

Autori e qualifica accademica

Grasso Marco

Via Bicocca degli Arcimboldi, 8 – 20126 Milano

Tel 02.64487536; fax 02.700413751; email: marco.grasso@unimib.it

Assegnista di ricerca, Dipartimento di Sociologia e Ricerca Sociale – Università degli Studi di Milano Bicocca

Pareglio Stefano

Via Celoria, 2 – 20133 Milano

Tel 02.58356468; email: stefano.pareglio@unimi.it

Ricercatore confermato, Dipartimento di Economia e Politica Agraria, Agroalimentare e Ambientale – Università degli Studi di Milano

Titolo del paper

La valutazione economica dei beni ambientali nella costruzione delle politiche europee

Nota asterisco

Il presente lavoro è il risultato di un'analisi condotta congiuntamente dagli autori. Tuttavia la realizzazione dei paragrafi 1, 4.2 e 4.3 è da attribuire a Marco Grasso, mentre i paragrafi 2, 3 e 4.1 a Stefano Pareglio. L'introduzione e le considerazioni finali sono state realizzate congiuntamente.

Una versione precedente in lingua inglese del lavoro, dal titolo "*Environmental valuation in European Union policy-making*", è stata presentata al *Second World Congress of Environmental Economists* – Monterey, California, 24-27 giugno 2002.

Gli autori desiderano ringraziare un anonimo *referee* per i suggerimenti forniti. Ovviamente la responsabilità del lavoro rimane interamente agli autori.

Abstract

This paper offers a critical review of natural resource valuation and points out the role of economic valuation in EU policy-making. First of all, we specify the meaning of the economic value of environmental amenities, illustrate the most reliable and often used economic valuation techniques, and their major weaknesses. We then point out the normative significance of environmental valuation in the evolution of the EU environmental consciousness, and distinguish between its different applications. According to this framework, we critically review the studies carried out in the last few years (1998-2001) by the European Commission DG Environment, which are both methodological and application-oriented. Furthermore, we carry out a restricted survey on research in Europe. Our analysis makes clear that the diffusion of environmental valuation in Europe is unsatisfactory and that decision-makers distrust is still strong.

Titolo abbreviato

Valutazione dei beni ambientali

JEL Classification: Q28, D61

Key words: valutazione ambientale, valore economico dei beni ambientali, analisi costi-benefici, politica ambientale

La valutazione economica dei beni ambientali nella costruzione delle politiche europee

Introduzione

La questione ambientale riveste importanza primaria nell'agenda di tutti i paesi sviluppati. Per quanto riguarda l'Unione Europea, il Trattato di Maastricht (1992) e il Trattato di Amsterdam (1997) hanno sancito rispettivamente la centralità della tutela dell'ambiente in tutte le politiche dell'Unione e la nozione di sviluppo sostenibile. Ancora, il Trattato di Amsterdam (all'articolo 6) ha definito come prioritaria l'integrazione dei temi ambientali nella definizione e nella realizzazione di tutte le *policy*. Inoltre, successivi documenti della Commissione, ispirati dalle linee dettate dai Consigli Europei di Cardiff, Vienna, Cologne, Helsinki e Goteborg (1998–2001), sottolineano come l'integrazione ambientale vada attentamente tenuta sotto controllo e verificata.

Altro tuttavia è la realizzazione degli obiettivi di miglioramento e di integrazione ambientale che questi indirizzi auspicano. Per agevolarne la focalizzazione e il raggiungimento, nonché per verificare l'efficacia dei processi di integrazione, è utile il ricorso alle metodologie di valutazione economica dei beni ambientali. Esse, congiuntamente alla regolamentazione delle attività inquinanti, costituiscono i principali filoni di analisi dell'economia ambientale (*environmental economics*)¹.

Le metodologie di valutazione utilizzate dall'economia ambientale fanno riferimento alla teoria economica neoclassica che, per quanto fino alla "rivoluzione ambientale" dei tardi anni

¹ Nel presente lavoro si distingue quindi l'economia ambientale (*environmental economics*) dall'economia delle risorse naturali (*natural resource economics*). La seconda, nell'impostazione di Cropper e Oates (1992), si occupa dell'allocazione intertemporale delle risorse rinnovabili e non rinnovabili.

sessanta abbia colpevolmente trascurato l'ambiente naturale, disponeva da lungo tempo degli strumenti analitici necessari alla sua considerazione. La portata del concetto di esternalità e di fallimento di mercato hanno sempre rivestito, per esempio, un ruolo importante nell'analisi microeconomica; l'inquinamento stesso, derivante dall'assenza (o dalla non significatività) dei prezzi per determinate risorse ambientali scarse, né è un esempio. Certo, la teoria economica, soprattutto in campo ambientale, deve evitare di privilegiare l'eleganza a danno del realismo, non perdere di vista i problemi da risolvere e l'insieme delle possibili soluzioni. Ma, se opportunamente utilizzata, è in grado di fornire gli strumenti analitici necessari al processo di valutazione dei beni ambientali. Infatti, i modelli di ottimizzazione vincolata atti a descrivere il comportamento degli individui (di massimizzazione dell'utilità) e quello dei governi (di massimizzazione del benessere), pur nella loro necessaria schematicità, se opportunamente integrati sono sufficientemente robusti per affrontare le sfide in termini di diritti di proprietà, incompletezza dei mercati, esternalità che la questione ambientale implica.

Non si vuole però affermare che l'economia ambientale costituisca l'unico paradigma di riferimento per orientare le decisioni in relative all'ambiente. Anzi, è necessario che essa sia affiancata e supportata dalla più ampia e duttile prospettiva propria dell'economia ecologica. Tuttavia, i contributi che essa può offrire sono preziosi nell'indirizzare gli interventi² pubblici in campo ambientale.

Alla luce delle osservazioni e dei *caveat* sopra esposti, il presente lavoro offre una lettura critica della valutazione economica delle risorse naturali, come delineata dalla *mainstream economics*, e del suo ruolo in Europa. Per quanto riguarda il primo aspetto, si specifica il significato di valore economico dei beni ambientali (paragrafo 1), e se ne indagano alcune criticità (paragrafo 2). La rilevanza assunta dalla valutazione economica in Europa viene invece letta attraverso la disamina della crescente importanza che l'Unione Europea ha attribuito all'ambiente (paragrafo 3), e mediante la verifica della diffusione delle pratiche

² Si intendono per interventi sia le politiche pubbliche, che i programmi e i progetti di investimento.

valutative (paragrafo 4). Da ultimo, le considerazioni finali offrono alcuni spunti di riflessione relativi al processo di valutazione economica e alle sue fortune in Europa.

1 La valutazione economica dei beni ambientali

L'economia consente di fare delle scelte e quindi di prendere delle decisioni. Le scelte relative ai beni ambientali sono più difficoltose di quelle che riguardano i beni privati. I primi, infatti, sono generalmente beni pubblici e pertanto il mercato non è in grado di determinarne un prezzo corretto, né, tanto meno, di pervenire a valori economici che ne riflettano la rilevanza sociale. Il fallimento del mercato, perciò, fa sorgere la necessità di individuare la opportuna dimensione economica dei beni ambientali in modo da poter orientare la scelta pubblica; l'economia ambientale costituisce il riferimento teorico³ per tale percorso.

1.1 Strumenti e ragioni della valutazione economica dei beni ambientali

È possibile individuare due categorie analitiche rilevanti per la scelta pubblica in campo ambientale. La prima promuove il miglioramento dello stato dell'ambiente e comprende meccanismi di incentivazione quali le tasse ambientali, i sussidi, i permessi di inquinamento negoziabili, gli schemi deposito-rimborso, in generale gli strumenti economici che sempre più spesso affiancano e sostituiscono i tradizionali approcci regolamentativi di tipo *command and control*. La seconda consiste in un gruppo di strumenti analitici – quali l'analisi costi benefici⁴ – il cui scopo è migliorare l'efficienza economica degli interventi ambientali attraverso la produzione di informazioni più complete.

La valutazione economica delle risorse naturali è il braccio operativo dell'analisi costi-benefici, attraverso cui quest'ultima recepisce le ricadute ambientali degli interventi in

³ Questa almeno è la speranza degli economisti ambientali che, come tutti gli accademici, desiderano ardentemente vedere le proprie idee tradotte in realtà.

⁴ Rientrano altresì in questa famiglia le analisi costi-efficacia e le analisi di rischio.

esame. Essa, partendo dall'assunto che l'ambiente può essere oggetto di misurazione monetaria⁵, fornisce informazioni relative al valore economico dei cambiamenti della qualità e quantità dello stato dell'ambiente e informa il *policy-maker* circa l'efficienza delle azioni da intraprendere: se i benefici eccedono i costi, l'opzione oggetto di analisi è *prima facie* praticabile.

La tutela dell'ambiente, come detto, è diventata una priorità largamente condivisa: tuttavia molti dei miglioramenti ambientali non si manifestano immediatamente sotto forma di benefici monetari o di aumento del Pil, quanto come aspetti di qualità della vita. Ma è sostanzialmente casuale che alcuni aumenti di benessere abbiano espressione monetaria⁶ e altri no. Le esternalità ambientali – l'inquinamento atmosferico e delle acque, il rumore – sono state lungamente ignorate sia per l'assenza di trasferimenti monetari fra inquinatore e inquinato, imputabile alla non-definizione dei sottostanti diritti di proprietà – all'aria e all'acqua pulita, alla quiete –, sia per la circostanza che, anche quando tali trasferimenti avvengono a causa, per esempio, di provvedimenti legali, non rientrano normalmente nella contabilità nazionale. Quindi, i benefici ambientali tendono a essere meno tangibili, più sfuggenti di quelli di mercato e dunque ad avere minore rilevanza.

Vengono di seguito sinteticamente esposte le metodologie di valutazione proprie dell'economia ambientale, in grado cioè di consentire la stima della funzione di domanda dei beni ambientali, altrimenti inosservabile: la valutazione contingente (CV), il metodo dei prezzi edonici (HP) e il metodo dei costi di viaggio (TCM)⁷.

⁵ Per un approfondimento di tale aspetto si veda oltre al paragrafo 2.3.

⁶ Infatti, una volta accettata sotto il profilo etico la circostanza di attribuire un valore monetario ai beni naturali, l'utilizzo del metro monetario è dettato esclusivamente da considerazioni di praticabilità e di convenienza.

⁷ Si ignorano in questa sede altre metodologie di stima che non consentono di derivare la funzione di domanda, quali l'approccio dose-risposta e quelli multicriteriali, non perché ritenute non valide, ma perché il confine del lavoro coincide con quello dell'economia ambientale. Si precisa inoltre, che

La CV, per aggirare il problema dell'assenza di un mercato effettivo, ne simula l'esistenza sulla base dei comportamenti potenziali degli individui. In pratica, la CV si realizza domandando a un campione significativo di individui (mediante questionari o interviste personali) quanto sarebbero disposti a pagare per un bene senza mercato (la qualità dell'aria, per esempio) e aggregando tali dati in modo da pervenire alla stima della curva di domanda.

L'ipotesi sottostante al metodo HP è quella di rilevare in via indiretta su un mercato osservato (solitamente quello degli immobili residenziali) e con tecniche econometriche, la quota di prezzo attribuibile alle diverse caratteristiche di un immobile. Fra queste caratteristiche sono inclusi anche aspetti legati alla qualità ambientale quali l'inquinamento atmosferico, il rumore, il traffico.

Il TCM consiste nella determinazione dei costi, in termini di viaggio e di tempo, che gli individui sostengono per visitare un luogo di elevato interesse ambientale (un parco, una riserva, una foresta). Aggregando le informazioni raccolte da più individui è possibile costruire la curva di domanda del bene in questione e determinarne quindi il valore economico.

Secondo il punto di vista della *mainstream economics* la valutazione economica ambientale (o come, più in generale, viene definita in considerazione del suo impiego precipuo, la analisi costi-benefici ambientale) fornisce gli elementi per indurre tutte le forze del dibattito politico a considerare più attentamente, in un mondo con risorse limitate, i guadagni e le perdite derivanti da un'azione (o dall'inazione). Quindi, la valutazione

esistono anche altre metodologie iscrivibili fra quelle proprie dell'economia ambientale, quali per esempio il metodo dei comportamenti mitigativi e quello della complementarità. Il primo inferisce il valore monetario di un problema ambientale osservando i costi che gli individui sopportano per arginare il problema stesso (p.e. i doppi vetri per ridurre il rumore). L'approccio della complementarità inferisce il valore attribuito a un bene ambientale osservando il cambiamento nella domanda di un bene di mercato consumato congiuntamente (p.e. qualità dell'acqua in un lago o in un fiume e domanda di attrezzature per la pesca).

economica ambientale è uno strumento decisivo, quantunque non la sola determinante della scelta. Secondo il punto di vista della scienza economica i suoi più importanti punti di forza sono infatti i seguenti:

- *trasparenza*: i risultati cui perviene sono giustificati da assunzioni teoriche esplicite e da metodologie e procedure consolidate;
- *oggettività*: i valori che determina sono, per quanto possibile, oggettivi; la loro unità di misura (la moneta) ne è ulteriore garanzia;
- *comparabilità*: la metrica monetaria permette di comparare interventi che condizionano diversamente aspetti differenti del benessere della società.

