

*JOAN MARTINEZ ALIER, TOMMASO LUZZATI, JORDI
ROCA JUSMET*

**ECONOMIA ECOLOGICA E
POLITICA AMBIENTALE**

Attribuzioni e ringraziamenti

PREFAZIONE

PARTE I

L'economia come sistema aperto

SOMMARIO

1 INTRODUZIONE

1.1	Crescita del reddito, energia, materia e degrado ambientale ..	4
1.1.1	Ruolo dell'energia fossile nelle economie contemporanee	4
1.1.2	Degrado ambientale: scala e qualità	6
1.2	Due visioni del sistema economico: l'economia neoclassica e l'economia ecologica	7
1.2.1	L'economia come sistema chiuso	7
1.2.2	L'economia come sistema aperto	8
1.2.3	La visione dell'economia ecologica	9

2 ASPETTI QUANTITATIVI

2.1	I flussi di energia attraverso l'economia.....	12
2.1.1	Premessa: come si misura l'energia.....	12
2.1.2	Consumo endosomatico e esosomatico di energia	13
2.1.3	Statistiche sui consumi energetici.....	15
2.1.4	PIL e uso esosomatico di energia: la curva di Kuznets ambientale (EKC)	25
2.2	Bilanci energetici in agricoltura	30
2.2.1	Il contributo di Podolinsky	30
2.2.2	Un esempio di "oikos-nomia" dall'antropologia economica	31
2.2.3	Coltivare con il petrolio	33

2.3	Il flusso di materiali nelle economie industrializzate: l'economia si dematerializza?	35
2.4	L'analisi input-output: la disaggregazione dell'economia come sistema aperto.....	45
2.4.1	Cenni all'analisi input-output	45
2.4.2	L'analisi input-output applicata al caso delle emissioni inquinanti	48
2.4.3	Il commercio internazionale e la responsabilità nelle emissioni	52
2.4.4	Fabbisogno delle risorse naturali	54
3	<i>ASPETTI QUALITATIVI</i>	
3.1	La teoria dei sistemi e i sistemi biofisici	56
3.1.1	Sistemi e retroazioni	56
3.1.2	Equilibri, energia e fattori di stabilità.....	57
3.1.3	Sistemi semplici e sistemi complessi.....	60
3.2	Inquinamento e impatto dell'uomo sugli ecosistemi: spunti da B. Commoner.....	62
4	<i>PER UNA POLITICA AMBIENTALE ORIENTATA AI PRELIEVI</i>	65
	<i>BIBLIOGRAFIA</i>	68
	<i>INDICE DELLE FIGURE E DELLE TABELLE</i>	72

In breve

1. Introduzione

Con l'avvento delle fonti energetiche fossili l'uomo ha potuto usare quantità crescenti di energia. Ciò ha consentito di movimentare e trasformare quantità crescenti di materia, rendendo possibile lo sviluppo e la crescita economica per come si è manifestata dalla rivoluzione industriale. Al tempo stesso, ciò ha prodotto impatti sempre maggiori sull'ambiente naturale - degrado che non è dovuto soltanto alla qualità delle alterazioni prodotte dall'uomo, ma anche alla loro dimensione (quantità). Ciò conduce a discutere la visione che l'economia ecologica ha del sistema economico e l'importanza da essa attribuita all'analisi dell'aspetto energetico e materiale dell'economia.

2. Aspetti quantitativi

Le caratteristiche fisiche dei sistemi economici sono di fondamentale importanza per l'analisi. Il paragrafo 2.1 presenta i principali dati sui consumi energetici e sulla loro relazione con il PIL, il 2.2 le caratteristiche energetiche dell'agricoltura moderna, il 2.3 alcuni dati sulla dimensione materiale delle nostre economie e le nozioni di base del metodo per misurarla (la contabilità dei flussi di materia), mentre il 2.4 introduce il lettore a una tecnica molto utile nella disaggregazione dei sistemi oggetto di studio, l'analisi INPUT-OUTPUT.

3. Aspetti qualitativi

Non è certo sufficiente guardare solo alla dimensione globale degli impatti antropici, ma occorre guardare anche agli aspetti qualitativi, di cui accenniamo qui anche al loro nesso con la teoria dei sistemi e con la biologia.

4. Per una politica ambientale orientata ai prelievi

Quanto tracciato nei precedenti paragrafi ha forti implicazioni in termini di politica ambientale. Occorre infatti superare il prevalente approccio a valle, che guarda alle emissioni, in favore di un approccio orientato ai prelievi che in modo preventivo/prudenziale conduca ad una sostanziale riduzione del *material throughput* delle nostre economie.

1 INTRODUZIONE

1.1 Crescita del reddito, energia, materia e degrado ambientale

1.1.1 Ruolo dell'energia fossile nelle economie contemporanee

Prima della rivoluzione industriale, la quantità di energia che l'uomo riusciva a usare in un dato intervallo di tempo era modesta in quanto proveniva da fonti energetiche vincolate dal **flusso** di energia solare e dalla lentezza dei cicli fisici, chimici e biologici da esso attivati. L'energia proveniva, infatti, dalle biomasse (legna, cibo per sé e per i suoi animali), dal vento (vele e mulini) e dalle cadute d'acqua (mulini, segherie, frantoi, ...). Con poca energia l'uomo aveva anche ridotte capacità di trasformare (e danneggiare) il proprio ambiente. L'uso di energia poteva concentrarsi solo su porzioni limitate del territorio e il degrado ambientale aveva carattere locale.

Con l'industrializzazione entrano in scena le **fonti energetiche fossili**, prima il carbone e poi, dalla fine del XIX secolo, il petrolio e il gas naturale¹. Lo sviluppo nella capacità di impiego di queste fonti² ha fornito all'uomo enormi disponibilità di energia grazie alle quali si sono prodotte trasformazioni prima del tutto impensabili. Se la teoria economica moderna individua nel capitale umano - un termine poco felice per riferirsi alle conoscenze accumulate e frutto della nostra creatività e inventiva - il motore dei processi di sviluppo e crescita, non si può dimenticare il ruolo dell'energia fossile, vero e proprio carburante di detti processi. Per intuirne l'importanza è sufficiente guardare alla serie storica dei consumi energetici e del PIL di un qualsiasi paese ricco o anche del mondo nel suo complesso³. Malanima (2013) ha stimato consumi energetici per l'Italia dal 1861 ai giorni nostri e li ha accostati al Pil reale (ricostruito ai prezzi del 1911). I risultati di parte del lavoro sono sintetizzati dalla [Figura 1.1](#) e

¹ Viene spesso impiegato il termine "produzione" riferito alle fonti fossili, nonostante queste siano già state "prodotte" e l'uomo possa soltanto estrarle e usarle.

² Come è noto, fu soprattutto la macchina a vapore a dare avvio allo sfruttamento estensivo del carbone (a alla rivoluzione industriale), quella di Thomas Newcomen (sviluppata intorno al 1710) che trovò il suo uso specifico nel pompare acqua fuori dalle miniere, e i successivi perfezionamenti di James Watt che, cominciati nel 1763, ne estesero l'uso sia in miniera che alla manifattura e ai trasporti.

³ Molti dati sono disponibili sul sito dell'Agenzia Internazionale per l'Energia, www.iea.org, o su quello del ministero per l'Energia degli Stati Uniti, www.eia.gov

dalla [Figura 1.2](#). La prima mostra le stime dei consumi energetici suddivisi per fonte, tradizionale e moderna; si osservi la brusca impennata dei consumi energetici avvenuta con il boom economico del secondo dopoguerra. La seconda figura mostra in modo più esplicito lo stretto legame tra consumo di energia e del PIL.

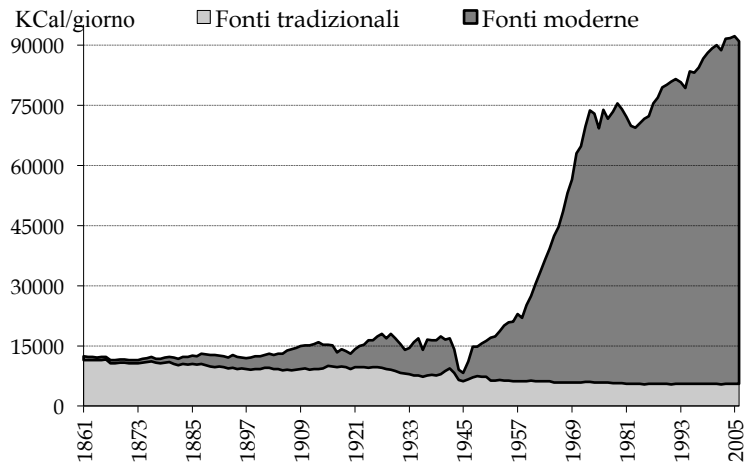


Figura 1.1. Consumi energetici pro-capite per l'Italia, 1861-2006
Kcal procapite al giorno. Fonte: Malanima (2013)

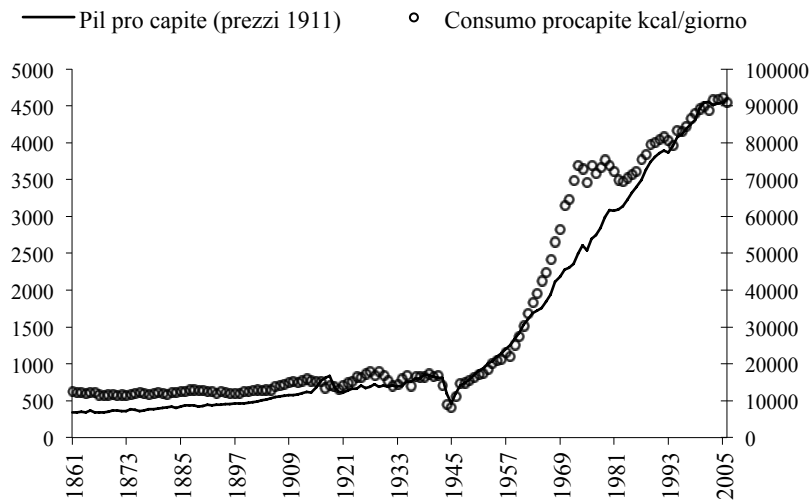


Figura 1.2. Pil e consumi energetici per l'Italia, 1861-2006
Fonte: Malanima (2013)

Come rovescio della medaglia, insieme alla crescita economica, l'aumento nel consumo di energia ha condotto ad un degrado ambientale sempre più intenso e diffuso. Si tratta di una conseguenza ovvia, poiché, come messo in luce dall'economista rumeno Georgescu-Roegen (1906-1998), il processo economico consiste proprio nel degradare materia per fornire all'uomo i mezzi per il godimento della vita (v. ad es. Georgescu Roegen, 1971, §4). In quest'ottica, ben si comprende come l'utilizzo di quantità sempre maggiori di combustibili fossili, a ritmi incomparabili rispetto alla loro produzione avvenuta in ere geologiche remote, abbia introdotto, sia in modo diretto che indiretto, forti squilibri nei cicli bio-geochimici. In generale l'uomo ha immesso e continua a immettere composti e materiali nel proprio ambiente ad un ritmo maggiore della spontanea capacità di assorbimento: basti pensare ancora al fosforo che va nelle acque con i detersivi e i fertilizzanti, oppure all'anidride carbonica, che viene rilasciata in atmosfera in quantità maggiori rispetto alle capacità di assorbimento di ecosistemi terrestri e di oceani - che peraltro stanno subendo una progressiva acidificazione.

1.1.2 Degrado ambientale: scala e qualità

Due aspetti caratterizzano l'interferenza degli esseri umani, la **dimensione** (ovvero la **scala**) delle proprie società e la **qualità** dei processi in esse attivati.

Dimensione. L'aspetto quantitativo non riceve sempre la giusta attenzione, eppure disporre di molta energia è potenzialmente molto dannoso in quanto consente di estrarre ogni giorno milioni di tonnellate di materia che, per di più, ritornano molto in fretta come scarti nell'ambiente. Tra i tanti esempi dei potenziali danni che derivano dal disporre di grande quantità di energia si pensi alle falde acquifere che sono spesso a rischio proprio per la facilità e rapidità dei prelievi, indipendentemente dall'origine più o meno "pulita" dell'energia!

Qualità. L'aspetto qualitativo, quello su cui siamo più abituati a riflettere, riguarda l'immissione di sostanze estranee ai cicli naturali e poco compatibili con la vita - sostanze sintetiche che, in alcuni casi, hanno prodotto impatti molto gravi, avvertiti solo dopo anni dalla loro utilizzazione (si pensi al DDT o ai CFC).

La [Figura 1.3](#) riassume schematicamente il ruolo dell'energia. Tanto maggiore è l'energia e tanto più siamo in grado di movimentare e trasformare materia e questo ha conseguenze benefiche per l'economia (indicate dal '+' nella figura) ma negative per l'ambiente (indicate dal '-').

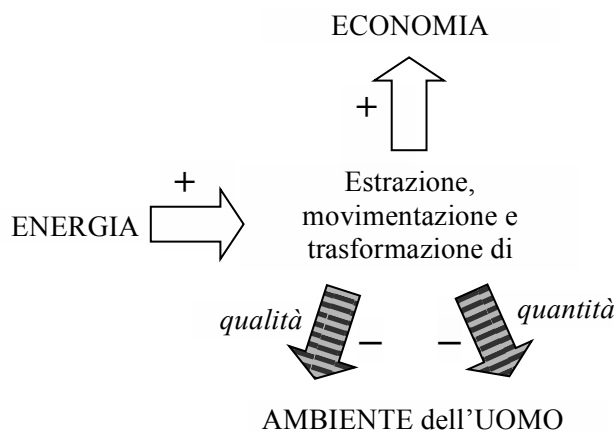


Figura 1.3. L'energia, la materia, l'economia e l'ambiente naturale

1.2 Due visioni del sistema economico: l'economia neoclassica e l'economia ecologica

Queste considerazioni introduttive consentono di passare a riflettere su come analizzare le relazioni tra sistema economico e ambiente naturale. Come vedremo in questo paragrafo l'approccio tradizionale limita il discorso ai meri aspetti economici, mentre altri approcci, incluso quello dell'economia ecologica, ritengono che una simile strategia di ricerca sia poco fruttuosa e che l'analisi debba essere più estesa.⁴

1.2.1 L'economia come sistema chiuso

La rappresentazione semplificata del sistema economico contenuta in molti manuali di economia è quella del "diagramma del flusso circolare". In cui imprese e individui si scambiano prodotti e fattori di produzione coordinati dal mercato, ovvero, prendendo le proprie decisioni sulla base

⁴ Benché il dibattito tra i due approcci si sia sviluppato in anni recenti, le sue origini risalgono a oltre cento anni fa. Questo, del resto, è facilmente immaginabile se pensiamo che le conoscenze di chimica, fisica e biologia - necessarie per capire i nessi tra l'economia umana e gli ecosistemi che la contengono - sono note da 150 anni: se i fisiocratici nella Francia del XVIII secolo, Adam Smith, David Ricardo, Thomas Malthus scrissero prima che fossero note le leggi della termodinamica, questo non è vero né per Marx, né per gli economisti neoclassici come Walras o Jevons della seconda metà del XIX secolo, né tanto meno per gli economisti contemporanei.

dei prezzi (Figura 1.4). La teoria economica convenzionale – o neoclassica – si concentra dunque sugli scambi e sui prezzi mentre presta scarsa attenzione alla realtà fisica.

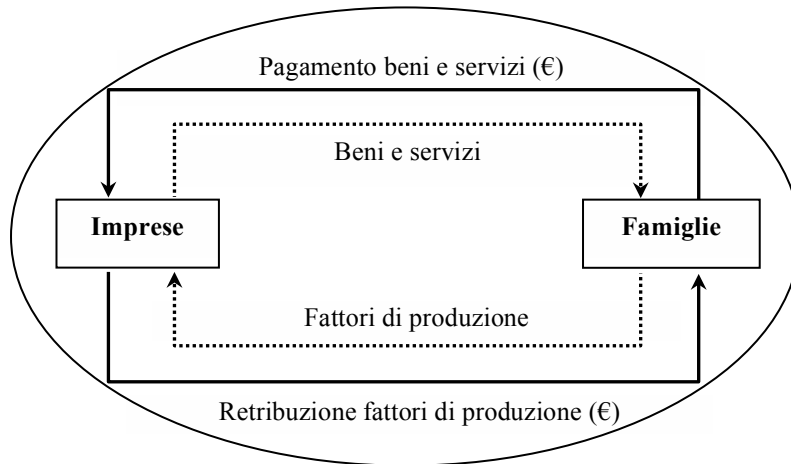


Figura 1.4. Il diagramma del flusso circolare dell'economia

1.2.2 L'economia come sistema aperto

Può la teoria economica fare a meno di considerare gli aspetti materiali del processo economico, e, con essi, le leggi della fisica e della chimica o gli insegnamenti della biologia? Chi non aveva dubbi in proposito era il citato Georgescu Roegen il quale criticava in modo aspro la visione meccanicistica della teoria neoclassica, di cui proprio il “diagramma del flusso circolare” era esempio emblematico, evocando un moto perpetuo analogo al pendolo senza attrito della meccanica classica (v., ad es., Georgescu Roegen 1975). L'economia ecologica, sviluppatasi dalla fine degli anni '80, e che ha in Georgescu uno dei suoi principali riferimenti, ritiene essenziale analizzare l'economia umana come un sistema aperto all'entrata di energia e materiali e all'uscita di rifiuti.

A parte la frazione riciclata, la materia utilizzata dal sistema economico viene, prima o poi⁵, restituita in forma degradata all'ambiente naturale, quando cioè i beni vengono considerati rifiuti. Per questo motivo la terminologia degli economisti, anche sotto questo aspetto, è discutibile. Come Ayres e Kneese segnarono nel loro pionieristico contributo

⁵ Una parte rimane temporaneamente accumulata in beni quali edifici, automobili o beni di consumo durevoli.

persistiamo nel riferirci al “consumo finale” di beni come se gli oggetti materiali, come i combustibili e i beni finiti, sparissero nel vuoto, pratica che in epoche passate, in confronto ad oggi, non generava effetti negativi, nella misura in cui l’aria e l’acqua erano beni liberi quasi letteralmente. Certamente, i rifiuti, gli scarti derivanti tanto dai processi produttivi quanto dal consumo, permangono e normalmente producono, più che servizi, disutilità (Ayres e Kneese 1969)..

A fronte dell’ingresso di energia e materiali, l’economia produce due tipi di rifiuti, il calore dissipato, o energia degradata (v. seconda legge della termodinamica), e i rifiuti materiali che attraverso il riciclaggio possono tornare a essere usati. Parte del riciclaggio si realizza tramite il mercato (per esempio la carta), la restante parte, di maggiore entità, si ricicla senza l’intervento dell’uomo mediante i cicli naturali che convertono “rifiuti” in “risorse”: così la CO₂ che gli animali emettono come conseguenza della respirazione è assorbita dalle piante per produrre materia organica, oppure lo sterco è trasformato da microrganismi e diventa nutrimento per le piante. Nelle economie moderne tuttavia i rifiuti – a causa della loro quantità e composizione – per la maggior parte si accumulano e solo in alcuni casi vengono convertiti in nuove risorse attraverso processi che, a loro volta, richiedono l’intervento dell’uomo (e l’impiego di energia) e che non consentono un recupero al 100%. Altri rifiuti (metalli pesanti o scorie radioattive) restano nocivi nell’ambiente per moltissimo tempo.

La natura svolge pertanto un ruolo essenziale rispetto all’economia umana: assume il duplice ruolo di fornire sia risorse sia bacini di assorbimento per i rifiuti e fornisce direttamente molti “servizi”, che vanno dal godimento dei paesaggi, fino al generale supporto alla vita (la fascia d’ozono, ad esempio, protegge la vita dai raggi ultravioletti).

1.2.3 La visione dell’economia ecologica

L’economia ecologica pone l’accento allora non solo sugli aspetti qualitativi – l’inquinamento e i danni da esso derivanti – ma anche sull’aspetto quantitativo. Come per l’ecologia, anche per l’economia è fondamentale contabilizzare i flussi di energia e di materia in entrata e in uscita. L’economia umana è infatti un sistema complesso aperto da studiare mediante diverse ottiche (diverse discipline) e mediante una molteplicità di indicatori e strumenti. L’economia ecologica, consapevole delle diverse scale temporali e spaziali alle quali si svolgono i processi, riconosce le discrepanze tra tempo economico e tempo bio-geo-chimico.

Lo schema adottato dall'economia ecologica, dunque, va oltre il diagramma del flusso circolare del reddito (v. [Figura 1.4](#)) che viene collocato non solo all'interno del contesto sociale di cui l'economia è parte, ma anche nell'ambiente naturale da cui l'economia e la società traggono risorse e in cui espellono gli scarti della loro attività, come illustrato nella [Figura 1.5](#).

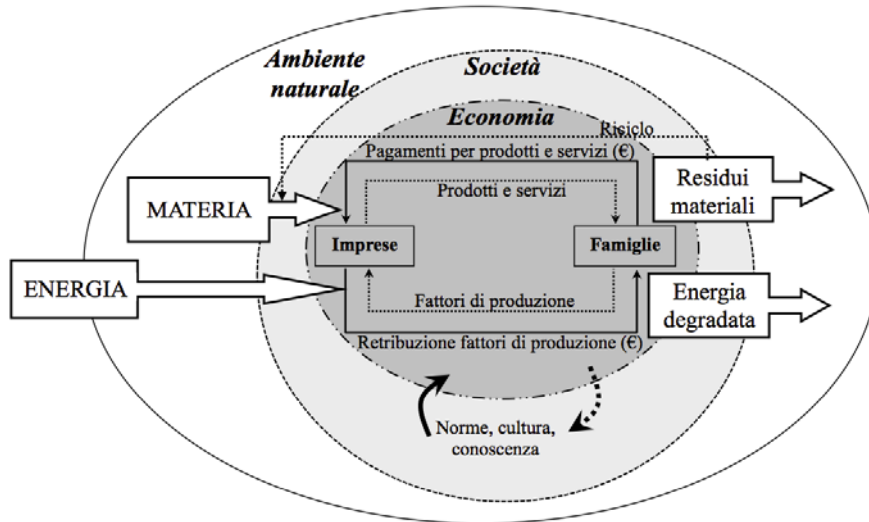


Figura 1.5. L'economia come sistema aperto

L'obiettivo dell'analisi non è dunque solo comprendere quali incentivi individuali conducano a un uso ottimale dell'ambiente, ma, più ambiziosamente, mira a studiare con un approccio interdisciplinare la (in)sostenibilità ecologica delle nostre società ed economie. Per questo si può dire che l'economia ecologica va oltre l'economia neoclassica estendendone la prospettiva e il campo di applicazione.

Una migliore rappresentazione

BOX: Antropocene

La capacità con cui oggi gli esseri umani riescono a influenzare l'ambiente, a scala planetaria, ha portato a ipotizzare di essere usciti dall'olocene per entrare in una nuova era geologica, l'antropocene. Già nel 1873, il geologo Stoppani paragonava il potenziale innovativo del genere umano alle forze della natura, mentre nel 1924 altri geologi quali Vernadsky, Teilhard de Chardin e Le Roy avevano coniato il termine “noosfera” per indicare il ruolo dell'intelligenza e della tecnologia umana nel plasmare l'ambiente e determinare l'andamento degli eventi futuri (Crutzen e Stoermer 2000).

Gli studiosi Crutzen e Stoermer (2000) hanno proposto come data di inizio della nuova era la seconda metà dell'ottocento, periodo che, con la rivoluzione industriale, ha segnato l'affermarsi del “dominio” umano sull'ambiente naturale grazie a una crescente capacità di sfruttare i combustibili fossili. Tali risorse hanno permesso lo svolgimento di attività prima impensabili, come i lunghi spostamenti in tempi molto rapidi, la produzione di composti chimici quali i fertilizzanti, l'intensificazione e la meccanizzazione dell'agricoltura, la creazione di enormi opere ingegneristiche quali le grandi dighe (Steffenet *al.* 2011). Di conseguenza abbiamo assistito non solo a profonde trasformazioni demografiche, socio-economiche, e ecosistemiche (ad es. perdita di biodiversità e estinzioni di specie) ma anche a cambiamenti nell'atmosfera che hanno prodotto fenomeni quali il buco nell'ozono e alterazioni del clima e che modificano i cicli biogeochimici naturali (Crutzen 2002).

Se si guarda poi al periodo che comincia con il secondo dopoguerra, si osserva che le attività antropiche e i loro impatti sono aumentate in modo considerevole in gran parte del pianeta. Il termine “grande accelerazione” è stato coniato per evidenziarne la loro crescita esponenziale. Cominciata con il boom economico che si è avuto in Europa, tale crescita ha trovato nuovo impulso con il boom economico di alcuni paesi in via di sviluppo, con le partnership tra governi, industrie e mondo scientifico che hanno stimolato l'innovazione, ma anche con l'affermazione di principi economici neoliberali e la nascita di organismi internazionali (ad es. WTO) che hanno favorito processi di globalizzazione molto più intensi che in passato (Steffenet *al.* 2011).

La presa di coscienza da parte del mondo accademico riguardo la forza e gli impatti geologici delle attività antropiche sull'ambiente dovrebbe guidare il genere umano verso un uso responsabile del proprio sapere tecnico e scientifico.

BIBLIOGRAFIA:

- Crutzen P. J. & Stoermer E. F. (2000), *The Anthropocene*, *Global Change Nesl.* vol. 41, pag. 17-1
- Crutzen P. J. (2002), *Geology of Mankind*, *Nature*, vol. 415, p. 23
- Steffen W., Grinevald J., Crutzen P. J. & McNeill J. (2011), *The Anthropocene: conceptual and historical perspectives*, *Phil. Trans. R. Soc. A*, vol. 369, pp. 842-867

2 ASPETTI QUANTITATIVI

2.1 I flussi di energia attraverso l'economia

2.1.1 Premessa: come si misura l'energia

L'energia, ovvero la capacità di compiere lavoro, è misurata nel sistema metrico internazionale con il *joule*. Occorre tuttavia notare che le statistiche energetiche per motivi di consuetudine storica, sono spesso elaborate con altre unità di misura: in campo alimentare, ad esempio, siamo abituati a usare la *caloria*⁶, mentre le statistiche internazionali sulle fonti energetiche usano spesso come riferimento la quantità di energia contenuta in una tonnellata di petrolio, esprimendo cioè l'energia delle altre fonti in termini di tonnellate di petrolio equivalente⁷ (*tons of oil equivalent*, TOE, 1 toe = 41 868 joules). Nel mondo anglosassone si impiega talvolta la *British Thermal Unit* (1 BTU=1055,056 joules).⁸

Coerenza imporrebbe di impiegare in tutti i casi il joule; è tuttavia spesso utile non ignorare le consuetudini, i riferimenti cognitivi cui siamo abituati. Dovendo allora misurare il consumo energetico di un volo aereo potremmo decidere di usare le Kcal in modo che possa essere immediatamente paragonabile con i nostri consumi di cibo. Un viaggio Parigi Buenos-Aires con 350 passeggeri a bordo consuma circa 70 tonnellate di carburante, circa 200 kg a persona; poiché un kg di carburante contiene circa 10 000 kcal, il consumo medio del viaggio è di circa 2 000 000 kcal, 800-1000 volte il consumo giornaliero di calorie in

⁶ La caloria è la quantità di calore necessaria per innalzare di un grado centigrado la temperatura di un grammo d'acqua. Dato che vi sono diverse definizioni di caloria a seconda delle condizioni sperimentali (ad es. la temperatura) la corrispondenza tra calorie e *joule* non è univoca, attestandosi intorno a 1 cal \approx 4.185 Joules.

⁷ Per poter esaminare l'evoluzione storica dell'uso totale di energia o valutare il fabbisogno energetico di un paese è necessario esprimere le diverse fonti con la stessa unità di misura. Per farlo esistono dei metodi standardizzati in base ai quali si elaborano delle statistiche internazionali. Tali metodi sono in genere accettabili nel caso dei combustibili fossili, mentre sono più controversi quando si considerano altri casi come l'elettricità di origine idroelettrica. I vari tipi di energia hanno infatti "qualità" diversa. Nella pratica si è soliti misurare l'elettricità idroelettrica e quella nucleare in base all'equivalente calorico, o in termini di "costo opportunità energetico" (l'equivalente calorico del combustibile fossile che, in condizioni di efficienza media, sarebbe necessario per produrre l'elettricità).

⁸ E' utile ricordare, anche per i dati che seguiranno dopo, alcuni multipli del joule e le loro abbreviazioni: kilojoule (kJ) \equiv 10³J, megajoule (MJ) \equiv 10⁶, gigajoule (GJ) \equiv 10⁹, terajoule (TJ) \equiv 10¹², petajoule (PJ) \equiv 10¹⁵, exajoule (EJ) \equiv 10¹⁸.

cibo, superiore al doppio delle calorie assunte con il nostro consumo annuale di cibo e pari al consumo annuale di energia esosomatica (per la definizione v. il prossimo paragrafo) di un abitante della maggior parte dei paesi poveri.

2.1.2 Consumo endosomatico e esosomatico di energia

Come evidenziato da Lotka (1945, p. 188) e poi, in molti scritti, da Georgescu Roegen, l'adattamento dell'uomo al proprio ambiente è avvenuto non solo mediante i meccanismi dell'evoluzione (variazione, selezione, riproduzione) ma anche, e soprattutto, attraverso il rapido sviluppo di ausili artificiali, mezzi esosomatici, esterni cioè al nostro corpo. Come vedremo in questo paragrafo, la distinzione tra ciò che è interno e esterno al corpo è utile anche in riferimento all'energia.

