta attività negli adulti. Torino, 1995-1998

Esito	Concentrazioni medie annuali del PM10	Funzioni di rischio per ogni incremento di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM10	Numero medio annuo di giorni
Giorni di ridotta attività negli adulti (>20 anni)	63,8	1,094 (1,079; 1,109)	2.253.253

Tabella 65

Giorni di ridotta attività negli adulti (&gt;20 anni) attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, media annua 1995-1998

Esito	Casi attribuibili	95 % CI (Intervallo di confidenza)	
Casi attribuibili	497.210	440.630	547.681
Percentuale di casi attribuibili rispetto al totale	22,1 %	19,6 %	24,3 %

**Tabella 66**  
**Giorni di ridotta attività negli adulti (>20 anni) attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, 1999, 2000, 2001**

Esito	Concentrazioni medie annuali del PM10	Casi attribuibili (limiti intervallo di confidenza 95%)	Percentuale di casi attribuibili (limiti intervallo di confidenza 95%)
1999	67,9	538.492 (478.929; 591.194)	23,9 (21,3; 26,2)
2000	71,3	571.571 (509.790; 625.884)	25,4 (22,6; 27,8)
2001	65,1	506.096 (449.025; 556.872)	22,5 (19,9; 24,7)

**Riepilogo.**

Nelle tabelle 67-70 sono riassunti i risultati dell'applicazione delle funzioni di rischio alla popolazione di Torino per gli anni 1995-2001. Nel paragrafo successivo i casi stimati saranno la base per la valutazione economica degli impatti sanitari del PM10.

**Tabella 67**  
**Esiti sanitari attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a 30µg/m<sup>3</sup>, 1995-1998**

	Numero stimato di casi			Percentuale stimata di casi		
	95% CI (Intervallo di confidenza)			95% CI (Intervallo di confidenza)		
Ricoveri per cause cardiache	31	0	119	0,7	0	2,6
Ricoveri per cause respiratorie	431	316	559	6,5	4,8	8,4
Ricoveri per cause cardiovascolari	386	261	549	2,9	2,0	4,2
Bronchiti (bambini)	4.054	2.875	4.363	38,9	27,6	41,9
Attacchi di asma (bambini)	4.536	4.245	4.817	14,0	13,1	14,9
Attacchi di asma (adulti)	2.264	0	4.451	1,3	0	2,6
Giorni di ridotta attività (adulti)	497.210	440.630	547.681	22,1	19,6	24,3

**Tabella 68****Esiti sanitari attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a 30µg/m<sup>3</sup>, 1999**

	Numero stimato di casi			Percentuale stimata di casi		
	95% CI (a)			95% CI (Intervallo di confidenza)		
Ricoveri per cause cardiache	34	0	133	0,7	0	2,9
Ricoveri per cause respiratorie	480	352	620	7,2	5,3	9,3
Ricoveri per cause cardiovascolari	432	292	612	3,3	2,2	4,6
Bronchiti (bambini)	4.275	3.101	4.538	41,1	29,8	43,6
Attacchi di asma (bambini)	4.989	4.675	5.292	15,4	14,4	16,3
Attacchi di asma (adulti)	2.535	0	4.976	1,5	0	2,9
Giorni di ridotta attività (adulti)	538.492	478.492	591.194	23,9	21,3	26,2

**Tabella 69****Esiti sanitari attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a 30µg/m<sup>3</sup>, 2000**

	Numero stimato di casi			Percentuale stimata di casi		
	95% CI (a)			95% CI (Intervallo di confidenza)		
Ricoveri per cause cardiache	37	0	145	0,8	0	3,2
Ricoveri per cause respiratorie	519	382	670	7,8	5,7	10,1
Ricoveri per cause cardiovascolari	469	317	664	3,6	2,4	5,0
Bronchiti (bambini)	4.428	3.267	4.653	45,5	31,4	44,7
Attacchi di asma (bambini)	5.339	5.007	5.658	16,5	15,4	17,4
Attacchi di asma (adulti)	2.740	0	5.371	1,6	0	3,2
Giorni di ridotta attività (adulti)	571.571	509.790	625.884	25,4	22,6	27,8

**Tabella 70****Esiti sanitari attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a 30µg/m<sup>3</sup>, 2001**

	Numero stimato di casi			Percentuale stimata di casi		
	95% CI (a)			95% CI (Intervallo di confidenza)		
Ricoveri per cause cardiache	32	0	124	0,7	0	2,7
Ricoveri per cause respiratorie	447	327	578	6,7	4,9	8,7
Ricoveri per cause cardiovascolari	401	271	569	3,0	2,1	4,3
Bronchiti (bambini)	4.156	2.969	4.451	39,9	28,5	42,7
Attacchi di asma (bambini)	4.713	4.413	5.004	14,5	13,6	15,4
Attacchi di asma (adulti)	2.320	0	4.458	1,4	0	2,7
Giorni di ridotta attività (adulti)	506.096	449.025	556.872	22,5	19,9	24,7

### 2.4.2 La Valutazione dei costi della morbilità

Nella Prima Parte si è visto come anche per i diversi esiti sanitari attribuibili all'inquinamento atmosferico si possa stimare il costo attraverso una misura dei costi diretti, collettivi e individuali, e con la rilevazione della disponibilità a pagare per una riduzione del rischio. I primi comprendono i veri e propri costi della malattia, prevenzione, cure, assistenza e perdita di produzione, e i costi dei comportamenti preventivi, che dipendono dalle strategie messe in atto dagli individui per evitare o minimizzare i danni dell'inquinamento atmosferico.<sup>135</sup> I costi intangibili, sono invece costituiti dalla diminuzione della qualità della vita conseguente al dolore, alle sofferenze e ai disagi provocati dalla malattia, direttamente sul paziente, e sui suoi familiari.

Box 30

#### **Costi della morbilità**

I costi della morbilità attribuibili all'inquinamento atmosferico possono essere distinti in:

- costi diretti (prevenzione medica, diagnostica, cure mediche)
- costi indiretti (comportamenti preventivi, perdita di produzione del paziente e dei familiari)
- costi intangibili (diminuzione della qualità della vita del paziente e dei familiari)

Il metodo Cost of Illness, in diverse modalità, è il più utilizzato per stimare l'ammontare dei costi diretti e indiretti, e comprende una quantificazione dei costi sanitari, di prevenzione, di cura e di assistenza, e una stima dei costi non sanitari, misurati usualmente dalla perdita di produzione conseguente ad un stato di infermità del soggetto malato. È quindi una misura parziale, in quanto non tiene conto di tutte le componenti del costo sociale.

Il metodo della disponibilità a pagare, invece, permette di tenere conto anche dei costi intangibili, che anche se difficilmente quantificabili, costituiscono una quota rilevante dell'impatto sociale dello stato di infermità, attraverso conseguenze rilevanti che la malattia può avere sulla quotidianità del paziente e della sua famiglia [Munari, 2000].

#### 2.4.2.1 I costi della morbilità a Torino secondo l'approccio dei Costi della malattia (COI)

Si è detto nella prima parte che l'approccio scelto per condurre la valutazione economica dei costi della morbilità a Torino in conseguenza dell'esposizione al PM10, prevede una valutazione mediante l'approccio dei costi della malattia (COI), integrato con le stime sulla disponibilità individuale a pagare per evitare o ridurre il rischio di determinati esiti sanitari.

---

<sup>135</sup> In realtà, per i costi intangibili è molto difficile giungere ad una stima, a causa dell'assenza di dati sulla loro rilevanza e delle difficoltà nel rilevarne il prezzo di mercato.

**Ricoveri.** I costi di trattamento per queste due tipologie comprendono i costi medi giornalieri di ricovero e la perdita di produzione imputabile al ricovero stesso. I costi medi e la durata media dei ricoveri sono stati stimati in base ai dati sul costo dei ricoveri per l'anno 2000, forniti dalla Regione Piemonte.<sup>136</sup> La stima del costo della perdita di produzione tiene conto anche del fatto che, dopo la dimissione dall'ospedale, il paziente non può riprendere immediatamente le sue attività normali. In mancanza di una rilevazione diretta è stato ipotizzato un periodo di inattività pari al doppio della durata del ricovero [Sommer et al., 1999].

Il valore della perdita giornaliera di produzione è stata calcolato sulla base del prodotto interno lordo pro-capite per la Provincia di Torino [Tagliacarne, 2001], senza alcuna distinzione tra persone in età produttiva, pensionati, casalinghe, etc. Alla base di un calcolo simile sta l'assunzione che il prodotto nazionale lordo sia il prodotto della divisione del lavoro dell'intera società e per una valutazione dal punto di vista della società, non sia corretto distinguere tra persone in condizione lavorativa e persone in condizione non lavorativa [Sommer et al., 1999]. Questo approccio permette di superare i problemi, etici ed economici, legati alla valutazione del contributo al sistema economico nel suo complesso del lavoro domestico non pagato, del lavoro volontario, etc.

Nella valutazione economica, i cui risultati sono presentati nei paragrafi 2.4.3 e 2.4.4, per garantire un raffronto con la metodologia di Sommer et al. [1999] non è stata utilizzata la stima dei casi di ricoveri per cause cardiache.

---

<sup>136</sup> I dati per i ricoveri per cause cardiovascolari sono una nostra stima sulla base dei costi medi forniti dalla Regione Piemonte per le altre due categorie di ricovero.

**Tabella 71****Costi e durata dei ricoveri a Torino.**

Ricoveri per cause respiratorie	
Durata media del ricovero	13 giorni ( <i>fonte: Regione Piemonte, anno 2000</i> )
Costo medio di un ricovero	3.091 Euro ( <i>fonte: Regione Piemonte, anno 2000</i> )
Perdita giornaliera di produzione (per caso)	55 Euro [Tagliacarne, 2001]
Giorni persi (per caso)	26 (doppio della durata media del ricovero)
Perdita totale di produzione	1.430 Euro
Ricoveri per cause cardiovascolari	
Durata media del ricovero	10 giorni ( <i>fonte: nostra stima su base Regione Piemonte, anno 2000</i> )
Costo medio di un ricovero	3.379 Euro ( <i>fonte: Regione Piemonte, anno 2000</i> )
Perdita giornaliera di produzione (per caso)	55 Euro [Tagliacarne, 2001]
Giorni persi	20 (doppio della durata media del ricovero)
Perdita totale di produzione	1.100 Euro

**Bronchiti acute.** Per le bronchiti acute il costo medio del trattamento è stato calcolato come una media dei tre valori europei dello studio svolto per l'Ufficio europeo dell'OMS (Sommer et al., 1999). In questo caso, pur esistendo un'evidenza dell'impatto delle bronchiti sulle possibilità di svolgere attività lavorativa, non esistono dati che permettano di quantificare la perdita di produzione, e quindi non è stato dato alcun valore monetario ai giorni persi a causa dei casi bronchite. Questa limitazione ai costi di cura implica quindi una notevole sottostima dei costi sociali di questa patologia.

**Tabella 72****Costi delle bronchiti acute**

Costo medio di cura (per caso)	32 Euro (media dei valori di Sommer et al., 1999)
Perdita di produzione	Non esistono dati sufficienti per una stima affidabile dell'ammontare di giorni – o frazioni di giorni – persi a causa di questa patologia.

**Attacchi di asma.** La stima dei costi diretti dell'asma comprende soltanto il costo delle terapie farmacologiche, mentre esclude il lavoro del personale medico e paramedico, le risorse ospedaliere,

le visite specialistiche, gli esami di laboratorio, etc.<sup>137</sup> Questo approccio prudentiale è giustificato dalla volontà di evitare doppi conteggi con la stima dei ricoveri per cause respiratorie.