1.2 Il significato del valore economico dei beni ambientali

I beni ambientali – l'aria, l'acqua, la fauna, un panorama – sono, secondo la prospettiva economica, beni valutabili in quanto offrono un flusso di servizi agli individui. Le attività dello stato e delle altre istituzioni, quelle dei singoli cittadini e delle aziende, comportano dei cambiamenti nei flussi di tali servizi che provocano costi e benefici. Il processo di misurazione dei cambiamenti nel valore economico dei servizi forniti dalle risorse naturali è, come detto, inquadrabile secondo logica economica in un approccio di tipo costi/benefici⁸.

Secondo tale impostazione si deve adottare un punto di vista ampio, che consenta di leggere nelle risorse naturali l'effettivo flusso di servizi forniti alla società e al sistema economico: innanzitutto come fonte di *input* (combustibili fossili, legname, minerali, etc.), secondariamente come elemento indispensabile per la vita umana (aria respirabile,

⁸ Infatti, negli ultimi decenni, la natura dei problemi trattati e l'affinamento delle tecniche di misurazione ha permesso di estendere il campo di indagine sia relativamente agli effetti favorevoli (benefici) che a quelli sfavorevoli (costi): ciò che un tempo era considerato non quantificabile, e forse anche relativamente non importante, come la maggior disponibilità di spazi ricreazionali o il miglioramento della visibilità, è ora riconosciuto come fonte di valore significativo e suscettibile di misura economica.

situazione climatica che consente la vita, etc.), poi come fornitore di una serie di opportunità ricreative e paesaggistiche, e infine come sistema in grado di ricevere e disperdere i residui dell'attività dell'uomo. Il valore economico dell'ambiente può essere, pertanto, definito come la sommatoria dei valori netti scontati dei flussi derivanti da tutti i servizi che esso offre: i benefici di un intervento che incrementa il flusso di un qualsiasi servizio ambientale consistono nell'aumento del valore scontato del servizio stesso. Analogamente i danni dell'inquinamento coincidono con la riduzione nel flusso di servizi provocata.

Il concetto di valore utilizzato trova fondamento nell'economia del benessere: il benessere/utilità dell'individuo non dipende solo dai beni – pubblici e privati – consumati, ma anche dalla quantità e qualità dei flussi di beni e servizi non di mercato forniti dal sistema ambientale (per esempio salute, opportunità ricreative all'aperto, servizi paesaggistici, etc). Ne consegue che il riferimento per la derivazione di misure del valore economico del cambiamento nel sistema ambientale è l'effetto sul benessere umano⁹.

Se la società desidera sfruttare nel modo più efficiente la dotazione di risorse naturali, si devono confrontare i valori dei flussi di beni e servizi derivanti dall'uso delle risorse stesse

⁹ Il *focus* antropocentrico di tale tipo di valutazioni non implica, tuttavia, il disinteresse verso la sopravvivenza e il benessere delle altre specie: gli individui infatti sono interessati alle altre specie non solo per l'utilità che ne possono trarre, ma anche per motivi etici o altruistici (che rimandano al concetto di valore di non uso o di esistenza). L'antropocentrismo, come si vede al paragrafo successivo, è comunque uno fra i temi controversi dell'approccio in questione.

(cioè i benefici¹⁰) goduti da ciascuno dei suoi membri, con i valori cui essi rinunciano distogliendo i beni e servizi ambientali da altri impieghi (cioè, i costi). In questo senso, poiché i benefici e i costi sono valutati in termini di effetti sul benessere individuale, i concetti di “valore economico” e di “variazione di benessere” coincidono.

La teoria economica assume che gli individui abbiano preferenze definite fra panieri alternativi di beni e servizi – di mercato e non di mercato – e che le preferenze godano della proprietà della sostituibilità¹¹ fra tali beni e servizi. La scelta di rinunciare a un dato ammontare di un bene a favore di una maggior quantità di un altro, fornisce preziose informazioni circa il valore che gli individui attribuiscono alla coppia di beni in questione. Infatti, il valore monetario di uno dei beni del paniere illustra un caso particolare di *trade-off*, in quanto la quantità di moneta cui si rinuncia per acquistare quel dato bene è una *proxy* del valore dell'altro bene del paniere, il cui consumo deve essere diminuito per permettere la transazione in questione. Le misure di valore basate sulla sostituibilità possono essere espresse sia in termini di disponibilità a pagare (*willingness to pay* - *WTP*), che di disponibilità ad accettare (*willingness to accept* - *WTA*). La *WTP/WTA* è definita in termini di ogni altro bene che l'individuo è disposto a sostituire in cambio del bene da valutare. La *WTP*

¹⁰ I termini “benefici”, “danni”, “costi ambientali” sono spesso usati in modo intercambiabile, generando non poca confusione. In realtà, la distinzione nasce dalla scelta del riferimento utilizzato per misurare i cambiamenti ambientali. I benefici di un cambiamento ambientale sono misurati attraverso la comparazione dell'esistente dato livello di servizi ambientali, con alcune specifiche ipotesi alternative, nelle quali i servizi stessi sono aumentati. I benefici sono pertanto i guadagni associati a un miglioramento ambientale. I termini “danni” e “costi ambientali” sono spesso intesi come speculari ai benefici, cioè illustrano i servizi ambientali persi muovendo da un ipotetica situazione “pulita” all'esistente livello di inquinamento.

¹¹ Vale a dire che, se la quantità di un elemento componente un paniere è diminuita, è possibile incrementare la quantità di qualche altro elemento, in modo da lasciare l'individuo indifferente rispetto al cambiamento. Tale proprietà rappresenta la base del concetto di valore in economia, in quanto permette di utilizzare *trade-off* fra coppie di beni rilevanti per gli individui.

è la massima somma di denaro che l'individuo è disposto a pagare piuttosto che rinunciare all'incremento nella quantità di un determinato bene, la qualità ambientale, per esempio. Tale somma rende l'individuo indifferente fra il pagamento per il miglioramento, e la rinuncia al miglioramento a fronte del mantenimento della disponibilità di spesa per altri beni. La *WTA* è la somma minima che l'individuo richiede per rinunciare volontariamente a un miglioramento che altrimenti interverrebbe. È, cioè, la somma che rende l'individuo indifferente fra il miglioramento e la rinuncia al miglioramento, compensata in termini monetari. Quindi, la *WTP* assume come riferimento (di benessere/utilità) l'assenza del miglioramento, mentre la *WTA* assume come riferimento la presenza del miglioramento.

Alcuni osservatori sono molto critici rispetto allo sforzo di estendere il processo di misurazione economica a elementi quali la salute e la sicurezza umana, gli attributi ambientali, le valenze paesaggistiche, e a sintetizzarne il valore in una misura monetaria. In sostanza, viene messo in discussione l'approccio economico all'ambiente, che ne presume la quantificazione delle valenze e ne dissolve la specificità nel metro omogeneo della moneta. Invero, un certo scetticismo circa la brama di misurazione degli economisti è senza dubbio salutare. Tuttavia, a nostro parere, tale atteggiamento non deve essere estremizzato: l'affermazione che la salute umana o le specie in pericolo non possono essere tradotte in valori monetari non sempre risponde a verità. Il mondo reale, spesso, produce delle situazioni in cui, per esempio, il *trade-off* fra gli *intangibles* e qualche altro elemento cui è attribuibile un valore economico non può essere ignorato. Gli interrogativi più pertinenti riguardano l'approccio da seguire nella individuazione e determinazione di tali *trade-off*, nonché la quantità e qualità delle informazioni di supporto alla scelta.

A titolo esplicativo, può essere considerato un caso estremamente semplificato di inquinamento atmosferico¹². Si assuma che al presente livello di emissioni l'inquinamento atmosferico causi una mortalità in eccesso per la popolazione a rischio di 1000 unità per anno, e che una riduzione delle emissioni del 50%, che richiederebbe una spesa di

¹² Il presente caso è espso in Freeman (1993, pp. 10-11).

500.000\$, riduca la mortalità in eccesso a 500 unità per anno. Alternativamente, un azzeramento delle emissioni (controllo al 100%) ridurrebbe la mortalità in eccesso a zero, ma costerebbe 1,5 milioni \$. Qui, il problema chiaramente sta nei *trade-off* fra le vite salvate e il valore delle risorse utilizzate nel processo di controllo delle emissioni. Se il valore monetario delle vite salvate fosse conosciuto, la riduzione della mortalità in eccesso potrebbe essere convertita in una misura monetaria dei benefici e l'appropriata *ratio* benefici/costi potrebbe essere applicata per determinare il livello ottimale di controllo delle emissioni. Ma, in assenza di un riferimento condiviso, non può essere applicata alcuna regola decisionale. Tuttavia, la scelta effettuata presume, e quindi rivela, un valore per le vite salvate: nel precedente esempio, se il decisore sceglie un controllo dell'inquinamento pari al 50%, "compra" 500 vite a un costo di 500.000\$. Inoltre, la scelta rivela che il valore del salvataggio di una vita è minore di 2000\$, in quanto il decisore ha rifiutato l'opportunità di "acquistare" le restanti 500 vite salvabili mediante la spesa addizionale di 1 milione \$ in controllo delle emissioni. Se fosse stato scelto il livello di controllo assoluto (100%), si sarebbe dichiarato un valore di almeno 2000\$ per ogni vita salvata¹³.

In questo caso, è la scelta a determinare il valore, piuttosto che il valore a determinare la scelta. In una società democratica, quanto più i decisori pubblici sono sensibili ai problemi di scelta, tanto più necessitano di informazioni per migliorare il processo decisionale: le stime monetarie, sicuramente, ampliano la base di informazioni disponibili. La loro forza consiste nel fatto che si basano su metodologie comprensibili e regole condivise per ridurre complesse serie di effetti e di fenomeni in una grandezza unidimensionale, la moneta.

¹³ Nell'esempio in questione, sono riportati tre insiemi di dati di riferimento, per cui il valore implicito può essere determinato esclusivamente all'interno di intervalli piuttosto ampi. Se i costi di controllo e la mortalità (intesa come funzione del livello di controllo) possono essere rappresentati mediante una funzione continua, la scelta di un dato livello di controllo implica l'individuazione di un preciso valore della vita salvata. Se poi si assume che il livello di controllo sia stabilito in modo da eguagliare benefici e costi marginali, e se i costi marginali sono noti, si può determinare il valore dei benefici marginali.

Quindi, è prerogativa dell'approccio costi/benefici, piuttosto che limite, la capacità di organizzare e ridurre le informazioni in una grandezza misurabile e, per quanto possibile, univoca quale è la moneta.

1.3 Una necessaria specificazione

Si ritiene opportuno specificare quella che è, a nostro avviso, l'essenza del processo di valutazione economica dei beni ambientali. Abbiamo sostenuto che il loro valore economico è misurato dalla somma delle *WTP* che gli individui interessati dal cambiamento nei servizi forniti dal bene stesso manifestano. La *WTP* a sua volta riflette le preferenze individuali verso tali variazioni di servizi. Quindi la valutazione economica dei beni ambientali misura le preferenze degli individui verso (o contro) i flussi di servizi forniti da essi. E' pertanto un processo relativo esclusivamente alle preferenze degli individui, che sono espresse in termini monetari perché rivelate attraverso il mezzo della moneta – cioè domandando quanto gli individui sono disposti a pagare, o osservandolo su mercati surrogati.

Ciò che è valutato non è il bene ambientale in se stesso, ma sono le preferenze degli individui per i cambiamenti nella qualità e/o nella quantità del bene stesso, che provocano variazioni nel flusso dei servizi ambientali ricevuti¹⁴. Tralasciando per il momento le implicazioni di carattere etico¹⁵, il problema sta nella coincidenza piena tra *WTP* e valore dello stato dell'ambiente. Molti osservatori infatti sono propensi a ritenere che i beni

¹⁴ Sembra sufficientemente condivisibile che gli individui abbiano delle preferenze per i cambiamenti nello stato dell'ambiente, e che siano disposti a pagare per prevenirli o per favorirli.

