

# Le esternalità ambientali

## 3.3.1 Concetto di esternalità

Il forte incremento dei consumi energetici associato alla crescita delle economie ha comportato, negli ultimi decenni, l'intensificarsi degli impatti ambientali locali e il manifestarsi di cambiamenti dell'ambiente su scala globale. Intorno a questo tema si è sviluppato un esteso corpo di letteratura che, in parte, poggia sulla precedente riflessione economica in materia di effetti esterni. Tale letteratura concerne sia aspetti positivi (ciò che è), sia normativi (ciò che deve essere). In questa sede si tratteranno soprattutto i primi. In particolare, l'obiettivo di queste pagine è l'illustrazione dei seguenti aspetti: *a*) il concetto di esternalità; *b*) il ruolo svolto dal petrolio e dal gas nel generare esternalità nelle diverse fasi della filiera produttiva e negli impieghi; *c*) i problemi associati alla valutazione monetaria delle esternalità; *d*) le peculiarità di un'esternalità globale di grande rilevanza quale il cambiamento climatico.

Per esternalità s'intende un effetto esercitato dall'azione di un agente, per es. attraverso la produzione o il consumo di un bene, su un altro agente. Un caso classico è quello del fumo di sigaretta. L'agente A fuma una sigaretta (azione dalla quale trae piacere), ma la sua azione genera un impatto negativo sull'agente B, che non tollera il fumo. In altri termini, nella funzione di utilità di B compare una variabile (la sigaretta) che è sotto il controllo dell'agente A, il cui valore è deciso dall'agente A, senza tener conto dell'effetto su B, e la cui crescita distrugge l'utilità dell'agente B. In questo caso si parla di esternalità negativa.<sup>1</sup> Altre condizioni di esternalità negativa evidenziate dalla letteratura sono: che l'esternalità sia un effetto non intenzionale di un'attività comunque legittima (Mishan, 1971); che l'agente che causa il danno non compensi il danneggiato (Baumol e Oates, 1988).

Per completezza, occorre dire che vi sono anche casi di esternalità positive. Per es., se interpretiamo A e B come due vicini di casa, e assumiamo che A possieda un

giardino adiacente alla casa di B e da essa visibile, allora siamo di fronte a un'esternalità positiva: l'utilità di B cresce come effetto della crescita della qualità del giardino di A, una variabile che non è sotto il controllo di B.

Sono possibili inoltre casi di funzioni di utilità che incorporano, senza possibilità di controllo da parte dell'agente, variabili presenti in funzioni di produzione di altri agenti: una persona che vive in prossimità di una centrale elettrica a forte impatto inquinante è danneggiata dalla bassa qualità dell'aria conseguente alle emissioni dell'impianto.

Sebbene questa definizione possa apparire semplice e univoca, e sebbene il concetto di esternalità venga studiato dal tempo di Alfred Marshall, uno dei padri della teoria economica, esso è caratterizzato da notevoli ambiguità. Tibor Scitovsky, in un famoso articolo sull'argomento (Scitovsky, 1954), lo definisce uno dei concetti più elusivi della teoria economica. In particolare, tale ambiguità concerne la distinzione tra esternalità tecnologiche ed esternalità pecuniarie (Viner, 1931). I due esempi della sigaretta e del giardino costituiscono casi di esternalità tecnologiche, ovvero di effetti esterni che si realizzano indipendentemente dai meccanismi di mercato. Al contrario, le esternalità pecuniarie sono una conseguenza del funzionamento del mercato e si realizzano in virtù di variazioni dei prezzi; generalmente, esse si riferiscono a variazioni dei prezzi degli input produttivi utilizzati da un'impresa, conseguenti a una variazione dell'output di

<sup>1</sup> In termini più rigorosi, possiamo dire che la funzione di utilità dell'agente B incorpora una variabile (la sigaretta), che non è sotto il suo dominio, quanto, piuttosto, sotto il dominio dell'agente A:  $U_A = f(X_a, S_a)$ ;  $U_B = f(X_b, S_a)$ . L'utilità dell'agente A ( $U_A$ ) dipende da  $X_a$ , un certo paniere di beni consumati da A, e da  $S_a$ , il numero di sigarette consumate da A; l'utilità dell'agente B ( $U_B$ ) è funzione del paniere di beni consumati da B ( $X_b$ ) e di  $S_a$ , il consumo di sigarette di A. La funzione  $U_A$  è crescente rispetto a  $X_a$  e  $S_a$ , la funzione  $U_B$  è crescente rispetto a  $X_b$  e decrescente rispetto a  $S_a$ .

un'altra impresa. Per es., un produttore tessile, che insedia una nuova attività produttiva in un'area in cui vi è piena occupazione, causa una crescita del costo del lavoro in quell'area, arrecando un danno economico alle altre imprese presenti nello stesso territorio. Analogamente, l'insediamento di un vasto centro direzionale in un'area può causare la crescita dei prezzi degli immobili presenti in quel territorio, arrecando vantaggi economici ai proprietari di case (esternalità pecuniaria positiva) e svantaggi economici a coloro che intendono comprare o prendere in affitto una casa (esternalità pecuniaria negativa). Le esternalità pecuniarie sono state al centro di un ampio dibattito nella teoria economica che si è essenzialmente concentrato sull'opportunità di un intervento pubblico finalizzato a controllarle, come pure sul loro funzionamento in un contesto statico oppure dinamico.

Con il diffondersi dell'industrializzazione e il conseguente manifestarsi dei problemi ambientali, le esternalità tecnologiche (in particolare quelle negative) hanno assunto una crescente importanza. È a esse che d'ora in avanti si farà riferimento. La letteratura ne individua almeno due tipi: private (esauribili) e pubbliche (non esauribili). Nel secondo caso, il consumo dell'esternalità da parte di alcuni agenti non influenza il consumo di altri agenti. L'inquinamento dell'aria ne è un chiaro esempio: il fatto che un agente respiri aria sporca non riduce la disponibilità della stessa per altri agenti. Ciò rappresenta, nello stesso tempo, un caso di esternalità e uno di bene pubblico<sup>2</sup> (l'aria). Un *oil spill* in mare rappresenta invece un esempio di esternalità esauribile: il paese B sarà indenne dall'*oil spill* grazie al fatto che l'olio, spostato dalle correnti marine, s'indirizza verso il paese A. La differenza, tuttavia, è elusiva, in quanto, rispetto agli abitanti del paese A, l'esternalità torna ad avere natura di bene pubblico. Come evidenziato da Bator (1958), molte esternalità hanno natura di bene pubblico.

Un terzo tipo di esternalità è quella da congestione (per es., traffico automobilistico), nella quale gli agenti sono nello stesso tempo danneggianti e danneggiati. Nel caso in cui il danno si scarichi direttamente sull'ambiente e solo indirettamente coinvolga l'uomo, si può parlare di esternalità ambientale (per es., acidificazione delle foreste). Essa, in relazione alla scala geografica prescelta, può avere carattere locale (per es., elevate concentrazioni di particolati in una città), regionale (per es., piogge acide) o globale (per es., riscaldamento globale). L'ampiezza della scala è rilevante poiché la sua estensione comporta spesso il crescere dell'incertezza scientifica intorno al fenomeno e della complessità negoziale associata agli accordi internazionali necessari per fronteggiare il problema. È proprio il manifestarsi delle esternalità ambientali di carattere globale ad aver dato un forte impulso al concetto di sviluppo sostenibile.

Secondo la definizione del Rapporto Brundtland (WCED, 1987), per sviluppo sostenibile s'intende uno

sviluppo che soddisfi i bisogni delle generazioni presenti senza compromettere le possibilità delle generazioni future di soddisfare i propri. Pur nella sua concisione, tale definizione esprime un concetto alquanto complesso; cruciali, in esso, sono le due idee di equità intergenerazionale ed equità intragenerazionale: affinché vi sia sostenibilità, occorre che non solo le generazioni future possano realizzare i propri obiettivi, ma anche che quelle presenti, in particolare quelle appartenenti ai paesi poveri, possano soddisfare i propri bisogni.

Pertanto, la protezione dell'ambiente e lo sviluppo armonico dei paesi poveri costituiscono i due cardini dell'idea di sostenibilità: la riflessione sulla reale possibilità di coesistenza tra questi due obiettivi costituisce un tema di grande interesse. Numerosi autori hanno esplorato il tema della sostenibilità da diversi punti di vista. Una distinzione di rilievo è quella tra sostenibilità forte e sostenibilità debole: la prima richiede la costanza nel tempo dello stock di capitale naturale, mentre la seconda (Solow, 1986), meno stringente, si riferisce alla costanza dell'insieme di capitale naturale e capitale generato dall'uomo, ammettendo pertanto la possibilità che quest'ultimo (per es., strade o fabbriche) rimpiazzati nel tempo il capitale naturale. La costanza nel tempo del capitale naturale è, secondo alcuni autori (Pearce *et al.*, 1990), la condizione chiave della sostenibilità, senza la quale verrebbero a mancare i suoi contenuti elementari (per es., crescita del reddito *pro capite*, miglioramento dei livelli di nutrizione, salute ed educazione).