Il dato utilizzato proviene ancora una volta dall'indagine OMS [Sommer et al., 1999], anche se in questo caso esisteva una stima pubblicata da Munari [2000] sulla base dell'indagine *Euroasthma*, che non è stata utilizzata in quanto stima del costo medio annuale del paziente di asma, mentre le funzioni di rischio calcolano la variazione nel numero di attacchi della malattia. Inoltre per questa stima non erano definiti i criteri con cui era stata costruita e poteva presentare – come per il valore *ExternE* del 1998 – il pericolo di doppi conteggi. È da notare come si è detto in precedenza, che in Italia la spesa per i medicinali rappresenta una frazione molto piccola dei costi diretti dell'assistenza ai pazienti asmatici, e che quindi il valore utilizzato è una stima molto inferiore alla realtà.

Per gli attacchi di asma lo studio di Sommer et al. [1999] non presenta una stima per la perdita di produzione. È però disponibile una stima italiana in proposito, che si è deciso di utilizzare [Munari, 2000]. In mancanza di dati ufficiali, tale stima si basa sul campione italiano dell'indagine *Euroasthma* e – a differenza del metodo proposto nella ricerca svolta per l'OMS<sup>138</sup> – considera la sola perdita legata alle assenze lavorative nella fascia 20-59 anni.

**Tabella 73**  
**Costo di un attacco di asma**

Costo giornaliero dell'uso di medicine	0,45 Euro (media dei valori di Sommer et al., 1999)
<i>COI</i> <sup>139</sup>	37 Euro [ <i>ExternE</i> 1998]
Numero medio di attacchi per paziente asmatico <sup>140</sup>	10 [Sommer et al, 1999]
Perdita di produzione annua per paziente 20-59 anni	127 Euro [Munari, 2000]

**Giorni di ridotta attività.** Per quanto riguarda i giorni di ridotta attività, lo studio condotto da Sommer et al. [1999] non presenta alcuna stima monetaria, né per i costi di trattamento, si tratta in

<sup>137</sup> Secondo un'indagine italiana, i costi della terapia farmacologia rappresentano soltanto il 15% del totale dei costi diretti dell'asma, contro il 70% per i ricoveri, il 9% per le visite ambulatoriali e il 6 % per i servizi diagnostici [Munari, 2000]. Il costo annuo per l'assistenza e la cura di un paziente asmatico risulta dall'indagine pari a 1.581.526 lire 1997 (pari a circa 817 Euro) e quindi la quota imputabile ai farmaci è di circa 238.000 lire 1997 (123 Euro). Si è preferito non utilizzare questa stima, in quanto non comparabile con la metodologia utilizzata dall'OMS.

<sup>138</sup> Si veda il capitolo sulla mortalità.

<sup>139</sup> Non utilizzato per la valutazione in quanto non depurato dei costi legati ai ricoveri.

<sup>140</sup> Ricerche europee stimano in 3-4 attacchi all'anno la media per individui asmatici e in 9-11 la media degli individui che hanno avuto almeno un attacco nell'ultimo anno (Sommer et al.; 1999).



fatti di giorni di indisponibilità legati a un generico stato di malessere e non ad una determinata patologia, ma neppure per la conseguente perdita di produzione. Manca infatti nella letteratura epidemiologica una definizione omogenea, nella definizione potrebbero essere compresi giorni di assenza dal lavoro, ma anche casi di debilitazione che comportano una riduzione dell'attività ma non impediscono il lavoro. Inoltre non è conosciuta l'ampiezza del ricorso all'assistenza medica o al consumo di medicinali da parte degli ammalati. Per questo motivo anche

#### 2.4.2.2 Riepilogo dei costi della morbidità secondo l'approccio dei costi della malattia

Combinando le stime sui casi attribuibili e i dati monetari delle tabelle precedenti è infine possibile costruire una tabella riassuntiva che fornisce la stima del costo totale della morbidità secondo l'approccio del costo della malattia.

**Tabella 74**  
**Costi della malattia dovuti all'esposizione al PM10.**

<i>Patologia</i>	<i>Casi o giorni</i>	<i>Costi di cura (Euro)</i>	<i>Perdita di produzione (Euro)</i>	<i>Costi totali (Euro)</i>
Ricoveri per cause respiratorie	per ricovero	3.091	1.210	4.301
Ricoveri per cause cardiache	per ricovero	3.379	1.430	4.809
Ricoveri per cause cardiovascolari	per ricovero	3.379	1.100	4.379
Bronchiti (bambini)	per caso	32	n.q.	32
Attacchi di asma (adulti)	per caso	0,45	13	13,45
Attacchi di asma (bambini)	per caso	0,45	13	13,45
Giorni di ridotta attività (adulti)	per giorno	n.q.	n.q.	n.q.

*n.q.: non quantificabile*

#### 2.4.3 Il costo della morbidità a Torino secondo l'approccio COI

Applicando le stime riportate nei paragrafi precedenti agli esiti attribuibili ottenuti mediante l'applicazione delle funzioni di rischio alla popolazione e alle concentrazioni di PM10 a Torino, si può calcolare il costo medio annuo complessivo degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione alle polveri fini nella Città di Torino per gli anni 1995-1998.

**Tabella 75**  
**Costi totali medi annui degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10. Torino 1995-1998**

<i>Patologia</i>	<i>Casi attribuibili</i>	<i>Costo unitario (Euro)</i>	<i>Costi totali (Euro)</i>
Ricoveri per cause cardiache	31	4.809	149.079
Limite inferiore CI 95%	0	4.809	-
Limite superiore CI 95%	119	4.809	572.271

<i>Patologia</i>	<b>Casi attribuibili</b>	<b>Costo unitario (Euro)</b>	<b>Costi totali (Euro)</b>
Ricoveri per cause respiratorie	431	4.301	1.853.731
Limite inferiore CI 95%	316	4.301	1.359.116
Limite superiore CI 95%	559	4.301	2.404.259

<i>Patologia</i>	<b>Casi attribuibili</b>	<b>Costo unitario (Euro)</b>	<b>Costi totali (Euro)</b>
Bronchiti nei bambini	4.054	32	129.728
Limite inferiore CI 95%	2.875	32	92.000
Limite superiore CI 95%	4.363	32	139.616

<i>Patologia</i>	<b>Casi attribuibili</b>	<b>Costo unitario (Euro)</b>	<b>Costi totali (Euro)</b>
Attacchi di asma nei bambini	4.536	13,45	61.009
Limite inferiore CI 95%	4.245	13,45	57.095
Limite superiore CI 95%	4.817	13,45	64.789

<i>Patologia</i>	<b>Casi attribuibili</b>	<b>Costo unitario (Euro)</b>	<b>Costi totali (Euro)</b>
Attacchi di asma negli adulti	2.264	13,45	30.451
Limite inferiore CI 95%	0	13,45	-
Limite superiore CI 95%	4.451	13,45	59.866

Tabella 76

Costi della malattia dovuti all'esposizione al PM10. Torino, media annua 1995-1998

<i>Patologia</i>	<b>Casi attribuibili (limiti intervallo di confidenza 95%)</b>	<b>Costi totali (Euro) (limiti intervallo di confidenza 95%)</b>
Ricoveri per cause respiratorie	431 (316; 559)	1.853.731 (1.359.116; 2.404.259)
Ricoveri per cause cardiovascolari	386 (261; 549)	1.690.294 (1.142.919; 2.404.071)
Bronchiti (bambini)	4.054 (2.875; 4.363)	129.728 (92.000; 139.616)
Attacchi di asma (bambini)	4.536 (4.245; 4.817)	61.009 (57.095; 64.789)
Attacchi di asma (adulti)	2.264 (0; 4.451)	30.451 (0; 59.866)
Giorni di ridotta attività (adulti)	496.516 (440.015; 546.916)	Non quantificati
<b>Costo totale della morbilità</b>		<b>3.765.213</b> (2.651.130; 5.072.601)

**Costi della malattia dovuti all'esposizione al PM10. Torino, 1999**

<i>Patologia</i>	<b>Casi attribuibili</b> <i>(limiti intervallo di confidenza 95%)</i>	<b>Costi totali (Euro)</b> <i>(limiti intervallo di confidenza 95%)</i>
Ricoveri per cause respiratorie	480 (352; 620)	2.064.480 (1.513.952; 2.666.620)
Ricoveri per cause cardiovascolari	432 (292; 612)	1.891.728 (1.278.668; 2.679.948)
Bronchiti (bambini)	4.275 (3.101; 4.538)	136.800 (99.232; 145.216)
Attacchi di asma (bambini)	4.989 (4.675; 5.292)	67.102 (62.879; 71.177)
Attacchi di asma (adulti)	2.535 (0; 4.976)	34.096 (0; 66.927)
Giorni di ridotta attività (adulti)	538.492 (478.492; 591.194)	Non quantificati
<b>Costo totale della morbilità</b>		<b>4.194.206</b> (2.954.731; 5.629.889)

**Costi della malattia dovuti all'esposizione al PM10. Torino, 2000**

<i>Patologia</i>	<b>Casi attribuibili</b> <i>(limiti intervallo di confidenza 95%)</i>	<b>Costi totali (Euro)</b> <i>(limiti intervallo di confidenza 95%)</i>
Ricoveri per cause respiratorie	519 (382; 670)	2.232.219 (1.642.982; 2.881.670)
Ricoveri per cause cardiovascolari	469 (317; 664)	2.053.751 (1.388.143; 2.907.656)
Bronchiti (bambini)	4.428 (3.267; 4.653)	141.696 (104.544; 148.896)
Attacchi di asma (bambini)	5.339 (5.007; 5.658)	71.810 (67.344; 76.100)
Attacchi di asma (adulti)	2.740 (0; 5.371)	36.853 (0; 72.240)
Giorni di ridotta attività (adulti)	571.571 (509.790; 625.884)	Non quantificati
<b>Costo totale della morbilità</b>		<b>4.536.329</b> (3.203.013; 6.086.562)

**Costi della malattia dovuti all'esposizione al PM10. Torino, 2001**

<i>Patologia</i>	<b>Casi attribuibili</b> <i>(limiti intervallo di confidenza 95%)</i>	<b>Costi totali (Euro)</b> <i>(limiti intervallo di confidenza 95%)</i>
Ricoveri per cause respiratorie	447 (327; 578)	1.922.547 (1.406.427; 2.485.978)
Ricoveri per cause cardiovascolari	401 (271; 569)	1.755.979 (1.186.709; 2.491.651)
Bronchiti (bambini)	4.156 (2.969; 4.451)	132.992 (95.008; 142.432)
Attacchi di asma (bambini)	4.713 (4.413; 5.004)	63.390 (59.355; 67.304)
Attacchi di asma (adulti)	2.320 (0; 4.458)	31.204 (0; 59.960)
Giorni di ridotta attività (adulti)	506.096 (449.025; 556.872)	Non quantificati
<b>Costo totale della morbilità</b>		<b>3.906.112</b> (2.747.499; 5.247.325)

#### 2.4.4 I costi della morbilità a Torino secondo l'approccio della Disponibilità a pagare

In alternativa al metodo dei costi di cura, è possibile utilizzare l'approccio della disponibilità a pagare (WTP - Willingness-To-Pay), che in condizioni "ideali" permette di ottenere una valutazione completa dei costi associati alle diverse patologie, incorporando nella valutazione individuale anche i costi intangibili.