Da circa 150 anni sappiamo che la quantità di cibo ingerita al giorno da un adulto equivale a due o tre mila kcalorie, a seconda della dimensione della persona e dello sforzo che compie nel lavorare e muoversi. E' questo il consumo **endosomatico** di energia: il cibo è il combustibile usato sia per il mantenimento dell'organismo che per compiere lavoro, per l'uomo in proporzione di circa 4 a 1. Il consumo endosomatico di energia obbedisce a regole fisiologiche naturali, cosicché le differenze di consumi calorici tra poveri e ricchi, pur presenti, non risultano essere elevate, anche perché quando il consumo scende a valori molto bassi si muore di inedia o di malattia.⁹

⁹ Ovviamente ciò che è variabile è l'aspetto qualitativo dell'alimentazione, in particolare la cucina – specifica delle diverse culture e/o stati sociali. Ad esempio, tanto in passato quanto oggi, l'alimentazione popolare è caratterizzata da abbinamenti di cereali e legumi (riso e fagioli; riso e soia; mais e fagioli), o di tuberi (patate) e qualche alimento ricco di proteine, mentre quella dei ricchi contiene maggiori quantità di carne, che richiede, per nutrire gli animali, anche una grande quantità di vegetali.

L'aspetto qualitativo è molto importante quando si affronta il problema della "fame nel mondo". La terminologia usata evoca una carenza quantitativa, così come anche gli indicatori impiegati per analizzare il fenomeno. Un indicatore molto in voga è, ad esempio, il consumo di Kcal procapite nelle diverse nazioni che risulta molto maggiore nei paesi ricchi. Come Giampietro et al. (2007) osservano, una disparità in questo indicatore tra paesi ricchi e paesi poveri deriva dalla diversa composizione demografica: ad esempio la popolazione di un paese povero dell'Africa ha molti giovani il che significa che il peso medio della popolazione è molto inferiore rispetto a quello, ad esempio, di un paese europeo, e dunque, pur considerando le maggiori necessità caloriche nei giovani, questo paese registra fabbisogni calorici per persona inferiori. Confrontando il consumo di Kcal per unità di massa (considerando cioè il peso dell'individuo medio), piuttosto che in termini pro capite, si ottengono valori simili per i diversi paesi, quelli dettati dalla

Se dunque, per quanto ricchi siamo, non possiamo decidere di assumere ogni giorno cibo per il triplo delle calorie necessarie, ciò che è molto variabile è il **consumo esosomatico** di energia. Possiamo andare al lavoro in bicicletta, coi mezzi pubblici, o in automobile, opzione quest'ultima che necessita 20 000 kcal di petrolio per un viaggio di 15 km andata e ritorno. Il consumo esosomatico di energia non ha nulla a che fare con istruzioni genetiche e varia molto a seconda delle società umane e delle condizioni sociali e di reddito, oscillando tra meno di 5000 kcal al giorno per i più poveri che vivono in climi caldi e consumano energia solo per cucinare o per realizzare abiti e abitazioni molto semplici, a più di 100 000 kcal al giorno per gli abitanti dei paesi ricchi. Nei sistemi economici preindustriali la fonte di gran lunga più importante di energia è costituita dalle biomasse, ovvero energia solare convertita attraverso la fotosintesi in cibo e legna; soddisfatte le necessità endosomatiche, gran parte dell'energia esosomatica proviene dagli animali e dalla legna (spesso trasformata in carbone da legna). In ogni caso, i valori dell'energia endosomatica e di quella esosomatica assumono lo stesso ordine di grandezza, con rapporti che variano tra 1:2 e 1:5. Così non è per le economie industriali in cui la parte endosomatica è una frazione irrisoria, inferiore a 1:50. Per avere un'idea intuitiva delle ragioni di tale rapporto si consideri che in una città come Los Angeles, dove l'urbanizzazione è molto dispersa (c.d. *urbansprawl*), una stima ragionevole del consumo pro-capite annuo nel trasporto è di circa 40 GJ per anno se si viaggia in auto contro i 4GJ se si viaggia su mezzi pubblici, da paragonare con i circa 3,8 GJ di consumo endosomatico annuale (se si considerano 10,5MJ al giorno, ovvero 2500 kcal).

fisiologia! La scelta di un indicatore appropriato mostra dunque come la fame non sia tanto problema di ordine quantitativo, sottanutrizione, ma piuttosto qualitativo, ovvero malnutrizione.

2.1.3 Statistiche sui consumi energetici^{10 11}

Vediamo ora alcuni dati sull'energia, cominciando con i consumi complessivi per passare poi alla loro composizione - sia rispetto alle fonti che agli usi. Infine presenteremo la questione della relazione tra energia e reddito nazionale.

Occorre precisare che gran parte dei dati che vedremo partono dal 1971, anno dal quale abbiamo statistiche (affidabili) per molti paesi del mondo. In alcuni casi sarà utile vedere le statistiche anche per sotto-periodi poiché due eventi epocali hanno avviato profonde trasformazioni strutturali, rispettivamente la caduta del muro di Berlino e, con essa, la disgregazione di Unione Sovietica e Jugoslavia, nel 1989, e il grande balzo nei processi di globalizzazione che si è avuto a fine 2001 con l'entrata della Cina nell'organizzazione mondiale del commercio.

Il lettore deve far attenzione quando interpreta i dati nazionali sul fabbisogno di energia: essi si riferiscono non soltanto ai consumi interni, ma anche alle produzioni destinate all'esportazione. Per paesi in rapido sviluppo, come la Cina, l'energia utilizzata (e le relative emissioni) vanno a soddisfare la domanda di beni dei paesi più avanzati. Torneremo su questo tema più avanti, quando tratteremo di contabilità dei flussi materiali.

Inoltre le statistiche convenzionali sull'energia non includono il contenuto energetico degli alimenti. Questo aspetto non ha rilevanza per i paesi ricchi che mostrano una quota di energia endosomatica trascurabile e nei quali l'agricoltura fa largo uso di energia fossile e di prodotti chimici che, passando per il mercato, vengono contabilizzati. Nei paesi poveri

¹⁰ È importante ricordare che, come per ogni indicatore statistico, anche nel campo dell'energia esistono delle convenzioni che consentono di tradurre in pratica le definizioni concettuali. Per l'energia è utile la lettura delle "The International Recommendations for Energy Statistics" della commissione statistica delle Nazioni Unite disponibile a questo indirizzo <https://unstats.un.org/unsd/energystats/methodology/ires/>

¹¹ Molte sono le istituzioni che mettono a disposizione dati sull'energia, in prevalenza in modo gratuito, soprattutto i dati di carattere più generale. In proposito, segnaliamo la US Energy Information Administration (<https://www.eia.gov/>), che mette a disposizione dati anche per paesi diversi dagli Stati Uniti. Ovviamente, molti dati sono facilmente accessibili dalle banche dati di OECD (*Organisation for Economic Co-operation and Development*, in italiano OCSE), Organizzazione economica dei e di World Bank. Per i dati a livello mondiale è interessante la consultazione di <https://ourworldindata.org/energy>. La più importante istituzione è l'*International Energy Agency*, IEA, i cui dati sono spesso ottenibili solo a pagamento. Tuttavia, da alcuni anni, molti indicatori a cadenza annuale sono riportati nel file "CO2Highlights" che può essere scaricato liberamente dal loro sito e che costituisce la base per quasi tutti i grafici di questo paragrafo.

prevale l'agricoltura tradizionale che si fonda su fonti di energia poco soggette a transazioni economiche registrate e che sfuggono alle statistiche, così come anche il consumo di legna e di sterco, spesso impiegato come combustibile. Pertanto, non poter includere una stima del contenuto energetico degli alimenti significa ignorare una parte importante nel consumo energetico totale dei paesi poveri.

2.1.3.1 *Fabbisogno complessivo di energia (TPES¹²)*

Gli andamenti su tutto il periodo rivelano i seguenti fatti stilizzati:

- a) un forte aumento di produzione di energia primaria in termini assoluti. La [Tabella 2.1](#) mostra che il tasso annuo di crescita per il mondo nel suo complesso è stato intorno al 2%. In termini complessivi, dunque, in circa 50 anni è aumentata di due volte e mezzo, come mostra la [Figura 2.1](#);
- b) una forte crescita, pur con fluttuazioni, anche in termini pro capite (v. [Figura 2.2](#));
- c) una disomogeneità nella crescita tra le diverse aree del mondo (v. [Tabella 2.1](#));
- d) fino alla fine degli anni 1990, gran parte del fabbisogno energetico era dovuta ai paesi OECD. (v. [Figura 2.3](#));
- e) ancora oggi sono considerevoli le differenze tra paesi ricchi e paesi poveri nell'uso pro capite di energia esosomatica, come si può osservare dalla [Figura 2.4](#);
- f) ancora la [Figura 2.4](#) mostra la grande variabilità nei consumi procapite, persino tra i paesi con livelli di benessere paragonabili. Il fatto che paesi simili presentino consumi di energia pro-capite molto diversi può essere preso come indizio del fatto che l'associazione tra consumo di energia e benessere non sembra troppo stretta, almeno per livelli elevati di consumi energetici.

¹² TPES è l'acronimo per *Total Primary Energy Supply*, è l'offerta totale di energia primaria, l'energia che un paese ha a disposizione. Ciò include l'energia importata, quella esportata (sottratta) e quella estratta da risorse naturali (produzione di energia). Torneremo oltre sulla distinzione tra energia primaria e consumi.

Tabella 2.1. Tassi di crescita di Energia Primaria, Pil pro capite e Popolazione

<i>Tassi crescita (1971-2017) di</i>	<i>TPES</i>	<i>GDP pc</i>	<i>Popol.</i>
Non-OECD Europe and Eurasia	0.6%	1.8%	0.3%
OECD Europe	0.7%	2.2%	0.5%
OECD Americas	0.9%	2.7%	1.2%
<i>Mondo</i>	<i>2.0%</i>	<i>1.8%</i>	<i>1.5%</i>
OECD Asia Oceania	2.0%	2.8%	0.7%
Non-OECD Americas	2.5%	2.7%	1.6%
Africa	3.2%	3.2%	2.6%
Asia (excl. China)	3.9%	5.3%	1.9%
China (incl. Hong Kong, China)	4.5%	8.5%	1.1%
Middle East	6.3%	2.8%	2.8%

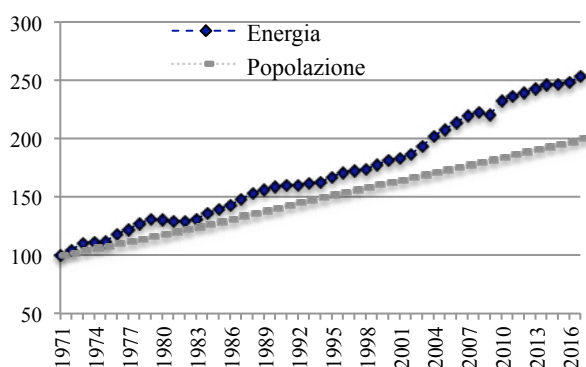


Figura 2.1. Andamento dell'energia primaria e della popolazione per il mondo

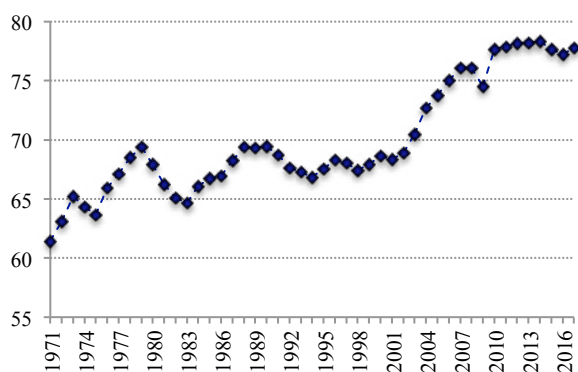


Figura 2.2. Andamento dell'energia primaria pro-capite per il mondo

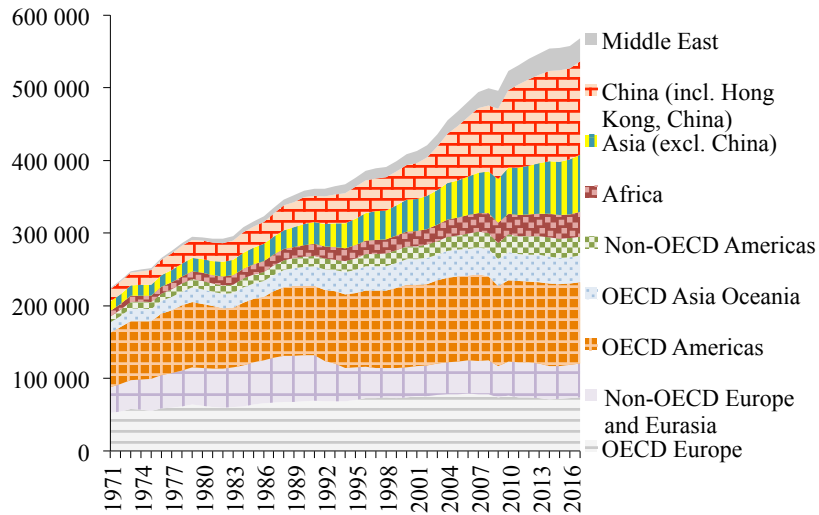


Figura 2.3. Energia primaria per regione
PJoules

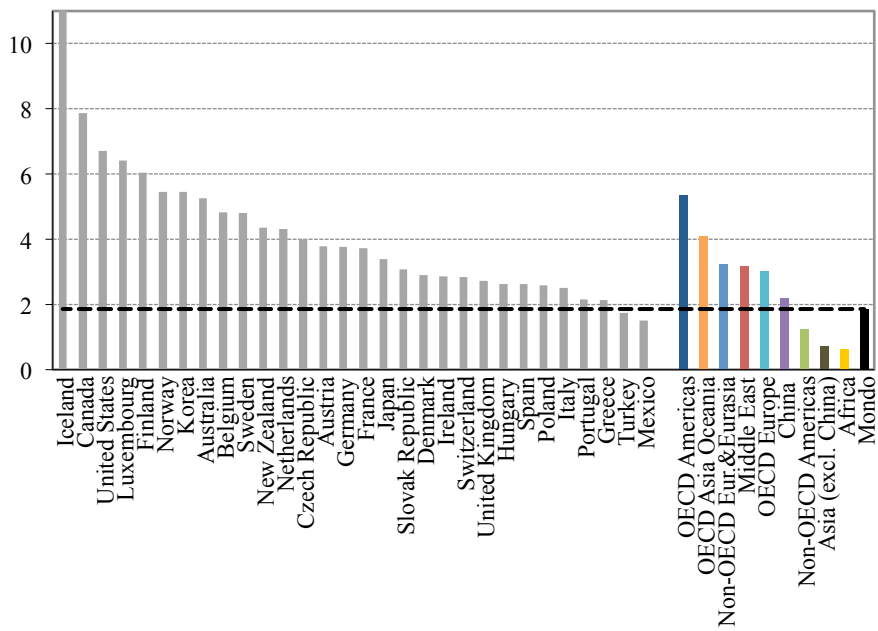


Figura 2.4. Energia pro capite nei paesi OECD europei e in aggregati del mondo
Tonnellate di petrolio equivalente

2.1.3.2 Fonti energetiche

Quanto ai trend delle principali fonti di energia nei paesi industriali nell'intero periodo, se guardiamo alla composizione percentuale [Figura 2.5](#)) sembra osservarsi un solo sostanziale cambiamento, la sostituzione del petrolio con il gas naturale.

Tuttavia, dobbiamo guardare anche ai dati assoluti che, se confermano la crescita del gas naturale, non mostrano una riduzione del petrolio. Piuttosto che fermarsi a osservare il periodo 1971, poiché sono disponibili stime che vanno anche molto indietro, è utile estendere l'orizzonte temporale, come si fa nei grafici che vanno da [Figura 2.6](#) a [Figura 2.10](#). L'interpretazione di questi andamenti è immediata e viene lasciata al lettore, che però deve essere attento a notare le diverse scale temporali. Inoltre, segnaliamo che il confronto tra la [Figura 2.7](#) e la [Figura 2.10](#) consente di apprezzare le differenze tra evoluzione mondiale e quella di un'economia matura, gli USA.

Infine, il lettore osserverà anche che l'energia nucleare fornisce un contributo modesto all'offerta energetica, nonostante in alcuni paesi, tra cui gli USA, sia importante. Dopo una breve fase di rapida crescita, la costruzione di centrali nucleari ha subito un forte rallentamento in seguito all'incidente della centrale di *Three Miles Island* (Stati Uniti, 1979) e di *Chernobyl* (Unione Sovietica, 1986). Se l'incidente di Fukushima (2011) in Giappone ha rafforzato i dubbi sulla sicurezza, l'irrisolto problema delle scorie e le evidenze sempre più forti delle pessime *performance* da un punto di vista economico¹³ del nucleare non fanno pensare ad una ripresa di tale fonte, che ha ricevuto anche imponenti finanziamenti dagli Stati. Oltre a ciò, preoccupano – a causa della stretta relazione tra usi militari e civili – le questioni legate alla sicurezza rispetto al terrorismo internazionale e al traffico clandestino di materiali radioattivi.

¹³ Ovviamente nel computo vanno inseriti tutti i costi, non solo quelli operativi ma anche quelli di costruzione, smantellamento a fine vita, nonché quelli connessi alla gestione delle scorte.

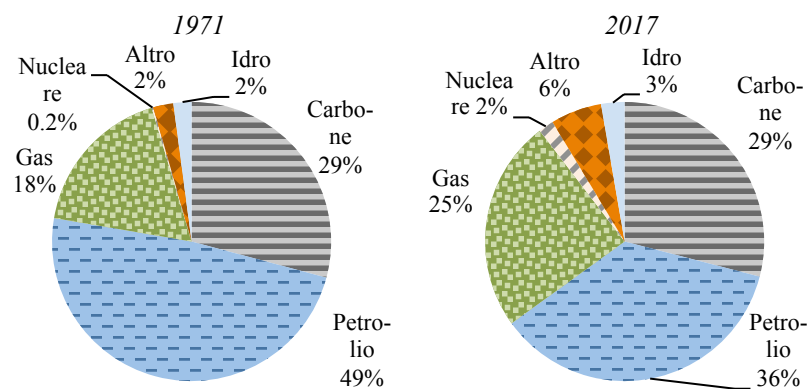


Figura 2.5. Composizione per prodotto dell'energia primaria mondiale 1971, 2017

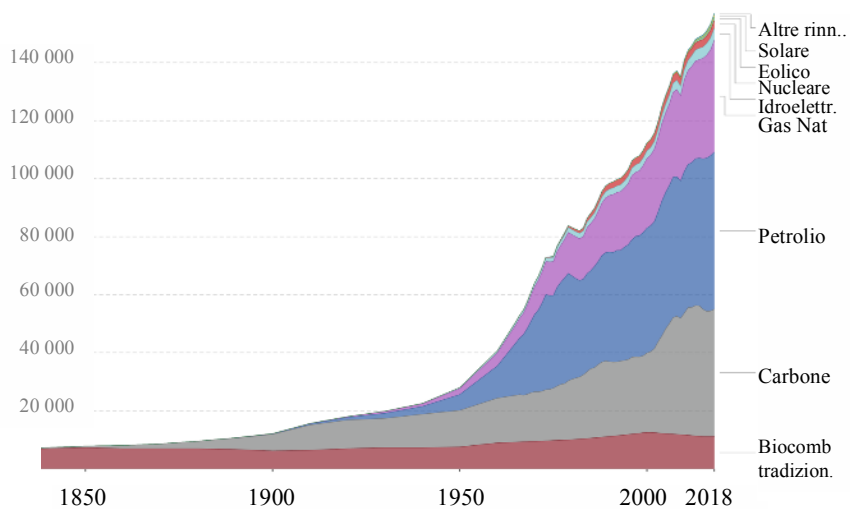


Figura 2.6. Energia primaria distinta per fonte a livello mondiale, periodo 1800-2018
Terawatt-ora annui, TWh. Adattata da Ritchie e Roser (2020)

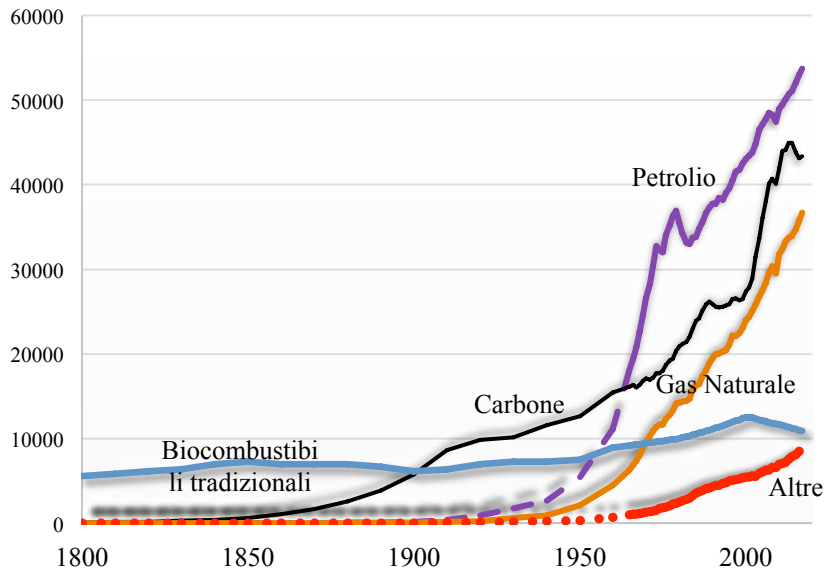


Figura 2.7. Energia primaria per ciascuna fonte, a livello mondiale periodo 1800-2018
TWh annui, dati tratti da Ritchie e Roser (2020)

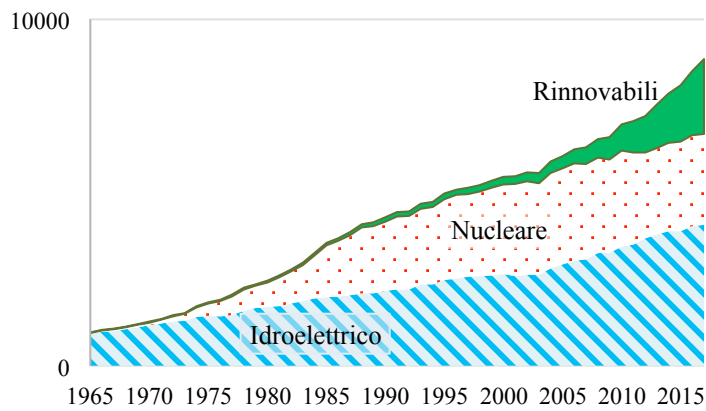


Figura 2.8. Scomposizione della serie “Altre fonti” di Figura 2.7b in “Idroelettrico, Nucleare e Rinnovabili” – Mondo, 1965-2018
TWh annui, dati tratti da Ritchie e Roser (2020)

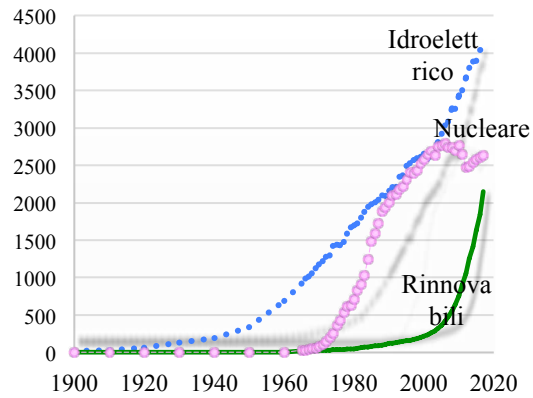


Figura 2.9. Evoluzione di Idroelettrico, Nucleare e Rinnovabili, a livello mondiale, periodo 1800-2018

TWh annui, dati tratti da Ritchie e Roser (2020)

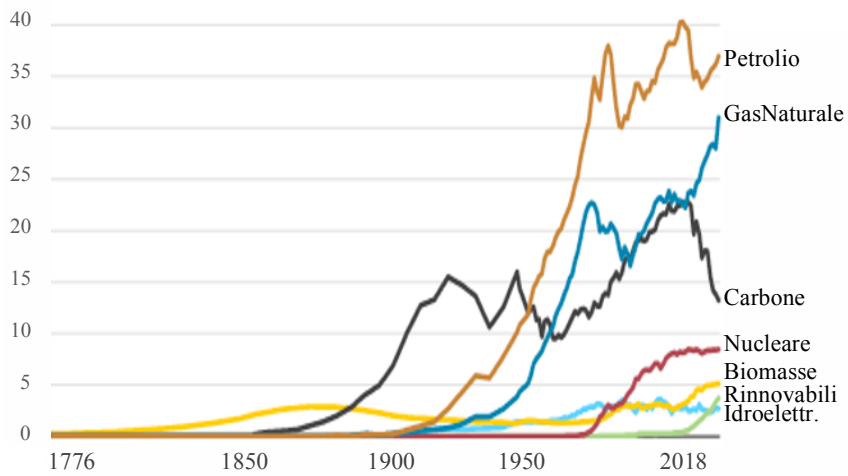


Figura 2.10. Evoluzione per tipo di fonte energetica negli USA 1776-2019
 10^{15} Btu.¹⁴

¹⁴Modificata da <https://www.eia.gov/todayinenergy/detail.php?id=40013#>

2.1.3.3 Usi energetici

Per analizzare la domanda di energia occorre distinguere tra “energia primaria” e “consumo finale di energia”. Per comprendere la differenza si consideri il caso dell’elettricità che continua a essere generata soprattutto dal carbone, dal petrolio, e dal gas naturale. Se in media le centrali termoelettriche di un’economia hanno una efficienza di 1/3, allora per ogni Joule di uso finale sotto forma di elettricità ne avremo bisogno di tre sotto forma di energia primaria. Il processo di trasformazione energetica è dunque molto importante e va contabilizzato, come mostra la [Tabella 2.2](#) che sintetizza i bilanci di tre diversi anni per i paesi europei appartenenti all’OECD. I costi di trasformazione si aggirano attorno al 30%, con una lieve tendenza alla loro riduzione (29% nel 2017).

Dalla stessa tabella si possono osservare i mutamenti nella composizione del consumo finale di energia - la domanda del settore produttivo (soprattutto dell’industria), del commercio e dei servizi pubblici, delle famiglie per i consumi residenziali, del trasporto e degli usi non energetici. I cambiamenti nelle percentuali di composizione mostrano bene una specificità delle economie dei paesi in esame, ovvero la deindustrializzazione¹⁵ e il passaggio a un’economia incentrata sul terziario, e una tendenza generale, ovvero l’aumento dei consumi energetici per il trasporto. Per quanto riguarda la quasi costanza dei consumi complessivi, si deve ricordare come la crisi del 2008 abbia innescato un trend in discesa che è durato fino al 2014.¹⁶

Per visualizzare l’evoluzione della domanda energetica dei vari settori è anche efficace l’impiego di grafici a “radar”. La [Figura 2.11](#) presenta il caso degli USA - per gli anni 1949, 1971, 2001 e 2019 - che evidenzia bene come i consumi per industria e agricoltura siano rimasti quasi invariati dal 1970 mentre siano aumentati quelli per il trasporto.

¹⁵ La riduzione del fabbisogno energetico del settore dell’industria non è solo conseguenza della crescente importanza del settore dei servizi, ma anche del fatto che è cresciuta l’efficienza dell’uso di energia nei processi industriali.

¹⁶ Il lettore interessato potrà trovare i trend sul sito della IEA, in particolare consultando i dati all’indirizzo [https://www.iea.org/data-and-statistics?country=OECD&fuel=Energy%20supply&indicator=Total%20primary%20energy%20supply%20\(TPES\)%20by%20source](https://www.iea.org/data-and-statistics?country=OECD&fuel=Energy%20supply&indicator=Total%20primary%20energy%20supply%20(TPES)%20by%20source)

Tabella 2.2 Energia Primaria nel e suoi usi nei paesi OECD

<i>KToe</i>	1990	2001	2017
Energia primaria e costi energetici:			
Energia Primaria	1 642 780 100%	1 792 897 100%	1 761 249 100%
Trasformazione energetica	-500 478 30%	-538 078 30%	-503 268 29%
Domanda finale	1 142 302 70%	1 254 819 70%	1 257 981 71%
Composizione domanda finale:			
Domanda finale	1 142 300 100%	1 254 817 100%	1 257 979 100%
Produzione	363 835 32%	352 093 28%	326 535 26%
Trasporti	268 829 24%	321 092 26%	352 704 28%
Residenziali	282 163 25%	319 219 25%	302 511 24%
Commercio e servizi pubblici	114 076 10%	135 001 11%	165 220 13%
non specificato	12 157 1%	13 372 1%	3 007 0%
Usi non energetici	101 240 9%	114 040 9%	108 002 9%

Fonte: nostra elaborazione su dati IEA

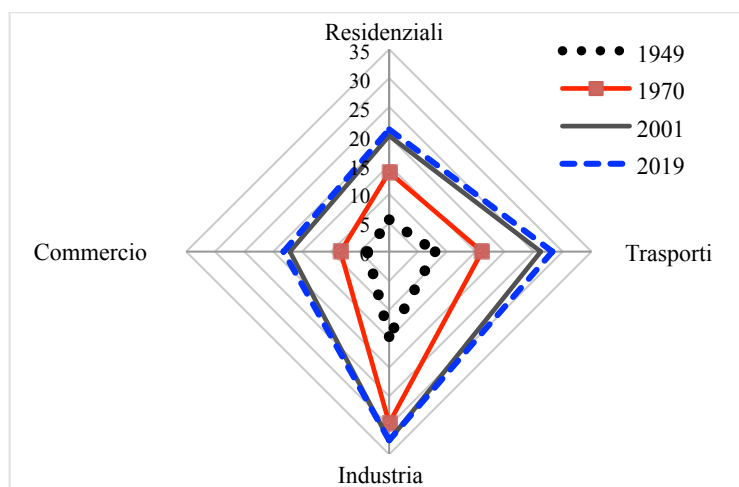


Figura 2.11. Evoluzione dei consumi per settore in USA dal 1949 al 2018

Fonte: nostra elaborazione su dati EIA, Dati espressi in 10¹⁵BTU¹⁷

¹⁷ BTU sono le British Thermal Unit, usate dal U.S. Energy Information Administration. Una BTU corrisponde circa a 1055,05 Joules. I dati sono reperibili sull'Annual Energy Review all'indirizzo <https://www.eia.gov/totalenergy/data/annual/>, "Primary energy consumption by sector"

2.1.4 PIL e uso esosomesico di energia: la curva di Kuznets ambientale (EKC)

Come abbiamo visto fin qui, gli accresciuti consumi energetici hanno consentito di incrementare il livello di benessere materiale, almeno per i paesi industrializzati. Al tempo stesso, l'uso di energia continua a crescere e da diversi anni, e sempre più ai nostri giorni, molti sono i dubbi che possano continuare i trend di crescita nell'energia visti finora, non solo per la crescente scarsità delle risorse energetiche ma anche per gli impatti, sempre più pesanti, dell'uomo sul proprio ambiente. E' divenuta dunque importante la questione se, superati certi livelli di reddito, si riesca contemporaneamente ad avere un PIL crescente e consumi energetici stabili o addirittura in calo. Un'ipotesi simile è stata avanzata per l'inquinamento agli inizi degli anni '90 e va sotto il nome di Curva di Kuznets Ambientale (*Environmental Kuznets' Curve*, EKC) e prevede che le pressioni ambientali e l'inquinamento si riducano con lo sviluppo economico. Il motivo ipotizzato è che la progressiva terziarizzazione dell'economia (effetto "di composizione") e il progresso tecnologico (effetto "tecnica") più che compensino i maggiori impatti che si hanno con l'aumento delle dimensioni dell'economia (effetto "scala").