Dal punto di vista economico, le esternalità rappresentano una forma di fallimento del mercato, ovvero esistono in quanto non vi è un mercato che, assegnando a esse un prezzo, realizzi un'allocatione ottimale delle risorse. Con riferimento all'esempio della centrale elettrica sopra citato, esiste un'esternalità in quanto il costo sociale dell'inquinamento non è contabilizzato in alcun modo. In altri termini, in condizioni di assenza di intervento da parte del regolatore, il produttore di energia elettrica non paga per l'inquinamento associato alla sua produzione. Più in generale, non vi è un mercato che rilevi il costo sociale dell'inquinamento (**fig. 1**). La curva BMP rappresenta i Benefici Marginali Privati, ovvero i profitti marginali del produttore associati alla produzione elettrica (kWh). La curva CME esprime il Costo Marginale Esterno associato ai kWh prodotti. Qualora si assumesse che l'ambiente presenti una certa capacità di assimilazione dell'inquinamento, la curva CME potrebbe partire da un punto alla destra dell'origine. La curva BMP

<sup>2</sup> Per bene pubblico s'intende un bene caratterizzato da non rivalità e non escludibilità. In altri termini, il consumo di un agente non riduce il consumo degli altri agenti (non rivalità) e non è possibile escludere alcun agente dal consumo del bene (non escludibilità). Quale esempio di bene pubblico puro si pensi all'illuminazione delle città.

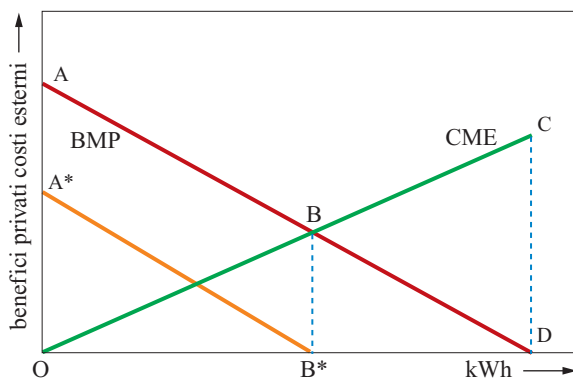


fig. 1. Livello ottimo di esternalità e tassa pigouviana.

sintetizza la differenza tra prezzo di mercato del kWh e costi marginali necessari per produrlo. Assumendo che siamo in concorrenza perfetta (che il prezzo del kWh sia costante e sia un dato per il produttore) e che i costi marginali siano crescenti, all'aumentare dei kWh i profitti marginali decrescono. Al contrario, l'esternalità marginale, che ricade su quanti subiscono l'impatto della centrale elettrica, cresce all'aumentare della produzione elettrica. Qui, implicitamente, si sta assumendo che l'esternalità sia monetizzata, ovvero che l'impatto ambientale sia tradotto in un valore monetario. Si tratta di un'operazione complessa che ha un ruolo cruciale nel contesto del controllo delle esternalità (v. oltre).

Nella fig. 1 si può vedere inoltre come, in assenza di controllo da parte del regolatore, il produttore spinga la sua produzione fino al punto D, in corrispondenza del quale i suoi profitti marginali sono nulli e i suoi profitti totali sono pari all'area AOD. A tale livello produttivo corrisponde un'esternalità marginale pari a CD e un'esternalità totale pari all'area OCD. In altri termini, il libero mercato porta a un punto non Pareto ottimo, nel quale il benessere della collettività non è massimizzato.

Alla destra di B\*, infatti, i costi dell'esternalità marginale sono superiori ai benefici marginali privati, ovvero il benessere privato generato dalla produzione elettrica è più che compensato dai danni ambientali; la situazione opposta si ha alla sinistra di B\*, dove l'esternalità marginale è inferiore ai profitti marginali. B\*, pertanto, rappresenta il punto in cui il benessere della collettività è massimizzato: per raggiungerlo occorre eliminare l'esternalità BB\*DC; l'esternalità residua OBB\* rappresenta il livello ottimo di inquinamento.

È possibile dimostrare che in B\*, punto in cui i benefici marginali privati sono uguali all'esternalità marginale, il prezzo del bene elettricità incorpora sia il costo privato sia il danno esterno. In altri termini, spostandosi da D a B\*, si passa da una situazione di mercato concorrenziale tradizionale (prezzo = costo marginale privato) a una in cui il fallimento del mercato è corretto

(prezzo = costo marginale privato + costo marginale esterno).

A livello di mercato, e riferendosi a una situazione generica di equilibrio parziale, ciò è illustrato nella fig. 2: l'internalizzazione dell'esternalità implica il passaggio dal punto C al punto A, con conseguente riduzione della quantità prodotta (OB\*) e aumento del prezzo (OA'). Se, da un lato, tale passaggio comporta una perdita di surplus pari ad ABC, dall'altro implica una riduzione di danno ambientale pari ad ABCD, e pertanto un guadagno netto (ADC). In B\* si ha il massimo benessere sociale (OAE) e il livello ottimo di inquinamento (OBA).

### 3.3.2 Regolazione o mercato?

L'incorporazione dei costi esterni nel prezzo dei beni costituisce l'oggetto della politica ambientale. Essa può essere realizzata essenzialmente in due modi: attraverso una strategia di comando e controllo, ossia ricorrendo a standard ambientali che vietano il superamento del punto B\* (v. ancora fig. 1), pena il pagamento di una multa; oppure, attraverso gli strumenti economici di controllo dell'inquinamento (tasse pigouviane, permessi negoziabili d'inquinamento) che, non punitivi, sfruttano la razionalità degli agenti per portarli nel punto di esternalità ottima. Arthur Cecil Pigou (1920), per es., ha ipotizzato di far pagare al produttore una tassa che abbassi i suoi benefici marginali in una misura che li rende nulli in corrispondenza di B\*, inducendo così il produttore a fermare la produzione in corrispondenza dell'esternalità ottima. Questa idea è alla base della tassazione energetico-ambientale (tasse sulle emissioni, *carbon tax*, tasse sul contenuto energetico dei combustibili, ecc.).

Tanto l'approccio di comando e controllo quanto gli strumenti economici sono tesi a internalizzare l'esternalità, ovvero a farne ricadere il costo sull'inquinatore. Tali strategie tendono ad applicare il principio dell'inquinatore pagatore (PPP, Polluter Pays Principle). Naturalmente,

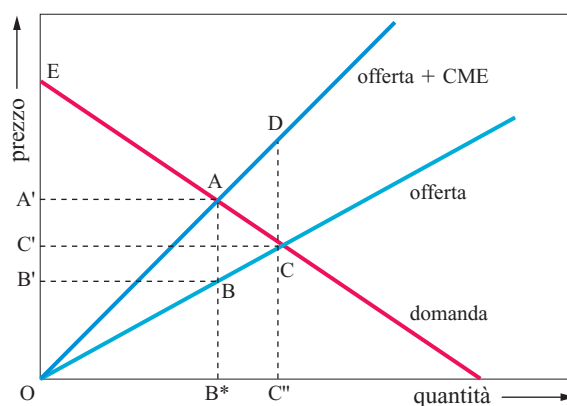


fig. 2. Esternalità e prezzo.

l'applicazione di tale principio non esclude che l'inquinatore possa trasferire ad altri agenti, per es. al consumatore, i costi dell'inquinamento.

Pertanto, più in generale, per internalizzazione dell'esternalità s'intende la sua considerazione all'interno del sistema economico, attraverso forme di regolazione o di negoziazione privata tra danneggianti e danneggiati. È quest'ultima la soluzione proposta da Ronald Coase (1960), il quale ha sostenuto che il controllo delle esternalità da parte del regolatore è superfluo, in quanto i fallimenti di mercato si verificano perché non sono stati assegnati i diritti di proprietà, ossia i diritti all'uso dell'ambiente, ai diversi agenti. Nella visione di Coase, qualora i diritti di proprietà spettassero al danneggiante, oppure al danneggiato, tra i due agenti sarebbe possibile una contrattazione, con conseguente compensazione, generalmente monetaria, che li porterebbe verso il livello di esternalità ottimo. Ciò è vero indipendentemente da chi possiede i diritti di proprietà (il danneggiante o il danneggiato). In tal caso, le forze di mercato, senza l'intervento dell'autorità pubblica, risolverebbero il problema dell'inquinamento.

In altre parole, la contrattazione proposta da Coase rappresenta una forma di mercato nella quale il bene esternalità può essere scambiato. È ovvio che l'esistenza diffusa di esternalità nelle nostre società confuta, in certa misura, il teorema di Coase: spesso la contrattazione non si realizza, non solo a ragione della mancata assegnazione dei diritti di proprietà, ma per alcuni ostacoli che la vanificano. Tra questi si ricordano i costi di transazione associati alla contrattazione (per es., costi di acquisizione dell'informazione, costi di negoziazione, costi di controllo del rispetto dell'accordo) che, spesso molto alti, la rendono non conveniente.

Altre volte, invece, la contrattazione non si realizza perché gli agenti sono al tempo stesso danneggianti e danneggiati. Ciò accade, come si è visto, nel caso dell'inquinamento da traffico, insieme generato e subito dall'automobilista. Oppure nel caso di sovrasfruttamento di una risorsa naturale a libero accesso, come è il mare: al di là di un certo limite, i pescatori sono, nello stesso tempo, avvantaggiati (maggiori ricavi) e svantaggiati (sovrasfruttamento ed esaurimento del pesce) dalla propria attività di pesca. In tal caso, una forma di autoregolazione da parte dei pescatori potrebbe rappresentare la soluzione del problema, se non fosse per la possibilità di comportamento strategico e di *free riding* da parte di alcuni agenti. Il *free rider* persegue il proprio interesse ai danni degli altri agenti e, pertanto, rappresenta un ostacolo classico alla corretta gestione dei beni pubblici.