A causa dell'indisponibilità di stime relative a queste patologie basate su indagini realizzate in Italia, i valori che si è deciso di utilizzare provengono dalla ricerca di Sommer et al. [1999] e sono quelli utilizzati per la valutazione dei costi in Austria, Francia e Svizzera. Come si è anticipato nella prima parte di questo lavoro, in questo studio, non potendo condurre una rilevazione diretta delle preferenze dei cittadini europei – i ricercatori hanno deciso di utilizzare la metodologia messa a punto da Maddison [1997] e dallo studio ExternE [European Commisison, 1999]. Attraverso un'analisi di differenti studi condotti negli Stati Uniti e in Norvegia, Maddison è giunto all'elaborazione di un "indice dello stato di salute" (*health status index*) che permette di comparare patologie diverse facendo riferimento alla loro capacità di modificare lo stato di salute complessivo dell'individuo, valutato lungo una scala da 1 a 10 e comprendente anche gli impatti relazionali della malattia. In questo approccio la disponibilità a pagare risulta una funzione dell'indice dello stato di salute e della durata della malattia stessa [Sommer et al., 1999].

**Tabella 77**  
**Costi della morbilità legati all'inquinamento atmosferico in base all'approccio della WTP. Costi per caso.**

Patologia	Costi (Euro)
Ricoveri per cause respiratorie	7.870
Ricoveri per cause cardiovascolari	7.870
Bronchiti (bambini)	131
Attacchi di asma (bambini)	31
Attacchi di asma (adulti)	31
Giorni di ridotta attività (adulti)	94 <sup>141</sup>

Come si può vedere i costi calcolati con l'approccio della disponibilità a pagare sono in genere più elevati di quelli calcolati con il metodo COI, se si escludono gli attacchi di asma. Questo dipende in parte dal fatto che la disponibilità a pagare incorpora costi intangibili non presi in considerazione dal metodo del costo della malattia, e in parte anche dal fatto che questi valori sono stati stimati a livello europeo e possono non riflettere la situazione italiana. In particolare per i

<sup>141</sup> L'ultima versione del software EcoSense, frutto del gruppo di lavoro ExternE, fornisce una stima unitaria di 110 Euro per giorno di ridotta attività [EcoSense, 2000].

ricoveri dove il valore calcolato in base ai costi della Regione Piemonte è risultato più basso di quello stimato per Austria, Francia e Svizzera da Sommer et al. [1999].

**Tabella 78**

**Costi della morbilità dovuti all'esposizione al PM10 in base all'approccio della WTP. Torino, media annua 1995-1998**

<b>Patologia</b>	<b>Casi (limiti intervallo di confidenza 95%)</b>	<b>Costi (Euro) (limiti intervallo di confidenza 95%)</b>
Ricoveri per cause respiratorie	31 (0; 119)	3.391.970 (2.486.920; 4.399.330)
Ricoveri per cause cardiovascolari	431 (316; 559)	3.037.820 (2.054.070; 4.320.630)
Bronchiti (bambini)	4.054 (2.875; 4.363)	531.074 (376.625; 571.553)
Attacchi di asma (bambini)	4.536 (4.245; 4.817)	140.616 (131.595; 149.327)
Attacchi di asma (adulti)	2.264 (0; 4.451)	70.184 (0; 137.981)
Giorni di ridotta attività (adulti)	496.516 (440.015; 546.916)	46.737.740 (41.419.220; 51.482.014)
<b>Costo totale della morbilità</b>		<b>53.909.404 (46.468.430; 61.060.835)</b>

**Costi della morbilità dovuti all'esposizione al PM10 in base all'approccio della WTP. Torino, 1999**

<b>Patologia</b>	<b>Casi (limiti intervallo di confidenza 95%)</b>	<b>Costi (Euro) (limiti intervallo di confidenza 95%)</b>
Ricoveri per cause respiratorie	480 (352; 620)	3.777.600 (2.770.240; 4.879.400)
Ricoveri per cause cardiovascolari	432 (292; 612)	3.399.840 (2.298.040; 4.816.440)
Bronchiti (bambini)	4.275 (3.101; 4.538)	560.025 (406.231; 594.478)
Attacchi di asma (bambini)	4.989 (4.675; 5.292)	154.659 (144.925; 164.052)
Attacchi di asma (adulti)	2.535 (0; 4.976)	78.585 (0; 154.256)
Giorni di ridotta attività (adulti)	538.492 (478.492; 591.194)	50.618.248 (44.978.248; 55.572.236)
<b>Costo totale della morbilità</b>		<b>58.588.957 (50.597.684; 66.180.862)</b>

**Costi della morbilità dovuti all'esposizione al PM10 in base all'approccio della WTP. Torino, 2000**

<b>Patologia</b>	<b>Casi (limiti intervallo di confidenza 95%)</b>	<b>Costi (Euro) (limiti intervallo di confidenza 95%)</b>
Ricoveri per cause respiratorie	519 (382; 670)	4.084.530 (3.006.340; 5.272.900)
Ricoveri per cause cardiovascolari	469 (317; 664)	3.691.030 (2.494.790; 5.225.680)
Bronchiti (bambini)	4.428 (3.267; 4.653)	580.068 (427.977; 609.543)
Attacchi di asma (bambini)	5.339 (5.007; 5.658)	165.509 (155.217; 175.398)
Attacchi di asma (adulti)	2.740 (0; 5.371)	84.940 (0; 166.501)
Giorni di ridotta attività (adulti)	571.571 (509.790; 625.884)	53.727.674 (47.920.260; 58.833.096)
<b>Costo totale della morbilità</b>		<b>62.333.751</b> <b>(54.004.584; 70.283.118)</b>

**Costi della morbilità dovuti all'esposizione al PM10 in base all'approccio della WTP. Torino, 2001**

<b>Patologia</b>	<b>Casi (limiti intervallo di confidenza 95%)</b>	<b>Costi (Euro) (limiti intervallo di confidenza 95%)</b>
Ricoveri per cause respiratorie	447 (327; 578)	3.517.890 (2.573.490; 4.548.860)
Ricoveri per cause cardiovascolari	401 (271; 569)	3.155.870 (2.132.770; 4.478.030)
Bronchiti (bambini)	4.156 (2.969; 4.451)	544.436 (388.939; 583.081)
Attacchi di asma (bambini)	4.713 (4.413; 5.004)	146.103 (136.803; 155.124)
Attacchi di asma (adulti)	2.320 (0; 4.458)	71.920 (0; 138.198)
Giorni di ridotta attività (adulti)	506.096 (449.025; 556.872)	47.573.024 (42.208.350; 52.345.968)
<b>Costo totale della morbilità</b>		<b>55.009.243</b> <b>(47.440.352; 62.249.261)</b>

## 2.5 Una valutazione complessiva

Il costo degli esiti sanitari dell'inquinamento atmosferico è composto dai costi associati ai decessi prematuri e da quelli associati alle variazioni nella morbilità. A questo punto, quindi, sommando i costi della mortalità a quelli della morbilità, ottenuti nelle pagine precedenti è possibile stimare il costo complessivo degli esiti sanitari derivanti dall'esposizione al PM10 nella città di Torino. Anche in questo caso si considerano i due approcci alternativi: da una parte i costi delle malattie (COI) e il metodo del Capitale Umano, dall'altra le stime basate sulla disponibilità a pagare per ridurre il rischio.

In tutti i casi, come esplicitato in precedenza, si è utilizzato come valore “di soglia” il livello di concentrazione di  $30 \text{ mcg/m}^3$  di PM10. Questo significa che gli esiti stimati, e i relativi costi, sono quelli derivanti dall'esposizione aggiuntiva rispetto a tale soglia, sono quindi inferiori a quelli realmente attribuibili alle polveri fini, in quanto, da un punto di vista sanitario, gli effetti sulla salute iniziano sicuramente per valori di concentrazione inferiori<sup>142</sup>.

### 2.5.1 *Il numero di casi attribuibili all'esposizione al PM10 a Torino*

Negli anni 1995-2001 a Torino si è avuta una media di circa 230-300 decessi ogni anno per cause attribuibili all'esposizione al PM10, per concentrazioni superiori a  $30 \mu\text{g/m}^3$ . I decessi prematuri sono concentrati soprattutto nella fascia di età più avanzata, ma, se si osservano i risultati ottenuti utilizzando i limiti inferiori degli intervalli di confidenza, si può concludere che non sono improbabili decessi anche nelle fasce di età sotto i 65 anni.

**Tabella 79**

**Numero di decessi attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a  $30 \mu\text{g/m}^3$ .  
Torino media annua 1995-2001.**

Età	1995-1998		1999		2000		2001	
	Decessi attribuibili	IC 95%	Decessi attribuibili	IC 95%	Decessi attribuibili	IC 95%	Decessi attribuibili	IC 95%
0-64	0	(0; 44)	0	(0; 49)	0	(0; 53)	0	(0; 45)
65-74	24	(0; 79)	27	(0; 89)	29	(0; 97)	25	(0; 84)
75+	213	(131; 291)	243	(150; 332)	271	(167; 369)	240	(148; 328)
<b>Totale</b>	<b>237</b>	<b>(131; 414)</b>	<b>270</b>	<b>(150; 470)</b>	<b>300</b>	<b>(167; 519)</b>	<b>265</b>	<b>(148; 457)</b>

Per quanto riguarda la morbilità, da un esame della Tabella 78 si può notare che il numero di casi attribuibili all'esposizione al PM10 è particolarmente rilevante per le bronchiti nei bambini, patologia per la quale oltre un terzo dei casi totali può essere imputato agli elevati livelli di inquinamento da polveri fini riscontrato a Torino nel periodo 1995-2001. Molto elevate anche le

<sup>142</sup> Non è stata individuata una soglia minima per mancanza di dati.

percentuali di casi di asma nei bambini e dei giorni di ridotta attività, per i quali circa un quarto dei casi stimati in totale può essere attribuito al PM10.

**Tabella 80****Esiti sanitari attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a 30µg/m<sup>3</sup>.****Torino, media annua 1995-2001**

	1995-1998		1999		2000		2001	
	Numero casi	% sul totale	Numero casi	% sul totale	Numero casi	% sul totale	Numero casi	% sul totale
Ricoveri per cause respiratorie	431	6,5	480	7,2	519	7,8	447	6,7
Ricoveri per cause cardiovascolari	386	2,9	432	3,3	469	3,6	401	3,0
Bronchiti (bambini)	4.054	38,9	4.275	41,1	4.428	45,5	4.156	39,9
Attacchi di asma (bambini)	4.536	14,0	4.989	15,4	5.339	16,5	4.713	14,5
Attacchi di asma (adulti)	2.264	1,3	2.535	1,5	2.740	1,6	2.320	1,4
Giorni di ridotta attività (adulti)	497.210	22,1	538.492	23,9	571.571	25,4	506.096	22,5

### 2.5.2 Il metodo del capitale umano e i costi della malattia (COI)

Utilizzando per la valutazione della mortalità il metodo del Capitale umano (o della perdita di produzione), e per quella delle diverse patologie il metodo dei Costi della malattia (COI) è possibile ottenere una stima minima dei costi degli esiti sanitari a Torino.