L'ipotesi di EKC è stata valutata anche rispetto all'energia poiché questa rappresenta un indicatore sintetico delle pressioni antropiche¹⁸. La speranza di poter stabilizzare i consumi di energia senza dover ridurre il PIL è alimentata dall'osservazione empirica circa l'andamento decrescente nel tempo dell'*intensità energetica* (vedi [Figura 2.12](#)). Tale indicatore è costruito come rapporto tra energia usata e PIL, misurando dunque la quantità di energia impiegata per unità di PIL (l'inverso dell'efficienza energetica).

¹⁸ Per approfondimenti v. Luzzati et al. (2018).

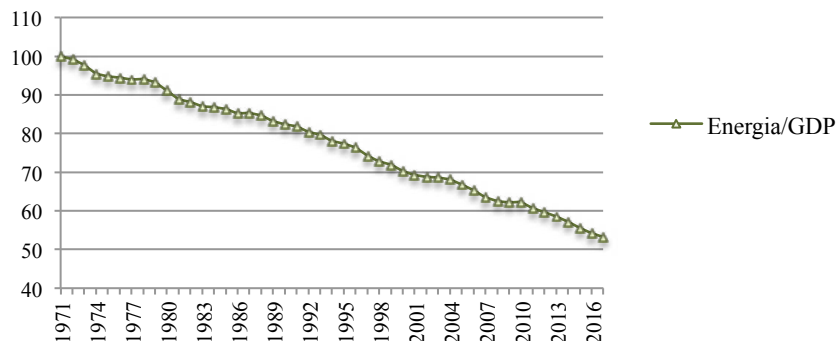


Figura 2.12. Andamento dell'intensità energetica per il mondo
Numeri indice

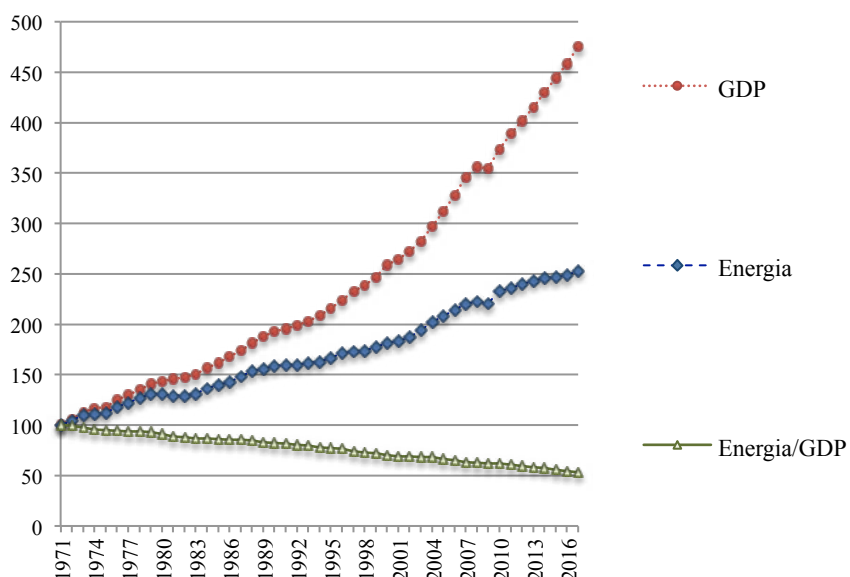


Figura 2.13. Trend dell'intensità energetica, dei consumi energetici e del PIL - mondo
Pil a parità di potere di acquisto, USA 2010

Un'intensità energetica in discesa, tuttavia, non significa che automaticamente si stabilizzeranno i consumi energetici: la riduzione che si è manifestata finora è dovuta alla forte crescita del PIL, il denominatore, e non dall'arresto dei consumi energetici, il numeratore. Se torniamo indietro di qualche pagina alla [Tabella 2.1](#) vediamo come questa evidenza

è vera anche per le diverse aree geografiche: il PIL pro-capite è cresciuto quasi ovunque di più dei consumi energetici, che sono tuttavia anche essi cresciuti.

A ben vedere il miglioramento dell'efficienza energetica dovrebbe suscitare preoccupazione in quanto sono i sistemi di grandi dimensioni, quelli che usano molta energia, ad essere caratterizzati da elevati livelli di efficienza energetica. Sembra cioè che siano all'opera meccanismi che, consentendo l'aumento delle dimensioni complessive del sistema, rendono vani i guadagni in efficienza. Si tratta di un effetto noto come effetto Jevons o *effetto rebound* (rimbalzo) per il quale si rinvia all'apposito riquadro. Qui è sufficiente sottolineare come la presenza di un effetto rimbalzo abbia una chiara conseguenza sulle politiche: non basta promuovere l'efficienza ma è necessario mirare a ridurre o a contenere la scala complessiva.

Il modo più immediato per verificare l'eventuale manifestarsi di una relazione a U-rovesciata è esaminare innanzitutto quello che è successo a livello globale. Il vantaggio è di neutralizzare quel fenomeno, la cui intensità non è del tutto chiara, che va sotto il nome di "*pollution haven*" che vede i paesi più ricchi apparire più virtuosi perché delegano le produzioni più inquinanti ai paesi poveri. La Figura 2.14 riporta il c.d. "*scatter plot*" tra PIL pro capite a parità di potere di acquisto e Energia primaria (TPES) per il mondo nel periodo 1971-2017. Quello che anche a prima vista si osserva è un andamento crescente, anche se sembra che la curva riduca la sua pendenza a partire da livelli di reddito intorno a poco meno di 10000\$.

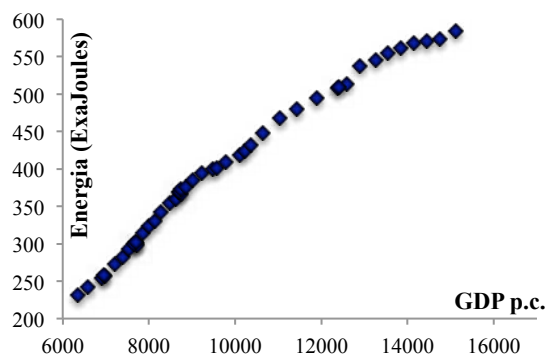


Figura 2.14. Energia e PIL per il mondo, 1971-2017
Pil a parità di potere di acquisto, \$ USA 2010

In generale, gli studi sulla EKC hanno esaminato la relazione per dati *panel* in cui, cioè, si analizzano contemporaneamente le serie temporali di diversi paesi (*time-series* e *cross-country*). I risultati sono molto contrastanti, sia per i differenti metodi di indagine, sia per la diversità dei gruppi di paesi presi in esame. In generale, l'ipotesi di EKC non sembra abbia trovato grandi riscontri empirici particolarmente (v. Stern 2003), se non per inquinanti di natura locale. In ogni caso, occorre anche tener conto che il punto di svolta potrebbe manifestarsi troppo tardi, per livelli di inquinamento assai dannosi.

Inoltre, occorre evidenziare un vizio che riguarda tutto il filone di studi, cioè il fatto che viene studiata la correlazione empirica tra PIL pro-capite e impatto/pressione ambientale pro-capite. Considerata la crescita della popolazione, questo vizio introduce un *bias* in favore dell'ipotesi EKC. Per quale motivo, tuttavia, se sono i valori assoluti che rilevano per l'ambiente, si prendono indicatori in termini pro-capite? Non sussistono ragioni né teoriche né empiriche. Ovviamente se si vuole fare un confronto grafico e rappresentare le serie del PIL e degli indicatori di pressione o impatto ambientale è necessario adottare qualche standardizzazione che tenga conto della dimensione di ciascun paese - ovvero riscalarle le variabili ambientali rispetto ad un indicatore della dimensione del paese, ad esempio la sua superficie o la sua popolazione in un certo anno. Ma nelle stime econometriche con dati *panel* questa "standardizzazione" è insita nel metodo, dato che si includono di variabili *dummy* specifiche per ciascun paese.

La Figura 2.15 e la Figura 2.16 rappresentano le coppie di valori PIL pro-capite e energia (riscalata rispetto alla popolazione media del periodo) per alcune nazioni per il periodo 1971-2014. La linea tra gli indicatori mostra l'evoluzione temporale delle serie. Nella prima figura abbiamo incluso anche due paesi, Iran e Arabia Saudita, la cui economia dipende molto dal petrolio, le cui variazioni di prezzo incidono in modo significativo sul PIL. Questi paesi sono del tutto particolari e hanno mostrato consumi energetici in forte crescita a fronte di PIL per lunghi periodi in flessione.

La scala della prima figura è logaritmica in modo da poter interpretare l'inclinazione delle curve come l'elasticità dell'energia rispetto al PIL p.c., cioè quanto varia percentualmente l'energia in seguito ad aumento percentuale unitario del PIL procapite. Per gran parte dei paesi (anche quelli non considerati nel grafico) l'elasticità è positiva per l'intero

periodo, indicando dunque come al crescere del PIL procapite sia aumentato il fabbisogno energetico. Una delle poche eccezioni¹⁹ sembra essere la Germania che, dopo lo shock generato dall'unificazione, sembra aver stabilizzato i propri consumi energetici. Per altri paesi (v. Figura 2.16), quali il Regno Unito o la Francia, sembra che vi sia stata una flessione in seguito alla crisi del 2008, ma potrebbe trattarsi solo di un fenomeno temporaneo.

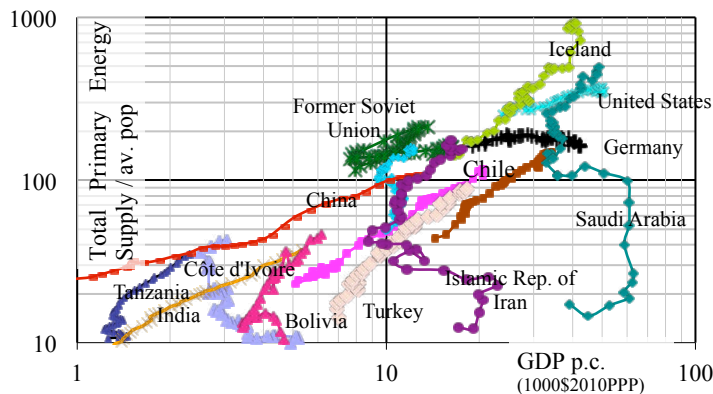


Figura 2.15. Energia e GDP pro-capite per alcuni paesi, 1971-2004

Pil a parità di potere di acquisto, \$USA 2010, Energia per popolazione media del periodo; nostra elaborazione su dati IEA

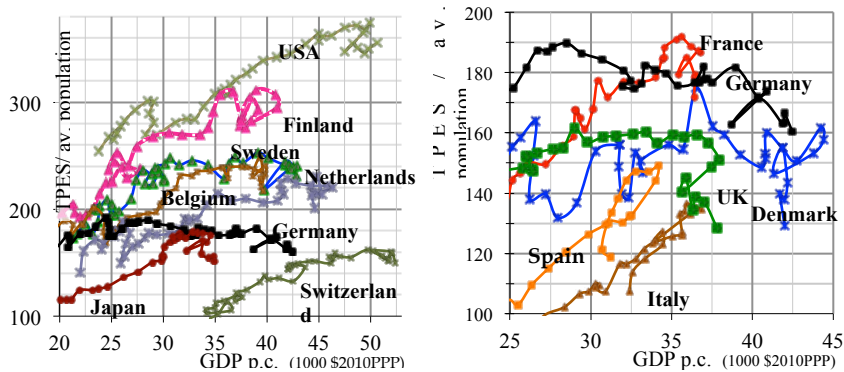


Figura 2.16. Energia e PIL pro-capite per alcuni paesi colpiti dalla “grande recessione” del 2008

¹⁹ Vi sono altre nazioni per le quali vale una correlazione negativa. Si tratta di paesi africani e di paesi produttori di materie prime energetiche il cui PIL si è ridotto per diversi periodi.

2.2 Bilanci energetici in agricoltura

2.2.1 Il contributo di Podolinsky

Esporre ora i fondamenti dell'economia energetica così come furono enunciati nel 1880 da S.A. Podolinsky (1850-1891). Tali principi mirano a spiegare in primo luogo le condizioni minime di sussistenza in termini energetici, vale a dire, le condizioni minime necessarie per soddisfare il primo dei bisogni umani: l'alimentazione. Le idee pioniere di Podolinsky, socialista e medico²⁰ ucraino, sono note soprattutto per i commenti che ne fecero Engels (il compagno intellettuale e politico di Marx) e Vladimir Vernadsky, il famoso ecologo russo. Engels lesse il lavoro di Podolinsky nel 1882 ma non lo trovò di particolare interesse, troncando in questo modo lo sviluppo di un marxismo ecologico. Vernadsky invece, scopertolo nel 1925, lo apprezzò molto proprio per il fatto di applicare ai fenomeni economici quanto appreso nello studio dell'«energia della vita».

Podolinsky intese studiare l'economia come un sistema di conversioni energetiche. Notando che solo una parte molto piccola di energia solare è assimilata dalle piante, mostrò come il lavoro umano (e animale) possa aumentare il bilancio energetico sulla superficie terrestre attraverso l'agricoltura. Per fare questo confrontò la produttività di alcuni terreni in Francia, colture di cereali e di foraggio con pascoli naturali e foreste. I calcoli cui pervenne mostravano proprio come la produzione netta di biomassa fosse maggiore quando interveniva il lavoro umano e animale: una caloria di lavoro consentiva di avere un aumento di prodotto pari a 20-40 calorie. Il lavoro dunque aumentava l'accumulazione di energia netta sulla terra cosicché, nelle intenzioni di Podolinsky, la contabilità energetica avrebbe dato un fondamento scientifico alla teoria del valore-lavoro.

Da dove proveniva la capacità di lavorare? Come è ovvio dal consumo di alimenti, da quella che Lotka ha chiamato energia endosomatica. Già allora era noto che il lavoro che un uomo riesce a compiere è pari a circa 1/5 rispetto all'energia assunta cosicché, considerando il corpo umano come una "macchina termica" possiamo dire che ha un'efficienza del

²⁰ Per approfondimenti si rinvia a Martinez Alier (1991).

20%. Un uomo dunque può sopravvivere solo se una caloria impiegata a scopi produttivi ne produce almeno cinque. Podolinsky considerò che esistono altre necessità oltre a quella di nutrirsi: non tutti si dedicano all'agricoltura, alcuni non possono lavorare, le classi sociali ricche dedicano molta più energia dei poveri ai lussi e ai divertimenti ... Di conseguenza, secondo Podolinsky, il massimo "coefficiente economico" – per usare la terminologia impiegata allora per esprimere il tasso di conversione energia-lavoro umano - non andava oltre 1:10, cosicché le condizioni minime di esistenza di una società richiedono che la produttività energetica del lavoro sia almeno pari a 10:1. Non occorre sottolineare che con l'aumentare della gamma di bisogni e della differenziazione sociale la produttività energetica minima debba essere molto maggiore.

L'agricoltura dunque consente alla specie umana di essere una "macchina termodinamicamente perfetta" - per usare la metafora con cui Podolinsky rimandò al lavoro di Sadi Carnot del 1824 - alimentando la propria "caldaia" con l'energia ottenuta tramite il proprio lavoro. E' ovvio che il merito non va soltanto all'ingegno nella selezione delle piante coltivate e al lavoro fisico, ma soprattutto alla fotosintesi: il flusso principale di energia, proveniente dal sole, non entra infatti nei nostri calcoli economici.

2.2.2 Un esempio di "oikos-nomia" dall'antropologia economica

In anni successivi diversi studiosi, pur se ignari del lavoro di Podolinsky, hanno elaborato analisi che si sviluppano secondo linee simili. Fra gli studi più importanti per l'economia ecologica troviamo quelli di alcuni antropologi ecologici. Gli antropologi studiano il funzionamento di società che chiamano "primitive", indagandole nei singoli aspetti - l'economia, la religione, il simbolismo, ... - e nel loro complesso. Devono avere competenze di scienze naturali, per comprendere i rapporti tra società umane e ambiente naturale, e essere al tempo stesso scienziati sociali, con particolari conoscenze sulle relazioni familiari, così importanti nelle società "primitive"; in apparenza sembrerebbe che gli antropologi non debbano avere particolari competenze da economisti, giacché le società che studiano non hanno sviluppato istituzioni economiche complicate, non hanno un mercato, o se lo hanno, è marginale rispetto alle decisioni di produzione. Se l'oggetto della scienza economica è studiare – come riportano molti manuali – l'allocazione di risorse scarse tra fini alternativi, attuali e futuri, allocazione che si realizza attraverso il

meccanismo dei prezzi, in che senso si parla di “economia” nelle società primitive? La loro economia va oltre la loro ecologia? Possono esserci “prezzi” in economie senza mercato e moneta? Come vedremo in questo paragrafo, si può dare una risposta positiva a questi interrogativi ricordando che, nella definizione data da Aristotele nella *Politica*, l’economia si occupa di tutto ciò che fa capo all'*oikos*, e cioè dei beni e dell’approvvigionamento materiale della famiglia, ma anche dei rapporti interpersonali che sono gli elementi costitutivi del vivere sociale.

L’antropologo Roy Rappaport studiò negli anni '60 un piccolo gruppo umano, i *tsembaga-maring* della Nuova Guinea, cui dedicò una famosa monografia intitolata “Maiali per gli antenati” (Rappaport, 1968). Gli *tsembaga* coltivavano una grande varietà di verdure, di radici e di tuberi, canna da zucchero e alcuni alberi da frutta. Due erano i tipi di campi più frequenti, uno con *taro* e *yam*, l’altro con canna da zucchero e patata dolce, anche se in ogni campo erano compresenti molte delle altre piante che coltivavano. L’agricoltura era di tipo “*slash and burn*”²¹ che consiste nel coltivare un appezzamento di terreno disboscato con l’aiuto del fuoco; dopo qualche anno, quando iniziano a manifestarsi erosione e perdita di fertilità del suolo, i terreni vengono abbandonati e ritornano a maggesi o foresta secondaria. Gli *tsembaga* si dedicavano anche all’allevamento di maiali; ogni gruppo familiare disponeva di alcuni di questi animali che, raggiunti circa 80 kg di peso, venivano sacrificati, quasi tutti in una volta, in una mattanza rituale chiamata *kaiko*, istituzione sociale e religiosa che ristabiliva, attraverso regali, le alleanze con i gruppi vicini, soprattutto se rotte da guerre.

Rappaport registrò in modo accurato il lavoro di donne e uomini nelle operazioni di realizzazione degli orti, di pulitura dalle erbacce e di raccolta, e convertì questo lavoro in termini energetici. Studiò anche il rendimento o produttività energetica del lavoro, a seconda dei vari prodotti raccolti e attribuendogli il proprio valore calorico. In questo modo determinò il rendimento calorico degli apporti di lavoro misurato anch’esso in calorie, essendo in entrambi i tipi di coltivazione di circa 20:1. Riscopri dunque quello che abbiamo chiamato il ‘principio di

²¹ Includendo tra gli input non solo l’energia del lavoro umano ma anche quella della foresta primaria e secondaria bruciata si comprende come questa pratica di agricoltura sia la più “energivora”, (anche di più dell’agricoltura moderna, che assorbe grandi quantità di combustibili fossili). Solo una densità di popolazione molto bassa (e l’assenza di pressioni all’exportazione) consente periodi di riposo del terreno tali da consentire il rinnovamento della foresta secondaria.

Podolinsky', ovvero fece notare che la produttività energetica superava il consumo energetico endosomatico che rendeva possibile il lavoro fisico negli orti. L'economia era di sussistenza egalitaria in cui tutti gli uomini e le donne lavoravano e non vi era una classe dirigente oziosa da mantenere.

La produttività energetica agricola era tale da consentire di mantenere sia le persone che i maiali; questi ultimi quando erano piccoli si cibavano dei rifiuti domestici, ma quando crescevano avevano bisogno di lavoro per la loro alimentazione, vale a dire, si dedicavano loro orti speciali. Facendo il bilancio energetico di questa economia si presentava l'apparente paradosso per cui il rendimento in calorie era talmente basso che sembrava assurdo dedicarsi ad allevare maiali. Si doveva lavorare nei campi, raccogliere e dar da mangiare ai maiali (che non erano chiusi all'interno di una specie di campo di concentrazione, come accade oggi nei paesi più ricchi, ma correvano liberi, consumando così molta energia), col risultato di avere un bilancio energetico molto povero. Gli *tsembaga* mostravano allora una irrazionalità economico-ecologica nel dedicarsi all'allevamento dei maiali? La risposta è negativa, per vari motivi. Innanzitutto, la carne di maiale veniva mangiata sia per il suo buon sapore che per le sue proteine e non per le calorie (benché gli *tsembaga* sapessero nulla di proteine, sapevano che la carne di maiale era molto indicata per i bambini e per le donne in gravidanza). Inoltre, la mattanza rituale aveva un significato religioso.

E' interessante notare che il *kaiko* aveva inizio dietro indicazione delle guide religiose le quali, oltre che ai segni propizi, guardavano anche quando il numero e il peso dei maiali da mantenere superava un certo limite! Come scrisse Rappaport, «troppi maiali sono costosi». Ma come possono esserlo se non c'è un mercato, né prezzi? Vediamo qui i due significati, quello antico e quello moderno, della parola *economia*: approvvigionamento materiale e energetico dell'*oikos* e studio dell'allocazione di risorse scarse tra fini alternativi, anche se non necessariamente attraverso prezzi di mercato, ma almeno attraverso la comparazione di diversi valori. Le proteine dei maiali risultano convenienti, anche se le loro calorie sono costose, sempre che il loro numero e il loro peso non divenga eccessivo. La monografia di Rappaport costituisce dunque uno studio di economia, di economia ecologica.

2.2.3 Coltivare con il petrolio

Gli esempi citati prima analizzavano il flusso di energia in sistemi agricoli molto semplici. Intorno al 1970 molti studiosi, sulla scia degli

insegnamenti dell'ecologo Howard T. Odum, presentarono bilanci energetici di vari tipi di agricoltura, mostrando in particolare come l'agricoltura moderna, a differenza dell'agricoltura tradizionale, abbia cessato di essere un produttore netto di energia primaria. Perelman (1972), ad esempio, scrive:

Chinese wet-rice agriculture is far more efficient than our own system – that is if measured in terms of output per unit of energy instead of output per hour of farm labor or in terms of (market) value of output per dollar input.

Il lavoro più celebre è quello di David Pimentel, dell'Università di Cornell²² che mostrò che l'efficienza energetica della coltivazione del mais negli Stati Uniti era decrescente a causa dell'enorme e crescente impiego di petrolio o suoi derivati (come fertilizzanti e pesticidi). Negli USA l'efficienza energetica, misurata come rapporto tra contenuto energetico del prodotto e input energetico totale, era divenuta inferiore all'unità, come avviene in ogni economia in cui l'agricoltura assume carattere industriale.

Da un lato, dunque, abbiamo innumerevoli studi che concludono che la produttività energetica diminuisce con la modernizzazione, dall'altro l'opinione diffusa che l'agricoltura moderna sia di gran lunga più produttiva. In realtà il contrasto è solo apparente e deriva da che cosa si intenda per "produttività". Il concetto ha un significato abbastanza chiaro se ci si riferisce alla produttività di uno degli input che intervengono in un particolare processo produttivo; si parla così della produttività del lavoro (marginale o media) come quantità di produzione agricola (misurata in unità fisiche di un certo prodotto) che otteniamo da un'ora di lavoro (in media o marginale). Moltiplicando il prodotto per il suo prezzo di vendita se ne ottiene il suo valore monetario. E' chiaro che la qualità di un'ora di lavoro non è la stessa per ciascun lavoratore e che si dovrebbe tenere in conto non solo del lavoro diretto, ma anche di quello indirettamente necessario (per esempio quello dedicato a produrre fertilizzanti o macchinari). Anche se questo è di difficile individuazione, il concetto rimane chiaro. Se dunque prendiamo la produttività oraria, come quella per ettaro, non ci sono dubbi che in agricoltura questa sia aumentata molto, anche considerando il crescente peso del lavoro indiretto. Ovviamente per un imprenditore agricolo gli aspetti rilevanti, quelli che

²² L'Università - il cui fondatore Cornell si arricchì abbattendo foreste - è rinomata per gli studi agrari e forestali.

determinano le proprie scelte, sono i rendimenti dei propri fattori produttivi.

A livello di società, tuttavia, potrebbe essere rilevante conoscere anche la produttività complessiva, ovvero il rapporto tra ciò che esce e ciò che entra nel processo produttivo. Tale questione è delicata in chiave epistemologica poiché tutti gli input vanno espressi nella stessa unità di misura dell'output. Il calcolo energetico quale è stato menzionato finora è una delle possibilità, una possibilità che aggiunge importanti conoscenze, anche se il risultato non può essere l'unica guida per valutare le diverse tecniche agricole. Ad esempio, non siamo solo interessati alla quantità totale di energia impiegata, ma anche alla sua composizione (la parte conferita dall'uomo, quella da fonti rinnovabili e quella da fonti non rinnovabili), l'uso di sostanze inquinanti, l'uso di acqua, la conservazione e coevoluzione della biodiversità, ecc... Quello che per il momento ci preme sottolineare è che si collocano nel cuore dell'economia ecologica le questioni cui si è accennato ora – ovvero chiedersi se l'agricoltura moderna davvero determini aumenti di produttività, mostrare il conflitto tra la valutazione economica convenzionale e i risultati ottenuti dall'analisi dei flussi di energia nell'agricoltura, interrogarsi su quale siano i metodi adeguati per valutare le risorse e i servizi ambientali degradati dalla modernizzazione dell'agricoltura.

2.3 Il flusso di materiali nelle economie industrializzate: l'economia si dematerializza?

Grazie all'energia, l'uomo movimentata e trasforma la materia modificando così il proprio ambiente; tuttavia, ogni uso di materia causa impatti ambientali che dipendono, ovviamente, anche dalla natura dei materiali stessi. E' dunque necessario affiancare alla contabilità nazionale, che misura le grandezze in termini monetari, un sistema di conti bio-fisici.

Comprendere quanta materia, nelle sue varie forme, venga impiegata da un sistema è lo scopo della contabilità dei flussi di materia (*material flow accounting*, d'ora in avanti abbreviata con MFA). L'idea è semplice: definiti i confini del sistema oggetto di analisi – un individuo, la propria abitazione, una città, ... - si contabilizza quanta materia, in un certo periodo di tempo, entri, quanta se ne accumuli al suo interno e quanta ne esca. L'analogia spesso usata è quella del metabolismo: come per i sistemi biologici, anche quelli socioeconomici si fondano sul continuo passaggio di energia e di materia che consente il mantenimento della loro struttura

interna, con la differenza, tuttavia, che il *metabolismo sociale* può assumere forme assai variabili e dipende dall'evoluzione istituzionale e socio-economica di ciascuna società.

Se le basi per la MFA erano già state gettate nel 1969 da Ayres e Kneese in un importante contributo citato in precedenza, è solo con gli anni 1990, con il dibattito sullo sviluppo sostenibile, che se ne è diffusa l'applicazione. Uno dei suoi principali vantaggi è che consente di superare alcune difficoltà a contabilizzare quanto l'uomo restituisce all'ambiente. Se si pensa alla struttura dei prelievi, detti *input*, e delle restituzioni, dette *output*, ci si rende subito conto che mentre la restituzione avviene in modo diffuso, i prelievi avvengono in modo ben più concentrato - presso una cava, una miniera, da un fiume - e risultano pertanto assai più facili da stimare. Partire dai prelievi consente pertanto di verificare, e migliorare sensibilmente, le stime sugli "scarti" restituiti all'ambiente; in altri termini, la redazione di un bilancio impone un rigore che consente di ridurre dimenticanze e omissioni. Per un'economia nazionale lo schema di MFA è rappresentato in [Figura 2.17](#).

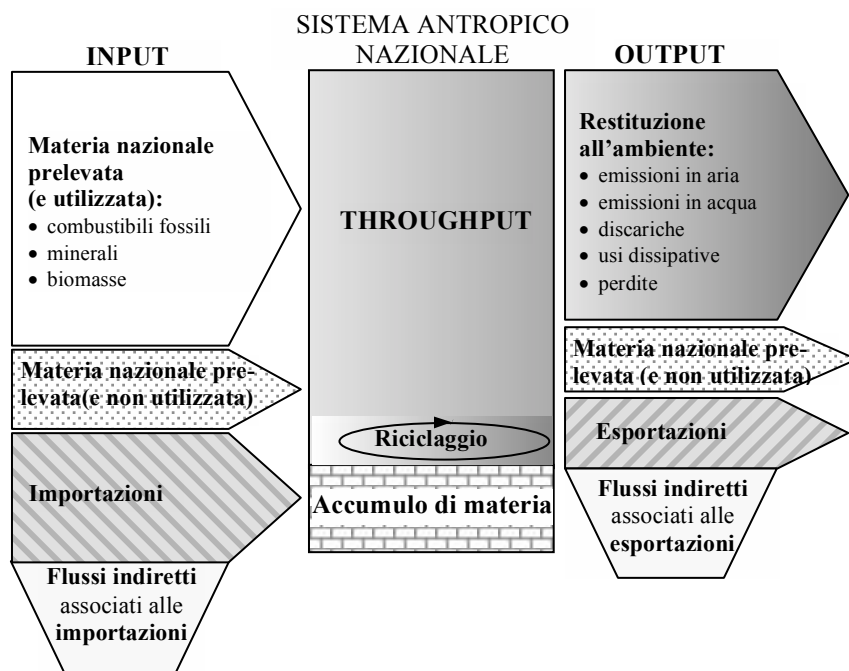


Figura 2.17. Schema per la contabilità dei flussi di materia per una nazione.

