

**NICOLA GENOVESE
MARIA GRAZIA LA SPADA**

**L'ECONOMIA DELL'AMBIENTE:
ALCUNI TEMI TEORICI**

Edizione provvisoria



**Edizioni Dr. Antonino Sfameni
Messina 2003**

Nicola Genovese Maria Grazia La Spada

L'ECONOMIA DELL'AMBIENTE: ALCUNI TEMI TEORICI



Edizioni Dr. Antoninò Sfameni
Messina 2003

Finito di stampare

Aprile 2003

E.D.A.S. - Edizioni Dr. Antonino Sfameni,
via San Giovanni Bosco, 17 - 98122 Messina - tel. e fax 090.67.56.53
www.edas.it e-mail: info@edas.it

© 2003 — Tutti i diritti sono riservati.

(Legge n. 633 del 22 aprile 1941, n. 159 del 22 maggio 1993 e n. 248 del 18/08/00).

INDICE

Introduzione, <i>Economia e Ambiente: un inquadramento generale</i>	7
---	---

Capitolo Primo

L'economia e l'ambiente: dai principi teorici alla politica economica	13
1) La scelta tra strumenti di politica economica	18
2) Nel regno dell'incertezza	19
3) L'imperfezione del mercato	22

Capitolo Secondo

Misurazione dei benefici e dei costi del controllo dell'inquinamento	25
1) Definizione del valore di un cambiamento nella qualità dell'ambiente	25
2) Metodi indiretti per misurare i benefici della qualità ambientale	30
a) L'approccio basato sul comportamento per ridurre gli effetti dell'inquinamento	30
b) L'approccio basato sulla complementarità debole	33
c) Metodi basati su mercati edonici	35
d) Mercati del lavoro edonici	39
e) L'approccio basato sui costi del viaggio	40
3) Il metodo della valutazione contingente	41
4) Dalla valutazione dei benefici alla valutazione dei costi	45
5) La distribuzione dei costi e dei benefici	46

Capitolo Terzo

L'economia dell'ambiente: gli sviluppi a partire dalla fine degli anni Ottanta ad oggi	49
1) La teoria dello sviluppo sostenibile.	52
2) La curva ambientale di Kuznets	56
Conclusioni	61
Bibliografia	65

INTRODUZIONE

Economia e ambiente: un inquadramento generale

Si definisce «economia dell'ambiente» lo studio della regolazione delle attività inquinanti e della valutazione delle risorse ambientali; si tratta dunque di un concetto logicamente distinto da quello di «economia delle risorse naturali», che è invece lo studio dell'allocazione e dello sfruttamento delle risorse rinnovabili e non rinnovabili. La caratteristica distintiva di quest'ultimo campo di indagine è che esso si occupa della allocazione intertemporale di risorse rinnovabili e non rinnovabili. Partendo dal lavoro fondamentale di Harrold Hotelling¹ gli studiosi della economia delle risorse naturali hanno dato vita ad una vasta letteratura su argomenti quali: la gestione delle attività di pesca, delle foreste, la gestione delle miniere, delle risorse di energie, le estinzioni delle specie e la irreversibilità dello sviluppo nel tempo. Tale campo di studio non verrà affrontato nella sua interezza in questo lavoro, ciò per limitare l'ampiezza della nostra ricerca; anche se esso verrà richiamato allorquando affronteremo il concetto di sviluppo sostenibile.

Pertanto, questa indagine riguarderà principalmente due importanti temi dell'economia ambientale, cioè: la regolamentazione delle attività inquinanti e la valutazione dei beni ambientali. Non dimenticando che le due discipline affrontano problemi comuni e si integrano per fornire un quadro completo del rapporto fra l'attività economica e l'ambiente.

Il termine «ambiente» indica, in questo contesto, l'insieme delle componenti fisiche e biologiche che circondano l'uomo e che non sono state progettate e costruite da quest'ultimo. Il termine «inquinamento» sta invece a indicare l'alterazione di questo ambiente, cagionata dall'uomo attraverso l'immissione nell'aria, nell'acqua o nel suolo, di elementi dannosi di varia natura, come liquidi, solidi, gas, radiazioni, vibrazioni, calore, e così via.

Fin dall'antichità il diritto si è occupato dei comportamenti dell'uo-

¹ HOTELLING HARROLD, *The Economics of Exhaustible Resources*, in *Journal of Political Economy*, 1931.

mo che avevano effetti sull'aria, sull'acqua e sul suolo, con norme volte a tutelare la proprietà o ad impedire i danni alle persone; tuttavia l'attenzione degli economisti per il problema ambientale è relativamente recente. L'origine più lontana può essere fatta risalire alla questione delle risorse messa in luce dall'economista inglese Thomas Robert Malthus (1766-1834)² che, con il «Saggio sul principio della popolazione, del 1798, smentito poi nelle sue stesse ipotesi dallo sviluppo della società industriale, ebbe comunque il merito di considerare la possibilità di vincoli ambientali alla crescita economica. Ma la moderna economia dell'ambiente, così come definita all'inizio, si può dire che trovi le sue prime fondamenta con un altro economista inglese, Arthur Cecil Pigou (1877-1959)³. La sua «Economia del benessere», del 1920, - che considerava, accanto a quelli privati, anche i costi e benefici sociali, - ha individuato alcuni strumenti analitici, quali i concetti di economie e diseconomie esterne, nonchè lo strumento d'intervento dello Stato, chiamato l'imposta Pigouviana, che ritroviamo nel dibattito teorico attuale.

Alla fine degli anni sessanta, data in cui si afferma si sia verificata una vera rivoluzione ambientale, gli economisti erano pronti ad affrontare tale problema⁴. Essi avevano già una coerente e chiara visione della natura dei problemi dell'inquinamento, con un insieme ben delineato di possibili interventi di politica economica. Il problema delle esternalità e l'associato fallimento del mercato facevano parte della teoria microeconomica. Essi vedevano l'inquinamento come la conseguenza della mancanza di prezzi per alcune risorse ambientali scarse e prescrivevano l'introduzione di surrogati dei prezzi nella forma di imposte o «permessi di emissione», al fine di fornire i segnali necessari per economizzare sull'uso di queste risorse. Quantunque la maggior parte dei contributi avesse un carattere puramente teorico ed affrontasse il problema da un punto di vista

² MALTHUS THOMAS, *An essay on the principle of population*, New York, Norton, 1798.

³ PIGOU A., *The economics of welfare*, Macmillan, London 1920, (trad. it. Economia del benessere, UTET, Torino, 1953).

⁴ BOULDING K.E., *The economics of the coming spaceship earth*, in Jarret (ed.) 1966; MISHAN E. J., *The cost of economic growth*, Staples Press, London, 1967, (trad. it. Il costo dello sviluppo economico, Franco Angeli, Milano 1967); KAPP K. W., *Environmental disruption and social cost: a challenge to economics*, in "Kyklos" n. 23, 1970.

generale, si affacciavano alla ribalta anche alcune ricerche accurate e specifiche riguardanti l'applicazione delle soluzioni, suggerite dalla teorica economica a specifici e pressanti problemi ambientali (ad esempio si veda Allen Kneese e Blair Bower)⁵. Ma nonostante ciò, l'opinione degli economisti non ebbe un immediato impatto sui primi provvedimenti legislativi per il controllo dell'inquinamento. Le strategie politiche erano basate principalmente sull'imposizione di vincoli alle emissioni inquinanti o all'uso di determinate risorse e, in genere, sull'utilizzo di strumenti *command and control*.

Negli anni ottanta, quando varie analisi scientifiche rilevarono l'importanza globale di molti problemi ambientali, ci si rese conto che la loro soluzione, ottenuta ricorrendo a strumenti diretti, non era più sufficiente. Occorreva fare riferimento a strumenti e a politiche ambientali, dette di seconda generazione, in grado di integrarsi con le altre politiche economiche, di utilizzare gli incentivi di mercato e, soprattutto, di risolvere le incompatibilità tra sviluppo economico e ambiente.

La regolamentazione amministrativa ha consentito di ottenere risultati significativi nell'abbattimento degli inquinanti, tuttavia non è stata in grado di minimizzare i costi delle politiche ambientali. I nuovi problemi che le società devono affrontare, caratterizzati da una dimensione sempre più globale, necessitano di un approccio più integrato, basato sull'impiego di strumenti innovativi e sulla partecipazione dei soggetti che costituiscono la società e, sono in grado, soprattutto, di cogliere le opportunità che vengono fornite dal mercato. L'uso di strumenti economici per l'organizzazione di una politica ambientale non è naturalmente privo di problemi; il fatto che i meccanismi di mercato rivelino difficoltà e carenze non significa che un intervento esogeno da parte dell'operatore pubblico le risolva tutte. Accanto alle distorsioni del mercato, occorre tenere conto anche dei vari casi di fallimento dell'operatore pubblico. E' anche per questo che occorre cercare di prevenire i problemi ambientali con procedure atte a valutare gli impatti ambientali degli interventi degli operatori economici (analisi costi benefici, valutazione d'impatto ambientale ecc.).

⁵ ALLEN V. KNEESE - BLAIR T. BOWER, *Managing water quality: Economics, technology, institutions*, Baltimora, Johns Hopkins University Press for the Future, 1968.

Tradizionalmente lo studio dell'economia dell'ambiente si è indirizzato a due temi principali: da una parte si sono approntati strumenti per valutare, in termini di benessere, il rapporto fra l'uomo e l'ambiente, dall'altro si sono sviluppati metodi per studiare il problema delle esternalità ambientali, cioè di quelle situazioni nelle quali il sistema produttivo è origine di effetti ambientali che non si riflettono in costi e ricavi per le imprese, e di cui queste ultime, dunque, tendono a non tener conto.

Risolto il problema di valutazione, diviene in teoria possibile far rientrare i danni ambientali nei costi delle imprese, in modo che le decisioni di produzione tendano a limitare i prodotti o le tecnologie particolarmente inquinanti; questo, chiaramente, comporta una nuova serie di difficoltà. Per esempio, nel caso si decida d'imporre una imposta sulle emissioni inquinanti nell'atmosfera, quale dovrà il suo ammontare per ottenere uno specifico effetto in termini di tecnologia/produzione? E quale sarà l'effetto dell'imposta sul prezzo dei prodotti?

In questo quadro rientrano la trattazione e le proposte di soluzione dei problemi ambientali percepiti oggi come più urgenti; si tratta dell'inquinamento atmosferico, con particolare riferimento all'inquinamento urbano, alle deposizioni acide - piogge o deposizioni secche - e ai mutamenti climatici - effetto serra - dell'inquinamento delle acque, che raggiunge livelli critici particolarmente in Europa, meno in altre aree, e della deforestazione, che può avere effetti sul clima e sulla sopravvivenza di determinate specie animali e vegetali.

Tali problemi varcano i confini dei singoli Stati, nel senso che un comportamento corretto da parte di una nazione non la preserva dagli effetti negativi di eventuali comportamenti scorretti delle altre; per esempio, è possibile che le deposizioni acide avvengano a notevole distanza dalla fonte inquinante. L'economia dell'ambiente si trova dunque davanti a questioni di tipo strategico: come fare ad ottenere un comportamento ambientalmente corretto da parte di una comunità di Stati senza un'autorità centrale? Ma questo tema sia pure di grande attualità, specialmente a livello di organismi e conferenze internazionali, non potrà essere trattato in questa opera, dati i limiti che ci siamo imposti.

Invece un tema che cercheremo di prendere in considerazione è quello dei legami tra sviluppo e ambiente, che recentemente è stato oggetto di

particolare attenzione da parte degli studiosi in due direzioni particolari, quella dello sviluppo sostenibile e quella denominata tramite la cosiddetta curva di Kuznets.

Riguardo allo sviluppo sostenibile, tale obiettivo può essere raggiunto a condizione che l'operatore pubblico provveda a modificare le proprie istituzioni adattandole alle nuove esigenze, affinché siano in grado di agire in modo flessibile sul funzionamento dei mercati, sulla formazione dei prezzi, sul comportamento dei produttori e dei consumatori.

In ultima analisi, la nuova strategia per i problemi ambientali deve essere volta a integrare la logica del comando e controllo con interventi basati sul concetto di condivisione delle responsabilità e di partecipazione globale di tutti gli attori economici allo sviluppo sostenibile. In quest'ottica riveste importanza l'azione delle realtà politico-territoriali locali, particolarmente adatte a cogliere e interpretare le preferenze degli individui.

C'è l'esigenza, dunque, di fare riferimento a uno sviluppo in grado di integrare le dimensioni ambientali e sociali nelle dinamiche che governano il sistema economico. La sostenibilità richiede che vengano perseguiti non solo obiettivi di tipo quantitativo di crescita del PIL, ma anche di produrre miglioramenti qualitativi di equità sociale, sia di natura redistributiva (infragenerazionale) nei confronti delle aree sfavorite, sia di equità intergenerazionale, volta a garantire anche alle generazioni future la possibilità di soddisfare i propri bisogni.

Lo sviluppo sostenibile è un obiettivo che richiede di valorizzare contestualmente il capitale economico prodotto dall'uomo, il capitale umano e il capitale naturale. In particolare, non è più ipotizzabile una separazione tra sistema ambientale e sistema economico, e ciò a causa della scarsa capacità che ha il capitale prodotto dall'uomo di sostituire le funzioni del capitale naturale.

L'individuazione della curva di Kuznets ha sollevato un intenso dibattito che ha condotto gli economisti ad analizzare problemi con diverse caratteristiche, quali le scelte tecnologiche, l'importanza delle strutture politiche, l'evoluzione delle preferenze del consumatore ed altre ancora che tratteremo in un susseguente paragrafo.

L'economia dell'ambiente è uno strumento di analisi e di aiuto alla decisione, ma non ha formule magiche, essa aiuta a costruire l'ambiente

che l'uomo vuole per sé: se l'uomo considera il suo ambiente come la propria «casa», i doveri verso l'ambiente saranno strumentali alla realizzazione dei doveri assoluti che l'uomo ha verso sé stesso, verso il prossimo e verso i propri discendenti, e l'economia dell'ambiente aiuterà nella costruzione di una «casa accogliente» per l'uomo di oggi e per le generazioni future; al contrario, se l'ambiente è una risorsa da sfruttare per un vantaggio immediato, l'economista non si preoccuperà se crea un ambiente intollerabile per il domani; se, in nome di una qualche ideologia ecologista, i doveri verso l'ambiente divengono assoluti, la natura diviene intoccabile, e l'uomo è visto come dannoso, l'economista aiuterà a eliminare l'elemento umano di disturbo, ponendo un freno al sistema produttivo e rinunciando alla costruzione della «casa per l'uomo».

Contro ogni pregiudizio di sapore tecnocratico, bisogna dunque affermare che l'economia dell'ambiente fornisce una serie di criteri utili, anche se non sempre risolutivi, per prendere le decisioni più coerenti con le scelte di valore compiute, e che raramente a tale compito ci si può sottrarre in nome di una qualche soluzione tecnica considerata migliore delle altre senza un'adeguata analisi teorica.

CAPITOLO PRIMO

L'economia e l'ambiente: dai principi teorici alla politica economica

La politica ambientale trova il suo fondamento nella teoria dell'esternalità. La letteratura su questo soggetto è enorme tanto da racchiudere centinaia di libri e articoli scientifici. Pertanto un tentativo di riassumere tale letteratura va al di là dei nostri compiti. Invece in questa sezione tenteremo di tracciare le linee essenziali di ciò che noi consideriamo come il risultato più importante di tale letteratura, mettendone in rilievo le implicazioni per quanto riguarda la politica ambientale.

La teoria fondamentale della politica ambientale è basata su un approccio particolare per quanto riguarda l'inquinamento ambientale, considerato come un «bene negativo» pubblico, che risulta associato alla produzione di beni privati. La relazione base può essere espressa in forma abbreviata:

$$U = U(X, Q) \quad (1)$$

$$X = X(L, E, Q) \quad (2)$$

$$Q = Q(E) \quad (3)$$

Dove i segni assunti dalle derivate parziali sono $U'_x > 0$, $U'_q < 0$, $X'_L > 0$, $X'_e > 0$, $X'_q < 0$ e $Q'_e > 0$. L'utilità di un consumatore rappresentativo nella equazione (1) dipende da un vettore di bene consumati (X) e dal livello di inquinamento (Q). Tale inquinamento risulta dalla emissione di rifiuti (E) che si determina nella produzione di (X), come indicato in (2). Si noti che la funzione di produzione in (2) è costruita in maniera da includere come input un vettore di fattori produttivi convenzionali (L) quali lavoro e capitale, la quantità di rifiuti creati (E) e il livello di inquinamento (Q).