I motivi per cui i valori così ottenuti sono da considerarsi solo un livello minimo possono essere ricondotti a due ordini di considerazioni:

- in primo luogo, in questo caso, la valutazione monetaria tiene conto per la mortalità della sola perdita di produzione e per la morbilità dei costi diretti di cura. Questo significa che non è stato dato un valore alla sofferenza e al dolore legati al decesso di un congiunto o allo stato di malattia proprio o di un familiare.
- In secondo luogo, la valutazione dei costi diretti delle patologie non sempre riesce a dare un valore alla perdita di produzione conseguente allo stato di malattia e tralascia i costi diretti legati all'assistenza e alla cura da parte di familiari. In particolare non si è ritenuto opportuno dare una stima della perdita di produzione relativa ad ogni giorno di ridotta attività, patologia che, come si vede dalle stime basate sulla disponibilità a pagare, può costituire la voce di gran lunga maggiore dei costi della morbilità.



**Tabella 81**

**Stime del costo degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo l'approccio COI e del Capitale Umano. Torino, media annua 1995-1998**

<b>Patologia</b>	<b>Valore centrale (Euro)</b>	<b>Limite inferiore 95% (Euro)</b>	<b>Limite superiore 95% (Euro)</b>
Mortalità	30.096.000	14.672.000	73.812.000
Morbilità	3.765.213	2.651.130	5.072.601
<b>Totale</b>	<b>33.861.213</b>	<b>17.323.130</b>	<b>78.884.601</b>

**Stime del costo degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo l'approccio COI e del Capitale Umano. Torino, 1999.**

<b>Patologia</b>	<b>Valore centrale (Euro)</b>	<b>Limite inferiore 95% (Euro)</b>	<b>Limite superiore 95% (Euro)</b>
Mortalità	34.236.000	16.800.000	83.354.000
Morbilità	4.194.206	2.954.731	5.629.889
<b>Totale</b>	<b>38.430.206</b>	<b>19.754.731</b>	<b>88.983.889</b>

**Stime del costo degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo l'approccio COI e del Capitale Umano. Torino, 2000.**

<b>Patologia</b>	<b>Valore centrale (Euro)</b>	<b>Limite inferiore 95% (Euro)</b>	<b>Limite superiore 95% (Euro)</b>
Mortalità	37.892.000	18.816.000	91.458.000
Morbilità	4.536.329	3.203.013	6.086.562
<b>Totale</b>	<b>42.428.329</b>	<b>22.019.013</b>	<b>97.544.562</b>

**Stime del costo degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo l'approccio COI e del Capitale Umano. Torino, 2001.**

<b>Patologia</b>	<b>Valore centrale (Euro)</b>	<b>Limite inferiore 95% (Euro)</b>	<b>Limite superiore 95% (Euro)</b>
Mortalità	33.380.000	16.576.000	79.726.000
Morbilità	3.906.112	2.747.499	5.247.325
<b>Totale</b>	<b>37.286.112</b>	<b>19.323.499</b>	<b>84.973.325</b>

Per gli anni considerati, la stima centrale dei costi diretti degli esiti sanitari dell'esposizione al PM10 a Torino si colloca tra circa 34 e oltre 42 milioni di Euro. Tenendo conto degli intervalli di confidenza, possiamo attenderci valori minimi annui intorno ai 20 milioni di Euro, e valori massimi compresi tra 78 e 97 milioni di Euro ogni anno. Tali costi sono imputabili per circa il 90 per cento alla perdita di produzione conseguente ai decessi prematuri e per una quota molto inferiore ai costi di cura dei ricoveri per cause respiratorie e cardiovascolari e delle malattie respiratorie a cui si è potuto attribuire un valore.

### 2.5.3 Il metodo della disponibilità a pagare

Utilizzando il metodo della disponibilità a pagare come strumento per la valutazione economica del valore attribuito dalla collettività alla riduzione del rischio, si ottengono stime molto diverse, comprese tra 385 (media 1995-1998) e 482 milioni di Euro (anno 2000). Tali valori, per ragioni in parte diverse, sono più elevati di un rapporto superiore a 10 a 1 rispetto ai costi basati sulle stime dei costi delle malattie e della perdita di produzione., sia nel caso della mortalità, che in quello della morbilità.

Per i decessi prematuri, le differenze, oltre che alle differenze strutturali della metodologia utilizzata, dipendono anche dal fatto che per l'inquinamento si è stimata un'età media al decesso molto elevata. Da questo fatto consegue una ridotta aspettativa di vita stimata e quindi, con la metodologia vista in precedenza, una ridotta perdita di produzione, che viene calcolata in base agli anni di vita persi a causa della morte prematura. Nel caso della Disponibilità a pagare, invece, non esiste una metodologia condivisa per tenere conto dell'età al decesso e comunque, in genere, la correzione per età influenza in misura minore il valore finale della stima. Nelle tabelle che seguono si presentano i costi totali ottenuti sia utilizzando una stima generale del valore della vita statistica, sia un valore corretto per tenere conto dell'età alla morte.

Per quanto riguarda la morbilità il fattore che influenza maggiormente le stime, molto più elevate di quelle ottenute utilizzando il metodo dei costi di cura, è l'inclusione di una valutazione monetaria dei giorni di ridotta attività, che costituiscono oltre l'ottanta per cento del totale dei costi della morbilità. Inoltre nella disponibilità a pagare sono compresi anche i costi in termine di ridotta qualità della vita, dolore e sofferenza conseguenti ad uno stato di malattia, e quindi anche i valori per i ricoveri e le altre patologie risultano superiori.

#### Tabella 82

**Stime del costo degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo l'approccio della Disponibilità a pagare (stima del valore della vita statistica *non corretto* per tenere conto dell'età). Torino, media annua 1995-1998.**

<b>Patologia</b>	<b>Valore centrale (Euro)</b>	<b>Limite inferiore 95% (Euro)</b>	<b>Limite superiore 95% (Euro)</b>
Mortalità ( <i>valore non corretto per l'età</i> )	331.800.000	183.400.000	579.600.000
Morbilità	53.909.404	46.468.430	61.060.835
<b>Totale</b>	<b>385.709.404</b>	<b>229.868.430</b>	<b>640.660.835</b>

**Stime del costo degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo l'approccio della Disponibilità a pagare (stima del valore della vita statistica *non corretto* per tenere conto dell'età). Torino, 1999.**

<b>Patologia</b>	<b>Valore centrale (Euro)</b>	<b>Limite inferiore 95% (Euro)</b>	<b>Limite superiore 95% (Euro)</b>
Mortalità ( <i>valore non corretto per l'età</i> )	378.000.000	210.000.000	658.000.000
Morbilità	58.588.957	50.597.684	66.180.862
<b>Totale</b>	<b>436.588.957</b>	<b>260.597.684</b>	<b>724.180.862</b>

**Stime del costo degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo l'approccio della Disponibilità a pagare (stima del valore della vita statistica *non corretto* per tenere conto dell'età). Torino, 2000.**

<b>Patologia</b>	<b>Valore centrale (Euro)</b>	<b>Limite inferiore 95% (Euro)</b>	<b>Limite superiore 95% (Euro)</b>
Mortalità ( <i>valore non corretto per l'età</i> )	420.000.000	235.200.000	726.600.000
Morbilità	62.333.751	54.004.584	70.283.118
<b>Totale</b>	<b>482.333.751</b>	<b>289.204.584</b>	<b>796.883.118</b>

**Stime del costo degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo l'approccio della Disponibilità a pagare (stima del valore della vita statistica *non corretto* per tenere conto dell'età). Torino, 2001.**

<b>Patologia</b>	<b>Valore centrale (Euro)</b>	<b>Limite inferiore 95% (Euro)</b>	<b>Limite superiore 95% (Euro)</b>
Mortalità ( <i>valore non corretto per l'età</i> )	371.000.000	207.200.000	639.800.000
Morbilità	55.009.243	47.440.352	62.249.261
<b>Totale</b>	<b>426.009.243</b>	<b>254.640.352</b>	<b>702.049.261</b>

Tenendo conto della correzione della stima del valore della vita statistica secondo l'età<sup>143</sup>, le stime dei costi della mortalità risultano naturalmente inferiori, ma comunque sempre molto più elevate di quelle ottenute con il metodo della perdita di produzione. In questo caso, il totale dei costi annui degli esiti sanitari attribuibili al PM10 varia, nel periodo 1995-2001, tra poco più di 250 milioni e quasi 320 milioni di Euro.

---

<sup>143</sup> La stima "corretta" utilizzata è pari al 61 % del valore della vita statistica calcolato per il complesso della popolazione.

Tabella 83

Stime del costo degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo l'approccio della Disponibilità a pagare (stima del valore della vita statistica *corretto* per tenere conto dell'età).  
Torino, media annua 1995-1998.

Patologia	Valore centrale (Euro)	Limite inferiore 95% (Euro)	Limite superiore 95% (Euro)
Mortalità ( <i>valore corretto per l'età</i> )	202.398.000	111.874.000	353.556.000
Morbilità	53.909.404	46.468.430	61.060.835
<b>Totale</b>	<b>256.307.404</b>	<b>158.342.430</b>	<b>414.616.835</b>

Stime del costo degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo l'approccio della Disponibilità a pagare (stima del valore della vita statistica *corretto* per tenere conto dell'età).  
Torino, 1999.

Patologia	Valore centrale (Euro)	Limite inferiore 95% (Euro)	Limite superiore 95% (Euro)
Mortalità ( <i>valore corretto per l'età</i> )	230.580.000	128.100.000	401.380.000
Morbilità	58.588.957	50.597.684	66.180.862
<b>Totale</b>	<b>289.168.957</b>	<b>178.697.684</b>	<b>467.560.862</b>

Stime del costo degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo l'approccio della Disponibilità a pagare (stima del valore della vita statistica *corretto* per tenere conto dell'età).  
Torino, 2000.

Patologia	Valore centrale (Euro)	Limite inferiore 95% (Euro)	Limite superiore 95% (Euro)
Mortalità ( <i>valore corretto per l'età</i> )	256.200.000	143.472.000	443.226.000
Morbilità	62.333.751	54.004.584	70.283.118
<b>Totale</b>	<b>318.533.751</b>	<b>197.476.584</b>	<b>513.509.118</b>

Stime del costo degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo l'approccio della Disponibilità a pagare (stima del valore della vita statistica *corretto* per tenere conto dell'età).  
Torino, 2001.