¹⁵ Che rimangono comunque centrali rispetto alle problematiche ambientali, come si desume dal paragrafo successivo. Occorre aggiungere che il rifiuto di attribuire un prezzo a beni che si ritiene siano al di fuori dell'arena monetaria, per la loro pregnanza morale, sociale o semplicemente distributiva, sembra ignorare il senso della valutazione economica come da noi inteso.

ambientali abbiano un valore “assoluto”¹⁶, non dipendente dal fatto che alcuni individui abbiano delle preferenze verso essi. Il valore economico, espresso in termini di *WTP*, sarebbe quindi scarsamente significativo. Tuttavia è nostra convinzione che i due punti di vista non siano necessariamente conflittuali. Non c’è ragione per respingere tale concetto di valore “assoluto” a causa dell’adozione del processo di misurazione delle preferenze. Semplicemente, i due approcci lavorano su piani diversi: il secondo fornisce il valore (economico) delle preferenze degli individui per (o contro) un cambiamento ambientale; il primo si concentra sull’esistenza stessa dei beni ambientali, in termini di dotazione e di qualità. In definitiva, la valutazione economica individua la curva di domanda per i servizi forniti dalle risorse naturali. L’utilizzo del metro monetario è dettato da considerazioni di opportunità: la moneta è infatti una delle poche modalità attraverso cui è possibile leggere le preferenze degli individui.

Accettata questa impostazione secondo cui esistono entrambe le dimensioni di valore, il nodo diventa la determinazione di quale debba informare e orientare la scelta pubblica. La risposta, secondo noi, è che sia l’una che l’altra sono rilevanti, in quanto ambedue plausibili. La scelta pubblica basata esclusivamente sul valore economico non può rispondere alle molteplici esigenze del decisore pubblico. Tuttavia, il valore economico ha un punto di forza: può, in linea di principio, essere misurato. Il valore “assoluto” no. Se il decisore pubblico non avverte l’esigenza di una qualche quantificazione dei guadagni e delle perdite che la propria scelta comporta, la mancata quantificazione non è rilevante. In caso contrario risulta problematico operare delle scelte fra interventi alternativi con impatti ambientali differenti. Il problema pratico del valore economico è di ottenerne stime credibili in situazioni dove i mercati non esistono o sono altamente imperfetti. Se a tale fine si derivano delle stime basate sulla espressione da parte degli individui che incorporino tutte le possibili accezioni di

¹⁶ In questa accezione tale concetto di valore ha una portata più ampia rispetto a quella del valore di esistenza, una delle componenti del valore economico totale di un bene ambientale. Infatti, vorrebbe coincidere con il “vero” valore del bene ambientale.

valore del bene ambientale, è possibile che la misura basata sulle preferenze individuali (il valore economico) catturi, almeno in parte, il vero valore del bene ambientale, cioè il valore “assoluto”.

2 Alcune questioni irrisolte

Permangono tuttavia alcune questioni controverse circa la valutazione economica dei beni ambientali. La natura di tali perplessità travalica i limiti dell'economia e interessa complesse questioni etiche e politiche. Dopo avere brevemente evidenziato al paragrafo precedente i punti di forza della valutazione economica dei beni ambientali, ne approfondiamo di seguito i principali limiti, dando conto contemporaneamente degli argomenti ad essa favorevoli.

2.1 Antropocentrismo

L'antropocentrismo pone gli esseri umani al centro del mondo, circostanza, questa, sicuramente incontrovertibile e inevitabile. Però, in campo ambientale, ciò può comportare talune conseguenze negative. Secondo alcuni punti di vista, la visione antropocentrica attribuisce alle altre specie solo valenza strumentale, ma non intrinseca, trascurandone la dignità e sottovalutandone l'importanza. L'individuazione di valori non-umani da parte di un essere umano è arbitraria. Pertanto la attribuzione di un valore ai beni ambientali, anche riconoscendone la componente intrinseca, incorpora esclusivamente il punto di vista (antropocentrico) del giudicante. L'ambiente naturale, che è altro dall'uomo, vive di vita propria non basata su quella degli esseri umani, né quindi da questi valutabile secondo il loro punto di vista. Questa conclusione, tuttavia, sembra panglossiana¹⁷: è evidente l'esistenza di un forte nesso di causalità fra chi giudica e l'oggetto del giudizio, e affermare che

¹⁷ Pangloss, nel *Candido* di Voltaire, ragiona così: tutti gli eventi hanno cause che inevitabilmente producono certi effetti, dunque tutto ha una ragione sufficiente in se stesso; essa può essere spiegata leggendo il dipanarsi dei rapporti di causalità intrinseci.

l'ambiente dipende solo da se stesso pare, nel caso in questione, sterile in quanto non contribuisce in alcun modo alla risoluzione del problema.

2.2 Equità (e efficienza)

L'analisi costi-benefici "ortodossa" assume come data la distribuzione esistente di reddito e non considera gli aspetti di equità implicati dall'intervento oggetto di valutazione: i problemi relativi all'equità vengono, infatti, spesso demandati a successivi interventi pubblici espressamente progettati. Scopo prioritario è quello di classificare gli interventi in termini di efficienza economica: a livello aggregato, ciò implica che tali interventi siano valutati per l'incremento che comportano sulla ricchezza nazionale. In altre parole, la massimizzazione dell'efficienza passa attraverso la massimizzazione della differenza fra i benefici e i costi. Addirittura, a parte poche eccezioni, le analisi costi-benefici vengono tradizionalmente condotte semplicemente sommando i costi e i benefici senza considerarne i destinatari. La giustificazione teorica più solida di tale prassi va individuata nel terzo postulato dell'economia del benessere applicata di Harberger (1971):

«...c) when evaluating the net benefits or costs of a given action (project, program, or policy), the costs and benefits accruing to each member of the relevant group (e.g., a nation) should normally be added without regard to the individual(s) to whom they accrue.»¹⁸.

Questa ricerca dell'efficienza economica implica il rispetto di una serie di condizioni che, se perseguite congiuntamente, conducono all'efficienza paretiana¹⁹. Quest'ultima consente di svincolare il momento decisionale dalla soggettività introdotta dai giudizi di valore: la

¹⁸ In tale senso, l'interpretazione di Boadway (1974): *«...cost-benefit analysis have proceeded by simply adding up total money costs and benefits regardless of who receives them. Indeed Harberger (1971) has argued that this be considered one of the "three basic postulates" of applied welfare economics.»*

¹⁹ Per un'esauriente analisi delle condizioni di efficienza paretiana si veda Just et al., (1982).

desiderabilità sociale di un miglioramento paretiano assume quindi valenza oggettiva. D'altra parte, il problema principale sta nell'esistenza stessa del miglioramento paretiano: è difficile pensare a un qualsiasi progetto significativo, soprattutto in campo ambientale, che non presenti perdite per alcuno.

A fronte di tale difficoltà, la desiderabilità di interventi pubblici alternativi dovrebbe tenere conto anche della distribuzione, fra la popolazione interessata, degli effetti generati; cioè, la desiderabilità economico-sociale andrebbe verificata anche sulla base degli impatti distributivi che la scelta pubblica comporta. In tal senso si veda quanto dispone l'*Executive Order Usa 12866 "Regulatory Planning and Review"* del 1993 riguardante la preparazione di *Economic Analysis* per un intervento regolamentativo significativo, alla sezione 1, punto 5:

«When an agency determines that a regulation is the best available method of achieving the regulatory objective, it shall design its regulations in the most cost-effective manner to achieve the regulatory objective. In doing so, each agency shall consider distributive impacts and equity.»

Ancora più chiaro a questo proposito è il documento interpretativo "*Economic Analysis of Federal Regulations Under Executive Order 12866*"²⁰ redatto congiuntamente dall'*Office of Information and Regulatory Affairs* e dall'*Office of Management and Budget* dell'amministrazione Usa nel 1996. Esso afferma che gli impatti redistributivi riguardano gli effetti netti di un'alternativa regolamentativa sulla popolazione e sul sistema economico, raggruppati secondo differenti modalità (p.e. per gruppi di reddito, per razza, per sesso, per settore industriale) e che ne deve essere quantificato anche l'impatto intergenerazionale. Il documento suggerisce, inoltre, che non esistono principi generalmente accettati per stabilire la maggior equità di una distribuzione di reddito rispetto ad un'altra. L'analisi costi-benefici dovrebbe pertanto esplicitare e giustificare il particolare modello redistributivo sulla base del quale intende valutare l'equità dell'intervento pubblico.

²⁰ Internet: <http://www.whitehouse.gov/omb/inforeg/riaguide.html>

Di assoluto rilievo per le scelte in campo ambientale, i cui impatti positivi o negativi si ripercuotono anche sulle generazioni future, è poi la questione dell'equità intragenerazionale. A questo proposito Chichilinsky (1997) sostiene che nessun gruppo di individui, né nel presente né nel futuro, deve determinare la decisione relativa all'allocazione delle risorse. Se si usasse un tasso di sconto sociale diverso da zero, il presente sarebbe dittatoriale. Ogni valore di tale tasso amplifica il benessere di un numero finito di generazioni, mentre quello di chi viene dopo non è considerato dalla attuale decisione. Ciò significa che ogni tasso di sconto positivo non è giustificabile rispetto al concetto di equità fra le generazioni. Chichilinsky suggerisce di scegliere un tasso di sconto con andamento iperbolico, che parta da un livello vicino all'interesse corrente per tendere nel tempo asintoticamente a zero. Questa impostazione implica che i costi e i benefici nel futuro non si azzerino, in modo da tener conto quindi delle variazioni di benessere di tutte le generazioni coinvolte. Il dibattito, su questo tema molto vivace, ha trovato un'ulteriore riflessione nell'approccio *gamma discounting* di Weitzman (2001), secondo il quale l'appropriato saggio di sconto sociale dovrebbe essere determinato incorporando direttamente nell'analisi la distribuzione di probabilità del saggio stesso.

2.3 Misurazione

Per molti critici la protezione dell'ambiente è desiderabile per ragioni – sociali, etiche, spirituali, psicologiche – che non devono (e non possono) essere quantificate. Semplicemente, esistono alcuni beni – fra i quali quelli ambientali – per i quali non ha senso l'attribuzione di un prezzo. Ciò, in effetti, può essere vero. Ma non significa che gli individui non possano definire l'importanza degli aspetti ambientali per loro stessi. Come evidenziato precedentemente (vedi 1.2), i valori economici sono desunti dalle scelte effettuate dagli individui: il valore economico della vista di un panorama mozzafiato non sta nella mente dell'osservatore già espresso in euro, ma può esser inferito da ciò cui uno rinuncia per fruire di quel panorama. Ai fini della misurazione economica, cioè, l'importanza dei beni e servizi (tangibili o intangibili) è rivelato da ciò a cui un individuo rinuncia per ottenerli: se l'oggetto

della rinuncia è la moneta, i beni e servizi possono essere espressi in termini monetari; altrimenti nella loro unità di misura naturale.

Al processo di misurazione ambientale viene poi imputata una scarsa precisione: e, frequentemente invero, esercizi di valutazione affini pervengono a risultati tra loro molto diversi. Tuttavia non condurre alcuna valutazione economica non aumenta certo la precisione, né migliora la completezza del processo decisionale. Anzi, il *decision-maker* viene obbligato a una scelta del tutto soggettiva. Viceversa, se la valutazione economica viene applicata a problemi limitati e definiti, se tutte le assunzioni che la caratterizzano vengono esplicitate, il *framework* di analisi che essa fornisce consente di arrivare a risultati, magari imprecisi e incompleti, ma più oggettivi e quindi maggiormente condivisibili.

2.4 Preferenze (vizi e virtù)

La valutazione economica ambientale è uno strumento a supporto della scelta pubblica in grado di veicolare informazioni normative circa la desiderabilità sociale di un intervento pubblico. L'aspetto normativo si basa sull'assunzione che la soddisfazione delle preferenze individuali aumenta il benessere individuale e dunque anche quello sociale. L'assunto della soddisfazione delle preferenze è quindi cruciale se non si vuole minare la validità dell'intero processo di valutazione economica. Nell'ambito della sua critica all'economia ambientale il filosofo Mark Sagoff, avanza consistenti dubbi circa tale assunto (Sagoff, 1993):

«My argument against using the theory of welfare economics as a basis for allocating resources is that, even if preferences did exist a foundation for "rational" choice, economists offer no plausible reason why environmental policy should seek to satisfy them. Economists use the term "social welfare" as a proxy for the "satisfaction of preferences" and then trivially and speciously argue that the "satisfaction of preferences" produces social welfare. However, empirical evidence confirms what common wisdom suggests: not the satisfaction but the content and quality of desires correlates with what people mean by welfare or well-being.»