In questa formulazione l'emissione dei rifiuti è trattata come un altro fattore di produzione; ciò sembra ragionevole giacchè tentativi, ad esempio, di ridurre tali rifiuti, richiederà lo spostamento di altri input per l'abbattimento di tale attività inquinante, determinando di conseguenza la riduzione della disponibilità di questi altri input per la produzione di beni.

Ridurre E comporta una produzione inferiore. Comunque, data la ragionevole ipotesi di un costo marginale di abbattimento crescente, è possibile assumere le normali proprietà di curvatura in modo che sia anche possibile ricavare gli isoquanti nello spazio L ed E.

La funzione di produzione include come argomento il livello di inquinamento (Q), giacchè l'inquinamento può avere effetti dannosi sulla produzione, come anche produrre disutilità a carico del consumatore. Il livello di inquinamento è esso stesso in qualche modo funzione del vettore di rifiuti emessi (E) per tutte le unità di produzione. Nel caso più semplice Q potrebbe essere uguale alla somma dei rifiuti riguardanti tutti i produttori.

Una estensione del modello richiede l'esplicita introduzione di un attività di «difesa» da parte delle «vittime» dell'inquinamento. Noi potremmo per esempio modificare la funzione di utilità in questa maniera:

$$U = U[X, F(L, Q)] \quad (4)$$

Per indicare che gli individui possono impiegare un vettore di input L per ridurre in qualche modo la loro esposizione all'inquinamento. Il livello di inquinamento al quale l'individuo è esposto (F) dipenderebbe dal valore dell'inquinamento stesso (Q) e dall'impiego di input utilizzati per attività preventive (L). Noi potremmo ovviamente introdurre tali attività di difesa o preventive anche per i produttori. Pertanto potremmo avere un sistema di equazioni che descriverebbe il comportamento di molte singole famiglie ed imprese.

In tale sistema è scontato ipotizzare la massimizzazione dell'utilità del nostro individuo rappresentativo (o gruppo di individui) vincolata alle equazioni (2) e (3) con un ulteriore vincolo determinato dalla disponibilità di risorse. Questo esercizio di massimizzazione produce un sistema di condizioni di primo ordine, al fine di ottenere un risultato Pareto efficiente; di particolare interesse è la seguente condizione:

$$\frac{\delta X}{\delta E} = - \left[\sum \left(\frac{\delta U}{\delta Q} \frac{\delta Q}{\delta E} \right) \middle/ \frac{\delta U}{\delta X} + \sum \left(\frac{\delta X}{\delta Q} \frac{\delta Q}{\delta E} \right) \right] \quad (5)$$

essa stessa fonte di distorsione. Comunque è anche immaginabile che la critica di Coase sia di limitata rilevanza per la maggior parte dei problemi di inquinamento. Poiché i casi più numerosi di inquinamento dell'aria e dell'acqua, ad esempio, coinvolgono un ampio numero di agenti inquinanti e/o di vittime, la probabilità di una risoluzione negoziata del problema è molto piccola. In altri termini i costi di transazione spesso sono troppo ampi per permettere una soluzione della maggior parte dei problemi ambientali. Pertanto sembra che un equilibrio di Nash o «un aggiustamento indipendente» sia, per la maggior parte dei problemi ambientali, la struttura analitica appropriata. In tale situazione, la cura Pigouviana per gli effetti distorsivi delle esternalità risulta valida.

Secondo, non esiste alcuna menzione di qualsiasi compenso alle vittime delle esternalità; questo è un punto importante, fonte di confusione nella letteratura, giacchè Coase e altri hanno suggerito che, in certe circostanze, la compensazione delle vittime dei danni derivanti dagli agenti inquinanti sia necessaria per un risultato efficiente. Come è chiaro dal punto di vista matematico ciò non è il caso del modello sopra descritto. In realtà i risultati sono persino più forti: la compensazione delle vittime non è ammissibile (eccetto che attraverso trasferimenti *in kind*). Dove le vittime hanno l'opportunità di mettere in atto misure per ridurre gli effetti dell'inquinamento di cui sopportano le conseguenze la compensazione non può essere concessa. Giacchè, se le vittime sono compensate per i danni che esse subiscono, non avranno alcun incentivo a intraprendere efficienti misure di prevenzione o di difesa (ad esempio, sistemarsi lontano dalle industrie inquinanti, oppure impiegare vari tipi di lotta all'inquinamento). Come appare chiaro nella precedente formulazione, i benefici delle attività difensive sono di natura privata (essi riguardano solo le vittime che intraprendono tali attività) e, come risultato, l'efficienza economica non richiede alcun altro incentivo diverso dai benefici che le suddette attività conferiscono alle vittime dell'inquinamento.

Il risultato teorico basilare risulta quindi che l'efficiente soluzione del problema delle esternalità ambientali richiede agenti inquinanti che si confrontino con un costo marginale della loro attività inquinante uguale al valore sociale del danno che esse producono e per le vittime è necessa-

rio individuare i loro propri livelli di attività difensiva con nessuna compensazione da parte degli inquinatori.

1) *La scelta tra strumenti di politica economica*

Esistono comunque altri approcci per individuare appropriati incentivi economici per realizzare l'abbattimento delle attività inquinanti. Due strumenti alternativi hanno ricevuto un'ampia attenzione: i sussidi e i permessi di emissione negoziabili. I primi studiosi hanno riconosciuto che porre un sussidio per ogni riduzione di una unità di sostanze inquinanti emesse potrebbe avere la stessa efficacia per abbattere il livello di inquinamento di un'imposta della stessa grandezza per ogni unità di sostanze inquinanti emesse: un sussidio del 10% per ogni euro di riduzione delle emissioni di sostanze inquinanti crea lo stesso costo opportunità per l'emissione di tale sostanze sulfuree di una tassa del 10% per ogni unità emessa di tale sostanza. Da questo punto di vista i due strumenti di politica ambientale sono equivalenti: l'ente regolatore può usare o il bastone o la carota per creare il desiderato incentivo per ridurre l'inquinamento.

Numerosi economisti, però, dopo un'analisi più attenta, hanno individuato rilevanti asimmetrie tra i due strumenti di politica ambientale. In particolare si è accertato che tali strumenti di intervento hanno differenti implicazioni per quanto riguarda la profittabilità della produzione di un'industria inquinante: i sussidi accrescono i profitti, mentre le imposte li diminuiscono. Pertanto l'applicazione dell'uno o l'altro strumento presenta differenti implicazioni nel lungo periodo, specialmente per quanto riguarda le decisioni di entrata o di uscita delle imprese dal mercato. L'approccio con sussidi sposterà la curva di offerta dell'industria verso destra e comporterà un maggior numero di imprese e un più alto livello di produzione, mentre l'imposta Pigouviana sposterà la curva di offerta verso sinistra, con una conseguente contrazione dell'ampiezza dell'industria. E' persino concepibile che l'approccio con i sussidi possa comportare un aumento nell'ammontare totale dell'inquinamento.

Il punto principale è che c'è un'ulteriore condizione, quella dell'en-

L'equazione (5) indica che l'impresa inquinante deve estendere i suoi scarichi di rifiuti fino al punto nel quale il prodotto marginale di queste emissioni eguaglia la somma del danno marginale che esse impongono sui consumatori [(il primo addendo dell'equazione (5)) e sui produttori [il secondo addendo in (5)]. Oppure, usando un'altra strada, l'equazione (5) dice che le misure di controllo dell'inquinamento devono essere adottate da ciascun agente inquinante, fino al punto in cui i benefici marginali derivanti dalla riduzione dell'inquinamento (considerati come la somma di quelli riguardanti tutti i consumatori e le imprese) eguagliano il costo marginale di abbattimento.

Un'altra condizione di primo ordine si riferisce al livello efficiente delle attività difensive o di prevenzione:

$$\frac{\delta U}{\delta F} \frac{\delta F}{\delta L} = \frac{\delta U}{\delta X} \frac{\delta X}{\delta L} \quad , \quad (6)$$

la quale dice semplicemente che il valore marginale di ciascun input deve essere eguagliato sia nel suo impiego produttivo, sia in quello per svolgere attività di prevenzione o di difesa.

Il prossimo passo è quello di derivare le condizioni di primo ordine che caratterizzano l'equilibrio di un mercato concorrenziale, dove troviamo che le imprese concorrenziali con libero accesso alle risorse ambientali si impegneranno in attività inquinanti, fino a quando il rendimento marginale è zero, cioè fino a quando $\delta X / \delta E = 0$

Si ottiene così il familiare risultato per il quale, poiché le imprese non considerano i costi esterni che impongono sugli altri, esse realizzeranno un livello di attività inquinanti socialmente eccessivo.

L'implicazione politica di questo risultato è evidente. Gli agenti inquinanti devono confrontarsi con un «prezzo» uguale al costo marginale esterno della loro attività di inquinamento, al fine di indurli a internalizzare al margine i costi sociali dei loro obiettivi. Questo incentivo di prezzo può prendere la forma «dell'imposta Pigouviana», la quale permetterebbe che l'agente inquinante tenga conto del valore marginale del danno sociale. Nella precedente formulazione l'imposta sarebbe uguale alla espressione in equazione (5). Si noti ulteriormente che il livello unitario dell'imposta deve essere riferito direttamente all'attività inquinante,

non a qualche correlato livello di produzione o di fattore produttivo impiegato. Ipotizzando l'esistenza di possibilità di sostituzione tra gli input nella produzione, «l'imposta Pigouviana» prenderebbe la forma di un prelievo per ogni unità di emissione di rifiuti o di altri elementi inquinanti immessi nell'ambiente. Essa non deve essere invece calcolata per ogni unità di prodotto o di input (ad esempio combustibile fossile associato all'inquinamento).

La derivazione delle condizioni di primo ordine caratterizzanti il comportamento massimizzante l'utilità da parte degli individui produce un secondo interessante risultato. Fino a quando l'attività difensiva o preventiva fornisce nel modello soltanto benefici privati, risulta che il comportamento massimizzante degli individui soddisferà le condizioni di primo ordine riguardanti l'efficienza paretiana per tale attività. Poiché essa è confrontata con un dato prezzo di ciascun input, gli individui allocheranno la loro spesa in modo tale che il guadagno marginale di un euro sia uguale all'incremento di utilità, sia che esso sia speso in beni di consumo, che nell'attività di difesa o di prevenzione. Non esiste alcuna necessità di un ulteriore incentivo al fine di raggiungere un livello efficiente di attività difensiva o preventiva.

Quantunque ciò che abbiamo affermato non abbia bisogno di ulteriori chiarimenti, esiste una coppia di problemi che richiedono ulteriori commenti.

Primo, la soluzione Pigouviana al problema delle esternalità è stata oggetto di ripetuti attacchi da parte dei seguaci di Coase. La teoria di Ronald Coase (1960)⁶ sostiene che in assenza di costi di transazione, le distorsioni associate alle esternalità potrebbero essere risolte attraverso una contrattazione tra le parti interessate. Nessun ulteriore incentivo (come l'imposta Pigouviana) è necessario in tale situazione per raggiungere un risultato efficiente. In realtà, come dimostrato da Ralph Turvey⁷, l'introduzione di tale imposta in un ambiente ipotizzato da Coase sarebbe

⁶ COASE RONALD H., *The problem of social cost*, in *Journal of law and economics*, n. 3, 1960.

⁷ TURVEY RALPH, *On divergences between social cost and private cost*, *Economica*, n. 30, 1963.

trata e dell'uscita delle imprese, che l'equilibrio di lungo periodo deve soddisfare per un risultato efficiente. Per ottenere un numero corretto di imprese nel lungo periodo è essenziale che le imprese paghino non solo il costo dei danni marginali derivanti dalle loro emissioni, ma anche il costo totale delle loro emissioni inquinanti. Soltanto se le imprese sopportano il costo totale delle loro emissioni le loro prospettive di profitto rifletteranno il vero beneficio sociale netto derivante dalla entrata e/o dalla uscita dal settore industriale. In conclusione i sussidi non sono un'alternativa completamente soddisfacente all'imposta Pigouviana.

Diversamente, in un mondo di perfetta conoscenza, i permessi di emissione negoziabili sono, in principio, un'alternativa pienamente equivalente a quella dell'imposta. Invece di fissare l'imposta appropriata al fine di ottenere come risultato la quantità efficiente di emissioni inquinanti, le autorità ambientali potrebbero distribuire dei permessi per una quantità di emissioni pari alla precedente, lasciando le imprese libere di contrattare fra di loro. Non è difficile dimostrare che il meccanismo di mercato porterebbe un risultato che soddisfa le condizioni di primo ordine, sia per un livello efficiente di attività di abbattimento nel breve periodo, sia per le decisioni di entrata e di uscita dall'industria nel lungo periodo. L'ente regolatore può in sintesi stabilire o il «prezzo» o la «quantità», e raggiungere lo stesso risultato desiderato.

Questa simmetria tra prezzo e quantità è comunque dipendente dall'ipotesi di perfetta conoscenza. In un ambito di imperfetta informazione, per quanto riguarda le funzioni di costo e i benefici marginali, i risultati dei due approcci potrebbero differire in maniera rilevante.

2) Nel regno dell'incertezza

Il primo economista che ha tentato di rimuovere l'ipotesi di perfetta conoscenza dall'analisi teorica relativa all'impiego di una politica ottimale per la riduzione dell'inquinamento è stato Martin Weitzman⁸. Egli è riuscito a dimostrare che in situazioni di incertezza esiste un'ampia

⁸ WEITZMAN MARTIN, *Prices vs. Quantities*, Rev. Econ. Stud., October, 41(4), 1974.

area di indeterminazione, che non permette di trovare soluzioni univoche e ben delineate.

Molto spesso tale situazione viene dimenticata, con l'effetto di prendere per reale quanto è solo il risultato di eleganti modelli teorici, fondati su ipotesi di cui non è facile controllare il grado di arbitrarietà, e che forniscono risultati inattendibili nel loro ordine di grandezza.

L'incertezza pervade ogni dimensione dell'economia ambientale ed è utile, a questo punto, considerarne tre aspetti di particolare rilievo: l'incertezza nella misurazione fisica e nella quantificazione economica dei fenomeni, l'incertezza sulla responsabilità dell'uomo nel determinarli e l'incertezza sulle misure da prendere per arginare i danni ambientali.

A titolo di esempio si considerino due dei principali problemi ambientali sopra accennati: il riscaldamento del globo dovuto all'effetto serra e l'inquinamento atmosferico urbano; per quanto riguarda il riscaldamento globale, non si è in grado di affermare se sia esistito nel passato, se ci sarà nel futuro, né quali siano i suoi effetti; gli allarmi frequentemente sollevati sono causati dall'impiego di modelli climatici sovrasemplificati, che tendono a stimare relazioni quasi lineari fra la concentrazione di anidride carbonica e l'aumento della temperatura, nonostante le verifiche empiriche mostrino segni contraddittori, evidenziando, per esempio, una riduzione delle temperature ai poli e una relativa espansione delle calotte.

Recentemente alcuni studiosi attribuiscono il riscaldamento globale, più che all'effetto serra, dovuto all'inquinamento, all'aumento dell'attività del sole che produce una più elevata irradiazione del globo.

Se il riscaldamento globale è incerto nella sua stessa esistenza, non accade così per l'inquinamento atmosferico urbano, che certamente esiste, è di origine umana ed è dannoso per l'uomo, per l'ambiente naturale e per i manufatti; l'incertezza qui interviene nel momento in cui sia necessaria una misurazione precisa, per determinare un rapporto causa-effetto fra le emissioni inquinanti e i danni ambientali e per attribuire a tali danni un valore economico.

I metodi utilizzati per la valutazione economica del danno ambientale sono molteplici: si va da un tentativo di misurazione diretta - per esempio il costo dei giorni di ospedalizzazione per le malattie causate da un

aumento nella concentrazione degli inquinanti - alla stima della quota del valore economico degli immobili determinata dalla qualità ambientale del sito, al calcolo, mediante sondaggi, della disponibilità a pagare di una certa collettività, per evitare un danno ambientale.