### 3.3.3 Esternalità da petrolio e gas

Un esame completo delle esternalità associate al petrolio e al gas dovrebbe tener conto dell'intera vita di questi due

combustibili, includendo anche le fasi di esplorazione e di chiusura degli impianti. Sinteticamente, si considerano di seguito le fasi che hanno maggiore impatto sull'ambiente: perforazione, produzione e trattamento, trasporto, utilizzo dei combustibili negli usi finali e nelle industrie energetiche.

#### Perforazione

Le esternalità di questa fase concernono prevalentemente l'immissione nell'ambiente di un volume di rifiuti a essa funzionali. Si tratta di circa 4.000-8.000 m<sup>3</sup> di materiale, ogni 1.000 m perforati, che contengono: *a*) detriti di perforazione asportati dal fondo del pozzo (*cuttings*); *b*) fanghi di perforazione esausti che, composti da acqua, olio o polimero e stabilizzatori (lubrificanti, tensioattivi), vengono utilizzati per il raffreddamento e la lubrificazione delle trivelle, nonché per la cattura dei detriti di perforazione; *c*) acque impure, a basso carico inquinante (pioggia e acque di lavaggio impianto); *d*) acque associate al processo di disidratazione dei fanghi precedente lo smaltimento degli stessi; *e*) fluidi a elevato carico inquinante (oli esausti e acidi spenti); *f*) emissioni gassose derivanti dal gasolio la cui combustione consente il funzionamento dell'impianto.

Considerata la notevole mole di sostanze immesse nell'ambiente, gli impianti di perforazione sono dotati di sistemi di trattamento e di smaltimento dei rifiuti. Per es., i fanghi di perforazione, prodotti in misura di circa 1.300 m<sup>3</sup> per 1.000 m perforati, sono prima depositati nel bacino di accumulo temporaneo e poi disidratati e depurati. Analogamente, i fluidi a elevato carico inquinante sono conservati nel bacino fluidi speciali prima di essere smaltiti conformemente alla legislazione specifica.

Tra i rifiuti della fase di perforazione particolarmente nocivi per l'ambiente vanno citati il solfato di bario (barite), utilizzato come materiale di appesantimento e contenente impurità di metalli pesanti, e il cromo, presente negli additivi fluidificanti.

L'impermeabilizzazione del suolo, per mezzo di geomembrane oppure di bentonite naturale, rappresenta la difesa tradizionale contro la penetrazione dei fluidi inquinanti nelle falde acquifere.

Problemi maggiori pone la perforazione offshore, a ragione dei limiti, variabili nelle diverse aree geografiche, posti allo scarico in mare dei fluidi oleosi e dei detriti di perforazione.

#### Produzione e trattamento

L'estrazione di petrolio e gas naturale comporta anche il prelievo involontario di notevoli volumi di acqua. Questa può essere presente nelle formazioni geologiche che intrappolano gli idrocarburi (acque di strato), può separarsi durante la formazione degli idrocarburi (acque di formazione), oppure essere reiniettata nel giacimento con la finalità di mantenerne la pressione elevata (acque

di processo). Tali acque possono contenere diversi tipi di impurità: metalli pesanti (per es., piombo e mercurio), sali inorganici (per es., nitrati e solfiti), idrocarburi aromatici (per es., benzene), fenoli, additivi chimici usati nella fase di trattamento degli idrocarburi (per es., anti-schiuma). La tendenza attuale è quella di reiniettare nel sottosuolo le acque di produzione, a ragione degli elevati costi di trattamento che occorrerebbe sostenere se si volesse scaricarle in corpi idrici di superficie.

Nelle fasi di produzione e trattamento, inoltre, si sprigionano nell'aria emissioni prodotte dalla combustione di torcia (*gas flaring*) e dalle lavorazioni (*gas venting*). Le emissioni da flaring coinvolgono prevalentemente H<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub>, mentre quelle da venting CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, COV (Composti Organici Volatili).

Tra le opzioni per contenere tali emissioni vi sono la prevenzione e l'ottimizzazione delle operazioni oppure, *ex post*, la reiniezione dei gas nel giacimento o il loro utilizzo come fonte di energia. L'H<sub>2</sub>S (solfuro di idrogeno), in particolare, rappresenta un problema tipico dell'industria petrolifera, a ragione sia dell'impatto sull'uomo e sull'ambiente sia dei volumi, che possono essere notevoli.

### Trasporto

Oltre alle emissioni fuggitive, prevalentemente di metano, legate alle perdite che occorrono nelle condotte (*pipelines*), un particolare ruolo tra le esternalità della fase di trasporto degli idrocarburi è svolto dagli sversamenti petroliferi (*oil spills*), soprattutto a ragione della possibile dimensione di tali eventi e dell'impatto emotivo che essi suscitano nell'opinione pubblica. Per sversamento petrolifero s'intende il rilascio involontario di petrolio, o di prodotti petroliferi, in mare oppure in acque dolci. Gli sversamenti possono essere originati da petroliere oppure da depositi, raffinerie, oleodotti. Generalmente, una volta sversato, il petrolio galleggia sulle acque formando una chiazza che, con il passar del tempo, diventa sempre più sottile. La diffusione dello sversamento è piuttosto veloce e cresce al diminuire della densità del petrolio e all'aumentare della temperatura. Quando lo sversamento si verifica in un fiume, il petrolio può affondare, a ragione della minore densità delle acque dolci rispetto a quelle marine. In relazione all'ampiezza dello sversamento e alle condizioni dei mari e dei venti, l'impatto sull'ecosistema può essere poco significativo o disastroso, soprattutto per animali e uccelli marini.

Anche la tipologia di petrolio influenza l'impatto sull'ambiente: gli oli più leggeri, molto volatili, evaporano in un paio di giorni ma hanno un elevato potere di penetrazione nelle sabbie; quelli più pesanti, invece, hanno una bassa o nulla capacità di evaporazione e un ridotto potere di penetrazione nelle sabbie.

Il volume complessivo di olio riversato nell'ambiente dalla somma dei piccoli sversamenti è assai superiore

rispetto ai grandi sversamenti (rispettivamente, il 90% e il 10% del totale); tuttavia, questi ultimi sono caratterizzati da un impatto emotivo più forte.<sup>3</sup> I piccoli sversamenti hanno diverse origini: per es., possono derivare dalle ordinarie operazioni delle navi, dalla perforazione petrolifera offshore, dalla dispersione nell'ambiente dell'olio usato nei motori delle auto. A livello mondiale, rispetto agli sversamenti totali, il trasporto del greggio incide per circa il 13%, l'attività di estrazione petrolifera per il 2%, mentre gli sversamenti legati alle attività di consumo di petrolio e quelli derivanti dalle infiltrazioni naturali dal fondo degli oceani hanno un'incidenza, rispettivamente, del 38% e del 47% (NRC, 2003).

La dimensione dello sversamento non deve essere confusa con la gravità del danno: talvolta, anche se lo sversamento è ingente, il danno ambientale può essere limitato dal fatto che l'incidente si verifica in mare aperto, lontano dalle coste.

Uno dei più grandi disastri ambientali da *oil spill*, forse il maggiore, fu quello che vide coinvolta la petroliera statunitense *Exxon Valdez* e che ebbe un impatto catastrofico sulle coste dell'Alaska, un fragile ecosistema ricco di vita.

### Usi finali e industrie energetiche

Al di là degli effetti inquinanti che si generano nelle fasi di perforazione, produzione e trattamento, trasporto, la componente più cospicua dell'impatto ambientale del petrolio e del gas è legata all'uso finale del petrolio e del gas e alle industrie energetiche (settore elettrico e raffinerie). Ciò dipende dalla grande diffusione di queste due fonti, che vengono utilizzate in tutti i settori economici. In particolare, a livello locale e regionale, assume rilievo l'inquinamento associato alla combustione del petrolio e del gas, che esercita un forte impatto sulla salute umana, sui raccolti agricoli, sui materiali e sulle foreste.

Per quanto concerne l'impatto sulla salute umana, occorre distinguere i danni acuti da quelli cronici: i primi sono associati a un incremento dell'inquinamento di breve periodo (per es., qualche giorno); i secondi, invece, sono legati a un'esposizione di lungo periodo e possono manifestarsi anche dopo anni. In entrambi i casi, svolgono un ruolo importante le polveri, il biossido di zolfo e gli ossidi di azoto, l'ozono troposferico, il monossido di carbonio e i COV.

<sup>3</sup> Tra i maggiori *oil spills* si ricordano quelli che coinvolsero le seguenti imbarcazioni: *Exxon Valdez* (statunitense), 1989: 39.000 t di petrolio sversato sulle coste dell'Alaska; *Khark 5* (iraniana), 1989: 80.000 t di petrolio sulle coste del Marocco; *Haven* (cipriota), 1991: 144.000 t di olio pesante nel Golfo di Genova; *Aegean Sea* (greca), 1992: 73.500 t nella baia di La Coruña (Spagna); *Braer* (liberiana), 1993: 84.000 t a sud delle isole Shetland; *Erika* (maltese), 1999: 20.000 t lungo le coste della Bretagna; *Prestige* (Bahama), 2002: 63.000 t lungo le coste della Galizia.

### Polveri

Le Polveri Totali Sospese (PTS), a volte indicate anche come particolati, sono particelle solide o liquide il cui diametro può variare tra 100  $\mu\text{m}$  e 0,005  $\mu\text{m}$ . Quelle associate al ciclo del petrolio e del gas sono prodotte dal traffico e dalla combustione in impianti industriali oppure dalla generazione elettrica, attraverso l'emissione di particolati primari e/o la successiva formazione di solfati (dal biossido di zolfo) oppure di nitrati (dagli ossidi di azoto) che svolgono il ruolo di precursori dei particolati.