Di più, date le valenze etiche e intergenerazionali dei beni ambientali, non si può contare esclusivamente sui singoli individui per determinarne il valore; deve subentrare qualche soggetto istituzionale che ne definisca l'importanza e che prenda decisioni in merito sulla base di processi democratici ben funzionanti e rispettosi delle libertà individuali presenti e future. Ancora, alcuni osservatori sostengono che la scelta di un bene ambientale non sempre soddisfa le preferenze che la hanno dettata, da cui discende che affinché il valore economico di un bene sia significativo non si può omettere una qualche misurazione diretta del benessere che l'individuo ritrae dalla fruizione del bene stesso.

Sicuramente le scelte in campo ambientale sono problematiche, però fino a che le risorse degli individui e dei governi sono limitate, esse sono inevitabili. L'analisi economica basata sulla lettura delle preferenze fornisce informazioni su quanto gli individui valutino tali scelte, ampliando quindi la base informativa a favore di tutti gli individui interessati. Quindi, pur consapevoli dei limiti derivanti dall'osservazione delle preferenze individuali in campo ambientale, riteniamo che esse rimangono una finestra comportamentale fondamentale per leggere efficacemente i valori che la popolazione interessata esprime.

3 L'Unione Europea e l'ambiente

Fino ai primi anni novanta la politica ambientale dell'Unione Europea non faceva riferimento alla valutazione economica per orientare la propria rotta, nonostante la Comunità, a partire dagli anni settanta, avesse introdotto atti legislativi in materia ambientale e avesse varato, sino dal 1973, quattro Programmi di Azione Ambientale²¹.

Nel 1992 viene firmato a Maastricht il Trattato sull'Unione Europea che – all'articolo 130R(3) – stabilisce che si considerino espressamente i benefici e i costi potenziali delle politiche dell'Unione Europea in campo ambientale. Secondo i suoi disposti, la Commissione

²¹ Cui sono seguiti il quinto Programma d'azione ambientale (1993-2000) e il sesto (2001-2010), come specificato oltre.

dovrebbe utilizzare gli strumenti dell'analisi economica sia nella formulazione delle *policies* (punto di vista *ex ante*), che nella loro valutazione (punto di vista *ex post*). Esso, inoltre, introduce nell'ordinamento comunitario l'obiettivo della «crescita sostenibile e non inflazionistica», e i principi di protezione ambientale, precauzione nell'uso delle risorse, integrazione dell'ambiente nelle politiche comunitarie, responsabilità dell'inquinatore («chi inquina paga» – *polluter pays principle*) estesa all'attività di prevenzione e correzione alla fonte dei danni ambientali. Il Trattato sancisce altresì il principio di sussidiarietà, in virtù del quale le decisioni devono essere assunte al livello più vicino possibile ai cittadini.

Sempre del 1992 è il Quinto Programma politico e di azione ambientale dell'Unione Europea (Verso uno sviluppo sostenibile: COM(92)23). Il documento fa esplicitamente riferimento alla valutazione economica delle risorse naturali come necessaria base informativa della scelta pubblica:

«I meccanismi di valutazione e attribuzione del prezzo rivestono un ruolo fondamentale nel perseguimento dello sviluppo sostenibile. La valutazione economica aiuta gli agenti economici a considerare gli impatti ambientali»,

e richiede l'utilizzo di adeguati strumenti di analisi:

«...lo sviluppo di significative metodologie di analisi costi benefici e linee guida a supporto delle politiche e delle azioni rilevanti per l'ambiente e per le risorse naturali» (Commissione Europea, 1992).

Tale programma richiama i principi del Trattato di Maastricht, ma anche altre questioni assai rilevanti per l'integrazione dell'ambiente nelle politiche comunitarie e per lo sviluppo di una politica ambientale europea, come la responsabilità ambientale comune e condivisa, la partecipazione attiva degli attori locali ai processi decisionali (secondo un approccio «dal basso» – *bottom-up*), l'integrazione degli strumenti normativi con quelli di mercato, il ricorso a soluzioni innovative per modificare i comportamenti individuali e i modelli di produzione e di consumo. Nel 1997, inoltre, viene firmato il Trattato di Amsterdam, che assegna esplicitamente all'ambiente e allo sviluppo sostenibile un ruolo centrale nella costruzione europea.

Una segnalazione merita anche lo Schema di sviluppo dello spazio europeo, che illustra le dinamiche che interessano il territorio e l'ambiente europeo, nonché le relative opzioni politiche e di intervento formulate dall'Unione²². Da segnalare anche l'esplicito riconoscimento, da parte della Commissione, della necessità di «uno sforzo politico per affrontare i problemi [economici, sociali e ambientali] in modo più sistematico e integrato, attraverso un migliore coordinamento fra interventi, strumenti e attori (pubblici e privati) a livello nazionale, regionale e locale» (Verso una Agenda urbana nell'Unione Europea: COM(97)197)²³.

Un importante passo avanti per l'integrazione dell'ambiente nelle politiche comunitarie si ha con Agenda 2000 e con gli accordi politici del vertice di Berlino (marzo 1999). La

²² Il documento, presentato in forma di bozza a Nordwijk in occasione della riunione dei Ministri europei per le Politiche regionali e l'assetto del territorio, finalizza un percorso di analisi e di elaborazione avviatosi nel 1989. Le opzioni politiche e di intervento individuate sono basate su tre obiettivi: sviluppo (per assicurare maggiore competitività alle regioni, alle città e ai territori europei), equilibrio (per garantire la coesione economica e sociale) e, appunto, protezione (per garantire la sostenibilità ambientale e sociale dello sviluppo). Questi obiettivi devono essere tra di loro ponderati in funzione delle specifiche esigenze locali.

²³ Il processo in favore dell'azione ambientale a scala urbana e locale prosegue nell'ottobre 1998, quando la Commissione presenta una comunicazione (Quadro d'azione per uno sviluppo urbano sostenibile nell'Unione Europea: COM(98)605), che viene discussa durante il Forum urbano di Vienna (novembre 1998) e in seguito affiancata da una nuova comunicazione (Quadro comunitario di cooperazione per lo sviluppo sostenibile dell'ambiente urbano: COM(99)557). I due documenti, nel definire obiettivi e azioni per la sostenibilità urbana, assegnano particolare risalto all'azione locale, al rafforzamento delle capacità decentrate di governo e alla partecipazione degli attori sociali. Del 1998 è anche il Quinto Programma quadro delle azioni comunitarie in materia di ricerca, sviluppo tecnologico e dimostrazione (1998-2002) (Decisione 198/1999 del 22.12.1998), in larga misura orientato all'individuazione e alla diffusione di soluzioni altamente innovative per lo sviluppo sostenibile.

selezione degli obiettivi, delle aree geografiche, dei settori di intervento e degli strumenti attuativi dimostra infatti come la determinazione della sostenibilità dello sviluppo abbia ormai acquisito una rilevante valenza operativa anche nel breve e medio periodo. E, più in particolare, viene previsto il ricorso alla valutazione ambientale strategica (VAS) dei documenti di programmazione, anche a livello regionale. La stessa VAS di piani e programmi entra infine nell'ordinamento comunitario con la direttiva 2001/42, e la portata di tale innovazione è da leggersi in relazione sia all'estensione del campo di applicazione della procedure di valutazione di impatto ambientale di opere e di progetti (direttiva 97/11), sia alla introduzione dell'autorizzazione ambientale integrata (direttiva 96/61).

Ugualmente rilevanti sono il Libro bianco sulla responsabilità per danni all'ambiente (COM(2000)66), che fornisce una traduzione operativa del principio "chi inquina, paga" e la comunicazione (COM(2000)1) sul principio precauzionale, tesa a garantire un elevato livello di protezione ambientale e della salute umana, animale o vegetale nei casi in cui i dati scientifici disponibili non consentano una valutazione completa del rischio.

Sempre in materia di integrazione tra valutazioni economiche e ambientali nell'attività di programmazione e nella definizione di politiche generali e settoriali, si ricordano anche: la comunicazione (COM(97)9) sul ricorso a strumenti fiscali da parte degli Stati membri per aumentare l'efficacia della politica ambientale; la diverse comunicazioni sulla strategia d'integrazione dell'ambiente nelle politiche europee e nel mercato unico (tra le altre: COM(98)333 e COM(99)263); il Libro verde sulla politica integrata relativa ai prodotti (COM(2001)68); la proposta di direttiva COM(2001)139 sull'applicazione della legislazione comunitaria penale sui reati ambientali.

Del gennaio 2001 è la proposta di decisione relativa al Sesto Programma comunitario di azione ambientale 2001-2010 (Ambiente 2010: il nostro futuro, la nostra scelta: COM(2001)31). Esso sottolinea ancora una volta la necessità di basarsi sulle più recenti conoscenze scientifiche ed economiche per l'elaborazione, l'attuazione e la valutazione della politica ambientale:

«La Commissione intende mettere in atto un processo di valutazione sistematico per migliorare le strategie future e la loro attuazione e per poter valutare i possibili sviluppi futuri.E' necessario svolgere ricerche e definire indicatori chiari e omogenei in grado di quantificare i progressi realizzati nel conseguire i traguardi definiti, compresi indicatori del valore monetario corrispondente all'impatto del degrado ambientale.» (Commissione Europea, 2001)

Ulteriori conferme di tale orientamento si desumono dalla strategia delineata per le quattro linee di azione prioritarie del Sesto Programma di azione (cambiamento climatico, natura e biodiversità, ambiente e salute, uso sostenibile delle risorse naturali e gestione dei rifiuti): all'interno di ciascuna di esse è infatti sottolineata, pur con rilevanza differente, il ruolo cruciale della valutazione economica dei beni ambientali.

Del maggio 2001, infine, è la proposta di strategia europea per lo sviluppo sostenibile (Un'Europa sostenibile per un mondo migliore: COM(2001)264), che sottolinea che anche ai fini del raggiungimento di tale obiettivo è necessaria la valutazione economica sistematica e trasparente dei costi e degli effetti delle implicazioni ambientali delle *policies*.

4 La valutazione economica dei beni ambientali in Europa

La valutazione economica dei beni ambientali fino agli anni settanta era una pratica tipicamente statunitense; negli anni successivi e fino ai giorni nostri, essa ha assunto una crescente rilevanza anche nei paesi dell'Asia, dell'America Latina e dell'Africa²⁴. Può essere assunto a testimonianza di tale diffusione il numero di guide per la valutazione delle risorse naturali redatte dalle principali ONG internazionali (*OECD, UNEP, UNDP, World Bank, Asian*

²⁴ Nei paesi in via di sviluppo l'impulso è stato dato dalle pratiche introdotte dalle cosiddette *development banks* che la hanno utilizzata a supporto delle decisioni relative ai progetti da finanziare.

Development Bank, WHO), relative soprattutto ai paesi in via di sviluppo, e alla ampia manualistica prodotta per gli Stati Uniti²⁵.

In Europa, viceversa, lo sviluppo di tali pratiche è stato più tardivo e meno vivace. Obiettivo di questo paragrafo è, relativamente all'Unione Europea, la verifica della diffusione istituzionale delle pratiche di valutazione economica dei beni ambientali. Per completezza, si offre in chiusura anche una panoramica del dibattito scientifico.

4.1 Ambiti di diffusione istituzionale

Per organizzare una lettura sistematica della diffusione delle pratiche valutative a livello istituzionale è utile distinguere fra differenti tipi di utilizzo. L'analisi economica dell'ambiente naturale ha infatti quattro principali possibilità di impiego, all'interno di processi di valutazione degli effetti ambientali di:

- opere pubbliche;
- politiche;
- danni alle risorse naturali;
- sistemi di contabilità ambientale.

Opere pubbliche

La valutazione dei beni non di mercato, quali sono quelli ambientali, nasce come parte del processo di valutazione delle opere pubbliche intorno agli anni cinquanta negli Stati Uniti,

²⁵ Si fa riferimento principalmente al manuale per la valutazione dei progetti relativi alle risorse idriche (*Water Resources Council's Principle and Standards*), a quello per l'uso ricreativo delle zone forestali (*U.S. Forest Service's Resource Planning Assessment*), alle regolamentazioni proposte nell'*Oil Pollution Act* e nel *Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Act (CERCLA)*, relative alla valutazione dei danni arrecati alle risorse naturali (*Natural Resource Damage Assessment - NRDA*) e, più recentemente, alla *Guidelines for preparing economic analyses* dalla *Environmental Protection Agency* e alla *Economic Analysis of Federal Regulations Under Executive Order 12866* dell'*Office of Management and Budget* degli Stati Uniti.

con lo scopo di incorporare in modo sistematico gli *intangibles* nelle analisi economiche. Non è quindi sorprendente che le tecniche di valutazione ambientale siano state prevalentemente utilizzate in questo ambito sia negli Usa che in alcuni paesi culturalmente vicini.