Le difficoltà che sorgono dal punto di vista teorico in questa fase sono ancora precedenti rispetto all'ampia problematica relativa alla sostituzione di una prospettiva ambientale antropocentrica, con una più generica prospettiva «biocentrica», sulla quale si fonda spesso il dibattito ambientalista odierno.

Ma è comunque possibile quantificare in qualche modo il valore della salute o della vita umana? Se sì, si può porre il risultato sullo stesso piano di altri dati numerici? E, in questo caso, come aggregarlo agli altri numeri? È difficile che problemi come questi abbiano una pronta soluzione di tipo «tecnico», la strada migliore per l'economista è forse quella di essere il più esplicito e chiaro possibile sulle ipotesi poste alla base delle sue analisi, lasciando così a chi deve compiere scelte di valore la possibilità di farlo a ragion veduta.

Per quanto riguarda le misure di politica economica finalizzate alla tutela ambientale, esse risentono chiaramente dell'incertezza delle fasi di valutazione; nei casi di evidente e immediato pericolo, sono indubbiamente utili limitazioni dirette alle attività inquinanti; ove però il pericolo non sia così immediato sono forse più opportune misure di mercato, come le tasse sulle emissioni, che, se adeguatamente calibrate, sono più efficienti, in quanto penalizzano le imprese più dannose e incentivano l'adozione di tecnologie pulite; esistono anche soluzioni miste, come per esempio mettere in vendita un numero limitato di permessi per l'emissione di quantità stabilite di sostanze inquinanti: le imprese con tecnologie difficilmente modificabili acquisteranno i permessi, le altre ridurranno le loro emissioni; si potrà così prevenire l'aumento degli inquinanti - o addirittura ridurli - imponendo tecnologie pulite là dove costano meno; è ovvio che anche in questo caso esistono difficoltà: i permessi potrebbero, per esempio, essere utilizzati come barriere all'entrata su certi mercati.

Ma la difficoltà forse più rilevante per la politica ambientale riguarda proprio quelle tematiche dove l'incertezza non consente in

alcun modo misurazioni efficaci; in tali casi si va affermando un atteggiamento di «non rimpianto», che consiste essenzialmente nel mettere in atto spese preventive di tutela, viste come un premio assicurativo a fronte del rischio che, aspettando una riduzione dell'incertezza attraverso i progressi della ricerca, si arrivi troppo tardi, quando la situazione potrebbe essere irreversibile; con queste motivazioni vengono giustificate le politiche di riduzione delle emissioni di anidride carbonica, per scongiurare i pericoli del riscaldamento globale. Il problema, in questi casi, è l'entità del premio d'assicurazione: poiché i programmi di riduzione delle emissioni hanno un costo molto elevato, vi è da chiedersi se valga la pena di sostenerlo di fronte a una tale incertezza sul realizzarsi del rischio, soprattutto tenendo conto che questo significa distrarre risorse da altri impieghi.

È anche evidente, data la portata globale di questi problemi, come sia difficile raggiungere la stabilità di un accordo: senza la presenza di un'autorità centrale è sempre forte l'incentivo a non rispettare i patti, beneficiando senza costi degli impegni altrui; la teoria recente a questo proposito sta esaminando la possibilità di legare la tutela ambientale ad accordi di tipo commerciale-tecnologico, la partecipazione ai quali potrebbe essere condizionata a comportamenti ambientali corretti, ma, proprio in campo internazionale, resta il problema di fondo: occorre una condivisione sulle priorità, che consenta di stabilire che cosa sia un «comportamento ambientale corretto».

3) *L'imperfezione del mercato*

Le condizioni riguardanti l'efficienza delle misure di politica discusse precedentemente, dipendevano per la loro validità dall'ipotesi di equilibrio di concorrenza perfetta. Questa è un'ipotesi molto forte giacché le imprese maggiormente inquinanti nel mondo reale sono grandi imprese in settori industriali altamente concentrati: raffinerie di petrolio, industrie chimiche e altre imprese manifatturiere. Ciò fa sorgere l'ipotesi relativa alla robustezza dei risultati suggeriti dall'analisi teorica in presenza di grandi imprese che non sono «price takers» sui loro mercati.

Per primo, James Buchanan⁹ richiamò l'attenzione su questo tema mostrando che l'adozione di un'imposta Pigouviana su un monopolista potrebbe ridurre più che aumentare il benessere sociale. Un monopolista restringe la produzione al di sotto del livello socialmente ottimo e un'imposta sulle emissioni inquinanti porterebbe ad un'ulteriore riduzione della produzione. L'effetto netto non è chiaro, poiché i guadagni in termini di benessere derivanti dalla riduzione dell'inquinamento possono essere bilanciati dalle perdite dovute alla contrazione della produzione da parte del monopolista.

La risposta ottimale a questo dilemma è chiara. L'autorità regolatrice dovrebbe introdurre due misure di politica ambientale: un'imposta Pigouviana sulle emissioni inquinanti, più un sussidio per unità di prodotto uguale alla differenza tra costo marginale e ricavo marginale al livello socialmente ottimo di produzione. Giacché vi sono due distorsioni, sono richiesti due strumenti di intervento per una completa risoluzione del problema. Gli enti regolatori dell'ambiente, comunque, difficilmente hanno il potere o la disponibilità a sussidiare la produzione del monopolista. In assenza di sussidi tali enti potrebbero cercare di ottenere un risultato di «second best». Lee Dwight (1975), e Andy Barnett (1980)¹⁰ hanno fornito la soluzione a questo problema individuando la regola per determinare un'imposta sulle emissioni, per raggiungere questo risultato di «second best». Tale regola richiede un'imposta unitaria sulle emissioni che sia in qualche modo minore di quella da applicare su un'impresa inquinante, in condizione di concorrenza perfetta, al fine di tenere conto degli effetti dell'imposta sul livello di produzione.

⁹ BUCHANAN JAMES, *External diseconomies, corrective taxes and market structure*, American Economic Review, 59(1), Marzo 1969.

¹⁰ LEE DWIGHT, *Efficiency of pollution taxation and market structure*, Journal of Environmental Economics and Management, 2(1), September 1975; BARNETT ANDY, *The Pigouvian tax rule under monopoly*, American Economic Review, 70(5), December 1980.

Essa può essere così formalizzata:

$$t^* = t_c - \left[(P - CM) \frac{dX}{dE} \right] \quad (7)$$

L'equazione (7) indica che l'imposta per ogni unità di emissione inquinante (t^*) di «second best» deve essere uguale all'imposta Pigouviana riguardante un'impresa di concorrenza perfetta (t_c) meno la perdita di benessere derivante dal ridotto livello di produzione del monopolista, espresso come la differenza tra il prezzo del prodotto e il costo marginale moltiplicato per la riduzione della quantità prodotta, associata ad un'unità di diminuzione delle emissioni inquinanti. Si può dimostrare, attraverso un'appropriata riformulazione della suddetta equazione (7), che l'imposta di «second best» varia con l'elasticità prezzo della domanda. Pertanto è chiaro che, dove la domanda presenta una maggiore elasticità prezzo, la distorsione del prezzo, cioè la divergenza fra prezzo e costo marginale diventa più piccola, così che l'imposta sulle emissioni non deve essere ridotta di molto, come invece bisognerebbe fare se la domanda fosse più rigida rispetto al prezzo.

Sembra improbabile comunque che l'ente regolatore abbia, sia le informazioni necessarie, sia l'autorità a determinare ed imporre delle imposte sulle emissioni inquinanti, differenziate a secondo del grado di potere monopolistico.

CAPITOLO SECONDO

Misurazione dei benefici e dei costi del controllo dell'inquinamento

L'utilizzazione di permessi di emissione trasferibili e di imposte per unità di emissione in principio possono permettere di raggiungere livelli standard di inquinamento al minimo costo. Comunque, gli economisti potrebbero chiedersi se tali standard di inquinamento siano stati fissati a livelli appropriati. La risposta a questa domanda richiede che vengano misurati i benefici e i costi del controllo dell'inquinamento.

Poiché, il controllo dei costi di per sè non si presenta come un compito semplice, gli economisti ambientali hanno dedicato maggiore attenzione all'aspetto dei benefici. Particolare importanza è stata data allo sviluppo di metodologie di misura dei benefici ricavabili da beni, come l'aria pulita o l'acqua che non sono venduti sul mercato. Tali metodologie ricadono in due categorie: il metodo indiretto di mercato, che tenta di ricavare dalle scelte effettuate - quali quella, ad esempio, riguardante il posto dove vivere - il valore che le persone danno ai beni ambientali; e l'approccio attraverso questionari che chiedono alle persone di esprimere il loro *trade-off* tra beni ambientali e altri beni nell'ambito di indagini campionarie. Noi passeremo in rassegna entrambi gli approcci. Ma il primo compito che ci dobbiamo porre è quello di chiarire in che modo avvenga la valutazione dei cambiamenti nella qualità dell'ambiente. In seguito dalla valutazione dei benefici passeremo alla valutazione dei costi.

1) Definizione del valore di un cambiamento nella qualità dell'ambiente

All'inizio di questa presentazione dei problemi teorici più importanti dell'economia dell'ambiente, abbiamo sottolineato che l'inquinamento può entrare sia nella funzione di utilità dei consumatori che nella funzione di produzione delle imprese, vedasi equazione, (1) e (2). Per elaborare ulteriormente questo concetto si potrebbe introdurre una «funzio-

ne danno», che collega l'inquinamento Q al valore danno S ad esso attribuito dalle persone.

$$S = S(Q) \quad (8)$$

Si può ipotizzare che S sostituisca Q nelle suddette funzioni di utilità e di produzione.

Si manifestano due casi di particolare interesse. Primo, se il consumatore (o l'impresa) vede S come fuori dal suo controllo, noi possiamo definire il valore del cambiamento in S (che può essere più facile a misurarsi del valore del cambiamento in Q), e quindi prevedere quale potrebbe essere il cambiamento in S risultante da un cambiamento in Q .

Ad esempio, se le persone vedono la riduzione della visibilità associata all'inquinamento dell'aria come al di là del proprio controllo, si può prevedere la riduzione nella visibilità dalla (8) e concentrarsi sul valore della visibilità. Questo primo caso è chiamato approccio funzione danno alla stima dei benefici.

Il secondo caso è più complicato. A volte può essere possibile ridurre gli effetti dell'inquinamento attraverso l'impiego di input, Z . Ad esempio, le medicine che possono esistere per alleviare i sintomi di una difficile respirazione, collegate con l'inquinamento dell'aria. L'equazione (8) deve essere, quindi, modificata:

$$S = S(Q, Z). \quad (9)$$

In questo caso è Q , piuttosto che S , che deve essere valutato, dato che S non è più esogeno.

Per quanto riguarda l'impresa, il valore di un cambiamento in Q (o S) è il cambiamento dei profitti dell'impresa stessa quando Q (o S) è modificato. Tale valore si può chiamare, per quanto riguarda l'impresa, la volontà di pagare per un miglioramento della qualità dell'ambiente o la volontà di accettare un compenso per una riduzione nella qualità dell'ambiente.

Invece, per un consumatore, il valore di un cambiamento in Q (o in S) dipende dalla iniziale assegnazione dei diritti di proprietà. Se i consumatori sono messi nella condizione di dover pagare per un miglioramen-

to della qualità ambientale, ad esempio da Q^0 a Q^1 , il massimo che essi sono disponibili a pagare per questo cambiamento è pari alla riduzione nella spesa necessaria per raggiungere il loro originario livello di utilità allorquando Q migliora.

Formalmente se $E(P, S(Q^0), U^0)$ denota la spesa minima necessaria per ottenere prima del miglioramento l'utilità U^0 ai prezzi P , e con una qualità dell'ambiente Q^0 , allora il consumatore sarebbe disposto a pagare al massimo per un miglioramento nella qualità ambientale, pari a Q^1 , il seguente valore:

$$VDP = e(P, S(Q^0), U^0) - e(P, S(Q^1), U^0). \quad (10)$$

Se, da altra parte, i consumatori sono considerati come aventi diritto ad un alto livello di qualità ambientale e devono essere compensati per un peggioramento in Q , allora l'ammontare minimo che essi sono disposti ad accettare è l'ammontare addizionale che essi devono spendere per raggiungere il loro originario livello di utilità quando Q declina. Formalmente, la volontà ad accettare compensi per una riduzione in Q da Q^1 a Q^0 è data da:

$$VDA = e(P, S(Q^0), U^1) - e(P, S(Q^1), U^1), \quad (11)$$

dove U^1 è il livello di utilità raggiunto in riferimento al più alto livello di qualità ambientale.

In generale, la volontà ad accettare compensi per una riduzione in Q , sarà più alta che la volontà di pagare per un incremento in Q della stessa grandezza.

Come Michael Hanemann (1991)¹¹ ha dimostrato, l'ammontare per

¹¹ HANEMANN MICHAEL, *Willingness to pay and willingness to accept: how much can*

il quale VDA eccede VDP varia direttamente con l'elasticità reddito della domanda per S e inversamente alla elasticità di sostituzione tra S e i beni privati. Se l'elasticità reddito per la domanda di S è zero, o se S è un perfetto sostituto dei beni privati, VDP, dovrebbe essere uguale a VDA. Se invece l'elasticità di sostituzione fra S e i beni privati è zero, la differenza tra VDA e VDP può essere infinita. E' quindi importante determinare quale principio di valutazione, il VDP o il VDA, sia appropriato per i problemi di valutazione da affrontare.

Le precedenti definizioni del valore di un cambiamento nella qualità dell'ambiente non caratterizzano, di per sé, tutti gli effetti delle politiche ambientali, in termini di benessere. Miglioramenti nella qualità ambientale possono alterare i prezzi, così come la qualità dell'acqua e dell'aria, e queste variazioni dei prezzi devono essere valutate in aggiunta ai cambiamenti della qualità.

Contrariamente alla valutazione dei cambiamenti della qualità, la valutazione dei cambiamenti dei prezzi è relativamente più facile. La volontà a pagare per una riduzione del prezzo è pari alla riduzione nella spesa necessaria a raggiungere U^0 (il livello di utilità originario del consumatore), quando i prezzi sono ridotti. Come ben si sa, questa è proprio l'aria a sinistra della funzione di domanda compensata (quella che mantiene costante l'utilità a livello U^0) tra i due prezzi. La volontà di accettare i compensi per un incremento di prezzo riguarda un valore pari all'aumento della spesa necessaria per raggiungere U^1 , il livello di utilità ottenuto al prezzo più basso, quando il prezzo è aumentato.

Diversamente dal caso riguardante la variazione della qualità dell'ambiente, la volontà di accettare un compenso per l'incremento del prezzo, eccede la volontà di pagare per una diminuzione di prezzo soltanto per l'ammontare di un effetto di reddito. Fino a quando la spesa sui beni in questione è una piccola frazione della spesa totale, la differenza tra le due misure di benessere sarà piccola. Comunque cercando di valutare VDP o VDA mediante il surplus del consumatore, l'area a sinistra della funzione di domanda Marshalliana, si avrà in molti casi un errore non superiore al 5%. Condizioni sufficienti perché

they differ?, American Economic Review, 81(3), June 1991.

ciò avvenga sono: il surplus del consumatore non deve essere più del 90% del reddito, il rapporto del surplus del consumatore rispetto al reddito, moltiplicato per la metà dell'elasticità reddito della domanda non deve essere maggiore dello 0,05¹².

Uno dei problemi principali che riguardano le definizioni di un cambiamento della qualità ambientale (equazioni 10 e 11) è che non tutti i benefici ambientali posso essere visti come certi. Per definire il valore di un cambiamento della qualità ambientale sotto le condizioni di incertezza, supponiamo che il valore di S associato con un dato Q sia incerto. Specificatamente supponiamo che due valori di S siano possibili: S^0 e S^1 , per esempio S^0 potrebbe essere 360 giorni di salute all'anno e S^1 nessun giorno di salute (la morte). Q non determina più S direttamente, ma influenza π , cioè la probabilità che S^0 si manifesti. Se l'individuo è un operatore massimizzante l'utilità attesa e se $V(M, S^i)$, $i=0,1$ denota la sua utilità attesa in ciascun stato (M essendo il reddito), la volontà a pagare per un cambiamento in Q da Q^0 a Q^1 è il massimo che si può prendere dall'individuo e lasciarlo al suo originario livello di utilità attesa¹³:

$$\begin{aligned} & \pi(Q^0)V(M, S^0) + [1 - \pi(Q^0)]V(M, S^1) \\ &= \pi(Q^1)V(M - VDP, S^0) + [1 - \pi(Q^1)]V(M - VDP, S^1) \end{aligned} \quad (12)$$

Per un piccolo cambiamento in Q , la volontà a pagare riguarda un valore pari proprio alla differenza nell'utilità tra i due stati, divisa per l'utilità marginale attesa della moneta.

$$VDP = \frac{[V(M, S^0) - V(M, S^1)]}{\pi V_M^0 + (1 - \pi)V_M^1} \frac{\delta \pi}{\delta Q} dQ \quad (13)$$

¹² WILLIG ROBERT, *Consumer's surplus without apology*, American Economic Review, 66(4), September 1976.