Le polveri colpiscono principalmente l'apparato respiratorio, stazionando nel naso, nella gola e nei bronchioli, oppure raggiungendo gli alveoli polmonari. In quest'ultimo caso, vi è possibilità di assorbimento da parte del sangue, aspetto che ne accresce la pericolosità.<sup>4</sup>

### Biossido di zolfo e ossidi di azoto

Il biossido di zolfo ( $\text{SO}_2$ ) deriva dai processi di combustione delle fonti fossili contenenti zolfo. Sebbene il petrolio e, ancor più, il gas abbiano un ruolo più modesto di quello del carbone, essi contribuiscono ad aumentare il livello di tali emissioni. Il biossido di zolfo viene prodotto soprattutto dalla generazione elettrica, dalle raffinerie, dall'industria siderurgica, dagli impianti di riscaldamento a gasolio, dai motori diesel. Irritante e di odore pungente, il biossido di zolfo ha un impatto negativo sulla salute umana, in particolare sull'apparato respiratorio.

Nel breve periodo, alte concentrazioni di biossido di zolfo possono causare irritazioni agli occhi e alle vie aeree superiori; nel lungo periodo, il biossido, specialmente se combinato a elevati livelli di PM10, può causare deficit respiratori, indebolimento della funzionalità polmonare e delle difese immunitarie. Esso inoltre contribuisce alla formazione dei particolati, essendo un loro precursore.

Gli ossidi di azoto ( $\text{NO}_x$ ), in particolare il monossido (NO) e il biossido ( $\text{NO}_2$ ), costituiscono inquinanti dell'atmosfera che si originano nei processi di combustione, soprattutto in quelli a elevata temperatura (centrali elettriche, impianti di combustione, motori a benzina e diesel). Il biossido di azoto contribuisce anche alla formazione dello smog fotochimico.

Gli effetti degli ossidi di azoto sulla salute umana sono analoghi a quelli del biossido di zolfo, colpendo prevalentemente l'apparato respiratorio (asma, bronchite, enfisema polmonare). Gli  $\text{NO}_x$  sono nocivi anche per le piante, causando la caduta delle foglie.

Il biossido di zolfo, e più in generale gli ossidi di zolfo ( $\text{SO}_x$ ), l'ammoniaca ( $\text{NH}_3$ ) e gli ossidi di azoto ( $\text{NO}_x$ ) svolgono un ruolo importante nel fenomeno delle piogge acide. Immessi nell'atmosfera, gli ossidi entrano in contatto con l'acqua generando una serie di acidi (solforoso, solforico, nitroso, nitrico, carbonico) che riducono il pH, rendendo le precipitazioni atmosferiche acide. Le deposizioni acide possono avvenire in forma umida

(pioggia, neve), oppure secca. In questo secondo caso, il fenomeno dell'acidificazione ha luogo al suolo, dopo che le particelle inquinanti si sono depositate sul terreno.

Le piogge acide causano, in primo luogo, danni alle foreste, riducendone la capacità di fotosintesi ed erodendo le foglie degli alberi. Sono interessati dal fenomeno delle piogge acide diversi paesi, la Germania, il Regno Unito, i paesi scandinavi, gli Stati Uniti e il Canada orientali. In Italia si stima che esse abbiano danneggiato circa il 10% del patrimonio boschivo. Le precipitazioni acide danneggiano anche gli edifici (corrosione dei monumenti), la salute umana (danni all'apparato respiratorio e a quello circolatorio) e la fauna. A proposito di quest'ultima, particolarmente colpiti sono i pesci che vivono nei fiumi e nei laghi acidificati i quali, quando il pH delle acque si abbassa intorno al valore 4,5, muoiono.

Infine, le piogge acide rendono maggiormente solubili elementi come l'alluminio, il nichel, il piombo e il cadmio che, penetrando nei terreni, accedono alla catena alimentare, arrecando danni alla salute degli animali e dell'uomo. Poiché si formano nell'atmosfera, le particelle acide possono essere trasportate dai venti a distanza di oltre mille chilometri e, pertanto, può non esservi coincidenza tra il luogo di emissione degli ossidi e il luogo in cui avviene la precipitazione.

Le piogge acide rappresentano quindi un tipico fenomeno di esternalità transfrontaliera, caratteristica che ne rende difficile il controllo, a ragione sia del coinvolgimento di più paesi, sia dell'incertezza intrinseca nel fenomeno di trasporto delle sostanze inquinanti nell'atmosfera.

I limiti alle concentrazioni di biossido di zolfo e di biossido di azoto tendono a essere più rigidi nell'Unione Europea che negli Stati Uniti, anche se questi ultimi si caratterizzano per una maggiore severità negli standard

<sup>4</sup> Convenzionalmente, ci si riferisce alle polveri inalabili, ossia ai particolati di dimensione inferiore a 10  $\mu\text{m}$  (PM10, Particulate Matter), per i quali l'Unione Europea (European Council, 1999) ha definito, a partire dal 2005, i seguenti standard: media annua, 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; media giornaliera nelle 24 ore, 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; numero di superamenti dello standard giornaliero in un anno, 35. Obiettivi indicativi, a partire dal 2010, sono, rispettivamente, 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 7. Secondo la EEA (EEA, 2002), nell'Unione Europea (con 15 paesi membri), il PM10 (particolati primari e precursori secondari) è prodotto per circa il 50% dal trasporto su strada e dalle industrie energetiche ed è caratterizzato da un trend sensibilmente decrescente. Una minore, ma crescente, attenzione è posta alle polveri respirabili (PM2,5) che, di più piccole dimensioni del PM10, possono penetrare fino agli alveoli polmonari. I numerosi studi dose-risposta effettuati per valutare la relazione PM10/mortalità, pur non convergendo su un risultato univoco, suggeriscono che un aumento di 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  causa una crescita della mortalità giornaliera compresa tra lo 0,5% e l'1,5%. Nelle otto maggiori città italiane la concentrazione di PM10 superiore a 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  determinerebbe circa 3.500 morti l'anno (WHO, 2002).

**tab. 1.** Confronto tra standard di qualità dell'aria nell'Unione Europea e negli Stati Uniti (Hayward, 2004)

	STANDARD ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		SUPERAMENTO DELLO STANDARD (giorni/anno)	
	UE	USA	UE	USA
Ozono (8 h)	120	157	<26	<1
PM10 (24 h)	50	150	<35	<1
PM2,5 (media annuale)	nessuno	15	n.d.	<1
SO <sub>2</sub> (24 h)	125	365	<4	<1
NO <sub>2</sub> (media annuale)	40	100	nessuno	<1
NO <sub>2</sub> (1 h)	200	nessuno	<20	non disponibile
CO (8 h)	10	10	nessuno	<1

di superamento del limite (**tab. 1**). In entrambe le aree, in particolare in Europa, si sono registrate significative riduzioni delle emissioni sia di ossidi di azoto sia di biossido di zolfo (**tab. 2**). Tali riduzioni sono dovute, per il biossido di zolfo, alla crescente utilizzazione del gas naturale nelle industrie energetiche e nel settore residenziale a spese del carbone e del petrolio; per gli NO<sub>x</sub>, invece, le riduzioni sono l'effetto di abbattimenti realizzati nel settore dei trasporti e nelle centrali elettriche.

In parte i decrementi delle emissioni sono stati indotti da politiche di controllo avviate nelle diverse aree. In Europa, alcuni paesi (tra cui Svezia, Norvegia e Danimarca) hanno avviato forme di controllo del livello di SO<sub>2</sub> e degli NO<sub>x</sub> basate sulla tassazione, mentre negli Stati Uniti il regolatore ha adottato programmi specifici (per es., Acid Rain Programme; Ozone Transport Commission, OTC; REgional CLean Air Incentives Market, RECLAIM), basati su permessi di inquinamento negoziabili, per controllare sia le emissioni di biossido di zolfo sia di ossidi di azoto.

#### Ozono troposferico

L'ozono (O<sub>3</sub>) presente nella stratosfera (la fascia alta dell'atmosfera) svolge una funzione essenziale per l'uomo, poiché scherma le radiazioni ultraviolette del Sole. Al contrario, a livelli più bassi, nella troposfera, l'ozono ha un effetto nocivo. Esso è un inquinante secondario, che si forma a seguito di reazioni chimiche che coinvolgono, come precursori, il biossido di azoto (NO<sub>2</sub>), il monossido di carbonio (CO), il metano (CH<sub>4</sub>) e i Composti Organici Volatili Non Metanici (COVNM).

Le reazioni fotochimiche che danno luogo all'ozono sono influenzate dalla luce solare e dalla temperatura dell'aria. La concentrazione dell'ozono, pertanto, tende ad avere un andamento stagionale e orario, ossia cresce nei mesi estivi e, nel corso del giorno, raggiunge i valori

più elevati nelle ore più calde, tra la fine della mattina e il primo pomeriggio, specialmente in presenza di bassa velocità del vento. L'ozono, a elevate concentrazioni, danneggia il sistema respiratorio, irritando naso, gola e provocando difficoltà di respirazione, soprattutto in soggetti già affetti da patologie respiratorie (polmonite, bronchite cronica, asma). Esso esercita inoltre un'azione degradante sui monumenti e sugli edifici, e ha un impatto

**tab. 2.** Riduzione delle emissioni nelle aree europee nel periodo 1980-2000 (EMEP, 2004)

PAESI	SO <sub>2</sub> (%)	NO <sub>x</sub> (%)
Repubblica Ceca, Ungheria, Polonia, Slovacchia	-73	-42
Austria, Svizzera, Germania	-89	-49
Estonia, Lettonia, Lituania, Russia (parte europea)	-73	+21
Danimarca, Finlandia, Islanda, Norvegia, Svezia	-87	-21
Belgio, Lussemburgo, Paesi Bassi, Irlanda, Regno Unito	-76	-36
Francia, Grecia, Italia, Portogallo, Spagna	-62	-4
Albania, Armenia, Bielorussia, Bosnia ed Erzegovina, Bulgaria, Croazia, Cipro, Georgia, Kazakhstan, Moldova, Romania, Slovenia, Macedonia, Turchia, Ucraina, Jugoslavia	-40	-26
TOTALE EUROPA	-67	-24

negativo sulle piante, limitandone la crescita e procurando, a elevate concentrazioni, necrosi delle foglie.