In Europa, come detto, il riconoscimento delle potenzialità, sia teoriche che applicative dell'analisi economica è più recente rispetto a quanto avvenuto negli Usa e lo sviluppo delle metodologie di valutazione dei beni ambientali è proceduto più lentamente. In alcuni paesi l'analisi economica è stata utilizzata come strumento di supporto alla scelta pubblica soprattutto per quanto riguarda la realizzazione di infrastrutture viarie: tuttavia, abitualmente, gli impatti ambientali non sono stati considerati²⁶. Invero, le analisi economiche negli anni sessanta hanno trovato applicazione sistematica, per quanto riguarda i trasporti, nel Regno Unito, mentre negli ultimi anni la stima dei benefici si è diffusa ai settori ambientale, energetico e della salute.

Più di recente (1997), la Direzione Generale della politica regionale dell'Unione Europea ha prodotto una Guida per l'analisi costi-benefici dei progetti maggiori, che delinea le modalità di conduzione di analisi socio-economiche dei costi e dei benefici per i principali progetti finanziati attraverso il ricorso ai fondi strutturali e ai fondi di coesione. Essa tuttavia nulla dice circa la valutazione delle risorse naturali

Politiche

Questo è uno degli ambiti di impiego più importanti e al tempo stesso più problematici della valutazione economica ambientale. Il valore aggiunto di tale pratica sta nell'informazione oggettiva che essa fornisce al decisore pubblico per orientarne la scelta. Una peculiarità di questo ambito di valutazione consiste nel fatto che il suo utilizzo cambia le

²⁶ Con l'eccezione dell'esperienza tedesca che ha visto utilizzare l'approccio dei costi di rimpiazzo per il rumore, l'inquinamento atmosferico e gli impatti del traffico stradale, e di quella norvegese che prevede l'utilizzo della valutazione contingente per la quantificazione degli impatti sull'ambiente e sulla salute dei progetti nel settore dei trasporti.

regole delle attività di produzione e consumo private, facendo quindi dipendere il risultato dal rispetto delle regole stesse.

La quantificazione dei costi e benefici delle politiche ambientali ha avuto scarsa diffusione in Europa: si ricorda il progetto norvegese *Locally Adapted Regulatory Impact Analysis (LARIA)*, partito nel 1986 con lo scopo di fornire una graduatoria di priorità degli interventi regolamentativi nelle aree caratterizzate da rilevanti problemi di inquinamento dell'aria e dell'acqua. A tutti i possibili interventi regolamentativi, ai fini della gerarchizzazione, viene attribuito un indice benefici/costi: i benefici sono calcolati utilizzando un *set* di pesi costruito sulla base di studi relativi all'esperienza propria norvegese e a quella paradigmatica statunitense.

Un certo numero di stime dei danni, a livello nazionale o regionale, *ex-ante* ed *ex-post*, è stato condotto a fronte di nuove regolamentazioni in Germania e Olanda²⁷. Nel Regno Unito esiste uno schema di valutazione mediante analisi economica per i piani di investimento, ma la valutazione monetaria degli impatti ambientali è trascurata. Dal 1990 il governo britannico ha messo a punto un modello di analisi costi-benefici in grado di incorporare anche gli aspetti ambientali attraverso l'utilizzo delle metodologie di valutazione non di mercato, modello che tuttavia non sembra avere avuto grande seguito.

Come approfondito oltre, alcuni importanti passi nella direzione della diffusione delle tecniche di valutazione delle risorse naturali in tema di *policy* sono stati portati avanti dalla Direzione Ambiente dell'Unione Europea, che ha promosso numerosi e significativi studi di valorizzazione degli impatti ambientali con la finalità prioritaria di rendere più consapevole la scelta pubblica. Appare, invece, un'occasione mancata la non inclusione degli aspetti economici nei documenti relativi alla valutazione degli interventi dei fondi strutturali per il

²⁷ Gli studi di valutazione olandesi, perlopiù, non si basano sui metodi di curva di domanda, quanto piuttosto sulle perdite di produttività e su altre metodologie non di matrice economica.

periodo di programmazione 2000-2006²⁸, come già avveniva per il periodo di programmazione precedente (1994-1999).

Danni alle risorse naturali

La quantificazione delle esternalità ambientali ha evidente rilevanza ai fini della valutazione dei danni ai beni ambientali. Il concetto di responsabilità nei processi di valutazione dei danni alle risorse naturali condotti mediante metodologie di valutazione non di mercato, previsto all'interno dell'ordinamento giuridico statunitense, non ha, ad oggi, medesima dignità nella legislazione europea. Tuttavia il principio "chi inquina, paga" introdotto dal Trattato di Maastricht, fa supporre che tale pratica si possa radicare nei paesi europei. Inoltre, molto recentemente (maggio 2001) è stato prodotto per conto della Commissione Europea uno studio per la valutazione e il recupero dei danni alle risorse naturali ai fini della determinazione della responsabilità ambientale, di cui si parla diffusamente più avanti.

Sistemi di contabilità ambientale

E' convinzione comune che il trascurare i servizi resi dai beni ambientali sottostimi la misura aggregata dell'attività economica. Solo recentemente, tuttavia, si è evidenziato un maggior sforzo nell'integrazione del valore dei servizi offerti dalle risorse naturali all'interno della tradizionale contabilità pubblica, anche attraverso il ricorso alla monetizzazione di tali servizi effettuate mediante la valutazione economica.

La Norvegia è stato il primo paese europeo – negli anni settanta – a costruire uno schema di contabilità ambientale che incorporava dati relativi alle fonti di energia, alla pesca, alle foreste, ai minerali. La contabilità ambientale è stata successivamente introdotta in diversi paesi europei: Olanda, Germania, Svezia, Danimarca. L'Unione Europea attraverso il suo

²⁸ Nei vari documenti di lavoro della Direzione Politica Regionale e Coesione si fa esclusivamente riferimento alla valutazione della situazione ambientale in termini di punti di forza e di debolezza, e a una generica valutazione dell'impatto ambientale.

ufficio statistico Eurostat sta sperimentando e affinando uno modello generale di contabilità ambientale sulla base della *National Accounting Matrix including Environmental Accounts (NAMEA)* sviluppata dai Paesi Bassi. Relativamente alla realtà europea la valutazione economica, tuttavia, continua a rivestire un ruolo marginale nell'esplorazione dei dati che concorrono a strutturare i conti ambientali.

4.2 Gli studi della Direzione Ambiente della Commissione Europea

La Direzione Ambiente della Commissione ha dimostrato una crescente sensibilità al tema della valutazione economica dei beni ambientali, come testimoniano i recenti contributi riportati di seguito.

Occorre precisare che la scelta circa i lavori da includere è stata orientata da un duplice ordine di considerazioni. Innanzitutto vengono presentati quegli studi volti all'approfondimento teorico di particolari aspetti rilevanti delle metodologie in questione, poiché essi costituiscono un riferimento istituzionale per le future attività di valutazione. In secondo luogo si sono considerati gli studi con forti implicazioni di *policy* che pervengono alla definizione di un valore monetario delle caratteristiche ambientali.

4.2.1 Gli studi metodologici

Come accennato, i lavori appartenenti a questa categoria possono essere intesi come linee-guida per la valutazione economica dei beni ambientali e hanno la finalità di ampliarne la praticabilità e di diffonderne l'utilizzo. Essi contribuiscono in via prioritaria all'approfondimento delle tecniche di valutazione di matrice economica neo-classica, che cioè pervengono alla determinazione della curva di domanda del bene ambientale oggetto di indagine.

Economic evaluation of environmental policies and legislation (EEPL) – 1998

Tale rapporto analizza le modalità secondo cui l'analisi costi-benefici (CBA) e l'analisi costi-efficacia (CEA) sono state utilizzate nella definizione della legislazione e del *policy-making* in campo ambientale. Esso si articola in due parti: la prima è una indagine generale

relativa ai 15 paesi UE più Australia, Canada, Giappone e Stati Uniti; la seconda approfondisce casi-studio relativi a tre paesi: Canada, Olanda, Regno Unito.

La verifica empirica della diffusione delle pratiche di *CBA* e di *CEA* in campo ambientale rileva come sia pratica diffusa utilizzare esercizi di valutazione parziali. In Europa, infatti, solo il Regno Unito si vale di stime monetarie degli effetti delle attività legislative e di *policy-making* sull'ambiente e sulla salute umana. La maggioranza degli altri paesi si limita invece a determinare i costi per l'industria e per il governo, senza alcun tentativo di quantificazione monetaria degli *intangibles*.

Uno sviluppo di questa analisi è rappresentato dallo studio "*Induced and opportunity cost and benefit patterns in the context of cost-benefit analysis in the field of environment* (1999)", in cui un capitolo è dedicato all'approfondimento delle tecniche di valutazione degli impatti ambientali e di quelli sulla mortalità e morbilità umana.

A study on the economic valuation of environmental externalities from landfill disposal and incineration of waste (SELI) – 2000

Questo lavoro offre un percorso metodologico che delinea le potenzialità dell'utilizzo di un'analisi costi-benefici includente le esternalità ambientali che derivano da due differenti opzioni di trattamento dei rifiuti: discarica e incenerimento. Vengono coperte diverse questioni, fra le quali un approfondimento delle tipologie di esternalità insorgenti a seguito delle alternative di trattamento. Inoltre, viene condotta una *survey* delle principali tecniche di valutazione economica, basata sull'analisi della letteratura esistente.

Analysis of the fundamental concepts of resource management (ARM) – 2000

Questo rapporto, al punto 4.4, fornisce una chiara definizione del valore economico totale delle risorse naturali e una tassonomia dei metodi di valutazione, distinti fra diretti e indiretti. I primi, che indagano direttamente le preferenze degli individui per i beni ambientali, sono riconducibili alle tecniche di valutazione contingente. I secondi, che derivano le preferenze da informazioni di mercato, sono i seguenti: *loss in productivity, defensive expenditure,*

averting cost, replacement cost, relocation cost, dose-response, hedonic analysis, travel cost.

Technical report on methodology: cost-benefit analysis and policy responses (TRM) – 2000

Anche il documento in questione, che fa parte del *report “European environmental priorities: an integrated economic and environmental assessment”*, di cui rappresenta la sezione dedicata alla valutazione economica dei benefici e delle *policy*, è una sorta di *guideline* in materia. Tuttavia, a nostro parere, la sua ampiezza e la sua significatività rispetto ai temi qui trattati²⁹ sono inferiori a quelle di altri documenti affini.

Concerted Action on Environmental Valuation in Europe (EVE) – 1998-2000

Molto importanti sono i documenti che fanno parte delle *policy briefing series* prodotti dalla *Concerted Action on Environmental Valuation in Europe (EVE)*, programma concertato e finanziato dalla Commissione Europea DG-XII e coordinato da *Cambridge Research for the Environment (CRE)*, che, dal giugno del 1998 al novembre del 2000, ha visto coinvolti 14 gruppi di studio europei sulle tematiche relative alla valutazione ambientale. In estrema sintesi il lavoro, partendo dal presupposto che la valutazione economica dell'ambiente intende rendere gli agenti economici consapevoli dell'intero costo ambientale causato dalla loro attività (cioè, internalizzare le esternalità), si sofferma dapprima sulle diverse metodologie di monetizzazione degli *intangibles* da usarsi nell'analisi costi-benefici. Dettaglia, quindi, metodologie di valutazione non di matrice economica neo-classica, quali gli approcci multicriteriali, quelli di *adaptive management* e quelli partecipatori. Indaga, infine, le tipologie di valori e di informazioni veicolati dall'ambiente naturale, nonché gli aspetti etici delle problematiche ambientali. Una visione multidisciplinare, non esclusivamente volta alla disamina della valutazione economica ambientale, ma che attraverso linee di indagine varie e articolate, la inquadra in un contesto molto realistico e utile in vista di ulteriori sviluppi.

²⁹ Infatti esso dedica molto spazio alle problematiche di valutazione della vita statistica.

Study on valuation and restoration of biodiversity damage for the purpose of environmental liability (SVRB) – 2001

Probabilmente il documento metodologico più significativo a sostegno della valutazione economica ambientale in ambito comunitario è rappresentato dallo studio in questione, effettuato per conto della Direzione Ambiente della Commissione a complemento del Libro Bianco sulla responsabilità ambientale (febbraio 2000) con l'obiettivo di esplorare le diverse opzioni dei regimi di responsabilità per danni alla biodiversità e alle risorse naturali. Esso, a nostro avviso, è particolarmente rilevante in quanto, trascendendo dall'ambito precipuo per il quale è stato sviluppato, fornisce alla Commissione un quadro generale sul ruolo della valutazione economica e dell'analisi costi-benefici a supporto della scelta pubblica in campo ambientale.