Una MFA a livello nazionale contabilizza gli input materiali provenienti dal territorio nazionale e dall'estero, l'accumulazione all'interno del sistema economico, e gli output materiali in uscita verso altre economie o che tornano al territorio. I vari flussi (rimangono fuori l'uso di acqua e aria), pur distinti in varie categorie, vengono misurati nella stessa unità di misura, tonnellate. Un termine assai importante è *material throughput*, ciò che passa attraverso l'economia in un dato lasso di tempo (v. Boulding, 1966); la sua riduzione è premessa per la riduzione degli impatti ambientali.

L'ufficio di statistica europeo, Eurostat, da diversi anni ha elaborato metodi di contabilità standardizzati che permettono di confrontare i dati che gli Uffici di Statistica Nazionale raccolgono (cfr. ad es. Schütz e Steurer, 2001) e che ha consentito alla MFA di entrare nelle statistiche ufficiali dell'Unione Europea. In conseguenza di questo lavoro, possiamo disporre di ampie serie storiche per molti paesi dell'Unione Europea.²³

Il *Wuppertal Institut per il Clima e l'Ambiente* (www.wupperist.org) è stata una delle prime istituzioni ad occuparsi del tema delle basi materiali dell'economia. Tra le molte attività svolte, ha contribuito - insieme al *World Resources Institute* di Washington (www.wri.org) e ad altre organizzazioni olandesi e giapponesi - a un pionieristico studio sull'uso di risorse in Germania, Stati Uniti, Paesi Bassi e Giappone (Adriaanse et al. 1997) incentrato sui prelievi di materia, cui è seguito un altro studio focalizzato questa volta sugli output (Matthews et al., 2000). Benché la metodologia e la terminologia impiegata è in parte differente da quella attuale, è utile riportare alcuni dei principali risultati ottenuti.

In primo luogo, si osservi la stima delle serie storiche del fabbisogno materiale complessivo annuale (*Total Material Requirement*, TMR) i cui valori pro-capite sono raffigurati in [Figura 2.18](#). Come si può osservare, negli anni '70 il TMR pro-capite era di circa 40 tonnellate per il Giappone, 65 per Germania e Paesi Bassi, 100 per gli USA; nel tempo, si è manifestato un processo di convergenza fra questi tre paesi mentre il TMR Giappone, sia pur in crescita, si è mantenuto su livelli molto più bassi, anche, ma non solo, in virtù di un maggior ricorso all'energia nucleare. Occorre ricordare che nel periodo la popolazione è aumentata cosicché per il flusso complessivo di materia è aumentato di più di quanto non si ricavi dal grafico. Anche per gli Stati Uniti, nonostante la riduzione del TMR pro-capite, il TMR complessivo è di poco aumentato, di circa il 3.5%.

²³ <https://ec.europa.eu/eurostat/web/environment/material-flows-and-resource-productivity>

Per i paesi poveri del mondo le stime sono molto più difficoltose; si ritiene (Naredo e Valero 1999) che non sia azzardato valutare il fabbisogno pro capite dei paesi ricchi siano almeno dieci volte superiori rispetto a quelle del resto del mondo.

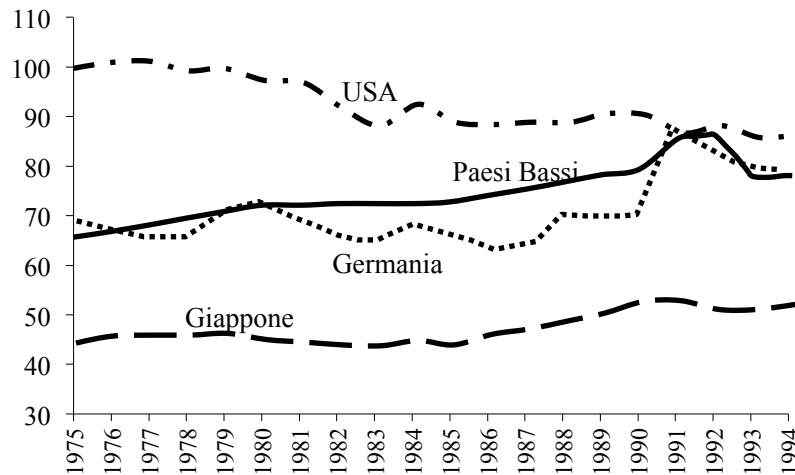


Figura 2.18. Fabbisogno di materia procapite di Germania, Paesi Bassi, Giappone e USA - 1975-1994

Tonnellate, adattato da Adriansee et al. (1997)

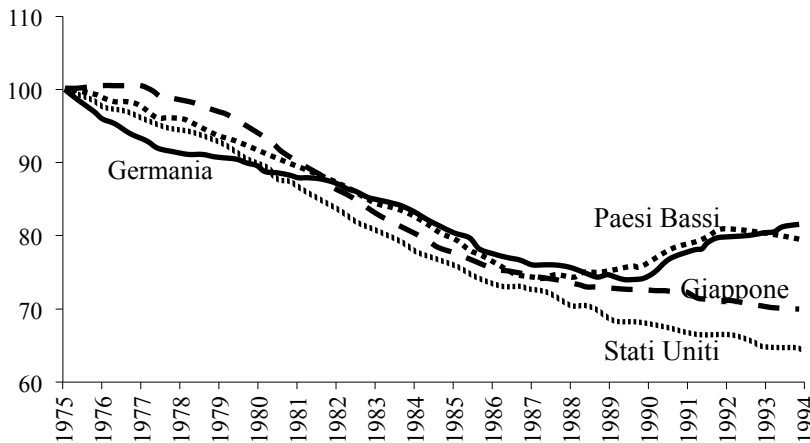


Figura 2.19. Intensità materiale di Germania, Paesi Bassi, Giappone e USA 1975-1994

Adattato da Adriansee et al. (1997)

L'ovvia critica rivolta agli indicatori che sommano la massa di materiali assai eterogenei con impatti diversi tra loro: il caso estremo è quello dell'uranio, il cui peso rispetto al totale dei materiali è trascurabile. Una simile critica, tuttavia, non ha fondamenti nell'approccio dell'economia ecologica la quale interpreta la somma dei flussi di materia soltanto come uno degli strumenti per la valutazione, un indicatore della scala complessiva dell'economia, importante, ma né unico, né il migliore. Esso viene, ad esempio, affiancato dalla disaggregazione nelle sue varie componenti cosicché si possa comprenderne la mutevolezza della sua composizione e, di conseguenza, i suoi effetti in termini di impatti ambientali.

Fatta questa premessa di metodo, possiamo andare avanti ad esporre alcuni risultati ottenuti dallo studio in esame. Come per l'energia, si può calcolare l'intensità materiale del PIL. Quel che si ottiene è un'intensità materiale in generale decrescente (v. [Figura 2.19](#)). Come evidenziano gli studi che si sono occupati della questione (v. ad es. De Bruyn e Opschoor, 1997), ciò è avvenuto perché, come per l'energia, il PIL è cresciuto più in fretta dei flussi di materia e non perché la quantità totale di materia si sia ridotta (lo stesso vale se ci limitiamo ai flussi diretti). Si può pertanto parlare di **dematerializzazione** dell'economia solo in termini relativi e non assoluti, mentre è ovvio che «quello che è ecologicamente significativo è il volume in termini assoluti di materie prime consumate, e non il volume in rapporto al PIL» (Bunker 1997).

Ultimo punto da sottolineare è che lo studio di Adriansee et al. (1997) avendo come obiettivo l'analisi il TMR, aveva stimato non solo i flussi materiali *diretti* - quelli che si scambiano nei mercati, carbone, ferro, biomasse, ...) - ma anche quelli *nascosti* o indiretti - la materia rimossa nell'estrazione del carbone o di un altro minerale, nel realizzare infrastrutture, o l'erosione del suolo nelle produzioni agricole²⁴. Lo stesso studio mostra inoltre, tentandone una stima, come la materia importata rechi con sé i flussi che sono stati necessari per estrarla o produrla nei paesi di origine; dimenticando questo aspetto si rischia di dare giudizi positivi, in termini di ridotto uso di materia, a paesi che, importando molto, scaricano all'estero i loro impatti ambientali. Nella [Figura 2.20](#)

²⁴ I flussi nascosti non vanno sul mercato ma entrano comunque in gioco quando vengono estratti i materiali venduti sul mercato; essi consistono di materia che viene rimossa per ottenere il materiale desiderato, come il materiale scartato nell'estrazione di minerali, l'erosione del suolo in agricoltura, i materiali rimossi nel settore delle costruzioni, nel dragaggio dei porti, ecc.

abbiamo riportato la composizione del TMR pro-capite per il 1991 distinta, nella prima barra, in flussi originati all'interno e all'estero, nella seconda in flussi diretti e nascosti.

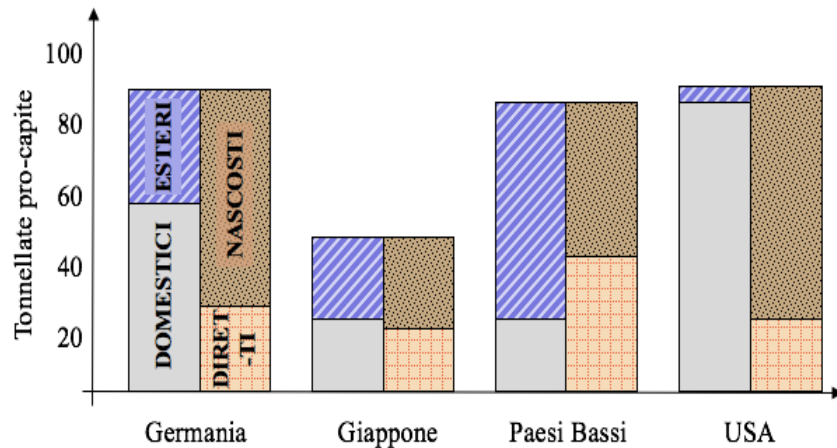


Figura 2.20. Scomposizione del TMR per il 1991 in “flussi domestici” e “esteri” e in “diretti” e “nascosti”

Adattato da Adriansee et al. (1997)

Nella [Figura 2.21](#) si riporta l'input materiale diretto per l'Italia nel periodo 1980-2001 come somma delle importazioni e della materia estratta all'interno (v. Femia et al. 2009). Notiamo che si è avuta una crescita della materia impiegata, soprattutto se si tiene conto della crescita delle importazioni che non includono i materiali usati nella loro produzione; stimandone i loro flussi indiretti, si è ottenuta una misura del TMR, mostrato nella [Figura 2.22](#). Sembra pertanto emergere che nel periodo considerato l'Italia abbia trasferito all'estero il fardello materiale dei propri consumi.

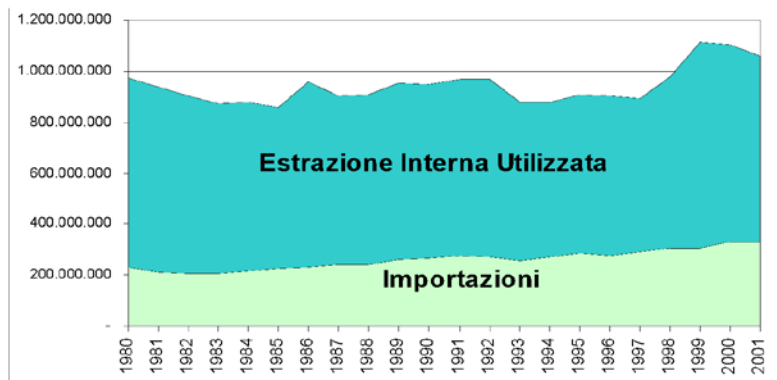


Figura 2.21. Input Materiale Diretto (DMI) per l'Italia, periodo 1980-2001
Tonnellate; adattato da Femia et al. (2009)

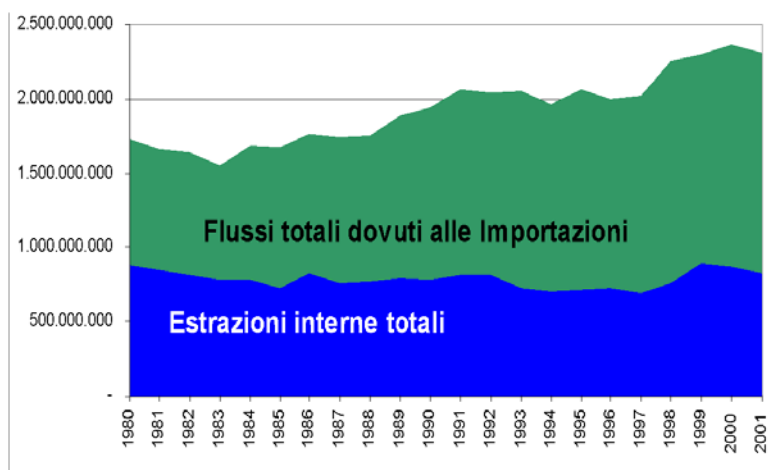


Figura 2.22. Evoluzione del Fabbisogno Totale di Materia (TMR) per l'Italia, periodo 1980-2001
Tonnellate; adattato da Femia et al (2009)

Occorre tuttavia sottolineare come la stima sia dei flussi domestici nascosti che di quelli originati all'estero comporta gravi difficoltà, anche metodologiche, che rischiano di rendere inaffidabili le stime, soprattutto per i materiali che non entrano nell'economia, i materiali non impiegati. Pertanto ha prevalso l'orientamento di produrre statistiche solo per i flussi materiali diretti o comunque per quelli stimabili con ragionevole certezza.

Il modo più intuitivo di vedere le principali grandezze che oggi sono oggetto della MFA è tramite la [Figura 2.23](#). A sinistra si comincia con quanto entra nell'economia interna (*domestic* in inglese), ovvero le

estrazioni interne (Domestic Extraction, DE) e le importazioni (IMP); la somma di queste due grandezze si chiama *direct material input* (dMI²⁵). La produzione impiega questi flussi di materia e li trasforma in beni e servizi che in parte vengono esportate.

Nell'economia rimane dunque quello che si definisce il consumo²⁶ di materiali interni, il DMC, dato dalla somma della estrazione domestica e della bilancia commerciale fisica (PTB), $DMC \equiv DE + IMP - EXP$. L'estrazione interna, DE, riguarda i materiali che entrano nell'economia (esclusa acqua e aria); questi vengono suddivisi in biomasse, minerali industriali, materie da costruzione, e combustibili fossili. La bilancia commerciale fisica, poiché è positiva quando nel paese entra più materia di quanta ne esca, viene definita come importazioni meno esportazioni, ovvero $PTB = IMP - EXP$ ²⁷.

Come si è detto, il termine "*direct*" sta a indicare che sono beni che passano per il mercato, mentre non viene inclusa quella che oggi si definisce l'estrazione interna inutilizzata, UDE (*unused domestic extraction*), ovvero i materiali spostati dall'azione umana ma che non entrano nel mercato.

Il DMC indica dunque il fabbisogno di materiali lungo tutta la catena produttiva per soddisfare consumi, investimenti e le esportazioni. Indica anche il potenziale di rifiuti che verranno a ricadere nel paese e pertanto può considerarsi come indicatore di pressione antropica delle produzioni svolte nel paese. Il DMC, tuttavia, non cattura l'eventuale spostamento all'estero di produzioni ad alta intensità di materiali, ovvero il fatto che un paese potrebbe avere un elevato DMC non tanto perché i propri cittadini consumano molti beni, ma perché soddisfa la domanda di abitanti di altri paesi. In questo senso il DMC guarda ai flussi materiali dal punto di vista della "produzione".

La parte destra della [Figura 2.23](#) ci conduce al punto di vista del "consumo", per ottenere indicatori che stimano quanto uso di materia vada attribuito al mercato interno. Come primo passo si compie una stima della materia impiegata per le importazioni e per le esportazioni e si esprimono queste grandezze in termini di "materia grezza equivalente" (Raw Material

²⁵ Diversamente dalla notazione convenzionale, per maggiore chiarezza usiamo la "d" minuscola per indicare "diretti" e la "D" maiuscola per indicare "Domestic".

²⁶ Occorre precisare il termine "consumi" non si riferisce, come in macroeconomia, al consumo di beni finali, bensì al materiale usato nei processi di produzione e di consumo domestici.

²⁷ Si osservi che la bilancia commerciale della contabilità nazionale, volendo misurare i flussi monetari, viene definita in modo opposto, cioè esportazioni meno importazioni.

Equivalent, RME). A questo punto, sommando le estrazioni interne alle importazioni in RME si ottiene l'input materiale grezzo (Raw Material Input, RMI). Calcolata la bilancia commerciale in termini di RME, la si somma alle estrazioni domestiche per ottenere il consumo di materia grezza (Raw Material Consumption), ovvero $RMC \equiv DE + IMP_{RME} - EXP_{RME}$

Il RME viene detto anche "impronta materiale" (Material Footprint, MF) in analogia con l'impronta ecologica per sottolineare il fatto che esso stima i flussi di risorse associati alla domanda finale interna, indipendentemente da dove questi si siano manifestati, nel paese o all'estero. In altri termini, è una stima di quanto consumo di materia sono "responsabili" gli abitanti di una certa nazione.

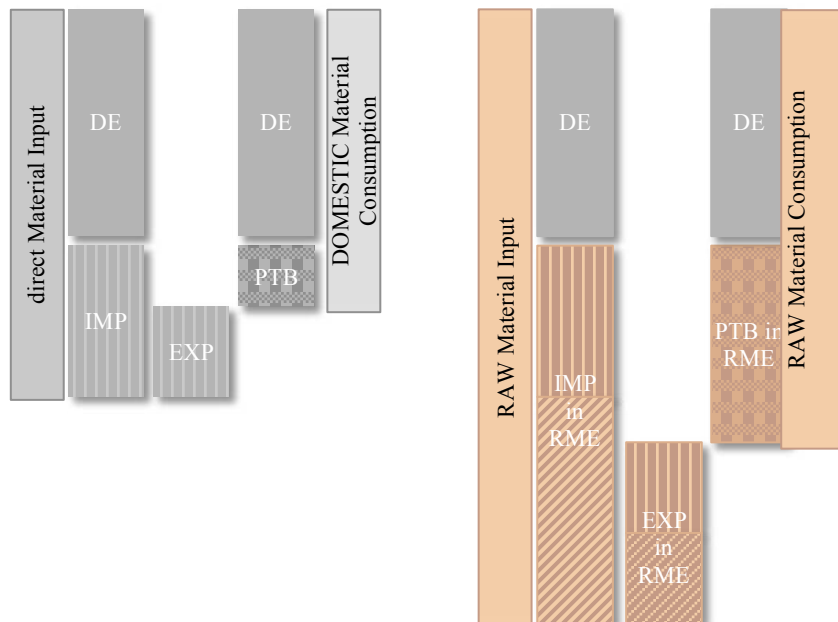


Figura 2.23 Tavola riassuntiva delle principali macro grandezze della MFA
Adattata da <http://www.materialflows.net/methods>

Figura 2.24

Come esempio delle potenzialità di questa metodologia, mostriamo alcuni risultati dello studio di Weisz et al. (2006) sui paesi EU-15. La [Figura 2.24](#) mostra il livello e la composizione del DMC mentre la [Figura 2.25](#) il DMC e la DE per unità di territorio, due indicatori della pressione esercitata dall'economia sull'ambiente.

Per chiarimenti e approfondimenti sulla MFA si possono consultare le guide alla MFA di EUROSTAT (ad es. Schütz e Steurer, 2001), le note metodologiche di Istat (2006), Krausmann et al (2017), Schandl et al. (2018) e anche la pagina <http://www.materialflows.net/methods/>.

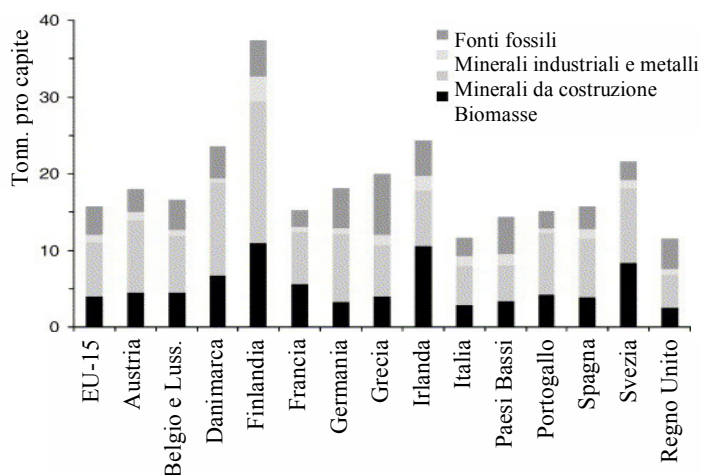


Figura 2.24. Livelli e composizione del DMC pro-capite per tipologia di materiale nei paesi EU-15

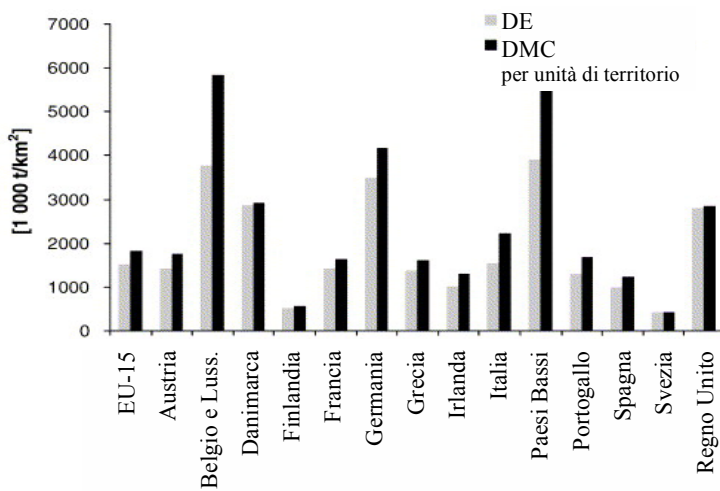


Figura 2.25. DE e DMC per unità di territorio, anno 2000

2.4 L'analisi input-output: la disaggregazione dell'economia come sistema aperto

2.4.1 Cenni all'analisi input-output

Nelle economie moderne ci sono forti interrelazioni tra i settori economici, nel senso che la produzione di moltissimi beni non va alla domanda finale²⁸, ma costituisce prodotto intermedio (semilavorato) per altri settori. Se guardiamo a un singolo settore, la domanda che riceve genera una domanda (indiretta) per altri settori; il settore agricolo, ad esempio, utilizza quello chimico per i fertilizzanti e quello energetico per i combustibili. Per rappresentare e analizzare le interrelazioni settoriali, l'economista Wassily Leontief (1905-1999) sviluppa, negli anni trenta del XX secolo, un metodo molto efficace noto come "analisi input-output". L'idea consiste nel disaggregare l'economia in diversi settori e tenere conto dei flussi monetari²⁹ periodici (in genere annuali) tra questi settori, distinti in beni e servizi in ingresso, input, e in uscita, output. Questo metodo ha avuto un grande successo, sia perché ha generato una ricca letteratura scientifica che lo ha sviluppato e raffinato, sia perché è un utilissimo strumento di analisi e per le politiche economiche, tant'è vero che gli istituti di statistica nazionale di gran parte dei paesi elaborano le tabelle input-output.

Esaminiamo un esempio molto semplice, descritto nella [Tabella 2.3](#), in cui si considerano solo tre settori (ad esempio agricoltura, industria e servizi) e si ipotizza che l'economia sia "chiusa", ovvero sia autosufficiente e non scambi con il resto del mondo. Scorrendo per riga, si legge la destinazione dell'output (prodotto) di ciascun settore, ovvero le sue vendite, per colonna invece si leggono i costi e il valore aggiunto. Ad esempio il settore I produce per un valore totale di 5000 euro destinato in parte a fornire *input* ai settori (rispettivamente 500, 1020 e 440, per un totale di 1960) e in parte a soddisfare la domanda finale dei consumatori (pari a 3040). Scorrendo per colonna, si apprende che il settore I acquista

²⁸ La domanda finale verrà identificata nei nostri semplici esempi con il consumo, sebbene in realtà le tabelle input-output considerino anche gli investimenti o la formazione lorda di capitale come domanda finale, poiché parte degli acquisti da un settore all'altro non servono tanto per consentire la produzione del periodo quanto per accumulare o sostituire il capitale. Inoltre, parte della produzione, come le esportazioni, è destinata a un altro tipo di domanda, quella estera (e parte degli acquisti di input sono importazioni).

²⁹ Se l'economia fosse disaggregata, in modo da avere tanti settori quanti sono i beni, lavoreremmo, come nel modello teorico input-output, in unità fisiche e non monetarie.

input dai diversi settori per un totale di 2000 euro e che distribuisce ai fattori produttivi 3000 euro come valore aggiunto (ovvero il valore della produzione meno il valore degli *input*).³⁰ La somma dei valori aggiunti (6290) dà il reddito nazionale, che coincide con la somma del valore delle domande finali per ciascun settore, cioè con il prodotto nazionale³¹ (6920).

Tabella 2.3. Esempio dell'analisi input-output: un'economia chiusa con tre settori (ad es. migliaia di euro)

<i>Settore</i>	<i>I</i>	<i>II</i>	<i>III</i>	<i>D: Domanda finale</i>	<i>X: Valore totale</i>
<i>I</i>	500	1020	440	3040	5000
<i>II</i>	1000	1530	880	1690	5100
<i>III</i>	500	1020	1320	1560	4400
<i>Valore aggiunto</i>	3000	1530	1760	6290	
<i>Produzione totale</i>	5000	5100	4400		

Se esprimiamo le relazioni intersettoriali in termini di acquisti per unità di prodotto otteniamo la matrice riportata nella [Tabella 2.4](#), che è nota come matrice dei coefficienti tecnici intersettoriali. Se, ad esempio consideriamo gli acquisti del settore III dal settore I e li dividiamo per il valore prodotto dal III, ovvero 440 diviso 4400, otteniamo un valore pari a 0,10: per ogni euro prodotto dal settore III questi deve acquistare dal settore I beni e servizi per un valore pari a 10 cent. In modo simile, il settore II per ogni euro prodotto deve acquistare input che costano un totale di 70 cent (somma della seconda colonna).

Tabella 2.4 Matrice dei coefficienti tecnici intersettoriali dell'economia

Settore	I	II	III
I	0,10	0,20	0,10
II	0,20	0,30	0,20
III	0,10	0,20	0,30

³⁰ Ciò viene di solito identificato, a nostro avviso in modo confuso, con una remunerazione per gli input primari, lavoro e capitale. Il lavoro è certamente un input, ma il capitale che viene rinnovato è una somma di denaro che consente di acquisire input (pagare per la propria forza lavoro, materie prime, macchinari ...) e che dà diritto a ricevere parte del reddito. Gli unici input che meritano di essere qualificati come primari sono le risorse naturali e il lavoro (sebbene questo sia anche, in realtà, un input derivato, poiché richiede, per rinnovare se stesso, cibo e tutte le cure fornite al di fuori dall'economia).

³¹ In un'economia chiusa non c'è differenza tra il concetto di prodotto interno e nazionale.

Uno dei motivi per cui l'analisi input-output è così importante è che consente di quantificare le complesse conseguenze di cambiamenti della domanda finale. Che cosa succede se i consumatori domandano un altro euro di beni del settore I? Affinché questo euro di bene aggiuntivo venga prodotto occorre che anche gli altri settori aumentino la produzione dei beni che sono input del settore I, il che a sua volta genera la necessità di produrre a sua volta altri input, determinando una lunga catena di effetti. Per comprendere come si calcola l'effetto complessivo di questa catena a partire da un cambiamento della domanda di beni finali occorre procedere a una formalizzazione.

Sia A la matrice dei coefficienti tecnici intersettoriali di ordine $n \times n$ (dove n è il numero di settori considerati) e X il vettore (colonna) delle produzioni totali e D il vettore (colonna) delle domande finali. Se si considera che il valore degli input necessari per produrre X è dato dal prodotto AX possiamo scrivere

$$AX + D = X$$

Per rendere meno astratta questa formula si provi a leggere una delle righe della [Tabella 2.3](#) nei seguenti termini: la somma del valore degli input più la domanda di un bene prodotto da un settore è uguale al valore della produzione, indicato nell'ultima colonna, ad esempio per il settore II abbiamo $(1000+1530+880) + 1690 = 5100$.

Possiamo riscrivere l'equazione di cui sopra come

$$D = (I - A) X,$$

dove I è la matrice diagonale unitaria e poi risolvere per X ottenendo

$$X = (I - A)^{-1} D$$

Il termine $(I - A)^{-1}$, noto come l'inversa di Leontief, è la matrice dei coefficienti di fabbisogno (diretti e indiretti) e esprime le quantità di produzione necessarie per soddisfare un'unità di domanda finale in ciascun settore. Nel nostro esempio l'inversa è la seguente:

$$(I - A)^{-1} = \begin{pmatrix} 1,243 & 0,442 & 0,304 \\ 0,442 & 1,713 & 0,552 \\ 0,304 & 0,552 & 1,630 \end{pmatrix}$$

Il coefficiente situato nella riga i -esima e nella colonna j -esima indica il valore delle quantità del settore i necessarie per soddisfare un euro di domanda finale di beni prodotti dal settore j . Ad esempio, il valore 0,442 situato nella prima riga e seconda colonna indica che è necessario produrre complessivamente 44,2 cent nel settore I per soddisfare un euro di domanda finale del settore II. Sommando i valori di ciascuna colonna si

ottiene il c.d. moltiplicatore settoriale che esprime l'incremento di produzione causato da un aumento unitario della domanda finale del settore corrispondente alla colonna.