#### Monossido di carbonio e COV

I trasporti e, in misura minore, l'industria della siderurgia, della raffinazione e della carta sono tra le cause principali di emissione di monossido di carbonio (CO), un inquinante altamente nocivo che, legandosi all'emoglobina naturalmente presente nel sangue, forma la carbossiemoglobina, riducendo così la capacità del sangue di trasportare ossigeno alle cellule del corpo.

Gli effetti maggiori sulla salute dell'uomo dipendono dal livello di concentrazione del CO assorbito e vanno da cefalea, vertigini, nausea, spossatezza, a incontinenza urinaria e fecale, perdita di memoria, danni neurologici fino alla morte (concentrazioni superiori a 500 µg/m<sup>3</sup>). Sia nell'Unione Europea sia negli Stati Uniti è previsto uno standard di 10 µg/m<sup>3</sup> nelle 8 ore.

Tra gli inquinanti prodotti dai trasporti e dai processi industriali vi sono anche i COVNM, che includono etano, propano, butano. In generale, i COV possono essere idrocarburi alifatici o aromatici. Tra questi ultimi è incluso il benzene, sostanza liquida e incolore che può essere assorbita dall'uomo sia per via orale sia per inalazione ed è cancerogena. I COV contribuiscono anche al fenomeno dello smog fotochimico che genera ozono.

Un quadro sintetico (riguardante l'Italia) degli inquinanti associati a ciascuna fase del ciclo del gas e del petrolio finalizzati alla generazione elettrica è proposto nelle **tabb. 3 e 4**.

### 3.3.4 Valutazione delle esternalità

La definizione di un livello di inquinamento ottimale, che possa rappresentare un obiettivo per il regolatore, è

legata alla possibilità di confrontare i benefici dell'attività inquinante con i costi dell'inquinamento (v. ancora fig. 1). Peraltro, la monetizzazione del danno ambientale costituisce un'operazione di notevole complessità.

#### Disponibilità a pagare e disponibilità ad accettare una compensazione

I due concetti che misurano in termini monetari il danno ambientale sono quelli di Disponibilità A Pagare (DAP), per evitare un danno ambientale, e Disponibilità ad Accettare una Compensazione (DAC), per un danno ambientale subito. In termini più rigorosi, si tratta delle misure hicksiane del *surplus del consumatore* (ossia la differenza tra il prezzo che un consumatore sarebbe disposto a pagare per comprare una determinata quantità di un bene e quello effettivamente pagato), che fanno riferimento ai concetti di variazione compensativa e variazione equivalente. La prima rappresenta la somma di denaro che, sottratta all'agente, previene il verificarsi di un danno ambientale nel futuro (DAP); la seconda, invece, rappresenta l'ammontare di denaro che deve essere dato all'agente per compensarlo della perdita di benessere subita a seguito di un danno ambientale (DAC).

Numerosi studi, sia empirici sia teorici (Bishop e Heberlein, 1979; Hanemann, 1991; Shogren *et al.*, 1994), mostrano come queste due misure non siano equivalenti, essendo la prima più elevata della seconda. David Brookshire e Don Coursey (1987) hanno evidenziato come la differenza tra DAC e DAP possa essere notevole (tra 2,4 e 61 volte), mentre John Horowitz e Kenneth McConnell (2002) hanno rilevato come il rapporto DAC/DAP sia più alto per i beni pubblici rispetto a quelli privati.

All'origine della divergenza tra DAC e DAP vi sono ragioni che appartengono sia alla sfera dell'economia sia a quella della psicologia. Tra le prime, va citato il ruolo dell'effetto reddito e dell'effetto sostituzione, la

**tab. 3.** Ciclo del gas in Italia, emissioni nell'aria (g/kWh) (FEEM, 1997)

INQUINANTE	PERFORAZIONE	PRODUZIONE E TRATTAMENTO	TRASPORTO	GENERAZIONE ELETTRICA	TOTALE
SO <sub>2</sub>	tr	tr	tr	tr	tr
NO <sub>x</sub>	0,0031	0,010	0,011	0,44	0,46
CO	tr	0,0049	0,0043	0,22	0,23
CO <sub>2</sub>	0,20	8,42	1,73	432,9	443,3
PTS	tr	tr	tr	tr	tr
COV	nq	nq	tr	0,038	0,038
CH <sub>4</sub>	tr	tr	0,15	0,029	0,18
N <sub>2</sub> O	nq	nq	nq	0,003	0,003

tr, trascurabile; nq, non quantificato



**tab. 4.** Ciclo del petrolio in Italia, emissioni nell'aria (g/kWh) (FEEM, 1997)

INQUINANTE	PERFORAZIONE E PRODUZIONE	TRASPORTO GREGGIO	RAFFINAZIONE	TRASPORTO OLIO COMBUSTIBILE	GENERAZIONE ELETTRICA	TOTALE
SO <sub>2</sub>	0,0045	0,04	0,17	0,83	1,12	2,16
NO <sub>x</sub>	0,0034	0,04	0,067	0,32	0,56	0,99
CO	nq	nq	0,006	tr	0,084	0,090
CO <sub>2</sub>	5,93	3,0	35,7	35,1	693,2	772,9
PTS	tr	tr	0,0088	0,025	0,14	0,17
COV	0,013	nq	0,046	1,39	0,028	1,48
CH <sub>4</sub>	0,021	tr	0,0022	tr	0,018	0,041
N <sub>2</sub> O	nq	nq	nq	nq	0,002	0,002

tr, trascurabile; nq, non quantificato

possibilità di un atteggiamento di protesta verso il pagamento di una somma di denaro per un danno subito (Mitchell e Carson, 1989) e il fatto che la DAP, al contrario della DAC, sia limitata da un vincolo di bilancio. Tra le seconde, si ricordano la teoria della dissonanza cognitiva e la *prospect theory* di Daniel Kahneman e Amos Tversky (1979), che mostrano come gli agenti abbiano, nel dominio dei guadagni, comportamenti diversi rispetto al dominio delle perdite: alla perdita di un bene è annesso un valore maggiore del guadagno derivante dall'acquisto del medesimo bene.

Sul piano operativo, la possibilità di valori di DAC molto elevati, e conseguentemente di compensazioni monetarie per danni ambientali eccessivamente onerose per le imprese, ha indotto studiosi prestigiosi, quali i due Nobel per l'economia Kenneth Arrow e Robert Solow, a suggerire l'utilizzo della DAP nella monetizzazione delle esternalità (NOAA, 1993).

### Valore economico totale

La disponibilità a pagare per proteggere un bene ambientale (per es., un parco naturale) da possibili danni riflette il Valore Economico Totale (VET) del bene stesso. Il VET è la somma di tre valori: valore d'uso, valore d'opzione, valore di esistenza.

Il primo si riferisce all'uso corrente del bene (per es., raccolta della legna), il secondo a un uso potenziale che potrà esservi nel futuro (per es., visitare il parco tra dieci anni), il terzo alla disponibilità a pagare per la semplice esistenza del bene, indipendentemente da qualsiasi uso, presente e futuro.

La considerazione del valore d'opzione e, ancor più, di quello di esistenza pone numerosi problemi, concettuali e operativi. Sul concetto di valore di opzione, e su quello più sottile di quasi-opzione (il valore dell'informazione resa disponibile dalla preservazione di una risorsa naturale), esiste un'ampia letteratura che si è

concentrata tanto sulle condizioni della sua esistenza e sul ruolo dell'incertezza, quanto sulla questione del suo segno, positivo o negativo (Freeman, 1993).

Per quanto concerne il valore di esistenza (Krutilla, 1967), mentre secondo alcuni autori (Pearce e Turner, 1990) esso avrebbe origine in un atteggiamento altruista da parte degli agenti e sarebbe un concetto pregno di significato, secondo altri (Cummings e Harrison, 1995; Weikard, 2002) si tratterebbe invece di un concetto debole sul piano operativo e inutile. Tale opposizione di opinioni ha grande rilevanza a ragione delle implicazioni operative: la contabilizzazione, o meno, del valore di esistenza può alterare in modo significativo la valutazione monetaria di un danno ambientale.

A tale proposito, un caso paradigmatico è quello dell'incidente ambientale di cui fu protagonista la petroliera *Exxon Valdez*, che nel 1989 riversò sulle coste dell'Alaska circa 257.000 barili di greggio. Nella contabilizzazione del danno ambientale si tenne conto anche del valore di esistenza, scelta che concorse a originare un dibattito, scientifico oltre che legale, tra la compagnia Exxon, lo Stato dell'Alaska e il governo degli Stati Uniti. In particolare, il concetto di valore di esistenza e la possibilità di una sua misurazione vennero attaccati in uno studio sponsorizzato dalla stessa Exxon (Desvouges *et al.*, 1993), che costituisce un punto di riferimento della letteratura sull'argomento.