¹³ JONES-LEE MICHAEL, *The value of changes in the probability of death or injury*, Journal of Political Economics, 82(4), July/August 1974.

Un importante punto da sottolineare è che il valore dei cambiamenti in Q si presenta come un valore ex ante: i cambiamenti in Q sono valutati prima che i risultati siano conosciuti. Supponiamo che la diminuzione della esposizione ad un ambiente inquinato sia valutabile come capace di salvare due vite in una città di un milione di persone, l'approccio ex ante vede ciò come una riduzione di 2 milionesimi nella probabilità di morte di ciascuna persona della popolazione. L'approccio ex post viceversa valuterebbe la riduzione pari a due vite con certezza.

Siamo ora in grado di discutere i principali metodi che sono stati utilizzati per valutare i cambiamenti nell'inquinamento.

2) Metodi indiretti per misurare i benefici della qualità ambientale

Gli economisti hanno individuato tre approcci per valutare l'inquinamento che si basano sulle scelte osservate: l'approccio basato sul comportamento, l'approccio basato sulla complementarità debole e l'approccio basato sui prezzi edonici.

a) L'approccio basato sul comportamento per ridurre gli effetti dell'inquinamento

Questo approccio si basa sul fatto che in alcuni casi si possono utilizzare degli input per ridurre gli effetti dell'inquinamento, ad esempio, gli agricoltori possono accrescere l'ammontare di terra ed altri input per compensare il fatto che l'ozono riduce la produzione di grano. Oppure, i residenti di aree con intenso smog, possono prendere le medicine per alleviare i disturbi agli occhi.

Fino a quando altri input possono essere usati per compensare gli effetti dell'inquinamento, il valore di un piccolo cambiamento nell'inquinamento stesso può essere misurato dal valore degli input utilizzati. Se, per esempio, una riduzione del livello di ozono, per un massimo di un ora da 0,16 parti per milioni a 0,11, riduce il numero dei giorni dei sintomi respiratori da 6 a 5 e se la spesa per medicine di euro 20 ha lo stesso effetto, allora il valore della riduzione dell'ozono è di euro 20.

In maniera, in qualche modo, più formale se $S = S(Q, Z)$ la volontà a pagare per un cambiamento marginale in Q può essere scritta come il tasso marginale di sostituzione tra il bene utilizzato per ridurre l'inquinamento e l'inquinamento, moltiplicato il prezzo del bene stesso¹⁴,

$$VDP = -p_1 \frac{\delta S / \delta Q}{\delta S / \delta z_1}, \quad (14)$$

dove z_1 è la medicina. Il valore marginale della volontà a pagare può così essere stimato utilizzando soltanto la funzione di produzione.

Per valutare una variazione non marginale dell'inquinamento, occorre conoscere sia la funzione di costo per il bene influenzato dall'inquinamento, sia la funzione del valore marginale di tale bene. Ad esempio, nel caso di danni alla salute, un ampio miglioramento nella qualità dell'aria sposterà il costo marginale dei giorni di salute a destra (vedi fig. 1) e il valore del cambiamento sarà dato dall'area tra le due curve di costo marginale, limitata dal valore marginale del tempo trascorso in salute. Quando il bene in questione non è venduto sul mercato, come è il caso della salute, stimare la funzione del valore marginale è comunque difficile.

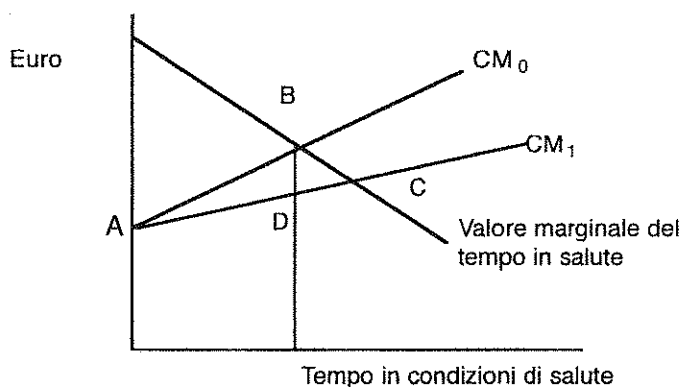


Fig. 1 Benefici nella salute di una riduzione non marginale dell'inquinamento

¹⁴ COURANT PAUL and PORTER RICHARD, *Averting expenditure and the cost of pollution*, Journal of Environmental Economics and Management, 8(4), December 1981.

Un approccio alternativo, suggerito da Bartik¹⁵, è di usare il cambiamento nel costo di produzione del livello originario di S e cioè l'area tra la funzione del costo marginale a sinistra di S^0 (area ABD in fig. 1), al fine di approssimare il valore del cambiamento nella qualità ambientale. Per un miglioramento in Q , questo approccio sottostima il valore del cambiamento, poiché esso non permette all'individuo considerato di accrescere il valore scelto di S . Quando il costo marginale di S aumenta, l'area rilevante sovrastimerà il valore del diminuito benessere. Il vantaggio di questa approssimazione è che essa ci permette di compiere una valutazione in base alla sola conoscenza della funzione di costo.

L'utilità dell'approccio comportamentale è chiaramente limitata ai casi in cui altri input possono essere sostituiti all'inquinamento. La maggior parte dei danni dell'inquinamento sopportati dalle imprese si manifesta nell'agricoltura, nell'attività forestale e nella pesca. Nel caso dell'agricoltura le irrigazioni possono compensare gli effetti del riscaldamento globale sui raccolti. Allo stesso modo il capitale (navi e motori) e il lavoro possono compensare i danni derivanti dalla riduzione della pesca causata dall'inquinamento dell'acqua.

Nel caso di danni derivanti dall'inquinamento sofferti dalle famiglie, l'analisi del comportamento è stata utilizzata per valutare i danni alla salute e i danni derivanti dall'esposizione al sole determinati dall'inquinamento dell'aria. Le famiglie possono evitare i danni alla salute, sia astenendosi dall'esposizione all'inquinamento come prima soluzione, oppure mitigando gli effetti della esposizione. Ad esempio, l'effetto deleterio dell'inquinamento dell'acqua può essere evitato acquistando acqua minerale in bottiglia e gli inquinanti esistenti nell'area esterna possono essere filtrati attraverso un apposito condizionatore.

Due problemi comunque possono sorgere nell'applicare il metodo del comportamento in questi casi. Primo, nel calcolare il lato destro dell'equazione (14), il ricercatore deve conoscere ciò che il consumatore immagina sia il beneficio di acquistare l'acqua (dS/dz^1), giacchè sono i

¹⁵ BARTIK TIMOTHY, *Evaluating the benefits of non-marginal reductions in pollution using information on defensive expenditures*, Journal of environmental economics, 15(1), March 1988.

benefici percepiti come derivanti dal suo comportamento che il consumatore eguaglia al costo marginale di tale comportamento. Secondo, quando l'input utilizzato produce un prodotto congiunto come nel caso della utilizzazione di un condizionatore d'aria, il costo dell'attività non può essere attribuito interamente al comportamento effettuato per ridurre l'inquinamento. Gli input che mitigano gli effetti dell'inquinamento includono le medicine e le visite presso dottori; comunque il ricorso a questi ultimi spesso comporta il problema di produzione congiunta – la visita presso un dottore può riguardare anche problemi non correlati all'inquinamento oltre a malattie causate dall'inquinamento stesso.

b) L'approccio basato sulla complementarità debole

Mentre l'approccio basato sul comportamento diretto a ridurre o annullare gli effetti dell'inquinamento sfrutta la sostituibilità tra inquinamento e altri input impiegati nella produzione, l'approccio basato sulla complementarità debole valuta i cambiamenti nella qualità ambientale, facendo uso degli aspetti complementari della qualità ambientale stessa, cioè l'acqua più pulita con un bene acquistato, ad esempio una gita sul lago. Supponiamo che uno specifico miglioramento della qualità dell'acqua di un lago comporti un aumento della domanda dei consumatori per la visita di tale lago da ED ad AB (vedi fig. 2). Si può considerare il valore di accesso al lago in presenza del livello originale del livello della qualità dell'acqua Q^0 , come il valore della possibilità di visitare il lago ad un costo C piuttosto che ad un costo E.

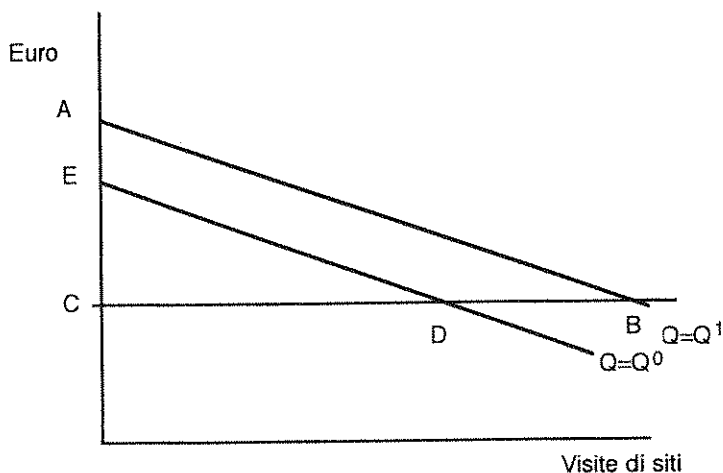


Fig. 12 L'effetto di un Cambiamento nella qualità ambientale sulla Domanda di visite in un sito di ricreazione

Il valore di accesso al lago è pertanto l'area EDC. L'incremento in tale valore quando Q cambia (area ABDE) è il valore del miglioramento della qualità dell'acqua.

Affinchè l'area ABDE possa misurare il valore del miglioramento della qualità dell'acqua, la qualità ambientale deve essere debolmente complementare al bene in questione. Ciò significa che l'utilità marginale della qualità ambientale deve essere zero se nessuno dei beni è acquistato (nessuna visita viene fatta al lago), inoltre c'è un prezzo al di sopra del quale il bene non è acquistato. Se la prima condizione non è valida, ci sarebbero benefici addizionali ad un cambiamento della qualità dell'acqua non riflessi nella domanda di visita al lago.

In pratica l'approccio della complementarità debole è stato usato più spesso per valutare le caratteristiche dei siti di ricreazione, siano esse la qualità dell'acqua oppure un fenomeno ad essa correlato, ad esempio le possibilità di pesca. Anche se le visite ai suddetti siti non hanno un prezzo di mercato, il loro costo può essere misurato sommando le spese di viaggio per raggiungere tale sito, incluso il costo in termini di tempo, come anche il pagamento di un biglietto di entrata. Un problema riguar-

dante la misurazione della domanda di visite al sito interessato come una funzione della qualità del sito è che non ci sia alcuna variazione della qualità del sito per le persone che visitano il sito stesso. Una soluzione molto usata per affrontare questo problema è di variare i parametri del modello, che fanno sì che la qualità ambientale dei siti entri nelle funzioni di domanda di ricreazione moltiplicata per il costo del viaggio oppure per il reddito, l'uno e l'altro variabili a secondo i vari tipi di consumatori.

Nel primo stadio del modello, la domanda per visite al sito i è regressa rispetto al costo della visita del sito e al reddito. Nel secondo stadio, i coefficienti del primo stadio sono regressi rispetto alle variabili della qualità ambientale del sito i . Ciò è equivalente a stimare un insieme di funzioni di domanda per le quali le visite del sito i dipendono dalla qualità dell' i -esimo sito, dal costo di visitare tale sito e dalla interazione tra costo del viaggio e qualità, e reddito e qualità.

Una conseguenza di questo approccio è che esso permette che le visite ad un dato sito dipendano solamente dal costo; il costo relativo a visite riguardanti siti sostituti non è considerato. Ciò è equivalente ad assumere che, eccetto per le variabili della qualità che entrano nel modello del secondo stadio, tutti i siti sono perfetti sostituti. Il modello con parametri variabili può quindi dare risultati erranei, se uno vuole valutare variazioni della qualità ambientale in diversi siti.

Un secondo approccio alla valutazione dei cambiamenti della qualità ambientale utilizza un modello con scelte nel discreto. Questo approccio esamina le scelte di quale sito si voglia visitare in un determinato giorno come una funzione del costo di visita di ciascun sito e della relativa qualità ambientale.

c) Metodi basati su mercati edonici

Il terzo metodo usato dagli economisti per valutare la qualità dell'ambiente o un prodotto correlato, quale il rischio di mortalità, sfrutta il concetto di prezzi edonici: la nozione che il prezzo della casa o di un lavoro può essere scomposto nei prezzi degli attributi che formano il bene, così come la qualità dell'aria nel caso di una casa o il rischio di morte nel caso del lavoro. L'approccio del prezzo edonico è stato usato principal-

mente per valutare gli aspetti negativi dell'ambiente nelle aree urbane, quali l'inquinamento dell'aria o la vicinanza a siti di raccolta di rifiuti pericolosi, che sono riflessi entrambi nei prezzi delle case e dei salari. Esso è stato usato anche per valutare i rischi di mortalità, esaminando i compensi che i lavoratori ricevono per assumersi volontariamente i rischi del lavoro. Infine, l'approccio basato sui costi edonici di viaggio è stato usato per effettuare valutazioni riguardanti siti di ricreazione.

La qualità dell'aria e altre caratteristiche ambientali possono essere valutate in un ambiente urbano per mezzo dei legami esistenti verso una data località residenziale: esse sono parti di un insieme di confort urbani, quali scuole pubbliche, sicurezza, vicinanza a parchi che il consumatore acquista quando compra una casa.

L'essenza dell'approccio edonico è quello di tentare di scomporre il prezzo di una casa nei prezzi dei singoli attributi, inclusa la qualità dell'aria; ciò è fatto utilizzando una funzione di prezzo edonica che descrive la relazione di equilibrio tra prezzo della casa p e le sue caratteristiche: $A = (a_1, a_2, \dots, a_n)$. Il prezzo marginale di un singolo attributo nel mercato è semplicemente la derivata parziale della funzione di prezzo edonica rispetto a quell'attributo. Nel selezionare una casa, il consumatore eguaglia la propria volontà marginale di pagare per ciascun attributo al suo prezzo marginale¹⁶. In maniera leggermente più formale, la massimizzazione dell'utilità in un mercato edonico richiede che il prezzo marginale di un attributo del bene in questione uguagli il valore marginale della volontà di pagare da parte del consumatore per tale attributo.

$$\delta p / \delta a_i = \delta \phi / \delta a_i, \quad (15)$$

dove ϕ è la funzione di offerta del consumatore, cioè il massimo che uno può chiedere al consumatore in cambio della collezione di confort A , tenendo la sua utilità costante. L'equazione (15) implica che, in equilibrio,

¹⁶ ROSEN SHERWIN, *Hedonic prices and implicit markets: product differentiation in pure competition*, Journal of Political Economics, 82(1), January-February 1974; FREEMAN A. MYRICK, *On estimating air pollution control benefits from land value studies*, Journal of environmental economics and management, 1(1), Maggio 1974.

il valore marginale della volontà a pagare per un attributo può essere misurato attraverso il suo prezzo marginale, calcolato mediante la funzione di prezzo edonica.

Se un ampio miglioramento della qualità ambientale è previsto in una sezione della città, miglioramento ampio tanto da modificare i prezzi dell'abitazione, le derivate della funzione edonica di prezzo non misurano più il valore del cambiamento nei confort caratterizzanti la suddetta area. Nel breve periodo prima che i consumatori si adeguino al cambiamento avvenuto e modifichino i prezzi, il valore del cambiamento nei confort è rappresentato dall'area al di sotto della funzione dell'offerta marginale del consumatore – il lato destro dell'equazione (15) – tra i vecchi e i nuovi livelli della qualità dell'area. Per valutare il cambiamento nei confort di una singola area nel lungo periodo, occorre comunque prendere in considerazione gli aggiustamenti da parte dei consumatori al cambiamento e alle variazioni di qualsiasi prezzo che possono manifestarsi. L'area al di sotto della funzione dell'offerta marginale è comunque una offerta più bassa rispetto ai benefici di lungo periodo creati dal cambiamento nella qualità dell'ambiente¹⁷.