In sostanza si focalizza su tre questioni principali:

- la definizione della significatività dei danni alle risorse naturali e l'individuazione dei livelli minimi di ripristino dei danni stessi;
- le potenzialità delle tecniche di valutazione economica³⁰ per la stima dei danni alle risorse naturali;
- la funzionalità dell'analisi costi-benefici per l'individuazione dell'opzione di recupero più efficiente.

Gli ultimi due punti, di portata più ampia, sostanziano la natura di *guideline* del documento. Esso, infatti, parte dall'analisi delle tecniche di valutazione economica (distinguendole fra tecniche che fanno riferimento alle preferenze espresse e tecniche che fanno riferimento alle preferenze rivelate e includendo l'approccio del "trasferimento dei benefici"). Quindi, illustra una serie di criteri che possono orientare la scelta di una specifica tecnica di valutazione economica. Infine, delinea la struttura dell'analisi costi-benefici e ne approfondisce le criticità principali.

³⁰ Intendendosi qui, precipuamente, le tecniche di valutazione monetaria che consentono la costruzione della curva di domanda.

La successiva tabella 1 sintetizza gli aspetti salienti dei lavori analizzati.

Tabella 1 – Sintesi degli studi metodologici

Studio	Oggetto della valutazione	Tecnica di valutazione (domanda – non-domanda)	Tipo di studio
EEPL – 1998	Politiche ambientali; legislazione ambientale	Sia curva di domanda che non curva di domanda	Survey
SELI – 2000	Rifiuti	Sia curva di domanda che non curva di domanda	Tecnica – Survey
ARM – 2000	Risorse naturali	Sia curva di domanda che non curva di domanda	Tecnica
TRM – 2000	Politiche	Solo curva di domanda	Tecnica
EVE – 1998-2000	Risorse naturali	Sia curva di domanda che non curva di domanda	Tecnica
SVRB – 2001	Biodiversità	Solo curva di domanda	Tecnica

4.2.2 Gli studi applicativi

Vengono qui approfonditi gli studi che giungono a risultati che sono stati o possono essere, in qualche modo, utilizzati dalla Direzione Ambiente stessa: vale a dire studi di tipo istituzionale con elevate implicazioni per il *policy-making*.

Economic evaluation of air quality targets for tropospheric ozone (EEA) – 1998

Questo studio identifica e stima i costi e i benefici derivanti dal rispetto degli standard di qualità ambientale (differenti set di valori limite/obiettivo) per l'ozono troposferico nell'UE. Per l'analisi delle strategie di riduzione delle emissioni che danneggiano l'ozono troposferico è stato utilizzato il modello *RAINS (Regional Air Pollution Information and Simulation*, sviluppato dall'*International Institute for Applied System Analysis – IIASA*), che lavora su analisi di scenario, cioè seguendo il percorso delle emissioni dalla fonte all'impatto ambientale. La metodologia utilizzata per la quantificazione monetaria di tali impatti fa riferimento al progetto *ExternE* (Commissione Europea, Direzione Generale XII), basato su una progressione logica *stepwise* dalle emissioni, al cambiamento nell'esposizione, alla determinazione degli impatti mediante l'utilizzo delle funzioni dose-risposta, alla monetizzazione in termini di *WTP/WTA*. Sulla scorta delle assunzioni dello studio, le

categorie di benefici più consistenti sono quelle che fanno riferimento alla salute umana e alla produttività agricola, mentre gli effetti sulla produttività forestale e sui materiali sono trascurabili, e quelli sugli ecosistemi non sono quantificati. In generale, viene messo in luce che, per il raggiungimento degli scenari prefigurati, i benefici totali stimati eccedono i costi. Questa informazione dovrebbe concorrere alla definizione del processo politico per la determinazione degli idonei livelli di concentrazione non dannosi per la salute umana né per l'ambiente.

Economic evaluation of a directive on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants (EED) – 1999

Lo studio è una prosecuzione a livello dei singoli stati membri di *EEA* – 1998. Individua infatti quale insieme di limiti nazionali alle emissioni sarebbe più efficiente per il raggiungimento dei differenti possibili obiettivi di riduzione dell'ozono e dell'acidificazione. Vengono definiti sei scenari e per ciascuno di essi calcolati i limiti alle emissioni che consentirebbero di raggiungere con i costi minori gli obiettivi definiti nei paesi UE. Il percorso seguito, ancora una volta, è quello prospettato in *ExternE*. Gli impatti più significativi sono quelli sulla salute umana e sulla produttività agricola, e l'evidenza mostra una preminenza dei costi sui benefici nel perseguire gli obiettivi dei paesi UE.

Economic evaluation of air quality targets for CO and benzene (EECO) – 1999

Obiettivo di questo studio è quello di identificare e stimare i costi e i benefici derivanti dal rispetto degli standard di qualità ambientale per il monossido di carbonio e per il benzene sia in aree di elevata concentrazione (*hotspots*), sia in altre particolari aree (*urban background*) di tre città: Atene, Colonia e Londra. I costi e i benefici emergenti vengono comparati con i costi (rinuncia ai benefici) derivanti dalla non introduzione di alcuna normativa oltre a quella vigente. I costi sono determinati sulla base delle soluzioni più efficienti. La metodologia utilizzata, mutuata anche in questo caso dal *framework ExternE* (approccio dose-risposta), monetizza i benefici e i costi derivanti dal raggiungimento degli obiettivi. I risultati evidenziano la tendenza dei costi di eccedere in modo significativo i benefici, pur tenendo

conto di tutte le incertezze delle stime, sia per il monossido di carbonio che per il benzene, su tutte le aree e per tutti gli scenari.

Economic evaluation of quantitative objectives for climate changes (EECC) – 1999

L'obiettivo generale è la valutazione economica delle conseguenze dei limiti alle emissioni imposti dal Protocollo di Kyoto per i paesi UE (diminuzione delle emissioni di gas climalteranti dell'8% nel 2008-2012, rispetto al livello del 1990). Più specificatamente, lo studio si propone di:

- identificare l'insieme meno costoso di interventi (politiche e altre misure) per raggiungere gli obiettivi prefissati;
- analizzare i costi e gli impatti di un sistema di *emission trading* per l'anidride carbonica.

Questo lavoro, molto articolato e ambizioso, analizza separatamente alcuni inquinanti (anidride carbonica, metano, monossido d'azoto) e le potenzialità di riduzione delle emissioni di determinati settori (produzione energia, industria, terziario domestico, trasporti, rifiuti, agricoltura). Per ogni settore le specifiche misure di emissione vengono definite in termini dei costi diretti (costi di investimento, costi operativi e gestionali), assunti uguali per tutti i paesi dell'Unione. Tali costi vengono quindi dettagliati per inquinante, in relazione alla riduzione delle emissioni espressa in milioni di tonnellate equivalenti di CO₂. In sostanza, quindi, lo studio esprime gli specifici costi determinati dalla riduzione delle emissioni, espressi in ECU per tonnellata equivalente di CO₂ evitata.

Economic evaluation of PVC waste management (EEPVC) – 2000

Vengono presentate le principali implicazioni economiche delle differenti alternative di gestione dei rifiuti in PVC. Per i tre scenari di analisi vengono stimati i costi finanziari sostenuti ed evitati, nonché quantificati i principali impatti ambientali. L'evidenza mostra che i maggiori benefici, calcolati attraverso una funzione dose-risposta nell'ambito di un approccio basato sul modello *ExternE*, si verificano nel caso in cui i rifiuti in PVC vengono riciclati e non vanno, quindi, all'incenerimento.

Socio-Economic Impacts of the Identification of Priority Hazardous Substances under the Water Framework Directive (SEPHS) – 2000

Nel contributo in questione si mette in luce un percorso metodologico per valutare gli impatti socio-economici delle cosiddette *priority hazardous substances (PHSs)*, inquinanti particolarmente dannosi per l'ambiente acquatico, secondo la *Water Framework Directive*. Lo studio offre risultati qualitativi costruiti sulla base della letteratura esistente. Viene riportato in quanto rappresenta la base di un futuro dettagliato studio sui medesimi temi.

Study on the economic, legal, environmental and practical implications of a European Union system to reduce ship emissions of SO₂ and NO_x (SESN) – 2000

Finalità del lavoro è quella di esaminare, valutare e raccomandare differenti opzioni di *policy* per ridurre gli impatti ambientali negativi delle emissioni di SO₂ e NO_x effettuate dai natanti che operano in acque europee. Aspetto interessante è che vengono suggerite sia *policies* di tipo *command and control*, che approcci basati sugli incentivi e per entrambe vengono effettuate analisi dei rispettivi costi incrementali (associati agli investimenti per contenere le emissioni) e benefici incrementali (intesi come riduzione degli oneri portuali a vantaggio di natanti meno inquinanti).

Economic evaluation of air quality targets for PAHs (EPAH) – 2001

La Commissione, dopo aver normato le emissioni in atmosfera di sostanze inquinanti quali il biossido di zolfo, il piombo e il monossido di carbonio, intende regolamentare le emissioni degli idrocarburi poliaromatici (*IPA* o *PAHs*), ritenuti altamente cancerogeni. Pertanto, ha condotto uno studio che esamina, attraverso un approccio dose-risposta, i benefici per la salute umana del contenimento delle emissioni entro 5 possibili valori limite (0.01, 0.05, 0.5, 1.0, 5.0 ng/m³ di benzo[a]pirene), da raggiungersi entro il 2010, e illustra i costi che sarebbero necessari per raggiungere tali valori limiti.

I risultati sottolineano come, nonostante l'elevato livello di incertezza, secondo una prospettiva costi-benefici le azioni per ridurre le emissioni di *IPA* dovrebbero focalizzarsi sulle limitazioni all'utilizzo per riscaldamento domestico di legna e di carbone. Le azioni indirizzate

a specifici settori industriali e al traffico sembrano meno importanti e dovrebbero essere veicolate da altri provvedimenti legislativi in materia di qualità dell'aria.

Economic evaluation for air quality targets for heavy metals (EEHM) – 2001

Obiettivo primario di questo studio è quello di identificare e stimare i benefici e i costi del rispetto dei valori limite di qualità dell'aria nei paesi membri UE e in 6 paesi candidati all'ammissione, per quanto riguarda i seguenti metalli pesanti: arsenico, cadmio, nickel e (in parte) mercurio. Per i 16 settori interessati dallo studio è stato utilizzato il seguente approccio:

- analisi del profilo del settore;
- analisi delle fonti di emissione;
- analisi dei dati sulla qualità dell'aria corrente;
- verifica delle tecniche di riduzione delle emissioni applicabili;
- stima del futuro livello di qualità dell'aria per uno scenario *business as usual* al 2010;
- comparazione del futuro livello di qualità dell'aria rispetto ai valori limite potenziali;
- verifica delle possibili tecniche addizionali di riduzione delle emissioni;
- identificazione della strategia a costo minore (mediante una dettagliata analisi dei costi);
- analisi dei benefici ambientali e per la salute umana.

Per ciascun metallo pesante sono stati quindi individuati i *compliance costs* per ogni settore, sotto diverse ipotesi di riduzione delle emissioni e applicando differenti tassi di sconto (2, 4 e 6 %). I benefici sono invece stati determinati sulla base di analisi di rischio: i valori ottenuti, caratterizzati da un ampio margine di incertezza, per quanto ritenuti significativamente sottostimati, appaiono rilevantemente inferiori rispetto ai costi.

Economic evaluation of sectoral emission reduction objectives for climate change (EESCC) – 2001

Obiettivi di questo studio sono la identificazione delle combinazioni più efficienti di emissioni dei diversi settori e dei diversi inquinanti per ridurre i gas serra come previsto dal Protocollo di Kyoto e la determinazione di un insieme di interventi (politiche e altre misure) per tutti i settori e per tutti gli inquinanti in grado di consentire il raggiungimento di quegli obiettivi.

Il lavoro combina e compara gli approcci metodologici di tipo “*top-down*” e “*bottom-up*”. Seguendo la prima strada tutte le opzioni sono analizzate contemporaneamente, in modo che i risultati siano pienamente consistenti con il modello. Nell’approccio “*bottom-up*” vengono identificate differenti opzioni tecnologiche per la riduzione delle emissioni dei gas-serra, ne vengono calcolati i costi diretti e viene determinato il costo per tonnellata equivalente di CO₂.