Patologia	Valore centrale (Euro)	Limite inferiore 95% (Euro)	Limite superiore 95% (Euro)
Mortalità ( <i>valore corretto per l'età</i> )	226.310.000	126.392.000	390.278.000
Morbilità	55.009.243	47.440.352	62.249.261
<b>Totale</b>	<b>281.319.243</b>	<b>173.832.352</b>	<b>452.527.261</b>

## **Bibliografia**

- Abbey, D.; Petersen, F.; Mills, P.; Beeson, W.  
1993 “Long-term ambient concentrations of total suspended particulate, ozone and sulfur dioxide and respiratory symptoms in a non-smoking population”, in *Archives of Environmental Health*, 48, pp. 33-46.
- Ackerman, F.; Heinzerling, L.  
2001 *If It Exists, It's Getting Bigger: Revising the Value of a Statistical Life*, Global Development and Environment Institute, Working Paper No. 01-06, Tufts University, Medford, MA.
- AEA Technology  
1998a *Cost Benefit Analysis of Proposals Under the UNECE Multi-Effect Protocol*, report to UK Department of Environment, Transport and regions, London, and to UNECE Task Force on Economic Aspects of Abatement Strategies, Geneva.  
1998b *Economic Evaluation of the Control of Acidification and Ground Level Ozone*, report to DGXI of the European Commission, Bruxelles.  
1998c *Economic Evaluation of Air Quality Targets for CO and Benzene*, DGXI, European Commission, Bruxelles.  
1999 *Cost-Benefit Analysis for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe*, Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, The Hague, Netherlands, Publication No. 133.
- Anderson, E.  
1993 *Value in Ethics and Economics*, Harvard University Press, 1993.
- Arpa Piemonte  
2001 *Qualità dell'aria di Torino. Aggiornamento al 2000*, documento web, <http://www.comune.torino.it/ambiente/inquinamento/relazione2000.htm>.
- Barde, J.-P.; Pearce, D.W.  
1991 *Valuing the environment*, Earthscan Publications, London, 1991.
- Beattie, J.; Covey, J.; et al.  
1998 “On the Contingent Valuation of Safety and the Safety of Contingent Valuation: Part 1- Caveat Investigator”, *Journal of Risk and Uncertainty*, 17:5–25.
- Beltratti, A.; Chiomio, G.; Natale, P.  
1994 *Crescita economica ed inquinamento atmosferico: il caso della Città di Torino*, paper distribuito in occasione del Convegno Giorgio Rota su Economia e Ambiente, Torino 26 novembre 1994.
- Bicknell, K.  
2001 *WTP for the Benefits of Environmental Improvement. A Literature Review and Some Recommendations*, report No U01/89, prepared for Environment Canterbury.
- Bisanti, L.  
1995 “L'inquinamento atmosferico urbano e la mortalità: una rassegna della letteratura”, in *Epidemiologia e Prevenzione*, 19, 1995, pp. 13-21.
- Borruso, G.; Danielis, R.; Rotaris, L.  
2001 *Metodologia per la stima del costo dell'inquinamento atmosferico e del rumore*, Università di Trieste, 2001.

- Bowland, B.J.; Beghin, J.C.  
2001 “Robust estimates of value of a statistical life for developing economies”, in *Journal of Policy Modeling*, 23 (2001), pp. 385-396.
- Braun-Fahrländer, C.; Vuille, J.; Sennahuser, F. et al.  
1997 “Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren”, in *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 155, pp. 1042-1049.
- Brunekreef, B.  
1997 “Air Pollution and life expectancy: is there a relation?”, in *Occupational and Environmental Medicine*, 54, pp. 781-784.
- Cadum, E. et al.  
1999 “Inquinamento atmosferico e mortalità giornaliera a Torino, 1991-1996”, in *Epidemiologia e Prevenzione*, 1999, 23, pp. 268-276.
- Cadum, E.; Berti, G.; Demaria, M.; Grosa, M.  
2001 “Effetti a breve termine dell’inquinamento sulla salute: Torino 1991-1998”, in *Epidemiologia e Prevenzione*, anno 25, suppl. 2 (2001).
- Cadum, E.; Galassi, C.  
2001 *L’uso dei dati di monitoraggio ambientale a fini epidemiologici*, XXV Convegno Nazionale dell’Associazione Italiana di Epidemiologia, Venezia, 3/10/2001.
- Calthrop, E.; Maddison, D.  
1996 “The dose-response function approach to modelling the health effects of air pollution”, in *Energy Policy*, 24, 7, 1996, pp. 599-607.
- Carrothers, T.J.; Evans, J.S.; Graham, J.D.  
2002 *The Lifesaving Benefits of Enhanced Air Quality*, Center for Risk Analysis, Department of Health Policy and Management, Harvard School of Public Health, Boston, MA..
- Carthy, T.; Chilton, S. et al.  
1999 “On the Contingent Valuation of Safety and the Safety of Contingent Valuation: Part 2—The CV/SG “Chained” Approach” in *Journal of Risk and Uncertainty*, 17:3 187–213.
- Cattani, S.; Galassi, C.; Gruppo Itaria  
2000 “Archivio dei dati di inquinamento atmosferico e indicatori di qualità dell’aria nelle principali città italiane: il progetto ITARIA-WHO”, in *Annali dell’Istituto Superiore di Sanità*, 36, 3, pp. 275-283.
- Cattani, S.; Melegari, C.; Galassi, C.; Forastiere, F.; Bertollini, R.; Dora, C.; Faberi, M.; Magherini, L.; Martuzzi, M.  
1999 *Inquinamento atmosferico: applicazione di modelli per la descrizione della qualità dell’aria e valutazione dell’impatto sulla salute delle diverse situazioni a rischio. Rapporto primo stato di avanzamento*, Progetto PR24, ITARIA, Arpa Emilia-Romagna, ENEA Dip. Ambiente, WHO-ECEH
- CEAS - Centro Europeo Ambiente e Salute (European Centre for Environment and Health)  
2000a *Inquinamento atmosferico nelle città italiane: impatto sulla salute*, sintesi, Roma, giugno 2000.  
2000b *Health impact assessment of air pollution in the eight major italian cities*, report.
- Chaaban, F.B.; Nuwayhid, I.; Djoundourian, S.  
2001 “A study of social and economic implications of mobile sources on air quality in Lebanon”, in *Transportation Research Part D*, 6 (2001), pp. 347-355.

- Chestnut, L.G.; Mills, D.; Rowe, R.D.  
1999 *Air Quality Valuation Model, Version 3.0 (AQVM 3.0), Report 2, Methodology*, preparato per Environment Canada, Health Canada.
- Chilton, S.; Covey, J.; Hopkins, L.; Jones-Lee, M.; Loomes, G.; Pidgeon, N.; Spencer, A.  
1998 *New research results on the valuation of preventing fatal road accident casualties*, Annex 3 in: WHO, *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution*, prepared for the WHO Ministerial Conference on Environment and Health, London, June 1999.
- Clench-Aas, J.; Bartonova, A.; Klæboe, R.; Kolbenstvedt, M.  
2000 "Oslo traffic study – part 2: quantifying effects of traffic measures using individual exposure modeling", in *Atmospheric Environment*, 34, pp. 4737-4744.
- Cocheo, V.  
2000 "Agenti inquinanti e sorgenti dell'inquinamento atmosferico urbano, in *Annali Istituto Superiore di Sanità*", 36, 3, pp. 267-274.
- Cookson, R.  
2000 "Incorporating psycho-social considerations into health valuation: an experimental study", in *Journal of Health Economics*, 19 (2000), pp. 369-401.
- Dalbokova, D.; Habdak, J.; Huysmans, K.; Krzyzanowski, M.  
1999 *Air Quality Impact Assessment Tool, version 1.1b*, Centro Europeo Ambiente e Sanità, Organizzazione Mondiale della Sanità.
- Danielis, R.  
2001 *La teoria economica e la stima dei costi esterni dei trasporti*, Università di Trieste, 2001.
- Danielis, R.; Chiabai, A.  
1998 "Estimating the cost of air pollution from road transport in Italy", in *Transportation Research, D*, 4, pp. 249-258.
- Danielis, R.; Rotaris, L.  
2001 *Il costo dell'inquinamento atmosferico e del rumore in Italia*, Università di Trieste, 2001.
- Day, B.  
2000a *A Meta-Analysis of Wage-Risk Estimates of the Value of Statistical Life*, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University College London, London, *mimeo*.  
2000b *Do Scenario Context and Question Order Influence WTP? The Application of a Model of Uncertain WTP to the Contingent Valuation of the Morbidity Impacts of Air Pollution*, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University College London, London, *mimeo*.
- Department of Health UK - Ad-Hoc Group on the Economic Appraisal of the Health Effect of Air Pollutants  
1998 *Executive summary of the Report*, The Stationery Office, London, 1998.
- 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.
- Desaigues, B.; Rabl, A.  
1995 "Reference value for human life: An econometric analysis of a contingent valuation in France", in N. Schwab and N. Soguel, *Contingent Valuation, Transport Safety and Value of Life*, Kluwer, Boston.

- Dockery, D.W.; Cunningham, J.; Damokosh, A. et al.  
1996 "Health effects of acid aerosols on American Children: respiratory symptoms", in *Environmental Health Perspective*, 104, pp. 500-505.
- Dockery, D.W.; Pope, A.  
1994 "Acute respiratory effects of particulate air pollution", in *Annual Review of Public Health*, 15, pp. 107-132.
- Dockery, D.W.; Pope, A., Xu, X. et al.  
1993 "An association between Air Pollution and Mortality in U.S. Cities", in *New England Journal of Medicine*, 329 (24), pp. 1753-59.
- Dockery, D.W.; Speizer, F.E.; Pope, A.  
2000 "Effects of Particulate Air Pollution Exposures", in *Particle-Lung Interactions*, edit. P.Gehr e J. Heyder, Università di Berna, pp. 671-706.
- Dubourg, W.R.; Jones-Lee, M.W.; Loomes, G.  
1997 "Imprecise Preferences and Survey Design in Contingent Valuation", in *Economica*, 64, pp. 681-702.
- El-Fadel, M.; Massoud, M.  
2000 "Particulate matter in urban areas: health-based economic assessment", in *The Science of Total Environment*, 257 (2000), pp. 133-146.
- Elster, J.  
1983 *Ulisse e le sirene*, Il Mulino, Bologna.
- EPA – United States Environmental Protection Agency  
1997 *The Benefits and Costs of the Clean Air Act, 1970 to 1990*, US EPA.  
2000 *Guidelines for Preparing Economic Analyses*, US EPA, september 2000.  
2000b *Arsenic in Drinking Water Rule: Economic Analysis*, EPA Document, 815-R-00-026, december 2000.  
2001a *Cost Of Illness Handbook*, US EPA.  
2001b *Handbook for non-cancer health effects valuation*, [www.epa.gov/ord/spc/Ch6qs.htm](http://www.epa.gov/ord/spc/Ch6qs.htm).
- European Commission  
1994 *The Economic Cost of Traffic Accidents, COST 313*, Common Market Expert Group.  
1995 *ExternE: Externalities of Energy, Vol. 2 Methodology*, European Commission, Directorate-General XII, Science, Research and Development, Bruxelles.  
1998 *ExternE: Externalities of Energy, Methodology Annexes*, European Commission, Directorate-General XII, Science, Research and Development, Bruxelles.
- Ferrer-i-Carbonell, A.; van Praag, B.M.S.  
2001 *The Subjective Costs of Health Losses due to Chronic Diseases: An Alternative Model for Monetary Appraisal*, Forschungsinstitut zur Zukunft der Arbeit, Discussion Paper No. 313, June 2001.
- Filippini, Massimo  
2000 *Determinanti ambientali*, mimeo.
- Filliger, P.; Puybonnieux-Textier, V.; Schneider, J.  
1999 *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. PM10 Population Exposure - Technical Report on Air Pollution*, report prepared for the WHO Ministerial Conference on Environment and Health, London, June 1999.
- Fontana, M.; Molocchi, A.  
2001 *La stima dei costi esterni del trasporto: definizioni, approcci e confronti fra quattro studi europei*, rapporto redatto per Federtrasporti, versione provvisoria, 26/01/2001.