Altro nodo critico nella monetizzazione dei danni ambientali è quello concernente l'operazione di sconto, che tende ad assegnare un peso minore ai danni che si verificheranno nel futuro rispetto a quelli che occorrono nel presente. In altri termini, l'estensione della tradizionale operazione di sconto al campo ambientale costituisce un'implicita discriminazione delle generazioni future e, quindi, una negazione del concetto di sviluppo sostenibile.

Questi limiti sono stati segnalati, in periodi diversi, da numerosi studiosi che hanno posto in discussione le

due fonti dell'operazione di sconto: la preferenza temporale e il costo di opportunità sociale. Circa la prima, che sintetizza la preferenza assegnata dagli agenti al consumo di un bene oggi piuttosto che nel futuro, alcuni autori (Pigou, 1920; Strotz, 1956) hanno messo in evidenza l'irrazionalità dell'impazienza da cui ha origine tale preferenza temporale. Circa la seconda fonte, che riflette la produttività del capitale nel tempo, alcuni studiosi hanno criticato l'assunzione implicita che i rendimenti originati dall'investimento di un certo capitale siano totalmente reinvestiti di periodo in periodo e non consumati (Parfit, 1983).

L'ampiezza della letteratura critica sul tasso sociale di sconto, arricchita da interventi ora molto forti (Cowen e Parfit, 1992), ora più moderati (Markandya e Pearce, 1991), riflette la complessità della questione e il ruolo centrale dell'operazione di sconto nel contesto del dibattito ambientale.

### Tecniche di valutazione

Al di là dei problemi teorici illustrati (valore di opzione, valore di esistenza, tasso di sconto), la monetizzazione dei danni ambientali è caratterizzata da notevoli difficoltà di misurazione. Le tecniche di valutazione disponibili sono essenzialmente tre: i prezzi edonici, i costi di viaggio, la valutazione contingente.

Le prime due monetizzano il valore dell'ambiente, per il quale non vi è un mercato di riferimento, facendo ricorso a un mercato surrogato. Nel caso dei prezzi edonici il mercato è quello immobiliare. L'idea su cui si basa questa tecnica è che, a parità di condizioni, il prezzo degli immobili tende a crescere al migliorare della qualità ambientale, e pertanto la riflette. La clausola a parità di condizioni è di estrema importanza poiché il valore di mercato degli immobili risente, oltre che della qualità ambientale, di altre classi di variabili: proprietà (caratteristiche e dimensione delle abitazioni); vicinato (caratteristiche del quartiere, disponibilità di servizi); accesso (disponibilità di mezzi di trasporto, qualità dei collegamenti con il centro cittadino). Pertanto in alcuni casi, come nelle aree metropolitane, può accadere che il prezzo degli immobili sia alto nonostante la bassa qualità ambientale; al contrario, in aree rurali caratterizzate da elevata qualità ambientale esso può essere basso. Ciò accade a ragione dell'influenza che altre variabili, non ambientali, esercitano sul prezzo delle case.

La tecnica dei prezzi edonici consiste in stime di carattere statistico che cercano di valutare in che misura ciascuna variabile, e quindi anche quelle ambientali, influisca sul prezzo degli immobili. Come oggetto d'indagine si può considerare la serie storica del prezzo degli immobili di un'area, oppure ci si può riferire ai prezzi di più aree nel medesimo anno (*cross section*). In tal modo, dato un certo parco immobiliare, spiegando in che misura la variazione del suo valore monetario

complessivo dipenda dalla qualità dell'ambiente, si perverrà alla monetizzazione del valore d'uso dell'ambiente. Naturalmente, si tratta di esercizi piuttosto complessi che ereditano tutti i problemi tecnici dell'indagine statistica, tra cui la possibilità di correlazione tra variabili esplicative e/o di omissione di variabili rilevanti. Inoltre, la possibile imperfezione del mercato immobiliare, la bassa mobilità degli agenti e l'imperfetta informazione circa i danni ambientali possono inficiare in modo significativo la monetizzazione della qualità ambientale. L'affidabilità della tecnica dei prezzi edonici crescerebbe, invece, qualora la variazione del prezzo delle case fosse legata al verificarsi di un preciso evento di carattere ambientale (per es., danni a un litorale in seguito a un *oil spill*).

Analoga a quella dei prezzi edonici è la tecnica dei costi di viaggio che, impiegata soprattutto per la valutazione di luoghi di ricreazione (per es., parchi), utilizza come mercato surrogato le spese sostenute dagli agenti per raggiungere tali luoghi. Tra le difficoltà insite in tale tecnica occorre segnalare: ostacoli statistici (legati sia alla disomogeneità dei dati rilevati, sia alla stima di essi); individuazione delle classi di spese di viaggio da considerare (per es., carburante, pedaggi stradali, deterioramento auto, assicurazione auto); monetizzazione del costo opportunità del tempo libero speso per la visita al luogo oggetto di valutazione; individuazione dei viaggiatori fittizi per i quali la visita non è l'obiettivo principale.

La terza tecnica, quella della valutazione contingente, si differenzia dalle altre due in quanto non fa ricorso a un mercato surrogato, ma deriva il valore del bene ambientale attraverso un'intervista. Si tratta di una tecnica caratterizzata da una grande flessibilità che consente di valutare numerose classi di beni e di danni ambientali, riuscendo a catturare non solo i valori di uso corrente, ma anche il valore di opzione e quello di esistenza. Essa è stata anche utilizzata, soprattutto nei paesi in via di industrializzazione, per la valutazione dei beni e delle infrastrutture pubbliche (per es., fognature, servizio raccolta rifiuti, acqua potabile), mentre nei paesi industrializzati è stata impiegata principalmente nella valutazione di beni ambientali e di politiche a favore dell'ambiente.

Il questionario viene somministrato in intervista diretta, oppure, più raramente, via posta o telefono. Esso si compone, tradizionalmente, di tre sezioni: una introduttiva, con informazioni e domande sulle attitudini ambientali del rispondente; una centrale, in cui si pone la domanda sulla DAP per un certo bene; una conclusiva, con domande sulle caratteristiche sociodemografiche del rispondente. La domanda sulla DAP può essere posta attraverso: a) domanda aperta; b) *bidding game*, ossia gioco al rialzo o al ribasso, partendo da un valore di DAP proposto dall'intervistatore che l'intervistato può accettare, nel qual caso seguirà un rialzo, o rifiutare, nel qual caso seguirà un ribasso; c) carte, quando il rispondente

sceglie tra diversi valori monetari di riferimento indicati su una carta, alcuni dei quali riportano quanto l'intervistato già paga per alcuni servizi pubblici; *d) take it or leave it*, in cui il rispondente deve scegliere se accettare (take) o rifiutare (leave) un prezzo estratto a sorte da un insieme di prezzi precedentemente definiti.

Tra i limiti intrinseci della valutazione contingente vi è, in primo luogo, l'ipotesicità, ossia il fatto che l'intervista non dà luogo a pagamenti reali (Seip e Strand, 1992). In secondo luogo, può esservi un problema informativo dato che l'intervistato in molti casi non ha una conoscenza diretta del bene (per es., nella valutazione di una politica pubblica oppure di una specie minacciata da estinzione). Più in generale, la tecnica della valutazione contingente è ostacolata da possibili distorsioni delle quali le più importanti sono (Mitchell e Carson, 1989):

- la distorsione strategica, legata ai fenomeni del *free riding* (dichiarazione di una DAP più bassa di quella vera, nell'aspettativa che altri intervistati paghino per il bene proposto) e dell'*overpledging* (dichiarazione di una DAP più alta di quella vera al fine di influenzare positivamente l'offerta per il bene valutato, nella convinzione che non vi sia una relazione tra quanto dichiarato e l'eventuale futuro pagamento reale);
- la distorsione da punto di partenza, ossia la possibilità che i valori di DAP dichiarati possano essere condizionati dai valori proposti nel *bidding game*;
- la distorsione da veicolo di pagamento, ovvero la probabilità di una risposta di protesta (DAP più bassa di quella vera) associata a uno strumento di pagamento (per es., tassa) che invece dovrebbe essere neutrale;
- la distorsione da vincolo di bilancio, ossia la possibilità che il rispondente esprima la propria DAP facendo riferimento non alle proprie condizioni economiche ma a un vincolo di bilancio ipotetico;
- la distorsione parte/tutto (fenomeno dell'*embedding*), ossia la possibilità di ampie variazioni nella DAP dichiarata a seconda che il bene sia valutato isolatamente oppure come parte di un insieme più ampio di beni;
- la distorsione da simbolicità, ossia la possibilità che il bene specifico oggetto di valutazione sia percepito dal rispondente come un simbolo dell'ambiente in generale, dando luogo a valutazioni eccessivamente elevate.

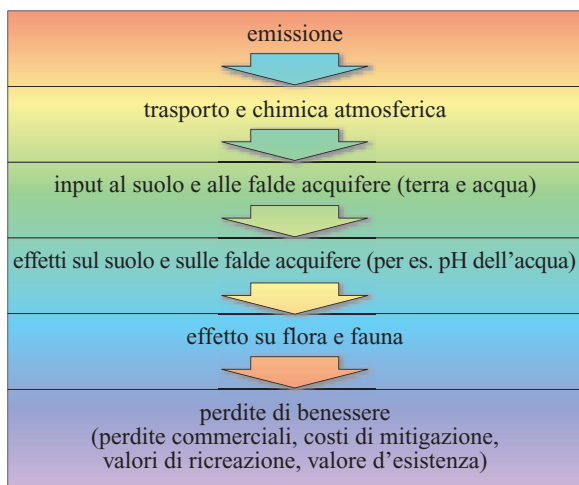
Ciascuna di queste distorsioni può comportare, rispetto alla DAP, errori sistematici (non validità) e/o errori casuali (non affidabilità). La possibilità di errori invalidanti, congiuntamente all'episodio della *Exxon Valdez*, ha posto la valutazione contingente al centro di un ampio dibattito (Hausman, 1993; Bjornstad e Kahn, 1996) dai risvolti fortemente operativi, tanto da indurre la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA, 1993) degli Stati Uniti a istituire un gruppo di studio (NOAA Panel) incaricato di definire linee guida sulla valutazione contingente.