Con matrici estese al commercio con l'estero e dettagliate nei sottosettori delle attività produttive e nell'ipotesi che la matrice dei coefficienti tecnici intersettoriali non cambi e che le interrelazioni siano effettivamente lineari, l'analisi input-output consente di analizzare gli ipotetici effetti dei cambiamenti delle domande dei beni prodotti da ciascuno dei settori (o sottosettori).

2.4.2 L'analisi input-output applicata al caso delle emissioni inquinanti

L'analisi input-output può essere impiegata per individuare gli impatti ambientali delle attività economiche (v., ad es., James et al., 1978) e lo stesso Leontief ha contribuito in tal senso. Pensiamo, ad esempio, all'emissione di un contaminante nell'atmosfera, il caso per il quale ci sono state più applicazioni. Per analizzarne l'impatto si devono includere i dati delle quantità di inquinanti generati da ciascun settore economico. Se le quantità di inquinante nei tre settori fossero rispettivamente 50, 540, e 110 (per un totale di 700), avremmo i seguenti coefficienti di emissione per unità di produzione (ad esempio, in tonnellate di inquinante per ogni mille euro di produzione):

Settori	Q coefficienti di impatto
I	$50/5000=0,010$
II	$540/5100=0,106$
III	$110/4400=0,025$

In forma di vettore riga, possiamo indicare tali coefficienti come $Q'=(0.010, 0.106, 0.025)$ che moltiplicato per X , il vettore colonna delle produzioni, indica le emissioni totali E . Sapendo che X è uguale all'inversa di Leontieff moltiplicata per il vettore della domanda otteniamo:

$$E = Q' X = Q' (I - A)^{-1} D = B' D = 700$$

in cui B' esprime le emissioni complessive (dirette e indirette) generate per un'unità di domanda finale in ciascun settore (se consideriamo diversi contaminanti, sia Q che B sarebbero matrici e non vettori). Nel nostro esempio $B' = (0,067; 0,200; 0,102)$.

Così come avevamo calcolato la produzione complessiva associata a un vettore della domanda finale, abbiamo ora calcolato la contaminazione generata nel complesso da questa. Ad esempio, il terzo elemento di B'

rappresenta l'inquinamento diretto e indiretto generato da un'unità di consumo di beni del settore III; è un valore pari a 0,102, ben superiore al coefficiente di inquinamento diretto (0,025 unità di emissioni per 1€) in quanto si tiene ora conto degli inquinamenti generati nella produzione dei beni degli altri settori.³² Ciò illustra un fatto generale: l'impatto ambientale diretto della produzione di un bene può essere piccolo, ma il suo impatto complessivo molto grande, se il settore impiega quantità significative di input di altri settori la cui produzione ha un alto impatto ambientale.

Se ipotizziamo che i coefficienti tecnici e i coefficienti di impatto ambientale restino invariati, ipotesi verosimile nel breve periodo, possiamo stimare l'impatto inquinante di variazioni della domanda finale, ad esempio, di cambiamenti nei consumi. Se la domanda diretta ai diversi settori cresce in modo equiproporzionale, ovviamente anche le produzioni totali e l'inquinamento di tutti loro cresceranno nella stessa proporzione. Questo non avviene se la domanda aumenta in modo differenziato per i beni dei diversi settori. Per illustrare questo aspetto, immaginiamo che il valore aggiunto aumenti del 10%, passando da 6290 a 6919, in tre diversi modi, facendo aumentare rispettivamente solo quello del settore I, solo quello del settore II e solo quello del settore III come mostrato nella [Tabella 2.5](#) (i cambiamenti rispetto alla situazione iniziale sono in grassetto). La [Tabella 2.6](#) mostra gli effetti sulla produzione e sulle emissioni di questi cambiamenti: se l'aumento della domanda riguarda beni prodotti dal settore I, allora le emissioni aumentano del 6%, se solo beni prodotti dal settore II, l'aumento è del 10%, se solo beni prodotti dal settore III, l'aumento è del 9,2%.

³² In effetti, nel nostro esempio, la maggior parte dell'inquinamento generato dalla domanda rivolta al settore III non si ha nel settore stesso ma nel settore II. Per rendersene conto, anziché usare il vettore Q' , possiamo usare una matrice diagonale (sulla diagonale principale sono collocati i coefficienti di impatto e nelle altre posizioni degli zeri) che ci consente di ottenere i coefficienti di impatto complessivi disaggregati per settore, dati dalla matrice B (la cui somma per colonna dà il vettore B'). In questo caso:

$$B = \begin{pmatrix} 0.012 & 0.004 & 0.003 \\ 0.047 & 0.181 & 0.058 \\ 0.008 & 0.014 & 0.041 \end{pmatrix}$$

Questa matrice indica che se la domanda nel settore III aumenta di un'unità, le emissioni nel settore I aumentano di 0,003 unità, nel II di 0,058, mentre nel settore stesso di 0,041.

Tabella 2.5 Tre diversi ipotesi di aumento del V.A. complessivo

Settore	Domanda finale iniziale	A: aumento solo in I	B: aumento solo in II	C: aumento solo in III
I	3040	3669	3040	3040
II	1690	1690	2319	1690
III	1590	1560	1590	2189
VA	6290	6919	6919	6919

Tabella 2.6 Gli effetti sulla produzione e sulle emissioni di tre diversi ipotesi di aumento del V.A. complessivo

Settore	Prod. iniziale	Prod. in A	Prod. in B	Prod. in C	Emissio- ni iniziali	Emiss. in A	Emiss. in B	Emiss. in C
I	5000	5782	5278	5191	50	58	53	52
II	5100	5378	6177	5448	540	569	654	577
III	4400	4591	4747	5425	110	115	119	136
					700	742	826	765
						+6%	+18%	+9,2%

L'esempio chiarisce che la stessa crescita economica (così come viene misurata convenzionalmente) genera impatti molto diversi a seconda della struttura della domanda, poiché l'impatto sull'inquinamento è diverso per ciascun settore; ci consente inoltre di comprendere che gli effetti delle variazioni nella domanda non sono prevedibili con facilità. In particolare, un settore potrebbe avere a prima vista un piccolo impatto diretto, che però diviene rilevante se si considera l'effetto indiretto rivelato dall'analisi input-output. Ovviamente, quanto maggiore è il livello di disaggregazione, tanto migliore sarà l'analisi (ad esempio, parlare di servizi senza distinzione tra trasporto, turismo o istruzione ha poco significato).

Come applicazione reale dell'analisi input-output alle emissioni, la [Tabella 2.7](#) riporta i risultati di stime³³ per l'economia spagnola delle emissioni di gas serra³⁴ generate per unità di prodotto per diversi settori economici nel 2007. La colonna relativa alle emissioni totali deriva dal calcolo delle emissioni medie in modo da consentire di avere un'unità monetaria della domanda finale per ciascun tipo di bene e servizio³⁵. Come

³³ I presupposti per il calcolo (che includono una stima delle emissioni associate alle merci importate) sono spiegati in Arto e al. (2012).

³⁴ I seguenti sono considerati gas a effetto serra (quelli regolati dal protocollo di Kyoto) CO₂, CH₄, N₂O, SF₆, HFC e CFP.

³⁵ Il coefficiente diretto è rappresentato dalle emissioni medie del settore per ciascuna unità monetaria prodotta. I coefficienti totali - derivati dall'analisi degli input-output - sono le emissioni totali indotte da un'unità monetaria della domanda finale.

ci si aspetta, i settori che generano più inquinamento sono i settori dell'energia e alcuni settori industriali ad alta intensità energetica come la produzione di cemento. Anche i settori agricolo e zootecnico e della pesca sono molto inquinanti. Come caso estremo abbiamo il settore elettrico che mostra un coefficiente di inquinamento totale superiore di oltre 40 volte rispetto a quello dell'istruzione pubblica. Questi dati sono importanti non solo per conoscere gli effetti ambientali delle diverse strutture della domanda, ma anche per prevedere gli effetti di varie proposte di riforme fiscali ecologiche sui prezzi di diversi tipi di beni e, di conseguenza, sul tenore di vita dei diversi gruppi sociali.

Tabella 2.7. Intensità contaminante dei gas ad effetto serra di alcuni settori selezionati in Spagna, 2007.

KgCO₂-equivalente / €

	Diretta	Totale
Produzione e distribuzione di energia elettrica	1.86	2.96
Produzione e distribuzione di gas	1.87	2.13
Fabbricazione dei prodotti minerali	1.33	2.13
Antracite carbone lignite e torba	1.44	2.05
Fabbricazione di cemento e gesso	1.35	1.98
Agricoltura allevamento e caccia	0.98	1.40
Pesca e acquacultura	0.99	1.28
Servizi sanitari e sociali nel mercato	0.02	0.20
Amministrazione pubblica	0.01	0.18
Educazione al mercato	0.00	0.11
Istruzione nel mercato	0.00	0.07

L'analisi input-output può essere anche impiegata per comprendere il cambiamento delle emissioni tra due anni specifici (o se si vuole pianificare una politica che consente loro di diminuire), tenendo presente che il cambiamento può venir scomposto nei tre seguenti fattori:

1. il livello di crescita della domanda;
2. il cambiamento nella struttura produttiva (che, in un'economia molto legata ad altre economie, dipende anche dal modello di specializzazione);
3. il cambiamento nel rapporto tra inquinamento e capacità produttiva dei vari settori (misurato a prezzi costanti) - un fattore soprattutto tecnologico che può essere influenzato dalla politica ambientale.

Ad esempio, impiegando la metodologia della "scomposizione in fattori", si può spiegare l'apparente contraddizione che si è registrata in

Spagna nel periodo 1995-2000. Da un lato le emissioni di CO2 generate dai diversi settori economici (non sono incluse le emissioni derivanti dal consumo, come quelle delle auto private) sono cresciute di circa il 25% dall'altro le emissioni di SO2 sono diminuite del 7%. La differenza di comportamento sembra spiegata dal fattore tecnologico che per gli ossidi di zolfo è stato molto più efficace³⁶.

Possiamo ora avanzare due osservazioni sulla relazione tra settori economici e impatti ambientali. La prima è che, quando vi sono vari tipi di inquinanti, alcuni cambiamenti nella domanda riducono determinati impatti, ma spesso a costo di aumentarne altri: l'attività per ridurre l'inquinamento genera altri tipi di inquinanti (spesso con un impatto minore), ad esempio quando i depuratori delle acque o i filtri del gas generano rifiuti solidi che devono poi essere trattati. La seconda è che, in un'economia aperta l'analisi diventa molto più difficile poiché, per i beni importati, gli impatti ambientali della produzione non ricadono nel paese in cui il bene viene consumato (vedi oltre).

Infine, dobbiamo sottolineare come una parte consistente dell'inquinamento è generata dal consumo³⁷, mentre finora ci siamo concentrati solo sugli impatti inquinanti delle attività produttive. Quando si effettuano analisi più generali dell'impatto inquinante di un dato vettore di domanda D si devono scrivere le emissioni come

$$E_{totali} = B'D + F'D$$

dove F sono i coefficienti delle emissioni generate nel consumo di una unità di domanda finale di ciascun settore, e come al solito, B e F sono matrici e E_{totali} è un vettore se consideriamo molti inquinanti, altrimenti rispettivamente due vettori e uno scalare.

2.4.3 Il commercio internazionale e la responsabilità nelle emissioni

Il modello input-output che abbiamo visto per spiegare le relazioni tra economia e emissioni inquinanti è sviluppato per un'economia isolata e autosufficiente. Come abbiamo già visto quando abbiamo affrontato il tema della contabilità dei flussi di materia, il fatto che ciascun paese

³⁶ Per la metodologia e altri risultati vedere Roca e Serrano (2007). I risultati sono simili a quelli di altri lavori, ad es. De Haan (2001) per i Paesi Bassi nel periodo 1987-1998.

³⁷ Si pensi ad esempio al ruolo del traffico dei veicoli privati nelle emissioni di ossidi di azoto.

economie scambino grandi quantità di merci con gli altri introduce una nuova prospettiva, diversa dalla solita, sulla responsabilità per l'inquinamento (o l'uso di risorse come l'energia o l'acqua). Secondo questa nuova prospettiva, un paese è responsabile di tutte le emissioni dirette e indirette associate alla produzione dei beni che richiede internamente. Il termine che è stato usato per anni per riferirsi a questo approccio è quello di "responsabilità del consumatore" (sebbene un termine migliore sarebbe "responsabilità della domanda interna o domestica"), che differisce dalla tradizionale "responsabilità del produttore". Per il calcolo delle emissioni secondo il principio del consumo, alle emissioni generate in un paese vengono aggiunte le emissioni associate alle importazioni e vengono sottratte quelle associate alle esportazioni.

Il confronto tra "responsabilità del consumatore" e "responsabilità del produttore" in un paese è direttamente correlato a ciò che possiamo chiamare "bilancia commerciale delle emissioni" (v., ad es., Peters e Hertwich, 2008, e Serrano e Dietzenbacher, 2010). Se le emissioni incorporate nelle importazioni sono superiori a quelle incorporate nelle esportazioni, la responsabilità del paese nel ruolo di "consumatore" sarà superiore a quella nel ruolo di "produttore" e si può dire che si tratta di un "esportatore netto" di emissioni³⁸, vale a dire, parte delle emissioni generate dai loro modelli di consumo sono "nascoste" perché sono prodotte in altri paesi.

Il calcolo delle emissioni associate alle importazioni e alle esportazioni di un paese non è facile per diversi motivi. In primo luogo, non è sufficiente sapere quale sia la bilancia commerciale tra il paese e il resto dei paesi, ma è necessario tenere conto della composizione settoriale del commercio estero. In secondo luogo, dovrebbero essere prese in considerazione non solo le emissioni dirette associate alla produzione di beni scambiati, ma anche quelle generate lungo tutta la catena di produzione, cioè per produrre gli input utilizzati e, a sua volta, l'input dell'input, e così via ...

Sono proprio i modelli di input-output economico-ambientale che consentono di calcolare le emissioni associate al commercio internazionale tenendo conto sia del tipo di obiettivi del commercio sia delle relazioni intersettoriali dell'economia. Questo è il motivo per cui l'analisi input-output è fondamentale per comprendere le conseguenze ambientali del

³⁸ Il linguaggio non è unificato e alcuni autori usano il termine "importatore netto di emissioni" per riferirsi a ciò che preferiamo chiamare qui "esportatore netto di emissioni".

commercio internazionale. Per passare da modelli a buone stime empiriche, è dunque necessario disporre di tabelle di input-output economico-ambientali “multiregionali” che forniscano informazioni sufficientemente disaggregate sui flussi commerciali tra i diversi paesi, informazioni che sono sempre più disponibili nelle banche dati internazionali. In ogni caso la loro natura di stima, spesso fondata su ipotesi restrittive, ci deve far leggere i risultati delle analisi fondate su queste tavole con cautela e prenderli come indicazioni di massima.

2.4.4 Fabbisogno delle risorse naturali

Un'altra possibile estensione dell'analisi input-output ha a che fare con la relazione tra la domanda finale e il fabbisogno di risorse naturali. Le tabelle input-output sono state concepite per gli input che hanno valore economico e che sono il risultato di scambi economici.

L'unico input “esterno” che riceve un ruolo privilegiato nel modello input-output, come inizialmente proposto da Leontief, è il lavoro³⁹. Se conosciamo i coefficienti di lavoro (misurati in ore o persone annue) di ciascun settore economico, dedurremo facilmente la quantità di lavoro direttamente e indirettamente necessaria per ottenere un'unità di produzione in ciascun settore, che corrisponde al concetto di valore del lavoro che occupa un posto così centrale nelle teorie classiche del valore di Ricardo e Marx. Se L' è un vettore (riga) che esprime la quantità di lavoro per unità di prodotto di ciascuno dei settori, avremmo che la quantità di lavoro necessaria per coprire la domanda D è:

$$T = L' X = L' (I - A)^{-1} D.$$

Ponendo $D'=(1, 0, 0 \dots 0)$ otteniamo il valore del lavoro di un'unità del primo settore economico, e così via.

In linea di principio, a parte il problema della disponibilità dei dati, nulla si oppone a utilizzare lo stesso metodo per determinare le esigenze dirette e indirette di altri input primari, come il carbone o il minerale ferro che si trovano nei giacimenti. Ad esempio, se avessimo buone informazioni sulla quantità di acqua utilizzata direttamente da ciascuno dei

³⁹ “Di solito, quando un settore utilizza una risorsa naturale proveniente direttamente dalla terra come input, questo input viene ignorato [...] Ad esempio, nel settore minerario si presume che lavoro, macchine, carburante, ecc., si combinino per produrre minerale di ferro, anche se nessuna combinazione immaginabile di questi input potrebbe produrre ferro senza un adeguato apporto di risorse dalla terra.” Casler e Wilbur (1984, p. 189).

settori, calcoleremmo i valori dell'acqua (il "costo nell'acqua") corrispondenti ai diversi settori economici⁴⁰; per questo, invece del vettore L' dei coefficienti di funzionamento, dovremmo usare un vettore di coefficienti dell'acqua. Questi valori ci direbbero, per ogni unità monetaria prodotta di ciascun settore, quali sono le esigenze idriche totali: un'informazione che è chiaramente rilevante quando si considera una politica delle risorse idriche che consiste non solo nel cercare di adattare l'offerta alle esigenze economiche, ma anche nel "gestire la domanda".

Lo stesso si potrebbe fare per determinare i fabbisogni delle varie risorse materiali primarie, in particolare per l'energia. E' infatti molto importante, in una prospettiva di economia ecologica, conoscere il fabbisogno di energia complessivo attivato da un'unità di domanda nei diversi settori⁴¹, domanda cui si può rispondere proprio grazie all'analisi input-output⁴².

⁴⁰ Questo è ciò che viene proposto nel lavoro di Choliz et al. (1996) in cui la metodologia viene analizzata e applicata all'analisi di una regione.

⁴¹ Questo non implica aderire a una teoria del "valore-energia", che cioè misuri il valore dei beni in termini di fabbisogno energetico. Non è infatti rilevante solo quanta energia totale viene usata per ottenere i diversi beni, ma anche la sua fonte, cioè petrolio, gas naturale, idroelettrico, eolico, ...

⁴² Come al solito, qui non si considera né l'energia solare da cui ha luogo la fotosintesi, né l'energia umana.

3 ASPETTI QUALITATIVI

3.1 La teoria dei sistemi e i sistemi biofisici

3.1.1 Sistemi e retroazioni

In questo paragrafo riassumiamo soltanto alcuni elementi essenziali per comprendere l'interazione uomo ambiente, senza alcuna pretesa di completezza o di rigore formale per i quali rinviemo a testi di ecologia funzionale.

Il primo concetto da avere ben chiaro è quello di **sistema**, un'entità che è costituita da elementi che sono legati tra loro da un insieme di relazioni che consistono in flussi di materia, energia, e informazione. La teoria dei sistemi si è sviluppata a cavallo degli anni '50 e '60 del secolo scorso⁴³ e ci ha insegnato a comprendere quanto siano importanti le relazioni tra le componenti di un sistema. E' sì importante conoscerne le caratteristiche, ma ancora più capire come ciascuno influenza gli altri, ovvero i meccanismi di **retroazione** dinamica che li legano (*feedback*). Un muretto a secco, pur essendo costituito da un insieme sovrapposto di pietre non può essere considerato un sistema proprio per la mancanza di relazioni dinamiche tra le sue componenti. E' vero che la pietra che sta sotto sostiene quelle sovrastanti e che fattori esterni, quali le intemperie, possono modificare il muretto, ma questo non vuol dire che vi siano interazioni tra gli elementi, catene di risposta alla variazione di un elemento. I feedback possono avere carattere "**negativo**" o "**positivo**", a seconda che conducano o meno a una stabilizzazione. Un esempio del primo tipo è il sudore: quando la temperatura corporea aumenta, si attivano dei meccanismi che, provocando il sudore, vanno a contrastare l'aumento della temperatura. Si pensi anche allo stimolo della fame o della sete ... L'effetto dunque è una stabilizzazione di alcune caratteristiche del sistema e la catena di *feedback* negativi costituisce il meccanismo di autoregolazione del sistema. Un classico esempio di retroazione "positiva" è quello della corsa agli armamenti. Uno stato che accresca l'armamentario bellico induce l'avversario ad accrescere a sua volta il

⁴³ Ci si riferisce in particolare alla riflessione sui sistemi complessi, sviluppatasi soprattutto con i contributi di Ashby (1956) e Bertalanffy (1968). Tra i numerosissimi riferimenti bibliografici ricordiamo qui Arthur (1994), Bateson (1979), Emery (1981), Hall e Fagen (1956), Lange (1956), Waddington (1977).

proprio, che a sua volta stimola una reazione nella prima a incrementarlo ulteriormente. I *feedback* a retroazione positiva tendono a destabilizzare i sistemi poiché costituiscono meccanismi di amplificazione che accentuano l'effetto della perturbazione iniziale. L'esito sarà quella di distruggere l'organizzazione del sistema una volta superato un certo valore limite, cioè una **soglia** (*thresholds*) oltre la quale il sistema non è più in grado di tornare alla configurazione iniziale e si sposta su un nuovo stato. Tra gli economisti, è Myrdal (1969) a sottolineare l'importanza di tale modalità di causazione, da lui indicata come **causazione circolare cumulativa**.

L'esistenza di effetti soglia è aspetto cruciale anche quando sono presenti meccanismi che si autoregolano: quando la perturbazione è troppo forte la rete di *feedback* negativi potrebbe “non farcela.” Abbiamo esempi continui nella nostra quotidianità: è quello che accade quando un essere vivente muore per una malattia. Eppure è difficile comprendere quanto siano importanti le soglie. Molto spesso si sottovalutano dei fenomeni in quanto non ne vediamo subito gli effetti, i quali invece si manifestano invece in modo improvviso e incontrollabile solo dopo il raggiungimento di una certa soglia in alcuni parametri, spesso a distanza di tempo dall'evento che li ha provocati (**lag temporali**). Si pensi al classico esempio del fuoco che può covare sotto la cenere per settimane; superata una certa soglia, si innescano una catena di retroazioni positive che si manifestano in un incendio. E' evidente l'importanza delle soglie in campo ambientale. Una certa concentrazione di un certo inquinante potrebbe essere ben tollerata da un ecosistema, ma diventare “letale” se va oltre un certo livello, proprio in quanto rompe quei meccanismi di autoregolamentazione che garantiscono il mantenimento di un certo stato, la cosiddetta **omeostasi**.

Come evidenziato dalla teoria delle catastrofi (Woodcock e Davis 1978) che era molto in voga negli anni 1970, per avere una discontinuità, un cambiamento improvviso, è sufficiente avere anche shock esterni di lieve entità e non necessariamente molto grandi.

3.1.2 Equilibri, energia e fattori di stabilità

Le complesse reti di *feedback* sono alla base delle relazioni tra sistemi e condizioni esterne; per comprenderle, occorre chiarire due aspetti. Il primo è che i sistemi viventi - e con ciò non si deve soltanto pensare a un ecosistema, ma vale anche per una organizzazione umana quale può essere una attività produttiva - funzionano in condizioni lontane dall'equilibrio termodinamico, “nutrendosi” di energia e materia prelevata dall'esterno. Il

secondo aspetto è che esistono molti possibili stati in cui i sistemi possono tendere a rimanere. Il particolare stato in cui un sistema permane mutare a causa di mutamenti nelle condizioni esterne. Come vedremo oltre, le risposte di un sistema a tali variazioni possono essere di resistenza, di resilienza e di metastabilità.

E' chiaro a tutti che i viventi scambiano materia ed energia con il proprio ambiente, sono cioè sistemi **aperti**, differenti da quelli **chiusi**, che scambiano solo energia, e da quelli **isolati** che non scambiano né energia né materia e che vengono usati come astrazioni dalla fisica classica. La termodinamica ci insegna che i sistemi ordinati tendono spontaneamente verso il disordine, con un aumento di entropia - nozione che definisce l'entità di degradazione di energia. Un esempio intuitivo è quello di due sfere di vetro tra loro collegate che contengono un certo numero di molecole di gas: se le spostassimo tutte da un lato per un attimo queste tenderebbero presto a distribuirsi un modo uniforme come mostra la parte di destra della [Figura 3.1](#).

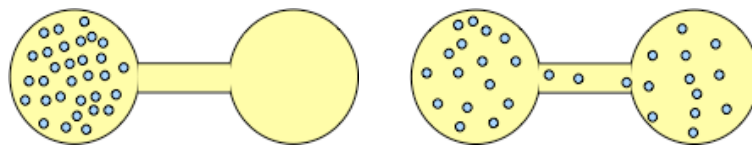


Figura 3.1. Ordine e disordine in due sfere con molecole di gas

E' anche evidente il legame tra entropia, disordine e probabilità: la configurazione di sinistra è ordinata, a bassa entropia e altamente improbabile. Le strutture viventi sono pertanto paragonabili alla configurazione di sinistra della figura: sono strutture improbabili che contrastano i processi entropici "pompano" fuori il disordine che inevitabilmente si genera all'interno del sistema; l'aumento di entropia interna è "espulso" all'esterno tramite efficienti meccanismi dissipativi.

E' pertanto possibile ora comprendere la distinzione tra equilibrio termodinamico e stato stazionario. Il primo si riferisce a una situazione in cui non avviene alcun cambiamento spontaneo poiché nel sistema non vi è alcun tipo di gradiente di energia potenziale, né meccanico, né termico, né chimico. Vi è totale uniformità (disordine) e l'entropia è massima. Nello stato stazionario invece i processi in atto si compensano e mantengono il sistema in una configurazione ordinata lontana dall'equilibrio termodinamico; il cambiamento non avviene perché siamo in una situazione di equilibrio dinamico.

Quando osserviamo un lago, la sua quantità di acqua rimane costante solo perché la quantità di acqua in entrata è uguale a quella in uscita. Allo stesso modo, una pallina può rimanere sospesa più o meno nello stesso punto, in equilibrio sopra il getto d'acqua di una fontana, o la temperatura di una abitazione può essere mantenuta costantemente differente dalla temperatura esterna. Queste configurazioni improbabili, cioè ordinate, sono possibili solo grazie all'immissione di energia dall'esterno.

E' chiaro che un sistema può avere tante configurazioni di stato stazionario e che la loro stabilità dipende sia da fattori esterni che interni. Tanto più il quadro di riferimento esterno garantisce flussi costanti di energia e di materie "prime" e capacità di ricevere i prodotti di scarto del "metabolismo", tanto più facile è per il sistema mantenersi in un certo stato stazionario. I fattori di stabilità interna sono legati alla capacità di auto-organizzazione, ovvero all'efficacia della rete di *feedback* nell'apprendere e nell'adattarsi.

Di fronte a cambiamenti delle condizioni esterne, il sistema può discostarsi dal suo stato stazionario per poi ritornarvi oppure passare a una differente configurazione. La risposta può essere di **resistenza** e o di resilienza. Il primo termine ha un significato intuitivo: una piastrella di ceramica è resistente. Un sistema resistente, di fronte a una perturbazione, si discosta poco dalla sua configurazione di stato stazionario.

Il termine **resilienza**, oggi molto in voga, indica invece la capacità di un sistema di assorbire la perturbazione, mantenendo cioè la sua struttura e funzioni. La resilienza può essere concepita in due modi, in termini sia di velocità di ritorno allo stato stazionario, sia di ampiezza delle variazioni esterne che possono essere sopportate. Una lettura obbligata è il contributo da cui ha avuto origine il concetto (Holling 1973) e un successivo articolo dello stesso autore (Holling 1994) in cui si chiariscono bene le visioni che sottostanno ai due diversi modi di concepire la resilienza e le loro implicazioni per la gestione della complessità e del cambiamento. Nella [Figura 3.2](#) è rappresentato un equilibrio in due configurazioni diverse. La resilienza del sistema, intesa come capacità di assorbire shock esterni, può essere misurata dalla quantità di energia necessaria per spostare la pallina oltre il massimo alla sua sinistra, la soglia oltre cui cambia l'equilibrio - evidentemente maggiore per la configurazione di sinistra. Se vogliamo, possiamo anche evitare di riferirci all'energia e limitarci alla distanza sull'asse delle ascisse, dove è indicato un qualche fattore di controllo, tra il punto in cui la pallina si trova e la soglia.

Pensare alla resilienza in termini di velocità di aggiustamento, presuppone una scarsa attenzione verso l'esistenza di una molteplicità di

stati stazionari e la ricerca di meccanismi gestionali che puntano a massimizzare l'efficienza del sistema per mantenerlo quanto più possibile in quello stato, rendendolo magari più resistente, con il rischio di non rendersi conto che alcuni di questi interventi potrebbero minare la stabilità su un orizzonte temporale più lungo. La nozione di resilienza come ampiezza dei disturbi che possono essere sopportati dal sistema senza che esso cambi configurazione, invece, è più consapevole del fatto che esistono molti possibili stati stazionari. In termini di gestione, si punta a mantenere in esistenza il sistema, piuttosto che all'efficienza della sua risposta, con esiti che potrebbero essere più favorevoli nel lungo termine.