- Furlan, S.; Giugliano, M.  
s.d. *Electric Vehicle and Environmental Quality*, mimeo.
- Gardner, J.W., Sanborn, J.S.  
1990 "Years of Potential Life Lost (YPLL) – What does it measure?", in: *Epidemiology*, volume 1, No. 4, July 1990.
- Ghidella, P.  
2000 *Life Cycle Costing - Analisi dell'impatto del traffico urbano a Torino*, tesi di laurea, Politecnico di Torino.
- Godleski, J.J.; Verrier, P.; Koputrakis, P.; Catalano, P.  
2000 "Morbidity and Mortality from Exposure to Ambient Air Particles", in *Health Effects Institute Research Report*, N. 91, febbraio 2000.
- Goodstein, E.  
1995 *Economics and the Environment*, Prentice Hall, 1995.
- Grasso, M.  
2000 *Effetti ambientali degli investimenti pubblici. Una guida sintetica alla valutazione economica*, Fondazione Lombardia per l'Ambiente, 2000.
- Hammit, J.K.; Liu, J.-T.; Liu, J.-L.  
2000 *Survival is a Luxury Good: The Increasing Value of a Statistical Life*, NBER Summer Institute Workshop on Public Policy and the Environment, Cambridge, Ma, August 2000.
- Hara Associates Inc.  
2000 *Benefit/Cost Analysis of proposed TOBACCO PRODUCTS INFORMATION REGULATIONS*, Health Canada, 2000 (documento web)
- Hartley, N.; Ayres, J.; Burney, P.; Buxton, M.; Jones, A.; Jones-Lee, M.; Maddison, D.; Markyanda, A.; Podgeon, 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.
- Health Canada  
1999 *Canadian Handbook on health impact assessment*, Minister of Public Works and Government Services Canada, 1999.
- Heinzerling, L.  
1999 "Discounting Our Future", in *Land & Water L. Review*, 34.
- Hilterman, T.; Stolk, J.; van der Zee, S.  
1998 "Ashtma severity and susceptibility to air pollution", in *European Respiratory Journal*, 11, pp. 686-693.
- Hoeck, G.; Schwartz, J.D.; Groot, B.; Eilers, P.  
1997 "Effects of Ambient Particulate Matter and Ozone on Daily Mortality in Rotterdam, the Netherlands", in *Archives of Environmental Health*, 52 (6), pp. 455-463.
- IMIB  
1996 *Monetarisierung der verkehrbedingten externen Gesundheitskosten: Behandlungskosten*.
- Jefferson, T.; Demicheli, V.; Mugford, M.  
1998 *La valutazione economica degli interventi sanitari*, Il Pensiero Scientifico Editore, Roma, 1998.

- Johannesson, M.; Johansson, P.O.  
1996 "To Be or Not to Be, That Is the Question: An Empirical Study of the WTP for an Increased Life Expectancy at an Advanced Age", in *Journal of Risk and Uncertainty*, 13, pp. 163-174.
- Johannesson, M.; Karlsson, G.  
1997 "The friction cost method: A comment", in *Journal of Health Economics*, 16 (1997), pp. 249-255.
- Katsouyanni, K.; Touloumi, G.; Spix, C.; Schwartz, J.; Balducci, F.; Medina, S.; Rossi, G.; Wojtyniak, B.; Sunyer, J.; Bacharova, L.; Schouten, J.P.; Ponka, A.; Anderson, H.R.  
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. Air Pollution and Health: a European Approach", in *British Medical Journal*, 314, 7095, pp. 1658-1663.
- Khardori, A.  
2000 *Health-Based Standards in the Clean Air Act: The Controversy over Peace of Mind*, mimeo
- Koopmanschap, M.A.; Rutten, F.F.H.; van Ineveld, B.M.; van Roijen, L.  
1995 "The friction cost method for measuring indirect costs of disease, in *Journal of Health Economics*", 14 (1995), pp. 171-189.  
1997 "Reply to Johannesson's and Karlsson's comment", in *Journal of Health Economics*, 16, pp. 257-259
- Kopp, R.; Krupnick, A.; Toman, M.  
s.d. *Cost-Benefit Analysis and Regulatory Reform*, mimeo.
- Künzli, N.; Kaiser, R.; Medina, S.; Studnicka, M.; Oberfeld, G.; Horak, F.  
1999 *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. Air Pollution Attributable Cases - Technical Report on Epidemiology*, prepared for the WHO Ministerial Conference on Environment and Health, London, June 1999.
- Lagorio, S.  
2001 "Problemi interpretativi delle analisi di serie temporali su inquinamento atmosferico e salute. Parte I: le stime di esposizione", in *Epidemiologia e Prevenzione*, 25 (4-5), pp. 1-10.
- Landi, G.; Sozzi, E.; Stefanoni, E.  
2001 *La protezione dell'aria ambiente nelle città. La disciplina per la tutela dell'aria in ambiente urbano. Casi nazionali ed europei*, Fondazione ENI Enrico Mattei, 2001.
- Larson et al.  
1999 "The Economics of Air Pollution Health Risks in Russia: A Case Study of Volgograd", in *World Development*, vol. 27, n. 10, pp. 1803-1819.
- Lave, L.; Seskin, E.  
1973 "An Analysis of the Association between US mortality and Air Pollution", in *Journal of the American Statistical Association*, 68, 342, pp.284-290.  
1977 *Air Pollution and Human Health*, John Hopkins University Press, Baltimore.
- Leigh, J.P.; Romano, P.S.; Schenker, M.B.; Kreiss, K.  
2002 "Costs of Occupational COPD and Asthma", in *Occupational and Environmental Health*, 121, 1, pp. 264-272.
- Leksell, I.; Rabl, A.  
2001 *Air Pollution and Mortality: Quantification and Valuation of Life Lost*, in *Risk Analysis*.

- Levaggi, R.; Capri, S.  
1999 *Economia Sanitaria*, Milano, F. Angeli.
- Lipfert, F.; Wyzga, R.  
1995 "Air pollution and mortality: issues and uncertainties", in *Air & Waste Management Association*, 45, pp. 949-966.
- Maddison, D.  
1997 *Valuing morbidity effects of air pollution*, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University College London and University of East Anglia, London, mimeo.  
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, Milano 27-29 ottobre.
- Marchese, G.  
2001 "Valutazioni igienico-sanitarie sull'inquinamento urbano da traffico e sulla qualità dell'aria a Firenze per l'anno 2000 (Decreto 21.4.99 n.163)", in *Relazione annuale sulla qualità dell'aria nel Comune di Firenze anno 2000*, Istruttoria tecnica, allegato E, Comune di Firenze
- Marconi, A.; Menichini, E.; Ziemacki, G.; Cattani, G.; Stacchini, G.  
2000 "Misure di materiale particolato PM10 e PM2,5 nell'atmosfera di Roma", in *Annali dell'Istituto Superiore di Sanità*, 36, 3, pp. 285-289.
- McCubbin, D.; 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.
- Michelozzi, P.; Forastiere, F.; Fusco, D.; Perucci, C.A.; Ostro, B.; Ancona, C.; Pallotti, G.  
1998 "Air pollution and mortality in Rome, Italy", in *Occupational Environment Medicine*, 55, pp. 605-610.
- Michelozzi, P.; Forastiere, F.; Petrucci, C.A.; Fusco, D.; Barca, A.; Spadea, T.  
2000 "Studi sugli effetti acuti dell'inquinamento atmosferico a Roma", in *Annali dell'Istituto Superiore di Sanità*, 36, 3, pp. 297-304.
- Miller, T.R.  
2000 "Variations between countries in Values of Statistical Life", in *Journal of Transport Economics and Policy*, 34 part 2, may 2000, pp. 169-188.
- MISA  
2001 "Metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico", in *Epidemiologia e prevenzione*, anno 25, supplemento 2 (2001).
- Moolgavkar, S.H.; Luebeck, E.G.  
1996 "A critical review of the evidence on particulate air pollution and mortality", in *Epidemiology*, 7, pp. 420-428.
- Moolgavkar, S.H.; Luebeck, E.G.; Anderson E.L.  
1997 "Air Pollution and Hospital Admissions for Respiratory Causes in Minneapolis-St. Paul and Birmingham", in *Epidemiology*, 8, (4), pp. 364-370.
- Moolgavkar, S.H.; Luebeck, E.G.; Hall, T.A.; Anderson E.L.  
1995 "Air Pollution and daily mortality in Philadelphia", in *Epidemiology*, 6, pp. 476-484.

- Munari, L.  
2000 "Farmacoconomia", in Bigatello, G. e Munari, L., *Asma e farmaconomia*, Emme Edizioni.
- Neukirch, F.; Ségala, C.; Le Moullec, Y.  
1998 "Short-term effects of low-level winter pollution on respiratory health of asthmatic adult", in *Archive of Environmental Health*, 53, pp. 320-328.
- Ontario Medical Association (OMA)  
2000 *The Illness Costs of Air Pollution in Ontario (ICAP) Final Report*.
- Ostro, B.  
1990 *Associations between morbidity and alternative measures of particulate matter*, *Risk Analysis*, 10, pp. 421-427.  
1996 *A methodology for estimating air pollution health effects*, Office of Global and Integrated Environmental Health, WHO/EHG/96,5, 1996 apr.
- Ostro, B.; Chestnut, L.  
1998 "Assessing the Health Benefits of Reducing Particulate Matter Air Pollution in the United States", in *Environmental Research*, Sect. A 76, pp. 94-106.
- 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.
- Özkaynak, H.; Xue, J.; Spengler, J.; Wallace, L.; Pellizzari, E.; Jenkins, P.  
1996 "Personal exposure to airborne particles and metals: results from the particle TEAM study in Riverside, California", in *Journal Expo Anal Environ Epidemiology*, 6 (1), pp.57-78.
- Panella, G.; Ascari, S.; Cavalletti, B.  
1999 *L'inquinamento dell'aria nelle aree urbane e i danni alla salute. Le politiche di controllo*, Franco Angeli, Milano, 1999.
- Pearce, D.  
1996 "Economic valuation and health damage from air pollution in the developing world", in *Energy policy*, 24, 7, pp. 627-630.  
2000 *Valuing risks to life and health*, paper prepared for the European Commission (DGXI) Workshop on Valuing Mortality and Valuing Morbidity, Bruxelles, 13/11/2000.
- Pearce, D.; Crowards, T.  
1996 "Particulate matter and human health in the United Kingdom", in *Energy Policy*, 24, pp. 609-619.
- Pearce, D.W.; Turner, R.K.  
1991 *Economia delle risorse naturali e dell'ambiente*, Il Mulino, Bologna, 1991.
- Petitti, D.  
1994 *Meta-analysis, decision analysis and cost effectiveness analysis - methods for quantitative synthesis in medicine*, Oxford University Press, New York/Oxford.
- Pope, C.A. III; Dockery, D.W.; Spengler, J.; Raizenne, M.E.  
1991 "Respiratory health and PM10 pollution - a daily time series analysis", in *American Review of Respiratory Disease*, 144, pp. 668-674.
- Pope, C.A. III; Schwartz, J.; Ransom, M.R.  
1992 "Daily mortality and PM10 Pollution in Utah Valley", in *Archives of Environmental Health*, 47, pp. 211-217.