Il costo marginale di riduzione delle emissioni risulta essere 20 €₉₉ per tonnellata equivalente di CO₂. A livello UE15 i costi di raggiungimento degli obiettivi ammontano a 3,7 miliardi di €₉₉ per anno per il periodo 2008-2012 (0,6% del Pil UE nel 2010). Le sei più importanti linee di intervento identificate sono le seguenti: riduzione del ricorso al petrolio nel settore energetico, incremento dell’efficienza energetica, ulteriore riduzione del monossido d’azoto, riduzione delle emissioni di metano, minor utilizzo dei CFC, miglioramento dell’efficienza dei trasporti.

European environmental priorities: an integrated economic and environmental assessment (EEP) – 1997-2001

Nel 1997 la Direzione Generale Ambiente ha sentito l’esigenza di uno studio generale e multisettoriale per identificare le priorità ambientali che l’Europa avrebbe dovuto affrontare negli anni a venire, nonché per determinarne gli impatti economici. Più specificatamente, per tali aspetti ambientali si sono condotte analisi economiche dei costi e dei benefici, come si evince di seguito.

Acidification, eutrophication and tropospheric ozone (A)

Per quanto riguarda l'acidificazione e l'eutrofizzazione si perviene alla stima dei costi attraverso una funzione dose-risposta degli impatti di tali criticità sulla salute umana, sui materiali, sull'inquinamento atmosferico e sulla produttività agricola. Relativamente all'ozono troposferico i benefici sono intesi come danni evitati alla produttività agricola e alla salute umana grazie al controllo del *low level ozone* (cioè assegnando *unit damage costs* ai suoi precursori). Essi, per i diversi scenari di riferimento hanno dimensioni molto rilevanti.

Biodiversity loss (B)

In questo caso il rapporto giunge alla definizione del valore economico totale³¹ dei benefici dei diversi aspetti – 9 – della biodiversità in termini di *WTP* individuale (€ per anno), come stimati da diversi studi europei, facenti ricorso soprattutto alla metodologia della valutazione contingente. Le dimensioni economiche delle *WTP* individuali riportate per le differenti declinazioni della biodiversità variano fra 1,8 e 120,9 € annui.

Chemicals, particulate matters, human health, air quality and noise (C)

Anche relativamente agli inquinanti chimici considerati (piombo, cadmio, diossine, pesticidi) si perviene alla stima dei benefici in termini di *WTP* sulla base della letteratura esistente in materia. Inoltre, viene presentata l'analisi dei benefici derivanti dal controllo delle PM_{10} , che si attestano fra i 14 e i 24,2 milioni € e dei costi causati dal rumore (13,2 miliardi €) per l'intero territorio dell'UE.

Climate change (CC)

Questo rapporto si fonda sui modelli di danno provocati dai cambiamenti climatici per i principali gas a effetto serra (CO_2 , CH_4 , N_2O). Esso stima il danno marginale sulla base di un approccio dose-risposta: i benefici vengono quindi intesi come danni evitati da controlli sulle emissioni più stringenti. Il loro importo, per il 2010 e per tutta l'UE, viene stimato in un massimo di 33 miliardi €.

³¹ Si intende per valore economico totale (*Total Economic Value TEV*) la somma del *direct use value*, dell'*indirect use value*, dell'*option value* e del *non-use value*.

Soil degradation (S)

A causa della mancanza di dati vengono considerati esclusivamente i danni arrecati alle superfici coltivabili in termini di produttività agricola perduta. Le stime fornite indicano che tale dimensione si colloca per i paesi UE fra i 612 e i 2.873 milioni €, pari a un importo variabile fra lo 0,5% e il 2,2% del valore aggiunto del settore agricolo europeo nel 1990.

Ozone depletion (O)

Vengono qui valutati i benefici derivanti solo dalle esistenti misure di *policy* previste dal Protocollo di Montreal e dai successivi emendamenti. Essi coincidono con i danni evitati derivanti da cancro alla pelle e ammontano a 12 miliardi €. La metodologia cui si fa ricorso è del tipo dose-risposta.

Waste management (WM)

E' stato valutato in termini monetari l'impatto ambientale dei differenti metodi di gestione dei rifiuti (discarica, incenerimento senza *WTE*, incenerimento con *WTE*, compostaggio, riciclaggio). Le tecniche di valutazione utilizzate combinano l'approccio *life cycle analysis* con valori economici derivati da studi precedenti. Rispetto ai diversi scenari previsti, i benefici monetari al 2010 (in miliardi €) risultano in generale inferiori rispetto ai costi.

Water quality and quantity (W)

L'approccio seguito per stimare il valore economico dell'acqua, derivato dalla letteratura, è quello della massima *WTP* individuale per il miglioramento nella quantità e qualità di tale risorsa. I risultati raggiunti, organizzati per tipologia delle acque (di superficie, di profondità, costiere, fluviali) e per paese, presentano una variabilità estremamente elevata.

La tabella 2, di sintesi, offre una lettura di insieme delle caratteristiche principali degli studi in questione. L'evidenza a nostro avviso più interessante è che quasi tutti questi lavori ricorrono a metodologie di valutazione non di curva di domanda, circostanza che sembra testimoniare la limitata fiducia da parte delle istituzioni nelle metodologie di valutazione economiche in senso stretto.

Tabella 2 – Sintesi degli studi applicativi

Studio	Oggetto della	Inquinante/i	Tecnica di valutazione
---------------	----------------------	---------------------	-------------------------------

valutazione			
EEA – 1998	Qualità dell'aria (ozono troposferico)	SO ₂ , NOx, VOC	Dose-risposta (ExternE)
EED – 1999	Qualità dell'aria (ozono troposferico - acidificazione)	SO ₂ , NOx, VOC	Dose-risposta (ExternE)
EECO – 1999	Qualità dell'aria	CO, benzene	Dose-risposta (ExternE)
EECC – 1999	Qualità dell'aria (cambiamenti climatici)	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O	Analisi di costo
EEPVC – 2000	Gestione dei rifiuti	PVC	Dose-risposta
SEPHS – 2000	Qualità dell'acqua	PHSs	Multiple
SESN – 2000	Qualità dell'aria	SO ₂ , NOx	Analisi di costo
EEPAH – 2000	Qualità dell'aria	PAHs	Dose-risposta
EEHM – 2001	Qualità dell'aria	Arsenico, cadmio, nickel (mercurio)	Analisi di costo Analisi di rischio
EESCC – 2001	Qualità dell'aria (cambiamenti climatici)	Tutti i gas climalteranti	Analisi di costo
EEP – 1997-2000			
A	Acidificazione, eutrofizzazione, ozono troposferico	PM ₁₀ , O ₃ , SO ₂ , VOC, NOx, NH ₃	Dose-risposta
B	Fauna, aree boschive, paludi, aree protette, corsi d'acqua, paesaggi agricoli, specie in pericolo	–	Valutazione contingente (da survey)
C	Salute umana, qualità dell'aria, rumore	Inquinanti chimici (piombo, cadmio, diossine, atropine), PM ₁₀	Prevalentemente metodi di curva di domanda (da survey)
CC	Qualità dell'aria (cambiamenti climatici)	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O	Dose-risposta
S	Superfici coltivabili	Erosione del suolo	Perdita di produttività
O	Qualità dell'aria (ozono)	SO ₂ , NOx, COV	Morti evitate per cancro alla pelle
WM	Rifiuti	Incenerimento con e senza WTE, compostaggio, riciclaggio	Valutazione contingente (da survey) life cycle analysis
W	Acqua	NO ₃ , N, quantità	Valutazione contingente (da survey)

4.3 Ricerca scientifica

Un censimento su scala europea dell'attività di ricerca in materia di valutazione economica dei beni ambientali esula dalle finalità del presente lavoro. E' utile tuttavia osservare che secondo il report *“Assessment of Environmental Valuation Reference Inventory – EVRI – and the expansion of its coverage to the EU³²”* (Direzione Ambiente,

³² Finalità di tale studio era la verifica dell'adattabilità di EVRI all'Europa: il giudizio finale è risultato largamente positivo.

2000) gli studi europei che utilizzano tecniche economiche di valutazione ambientale (valutazione contingente, altri metodi a preferenze espresse – *conjoint analysis, choice experiment, contingent ranking, etc* – metodo dei costi di viaggio, metodo dei prezzi/salari edonici) ammontano almeno a 650, di cui ben 192 condotti nel solo Regno Unito.

Si può ritenere, inoltre, che il contributo che gli studiosi europei hanno dato a un importante database a supporto della pratica del trasferimento dei benefici quale è EVRI (*Environmental Valuation References Inventory*, messo a punto da Environment Canada, con il supporto, fra gli altri, dell'Unione Europea – Agenzia Ambientale Europea), rappresenti in modo sufficientemente significativo lo stato dell'arte in Europa. Secondo tale lettura, solo 56 studi europei erano inclusi in EVRI alla data di chiusura del report in questione (marzo 2000). Oggi (dicembre 2001), il loro numero in EVRI è salito a 81. Anche in questo caso il Regno Unito offre il contributo più sostanzioso (35 lavori). La tabella successiva illustra la numerosità delle diverse tecniche di valutazione economica utilizzate dagli studi europei.

Tabella 3 - Tecniche di valutazione degli studi EVRI

Tecniche di valutazione	Numerosità
Valutazione contingente e altri metodi a preferenze espresse	62
Costi di viaggio	8
Prezzi/salari edonici	5
Altri	6

Fonte: interrogazione database EVRI

Considerazioni finali

La consapevolezza della rilevanza di alcuni problemi ambientali (il cambiamento climatico, il buco nell'ozono, l'eccessivo sfruttamento delle risorse, la perdita di biodiversità) impone, almeno ai paesi occidentali, l'obbligo morale di affrontarli. Dobbiamo quindi prendere delle decisioni importanti per noi e per i nostri discendenti, e qualsiasi elemento che favorisce

l'incremento della razionalità (e dell'efficacia) della scelta deve essere utilizzato: la valutazione economica ambientale, pur con le sue imperfezioni, è uno di questi. Il suo ruolo, inoltre, assume rilevanza sempre maggiore poiché le capacità richieste per risolvere i problemi ambientali aumentano man mano che si sono esperiti gli approcci più immediati. In altre parole il rendimento marginale dell'abbattimento dell'inquinamento è decrescente³³, mentre il suo costo è crescente. In questo contesto, pertanto, è più che mai indispensabile avere una misura univoca dei costi e dei benefici relativi di misure alternative. La valutazione economica è in grado di fornirne un quadro dell'ampiezza³⁴. Nella realtà, essa sta infatti assumendo importanza crescente a supporto della scelta ambientale (ma anche nel campo della salute e della sicurezza). Tuttavia, né la politica ambientale, né segnatamente il processo decisionale ambientale si dimostrano più efficienti. Paradosso, questo, giustificabile, a nostro avviso, con gli aspetti di *political economy* dei processi decisionali ambientali. Oltre all'approccio normativo che partorisce ottime idee, che diventano buone teorie, fondamento di decisioni accettabili, sarebbe necessario approfondire anche l'approccio positivo, cioè cercare di comprendere come il processo politico influenza i risultati delle *policy*, per suggerire eventualmente i correttivi idonei e fattibili.

Contemporaneamente abbiamo osservato che in Europa la diffusione delle pratiche di valutazione economica dei beni ambientali è ancora insoddisfacente³⁵. Si impone la

³³ Si può anche affermare che mentre nelle prime fasi di attacco all'inquinamento si operava su un segmento basso e poco inclinato della curva dei costi marginali di abbattimento, ora, come molti studi concordemente dimostrano, affrontiamo la parte crescente e più ripida della curva stessa.

³⁴ Anche senza ricorrere alle sofisticate misure di determinazione esatta del *surplus* del consumatore, l'approssimazione dell'area rilevante sotto la curva di domanda fornisce informazioni preziose.

³⁵ Soprattutto, come visto, nelle applicazioni empiriche. Come se le metodologie di valutazione economiche delle risorse naturali fossero esercizi accademici non utilizzabili quando ci si confronta con la realtà.

necessità di evidenziare gli ostacoli che suscitano, a nostro avviso, maggiore diffidenza nel decisore pubblico europeo e che pertanto contribuiscono a limitarne l'utilizzo.

Occorre osservare in primo luogo che l'impiego della valutazione economica ambientale richiede un alto pedaggio sia in termini di risorse che di tempo³⁶. Implica infatti tempi che spesso le dissonanti pressioni politiche europee non concedono. Inoltre, il non trascurabile impegno finanziario necessario comporta un elevato grado di coinvolgimento e fiducia da parte del decisore pubblico. A sua volta questa circostanza presuppone una completa comprensione delle potenzialità della valutazione economica ambientale nel supportare la scelta pubblica, che non sempre sussiste. In sostanza, sembra permanere a livello istituzionale la convinzione che il raggiungimento di stime sufficientemente affidabili necessiti un lavoro tanto lungo e costoso, da consigliare il ricorso ad analisi parziali e qualitative.