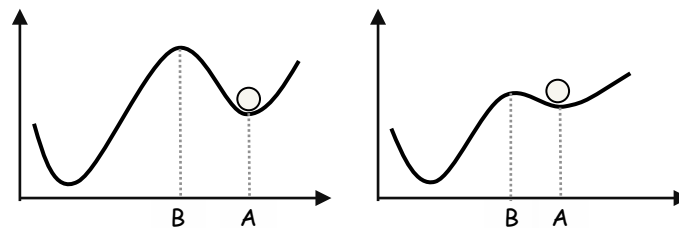


Figura 3.2. Un semplice esempio di diversi gradi di resilienza
Adattata da Holling 1994

3.1.3 Sistemi semplici e sistemi complessi

I meccanismi e gli anelli di retroazione cui abbiamo accennato, sono più o meno importanti a seconda del sistema cui ci troviamo di fronte. Alcuni possono essere sistemi molto semplici. Si pensi ad esempio a un sistema composto da una caldaia, un termostato e una abitazione. Quando la temperatura interna scende sotto un certo livello, il termostato provoca l'accensione della caldaia che riporta la temperatura al livello desiderato. Prevedere il comportamento di questo sistema non comporta alcuna difficoltà. Se il termostato si guasta e cessa di inviare il segnale di accensione, la temperatura della casa tenderà ad essere quella dell'ambiente esterno. Se invece non inviasse il sistema di spegnimento, allora la temperatura in casa diverrebbe insopportabile. Se l'impianto è collegato a un serbatoio di gasolio, questo alla fine terminerà e la caldaia cesserà di riscaldare. L'esempio non è proposto per annoiare il lettore, ma solo per evidenziare che in molti casi i **sistemi** sono **semplici**, mentre in altri casi sono **complessi**, un termine che non equivale al termine complicato, anche se nel linguaggio comune sono usati spesso come

sinonimi. Benché la complessità sia un concetto non definito in modo univoco e presente in diversi campi⁴⁴, nel campo delle scienze della vita e sociale, un sistema può dirsi complesso se gli elementi che lo costituiscono possiedono le seguenti caratteristiche.

- a) Hanno un elevato numero di componenti.
- b) Si sviluppano interazioni a catena e processi omeostatici di autoregolazione.
- c) Da un lato il sistema possiamo è composto da molti sottoinsiemi che a loro volte ne contengono altri (gerarchia nidificata), dall'altro il potere di gestione dei processi è sufficientemente ripartito tra le varie componenti e ciascuno dei sottosistemi.

La ripartizione nel controllo del funzionamento del sistema la si comprende bene pensando al caso in cui una sola componente ha il pieno controllo del sistema. Se così fosse verrebbe meno l'interazione tra le parti di cui al punto b). L'aspetto di gerarchia nidificata lo si coglie bene pensando che ciascuno di noi è parte, ad esempio, di una famiglia, di una comunità di persone, ma anche di un ambiente fisico, che a sua volta è parte di un'area più grande, che rientra in un certo comune, che a sua volta fa parte di una regione. Le componenti di ciascun livello - il singolo, le famiglie, i gruppi, le città, le regioni - hanno dei limiti imposti dal livello superiore, ma al tempo stesso attraverso dei meccanismi di retroazione, possono interagire con il livello superiore e modificarlo, ad esempio eleggendo un sindaco piuttosto che un altro.

Questo esempio ci porta anche a un'altra importante caratteristica, (v. ad es. Rosen 1977, p. 229), ovvero il fatto che i sistemi possono essere osservati e analizzati usando descrizioni non equivalenti e che, pertanto, vi è una inevitabile arbitrarietà nella loro analisi e che non esiste un modello in grado di catturarlo. Posso descrivere me stesso come un cittadino che svolge un ruolo attivo nella propria comunità, ma anche come essere umano che interagisce con il proprio ambiente naturale.

In termini generali per analizzare un sistema si devono impiegare **diverse variabili descrittive**: come sappiamo sin dalla scuola primaria vi è una carta geografica politica, che mostra i confini amministrativi e i

⁴⁴ Ad esempio, il termine complessità assume significato diverso, seppur collegato quando si impiega in altri campi. Viene usato dalla teoria della complessità algoritmica, legata ai nomi degli scienziati Kolmogorov, Chaitin e Solomonoff, che riguarda la descrizione degli algoritmi, ma anche nella teoria della complessità computazionale che si occupa della risorse minime di calcolo richieste per risolvere un problema.

livelli di organizzazione gerarchica delle città, ma anche una fisica, che riporta l'assetto fisico del territorio: guardiamo allo stesso oggetto ma lo descriviamo usando variabili differenti e non equivalenti tra loro. E' anche molto importante essere consapevoli che sono necessarie diverse **scale spaziali**, cioè guardare a livello sempre più microscopico o sempre più macroscopico, ma anche diverse **scale temporali**, usando cadenze che possono andare, a seconda del fenomeno che studiamo, dai nano-secondi ai milioni o miliardi di anni. Se vogliamo osservare l'accrescimento di un bambino, quando è neonato usiamo i giorni, ma poi le settimane e dopo ancora i mesi e infine gli anni.⁴⁵

3.2 Inquinamento e impatto dell'uomo sugli ecosistemi: spunti da B. Commoner

Nei primi due capitoli abbiamo visto quanto sia divenuta rilevante la dimensione materiale delle economie contemporanee, che ha accresciuto a dismisura l'impatto dell'uomo sul proprio ambiente. E' un aspetto che ha attirato l'attenzione solo da pochi anni, soprattutto per la maggiore consapevolezza dei cambiamenti climatici che sono collegati al quantitativo complessivo di combustibili fossili che vengono usati. Da molti anni invece c'è consapevolezza, ben rappresentata dalla copertura mediatica, degli aspetti qualitativi dell'impatto antropico, ad esempio la qualità dell'aria e delle acque o gli effetti di sostanze nocive. Questi aspetti possono essere ben sintetizzati alla luce dei brevi richiami fatti nel paragrafo sui sistemi ambientali. Il modo più efficace per farlo è riferirsi a un biologo che ha contribuito allo sviluppo di una consapevolezza ambientalista non solo attraverso i suoi studi ma anche a una grande capacità di divulgazione, espressasi soprattutto in due *bestseller*, "Il cerchio da chiudere" del 1972 e "Fare Pace con il Pianeta" del 1990.

Per comprendere la rilevanza dei suoi contributi si rimanda alle tante informazioni che si trovano con facilità in internet, mentre, ai fini della nostra trattazione, è per il momento sufficiente riprendere la tesi principale di Commoner (1972 e 1990), ovvero il contrasto tra modo di funzionare della natura e delle società umane contemporanee, la guerra tra "ecosfera" e "tecnosfera", tra la natura e il mondo costruito da noi. A tal fine Commoner enuncia quattro "leggi" dell'ecologia, ovvero:

- 1) ogni cosa è connessa con ogni altra cosa,

⁴⁵ Per approfondire v. ad es. Giampietro (2002 e 2004).

- 2) tutto deve andare da qualche parte,
- 3) la natura è la sola a sapere il fatto suo,
- 4) non esistono pasti gratuiti.

La prima e la seconda legge ci ricordano come funzionano gli ecosistemi. In particolare, la prima

“esprime il fatto che l'ecosfera è un complesso reticolo in cui ciascuna parte è collegata a molte altre. In un ecosistema acquatico, per esempio, un pesce non è soltanto un pesce che genera altri pesci. E anche il produttore di rifiuti organici che nutrono microrganismi e poi le piante acquatiche; è il consumatore di ossigeno prodotto per fotosintesi da tali piante; è l'habitat di parassiti; è la preda del falco pescatore. Il pesce non è dunque soltanto un pesce, ma un elemento di questo reticolo che ne definisce le funzioni.” (Commoner 1990, 40)

La seconda legge, collegata alla prima, ci ricorda che in natura non esistono rifiuti, sprechi, ma vi è circolarità. Commoner riprende l'esempio del pesce:

“Con la respirazione, i pesci producono anidride carbonica, che viene assorbita dalle piante acquatiche e usata, attraverso la fotosintesi, per produrre l'ossigeno di cui i pesci abbisognano per respirare. I pesci espellono rifiuti contenenti composti organici azotati; quando i rifiuti sono metabolizzati dai batteri e dalle muffe acquatiche, l'azoto organico è trasformato in nitrato che a sua volta è un nutrimento essenziale per le alghe; queste, ingerite dai pesci, contribuiscono a produrre i loro rifiuti organici; e il ciclo è completo” (Commoner 1990, 41-42)

La terza legge esprime il concetto di coerenza conservativa dell'evoluzione.

“i suoi numerosi componenti sono compatibili l'uno con l'altro e con l'insieme. Una simile struttura armoniosa è il frutto di un lunghissimo periodo di tentativi ed errori: i 5 miliardi di anni di evoluzione” (Commoner 1990, 43)

Commoner prosegue ricordandoci come sulla carta siano possibili moltissimi composti organici di cui, tuttavia, in natura ne troviamo solo una piccolissima parte, come probabile esito del processo dell'evoluzione.

certe disposizioni molecolari sono evitate nella chimica della vita. Così si trovano negli esseri viventi pochissimi composti organici clorurati, nei quali gli atomi di cloro sono legati al carbonio. Il che fa pensare che numerosissimi composti organici cloroderivati chimicamente possibili (molti di essi sono prodotti oggi dall'industria petrolchimica) siano stati scartati nel lungo corso dell'evoluzione come composti biochimici.

L'assenza di una particolare sostanza in natura è spesso un segno di una sua incompatibilità con la chimica della vita. (Commoner 1990, 44)

Infine la quarta legge ci impone di riflettere sulle conseguenze degli errori. Le distorsioni di cicli ecologici o l'inserimento di sostanze chimiche tossiche nell'ambiente provocano dei danni irreversibili, anche se spesso occorre tempo perché si manifestino. Prima o poi, come recita un adagio popolare, "i nodi verranno al pettine" e la natura presenterà il conto ...

Commoner individua questi quattro aspetti proprio perché sono quelli che più mostrano il contrasto tra i distinguono "ecosfera" e "tecnosfera". A differenza del pesce, "un'automobile si impone all'ambiente e non è definita da esso; la stessa automobile si vende e si usa sulle congestionate autostrade di Los Angeles o in un tranquillo villaggio sperduto". In contrasto con la seconda legge, la tecnosfera è dominata da processi lineari che generano rifiuti, spesso altamente tossici. Quanto alla terza legge, l'uomo davvero si comporta come "topolino l'apprendista stregone", immettendo nell'ambiente sostanze di sintesi nuove, senza poterle controllare gli effetti. Questo è a nostro avviso davvero paradossale dato che il metodo scientifico che adottiamo nei nostri laboratori impone di far variare un fattore mantenendo sotto controllo gli altri fattori. Peraltro, le nuove sostanze generate dalla petrolchimica sono basate sulla chimica del carbonio e possono pertanto insinuarsi in modo insidioso e distruttivo negli esseri viventi. Commoner ci ricorda anche che ogni composto organico prodotto da un essere vivente ha un enzima capace di degradarlo, come accade per la cellulosa, mentre l'uomo ha creato sostanze, le materie plastiche, che non sono biodegradabili e che già trent'anni fa avevano invaso gli oceani. Quanto alla non esistenza in natura di "pasti gratuiti" Commoner enfatizza che nella tecnosfera i debiti sono interni ad essa: di norma il sistema produttivo consente di ottenere beni capaci di estinguerli e se questo non accade i debiti vengono cancellati, tramite le procedure fallimentari. Al contrario

quando invece i debiti costituiti dall'inquinamento ambientale sono creati dalla tecnosfera e trasferiti all'ecosfera, non possono essere annullati; il danno è inevitabile. I debiti creati [...] dalle sostanze chimiche tossiche che hanno investito Bhopal non sono stati annullati. Sono stati soltanto accollati alle vittime che li pagano ammalandosi e morendo. (Commoner 1990, 47)

4 PER UNA POLITICA AMBIENTALE ORIENTATA AI PRELIEVI

E' bene trarre sin da ora le conseguenze dell'analisi sin qui svolta in termini di politica ambientale, anche se a questa sia poi dedicata la seconda parte del manuale. L'approccio che ha prevalso sino ai nostri giorni è stato quello di interventi ex-post e a valle, come conseguenza di ciò che è più visibile, i danni da inquinamento. In altri termini, osservato un forte deterioramento di qualche aspetto del nostro ambiente, quando vi è il sospetto che esso possa dipendere dall'azione umana, si comincia a studiarne le caratteristiche e i fattori che lo determinano. Una volta si sia riusciti a individuarne l'origine antropica con una ragionevole certezza, si mette in moto la politica ambientale individuando delle misure che mirano a ridurre la pericolosità della specifica causa individuata, ad esempio una certa sostanza inquinante. Seguendo questo rigido approccio, fondato su un ingenuo determinismo di causa-effetto, gli interventi finiscono per essere incentrati sul lato finale della produzione o del consumo, “a valle”, o, come si dice in inglese “*end-of-the pipe*”, alla fine del tubo.

Tuttavia, alla luce delle argomentazioni svolte finora, ovvero se si guarda all'economia come sistema aperto, un simile approccio risulta inadeguato. Innanzitutto, come si è visto, il problema centrale oggi è l'enorme dimensione materiale delle nostre economie cui corrisponde anche la diffusione su porzioni sempre più ampie di territorio degli impatti antropici. In secondo luogo, vi è la complessità dell'ambiente, complessità che rende la nostra conoscenza, benché sempre più vasta e approfondita, ontologicamente limitata. I fenomeni sono spesso non conoscibili in quanto la complessità delle relazioni funzionali tra gli elementi rende non utilizzabile la logica del *ceteris paribus* – quella per cui si studia un fenomeno mantenendo invariate tutte le altre condizioni. Ma anche quando vi è possibilità teorica di conoscenza, ritardi temporali (*lag*) e soglie (*thresholds*) di manifestazione impongono tempi così lunghi che finiamo spesso per essere consapevoli dei meccanismi di funzionamento solo quando i danni sono divenuti irreversibilmente gravi, quando cioè “i buoi sono già scappati dalla stalla” (irreversibilità) e quando la “terapia” è difficile da mettere in atto anche in virtù del consolidamento nel tempo degli interessi in gioco. Per contro, interventi tempestivi hanno di solito a disposizione modelli specifici che sono molto parziali, incompleti, e incapaci di cogliere appieno i nessi e quindi di prevedere la dinamica che si realizzerà in concreto. Non raramente succede che i problemi vengano

risolti spostandoli su un altro piano (la sostituzione nella benzina del piombo con un agente cancerogeno quale il benzene; la costruzione di alti camini che hanno spostato l'inquinamento da una dimensione locale ad una internazionale creando il problema delle piogge acide, ...). Per dirla con i termini dell'approccio della c.d. Scienza Post-Normale⁴⁶ (Funtowicz e Ravetz, 1993), su cui torneremo verso la fine di questo manuale, per i problemi ambientali “i fatti sono incerti, i valori in disputa, la posta in gioco elevata, le decisioni urgenti”.

Sono queste le ragioni che stanno alla base di un atteggiamento non ancora affermato ma abbastanza diffuso, specie a livello di studiosi della sostenibilità e anche a livello delle istituzioni dell'Unione Europea, che chiede di agire secondo criteri generali e prudenziali. In quest'ottica la politica ambientale per essere efficace deve agire a monte, all'origine, con l'obiettivo di ridurre la quantità di materia che passa dalle nostre economie, il *material throughput*. L'azione a monte è strettamente connessa con un approccio prudenziale, con l'idea che “è meglio prevenire che curare”. Si tratta di un criterio che spesso guida le nostre vite private e alcune politiche di tutela collettiva, come testimoniato anche dal seguente brano⁴⁷:

“It is not possible to find hard evidence that something is going to happen [...] Now, can anyone — will be always able to say, even after the fact, that there isn't sufficient evidence, that you don't have proof beyond a reasonable doubt. You'll know an event occurred, but even after it occurs, it's very difficult to get perfect evidence. Our goal is not to go into a court of law and try to prove something to somebody. [...] It is the task of taking these disparate pieces and putting them together so that people can make their own judgment, not for us to prove anything. What they have to do is they have to say what does a reasonable person conclude are the risks from this?” (U.S. Department of State 2002, 8)

Le argomentazioni di questo brano - pronunciate dall'allora ministro della difesa degli USA, D. Rumsfeld – sono portate in favore di una guerra preventiva contro l'Iraq di Saddam Hussein. Ci si potrebbe allora chiedere per quali motivi, al contrario, un approccio prudenziale e a valle emerga con tante difficoltà quando la tutela collettiva passa per la difesa della qualità dell'ambiente.

E' utile visualizzare quanto esposto in questo paragrafo con la [Figura 4.1](#) che mostra, nella parte a destra della linea tratteggiata, l'approccio

⁴⁶ <http://www.nusap.net/sections.php?op=viewarticle&artid=13>

⁴⁷ Ringraziamo Mario Giampietro per averci segnalato, molti anni fa, queste dichiarazioni.

tradizionale alla politica ambientale. La sfera umana produce rifiuti che retroagiscono, attraverso l'ambiente, sull'uomo stesso provocando perdite di benessere. Tali danni, tuttavia, si manifestano con ritardo e attraverso meccanismi complessi, aspetti che ne ostacolano la comprensione. L'approccio tradizionale è di aspettare di averne una buona comprensione, con l'effetto che gli interventi sono tardivi, quando ormai danni irreversibili si sono già prodotti. D'altronde sarebbe assai rischioso intervenire senza conoscenza, "alla cieca". Molto migliore è dunque agire anche e soprattutto a monte, a sinistra della linea tratteggiata, sulla **riduzione dei prelievi** e sulla riduzione della velocità alla quale passa la materia.

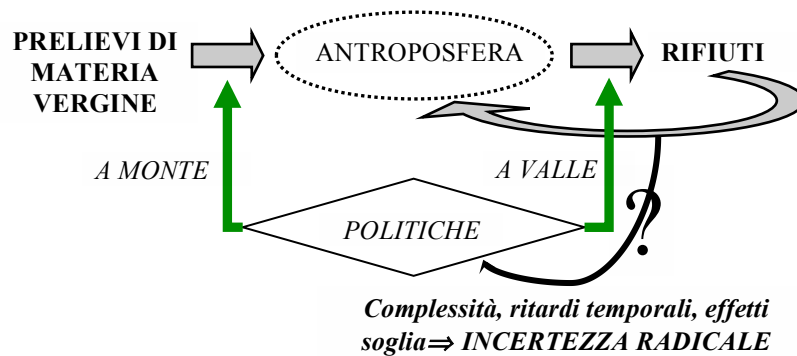


Figura 4.1. Politiche a valle e a monte

Nell'ottica esposta, una politica ambientale efficace si deve incentrare sulla riduzione dei flussi di materia che attraversano l'economia, ad esempio sull'allungamento della vita dei prodotti, su una maggior chiusura dei cicli materiali produzione-consumo (ovvero il riutilizzo della materia incorporata nei rifiuti), nonché su misure di contenimento della domanda di energia risparmio di energia. Vedremo nella parte dedicata alla politica ambientale, che molteplici sono le tipologie di strumenti che possono essere impiegate, sia interventi economici - quali una riforma fiscale che, ad esempio, sposti il carico dal lavoro ai prelievi di materia⁴⁸ - sia regolamentazione e accordi volontari.

⁴⁸La principale difficoltà di una riforma fiscale in tal senso consiste nell'individuare meccanismi che non favoriscano le imprese di un paese spostare l'onere ambientale all'estero.

BIBLIOGRAFIA

- Adriaanse A., Bringezu S., Hammond A., Moriguchi Y., Rodenburg E., et al., 1997. *Resource Flows: The Material Basis of Industrial Economies*. World Res. Inst., Washington, DC.
- Arthur W. B., 1994. "Inductive Reasoning and Bounded Rationality", *American Economic Review*, 84(2), 406-411
- Arto, I., Roca, J. and Serrano, M., 2012. Emisiones territoriales y fuga de emisiones: análisis del caso español. *Revibec: revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica*, 18, pp. 73-87.
- Ashby W. R., 1956. *Introduction to Cybernetics*, Wiley, New York (Traduzione italiana Introduzione alla Cibernetica, 1971, Einaudi, Torino).
- Bateson G., 1979. *Mind and Nature. A Necessary Unity*, Wildwood, London.
- Bertalanffy L. von, 1968, *General System Theory*, George Braziller, New York.
- Boulding K. E., 1966. "The Economics of the Coming Spaceship Earth", in H. Jarrett, (a cura di) *Environmental Quality in a Growing Economy, Essays from the Sixth RFF Forum*, 3-14, Resources for the Future/Johns Hopkins University Press, Baltimore MD. Ristampato in Boulding, 1968, *Beyond Economics: Essays on Society, Religion, and Ethics*. University of Michigan Press, Ann Arbor, pp. 273-287.
- Bunker S., 1997. "Materias primas y la economía global: olvidos y distorsiones de la ecología industrial", *Ecología Política*, 12, 81-89.
- Casler, S. and Wilbur, S., 1984. Energy input-output analysis: a simple guide. *Resources and Energy*, 6(2), pp.187-201.
- Commoner B., 1972. *Il cerchio da chiudere: la natura, l'uomo e la tecnologia*, Garzanti, Milano.
- Commoner B., 1990. *Fare pace col pianeta*, Garzanti, Milano. (Titolo originale dell'opera: *Making Peace with the Planet*, Panthenon Books, New York, 1990.)
- de Bruyn S.M. e Opschoor J. B., 1997. "Developments in the throughput-income relationship: Theoretical and empirical observations", *Ecological Economics*, 20 (3), 255-268.
- de Haan, M., 2001. A structural decomposition analysis of pollution in the Netherlands. *Economic Systems Research*, 13(2), pp.181-196.
- Emery F.E. (a cura di), 1981. *System Thinking*, Penguin, Harmondsworth.

- Femia A., Greca G., Vignani D., 2009. "Economy-wide Material Flow Indicators for Italy, 1980-2001", in *Contabilità ambientale e pressioni sull'ambiente naturale: dagli schemi alle realizzazioni, Annali di statistica 138, XI*, 201-215. https://ebiblio.istat.it/digibib/Annali/IST0001018_Serie11Vol02Ed2009.pdf
- Funtowicz S.O., Ravetz, J.R., 1993. "Science for the post-normal age", *Futures*, 25 (7).
- Georgescu Roegen N., 1971. *The entropy law and the economic process*, Harvard University Press, Cambridge (Massachusetts)
- Georgescu Roegen, N., 1975, "Energy and economic myths", *Southern Economic Journal*, 347-381.
- Giampietro, M., 2002. Complexity and scales: the challenge for integrated assessment. *Integrated assessment*, 3 (2/3), 247-265.
- Giampietro, M. 2004. *Multi-scale integrated analysis of agroecosystems*. CRC Press, Boca Raton, Florida
- Giampietro, M., Mayumi, K. and Ramos-Martin, J., 2007. "How serious is the addiction to oil of developed society? A multi-scale integrated analysis based on the concept of societal and ecosystem metabolism", *International Journal of Transdisciplinary Research*, 2(1), pp. 42-92.
- Hall A. D. e Fagen R. E., 1968 [1956]. "Definitions of System", ristampato in Buckley W., (a cura di), *Modern System Research for the Behavioral Scientist: a Sourcebook*, Aldine Publishing Company, Chicago.
- Holling C. S., 1973. "Resilience and stability of ecological systems". *Annu Rev Ecol Syst* 4, 1-23. <https://www.nap.edu/read/4919/chapter/4>
- Holling, C. S., 1996. Engineering resilience versus ecological resilience. *Engineering within ecological constraints*, 31, 32.
- ISTAT, 2006. *Flussi di materia dell'economia italiana, Conti Anno 1997, Indicatori Anni 1980-2001*. Sono disponibili il rapporto, i dati, e le note metodologiche al seguente indirizzo <https://www4.istat.it/it/archivio/14126>
- Krausmann, F., Schandl, H., Eisenmenger, N., Giljum, S., & Jackson, T., 2017. Material flow accounting: measuring global material use for sustainable development. *Annual Review of Environment and Resources*, 42, 647-675.
- Lange O., 1965. *Wholes and Parts. A General Theory of System Behaviour*, Pergamon Press, Oxford.
- Leontief, W. W. 1936. Quantitative input and output relations in the economic systems of the United States. *The review of economic statistics*, 105-125.
- Lotka, A. J., 1945. The law of evolution as a maximal principle. *Human Biology*, 17(3), 167-194.

- Luzzati, T., Orsini, M., Gucciardi, G., 2018. A multiscale reassessment of the Environmental Kuznets Curve for energy and CO2 emissions. *Energy policy*, 122, 612-621.
- Malanima P., 2013. "I consumi di energia" in Corona, G. e Malanima, P. (a cura di) *Economia e ambiente in Italia dall'Unità a oggi*. Bruno Mondadori.
- Martinez Alier, J., 1991, *Economia ecologica*, Garzanti. (ed. Originale Alier, J.M. and Schlüpmann, K., 1987. *Ecological Economics: Energy, Environment, and Society*. Blackwell.
- Matthews, E., Amann, C., Bringezu, S., Fischer-Kowalski, M., Hüttler, W., Kleijn, R., ... & Schandl, H., 2000. *The weight of nations. Material outflows from industrial economies* World Resources Institute, Washington.
- Myrdal G., 1969. *Objectivity in Social Research*, Pantheon Books, London.
- Naredo J. M. e Valero A. (a cura di), 1999. Desarrollo económico y deterioro ecológico, Fundación Argentaria/Visor, Madrid
- Perelman, M.J., 1972. "Farming with petroleum", *Environment*, 14(8), 8-13.
- Peters, G.P. and Hertwich, E.G., 2008. CO2Embodied in International Trade with Implications for Global Climate Policy. *Environmental Science and Technology*, 42, pp.1401-1407.
- Rappaport, R. A., 1967. Ritual regulation of environmental relations among a New Guinea people. *Ethnology*, 6(1), 17-30.
- Roca, J. and Serrano, M., 2007. Income growth and atmospheric pollution in Spain: an input-output approach. *Ecological Economics*, 63(1), pp.230-242.
- Rosen, R., 1977. "Complexity as a system property". *International Journal of General Systems*, 3 (4), 227-232.
- Ritchie H. e Roser M. 2020. "Energy", Published online at *OurWorldInData.org*. Il rapporto, inclusivo dei dati è disponibile al seguente indirizzo '<https://ourworldindata.org/energy>'
- Sánchez Chóliz J., Bielsa Callau J, Arrojo Agudo P., "Valores agua para Aragón" in La Roca, F. and Sánchez, A., 1996. *Economía Crítica. Trabajo y medio ambiente* (Vol. 39). Universitat de València.
- Schandl, H., Fischer-Kowalski, M., West, J., Giljum, S., Dittrich, M., Eisenmenger, N., Geschke, A., Lieber, M., Wieland, H., Schaffartzik, A. and Krausmann, F., 2018. Global material flows and resource productivity: forty years of evidence. *Journal of Industrial Ecology*, 22(4), pp. 827-838.
- Schütz, H., Steurer, A. 2001. Economy-wide material flow accounts and derived indicators. A methodological guide. Office for Official Publications of the European Communities, ISBN 92-894-0459-0

- Serrano, M. and Dietzenbacher, E., 2010. Responsibility and trade emission balances: An evaluation of approaches. *Ecological Economics*, 69(11), pp. 2224-2232.
- Stern, D. I., 2004. The rise and fall of the environmental Kuznets curve. *World development*, 32(8), 1419-1439.
- U.S. Department of State 2002. "Defense Department Briefing 26 September 2002", disponibile su <https://www.scoop.co.nz/stories/WO0209/S00276/dod-news-briefing-rumsfeld-926-and-gen-pace.htm?from-mobile=bottom-link-01> oppure su <http://transcripts.cnn.com/TRANSCRIPTS/0209/26/se.10.html>
- Waddington C. H., 1977. *Strumenti per pensare. Un approccio globale ai sistemi complessi*, Mondadori Editore, Milano.
- Weisz, H., Krausmann, F., Amann, C., Eisenmenger, N., Erb, K. H., Hubacek, K., & Fischer-Kowalski, M. 2006. "The physical economy of the European Union: Cross-country comparison and determinants of material consumption". *Ecological Economics*, 58(4), 676-698.
- Woodcock A., Davis M., 1978. *Catastrophe Theory*, Penguin Books, Harmondsworth (UK).