- Pope, C.A. III; Thun, M.J.; Namboodiri, M.M.; Dockery, D.W.; Evans, J.S.; Speizer, F.E.; Heath, C.W. Jr.  
1995 "Particulate Air Pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults", in *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 151, pp. 669-674.
- Prescott, G.J.; Lee, R.J.; Cohen, G.R.; Elton, R.A.; Lee, A.J.; Fowkes, F.G.R.; Agius, R.M.  
1999 "Investigation of factors which might indicate susceptibility to particulate air pollution", in *Occupational and Environmental Medicine*, 2000; 57, pp. 53-57.
- Queensland Health  
2001 *Economic Assessment of the Health Impact of Sulfur Dioxide (SO<sub>2</sub>) emissions in Mt Isa*, Queensland Government, 2001.
- Rabl, A.  
1997 *Quantifying the Benefits of Air Pollution Control: the Interpretation of Exposure-Response Functions for Mortality*, Working paper, Ecole des Mines, Paris.  
1998 "Mortality Risks of Air Pollution: the Role of Exposure-Response Functions", in *Journal of Hazardous Materials*, 61, pp.91-98.  
1999 "Les bénéfices monétaires d'une amelioration de la qualité de l'air en Ile-de-France", in *Pollution Atmosphérique*, janvier-mars 1999, pp. 83-94.
- Rabl, A.; Spadaro, J.V.  
1999 "Damages and costs of air pollution: an analysis of uncertainties", in *Environmental International*, vol. 25, 1, pp. 29-46.
- Reed Johnson, F. Fries, E.E.; Spencer Banzhaf, H.  
1997 "Valuing morbidity: An integration of the willingness-to-pay and health-status index literatures", in *Journal of health economics*, 16 (1997), pp.641-665.
- Regione Lombardia  
1998 Decreto del Direttore Generale della Direzione Sanità n. 64001 del 6 luglio 1998, *Linee guida per la codifica delle diagnosi e degli interventi chirurgici e procedure diagnostiche e terapeutiche*.
- Roemer, W.; Hoek, G.; Brunekreef, B.;  
1993 "Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms", in *American Review of Respiratory Disease*, 147, pp. 118-124.
- Samet, J.M., Dominici, F., Curriero, F., Coursac, I., Zeger, S.L.  
2000 "Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities, 1987-1994", in *The New England Journal of Medicine*, vol. 343, n. 24, pp. 1742-1749.
- Samet, J.M.; Dominici, F.; Zeger, S.L.; Schwartz, J.; Dockery, D.W.  
2000 *The National Morbidity, Mortality and Air Pollution Study. Part I: Methods and Methodologic Issues*, Health Effects Institute, Research Report N. 94, part I, june 2000, Cambridge, MA.
- Scandinavian Journal of Work, Environment & Health  
2000 *Health risk evaluation of particles in ambient air*, in *Scandinavian Journal of Work, Environment & Health*, 26, suppl. 1, 2000, pp. 90-94.
- Schwartz, J.  
1994 "Air pollution and daily mortality: a review and meta analysis", in *Environmental Research*, 64, pp. 36-52.  
1995 "Short Term Fluctuations in Air Pollution and Hospital Admissions of the Elderly for Respiratory Disease", in *Thorax*, 50, 5, pp.531-538.

- 1997 "Air Pollution and Hospital Admissions for Cardiovascular Disease in Tucson", in *Epidemiology*, 8, (4), pp.371-377.
- 2000 "Harvesting and Long Term Exposure Effects in the Relation between Air Pollution and Mortality", in *American Journal of Epidemiology*, vol. 151, N. 5, pp. 440-448.
- Seethaler, R.  
1999 *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. Synthesis Report*, report prepared for the WHO Ministerial Conference on Environment and Health, London, June 1999.
- Segala, C.; Fauroux, B.; Just, J.  
1998 "Short-term effect of winter air pollution on respiratory health of asthmatic children in Paris", in *European Respiratory Journal*, 11, pp. 677-685.
- Shiell, A.; Law, M.G.  
2001 "The cost of hepatitis C and the cost-effectiveness of its prevention", in *Health Policy*, 58 (2001), pp. 121-131.
- SIDRIA  
1997 "Asthma and respiratory symptoms in 6-7 years old Italian children: gender, latitude, urbanization and socioeconomic factors", in *European Respiratory Journal*, 10, pp. 1780-1786.
- Smith, V.K.  
1996 *Pricing What is Priceless: A Status Report on Non-Market Valuation of Environmental Resources*, mimeo.
- Smith, V.K.; Huang, J.-C.  
1997 "Can Markets Value Air Quality? A Meta-Analysis of Hedonic Property Value Models", in *Journal of Political Economy*, vol. 103, n. 1, pp. 209-227.
- Sommer, H.; Seethaler, R.; Chanel, O.; Henry, M.; Masson, S.; Vergnaud, J.-C.  
1999 *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. Economic Evaluation - Technical Report on Economy*, report prepared for the WHO Ministerial Conference on Environment and Health, London, June 1999.
- Uccelli, R.; Mauro, F.; Tarroni, G.  
s.d. *Appunti sugli agenti nocivi - particelle sospese*, Enea Dipartimento Ambiente, 5, Serie Noxiae.
- USDA (United States Department of Agriculture)  
1999 *Assigning Values to Life: Comparing Methods for Valuing Health Risks*, by Fred Kuchler and Elise Golan, report no. 784.  
2001 *Valuing the Health Benefits of Food Safety: A Proceedings*, [www.ers.usda.gov](http://www.ers.usda.gov), miscellaneous publication number 1570.
- Vigotti, M.A.  
1999 "Effetti a breve termine prodotti dalla esposizione ad inquinamento atmosferico urbano sulla salute umana in Europa. I progetti APHEA (Air Pollution and Health: an European Approach)", in *Epidemiologia e Prevenzione*, 23, 1999, pp. 408-415.
- Vigotti, M.; Rossi, G.; Bisanti, L.; Zanobetti, A.; Schwartz, J.  
1996 "Short-term effects of urban air pollution on respiratory health in Milan, Italy, 1980-89", in *Journal of Epidemiology and Community Health*, 50 (Suppl. 1), S71-S75.
- Viscusi, W. Kip  
1993 *The Value of Risks to Life and Health*, in: *Journal of Economic Literature*, Volume 31, Issue 4 (Dec. 1993), pp. 1912-1946.  
1998 *Rational Risk Policy*, Clarendon, 1998.

s.d. "Discounting health effects for medical decisions", in F.A. Sloan, *Valuing Health Care*, Cambridge, pp. 125-147.

Wacholder, S.

1995 "When measurement errors correlate with truth: surprising effects of nondifferential misclassification", in *Epidemiology*, 6 (2), pp. 157-161.

Watkiss, P.; Pye, S.; Forster, D.; Holland, M.; King, K.

2001 *Quantification of the non-health effects of air pollution in the UK for PM10 objective analysis*, report prodotto per The Department for Environment, Food and Rural Affairs, The National Assembly for Wales, The Scottish Executive and the Department of the Environment in the Northern Ireland, luglio 2001.

World Health Organization

1999 *Guidelines for Air Quality*, WHO, 1999.

World Bank Group

1998 "The Effects of Pollution on Health: The Economic Toll", in: *Pollution Prevention and Abatement Handbook*, pp. 63-71.

Zeger, S.L.; Dominici, F.; Samet, J.

1999 "Harvesting-resistant estimates of air pollution effects on mortality", in *Epidemiology*, 10, pp. 171-175.

Zmirou, D.; Deloraine, A.; Balducci, F.; Boudet, C.; Dechenaux, J.

1999 "Health effects costs of particulate air pollution", in *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 41, 10, pp. 847-856.

## **Sommario**

<b><u>INTRODUZIONE E ORGANIZZAZIONE DEL RAPPORTO.....</u></b>	<b><u>3</u></b>
<b><u>PARTE I.....</u></b>	<b><u>13</u></b>
<b>1.1 L'INQUINAMENTO ATMOSFERICO .....</b>	<b>14</b>
1.1.1 LE EMISSIONI E LE IMMISSIONI .....	14
1.1.2 GLI INQUINANTI: INQUINANTI PRIMARI E INQUINANTI SECONDARI.....	15
1.1.3 I DIVERSI AGENTI TOSSICI PRESENTI NELL'ATMOSFERA URBANA.....	15
1.1.3.1 Le polveri sospese e il PM10 .....	17
1.1.4 GLI EFFETTI CONGIUNTI .....	21
1.1.5 IL PM10 COME INDICATORE DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO.....	22
1.1.6 DALLE CONCENTRAZIONI ALL'ESPOSIZIONE AGLI AGENTI INQUINANTI.....	24
1.1.6.1 Tecnica di rilevamento dei dati ambientali e fattori che influenzano la relazione tra emissioni e concentrazioni .....	25
<b>1.2 GLI IMPATTI SULLA SALUTE .....</b>	<b>27</b>
1.2.1 LE FUNZIONI DOSE-RISPOSTA .....	29
1.2.1.1 Approccio metanalitico .....	31
1.2.2 I CASI ATTRIBUIBILI.....	32
1.2.2.1 I limiti delle funzioni dose-risposta e delle metanalisi.....	33
1.2.3 EFFETTI DEL PM10 SULLA SALUTE .....	34
1.2.4 LA MORTALITÀ.....	35
1.2.4.1 Mortalità e anni di vita persi .....	37
1.2.5 MORBILITÀ.....	38
1.2.6 LA BASELINE.....	42
1.2.7 FUNZIONI DI RISCHIO UTILIZZATE IN QUESTO STUDIO .....	42
<b>1.3 STRUMENTI E METODI PER LA VALUTAZIONE ECONOMICA.....</b>	<b>45</b>
1.3.1 FINALITÀ DI UN'ANALISI ECONOMICA .....	45
1.3.1.1 Necessità di un intervento pubblico: il fallimento del mercato, le esternalità .....	45
1.3.2 TIPI DI COSTO .....	46
1.3.3 METODI PER LA VALUTAZIONE DEI COSTI.....	48
1.3.4 MISURE DEL WELFARE: WILLINGNESS TO PAY (WTP) E WILLINGNESS TO ACCEPT COMPENSATION (WTA) .....	52



1.3.4.1	Basi teoriche del calcolo della disponibilità a pagare .....	54
1.3.4.2	La Contingent Valuation e l'aggregazione delle misure individuali di WTP .....	55
1.3.4.3	Altri metodi: prezzi edonici e spese sostitutive .....	56
1.3.5	I METODI DEL CAPITALE UMANO E GLI STUDI DEI COSTI DELLE MALATTIE .....	57
1.3.6	SOCIAL DISCOUNTING .....	59
1.3.7	I COSTI DELLA MORTALITÀ .....	61
1.3.7.1	I criteri basati sul reddito .....	61
1.3.7.2	La Willingness To Pay.....	63
1.3.7.3	Fattori da prendere in considerazione nel trasferimento delle misure di WTP da una ricerca ad un'altra.....	65
1.3.7.4	La struttura per età delle vittime .....	68
1.3.7.5	Valore della vita statistica e valore degli anni di vita persi.....	69
1.3.8	I COSTI DELLA MORBILITÀ .....	71
1.3.8.1	Metodi per la stima dei costi diretti della morbilità .....	74
1.3.8.2	I diversi esiti sanitari.....	77
1.3.8.3	La WTP e la morbilità.....	80
1.3.8.4	La composizione dei costi della morbilità in alcune ricerche europee .....	82
1.3.9	LA STIMA DELL'INCERTEZZA .....	83
<b>2</b>	<b><u>PARTE II.....</u></b>	<b>87</b>
<b>2.1</b>	<b>L'INQUINAMENTO ATMOSFERICO A TORINO: IL PM10.....</b>	<b>88</b>
2.1.1	IL LIVELLO DI CONCENTRAZIONE.....	88
2.1.2	LA NORMATIVA.....	89
2.1.3	LA METODOLOGIA DI RILEVAZIONE E IL LIVELLO DI ESPOSIZIONE.....	91
<b>2.2</b>	<b>GLI ESITI SANITARI DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO A TORINO.....</b>	<b>96</b>
2.2.1	SCELTA DELLE PATOLOGIE CONSIDERATE.....	96
2.2.2	LE FUNZIONI DI RISCHIO UTILIZZATE: NOTA GENERALE.....	96
2.2.3	L'APPROCCIO PRESCELTO: IL METODO DELLA DISPONIBILITÀ A PAGARE PER LA RIDUZIONE DEL RISCHIO E LA VALUTAZIONE PARZIALE DEI COSTI DELLA MORTALITÀ E DELLA MORBILITÀ....	98
<b>2.3</b>	<b>IL PM10 E LA MORTALITÀ.....</b>	<b>100</b>
2.3.1	IL NUMERO DI DECESSI ANTICIPATI.....	101
2.3.2	GLI ANNI DI VITA PERSI.....	104
2.3.3	L'ETÀ MEDIA AL DECESSO .....	107
2.3.4	IL COSTO DELLA MORTALITÀ .....	109
2.3.5	I COSTI DIRETTI DELLA MORTALITÀ.....	110
2.3.6	I COSTI DELLA MORTALITÀ: METODO DEL CAPITALE UMANO.....	112