Anche lo stesso processo di misurazione comporta per il decisore pubblico dubbi di ordine etico e perplessità più propriamente tecniche. Se dei primi abbiamo dato conto precedentemente (vedi 2.3), per quanto riguarda i secondi sembra che la criticità maggiore, in Europa, stia nella comprensione della rilevanza dei valori di non-uso, o meglio del ruolo che essi giocano nella determinazione di un valore economico che sia accettabile da tutti gli attori interessati dalla decisione pubblica. Inoltre, anche i problemi distributivi e di selezione del corretto saggio di sconto sociale propri delle tecniche di valutazione economica dei beni ambientali (vedi 2.2), non risolti sotto il profilo teorico, sembrano non garantire l'ottimalità sociale delle scelte pubbliche da esse informate e orientate.

Oltre ai rilievi precedenti, sicuramente fondati e pertinenti, è nostra opinione che la scarsa diffusione in Europa delle pratiche in questione abbia anche una motivazione più forte, per quanto più sottile. A nostro avviso, è infatti preoccupazione del decisore pubblico che la sistematicità dell'approccio utilizzato, combinato alla quantificazione monetaria di tutti gli effetti ambientali rilevanti di un intervento pubblico, dia un falso senso di precisione che irrigidirebbe eccessivamente la decisione stessa. In altre parole, nonostante la possibilità di

³⁶ Come attesta la crescente attenzione alla pratica del *benefit transfer*.

considerare le stime monetarie come dati incerti, i decisori pubblici europei sembrano temere che il risultato della valutazione possa essere letto come coincidente con quello della scelta, e che ciò non lasci spazio nel processo decisionale ad altri elementi – politici, economici, sociali, di ordine pratico – che in realtà complesse e controverse quali sono quelle europee, hanno un ruolo fondamentale.

Occorre infine osservare che l'Unione Europea è figlia di una cultura in cui la *mens iuridica* è ancora dominante rispetto alla visione economica. Circostanza questa che induce comunemente a ritenere che la regolamentazione sia lo strumento prioritario per correggere le imperfezioni del mercato (e della società). Pertanto, fino a che non si riconoscerà il contributo che la scienza economia può dare alla scelta pubblica, inevitabilmente la valutazione economica dei beni ambientali sarà sottovalutata.

Bibliografia

- Boadway R.W. (1974), The Welfare Foundations of Cost-Benefit Analysis, *Economic Journal*, 84-336, 926-939
- Boadway R.W., Bruce N. (1984), *Welfare Economics*, Oxford: Basil Blackwell
- Brent R.J. (1996), *Applied Cost-Benefit Analysis*, Cheltenham: Edward Elgar
- Chichilinsky G. (1997), What is Sustainable Development?, *Land Economics*, 73(4), 467-91
- Commissione Europea (1992), Fifth EC Environmental Action Program (Towards sustainability: COM(92)23), Bruxelles: Commissione Europea
- Commissione Europea (2001), Sixth EC Environmental Action Program 2001-2010 (Environment 2010: our future, our choice: COM(2001)31), Bruxelles: Commissione Europea
- Cropper M.L, Oates W. E. (1992), *Environmental Economics: a Survey*, *Journal of Economic Literature*, XXX, 675-740
- Dasgupta P., Sen A.K., Marglin S. (1972), *Guidelines for Project Evaluation*, New York: United Nations
- de Zeeuw A. (2000), *Resource Management : Do we need public policy?* Small study for European Commission, Bruxelles: Commissione Europea
- Direzione Generale Ambiente (1998), *A handbook on environmental assessment of regional development plans and EU Structural Funds programmes*, Bruxelles: Commissione Europea
- Direzione Generale Ambiente (1998), *Economic evaluation of air quality targets for tropospheric ozone*, Bruxelles: Commissione Europea
- Direzione Generale Ambiente (1998), *Economic evaluation of environmental policies and legislation*, Bruxelles: Commissione Europea
- Direzione Generale Ambiente (1999), *Auto-oil II cost-effectiveness study*, Bruxelles: Commissione Europea
- Direzione Generale Ambiente (1999), *Economic evaluation of a directive on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants*, Bruxelles: Commissione Europea

Direzione Generale Ambiente (1999), *Economic evaluation of air quality targets for CO and benzene*, Bruxelles: Commissione Europea

Direzione Generale Ambiente (1999), *Economic evaluation of quantitative objectives for climate changes*, Bruxelles: Commissione Europea

Direzione Generale Ambiente (2000), *A possible EU wide charge on cadmium in phosphate fertilisers: Economic and environmental implications*, Bruxelles : European Commission

Direzione Generale Ambiente (2000), *A study on the economic valuation of environmental externalities from landfill disposal and incineration of waste*, Bruxelles: Commissione Europea

Direzione Generale Ambiente (2000), *Analysis of the fundamental concepts of resource management*, Bruxelles: Commissione Europea

Direzione Generale Ambiente (2000), *Assessment of Environmental Valuation Reference Inventory – EVRI – and the expansion of its coverage to the EU*, Bruxelles: Commissione Europea

Direzione Generale Ambiente (2000), *Concerted Action on Environmental Valuation in Europe (EVE)*, Bruxelles: Commissione Europea

Direzione Generale Ambiente (2000), *Economic evaluation of PVC waste management*, Bruxelles: Commissione Europea

Direzione Generale Ambiente (2000), *Socio-economic impacts of the identification of priority hazardous substances under the Water Framework Directive*, Bruxelles: Commissione Europea

Direzione Generale Ambiente (2000), *Study on the economic, legal, environmental and practical implications of a European Union system to reduce ship emissions of SO₂ and NO_x*, Bruxelles: Commissione Europea

Direzione Generale Ambiente (2000), *Technical report on methodology: cost-benefit analysis and policy responses*, Bruxelles: Commissione Europea

Direzione Generale Ambiente (2001), *Economic evaluation for air quality targets for heavy metals*, Bruxelles: Commissione Europea

Direzione Generale Ambiente (2001), *Economic evaluation of air quality targets for PAHs*, Bruxelles: Commissione Europea

Direzione Generale Ambiente (2001), *Economic evaluation of quantitative objectives for climate changes*, Bruxelles: Commissione Europea

- Direzione Generale Ambiente (2001), *Economic evaluation of sectoral emission reduction objectives for climate change*, Bruxelles: Commissione Europea
- Direzione Generale Ambiente (2001), *European environmental priorities: an integrated economic and environmental assessment*, Bruxelles: Commissione Europea
- Direzione Generale Ambiente (2001), *Study on the valuation and restoration of biodiversity damage for the purpose of environmental liability*, Bruxelles: Commissione Europea
- Farrow S., Toman M. (1998), *Using environmental cost-benefit analysis to improve government performance*, discussion paper 99-11, Washington: Resources for The Future
- Feldstein M.S. (1964), *The Social Time Preference Rate*, in Layard R. (ed.), 1972, *Cost Benefit Analysis*, London: Penguin Books
- Feldstein M.S. (1973), *The Inadequacy of Weighted Discount Rates*, in Layard R. (ed.), 1972, *Cost Benefit Analysis*, London: Penguin Books
- Freeman III M.A. (1993), *The Measurement of Environmental and Resource Values - Theory and Methods*, Washington: Resources for the Future
- Guasch J.L., Hahn R.W (1999), The cost and benefits of regulation: implications for developing countries, *The World Bank Research Observer*, 14, 1, 137-158
- Hahn R.W (1998), Government analysis of the benefits and costs of regulation, *Journal of Economic Perspectives*, 12(4), 201-210
- Hahn R.W. (1989), Economic prescriptions for environmental problems: how the patient followed the doctor's orders, *Journal of Economic Perspectives*, 3(2), 95-114
- Hahn R.W. (1999), *The impact of economics on environmental studies*, working paper 99-4, Washington: AEI-Brookings Joint Center for Regulatory Studies
- Hanley N., Spash C.L (1993), *Cost-Benefit Analysis and the Environment*, Aldershot: Edward Elgar
- Harberger A.C. (1971), Three Basic Postulates for Applied Welfare Economics: An Interpretative Essay, *Journal of Economic Literature*, 9
- Hecht J.E. (1999), Environmental accounting. Where we are now, where we are heading, *Resource*, 135
- Johansson P.O. (1993), *Cost-Benefit Analysis of Environmental Change*, Cambridge: Cambridge UP

- Johansson, P.O. (1987), *The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits*, Cambridge: Cambridge UP
- Just R.E, Hueth D.L., Schmitz A. (1983), *Applied Welfare Economics and Public Policy*, Englewood Cliffs: Prentice-Hall
- Kopp R. J., Krupnick A. J., Toman M. (1997), *Cost-benefit analysis and regulatory reform: an assessment of the science and the art*, discussion paper 97-19, Washington: Resources for The Future
- Lutter R.W. (1998), *An analysis of the use of EPA's benefit estimates in OMB's draft report on the costs and benefits of regulation*, working paper 98-2, Washington: AEI-Brookings Joint Center for Regulatory Studies
- McFarquhar A. (2001), Environment valuation, project appraisal and political consensus in the third world, *Planning and Markets*, vol. 4 (<http://www-pam.usc.edu/>)
- Moore J.L. (1995), *Cost-Benefit Analysis: Issues in Its Use in Regulation*, Washington: Committee for the National Institute for the Environment
- O'Neill J., Spash C. L. (2000), *Conceptions of value in environmental decision-making*, Policy Research Brief n. 4, Environmental Valuation in Europe
- OECD (1989), *Environmental Policy Benefits: Monetary Evaluation*, Parigi: OECD
- OECD (1995), *The Economic Appraisal of Environmental Projects and Policies: a Practical Guide*, Parigi: OECD
- Office of Management and Budget (1996), *Economic analysis of federal regulation under Executive Order 12866*, Washington: OMB
- Pearce D. W. (1998), Environmental appraisal and environmental policy in the European Union, *Environmental and Resource Economics*, 11(3-4), 489-501
- Pearce D.W. (2000), *Public policy and natural resources management. A framework for integrating concepts and methodologies for policy evaluation*, Study for Directorate General Environment, Bruxelles: Commissione Europea
- Pearce D.W., Turner R.K. (1990), *The Use of Benefit Estimates in Environmental Decision-Making*, Parigi: OECD

- Portney P.R. (1995), *Congressional Testimony on Risk assessment and Cost-Benefit Analysis*, Washington: Resources for the Future
- Portney P.R. (2000), Environmental problems and policy: 2000-2050, *Resources*, 138
- Sagoff M. (1993), Environmental economics: an epitaph, *Resources*, 111
- Sen A.K. (1967), *The Social Time Preference Rate in Relation to the Market Rate of Interest*, in Layard R. (ed.), (1972), *Cost Benefit Analysis*, London: Penguin Books
- Smith V.K. (1993), Nonmarket Valuation of Environmental Resources: An Interpretative Appraisal, in Smith K.V. (1996), *Estimating Economic Values for Nature. Methods for Non-Market Valuation*, Cheltenham: Edward Elgar
- Smith V.K. (1996), Resource Evaluation at a Crossroad, in Smith K.V. (1996), *Estimating Economic Values for Nature. Methods for Non-Market Valuation*, Cheltenham: Edward Elgar
- Spash C.L. (2000), *The concerted action on environmental valuation in Europe (EVE): an introduction*, Policy Research Brief n. 1, Environmental Valuation in Europe
- Squire L., Van Der Tak G.H. (1975), *Economic Appraisal of Projects*, Baltimore: Johns Hopkins
- Sugden R., Williams A. (1978), *The principles of practical cost-benefit analysis*, Oxford: Oxford University Press
- The White House (1993), *Executive Order # 12866 - Regulatory Planning and Review*, Washington: The White House
- U.S. Environmental Protection Agency – EPA (1998), *The Benefits and Costs of the Clean Air Act, 1970 to 1990*, Washington: EPA
- U.S. Environmental Protection Agency – EPA (2000), *Guidelines for preparing economic analysis*, Washington: EPA
- Voltaire (1991), *Candido o l'ottimismo*, Milano: Feltrinelli
- Weitzman M.L (2001), Gamma discounting, *American Economic Review*, 91, (1), 260-271
- Zerbe Jr., R.O. e Dively, D.D., 1994, *Cost-benefit Analysis. In Theory and Practice*, New York: Harper Collins