INDICE DELLE FIGURE E DELLE TABELLE

Figure

Figura 1.1. Consumi energetici pro-capite per l'Italia, 1861-2006.....	5
Figura 1.2. Pil e consumi energetici per l'Italia, 1861-2006	5
Figura 1.3. L'energia, la materia, l'economia e l'ambiente naturale	7
Figura 1.4. Il diagramma del flusso circolare dell'economia	8
Figura 1.5. L'economia come sistema aperto	10
Figura 2.1. Andamento dell'energia primaria e della popolazione per il mondo.....	17
Figura 2.2. Andamento dell'energia primaria pro-capite per il mondo	17
Figura 2.3. Energia primaria per regione	18
Figura 2.4. Energia pro capite nei paesi OECD europei e in aggregati del mondo.....	18
Figura 2.5. Composizione per prodotto dell'energia primaria mondiale 1971, 2017	20
Figura 2.6. Energia primaria distinta per fonte a livello mondiale, periodo 1800-2018	20
Figura 2.7. Energia primaria per ciascuna fonte, a livello mondiale periodo 1800-2018	21
Figura 2.8. Scomposizione della serie "Altre fonti" di Figura 2.7b in "Idroelettrico, Nucleare e Rinnovabili" – Mondo, 1965-2018	21
Figura 2.9. Evoluzione di Idroelettrico, Nucleare e Rinnovabili, a livello mondiale, periodo 1800-2018	22
Figura 2.10. Evoluzione per tipo di fonte energetica negli USA 1776-2019	22
Figura 2.11. Evoluzione dei consumi per settore in USA dal 1949 al 2018	24
Figura 2.12. Andamento dell'intensità energetica per il mondo.....	26
Figura 2.13. Trend dell'intensità energetica, dei consumi energetici e del PIL - mondo	26

Figura 2.14. Energia e PIL per il mondo, 1971-2017	27
Figura 2.15. Energia e GDP pro-capite per alcuni Paesi, 1971-2004	29
Figura 2.16. Energia e PIL pro-capite per alcuni paesi colpiti dalla “grande recessione” del 2008	29
Figura 2.17. Schema per l’analisi di flussi di materia per una nazione. ...	36
Figura 2.18. Fabbisogno di materia procapite di Germania, Paesi Bassi, Giappone e USA - 1975-1994.....	38
Figura 2.19. Intensità materiale di Germania, Paesi Bassi, Giappone e USA 1975-1994	38
Figura 2.20. Scomposizione del TMR per il 1991 in “flussi domestici” e “esteri” e in “diretti” e “nascosti”	40
Figura 2.21. Input Materiale Diretto (DMI) per l’Italia, periodo 1980-2001	41
Figura 2.22. Evoluzione del Fabbisogno Totale di Materia (TMR) per l’Italia, periodo 1980-2001.....	41
Figura 2.23 Tavola riassuntiva delle principali macro grandezze della MFA	43
Figura 2.24. Livelli e composizione del DMC pro-capite per tipologia di materiale nei paei EU-15.....	44
Figura 2.25. DE e DMC per unità di territorio, anno 2000.....	44
Figura 3.1. Ordine e disordine in due sfere con molecole di gas.....	58
Figura 3.2. Un semplice esempio di diversi gradi di resilienza	60
Figura 4.1. Politiche a valle e a monte.....	67

Tabelle

Tabella 2.1. Tassi di crescita di Energia Primaria, Pil pro capite e Popolazione	17
Tabella 2.2 Energia Primaria nel e suoi usi nei paesi OECD.....	24
Tabella 2.3. Esempio dell’analisi input-output: un’economia chiusa con tre settori (ad es. migliaia di euro).....	46
Tabella 2.4 Matrice dei coefficienti tecnici intersettoriali dell’economia	46

Tabella 2.5 Tre diversi ipotesi di aumento del V.A. complessivo	50
Tabella 2.6 Gli effetti sulla produzione e sulle emissioni di tre diversi ipotesi di aumento del V.A. complessivo.....	50
Tabella 2.7. Intensità contaminante dei gas ad effetto serra di alcuni settori selezionati in Spagna, 2007.....	51

L'ECONOMIA COME SISTEMA APERTO 2

AMBIENTE NATURALE E SOSTENIBILITÀ 2

LE RISORSE NATURALI 2

GLI STRUMENTI DELLA POLITICA AMBIENTALE 2

PERCHÈ INTERVENIRE IN CAMPO AMBIENTALE E COME SCEGLIERE GLI OBIETTIVI 3

- 1.1 L'inquinamento ottimale: da Pigou a Coase 3
- 1.2 La valutazione monetaria dell'ambiente 3
 - 1.2.1 Valutare il comportamento: *household production* (spese difensive e costo del viaggio) 11
 - 1.2.2 Valutare le preferenze espresse: la valutazione contingente 15
 - 1.2.3 Metodi "oggettivi" di valutazione monetaria 18
 - 1.2.4 Il valore economico totale dei "beni" ambientali 21
 - 1.2.5 L'analisi costi benefici e il problema del tasso di sconto 23
- 1.3 Valutazione, decisioni e conflitti. (PNS, rischio, incertezza, debito ecologico, approccio tradiz...) 40
 - 1.3.1 Introduzione 40
 - 1.3.2 Rischio e incertezza 44
 - 1.3.3 Comparabilità, commensurabilità e valutazione monetaria 50
- 1.4 La valutazione a criteri multipli 56

L'ECONOMIA COME SISTEMA APERTO

AMBIENTE NATURALE E SOSTENIBILITÀ

LE RISORSE NATURALI

GLI STRUMENTI DELLA POLITICA AMBIENTALE

BOZZA RISERVATA NON DIFFONDERE

PARTE QUINTA: LA VALUTAZIONE E GLI OBIETTIVI

PERCHÈ INTERVENIRE IN CAMPO AMBIENTALE E COME SCEGLIERE GLI OBIETTIVI

1.1 L'inquinamento ottimale: da Pigou a Coase

1.2 La valutazione monetaria dell'ambiente

Nell'approccio alla Pigou, la politica ambientale deve fondarsi sulla preliminare determinazione dei livelli socialmente ottimali di inquinamento. Per questo motivo, è necessario stimare il valore economico delle esternalità. A tal fine gli economisti tentano di misurare le preferenze degli individui con il metro monetario e poi le aggregano in modo da poter valutare l'efficienza mediante il principio di compensazione ipotetica alla Kaldor-Hicks. Le diverse misure del benessere del consumatore derivano dalla domanda che questi esprime nei confronti di un certo bene. Tuttavia, quando si affronta la valutazione monetaria dei danni prodotti dalle esternalità o dei benefici ambientali, la stima diviene problematica in quanto non vi sono mercati nei quali i consumatori esprimono la propria domanda.

Per superare questa difficoltà l'economia dell'ambiente utilizza soprattutto due tipologie di approcci: uno usa indagini campionarie in cui si chiedono direttamente all'agente economico le proprie preferenze ponendolo di fronte a ipotetiche situazioni. Il più utilizzato dei metodi di valutazione diretta è quello della **valutazione contingente**. L'altro approccio ottiene indicazioni sulle preferenze dei consumatori in modo indiretto, osservandone il comportamento rispetto a beni di mercato in qualche modo collegati ai beni ambientali da valutare. I principali metodi che si basano sul comportamento dei consumatori, sono da un lato quelli che guardano ai **prezzi edonici**, dall'altro quelli che guardano alla c.d. *household production*, a loro volta distinti in metodo dei **costi di viaggio** e quello delle **spese difensive**. Il metodo dei prezzi edonici si fonda

sull'idea che i prezzi di alcuni beni o servizi sono influenzati dalle condizioni ambientali; quelli di *household production* sul fatto che i consumatori possono modificare gli effetti di beni o di mali ambientali usando beni di mercato attraverso cui producono, "in famiglia", un certo livello di qualità del loro ambiente. Il presente paragrafo mira a dare una rapida panoramica di questi metodi, rinviando il lettore interessato ad approfondire questi metodi ai numerosi manuali specifici in tema della valutazione monetaria.

Prima di proseguire occorre avvertire il lettore che tutti i metodi di valutazione monetaria presentano delle forti debolezze, epistemologiche e pratiche, al punto da farli apparire spesso ridicoli. Tuttavia, essi vanno giudicati per l'uso che di volta in volta ne viene fatto e dal contesto in cui si applicano. Ad esempio, di fronte a comportamenti rischiosi da parte di un'impresa, è importante che questa sia condannata a risarcire i danni qualora si manifestino. In questo caso, la stima del valore di una vita, ad esempio, non è un esercizio astratto e universale, ma ha soltanto una valenza concreta e particolare: mira sia a risarcire le vittime sia a fornire un futuro disincentivo a comportamenti rischiosi o di danno per l'ambiente.

Alla base dei metodi di valutazione monetaria vi sono tre indicatori del benessere del consumatore cui abbiamo accennato nel paragrafo precedente e che sono il surplus del consumatore, la variazione compensativa e la variazione equivalente. Questi indicatori vengono normalmente usati per misurare come varia il benessere del consumatore al variare del prezzo di un bene; quando si impiegano nella valutazione di beni non di mercato, anziché il prezzo si considera la variazione delle condizioni ambientali. Richiamiamo ora questi indicatori.

Il concetto più semplice è il surplus del consumatore. Come è noto, si ipotizza che la relazione tra prezzo e quantità domandata di un bene sia in genere decrescente. Il prezzo di domanda indica il prezzo massimo che il consumatore è disposto a pagare per una particolare unità di prodotto. Come si vede anche dalla Figura 5.6, dato un prezzo P , il consumatore acquisterà Q unità. Sull'ultima unità il prezzo sarà uguale alla sua massima disponibilità a pagare per quell'unità, mentre su tutte le unità precedenti la sua disponibilità a pagare sarebbe maggiore. Pertanto, è come se "guadagnasse" la differenza tra la sua massima disponibilità a pagare e il prezzo. La somma di tutte queste differenze, ovvero l'area compresa tra la curva di domanda e il prezzo, esprime il "*surplus del*

consumatore ovvero il “guadagno” che il consumatore trae dall’acquisto (vedi area tratteggiata della figura 5.7). Per misurare la variazione provocata da un cambiamento di prezzo si può prendere la variazione del surplus.

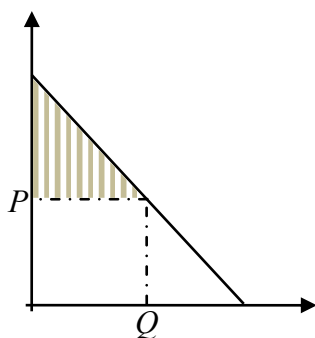


Figura 5.6

Si consideri tuttavia che ciò a cui siamo interessati è il benessere del consumatore che però varia lungo la curva di domanda. Di conseguenza è utile chiedersi quale sarebbe la domanda ipotetica che verrebbe espressa se il reddito venisse modificato (“compensato”) per mantenere il consumatore su un certo livello di utilità nonostante il cambiamento di un prezzo. La risposta a tale quesito conduce al concetto di **domanda compensata**.

Per comprendere perché e come vada modificato il reddito si osservi la figura 5.7 in cui è raffigurato il problema di scelta del consumatore tra due beni, x e y . Supponiamo che il prezzo p_x del bene x aumenti provocando un restringimento del vincolo di bilancio e uno spostamento del punto di ottimo, ad esempio da a a b . Si possono ora immaginare due diverse alternative, la prima in cui l’utilità del consumatore è la stessa di quella iniziale (quella che raggiunge con il paniere a) ma il livello dei prezzi è quello nuovo, la seconda in cui il livello dei prezzi è quello iniziale ma l’utilità del consumatore è quella finale (quella che raggiunge col paniere b). La prima situazione si ottiene incrementando il suo reddito in modo da spostare parallelamente verso l’alto il suo vincolo di bilancio finché questo non sia tangente alla curva di indifferenza iniziale: il consumatore sceglierà il paniere h . La variazione di reddito per far tornare il consumatore al livello di utilità iniziale è detta **variazione compensativa**, VC . In modo analogo si ottiene la seconda situazione: si individua la riduzione di reddito che, per il livello iniziale dei prezzi, rende ottimale

per il consumatore scegliere il paniere h' e dunque raggiungere l'utilità finale. La variazione di reddito in questo caso si chiama **variazione equivalente**, VE , ovvero il cambiamento di reddito che equivale, in termini di utilità, al cambiamento dei prezzi. Ovviamente, qualora il prezzo di un bene aumentasse, la variazione compensativa sarebbe positiva e quella equivalente negativa.

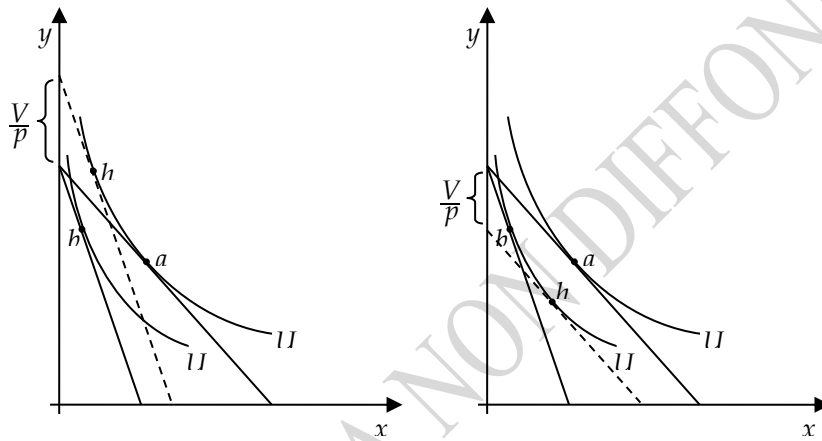


Figura 5.7

Facendo variare dunque il reddito per mantenere il consumatore a un certo livello di utilità, si ottengono le domande compensate $h_x(x, U_0, p_y)$ oppure $h_x(x, U_1, p_y)$. Vediamo ora come queste abbiano, per i beni normali¹, un'inclinazione maggiore della domanda ordinaria. Consideriamo $h_x(x, U_0, p_y)$ e osserviamo che il punto per il quale il reddito M consente di raggiungere l'utilità U_0 al livello di prezzo iniziale del bene x pari a p_0 appartiene sia alla domanda ordinaria che a quella compensata - il punto A della Figura 5.8. Per un prezzo più elevato, ad esempio pari a p_1 , la domanda ordinaria si ridurrà, ad esempio al livello x_B ; in quel punto il consumatore si troverà a godere di un'utilità minore e dovrà, per raggiungere l'utilità iniziale, ricevere una compensazione di reddito. Avendo ipotizzato che i beni siano normali, il maggior reddito condurrà a

¹ Un bene è normale quanto la relazione tra la sua domanda e il reddito del consumatore è positiva.

una maggior domanda del bene, ad esempio x_C . Di conseguenza il punto C appartiene alla domanda compensata. Ripetendo lo stesso ragionamento per tutti i livelli di prezzo otteniamo la domanda compensata $h_x(x, U_0, p_y)$ che dunque risulta aver pendenza maggiore della domanda ordinaria. La domanda compensata riferita al livello finale di utilità $h_x(x, U_1, p_y)$ si ottiene in modo analogo e passa, ad esempio, per i punti B e D della Figura 5.8

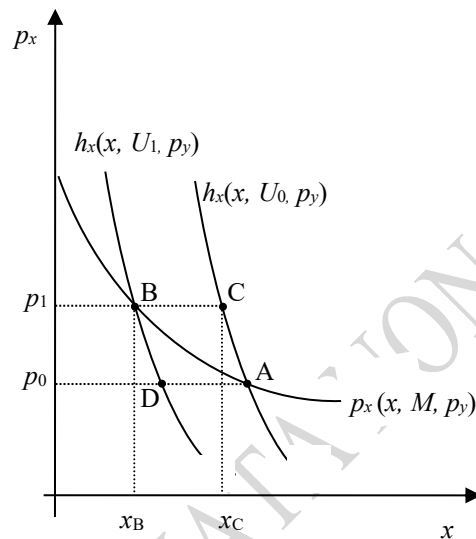


Figura 5.8

Ottenute le curve di domanda compensata, analogamente a quanto si fa per il surplus, la variazione del benessere provocata da un cambiamento dei prezzi è misurata dalla variazione dell'area sottesa alla domanda compensata. Se la domanda compensata è riferita all'utilità iniziale, otteniamo la c.d. variazione compensativa, se è riferita all'utilità finale otteniamo la c.d. variazione equivalente. Nella figura 5.8 si possono osservare le tre possibili misure della variazione di benessere associate a un peggioramento delle condizioni del consumatore, ovvero ad un aumento del prezzo di un bene, il bene x . La variazione equivalente è pari $p_0 p_1 BD$, il surplus del consumatore pari a $p_0 p_1 BA$, la variazione compensativa a $p_0 p_1 CA$.

Per adattare i concetti ora esposti all'analisi dei beni non di mercato, inclusi quelli ambientali, basta riesporre il ragionamento in termini di un ipotetico danno ambientale anziché di un aumento di prezzo.

Immaginiamo che l'utilità di un consumatore dipenda dal suo reddito, M , e da un certo livello iniziale di qualità del proprio ambiente, E_0 . Sia I un impatto negativo che riduce la qualità ambientale. Consideriamo due situazioni alternative, nella prima il consumatore deve pagare una certa cifra se vuole evitare l'impatto, nella seconda l'attività che produce l'impatto viene posta in essere solo se il consumatore dà il suo consenso.

Per stimare il valore economico per il consumatore dell'impatto ci chiediamo quale sia la massima somma che, trovandosi nella prima situazione, è disposto a pagare per evitare il cambiamento - la c.d. disponibilità a pagare, DAP, (*willingness to pay*, WTP). E' chiaro che gli converrà pagare una certa somma P se l'utilità derivante congiuntamente dal minor reddito e dalla migliore qualità dell'ambiente è superiore all'utilità in presenza dell'impatto; ovvero quando

$$U(M-P, E_0) > U(M, E_0-I)$$

La massima somma P che l'individuo è disposto a pagare è quella che eguaglia i due termini della precedente equazione. P è dunque l'analogo della variazione equivalente che, quando è riferita ai beni non di mercato, si chiama *surplus equivalente*, *SE*. Si tratta della variazione di reddito che mantiene il consumatore al livello di soddisfazione "finale", $U(M, E_0-I)$, - quello che avrebbe se avvenisse il cambiamento,

Nella seconda situazione, ci chiediamo quale sia la somma minima che l'individuo è disposto ad accettare per non opporsi al cambiamento la c.d. disponibilità ad accettare, DAA, (*willingness to accept*, WTA): il consumatore accetterebbe l'impatto se l'utilità derivante congiuntamente dal reddito M integrato dalla compensazione C e dalla peggiore qualità dell'ambiente, è superiore all'utilità iniziale, ovvero quando

$$U(M+C, E_0-I) > U(M, E_0)$$

La minima somma C che induce il consumatore ad accettare il cambiamento è quella che eguaglia i due termini. C è dunque l'analogo della variazione compensativa, detto *surplus compensativo*, *SC*. Si tratta della variazione di reddito che compensa il consumatore in modo da mantenerlo al livello di soddisfazione iniziale, $U(M, E_0)$.

In conclusione, quando si valuta un danno, la DAP misura il surplus equivalente e la DAA il surplus compensativo. Queste due diverse misure monetarie presuppongano una diversa assegnazione dei *diritti di proprietà*. La DAA esprime quanto un consumatore vorrebbe ricevere come compensazione per un certo danno, presupponendo che il bene (qualità ambientale) che il consumatore cede sia di sua proprietà. Se invece usiamo la DAP si presuppone al contrario che il consumatore non abbia la proprietà del bene.

Quando si valuta un beneficio, anziché un danno, la situazione è opposta: in questo caso infatti l'utilità iniziale, che è il riferimento per calcolare il surplus compensativo, è peggiore di quella finale e dunque il consumatore sarebbe disposto a pagare per ottenere dei miglioramenti. Pertanto, nella stima di un beneficio la DAP misura il surplus compensativo, mentre la DAA misura il surplus equivalente.

Valutare il comportamento: il metodo dei prezzi edonici

L'idea su cui poggia il metodo dei prezzi edonici è che il prezzo che un individuo è disposto a pagare per un bene dipende dall'insieme delle caratteristiche che questo possiede; il prezzo di un'abitazione sarà, ad esempio, influenzato non solo dal numero dei vani, ma anche dalla distanza dal centro, dalla silenziosità, dalla presenza di aree verdi, dal tipo di quartiere, ... Nella misura in cui le caratteristiche sono quantificabili in qualche modo, sarà possibile stimare una funzione di domanda che le metta in relazione con il prezzo, ottenendo la c.d. funzione di prezzo edonico. Si noti che lo stesso metodo può applicarsi alla remunerazione dei fattori produttivi, il lavoro, ad esempio.

In termini formali possiamo dire che il prezzo di mercato di un bene, per esempio di un'abitazione, x , è funzione dei valori che assumono una serie di variabili, q_i :

$$p_x = f(q_1, \dots, q_n)$$

Se superiamo gli enormi problemi pratici della selezione delle variabili adeguate (proprie del bene abitazione e delle caratteristiche della zona in cui si trova) e della migliore forma funzionale, otterremo una relazione funzionale del tipo $p = g(q_e)$, dove q_e rappresenta la variabile della "qualità ambientale" e dove si suppongono costanti tutte le altre variabili. E' bene sottolineare come ciò che si ottiene non è la curva di domanda individuale bensì quella di mercato, la cui pendenza, dp/dq_e rappresenta il *prezzo implicito* della variazione della caratteristica ambientale. Solo per semplicità nel grafico superiore della figura 5.10 abbiamo ipotizzato questa relazione come lineare, $p = 1.5q_e$. Nella parte inferiore della figura abbiamo disegnato il prezzo implicito della variazione e la disponibilità marginale a pagare per il singolo individuo; nel punto di ottimo individuale le due curve si intersecano, ad esempio per $q_e^* = 10$. Quando avviene un deterioramento ambientale il prezzo scenderà; se ad esempio la qualità ambientale scende a $q_e^* = 6$ il prezzo passerà da 15 a 9, variazione che è rappresentabile anche dall'area punteggiata della parte inferiore della figura 5.9 che è appunto pari a 6 unità monetarie. La variazione di prezzo area punteggiata, tuttavia, sottostima la vera perdita di benessere: se

l'individuo non ha la possibilità di spostarsi in un altro luogo², la sua perdita di benessere sarà misurata dall'area sotto la propria disponibilità marginale a pagare compresa tra i due livelli di q_e la somma dell'area punteggiata e quella a tratteggio verticale. Dato che gli individui differiscono, una corretta stima dovrebbe fare riferimento alle funzioni individuali relative alla disponibilità marginale a pagare, impresa impossibile su larga scala.

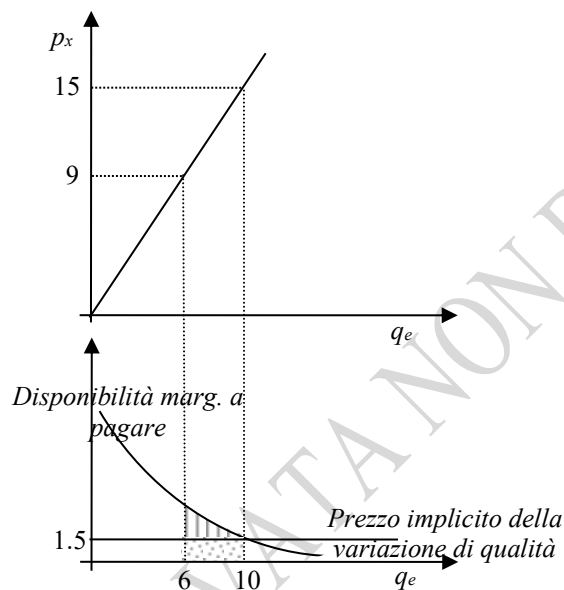


Figura 5.9

Nel passaggio dalla semplice idea che sta alla base del metodo alla sua realizzazione pratica si incontrano, oltre alla difficoltà sul campo dell'analisi, anche diversi problemi di natura concettuale tra cui il più importante riguarda il fatto che i soggetti da cui dipende la valutazione sono soltanto coloro che partecipano a quel mercato immobiliare: da un lato la reazione del mercato (e quindi la valutazione) sarà assai differente a seconda delle condizioni economico-sociali prevalenti nel quartiere, dall'altro non vengono considerate le preferenze di altri soggetti interessati

² Se invece l'individuo potesse, traslocando, trovare un'abitazione di qualità x_1 al prezzo p_1 , il danno sarebbe rappresentato da tutti i costi associati al cambio "forzato" di abitazione.

alla qualità ambientale del luogo, come coloro che lavorano o studiano nella zona o coloro che la visitano.

1.2.1 Valutare il comportamento: household production (spese difensive e costo del viaggio)

I consumatori possono impiegare beni di mercato per godere di beni ambientali o contrastare gli effetti di mali pubblici. Possono, ad esempio, affrontare delle spese di viaggio e impiegare del tempo per visitare un parco naturale ad accesso libero, come anche insonorizzare l'abitazione per contrastare l'inquinamento acustico. In termini formali si può pensare ad una funzione di utilità in cui fanno parte sia beni di mercato, x_i , che beni non di mercato, q_j , il cui ammontare è tuttavia determinato da beni di mercato che il consumatore può acquistare, $U(x_1, x_2, \dots, x_i, \dots, x_n; q_1(x_{n+1}), q_2(x_{n+1}), \dots)$. La quantità delle variabili q viene così ad essere "prodotto in casa".

Il caso delle *spese difensive*, almeno per un'esposizione introduttiva, è semplice. La valutazione si basa sul calcolo della spesa ipoteticamente necessaria per "neutralizzare" in qualche modo il danno prodotto da un peggioramento dello stato dell'ambiente. Per esempio, un aumentato traffico urbano può accelerare il deterioramento di un edificio, imponendo una manutenzione più frequente, oppure generare un inquinamento acustico che richiede l'installazione di vetri insonorizzanti. Il problema è tuttavia nel chiarire che cosa si intenda con il termine "neutralizzare". In teoria si dovrebbero stimare le spese necessarie a riportare l'individuo al livello di benessere precedente il cambiamento ambientale. Alcuni casi sono semplici in quanto si può ipoteticamente ripristinare la situazione oggettiva precedente (la pulizia della facciata di un edificio). Sono tuttavia situazioni abbastanza rare: una persona rinchiusa in un *bunker* non sentirà alcun rumore, ma la situazione sarà ben diversa dal poter vivere in una casa normale senza dovere sopportare rumori molesti. In ogni caso, i costi ipotetici da sostenere per risolvere determinati problemi non sono in relazione diretta con la perdita di benessere.

Si potrebbero inoltre rilevare non le spese difensive ipotetiche bensì quelle effettivamente sostenute. Si deve tuttavia osservare che le spese difensive effettive sottostimano il danno se consideriamo la perdita di benessere. Infatti, se prendiamo come punto di partenza il benessere in assenza del danno e si ricava il surplus compensativo è facile dimostrare che questa misura di benessere è superiore alle spese difensive effettive; il motivo intuitivo è che il consumatore non tornerà, a meno che abbia

preferenze molto particolari, allo stesso livello di “qualità” ambientale in quanto ciò implicherebbe una riduzione non ottimale (eccessiva) degli altri beni consumati.

Il cosiddetto “metodo del costo del viaggio” (*travel cost method*) viene utilizzato per stimare il valore monetario di spazi naturali aventi fini ricreativi. La conservazione di queste aree comporta costi monetari a carico delle autorità e costi opportunità derivanti dal fatto che si lascino questi spazi come riserva. L’origine del metodo risale al 1947 quando il Servizio Nazionale dei Parchi Nazionali degli Stati Uniti si rivolse a dieci esperti affinché proponessero delle misure per il valore dei parchi in gestione. L’idea suggerita da uno degli esperti, l’economista Harold Hotelling, si fonda sul fatto che per fruire di questi beni, il consumatore debba recarsi presso di essi (*outdoor recreation*). Anche quando l’ingresso al parco è gratuito esiste dunque una disponibilità a pagare rappresentata dal tempo (e dai relativi costi opportunità) e dalle risorse impiegate per il viaggio. La stima di tali costi può pertanto essere considerata una misura di parte del suo valore di uso sociale derivanti dalla conservazione dell’area.

Uno degli aspetti rilevanti nella stima è il fatto che i visitatori provengono da distanze molto diverse. I costi del viaggio sono determinati dal carburante e dall’ammortamento del veicolo o, se si usa un mezzo pubblico, dal prezzo del biglietto, dal costo opportunità del tempo del viaggio e dal biglietto, se presente. Calcolare il costo opportunità del viaggio non è banale in quanto richiederebbe la conoscenza del reddito cui il consumatore rinuncia a causa del viaggio. L’idea pertanto è di partire dal costo totale e dal numero delle visite per tutti i visitatori, in modo da ottenere una funzione di domanda. Il metodo migliore sarebbe quello di stimare delle funzioni di domanda individuali in base sia al costo di viaggio che ad altre variabili individuali rilevanti, quali il livello di reddito, l’esistenza o meno di spazi naturali simili vicino al luogo di residenza, l’età, l’appartenenza o meno ad associazioni ambientaliste, eccetera. Avere questi dati, tuttavia, è difficile, costoso e richiede un lungo tempo di indagine, anche perché necessita di un campione ampio di visitatori. Pertanto, spesso si preferisce svolgere un’analisi più semplice che si basa sulle zone di provenienza dei visitatori che devono sostenere costi medi diversi per raggiungere il parco. Questo approccio, che segue il suggerimento di Hotelling e è noto anche come il modello di Clawson-Knetsch dal nome degli studiosi che lo resero operativo negli anni ’50.

Il primo passo consiste nel rilevare la provenienza dei diversi visitatori del parco (ad esempio possiamo chiedere loro il codice di avviamento postale). Si deve poi conoscere, per ciascuna area di provenienza, la popolazione residente e il relativo costo di viaggio. Sulla base dei dati raccolti si può poi fare uno studio econometrico e stimare la relazione tra il numero di visite per abitante, v , e il costo del viaggio, c . Vediamo ora un esempio fittizio in cui, per semplicità, supponiamo che le zone siano soltanto cinque. I dati sono riportati nella tabella 5.1, incluso il numero di visite per abitante che, come si nota, è via via decrescente maggiore quanto più si abita lontano dal parco. Nel nostro esempio abbiamo costruito la domanda come una relazione lineare $v=3-0.3c$. Si immagini che la relazione stimata valga anche quando al costo di viaggio si sommi un eventuale biglietto di ingresso, b , ovvero $v=3-0.3(c+b)$, ipotizzando che la propensione a visitare il luogo dipenda solo dai diversi costi di viaggio (ovvero dalla distanza) e che gli abitanti delle diverse zone non differiscano per quanto riguarda la distribuzione di altre variabili rilevanti (come il livello di reddito o le preferenze). Questo implica che la domanda di visite per abitante di ciascuno dei cinque gruppi differisca solo per il costo di viaggio, che sia cioè pari a $v_i=3-0,3c_i-0,3b$. Per esprimere la relazione in termini di visite totali (esprese con la V maiuscola) dobbiamo moltiplicare v per le migliaia di abitanti del gruppo.

Tabella 5.1

<i>Zona di provenienza</i>	<i>Abitanti</i>	<i>N° di visite annuali</i>	<i>N° di visite per abitante</i>	<i>Costo del viaggio (€)</i>	<i>Stima del n. di visite per ab.</i>
1	10 000	26861	2,686	1	2,7
2	70 000	125312	1,790	4	1,8
3	10 000	12111	1,211	6	1,2
4	20 000	18005	0,900	7	0,9
5	120 000	72285	0,602	8	0,6

Per il gruppo 1, ad esempio, abbiamo

$$V_1=10000(3-0,3c_1-0,3b)=30000-3000-3000b,$$

che assume valori non negativi positivi solo quando $b \leq 9$; occorre pertanto imporre $V_1=0$ per $b > 9$. In modo analogo si procede per gli altri gruppi. Si ottengono dunque le seguenti funzioni di domanda per ciascun gruppo:

$$V_1 = 27000 - 3000 b \quad \forall b \leq 9$$

$$V_2 = 126000 - 21000 b \quad \forall b \leq 6$$

$$\begin{aligned}
 V_3 &= 12000 - 3000b & \forall b \leq 4 \\
 V_4 &= 18000 - 6000b & \forall b \leq 3 \\
 V_5 &= 72000 - 36000b & \forall b \leq 2
 \end{aligned}$$

A questo punto si può ricavare la relazione tra domanda aggregata di visite, V , e l'ipotetico prezzo del biglietto di ingresso. Quando $b=9$ la domanda è zero, $V=0$. Quando $6 \leq b < 9$ esprimono una domanda solo i consumatori del gruppo 1 cosicché $V=V_1$. Quando $6 < b \leq 4$ si ha $V=V_1+V_2$, ovvero $V=153000-24000b$ e così via. Invertendo le relazioni, ovvero considerando b come variabile dipendente, si può disegnare (Figura 5.10) la relazione tra prezzo di ingresso e domanda di visite al parco. Il *surplus del consumatore* per un prezzo pari a zero, ovvero l'area al di sotto della curva di domanda, rappresenta la stima monetaria del valore del parco naturale che si ottiene con il metodo dei costi di viaggio.