Le applicazioni empiriche dell'approccio edonico sono state concentrate sia sulla valutazione dei cambiamenti marginali della qualità dell'ambiente, che richiedono la stima soltanto della funzione di prezzo edonica, sia sul calcolo dei benefici di breve periodo di variazioni non marginali, che richiedono la stima della funzione dell'offerta marginale. S. Rosen suggerì che ciò può essere fatto attraverso una regressione del prezzo dell'attributo marginale, calcolato dall'inclinazione della funzione edonica di prezzo rispetto agli argomenti della funzione dell'offerta marginale. Questa procedura, comunque, può incontrare un problema di identificazione causato dal fatto che gli argomenti della funzione di offerta degli attributi marginali determinano anche il prezzo degli attributi marginali.

¹⁷ BARTIK TIMOTHY, *Measuring the benefits of amenity improvements in hedonic price models*, Land economy, 64(2), May 1988^b.

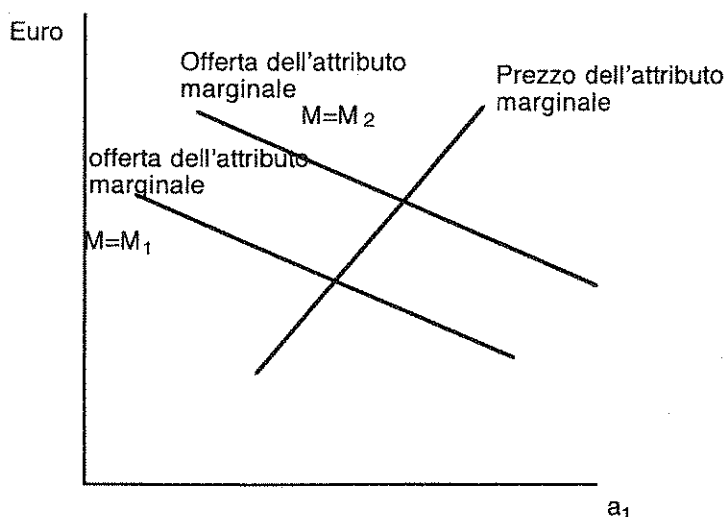


Fig. 3 Il problema di identificazione in un mercato edonico

Un esempio di problema di identificazione, fornito da James Brown e Harvey Rosen¹⁸, si manifesta quando la funzione di prezzo edonica è di secondo grado e le funzione del valore marginale sono lineari nei singoli attributi. Nel caso di un singolo attributo, a_1

$$\delta p / \delta a_1 = \beta_0 + \beta_1 a_1 \quad (16)$$

$$\delta \phi / \delta a_1 = b_0 + b_1 a_1 + b_2 M \quad (17)$$

In questo caso stabilire una regressione tra $\beta_0 + \beta_1 a_1$ su a_1 e M riprodurrà i parametri della funzione del prezzo marginale. Ciò è illustrato graficamente nella figura 3. Il problema sta nel fatto che la funzione del prezzo marginale non si sposta indipendentemente dalla funzione dell'offerta marginale. Cambiamenti in quest'ultima, dovuti ad esempio a differenze del reddito, spostano i punti della funzione del prezzo marginale.

¹⁸ BROWN JAMES and ROSEN HARVEY, *On the estimation of structural hedonic price models*, *Econometrica*, 50(3), May 1982.

Per ottenere l'identificazione, in questo esempio, si può introdurre una restrizione alla forma della funzione, come aggiungere a_1^2 alla funzione marginale del prezzo, ma non alla funzione del valore marginale, che determinerà uno spostamento della derivata di $\delta p / \delta a_1$ indipendentemente da $\delta \phi / \delta a_1$ ¹⁹.

Per quanto riguarda i problemi di stima delle funzioni di offerta riguardanti le caratteristiche marginali, è importante rilevare che un limite superiore ai benefici di lungo periodo di un miglioramento della qualità della vita può essere ottenuto soltanto dalla funzione edonica del prezzo. Yoshitsugu Kanemoto²⁰ ha dimostrato che i cambiamenti nei prezzi nelle aree migliorate, previste dalla funzione edonica di prezzo, costituisce un limite superiore al valore dei benefici di lungo periodo, derivanti da un miglioramento della qualità di vita. Pertanto, dalla conoscenza della funzione edonica di prezzo, possiamo ottenere l'esatto valore di una variazione marginale di un attributo e il limite superiore del valore di lungo periodo di una variazione dell'attributo stesso.

d) Mercati del lavoro edonici

Il fatto che il rischio di morte sia un attributo del lavoro scambiato in un mercato edonico del lavoro ha fornito agli economisti un'alternativa all'approccio basato sul comportamento, quale mezzo di valutazione del rischio di mortalità²¹. La teoria dietro questo approccio è semplice: tenendo fermo tutto il resto, i lavoratori in occupazioni rischiose devono essere compensati con salari più alti, al fine di sopportare tale rischio. Come nel caso di mercati edonici di abitazioni, il lavoratore sceglie il suo lavoro eguagliando il costo marginale del lavoro in un'occupazione meno rischiosa (la derivata della funzione di prezzo edonica) al valore del beneficio marginale (in euro) del risultante incremento nell'aspettativa di vita.

¹⁹ MENDELSON ROBERT, *Estimating the structural equations of implicit markets and household production functions*, Rev. Econ. Statist., 66(4), November 1984.

²⁰ KANEMOTO YOSHITSUGU, *Hedonic prices and the benefits of public prices*, Econometrica, 56(4), July 1988.

²¹ THALER RICHARD and ROSEN SHERWIN, *The value of life savings*, in Household production and consumption, Ed. Nester Terleckyj, Columbia U. Press, 1976.

Ci sono tre problemi nell'uso di tale approccio basato su un salario che compensa il maggiore rischio. Uno è che le differenze nei salari esistono solo se i lavoratori sono informati dei rischi determinati dal lavoro effettuato. Pertanto nell'assenza di differenziali nei salari non vuol dire che i lavoratori non valutino il rischio di morte. Un secondo problema è che i differenziali compensativi nei salari sembra si presentino soltanto nelle attività industriali sindacalizzate. Ciò suggerisce che l'approccio basato sulle differenze nei salari può fornire una stima del valore di una riduzione del rischio soltanto per certi segmenti della popolazione. Questo problema è complicato dal fatto che gli individui meno avversi al rischio lavorano in occupazioni rischiose. Terzo, se i lavoratori hanno stime distorte del rischio o se le misure oggettive del rischio impiegate nella maggior parte degli studi sopravvalutano o sottovalutano le percezioni del rischio da parte dei lavoratori, i valori di mercato dei salari produrranno delle stime distorte del valore di una riduzione del rischio.

e) L'approccio edonico basato sui costi di viaggio

Un'altra area, nella quale l'approccio edonico è stato applicato, riguarda la valutazione delle caratteristiche dei siti di ricreazione²². Nel valutare tali siti, l'analoga della funzione edonica di prezzo è ottenuta attraverso una regressione dei costi di viaggio per raggiungere i siti di ricreazione rispetto agli attributi di tali siti, come la quantità di pesce esistente, la limpidezza dell'acqua e altre caratteristiche. Comunque, poiché questa relazione non risulta dalle forme di mercato, non c'è niente che garantisca che il costo marginale di un attributo sia positivo. Più desiderabili siti possono essere localizzati più vicino ai centri popolati piuttosto che in località lontane da esse. In questo caso la scelta individuale del sito non sarà descritta dall'equazione (13), bisogna stare attenti quando si ricavano valori dai costi marginali degli attributi²³.

²² BROWN GARDNER and MENDELSON ROBERT, *The hedonic travel cost method*, Rev. Econ. Statist., 66(3), August 1984.

²³ SMITH KERRY, PALMQUIST RAYMOND and JAKUS PAUL, *Combining farrell frontier and hedonic travel cost models for valuing estuarine quality*, Review of Economics and Statistics, 73(4), 1991.

3) Il metodo della valutazione contingente

Mentre gli approcci di mercato indiretti che noi abbiamo sopra descritto possono essere usati per valutare molti dei benefici derivanti dalla riduzione dell'inquinamento, esistono casi importanti nei quali essi non possono essere impiegati. Quando non esiste nessun appropriato comportamento mitigante o tendente ad evitare gli effetti dell'inquinamento, i metodi indiretti non possono essere usati per stimare i benefici della riduzione dell'inquinamento. I benefici della ricreazione possono essere difficili da misurare, giacchè può non esistere una sufficiente variazione nella qualità dell'ambiente nei vari siti di una regione tali da stimare il valore della qualità dell'acqua usando l'approccio basato sui costi di viaggio. C'è inoltre un'intera categoria di benefici, i *valori del non uso*, che per definizione non possono essere misurati attraverso i metodi di mercato indiretti. I valori del non uso si riferiscono ai benefici ricevuti dalla conoscenza dell'esistenza di un bene, anche se l'individuo non può mai avere esperienza diretta di tale bene. Esempi di ciò sono costituiti dalle specie in pericolo o dai miglioramenti nella visibilità del Grand Canyon negli Stati Uniti d'America, per persone che mai programmeranno di visitare tale sito.

Ciò suggerisce che l'utilizzazione di questionari diretti può giocare un ruolo per valutare i benefici del controllo dell'inquinamento in questi casi. Tipicamente questi questionari diretti, o valutazioni contingenti, pongono delle domande agli intervistati riguardo al valore di un dato prodotto, piuttosto che il valore del cambiamento nella concentrazione dell'inquinamento. Esempi di beni che sono stati valutati con il metodo della valutazione contingente includono miglioramenti della qualità delle acque dove è possibile pescare o nuotare, miglioramenti nella visibilità risultante dal diminuito inquinamento dell'aria e il valore di preservare specie in pericolo.

Qualsiasi studio per una valutazione di questo tipo deve incorporare: la descrizione del bene che deve essere valutato, il modo in cui il pagamento deve essere fatto, il metodo per ottenere dagli intervistati i valori

cercati. Negli studi che valutano beni di ricreazione, gli ipotetici pagamenti possono assumere la forma di una tassa per l'uso o di un aumento delle imposte. Per determinare il massimo che una persona è disposta a pagare per un miglioramento della qualità ambientale, l'intervistatore può chiedere qual'è questo ammontare, oppure egli può chiedere se la persona intervistata sia intenzionata, oppure no, a pagare un determinato ammontare. La risposta sì/no non produce una stima della volontà a pagare di ciascun intervistato; comunque, la frazione di coloro che intendono pagare almeno l'ammontare stabilito ci dà un punto della funzione di distribuzione cumulativa della volontà di pagare per il bene in questione²⁴.

Ci sembra che ci sia un accordo generale sul fatto che i questionari basati sulla prima alternativa (open-ended) sono più facili per coloro che devono rispondere e che quindi producono una informazione più affidabile che nell'altra alternativa, specialmente quando il bene da valutare non è scambiato nei mercati tradizionali. Seguendo la seconda alternativa (closed-ended), nel caso di un bene che gli intervistati non hanno mai preso in considerazione, ad esempio una migliore visibilità, spesso si ottiene una distribuzione delle risposte che ha un ampio numero di valori zero e poche risposte con valori molto elevati. Ciò può riflettere il fatto che gli intervistati non hanno niente al quale riferirsi per rispondere e non vogliono compiere il necessario ragionamento per scoprire il valore che essi attribuiscono ad un determinato bene. Rispondere ad un questionario basato sul metodo sì/no (closed-ended) è invece un compito molto più facile ed è analogo a quello svolto nel caso di beni acquistabili nei mercati tradizionali.

Si deve riconoscere che, nonostante i miglioramenti registrati nella metodologia della valutazione contingente in questi ultimi decenni, molti rimangono scettici nei confronti di tale metodo. Forse la critica più seria è che le risposte ai questionari della valutazione contingente sono puramente ipotetiche, dato che rappresentano una volontà di pagare semplicemente intenzionale ma non reale. Questo problema è stato affrontato in alcuni studi che hanno confrontato le risposte ai questionari della valuta-

²⁴ CAMERON TRUDY and JAMES MICHELLE, *Efficient estimation methods for "closed-ended" contingent valuation surveys*, Rev. Econ. Statist., 69(2), May 1987.

zione contingente con i pagamenti effettivamente compiuti per il medesimo bene.

I valori ipotetici saranno tanto più vicini a quelli reali a secondo se i beni in questione hanno un carattere pubblico o privato, oppure a secondo delle varie tecniche utilizzate per ottenere i valori dagli intervistati ed anche se è richiesto l'ammontare riguardante la volontà di pagare (VDP) o la volontà di accettare (VDA) una compensazione. La maggior parte degli esperimenti che confrontano gli ammontari ipotetici con quelli riguardanti l'effettiva VDP per un bene privato non hanno trovato alcuna differenza statisticamente significativa tra i valori medi ipotetici e quelli attuali. Questo non è il caso se i valori ipotetici vengono confrontati con i valori attuali riguardanti la volontà di accettare un compenso (VDA). Inoltre, differenze statisticamente significative sono state riscontrate nell'uno e nell'altro caso quando si tratta di beni pubblici.

Altre critiche al metodo della valutazione contingente riguardano la possibilità che gli individui possano comportarsi in maniera strategica nel rispondere alle domande: perchè sovrastimano la propria VDP se ciò può aumentare la probabilità che un miglioramento venga effettuato; perchè gli individui possono non avere una sufficiente conoscenza del bene per dare ad esso un valore ben determinato; ed infine, perchè la VDP per un bene ha spesso un ordine di grandezza minore dell'ammontare relativo alla VDA compensi per le perdite relative al bene in questione.

La possibilità che gli intervistati si comportino strategicamente è stata valutata con esperimenti di laboratorio, esaminando se le VDP annunciate per un bene pubblico varia a secondo del metodo impiegato per finanziare tale bene. Alcuni studi suggeriscono che il comportamento strategico non determini alcun problema, probabilmente a causa degli sforzi che un comportamento effettivamente strategico comporterebbe. Se il bene da valutare non è ben conosciuto, le risposte della valutazione contingente probabilmente non sono affidabili. Tali risposte tendono ad esibire un'ampia variabilità e gli intervistati possono addirittura preferire una quantità inferiore del bene in questione rispetto ad una maggiore!

Una interpretazione di questo risultato è che le persone non hanno la possibilità di valutare i beni che sono frutto della fantasia dei ricercatori che realizzano le interviste. Ciò è una critica molto seria: le persone

conoscono realmente a sufficienza i problemi riguardanti la contaminazione delle falde acquifere oppure il concetto di bio – diversità per attribuire loro un valore?

Fortunatamente è possibile difendersi nei confronti di questa critica affermando che le risposte variano con l'ammontare di informazioni fornite sui beni da valutare. Se i valori sono ben definiti esse non dovrebbero variare, in media, per piccoli cambiamenti nell'ammontare di informazioni.

Una delle scoperte più importanti derivanti dai lavori su tale tema è che la VDP per un miglioramento ambientale è normalmente di gran lunga più bassa della VDA un compenso per non effettuare tale miglioramento. Ciò è interpretato come chiara evidenza che il metodo di sollecitare le risposte non è soddisfacente. Comunque non vi è alcuna ragione per cui la VDA un compenso per una diminuzione della qualità del bene pubblico non dovrebbe eccedere la VDP per un incremento della stessa grandezza, purchè per tale bene pubblico ci siano pochi sostituti. Una spiegazione alternativa per la differenza esistente fra VDA/VDP è stata presentata da alcuni economisti, essa riguarda il fatto che gli individui non hanno semplicemente la stessa disponibilità alla vendita di un bene, rispetto all'acquisto dello stesso. Questi autori trovano che, negli esperimenti dove agli individui viene concesso di dichiarare le somme relative all'offerta e alla domanda dello stesso bene, la VDA si avvicinerebbe alla VDP, dopo diversi turni di transazione²⁵.