Tra i suggerimenti del NOAA Panel vanno ricordati: *a)* l'intervista diretta, svolta da un intervistatore; *b)* un pre-test, che precede il survey vero e proprio, finalizzato a individuare possibili effetti indotti dall'intervistatore o dall'uso di fotografie; *c)* l'esecuzione delle interviste in periodi di tempo distanti dall'evento che ha causato il danno, al fine di mitigare l'influenza di reazioni emotive negli intervistati; *d)* l'opportunità di ricordare al rispondente l'esistenza di beni sostituti; *e)* la produzione, da parte del governo federale, di survey e valori standard di riferimento, in particolare per gli *oil spills*, che possano essere adottati come riferimento per successivi studi di valutazione contingente.

Nell'ambito della letteratura sulla valutazione dei danni ambientali va ricordato l'approccio dose/risposta che, pur non pervenendo a un'effettiva monetizzazione del danno, ambisce a definire in che misura una certa quantità di inquinante (dose) ha effetto sulla salute umana (risposta), in termini di mortalità e morbilità. Definito tale effetto, la monetizzazione del danno alla salute umana e della morte costituisce un ulteriore, complesso esercizio che, coinvolgendo concetti quali VSL (Value of Statistical Life) e YOLL (Years Of Life Lost), necessariamente si svolge su un piano nel quale sono implicati anche i valori morali e, più in generale, l'etica.

In tale contesto, ExternE (Externality from Energy) certamente rappresenta un punto di riferimento della letteratura sulla valutazione dei danni ambientali originati dall'energia. ExternE è un progetto di ricerca della Commissione Europea (European Commission 1995a,b, 1999a,b, 2003) finalizzato a monetizzare le esternalità originate dall'uso dell'energia. Lo studio è caratterizzato da notevole estensione e complessità e, partendo da una metodologia comune, perviene alla monetizzazione delle esternalità dei diversi combustibili a livello di singolo paese europeo. Un possibile sentiero d'impatto degli inquinanti (*impact pathway*) adottato da ExternE è illustrato nella **fig. 3**, che offre un quadro sintetico della valutazione delle esternalità ambientali, mostrando i diversi e numerosi nodi critici del percorso che va dall'emissione inquinante al danno ambientale monetizzato.

Ciascun nodo è oggetto di analisi quantitative, spesso modellistiche, e ciò conferma quanto l'operazione di monetizzazione delle esternalità rappresenti un esercizio complesso, soggetto a notevoli incertezze. I valori che emergono dalla monetizzazione, pertanto, devono necessariamente essere interpretati come un riferimento orientativo. Nella **tab. 5** si riportano, per la produzione elettrica di diversi paesi, le esternalità monetizzate associate alle diverse fonti energetiche: il danno ambientale associato al ciclo del gas e a quello del petrolio è compreso, rispettivamente, tra 1-4 e 3-11 centesimi di euro per kWh, valori più bassi del danno da carbone ma, con l'eccezione della torba, più alti rispetto alle altre fonti energetiche. Per quanto concerne il trasporto



**fig. 3.** Dall'emissione ai costi ambientali (adattato da European Commission, 1999a).

passaggeri, includendo nell'esternalità da emissioni nell'atmosfera anche il costo di produzione del veicolo e del combustibile, il valore dei danni nel ciclo urbano varia in relazione alla città e al combustibile utilizzato (European Commission, 2003): per le auto a benzina, esso è compreso tra circa 0,8 €/100 pkm<sup>5</sup> (Helsinki) e

1,7 €/100 pkm (Bruxelles); per le auto a gasolio, tra circa 1,3 €/100 pkm (Helsinki) e 5 €/100 pkm (Atene).

### 3.3.5 Cambiamento climatico

Nel contesto delle esternalità nella filiera del gas e del petrolio, assume una particolare rilevanza il cambiamento climatico, ossia la variazione del clima attribuibile all'influenza umana sulla composizione dell'atmosfera. Tale influenza accrescerebbe l'effetto serra naturale che, indotto da alcuni gas serra presenti nell'atmosfera (biossido di carbonio, vapor acqueo, metano, ossido di azoto e ozono), rende possibile la vita sulla Terra, mantenendo la temperatura del pianeta circa 30 °C più elevata di quanto sarebbe senza di essi. In particolare, l'uomo, attraverso le sue attività, soprattutto quelle che comportano la combustione di fonti fossili, intensificherebbe l'effetto serra naturale, causando il cosiddetto riscaldamento globale (*global warming*).

<sup>5</sup> Passeggeri per chilometro (pkm) è l'unità di misura della domanda di trasporto; indica il percorso di un viaggiatore per km, calcolato come sommatoria dei prodotti del numero dei passeggeri trasportati per le relative percorrenze.

**tab. 5.** Esternalità (inclusi cambiamento climatico, salute pubblica, occupazione, danni ai materiali) della produzione elettrica per diversi combustibili (cent €/kWh) (European Commission, 2003)

PAESE	CARBONE E LIGNITE	TORBA	PETROLIO	GAS	NUCLEARE	BIOMASSA	IDROELETTRICO	SOLARE	EOLICO
Austria				1-3		2-3	0,1		
Belgio	4-15			1-2	0,5				
Danimarca	4-7			2-3		1			0,1
Finlandia	2-4	2-5				1			
Francia	7-10		8-11	2-4	0,3	1	1		
Germania	3-6		5-8	1-2	0,2	3		0,6	0,05
Grecia	5-8		3-5	1		0-0,08	1		0,25
Irlanda	6-8	3-4							
Italia			3-6	2-3			0,3		
Norvegia				1-2		0,2	0,2		0-0,25
Paesi Bassi	3-4			1-2	0,7	0,5			
Portogallo	4-7			1-2		1-2	0,03		
Regno Unito	4-7		3-5	1-2	0,25	1			0,15
Spagna	5-8			1-2		3-5*			0,2
Svezia	2-4					0,3	0-0,07		

\* biomassa bruciata insieme a lignite

Il petrolio e il gas, insieme al carbone, bruciando emettono biossido di carbonio (CO<sub>2</sub>), principale responsabile del riscaldamento globale. I gas serra hanno diverso potenziale di cambiamento climatico (Global Warming Potential, GWP): il CO<sub>2</sub>, per es., ha un GWP pari a 1, il metano (CH<sub>4</sub>) pari a 21 e il protossido di azoto (o monossido di diazoto, N<sub>2</sub>O) pari a 310. Pertanto, il CO<sub>2</sub> svolge un ruolo primario a ragione dei notevoli e crescenti volumi globali emessi (nel 2002, +53,8% rispetto al 1973) come effetto di consumi di energia crescenti (nel 2002, +69,5% rispetto al 1973). Carbone, petrolio e gas hanno coefficienti di emissione di biossido di carbonio decrescenti: rispettivamente, 4,11 (antracite); 3,07 (greggio); 2,35 (gas naturale secco).

Nonostante il consenso sull'esistenza del riscaldamento globale indotto dall'uomo sia cresciuto negli ultimi 15 anni, il dibattito sul cambiamento climatico è ancora vivo. Tra gli argomenti in discussione meritano di essere citati almeno tre: la rilevazione della temperatura; il ruolo della radiazione cosmica e del Sole; la relazione tra emissioni antropogene di gas serra prodotte e temperatura.

Quanto al primo tema, occorre segnalare come la temperatura terrestre possa essere misurata in modi alternativi: sul suolo terrestre, con palloni radiosonde, per mezzo dei satelliti. Le temperature rilevate sul suolo terrestre, la cui serie storica ha origine nel 1856, indicano un aumento della temperatura media terrestre compreso nell'intervallo 0,4-0,8 °C. Rilevazioni più recenti, con i palloni (dal 1957) e con i satelliti (dal 1979), contraddicono, in certa misura, quelle a terra. A proposito del secondo tema, alcuni studiosi (Fastrup *et al.*, 2000) hanno sottolineato come la crescita della temperatura potrebbe essere l'effetto di una minore nuvolosità, a sua volta determinata da un flusso di radiazione cosmica indebolito in seguito alle naturali variazioni dell'attività solare. Relativamente al terzo tema, vi è incertezza sia sul ruolo degli oceani nell'assorbire il biossido di carbonio, sia sul ruolo degli aerosol nel processo di condensazione del vapor acqueo e, quindi, di formazione delle nubi, elemento che, riflettendo la luce solare nello spazio, influenza il clima.

Infine, va citata la difficoltà insita nella previsione degli effetti di un possibile incremento della temperatura sull'innalzamento del livello dei mari, sulla piovosità, sulle variazioni climatiche regionali, sulle produzioni agricole, sull'ecosistema e, in generale, sulla società e sull'economia.