2.3.7	LA DISPONIBILITÀ A PAGARE (WTP) .....	113
<b>2.4</b>	<b>ALTRI ESITI SANITARI ATTRIBUIBILI AL PM10 A TORINO.....</b>	<b>116</b>
2.4.1	I CASI ATTRIBUIBILI.....	117
2.4.2	LA VALUTAZIONE DEI COSTI DELLA MORBILITÀ .....	125
2.4.2.1	I costi della morbilità a Torino secondo l'approccio dei Costi della malattia (COI) .....	125
2.4.2.2	Riepilogo dei costi della morbilità secondo l'approccio dei costi della malattia.....	129
2.4.3	IL COSTO DELLA MORBILITÀ A TORINO SECONDO L'APPROCCIO COI .....	129
2.4.4	I COSTI DELLA MORBILITÀ A TORINO SECONDO L'APPROCCIO DELLA DISPONIBILITÀ A PAGARE.....	132
<b>2.5</b>	<b>UNA VALUTAZIONE COMPLESSIVA .....</b>	<b>135</b>
2.5.1	IL NUMERO DI CASI ATTRIBUIBILI ALL'ESPOSIZIONE AL PM10 A TORINO.....	135
2.5.2	IL METODO DEL CAPITALE UMANO E I COSTI DELLA MALATTIA (COI).....	136
2.5.3	IL METODO DELLA DISPONIBILITÀ A PAGARE.....	138
	<b>BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>141</b>
	<b>SOMMARIO .....</b>	<b>152</b>
	<b>INDICE TABELLE .....</b>	<b>155</b>

## **Indice Tabelle**

Tabella 1 Benefici sanitari e benefici totali attesi dalle politiche europee di miglioramento della qualità dell'aria. ....	4
Tabella 2 Numero di decessi attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a 30µg/m <sup>3</sup> . Torino media annua 1995-2001. ....	8
Tabella 3 Esiti sanitari attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a 30µg/m <sup>3</sup> . Torino, media annua 1995-2001.....	8
Tabella 4 Stime del costo annuo degli esiti sanitari dovuti all'esposizione al PM10 secondo l'approccio COI e del Capitale Umano. Torino 1995-2001.....	10
Tabella 5 Costi totali annui attribuibili all'esposizione al PM10 secondo il metodo della disponibilità a pagare. Torino, 1995-2001.....	11
Tabella 6 Conversione tra differenti indicatori delle polveri sospese.....	20
Tabella 7 Inquinanti, sorgenti ed esiti sanitari.....	21
Tabella 8 Studi epidemiologici sulla relazione tra un aumento di 10 µg /m <sup>3</sup> delle concentrazioni di PM10 e variazioni nella mortalità totale.....	36
Tabella 9 Esiti sanitari, definizioni e fonti per le funzioni dose-risposta.....	39
Tabella 10 Esiti sanitari compresi ed esiti sanitari non compresi nella ricerca.....	41
Tabella 11 Funzioni di rischio utilizzate.....	43
Tabella 12 Recenti in tema di valutazione dei costi sanitari dell'inquinamento atmosferico.....	47
Tabella 13 Valore di una vita statistica (valori medi in dollari 1997).....	64
Tabella 14 Fattori che influenzano la disponibilità a pagare.....	66
Tabella 15 Comparazione di valori utilizzati in diversi importanti studi o modelli.....	76
Tabella 16 Costo dei ricoveri attribuibili all'inquinamento atmosferico.....	78
Tabella 17 Costi delle bronchiti croniche.....	78
Tabella 18 Costi delle bronchiti.....	78
Tabella 19 Costi di cura degli attacchi di asma.....	79
Tabella 20 Disponibilità a pagare per evitare esiti sanitari legati all'inquinamento atmosferico.....	81
Tabella 21 Costi della morbilità legati all'inquinamento atmosferico in base all'approccio della WTP.....	82
Tabella 22 Composizione dei costi della malattia (COI) dovuti all'inquinamento atmosferico (PM10).....	82
Tabella 23 Costi diretti sanitari dell'asma in Italia.....	83
Tabella 24 Percentuale dei costi degli esiti respiratori causati dall'esposizione al particolato atmosferico. Francia 1994.....	83

Tabella 25 Calcolo della deviazione standard per la mortalità acuta dovuta al particolato atmosferico.....	85
Tabella 26 Valori limite per le particelle PM10.....	90
Tabella 27 Valori limite per le particelle PM10 fissati dalla Direttiva Europea 99/30/CE.....	90
Tabella 28 Medie mensili delle concentrazioni del PM10 a Torino.....	92
Tabella 29 Media annuale della concentrazione del Particolato Totale Sospeso nelle diverse stazioni di rilevamento della Città di Torino.....	93
Tabella 30 Concentrazioni medie annue del PM10 nella stazione della Consolata.....	93
Tabella 31 Superamenti del limite giornaliero previsto dal Direttiva 1999/30/CE del 22 aprile 1999 per il PM10. Centralina della Consolata. 1999.....	94
Tabella 32 Superamenti del limite giornaliero previsto dal Direttiva 1999/30/CE del 22 aprile 1999 per il PM10. Centralina della Consolata. 2000.....	95
Tabella 33 Superamenti del limite giornaliero previsto dal Direttiva 1999/30/CE del 22 aprile 1999 per il PM10. Centralina della Consolata. 2001.....	95
Tabella 34 Funzioni di rischio utilizzate per stimare gli esiti sanitari a Torino.....	97
Tabella 35 Proporzionabilità dei decessi per incrementi di 10 µg/m <sup>3</sup> . Torino media annua 1995-1998.....	103
Tabella 36 Numero di decessi attribuibili. Torino media annua 1995-1998.....	104
Tabella 37 Numero di decessi attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, 1999, 2000, 2001.....	104
Tabella 38 Aspettativa media per classe di età alla morte.....	105
Tabella 39 Anni di vita persi a causa dell'esposizione al PM10. Torino media annua 1995-1998.....	106
Tabella 40 Anni di vita persi a causa dell'esposizione al PM10. Torino. 1999, 2000, 2001.....	107
Tabella 41 Età media alla morte per i decessi prematuri stimati.....	108
Tabella 42 Età media alla morte per i decessi prematuri stimati. Torino, 1999, 2000, 2001.....	108
Tabella 43 Perdita di produzione annua per decessi conseguenti a esposizione al PM10. Torino 1995-1998.....	112
Tabella 44 Costi annui lordi della Mortalità. 1999-2001.....	113
Tabella 45 Disponibilità per ridurre il rischio di decesso prematuro. Stime generale e stima corretta.....	114
Tabella 46 Costi medi annui della mortalità secondo l'approccio WTP. Torino 1995-1998.....	114
Tabella 47 Costi medi annui della mortalità secondo l'approccio della WTP. Torino, 1999, 2000, 2001.....	115
Tabella 48 Funzioni di rischio utilizzate per stimare gli esiti sanitari a Torino.....	117
Tabella 49 Concentrazioni medie PM10, Funzioni di rischio e numero medio annuo di ricoveri. Torino, 1995-1998.....	118
Tabella 50 Ricoveri attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, media annua 1995-1998.....	118
Tabella 51 Percentuale di ricoveri attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, media annua 1995-1998.....	118
Tabella 52 Ricoveri attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, 1999.....	118
Tabella 53 Ricoveri attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, 2000.....	119

Tabella 54 Ricoveri attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, 2001 .....	119
Tabella 55 Concentrazioni medie PM10, Funzioni di rischio e numero medio annuo di bronchiti acute nei bambini. Torino, 1995-1998.....	119
Tabella 56 Bronchiti acute nei bambini (<15 anni) attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, media annua 1995-1998 .....	120
Tabella 57 Bronchiti acute nei bambini attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, 1999, 2000, 2001 .....	120
Tabella 58 Concentrazioni medie PM10, Funzioni di rischio e numero medio annuo di attacchi di asma nei bambini. Torino, 1995-1998.....	120
Tabella 59 Attacchi di asma nei bambini (<15 anni) attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, media annua 1995-1998 .....	120
Tabella 60 Attacchi di asma nei bambini (<15 anni) attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, 1999, 2000, 2001.....	121
Tabella 61 Concentrazioni medie PM10, Funzioni di rischio e numero medio annuo di attacchi di asma negli adulti. Torino, 1995-1998.....	121
Tabella 62 Attacchi di asma negli adulti ( $\geq 15$ anni) attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, media annua 1995-1998 .....	121
Tabella 63 Attacchi di asma negli adulti ( $\geq 15$ anni) attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, 1999, 2000, 2001.....	122
Tabella 64 Concentrazioni medie PM10, Funzioni di rischio e numero medio annuo di giorni di ridotta attività negli adulti. Torino, 1995-1998.....	122
Tabella 65 Giorni di ridotta attività negli adulti (>20 anni) attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, media annua 1995-1998.....	122
Tabella 66 Giorni di ridotta attività negli adulti (>20 anni) attribuibili all'esposizione al PM10. Torino, 1999, 2000, 2001.....	123
Tabella 67 Esiti sanitari attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a $30\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 1995-1998.....	123
Tabella 68 Esiti sanitari attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a $30\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 1999.....	124
Tabella 69 Esiti sanitari attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a $30\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 2000.....	124
Tabella 70 Esiti sanitari attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a $30\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 2001.....	124
Tabella 71 Costi e durata dei ricoveri a Torino. ....	127
Tabella 72 Costi delle bronchiti acute .....	127
Tabella 73 Costo di un attacco di asma .....	128
Tabella 74 Costi della malattia dovuti all'esposizione al PM10.....	129
Tabella 75 Costi totali medi annui degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10. Torino 1995-1998 .....	129
Tabella 76 Costi della malattia dovuti all'esposizione al PM10. Torino, media annua 1995-1998 .....	130

Tabella 77 Costi della morbidità legati all'inquinamento atmosferico in base all'approccio della WTP. Costi per caso. ....	132
Tabella 78 Costi della morbidità dovuti all'esposizione al PM10 in base all'approccio della WTP. Torino, media annua 1995-1998. ....	133
Tabella 79 Numero di decessi attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a $30\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Torino media annua 1995-2001. ....	135
Tabella 80 Esiti sanitari attribuibili a concentrazioni di PM10 superiori a $30\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Torino, media annua 1995-2001. ....	136
Tabella 81 Stime del costo degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo l'approccio COI e del Capitale Umano. Torino, media annua 1995-1998. ....	137
Tabella 82 Stime del costo degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo l'approccio della Disponibilità a pagare (stima del valore della vita statistica <i>non corretto</i> per tenere conto dell'età). Torino, media annua 1995-1998. ....	138
Tabella 83 Stime del costo degli esiti sanitari attribuibili all'esposizione al PM10 secondo l'approccio della Disponibilità a pagare (stima del valore della vita statistica <i>corretto</i> per tenere conto dell'età). Torino, media annua 1995-1998. ....	140