²⁵ Nessuna di queste spiegazioni comunque sembra tener conto dei risultati ottenuti dal Premio Nobel per l'economia Kahneman insieme a Knetsch e Taler. Essi hanno scoperto che perfino per beni comuni come il caffè e le penne, i venditori hanno un prezzo di riserva che è più alto, molto più alto in media, che i prezzi di offerta dei compratori. Questa disparità non sparisce neanche dopo diversi turni di contrattazione. L'iniziale distribuzione dei diritti di proprietà, il cosiddetto effetto dotazione, può quindi avere importanza persino per i beni con molti sostituti. Vedasi KAHNEMAN DANIEL and TVERSKY AMOS, *Prospect theory: an analysis of decisions under risk*, Econometrica, Marzo 1979.

4) Dalla valutazione dei benefici alla valutazione dei costi

Per un'ottima allocazione delle risorse ambientali oltre ad individuare i benefici attraverso le disponibilità a pagare o ad accettare un compenso, occorre anche valutare i costi associati all'uso delle risorse al fine di controllare l'inquinamento.

In realtà tale valutazione non è particolarmente facile, infatti i costi per il controllo dell'inquinamento devono essere misurati usando le stesse tecniche utilizzate per calcolare i benefici di tale controllo e precisamente prendendo in considerazione la variazione del surplus del consumatore e del produttore, associata alla regolamentazione e le variazioni di qualsiasi prezzo e/o del reddito risultanti.

Ricorrere ad un semplice elenco di spese sostenute dalle imprese non ci permette di individuare la variazione dei profitti nelle imprese stesse e pertanto si potrebbe ignorare qualsiasi aggiustamento che le imprese possono effettuare in seguito a tali spese. Inoltre tali costi vengono calcolati ignorando l'effetto prezzo e l'effetto prodotto, associati con la riduzione delle emissioni inquinanti.

Occorre notare, almeno nel breve periodo, che gli effetti derivanti dall'ignorare questi aggiustamenti è quello di sovrastimare il costo della regolamentazione ambientale. Le spese per l'abbattimento dell'inquinamento sovrastimerebbero le perdite registrate nei profitti dell'impresa, qualora le imprese stesse facessero gravare una parte dell'incremento dei costi sui consumatori. I consumatori, a loro volta, possono evitare alcuni degli effetti in termini di benessere derivanti dall'aumento dei prezzi di beni inquinanti, sostituendoli con beni non inquinanti.

Quando la regolamentazione ambientale influenza settori, come quello della produzione di elettricità, che sono importanti produttori di beni intermedi, può essere rilevante misurare l'impatto che la regolamentazione ambientale ha sull'intera economia. Modelli di equilibrio generale computabili, preferibilmente quelli nei quali le funzioni di domanda e offerta sono state stimate econometricamente, potrebbero essere necessari per misurare correttamente i costi sociali del controllo ambientale.

5) *La distribuzione dei costi e benefici*

Oltre ad esaminare i costi e i benefici della regolamentazione ambientale, è interessante conoscere la loro distribuzione.

Gli studi sugli effetti distributivi dei programmi ambientali normalmente si concentrano sulla distribuzione per classi di reddito. Per quanto riguarda i benefici e la loro distribuzione per le differenti classi di reddito, occorre misurare in che modo i programmi ambientali modificano l'ambiente fisico dei differenti gruppi di reddito.

In uno studio²⁶ riguardante gli effetti distributivi di programmi mirati ad elevare la qualità dell'aria a livello nazionale, alcuni autori hanno trovato notevoli differenze nella localizzazione dei benefici. In maniera non sorprendente la maggior parte dei benefici derivanti dagli sforzi per migliorare la qualità dell'aria sono concentrati nelle aree urbane più industrializzate con minori benefici per i residenti delle zone rurali. Persino nell'ambito delle aree metropolitane la qualità dell'aria può differire sostanzialmente. Giacchè i poveri spesso vivono nelle zone più inquinate si potrebbe pensare che essi siano i maggiori beneficiari dei programmi che riducono l'inquinamento dell'aria. Ciò può essere vero ed esistono delle ricerche che lo dimostrano²⁷, però si potrebbero verificare alcuni effetti indiretti che controbilancierebbero tali più ampi benefici. Ad esempio, il miglioramento della qualità dell'aria in alcune aree urbane potrebbe accrescere la domanda degli immobili per abitazione e accrescere notevolmente il valore delle rendite e pertanto provocare lo spostamento degli originari abitanti a basso reddito.

In conclusione, già si può intuire che questo problema della distribuzione dei benefici è molto complicato. Infatti pur essendo tale distribuzione in qualche modo a favore dei poveri, ciò può essere più che bilanciato dalla distribuzione dei costi dei programmi di risanamento ambientale qualora essi

²⁶ GIANESSI LEONARD, PESKIN HENRY and WOLFF EDWARD, *The distributional effects of uniform air pollution policy in the United States*, Quarterly Journal of Economics, 93(2) May 1979.

²⁷ ASCH PETER and SENECA JOSEPH, *Some evidence on the distribution of air quality*, Land Econ., 54(3), August 1978; ZUPAN JEFFREY, *The distribution of air quality in the New York region*, Washington, Resources for the future, 1973.

fossero finanziati con imposta regressiva e cioè a danno dei poveri.

Per quanto riguarda la distribuzione dei costi dei provvedimenti ambientali ci troviamo su un terreno molto più solido²⁸. Infatti esistono dei dati sui costi del controllo dell'inquinamento, in riferimento alle singole attività industriali, con i quali si può valutare in che modo tali costi abbiano influenzato i prezzi dei vari prodotti e come a loro volta questi incrementi di prezzo abbiano ridotto i redditi reali delle differenti classi di reddito.

In generale si è potuto stimare, per alcuni programmi di risanamento, il modello distributivo dei costi e si è trovato che i gruppi con reddito più basso sopportano dei costi che rappresentano una frazione più ampia del loro reddito rispetto a quella delle classi con reddito più alto.

In un più recente studio²⁹ è stato utilizzato un modello input-output per valutare la distribuzione dei costi relativi all'abbattimento dell'inquinamento industriale. Ipotizzando che tali costi siano stati recuperati mediante prezzi più alti, tale studio inserisce questo incremento dei prezzi in una matrice input-output per determinare il loro impatto sulla struttura dei prezzi al consumo. Il risultato finale è che i costi, misurati in percentuale del reddito, variano dallo 0,76% per le classi con reddito più basso allo 0,16% per le classi con reddito più alto.

Tuttavia anche se la distribuzione degli effetti dei programmi ambientali possa essere non del tutto egualitaria non bisogna dare a ciò eccessiva importanza. Noi sappiamo che lo scopo principale dei programmi ambientali è, in termini economici, quello di una più efficiente allocazione delle risorse.

Le misure ambientali non sono adatte a realizzare obiettivi redistributivi. Ma un ambiente migliorato fornisce benefici importanti per tutti gli appartenenti alle varie classi di reddito. Allo stesso tempo ci sono opportunità per ridurre alcune delle maggiori conseguenze redistributive attraverso l'impiego di misure assistenziali per quegli individui che potrebbero essere rimossi dal loro lavoro nelle industrie molto inquinanti

²⁸ CHRISTAINSEN G.B. and TIETENBERG THOMAS, *Distributional and macroeconomic aspects of environmental policy*, in *Handbook of natural resource and energy economics*, Vol. 1, Eds. Allen Kneese and James Sweeney, Amsterdam North-Holland, 1985.

²⁹ ROBISON DAVID, *Who pays for industrial pollution abatement?*, *Rev. Econ. Statist.*, 67(4), November 1985.

oppure si può confidare su una imposizione fiscale maggiormente progressiva che finanzia la spesa pubblica riguardante i programmi di controllo dell'inquinamento.

Negli anni Novanta l'economia dell'ambiente si è arricchita di altri importanti temi di indagine, specialmente per quanto riguarda gli aspetti tecnologici, l'analisi delle preferenze individuali, i problemi distributivi. Particolare rilievo ha assunto l'analisi dei collegamenti fra sviluppo economico ed ambiente, che inizialmente, allorquando ebbe origine ciò che abbiamo chiamato la rivoluzione ambientale, venivano considerati come due entità in contrasto l'uno con l'altro. Inoltre è stata approfondita la nozione di sviluppo sostenibile precisandone alcuni aspetti analitici di particolare importanza. Ciò ha reso tale concetto più rigoroso e meno vago di quanto lo sia stato in passato. Nel proseguio della nostra trattazione tratteremo proprio questi due ultimi temi su cui si è sviluppata una notevole letteratura.

CAPITOLO TERZO

L'economia dell'ambiente: gli sviluppi a partire dalla fine degli anni Ottanta ad oggi

Negli anni Novanta, un primo fenomeno da sottolineare è stato il sorgere, da parte di numerose fonti, economisti, ecologisti, ambientalisti, di molteplici contributi critici nei confronti dell'analisi neoclassica dell'ambiente, da noi sopra delineata.

Tali critiche si riallacciano a una preesistente corrente contrastante la teoria neoclassica che si basa sul principio di massimizzazione dell'utilità degli individui e trascura altri valori, quali, ad esempio, quelli etici, istituzionali ecc. non meno importanti ai fini dell'uso delle risorse.

Le più accese critiche all'economia neoclassica hanno messo in dubbio l'essenza stessa del principio utilitaristico sul quale essa si basa e cioè il fatto che il benessere di una società è funzione del livello di utilità degli individui che la compongono. In base alla formulazione classica dell'utilitarismo, così come elaborata da Bentham³⁰, l'utilità è una grandezza misurabile in senso cardinale e quindi le utilità individuali possono essere sommate e dalla loro somma si può trarre una misura del benessere della società.

Ma è proprio nel presupposto di misurabilità dell'utilità e nella possibilità di effettuare confronti interpersonali che l'utilitarismo classico presenta difficoltà applicative, tant'è che si è passati dal concetto cardinale di utilità a quello ordinale e, quindi, a criteri in grado di esprimere il benessere sociale senza dovere ricorrere a confronti interpersonali. Il criterio di riferimento è quello paretiano in base al quale «una configurazione del sistema economico è ritenuta ottimale quando è impossibile, mediante una sua modificazione, migliorare la posizione di benessere di qualcuno senza peggiorare quella di qualcun altro».

Tuttavia, anche il criterio paretiano identifica il benessere di una

³⁰ BENTHAM J., *Introduction to the principles of morals and legislation*, Oxford Universit Press, London, 1870 (trad. it. *Introduzione ai principi della morale e della legislazione*, UTET, Torino 1998).

società esclusivamente con il benessere degli individui che la compongono; ed è proprio questo aspetto che ha suscitato negli «ambientalisti» notevoli perplessità. Infatti, possono esistere sistemi etici, che investono la società in quanto tale, di una importanza morale diversa da quella attribuita ai singoli individui. L'approccio basato sulle preferenze degli individui, espressione dell'utilitarismo, non è in grado di cogliere la complessità e l'esigenza dei processi ambientali e l'importanza degli altri esseri che non siano quelli umani. Inoltre, dal punto di vista meramente economico, anche i criteri di valutazione degli stati di benessere, come ad esempio quello paretiano, non permettono di definire se una situazione è migliore di un'altra. Occorre allora fare riferimento a *funzioni di benessere sociale* in grado di fornire l'ordine di preferenza in cui la società pone situazioni economiche alternative, che possono essere distinte secondo la produzione e la distribuzione dei beni e dei servizi tra le persone facenti parte del sistema economico.

I vari paradigmi economici, che sono stati elaborati in quest'ultimo decennio soprattutto per tenere conto dei problemi ambientali, hanno preteso di sostituirsi a quello utilitarista su cui si basa l'economia neoclassica; altri paradigmi, invece, hanno semplicemente cercato di migliorarne la capacità esplicativa. Si è così sviluppata la teoria dello sviluppo co-evoluzionista³¹; l'economia ambientale neo-istituzionale³² e l'economia ecologica³³.

Non si può ancora affermare di essere di fronte a nuovi paradigmi scientifici, ben definiti; finora si sono avute varie proposte, molte delle quali si sovrappongono, tant'è che, in genere, si suole parlare di «economia ecologica», intendendola non tanto come disciplina a sè stante, ma come un progetto da sviluppare del quale sono stati identificate alcune

³¹ NORGAAUD R.B., *Co-evolutionary development potential*, Land Economics, 60, May 1984.

³² SWANEY J., *Elements of a Neo-institutional environmental economics*, Journal of Economic Issues, n. 21, 1987.

³³ CHRISTENSEN P., *Historical roots for ecological economics. Biophysical versus allocative approach*, Ecological economics, n.1, 1989; COSTANZA R., *What is ecological economics?*, Ecological economics, n. 1, 1989; PROOPS J., *Ecological economics: rational and problem areas*, Ecological Economics, 1, 1989.

linee di approfondimento: l'analisi della complessità del rapporto tra sistema economico e sistema ambientale e della loro interdipendenza, la comprensione del concetto di limite. Le specie trovano un limite allo sviluppo nella dotazione di risorse naturali e il deterioramento degli equilibri ecologici può significare limite all'evoluzione delle specie. Anche per il sistema economico tali limiti possono essere rilevanti e non sempre la tecnologia può essere in grado di risolvere i problemi di scarsità. Un grande rilievo assume la valutazione del rischio e dell'incertezza. In particolare, l'incertezza è ancora significativa quando si ha a che fare con il sistema ecologico. La mancanza di informazione è un fattore che dovrebbe condizionare le decisioni che coinvolgono l'uso dell'ambiente. Sulla base di queste considerazioni, i politici hanno elaborato il famoso «Principio precauzionario» alla Conferenza di Rio e di poi inserito nel Trattato di Maastricht, che afferma: «L'assenza di certezza, data la nostra attuale conoscenza scientifica, non dovrebbe porre ritardi all'impiego di misure per prevenire il rischio di un ampio e irreversibile danno all'ambiente, ad un costo accettabile»³⁴. Infine, si è sostenuta la necessità della definizione di una gerarchia di valori: i bisogni sono sempre stati considerati come il motore del sistema economico. Oltre ai bisogni esistono valori che vanno al di là del benessere della collettività e che comprendono, ad esempio, il diritto all'esistenza di altre specie, l'esistenza di equilibri biologici ecc.

Secondo questi nuovi approcci, il sistema economico e quello ambientale dovrebbero essere analizzati in modo interattivo e come processi evolutivi in quanto esiste un continuo *feed-back* tra economia e ambiente. La produzione va vista come un processo di *trasformazione* di materiali del quale i rifiuti sono una parte e non, quindi, come semplice processo tendente a combinare i vari fattori produttivi che causa fenomeni di inquinamento. Ciò viene posto in evidenza in alcuni modelli i quali, nel descrivere le attività economiche, cercano di coniugare le leggi dell'economia con quelle della fisica, facendo riferimento alla prima e alla

³⁴ CAMERON J. And WADE-GREY W., *Addressing uncertainty. Law, policy and the development of the precautionary principle*, in B. Dente (ed.), *Environmental policy in search of new instruments*, Kluwer Academic Publishers, 1995.

seconda legge della termodinamica.

Tali sviluppi critici, che hanno ripreso alcune prime riflessioni presentate agli inizi degli anni Settanta, le quali avevano registrato nell'immediato un seguito molto modesto, non sono riusciti ad elaborare un contributo omogeneo e rigoroso dal punto di vista metodologico³⁵.

Ma, negli anni Novanta, oltre alle critiche sollevate alla teoria neoclassica dell'ambiente, si sono manifestati contributi di particolare rilevanza, per quanto riguarda il legame esistente tra sviluppo economico e salvaguardia dell'ambiente. Tali contributi sono stati anche agevolati dall'emergere nel decennio precedente di un filone di ricerche particolarmente interessante quale quello della teoria della crescita endogena. Questi contributi hanno registrato un rilievo importante specialmente in riferimento ad un precedente approccio ai problemi dell'ambiente definito con il termine di «sviluppo sostenibile». Inoltre, sempre negli anni Novanta, gli economisti ambientali in seguito ad un'indagine svolta dalla Banca Mondiale nel 1992³⁶ e al contributo di Grossman e Kruger³⁷, hanno dato luogo ad un ampio dibattito su un tema particolarmente importante che si suole indicare con il termine «Curva di Kuznets».