L'esistenza di un consenso scientifico circa l'ipotesi del riscaldamento globale è stata contestata da due dichiarazioni (Lipsia, novembre 1995; Bonn, novembre 1997), firmate da un centinaio di scienziati, che sottolineano come le rilevazioni dai satelliti non evidenzino una crescita della temperatura. La notevole incertezza intrinseca nel fenomeno del cambiamento climatico è riconosciuta anche dall'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate

Change), un organismo governativo istituito nel 1988 dall'UNEP (United Nations Environment Programme) e dal WMO (World Meteorological Organization), il quale comunque ritiene che vi sia una robusta evidenza scientifica del ruolo predominante delle attività antropogene nella crescita della temperatura degli ultimi cinquanta anni. Nel suo terzo rapporto sul clima (Watson, 2001), l'IPCC prevede nel 2100 un aumento della temperatura tra 1,4 e 5,8 °C e un incremento del livello dei mari nell'intervallo 0,09-0,9 metri. Ciò dipenderebbe dall'accresciuta concentrazione di biossido di carbonio nell'atmosfera, che passerebbe, nel 2100, a 540-970 ppm, contro 280 ppm dell'era preindustriale e 368 ppm dell'anno 2000. Proprio l'incertezza connessa al cambiamento climatico induce a ritenere che vi sia spazio per l'attuazione del principio precauzionale, secondo il quale, in presenza di minacce di danni irreversibili all'ambiente, la mancanza di una completa certezza scientifica non dovrebbe essere utilizzata come una ragione per posporre interventi preventivi.

Confluito nel principio 15 della Dichiarazione di Rio de Janeiro, uno dei prodotti della Conferenza delle Nazioni Unite del 1992 sull'ambiente e sullo sviluppo (UNCED, United Nations Conference on Environment and Development), l'approccio precauzionale ha svolto un ruolo importante nella Convenzione Quadro sul Cambiamento Climatico (UNFCCC, United Nations Framework Convention on Climate Change), il trattato internazionale che, entrato in vigore nel marzo del 1994, ha originato tre anni più tardi, nel dicembre 1997, il Protocollo di Kyoto. Il Protocollo definisce, infatti, limiti legalmente vincolanti alle emissioni dei gas serra dei paesi inclusi nell'Allegato I, ossia dei paesi industrializzati dell'Europa, del Nordamerica e dell'area del Pacifico. La rilevanza del Protocollo sta nel fatto che esso, vincolando in primo luogo il biossido di carbonio, coinvolge i processi di combustione delle fonti fossili e, pertanto, ha un impatto diretto su tutti i settori dell'economia.

## Bibliografia citata

- BATOR F.M. (1958) *The anatomy of market failure*, «Quarterly Journal of Economics», 72, 351-379.
- BAUMOL W.J., OATES W.E. (1988) *The theory of environmental policy*, Cambridge, Cambridge University Press.
- BISHOP R.C., HEBERLEIN T.A. (1979) *Measuring values of extra-market goods: are indirect measures biased?*, «American Journal of Agricultural Economics», 61, 926-930.
- BJORNSTAD D.J., KAHN J.R. (1996) *The contingent valuation of environmental resources: methodological issues and research needs*, Cheltenham (UK) - Brookfield (VT) - Edward Elgar.
- BROOKSHIRE D.S., COURSEY D.L. (1987) *Measuring the value of a public good: an empirical comparison of elicitation procedures*, «American Economic Review», 77, 554-566.

- COASE R.H. (1960) *The problem of social cost*, «Journal of Law and Economics», 3, 1-44.
- COWEN T., PARFIT D. (1992) *Against the social discount rate*, in: Laslett P., Fishkin J. (editors) *Philosophy, politics, and society. Series 6: Justice between age groups and generation*, New Haven (CT), Yale University Press, 144-161.
- CUMMINGS R.G., HARRISON G.W. (1995) *The measurement and decomposition of non use values. Critical review*, «Environmental and Resources Economics», 5, 225-247.
- DESVOUGES W.H. et al. (1993) *Measuring natural resource damages with contingent valuation: tests of validity and reliability*, in: Hausman J.A. (edited by) *Contingent valuation. A critical assessment*, Amsterdam, North-Holland.
- EEA (European Environment Agency) (2002) *Emission of atmospheric pollutants in Europe 1990-1999*, Copenhagen, EEA; Luxembourg, Office for official publications of the European Communities.
- EMEP (Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe) (2004) *EMEP assessment report. Part I: European perspective*, Oslo, Norwegian Meteorological Institute.
- EUROPEAN COMMISSION (1995a) *ExternE - Externalities of energy*, v.2: *Methodology*, Bruxelles, European Commission.
- EUROPEAN COMMISSION (1995b) *ExternE - Externalities of energy*, v.4: *Oil & Gas*, Bruxelles, European Commission.
- EUROPEAN COMMISSION (1999a) *ExternE - Externalities of energy*, v.7: *Methodology 1998 update*, Bruxelles, European Commission.
- EUROPEAN COMMISSION (1999b) *ExternE - Externalities of energy*, v.10: *National implementation*, Bruxelles, European Commission.
- EUROPEAN COMMISSION - Directorate General for Research (2003) *External costs. Research results on socio-environmental damages due to electricity and transport*, Luxembourg, Office for official publications of the European Communities.
- EUROPEAN COUNCIL (1999) *Council Directive 1999/30/EC of 22 April 1999 relating to limit values for sulphur dioxide, nitrogen dioxide and oxides of nitrogen, particulate matter and lead in ambient air*, «Official Journal of the European Communities», 29 June, 41-46.
- FASTRUP B. et al. (2000) *Cloud proposal. A study of the link between cosmic rays and clouds with a cloud chamber at the CERN Ps*, CERN/SPSC 2000-021 SPSC/P317.
- FEEM (Fondazione Eni Enrico Mattei) (1997) *ExternE National implementation. Italy*, Bruxelles, European Commission, Final report to European Commission, contract JOS3-CT95-0010.
- FREEMAN A.M. III (1993) *The measurement of environmental and resource values: theory and methods*, Washington (D.C.), Resources for the Future.
- HANEMANN M.W. (1991) *Willingness to pay and willingness to accept: how much can they differ?*, «American Economic Review», 81, 635-647.
- HAUSMAN J.A. (edited by) (1993) *Contingent valuation. A critical assessment*, Amsterdam, North-Holland.
- HAYWARD S.F. (2004) *Index of leading environmental indicators*, San Francisco (CA), Pacific Research Institute.
- HOROWITZ J.K. MCCONNELL K.E. (2002) *A review of WTA/WTP studies*, «Journal of Environmental Economics and Management», 44, 426-447.
- KAHNEMAN D., TVERSKY A. (1979) *Prospect theory: an analysis of decisions under risk*, «Econometrica», 47, 263-291.
- KRUTILLA J. (1967) *Conservation reconsidered*, «American Economic Review», 57, 777-786.
- MARKANDYA A., PEARCE D. (1991) *Development, the environment, and the social rate of discount*, The World Bank Research Observer, v.6, 137-152.
- MISHAN E.J. (1971) *The postwar literature on externalities: an interpretative essay*, «Journal of Economic Literature», 9, 1-28.
- MITCHELL R.C., CARSON R.T. (1989) *Using surveys to value public goods: the contingent valuation method*, Washington (D.C.), Resources for the Future.
- NOAA (US National Oceanic and Atmospheric Administration) (1993) *Report of the NOAA panel on contingent valuation*, «Federal Register», 58, 4602-4614.
- NRC (US National Research Council) - Committee on oil in the sea: inputs, fates and effects (2003) *Oil in the sea III: inputs, fates and effects*, Washington (D.C.), The National Academy Press.
- OATES W.E. (edited by) (1994) *The economics of the environment*, Aldershot, Elgar.
- PARFIT D. (1983) *Energy policy and further future: the social discount rate*, in: McLean D., Brown P. (edited by), *Energy and the future*, Totowa (NJ), Rowman and Littlefield.
- PEARCE D.W., TURNER R.K. (1990) *Economics of natural resources and the environment*, New York, Harvester Wheatsheaf.
- PEARCE D.W. et al. (1990) *Sustainable development. Economics and environment in the third world*, Aldershot, Elgar.
- PIGOU A. (1920) *The economics of welfare*, London, Macmillan.
- SCITOVSKY T. (1954) *Two concepts of external economies*, «The Journal of Political Economy», 62, 143-151.
- SEIP K., STRAND J. (1992) *Willingness to pay for environmental goods in Norway: a contingent valuation study with real payment*, «Environmental and Resource Economics», 2, 91-106.
- SHOGREN J.F. et al. (1994) *Resolving differences in willingness to pay and willingness to accept*, «American Economic Review», 84, 255-270.
- SOLOW R. (1986) *On the intergenerational allocation of natural resources*, «Scandinavian Journal of Economics», 88, 141-149.
- STROTZ R. (1956) *Myopia and inconsistency in dynamic utility maximisation*, «Review of Economic Studies», 23, 165-180.
- VINER J. (1931) *Cost curves and supply curves*, Wien, Springer.
- WATSON R.T. et al. (edited by) (2001) *Climate change 2001. Synthesis report*, Cambridge-New York, Cambridge University Press.
- WCED (World Commission on Environment and Development) (1987) *Our common future*, New York, Oxford University Press.
- WEIKARD H.P. (2002) *The existence value does not exist and non-use values are useless*, in: *Proceedings of the European Public Choice Society annual meeting*, Belgirate (Lago Maggiore, Italy), 4-7 April.
- WHOE (World Health Organization Europe) (2002) *Health impact assessment of air pollution in the eight major Italian cities*, WHOE.

ENZO DI GIULIO

Eni Corporate University - Scuola Enrico Mattei  
San Donato Milanese, Milano, Italia