1) *La teoria dello sviluppo sostenibile*

Le origini di questa teoria si può fare risalire al lavoro di Meadows ed altri (1972)³⁸, i quali valutarono in maniera pessimistica la sostenibilità della civilizzazione industriale, data l'estrema limitatezza delle capacità del pia-

³⁵ AYRES R.V. and KNEESE A.V., *Production, consumption and externalities*, American Economic Review, 59, 1969; KNEESE A.V., AYRES R.V. and D'ARGE R., *Economics and the environment: a materials balance approach*, Johns Hopkins Press, Baltimore, 1970; DALY H.E., *Steady-state economics: the economics of biophysical equilibrium and moral growth*, Freeman, San Francisco, 1977.

³⁶ WORLD BANK, *World development report 1992; development and the environment* (Washington: The World Bank, 1992).

³⁷ GROSSMAN GENE M. and KRUGER ALAN, *Economic growth and the environment*, Quarterly Journal of Economics, May 1995.

³⁸ MEADOWS, DONELLA H., MEADOWS DENNIS L., RANDERS JORGEN and BEHRENS WILLIAM, *The limits to growth*, Universe Books, 1972

neta di fornire alle economie moderne gli input materiali necessari nonché di assorbire l'enorme quantità di rifiuti ed emissioni inquinanti.

Tale problematica particolarmente inquietante provocò un'immediata e contemporanea risposta da parte di alcuni autorevoli economisti e precisamente Dasgupta e Heal, Stiglitz e Solow³⁹ che hanno dato un contributo importantissimo per quanto riguarda l'analisi economica della sostenibilità, anche se non hanno mai utilizzato la parola sostenibilità. Però tali contributi furono disattesi nel periodo susseguente. Dopo più di un decennio gli studiosi sulla falsa riga di un lavoro della Commissione Mondiale per l'Ambiente e lo Sviluppo (WCED 1987)⁴⁰, spinti anche dal desiderio di oltrepassare i limiti posti dalla teoria neoclassica, hanno sviluppato un filone di studi, che è stato chiamato «Teoria delle risorse naturali».

Questa teoria, che come abbiamo già detto all'inizio non è stata da noi presa in considerazione per i limiti ristretti che abbiamo dovuto imporci, in realtà è impropriamente considerata in questo modo. In quanto i suoi sviluppi hanno riguardato alcuni settori specifici quali le foreste, le risorse marine, minerarie ed altri settori con risorse rinnovabili e non, oppure, per un eccesso di volontà critica nei confronti della teoria neoclassica, sono stati forgiati concetti e definizioni che non hanno alcun rigore metodologico né validità di carattere generale.

Ma in questo ultimo decennio, quasi contemporaneamente, il concetto di sviluppo sostenibile ha acquisito un significato molto più preciso e pregnante, grazie a nuovi economisti che hanno tratto ispirazione principalmente dalla teoria della crescita endogena che, come sappiamo, trattasi di una teoria che utilizza ampliandolo il contributo neoclassico di

³⁹ DASGUPTA PARTHA S. and GEOFFREY M. HEAL, *The optimal depletion of exhaustible resources*, Review of Economic Studies, Symposium on the Economics of Exhaustible Resources, Edinburgh Scotland, Longman Group, 1974; STIGLITZ JOSEPH, *Growth with exhaustible natural resources: efficient and optimal growth paths*, Review of Economic Studies, Symposium on the Economics of Exhaustible Resources, Edinburgh Scotland, Longman Group, 1974; SOLOW ROBERT, *Intergenerational equity and exhaustible resources*, Review of Economic Studies, Symposium on the Economics of Exhaustible Resources, Edinburgh, Scotland, Longman Group, 1974.

⁴⁰ WCED (World Commission on Environment and Development), *Our Common Future*, Oxford University Press, 1987.

Solow, nel senso di rendere endogeno il progresso tecnologico che questo autore, invece, riteneva avente carattere esogeno. Essi hanno dato vita ad un nuovo filone di ricerche che mira ad individuare le condizioni necessarie e sufficienti per uno sviluppo ecologicamente sostenibile⁴¹.

Tale approccio teorico basato sulla cosiddetta «new growth theory» consente di affrontare il problema della sostenibilità in termini diversi da quelli della letteratura tradizionale in cui la spiegazione ultima della crescita si fonda sull'accumulazione dei fattori primari, tra cui le risorse naturali che non sono inesauribili. Differentemente, nei modelli in cui la crescita si basa sull'introduzione continua di innovazioni, non è tanto la dotazione dei fattori primari tradizionali, lavoro, capitale fisico, risorse naturali, a porre il limite alla crescita, quanto i vincoli all'accumulazione di conoscenze.

Secondo questi nuovi autori, sotto determinate ipotesi, l'economia potrebbe seguire un sentiero equilibrato di crescita con emissioni inquinanti stabili e quindi un costante livello di qualità ambientale e, in alcuni casi, la sua crescita potrebbe essere persino compatibile con una diminuzione dell'inquinamento (sostenibilità forte).

Inoltre essi hanno avuto particolare attenzione per gli effetti sul tasso di crescita delle economie di una maggiore sensibilità da parte degli individui per i problemi ambientali.

Ad esempio Gradus e Smulders⁴² mostrano che una migliore qualità dell'ambiente riduce il tasso di crescita allorquando essa influenza soltanto il benessere dei consumatori, viceversa gli stessi autori insieme a Ewijk e Wijnbergen⁴³ concludono che l'effetto è positivo, usando una differente versione del modello di Lucas⁴⁴, persino quando la qualità del-

⁴¹ SMULDERS S., *Environmental policy and sustainable economic growth. An endogenous growth perspective*, De Economist, 143, 1995.

⁴² GRADUS R. and SMULDERS S.A., *The trade-off between environmental care and long-term growth: pollution in three prototype growth models*, Journal of Economics, 58, 1993.

⁴³ EWIK C. and WIJNBEGEN S., *Can abatement overcome the conflict between environment and economic growth?*, De Economist, 143, 1995.

⁴⁴ LUCAS R.E., *On the mechanics of economic development*, Journal of monetary economics, 22, 1988.

l'ambiente influenza l'utilità dei consumatori, contrariamente a quanto dimostrato dai due precedenti autori nel lavoro del 1993.

Questo risultato è basato sul fatto che la qualità ambientale abbia un effetto positivo sull'accumulazione di capitale umano.

Inoltre, Bovenberg e Smulders⁴⁵, dimostrano che l'effetto è ambiguo e che esso dipenda dalla relativa importanza della qualità ambientale, a secondo che essa abbia valore come bene oppure come fattore produttivo. Per la stessa ragione quando gli effetti di una politica ambientale restrittiva, basata sul controllo delle emissioni inquinanti, vengono presi in considerazione, essi ottengono anche un effetto ambiguo, così che soltanto se il valore della qualità ambientale come fattore produttivo è superiore a quello come bene, tale politica ambientale avrà effetti positivi, non solo sulla qualità dell'ambiente ma anche sulla crescita economica. Inoltre Smulders e Grades⁴⁶ dimostrano che mentre il tasso di crescita di equilibrio del mercato potrebbe essere più alto o più basso rispetto al tasso efficiente, in quest'ultimo caso una politica ambientale basata sull'imposta Pigouviana e sui sussidi potrebbe comportare anch'essa un miglioramento non solo della qualità ambientale ma anche un maggior tasso di crescita.

Nell'approccio Shumpeteriano⁴⁷, infine non esiste alcun limite alla crescita in quanto in esso si distingue tra settore della ricerca che produce innovazioni tecnologiche e che è relativamente poco inquinante e settori per i beni capitali «tangibili» relativamente più inquinanti. In questo caso vi è spazio per una crescita sostenibile se l'accumulazione di tecnologie pulite, ovvero di capitale «intellettuale», avviene ad un tasso superiore a quello dell'accumulazione del capitale «tangibile».

In sostanza l'obiettivo della sostenibilità viene garantito mantenendo costante il tasso di crescita di un indice «aggregato» dello stock di capitale che includa il capitale naturale, così che una diminuzione dello stock di risorse ambientali può essere compensato con un incremento dello

⁴⁵ BOVENBERG A. L. and SMULDERS S.A., *Transitional impacts of environmental policy in an endogenous growth model*, International Economic Review, 37, 1996.

⁴⁶ SMULDERS S. and GRADUS R., *Pollution abatement and long-term growth*, European Journal of Political Economy, 12, 1996.

⁴⁷ AGHION P. and HOWITT P., *A model of growth through creative destruction*, NBER, Working paper 3223, Cambridge, 1990.

stock di capitale umano. Quanto più è ampia la definizione del suddetto stock di capitale e tanto maggiore sono le possibilità di sostituzione, tanto più risulta garantita la sostenibilità dello sviluppo.

2) *La curva ambientale di Kuznets*

Almeno 10 anni fa, Grossman e Kruger e la banca Mondiale⁴⁸ hanno reso pubblica una relazione che dimostrava come alcune misure della qualità ambientale rilevavano un incremento dell'inquinamento in seguito alla crescita delle economie di paesi a basso livello di reddito pro capite e poi, una volta raggiunti più alti saggi di crescita economica, tali misure dimostravano una riduzione dell'inquinamento stesso. L'ambiente dei paesi poveri diventava sempre più inquinato con la crescita economica, mentre migliorava quello dei paesi economicamente avanzati.

Poiché questa relazione tra inquinamento e reddito presentava una sia pure superficiale somiglianza a quella documentata da Kuznets nel 1955⁴⁹, per quanto riguarda i rapporti tra disuguaglianza distributiva e livello del reddito, essa è stata chiamata «curva ambientale di Kuznets».

Sia Grossman e Kruger, sia la Banca Mondiale hanno adottato lo stesso approccio. Essi hanno calcolato una regressione tra i livelli medi dell'inquinamento ambientale ed una polinomiale nel PNL pro capite, confrontando differenti paesi e differenti periodi di tempo. Di poi hanno rappresentato graficamente i valori dei livelli di inquinamento come una funzione del PNL pro capite, per i diversi paesi, mostrando che molti di questi grafici erano costituiti da una curva avente la forma di una U inversa, con valori massimi di inquinamento che più o meno corrispondevano a livelli di reddito riscontrabili nei paesi di media ricchezza.

⁴⁸ Grossman e Kruger e la Banca Mondiale, op. cit.

⁴⁹ KUZNETS S., *Economic growth and income inequality*, in *American Economic Review*, 45, 1955.

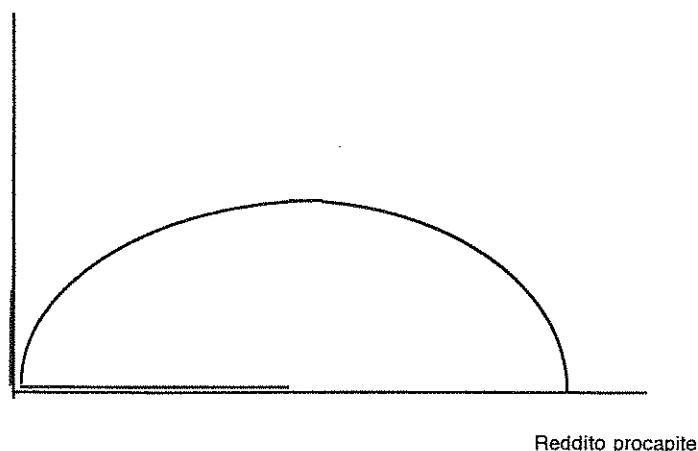


Fig. 4. Curva di Kuznets

Questa osservazione e cioè che l'inquinamento si accresce e poi decresce con lo sviluppo economico è stata ampiamente accettata come vera e citata in moltissimi dibattiti, sia a livello accademico, sia a livello politico, in tutto il mondo.

Simultaneamente essa ha dato il via ad un'ampia ricerca accademica di carattere teorico ed empirico. La letteratura empirica sulla curva di Kuznets ha tentato di verificare l'esistenza di un modello simile anche per altri fattori inquinanti, quali il carbone, il piombo e per l'inquinamento dell'aria, e per altri paesi e periodi di tempo con addizionali variabili di controllo.

Inoltre tale letteratura si è via via arricchita di ulteriori e più raffinati lavori econometrici, utilizzando modelli dinamici, effetti fissi e casuali, specificazioni semi-parametriche e non-parametriche e includendo, infine, variabili di controllo riguardanti numerose altre caratteristiche dei paesi osservati, come livello di democrazia, il grado di liberalizzazione degli scambi e la corruzione.

I contributi teorici sull'andamento della curva di Kuznets hanno tentato di trovare dei legami funzionali tra inquinamento e reddito con l'elaborazione di modelli che spaziano in un ampio raggio che va da quelli più

semplici di carattere statico a quelli più complessi di carattere dinamico che tengono conto del susseguirsi delle generazioni e con la determinazione di variabili politiche endogene⁵⁰.

Se ci riferiamo al fondamentale contributo di Grossman, in esso sono distinti tre principali canali attraverso i quali la crescita del reddito influenza la qualità dell'ambiente. In un primo momento, la crescita esibisce un effetto di scala sull'ambiente: una più ampia dimensione dell'attività economica porta di per sé ad una accresciuta degradazione ambientale ciò si manifesta perché una produzione crescente richiede che più input quindi più risorse naturali siano usati nel processo produttivo. Inoltre una maggiore produzione implica maggiori rifiuti ed emissioni come sotto prodotto dell'attività economica che contribuisce a peggiorare la qualità ambientale. In un secondo momento la crescita economica può avere un impatto positivo sull'ambiente attraverso un effetto di composizione: poiché il reddito cresce le strutture dell'economia tendono a cambiare, accrescendosi gradatamente la quota delle attività meno inquinanti nel PIL. In realtà la degradazione ambientale tende ad accrescere non appena la struttura dell'economia cambia da una situazione rurale ad una urbana, da un settore agricolo prevalente ad uno industriale di maggiore dimensione, ma essa inizia a diminuire allorquando si verifica la seconda variazione strutturale caratterizzata dal passaggio da industrie pesanti utilizzanti energia in maniera intensiva a industrie ad alta tecnologia e al settore dei servizi. Infine il progresso tecnologico può spesso manifestarsi con la crescita economica giacché un paese più ricco può essere capace di spendere più nel campo della ricerca e dello sviluppo. Ciò porterebbe ad una sostituzione di tecnologie obsolete ed inquinanti con altre più pulite che pertanto migliorerebbero la qualità dell'ambiente; questo è conosciuto come l'effetto tecnologico della crescita sull'ambiente.

Una relazione della forma di una U inversa tra degradazione ambientale e reddito pro capite suggerisce che l'impatto negativo sull'ambiente derivante dall'effetto scala tende a prevalere negli stadi iniziali della cre-

⁵⁰ GENOVESE N. e LA SPADA M., *Environment-development relationship: why "New political economy" matters?*, Folium per l'ambiente e la sicurezza sul lavoro, supplemento al n. 3/2001.

scita ma che tale situazione verrebbe più che annullata dall'impatto positivo dell'effetto composizione e tecnologico che tendono a diminuire il livello di emissione inquinante.

L'elasticità reddito della domanda ambientale è spesso invocata nella letteratura come la principale ragione per spiegare questo processo. Al crescere del reddito le persone raggiungono un più elevato standard di vita e hanno maggior cura della qualità dell'ambiente in cui vivono. La domanda per un miglior ambiente in seguito alla crescita del reddito induce cambiamenti strutturali sull'economia che tendono a ridurre la degradazione ambientale. D'altra parte una maggiore coscienza dei problemi ambientali e la domanda dei consumatori contribuiscono a spostare la produzione e le tecnologie verso attività più favorevoli all'ambiente. Inoltre, esse possono indurre a realizzare politiche di miglioramento ambientale da parte del governo (quali una regolamentazione ecologica più stringente, il rafforzamento delle politiche esistenti e l'incremento della spesa pubblica a favore dell'ambiente). Quindi, la domanda per un ambiente migliorato e le risultanti risposte politiche potrebbero essere considerati le principali motivazioni teoriche che giustificano l'andamento della curva di Kuznets.

Un altro argomento è stato avanzato in letteratura per spiegare la suddetta curva. E' stato suggerito⁵¹ che l'esistenza di un meccanismo di mercato autoregolatore di carattere endogeno per quelle risorse naturali che sono scambiate sul mercato potrebbe impedire la degradazione ambientale a causa della crescita dell'economia. Infatti, i primi stadi della crescita sono spesso associati con un pesante sfruttamento delle risorse naturali dovute alla relativa importanza del settore agricolo. Ciò tende a ridurre lo stock di capitale naturale nel tempo. Il susseguente incremento del prezzo di tali risorse naturali riduce il loro sfruttamento. Pertanto anche più alti prezzi delle risorse naturali contribuiscono ad accelerare il passaggio verso tecnologie meno intensive rispetto a tali risorse e ciò è un esempio che non solo gli interventi di carattere politico, ma anche le indicazioni derivanti dal mercato possono spiegare l'andamento della curva di Kuznets.

La letteratura sulla relazione tra crescita del reddito e qualità dell'am-

⁵¹ UNRUH G. and MOOMAW W. R., *An alternative analysis of apparent EKC type transitions*, Ecological Economics, Vol. 25, 1998.

biente si è andata sempre più arricchendo, ma nonostante le giustificazioni teoriche sopra indicate, le analisi empiriche pur effettuate come già detto attraverso sofisticate tecniche econometriche non hanno dato una definitiva verifica dell'esistenza di tale curva. Purtroppo per molti indicatori della qualità ambientale non esiste accordo tra i vari studi effettuati sulla forma della relazione reddito-ambiente e sul suo punto di massimo.

CONCLUSIONI

Una prima osservazione che può essere sottolineata dopo aver preso visione dei numerosi contributi che sono stati elaborati in questi ultimi decenni è che l'economia ambientale ha raggiunto un grado di sviluppo particolarmente notevole, sia a livello positivo, per una maggiore conoscenza dei rapporti fra economia ed ambiente, sia a livello normativo, quale guida per l'intervento pubblico, contrariamente a quanto avvenuto agli inizi della presa di coscienza del problema ambientale negli anni Sessanta, allorquando le decisioni politiche in materia furono prese senza il sostegno della teoria economica.

Da allora l'economia ambientale ha avuto un grande sviluppo, è diventata più rigorosa e ha eliminato molte ambiguità. Gli economisti hanno individuato nuovi metodi per la valutazione dei benefici derivanti dal miglioramento della qualità ambientale ed hanno svolto numerosi studi empirici per misurare i costi e i benefici dei programmi di intervento nell'ambiente.

In breve, la struttura intellettuale dell'economia ambientale è stata sia ampliata che rafforzata rispetto ai primi tentativi effettuati in questo settore. Ma cosa possiamo dire del contributo che l'economia ambientale può dare alla realizzazione di interventi politici? A questa domanda non è facile rispondere. Vi è ancora molta avversione, sia negli ambienti politici come anche fra gli intellettuali in generale, all'impiego di metodi di mercato per il controllo dell'inquinamento. Si va affermando l'idea che fondare la politica ambientale su basi teoriche possa essere un errore grave poiché la protezione dell'ambiente viene vista come un obiettivo sociale e non può essere sottoposto a un'analisi costi - benefici.

L'economista Easterbrook ha sostenuto che non si deve dare un'alta priorità al lavoro scientifico per quanto riguarda il complicato problema di misurare benefici e costi e fornire un sistema elaborato di incentivi, piuttosto secondo il suo pensiero bisogna dare maggiore attenzione in maniera più realistica a quelle misure di controllo dell'inquinamento che sono tecnologicamente possibili. In altri termini tale autore sostiene che si possono utilizzare le tecnologie disponibili per il controllo dell'am-

biente senza porsi troppi problemi difficili da risolvere, rafforzando in maniera notevole la legislazione fino a quando non si conoscono le risposte ai suddetti problemi.

Questa posizione ha un certo interesse dal punto di vista pragmatico, giacchè è noto che la nostra comprensione di complicati sistemi ecologici è molto incompleta e, come abbiamo indicato precedentemente, la nostra capacità di valutare in moneta i miglioramenti registrati nella qualità ambientale è limitata e imprecisa. Non di meno esistono delle scelte da compiere nel campo ambientale e pertanto occorre una guida che ci permetta una rigorosa anche se imprecisa considerazione dei costi e dei benefici che non possono essere del tutto ignorati. Bisogna sottolineare comunque che il ruolo dell'analisi economica nella politica ambientale attualmente è molto più importante che agli inizi della rivoluzione ambientale. Di fatti mentre in passato erano disponibili un ampio raggio di provvedimenti di tipo diretto, non attraverso il mercato, per controllare con poca spesa l'inquinamento, attualmente le cose sono cambiate. In termini teorici possiamo dire che mentre prima era operante una curva dei costi marginali di abbattimento dell'inquinamento molto bassa e piatta ora la situazione è di gran lunga differente, in quanto, come rilevato da numerosi studi empirici, questa curva si presenta nella tipica forma dei libri di testo e questi costi sono ridotti entro un certo raggio, ma poi aumentano rapidamente.

Sia la prima che la seconda derivata di queste funzioni di costo sono positive e quindi essi tendono a crescere in maniera rapida. In tale situazione, i provvedimenti per ridurre l'inquinamento dell'ambiente diventano sempre più costosi e pertanto è cruciale che si abbia la possibilità di valutare costi e benefici di misure alternative. Sarebbe molto facile ad esempio mettere in vigore una regolamentazione più stringente che imponga sulla società dei costi di gran lunga superiore ai benefici che i cittadini possono trarre. Pertanto l'analisi economica può essere utile per dare un'idea sia pure approssimativa delle grandezze in gioco. Ciò non vuol dire che si voglia arrivare a misure sofisticate dell'esatto surplus dei consumatori, ma semplicemente riuscire a misurare al meglio le aree rilevanti, mediante un'approssimazione ai valori riguardanti la posizione e la inclinazione delle curve di domanda (compensate o meno).

Oltre ai problemi di misurazione, l'economia ambientale può contribuire a valutare i costi effettivi degli interventi diretti da parte dello Stato, poiché è ormai accertato che questo tipo di intervento chiamato, controllo e comando, può presentare notevoli effetti negativi .

Nonostante questi elementi di ambiguità si può dire che a questo punto della evoluzione della politica ambientale, gli economisti possono dare un notevole contributo: essi sono ora in una situazione molto più favorevole per dare consigli e per contribuire a delineare importanti misure di controllo ambientale.

BIBLIOGRAFIA

- Aghion P. and Howitt P. (1990), *A model of growth through creative destruction*, NBER, Working paper 3223, Cambridge.
- Allen V. Kneese e Blair T. Bower (1968), *Managing water quality: Economics, technology, institutions*, Baltimora, Johns Hopkins University Press for the Future.
- Asch Peter and Seneca Joseph (1978), *Some evidence on the distribution of air quality*, Land Econ., 54 (3).
- Ayres R.V., Kneese A.V. (1969), *Production, consumption and externalities*, American Economic Review, 59.
- Barnett Andy (1980), *The Pigouvian tax rule under monopoly*, American Economic Review, 70(5).
- Bartik Timothy 1988a, *Evaluating the benefits of non-marginal reductions in pollution using information on defensive expenditures*, Journal of environmental economics, 15 (1).
- Bartik Timothy 1988b, *Measuring the benefits of amenity improvements in hedonic price models*, Land economy, 64 (2).
- Bentham J. (1870), *Introduction to the principles of morals and legislation*, Oxford Universit Press, London (trad. it. *Introduzione ai principi della morale e della legislazione*, UTET, Torino 1998).
- Boulding K.E. (1966), *The economics of the coming spaceship earth*, in Jarret (ed.).
- Bovenberg A. L. and Smulders S.A. (1996), *Transitional impacts of environmental policy in an endogenous growth model*, International Economic Review, 37.
- Brown Gardner and Mendelsohn Robert (1984), *The hedonic travel cost method*, Rev. Econ. Statist., 66 (3).
- Brown James and Rosen Harvey (1982), *On the estimation of structural hedonic price models*, Econometrica, 50 (3).
- Buchanan James (1969), *External diseconomies, corrective taxes and market structure*, American Economic Review, 59 (1).
- Cameron J. And Wade-Grey W. (1995), *Addressing uncertainty. Law, policy and the development of the precautionary principle*, in B. Dente (ed.), *Environmental policy in search of new instruments*, Kluwer Academic Publishers.
- Cameron Trudy and James Michelle (1987), *Efficient estimation methods for*

- «closed-ended» contingent valuation surveys, *Rev. Econ. Statist.*, 69 (2).
- Christainsen G.B. and Tietenberg Thomas (1985), *Distributional and macroeconomic aspects of environmental policy*, in *Handbook of natural resource and energy economics*, Vol. 1 Eds. Allen Kneese and James Sweeney, Amsterdam North-Holland.
- Christensen P. (1989), *Historical roots for ecological economics, Biophysical versus allocative approach*, *Ecological economics*, n. 1.
- Coase Ronald H. (1960), *The problem of social cost*, in *Journal of law and economics*, n. 3.
- Costanza R. (1989), *What is ecological economics?* *Ecological economics*, n. 1.
- Courant Paul and Porter Richard (1981), *Averting expenditure and the cost of pollution*, in *Journal of Environmental Economics and Management*, 8 (4).
- Daly H.E. (1977), *Steady-state economics: the economics of biophysical equilibrium and moral growth*, Freeman, San Francisco.
- Dasgupta Partha S., and Geoffrey M. Heal (1974), *The optimal depletion of exhaustible resources*, *Review of Economic Studies*, Symposium on the Economics of Exhaustible Resources, Edinburgh Scotland, Longman Group.
- Ewijk C., and Wijnbergen S. (1995), *Can abatement overcome the conflict between environment and economic growth?* *De Economist*, 143.
- Freeman A. Myrick (1974), *On estimating air pollution control benefits from land value studies*, *Journal of environmental economics and management*, 1 (1).
- Genovese N., e La Spada M. (2001), *Environment-development relationship: why «New political economy» matters?*, *Folium per l'ambiente e la sicurezza sul lavoro*, supplemento al n. 3/2001.
- Gianessi Leonard, Peskin Henry and Wolff Edward (1979), *The distributional effects of uniform air pollution policy in the United States*, *Quarterly Journal of Economics*, 93 (2).
- Gradus R. and Smulders S.A. (1993), *The trade-off between environmental care and long-term growth: pollution in three prototype growth models*, *Journal of Economics*, 58.
- Grossman Gene M. and Kruger Alan (1995), *Economic growth and the environment*, *Quarterly Journal of Economics*.
- Hanemann Michael (1991), *Willingness to pay and willingness to accept: how much can they differ?*, *American Economic Review*, 81 (3).
- Hotelling Harrold (1931), *The Economics of Exhaustible Resources*, in *Journal of Political Economy*.
- Jones-Lee Michael (1974), *The value of changes in the probability of death or injury*, in *Journal of Political Economics*, 82 (4).

- Kahneman Daniel e Tversky Amos (1979), *Prospect theory: an analysis of decisions under risk*, Econometrica, Marzo.
- Kanemoto Yoshitsugu (1988), *Hedonic prices and the benefits of public prices*, Econometrica, 56 (4).
- Kapp K.W. (1970), *Environmental disruption and social cost: a challenge to economics*, in «Kyklos» n. 23.
- Kneese A.V., Ayres R.V., D'Arge R. (1970), *Economics and the environment: a materials balance approach*, Johns Hopkins Press, Baltimore.
- Kuznets S. (1955), *Economic growth and income inequality*, in American Economic Review, 45.
- Lee Dwight (1975), *Efficiency of pollution taxation and market structure*, in Journal of Environmental Economics and Management, 2(1).
- Lucas R.E. (1988), *On the mechanics of economic development*, in Journal of monetary economics, 22.
- Malthus Thomas (1978), *An essay on the principle of population*, New York, Norton.
- Meadows Donella H., Meadows Dennis L., Randers Jorgen and Behrens William (1972), *The limits to growth*, Universe Books.
- Mendelsohn Robert (1984), *Estimating the structural equations of implicit markets and household production functions*, Rev. Econ. Statist., 66 (4).
- Mishan E.J (1967), *The cost of economic growth*, Staples Press, London, 1967, (trad. it. Il costo dello sviluppo economico, Franco Angeli, 1967, Milano).
- Norgaard R.B (1984), *Co-evolutionary development potential*, Land Economics, 60.
- Pigou A. (1920), *The economics of welfare*, Macmillan, London, (trad. it. Economia del benessere, UTET, Torino, 1953).
- Proops J. (1989), *Ecological economics: rational and problem areas*, Ecological Economics, 1.
- Robison David (1985), *Who pays for industrial pollution abatement?* Rev. Econ. Statist., 67 (4).
- Rosen Sherwin (1974), *Hedonic prices and implicit markets: product differentiation in pure competition*, in Journal of Political Economics, 82 (1).
- Smith Kerry, Palmquist Raymond and Jakus Paul (1991), *Combining farrell frontier and hedonic travel cost models for valuing estuarine quality*, Review of Economics and Statistic, 73(4).
- Smulders S. (1995), *Environmental policy and sustainable economic growth. An endogenous growth perspective*, De Economist, 143.
- Smulders S. and Gradus R. (1996), *Pollution abatement and long-term growth*,

- European Journal of Political Economy, 12.
- Solow Robert (1974), *Intergenerational equity and exhaustible resources*, Review of Economic Studies, Symposium on the Economics of Exhaustible Resources, Edinburgh, Scotland, Longman Group.
- Stiglitz Joseph (1974), *Growth with exhaustible natural resources: efficient and optimal growth paths*, Review of Economic Studies, Symposium on the Economics of Exhaustible Resources, Edinburgh Scotland, Longman Group.
- Swaney J. (1987), *Elements of a Neo-institutional environmental economics*, in Journal of Economic Issues, n. 21.
- Thaler Richard and Rosen Sherwin (1976), *The value of life savings*, in Household production and consumption. Ed. Nester Terleckyj Columbia University Press.
- Turvey Ralph (1963), *On divergences between social cost and private cost*, Economica, n. 30.
- Unruh G., Moomaw W. R. (1998), *An alternative analysis of apparent EKC type transitions*, Ecological Economics, Vol. 25.
- WCED (World Commission on environment and development) (1987), *Our Common Future*, Oxford University Press.
- Weitzman Martin (1974), *Prices vs. Quantities*, Rev. Econ. Stud., October, 41(4).
- Willig Robert (1976), *Consumer's surplus without apology*, American Economic Review, 66 (4).
- World Bank, *World development report 1992; development and the environment* (Washington: The world bank).
- Zupan Jeffrey (1973), *The distribution of air quality in the New York region, Washington*, Resources for the future.

Della stessa Collana:

1. STAGNO D'ALCONTRES Alberto, *Il "fenomeno" confidi e la nuova disciplina in tema di consorzi*, 1983.
2. LA TORRE Oreste, *Brevi considerazioni giuridiche sull'estradizione del cittadino americano J. Lawrence Mesite*, 1987.
3. D'ANNA Roberto, *Il "Budgetary control" come strumento imprenditoriale*, 1988.
4. DE GAETANO Manlio, *Riflessioni sulla disciplina degli inquadramenti del personale ministeriale nel nuovo assetto funzionale previsto dalla Legge n. 312/1980*, 1989.
5. SIDOTI Salvatore, *La potestà statutaria dell'Ente Comune e Provincia*, 1992.
6. CUCINOTTA Pietro, *Assenteismo ed astensione*, 1992.
7. LA TORRE Aurelio, *La posizione dominante nella stampa quotidiana*, 1993.
8. SPRIZZI Marco, *Sistemi di informazione tra schemi proprietari e attività di impresa*, 1992.

NUOVA SERIE

diretta da

LUIGI FERLAZZO NATOLI

Direttore del Dipartimento di Scienze Economiche,
Finanziarie, Sociali, Ambientali e Territoriali

1. FERLAZZO NATOLI Luigi - BUCCISANO Andrea, *Contributo allo studio del processo tributario penale*, 1997.
2. MARZULLO Paolo - LANFRANCHI Maurizio, *Una politica fiscale per lo sviluppo dell'agricoltura*, 1997.
3. MARZULLO Paolo - LANFRANCHI MAURIZIO, *Il commercio agro-alimentare internazionale e le politiche di sviluppo, marketing e tutela della qualità dei prodotti alimentari*, 1998.
4. ROSSETTI Maria Concetta, *Il diritto di accesso ai documenti amministrativi*, 1998.
5. FERLAZZO NATOLI Luigi - ROMEO Salvatore, *La rilevanza del processo verbale di constatazione nel procedimento di accertamento tributario e nella irrogazione delle sanzioni*, 2001.
6. MIGLIARDO CARMELO - MARINO DOMENICO, *Banche locali, razionamento del credito e sviluppo economico*, 2001.
7. LANFRANCHI MAURIZIO, *Sulla multifunzionalità dell'agricoltura - Aspetti e problemi*, 2002.