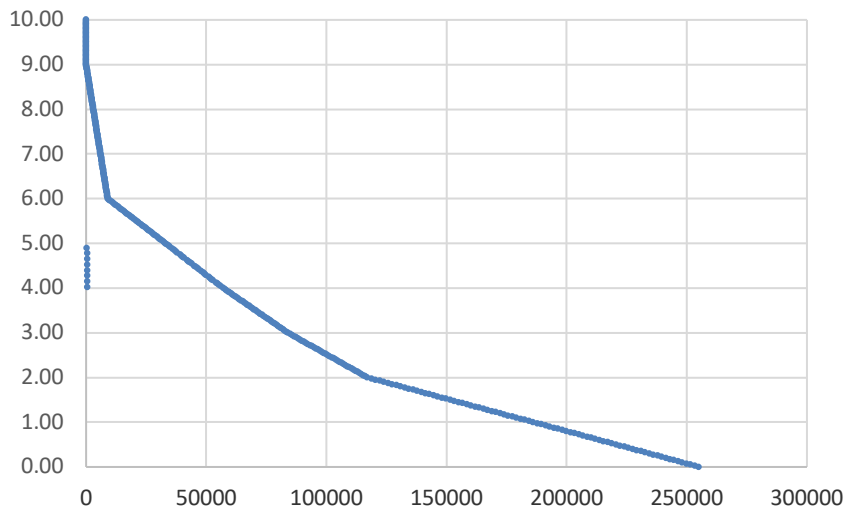


Figura 5.10: la relazione stimata tra prezzo del biglietto e domanda di visite al parco

Benché il metodo del costo del viaggio per valutare spazi naturali presenti diversi vantaggi (per esempio ha un carattere più oggettivo rispetto alla valutazione basata su domande circa la disponibilità a pagare), può dar luogo a risultati paradossali. Aree naturali ben conservate, ma situate in luoghi molto lontani, potrebbero avere pochi visitatori e dunque ricevere una valutazione inferiore rispetto a un parco che, per la sua

migliore accessibilità riceve moltissime visite. Inoltre, l'oggettività del metodo potrebbe essere solo apparente. Infatti, quando si voglia contabilizzare l'elemento fondamentale del costo – il tempo – ci si scontra con un tema molto dibattuto e sul quale i ricercatori danno risposte assai diverse. Dobbiamo contare il tempo dello spostamento o anche quello della visita? Inoltre, se un turista, per esempio, visita il parco nazionale di Timanfaya nell'isola di Lanzarote, qual è il tempo rilevante? Quello dello spostamento da luoghi forse molto lontani dall'isola? Quello di arrivare al parco una volta scesi sull'isola, quando forse non si sarebbe andati a visitarla senza sapere di questo parco? In altre parole, come trattare i viaggi che hanno scopi multipli?

1.2.2 Valutare le preferenze espresse: la valutazione contingente

I metodi che abbiamo visto finora valutano le preferenze in base al comportamento dei consumatori. Esaminiamo ora la cosiddetta valutazione contingente, una metodologia di valutazione monetaria che usa informazioni dichiarate direttamente dagli interessati per comprendere quale sarebbe la loro valutazione e il loro comportamento se il bene in esame esistesse sul mercato - ovvero condizionale all'esistenza del mercato, da cui il termine di *contingent valuation*. Il metodo, che ha un ampio campo di applicazione, include la valutazione monetaria che ciascun soggetto attribuisce a un certo bene: non misura pertanto solo il valore d'uso, ma qualsiasi attributo ritenuto da questi importante. In linea di principio, il metodo potrebbe essere applicato non solo ai problemi ambientali locali, ma anche a quelli globali, tuttavia, quanto più è localizzato il problema, tanto più vicini nel tempo gli effetti, e più circoscritto il campo delle alternative (quando si tratti di scelte), e tanto più affidabili ci si può attendere che siano le valutazioni espresse dagli intervistati.

La principale domanda che si rivolge al consumatore negli studi di valutazione contingente riguarda la loro disponibilità a pagare o ad accettare, la DAP o la DAA. Il punto di partenza è dunque la realizzazione di un questionario rivolto alla popolazione coinvolta. Per ovvi motivi di costi, viene svolta un'indagine campionaria, cioè su campione selezionato secondo adeguati metodi statistici; la situazione che si vuole correggere, o il bene ambientale che si vuole preservare, vengono descritti agli intervistati e poi si chiede, seguendo varie modalità alternative, la DAP o la DAA dopo aver specificato un "veicolo" concreto di pagamento (per esempio, un aumento della tariffa dell'acqua o una nuova imposta comunale).

Parte del successo del metodo della valutazione contingente proviene dal pronunciamento in favore della sua utilizzazione da parte di una commissione nominata dall'amministrazione statunitense nella causa contro la ExxonMobil per il disastro ambientale causato dall'incidente occorso alla petroliera Exxon-Valdez in Alaska nel 1989. Un altro esempio reale riguarda Barcellona, quando, prima dei Giochi Olimpici del 1992, si evidenziò la necessità di costruire un'autostrada periferica per facilitare il crescente traffico di automobili. Le possibili alternative erano quella di far correre queste autostrade in superficie in zone urbane molto popolate (relativamente poco costoso, ma rumoroso e fastidioso) oppure quella di costruirla, attraverso nuove gallerie, sottoterra (molto caro, in termini crematistici). Il Comune, senza condurre alcuno preliminare studio di analisi costi-benefici, pianificò alcune zone sotterranee (nei quartieri ricchi, come Padralses) e altre a cielo aperto (come nel caso di Nou Barris, un quartiere operaio). Furono le proteste popolari che indussero l'amministrazione a modificare il progetto iniziale e costruire gallerie in tratti non previsti. Parallelamente, però, esisteva uno studio di valutazione contingente secondo il quale la disponibilità a pagare degli abitanti di Nou Barris affinché il passaggio fosse sotterraneo (e il progetto includesse una serie di miglioramenti per il quartiere) era di 44.000 pesetas (circa 265 €) a persona, per un valore totale di 3.650 milioni di pesetas (considerata una popolazione di 83.000 persone), valore superiore al costo aggiuntivo di 3.000 milioni che richiese la modifica del progetto.

La valutazione contingente presenta una serie di problemi, spesso noti come "distorsioni", (*bias*):

1. Vi sono innanzitutto distorsioni legate alla struttura dell'intervista.

La distorsione informativa riguarda il fatto che le risposte dipendono da che cosa e come si presenta il caso agli intervistati e dal modo con cui viene presentata (per esempio, se si presentano dati concreti sulle malattie attribuibili ad un problema ambientale).

La distorsione del punto di partenza è relativa alle forti differenze dei valori rilevati che derivano dal diverso modo con cui si chiede la disponibilità monetaria. Talvolta si chiede se l'individuo pagherebbe un certo valore, in altri casi si usa una sorta di meccanismo di asta: si inizia con un certo valore (pagherebbe più di un certo ammontare di euro?) che, se la risposta è positiva, viene progressivamente aumentato; lo stesso meccanismo può essere utilizzato al ribasso, partendo da un valore elevato che viene via via ridotto; in altri casi si chiede un valore senza dare punti di riferimento, o ancora si fa scegliere nell'ambito di intervalli monetari assegnati.

Le risposte sono molto sensibili anche al *mezzo di pagamento* scelto.

2. Una distorsione importante (almeno in linea di principio dato che nella pratica sembra modesta) è dovuta comportamenti “strategici”: per esempio, se gli intervistati sanno che in realtà non pagheranno, però pensano che la loro risposta influirà sulla decisione, possono manifestare una DAP maggiore di quella reale o, al contrario, se sanno che gli verrà fatta pagare la somma che indicano, possono fingere di mostrare indifferenza per agire come *free rider*³.

3. È poi molto evidente la distorsione relativa alla differenza tra una parte e il tutto (*part-whole bias*) noto anche come errore dell’inclusione (*embedding effect*) che è stato messo in luce da Kahneman e Knetsch a partire dai risultati empirici di uno studio di valutazione contingente⁴. In un’indagine per la valutazione del valore attribuito alla conservazione di un parco naturale, possiamo impostare l’analisi in diversi modi. Innanzitutto si potrebbe domandare direttamente la disposizione a pagare per quel parco (P), ottenendo la risposta P_A. Si potrebbe però usare anche

³ C’è la possibilità di elaborare domande e meccanismi di pagamento che incentivino a dire la verità (come l’imposta di Clarke-Groves. Uno dei problemi è che la sua formulazione è troppo complicata per essere utilizzata nei questionari nella pratica.

⁴ D. Kahneman y J. L. Knetsch, “Valuing public goods: The purchase of moral satisfaction”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 22, n.m. 1 (1992), pp. 57-70. Este artículo, uno de cuyos autores (Kahneman) recibió a los despus el premio Nobel de economía, fue publicado en una revista neoclásica de economía ambiental, aunque era particularmente inusual para esta tradición como revela la significativa actitud de la revista, según explica Clive Spash (C. Spash, “Social Ecological Economics: Understanding the Past to See the Future”, *American Journal of Economics and Sociology*, vol. 70, n.m. 2 (2011), pp. 340-375). Después del proceso de evaluación, el artículo apareció simultáneamente con una crítica encargada por el editor (V. K. Smith, “Arbitrary Values, Good Causes, and Premature Verdicts”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 22, n.m.1 (1992), pp. 71-89) junto a una réplica de los autores (D. Kahneman y J. L. Knetsch, “Contingent Valuation and the Value of Public-Goods: Reply”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.22, n.m.1 (1992), pp. 90-94). Cuando la revista publicó una segunda crítica, el editor (Ron Cummings) rechazó dar a los autores la oportunidad de replicar para defender su trabajo. Spash comenta: “irónicamente, el artículo pronto se convirtió en el más citado de la revista y sigue siendo así desde hace mucho”.

un disegno sperimentale alternativo (B) e chiedere la DAP prima per tutti i parchi della nazione e poi per quel parco specifico, ottenendo le risposte T_B e P_B per le quali varrà ovviamente $T_B > P_B$ in quanto l'individuo è consapevole che il valore del parco in esame è solo una parte del valore di tutti i parchi della nazione. Un terzo disegno sperimentale (C) potrebbe domandare la DAP prima per la natura in generale (N) poi per i tutti parchi naturali della nazione (T) e infine per il parco specifico (P) ottenendo una sequenza decrescente $N_C > T_C > P_C$.

Per via dell'effetto *embedding* l'evidenza empirica mostra che i valori espressi nella prima risposta sono all'incirca gli stessi, ovvero che $P_{1A} = T_{1B} = N_{1C}$. Questo esito sembra suggerire che più esprimere le proprie preferenze concrete per un bene ambientale, gli interpellati rispondano con una generica DAP la conservazione della natura. Quello che interessa di più in questa sede è che la valutazione data per il parco cambia a seconda del disegno sperimentale, avendo in questo caso $P_A > P_B > P_C$. Come sottolineano gli autori dello studio, benché siano molte le possibili interpretazioni e le possibili correzioni, è chiaro che le analisi di valutazione contingente sono estremamente sensibili rispetto al modo concreto con cui sono costruite risultando così caratterizzate da alti gradi di arbitrarietà.

Infine, dobbiamo ricordare anche che le differenze che si riscontrano nella pratica tra DAP e la DAA (che corrispondono rispettivamente alla *variazione equivalente* e alla *variazione compensativa*) sono maggiori di quanto ci si aspetterebbe in teoria; in particolare le differenze molto grandi anche per quei beni che presentano una bassa elasticità rispetto al reddito.

1.2.3 Metodi "oggettivi" di valutazione monetaria

Fondare la valutazione solo sulle preferenze non solo non è una necessità logica, ma comporta anche ignorare il fatto che gli individui non possiedono né informazione perfetta né infinite capacità di elaborarla. Di molti impatti, ad esempio, non abbiamo piena consapevolezza: se i lavoratori e coloro che abitano vicino ad una fabbrica di amianto non sanno che questa minaccia la loro salute, non possono attribuire valore alla contaminazione! Per ovviare a questo problema, esistono metodi di valutazione "oggettivi" con i quali si cerca prima di stimare la relazione oggettiva tra l'impatto e i suoi effetti, e poi di valutare questi ultimi. Tra gli effetti oggettivi vengono incluse, da un lato, le attività economiche colpite e, dall'altro, la qualità della vita e gli effetti sulla salute.

Per quanto riguarda **le attività economiche**, si cercano di stimare i costi indotti dagli impatti ambientali e il punto di riferimento è in genere il prezzo dei beni e servizi colpiti: se la perdita di superficie forestale aumenta la probabilità di inondazioni, si valutano gli effetti in termini di perdite agricole o di infrastrutture; oppure, se il degrado ambientale di un'area diminuisce le entrate turistiche, si calcolano le perdite conseguenti. In una ricerca sugli effetti delle emissioni industriali di fluoro nelle Asturie (in particolare dell'industria di alluminio) si calcolarono perdite per 50 milioni di *peseta* all'anno⁵ dovute al fatto che le emissioni di fluoro inquinano i pascoli provocando nei bovini la malattia nota come fluorosi. Al tempo stesso, si possono stimare anche i benefici prodotti da una certa attività inquinante per comprendere quale sarebbe il costo opportunità della sua cessazione, individuando così quale ammontare minimo di benefici ambientali renderebbe non efficiente l'attività stessa.

Per quanto riguarda gli **effetti sulla qualità della vita** della popolazione, a volte il costo indotto si calcola mediante le spese "difensive" necessarie a ripristinare ipoteticamente la situazione originaria in senso oggettivo e non rispetto al benessere (ad esempio i doppi vetri in una abitazione per riportare il rumore al livello precedente). Due sono le ovvie criticità del metodo: innanzitutto i costi del ripristino non sono in relazione diretta con l'importanza del problema, in secondo luogo, spesso non è possibile ripristinare con delle somme monetarie la situazione iniziale in termini di benessere.

Ancor più problematico è stimare **l'influenza sulla salute umana** (morbilità e mortalità) di molti cambiamenti ambientali. La prima difficoltà consiste nel determinare, mediante studi epidemiologici, le relazioni causa-effetto tra una variabile ambientale e la salute umana che permettano di arrivare ad affermazioni del tipo: un aumento di $x\%$ di tale inquinante provocherà tante morti e tanti casi di malattia in più⁶. Questa difficoltà dipende dalla molteplicità dei fattori che incrementano il rischio di malattie cosicché diviene difficile separare il contributo di un inquinante specifico; inoltre, gli effetti si rendono spesso evidenti nel lungo periodo e non nel breve. Malgrado le difficoltà, studi di questo tipo sono un elemento imprescindibile per qualsiasi politica ambientale.

Tuttavia, i problemi concettuali diventano spesso insormontabili quando si vuole convertire queste informazioni in termini monetari. Come

⁵ Si veda D. Azqueta, *Valoracion Economica de la Calidad Ambiental*, Mc Graw Hill, 1994.

⁶ Si veda la discussione nel libro di Azqueta citato nella nota precedente.

si è soliti valutare la salute e la vita umana? Nel caso della morbilità si approssimano i costi mediante le spese sanitarie che essa genera - cosa che rappresenta una sottovalutazione del costo totale non tenendo conto della sofferenza delle persone. Talvolta si stima il numero di giorni di lavoro persi a causa dell'aumento delle malattie (e a volte, cosa ancora più difficile, si stima la perdita di produttività dovuta allo scarso rendimento quando non si sta bene) valutandoli in relazione al salario percepito; questo significa considerare le persone solo come "macchine produttrici" (tendenza che è confermata dall'uso del termine "capitale umano") e comporta attribuire un valore minore alle malattie che colpiscono i soggetti con salari più bassi. Come considerare poi i ritirati dal lavoro (pensionati)?

Per quanto riguarda la vita umana i due metodi proposti dagli economisti sono il metodo del capitale umano e quello del salario edonico. Il primo dà un valore alla "vita umana" calcolando il **capitale umano** che si perde, misurato come il valore attualizzato dei salari futuri della persona (che si suppone rappresentino la produttività marginale del lavoratore). In base a tale criterio, la vita umana ha un valore economico maggiore o minore a seconda del posto di lavoro e delle prospettive di carriera di ogni lavoratore; inoltre la vita di chi è inabile al lavoro o di chi si è ritirato dalla vita attiva non ha valore economico.

Il metodo dei **salari edonici** è un'applicazione del metodo dei prezzi edonici visto prima. L'idea è di capire quale valore assegni il mercato a un maggior rischio lavorativo. A tal fine si stima una funzione dei salari che dipenderà in generale da una serie di variabili (il sesso, l'età, il livello di istruzione, l'esperienza lavorativa, il grado di sindacalizzazione del settore economico) incluso il rischio lavorativo (misurato da qualche indicatore di incidenti sul lavoro). Un valore significativo e maggiore di zero del coefficiente stimato per il rischio lavorativo indica la misura in cui a un maggiore salario corrisponde un maggior rischio lavorativo. Se risulta, per esempio, che un aumento della probabilità di morire di uno su duemila durante un anno comporta un maggior salario annuale di 1200€, il valore della vita umana implicito (si dice a volte della "vita statistica") è pari a 2 400 000€. Infatti a fronte del maggior salario, morirà (in media) un operaio su duemila, cosicché per ottenere il valore statistico della vita occorre moltiplicare il premio per il rischio che riceve ciascuno per duemila. Occorre notare, tuttavia, che il metodo poggia su alcune ipotesi poco verosimili, tra cui il fatto che si suppone che i lavoratori possiedano informazioni sulle probabilità di rischio di ogni professione e che, a parità di età e di qualificazione, decidano liberamente tra differenti posti di

lavoro, di modo che tutti debbano essere ugualmente desiderabili. In realtà, benché esistano premi per il rischio in alcuni impegni, in generale i soggetti con peggiori possibilità di lavorare (quelli che stanno alla fine della “coda lavorativa”) devono accettare, allo stesso tempo, maggiori rischi sul lavoro e minori salari in quanto mancano loro altre opportunità. Inoltre, accettare un rischio maggiore – che sicuramente non si conosce – cambio di 1200€, non significa che un individuo accetti di morire per 2,4 milioni di euro.⁷

Nella pratica, un punto di riferimento frequente sono gli indennizzi che vengono pagati dalle compagnie di assicurazioni o fissati nei processi. Evidentemente la questione è con quali criteri i giudici o le compagnie di assicurazione stabiliscono tali indennizzi e per quali motivi il valore crematistico della vita umana sia così diverso a seconda del luogo in cui vivono coloro che sono morti o del luogo in cui si giudicano i fatti.

Un caso di valutazione della vita umana che ha suscitato scalpore è contenuto del terzo rapporto (1995) dell'IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) che assegnava un valore della vita umana in un paese povero anche 15 volte inferiore rispetto a quella in un paese ricco. Questa stima suscitò l'indignata reazione dei governi di paesi come Cuba, Brasile, Cina e India⁸.

1.2.4 Il valore economico totale dei “beni” ambientali

Una delle critiche che spesso viene rivolta ai metodi di valutazione indiretti, cioè che analizzano il comportamento, è che possono cogliere al massimo il valore d'uso (o parte di esso) di alcuni beni ambientali. All'interno della discussione sul valore economico dei beni ambientali si è affermata l'idea che detto valore sia – almeno in molti casi – più complesso del semplice *valore d'uso diretto* (ad esempio per ricavare una materia prima) o *indiretto* (ad esempio per scopi ricreativi, o per l'assorbimento della CO₂).

Per sottolineare tale complessità si parla spesso di *valore economico totale*⁹: pur rimanendo l'idea di poter convertire in unità monetarie il valore dei beni ambientali, si riconosce tuttavia che questo è composto da

⁷ Si noti che i due metodi danno luogo a stime assai diverse. In un manuale di economia del lavoro (C.R. Mc Connell e S.L. Brue, 1997, *Contemporary Labor Economics*, 4^a ed., p. 247) si evidenzia come il metodo dei salari edonici dia in genere valori molto maggiori a quelli del metodo del capitale umano, oltre cinque volte superiori.

⁸ Si veda *Down to Earth*, 15 settembre 1995, Delhi, p. 14.

⁹

vari elementi. La terminologia che utilizzano i vari autori per riferirsi a questo concetto non è del tutto omogenea nella letteratura specializzata anche se lo sono i concetti cui si fa riferimento.

Al valore d'uso si aggiunge il c.d. *valore di opzione*, di particolare importanza per quei beni ambientali la cui perdita è irreversibile e posseggono caratteristiche uniche. In questi casi gli individui possono mostrare un interesse per il bene non solo per l'uso che ne fanno ma anche per lasciarsi intatta la possibilità di utilizzarlo nel futuro. Quando il valore di opzione è legato alle nuove conoscenze che si potrebbero acquisire nel futuro, a volte si parla di *valore di quasi-opzione*; si usa, per esempio per indicare l'interesse di evitare l'estinzione di una determinata specie che potrebbe avere un grande valore, oggi sconosciuto, per la ricerca scientifica.

Gli individui, a volte, si preoccupano inoltre dell'uso del bene ambientale che fanno altri nel presente (chiamato **valore altruistico**) o che faranno le generazioni future; in quest'ultimo caso si parla di **valore di eredità (o legato) (bequest value)**.

Un'altra componente importante del valore di un bene deriva dal fatto che gli individui si preoccupano per l'esistenza di un determinato bene ambientale – per esempio, un ecosistema o una specie – indipendentemente dal fatto che si pensi che abbiano alcuna utilità attuale o futura per gli uomini; in questi casi si è soliti parlare di *valore di esistenza*.

Possiamo dunque schematizzare la composizione del valore economico totale come segue (Figura 5.11):

Valore Economico Totale (VET)				
Valori d'uso			Valori di non uso	
diretto	Indiretto	di opzione	di eredità	di esistenza

Figura 5.11

La tassonomia è stata poi completata quando si è riconosciuto il fatto che gli ecosistemi naturali hanno la generica funzione di supporto per la vita, *life-support*, contribuendo, ad esempio, alla regolazione del clima, alla difesa del suolo, ... Il contributo del bene ambientale viene spesso considerato come categoria a sé stante da affiancare al VET, mentre talora viene inclusa nei valori di non uso mediante una ridefinizione dei valori di esistenza.

Per riassumere i metodi indiretti (come quello del costo del viaggio e del prezzo edonistico) possono misurare il valore d'uso attuale dei beni ambientali, quelli che si basano sulle preferenze espresse pretendono (anche se ci sono obiezioni tecniche e di principio al metodo) di misurare il “valore economico totale”, così come lo abbiamo definito e con la limitazione che le generazioni future e i bisogni delle altre specie animali possono essere rappresentate solo attraverso le preferenze degli individui presenti oggi.

Alcune correnti di pensiero – c.d. di “ecologia profonda” – pensano che certi beni naturali – come la conservazione della biodiversità o di certi ecosistemi – abbiano un “valore intrinseco”, indipendentemente dal fatto che gli uomini siano interessati o meno alla loro conservazione. Evidentemente questo ipotetico valore rimane fuori dell'analisi economica in quanto ha valore solo quello che lo ha per i singoli individui. Al tempo stesso, a nostro avviso, non possiamo tralasciare le necessità umane in nome di posizioni che, come nella tradizione conservazionista tipica degli Stati Uniti, si basano sull'idea di preservare “santuari della natura” senza la presenza dell'uomo. Si rischia infatti che la preoccupazione per limitare lo spazio delle attività umane e preservare la vita selvatica conduca alcuni ecologisti dei paesi ricchi a dare consigli sulla conservazione a spese della popolazione povera locale di paesi densamente popolati. Forse è più ragionevole vedere la protezione della natura selvaggia (diminuendo l'appropriazione umana della produzione primaria netta di biomassa) come uno degli obiettivi della gestione ambientale, in una prospettiva né “biocentrica”, né economicista, ma multicriteriale che comprenda sia la riduzione le disuguaglianze tra gli uomini sia il diritto di esistere delle altre specie.

1.2.5 L'analisi costi benefici e il problema del tasso di sconto

Per sommare (algebricamente) benefici e costi, bisogna utilizzare una stessa unità di misura, la moneta ad esempio, ma anche gli ettari, i joule, ecc. Se questo è evidente quando si voglia stimare l'inquinamento “ottimale”, lo è ancora di più quando si usa l'analisi costi-benefici (da ora in avanti abbreviata con ACB) come tecnica per prendere decisioni. L'idea alla base di questa tecnica è molto semplice: quando un soggetto, sia questo un Comune o la Banca Mondiale, si trova a dover prendere una decisione circa un progetto o confrontarne alcuni, può decidere di tradurre in termini monetari i relativi costi e benefici del progetto nel tempo. Esprimendoli in termini di valore corrente (“valore attuale”) può sommarli

al fine di stabilire se il progetto comporti un beneficio netto totale positivo, o scegliere il progetto con il beneficio netto maggiore.

Nonostante la sua semplicità, questa idea solleva problemi teorici e pratici enormi e irrisolvibili solo con una forte dose di arbitrarietà. Alcune delle grandezze di cui abbiamo bisogno derivano dai dati di mercato e, pertanto, sono espresse in unità monetarie; per esempio, il costo per costruire di una diga o la perdita di produzione agricola che questa comporta. Non si deve dimenticare, però, che posto che stiamo parlando di una tecnica che si utilizza con fini normativi (decidere se un progetto è o no socialmente valido o scegliere tra progetti alternativi), non dobbiamo per forza prendere per buoni i prezzi di mercato che dipendono dalla distribuzione del reddito, dal fatto che ci sia maggiore o minore concorrenza, e dal fatto che non includono le “esternalità”.

Ad ogni modo, il punto più problematico è valutare quei beni per i quali non esiste un mercato. È il caso, per esempio, è il caso ad esempio dei “beni ambientali”, come l’aria pulita, la conservazione di un certo paesaggio o la protezione di una specie. Abbiamo visto che esistono tecniche per monetizzare il valore di questi beni, e le grosse limitazioni. Ora volgiamo la nostra attenzione a a due questioni fondamentali. Le decisioni di politica ambientale si caratterizzano per il fatto che sono prese nel presente ma producono effetti (spesso irreversibili) nel futuro, che peraltro sono spesso assai incerti. I due problemi sono strettamente legati, ma in questa sede verranno trattati separatamente.

Ad ogni modo, l’introduzione di questi valori è in contraddizione con la metodologia generale dell’analisi costi-benefici, e si potrebbe affermare che, *nel contesto* di tale metodologia, detti valori, rappresentino una “doppia contabilità”¹⁰. In realtà, l’analisi costi-benefici deve incorporare direttamente i benefici che ottengono gli interessati e una stima dei benefici futuri che si otterranno. Il motivo per considerare, per esempio, le generazioni future non è che quelli che oggi vivono si preoccupano per il benessere di queste, ma il fatto che otterranno benefici e costi dalle azioni del presente.

In altre parole, se si ammette che i benefici futuri dei beni ambientali si possano racchiudere in una somma monetaria perfettamente sostituibile con un’altra equivalente, e se si accetta che lo sconto del futuro non discrimina le generazioni future, allora incorporare il valore di legato è, in principio, ridondante. Si giustifica solo per mitigare il risultato ottenuto

¹⁰

dallo sconto del beneficio monetario futuro, sia perché si pensa che i beni ambientali si debbano conservare a priori al di là del valore monetario che gli diano gli interessati nel futuro (si parla a tal proposito di altruismo “paternalistico”), o perché si ritiene che si “rivaluteranno” e non se ne è tenuto adeguatamente in conto, o perché si dubita del meccanismo dello sconto. Allora ciò che è in discussione è l’analisi costi-benefici stessa.

Il concetto di “sconto del futuro”

Scontare il futuro significa attribuire un valore minore ai costi e benefici futuri rispetto a quelli attuali. Nell’analisi costi-benefici si adotta il criterio dello sconto del futuro, di modo che se chiamiamo B_t e C_t i benefici e costi di un determinato progetto t , il *valore netto attualizzato* sarà:

$$B_0 - C_0 + (B_1 - C_1)/1 + r + (B_2 - C_2)/1 + r + \dots$$

o nel continuo $\int \dots$

dove r è il tasso di sconto.

Quando parliamo di progetti pubblici, il tasso di sconto può venire determinato socialmente e non essere, per forza, uguale a quello di mercato. Anche se di solito si tende ad identificare i due tassi, esiste un ampio dibattito sulle ragioni per cui il tasso di sconto sociale dovrebbe essere diverso da quello di mercato. Ad ogni modo, sulla necessità di applicare un tasso di sconto positivo vi è un accordo quasi unanime tra gli economisti – benché dalla prospettiva dell’economia ecologica sia molto discutibile.

Applicare un tasso di sconto fa sì che benefici e costi perdano importanza più sono lontani nel tempo. Per esempio, un costo pari a 1.000 euro che si produrrà da qui a 10 anni, equivale ad un costo attuale di 614 euro, impiegando un tasso di sconto del 5%; lo stesso costo da qui a 50 anni equivale ad un costo attuale di 87 euro. Il futuro lontano quasi non influisce affatto sulle decisioni presenti. Vediamo anche come la valutazione del futuro sia molto sensibile al tasso di sconto che decidiamo di applicare: i 614 euro dell’esempio precedente diventerebbero solo 386 se, anziché usare un tasso di sconto del 5%, ne applicassimo uno del 10%.

Un più alto tasso di sconto implica una maggiore sottovalutazione del futuro, una maggiore preoccupazione per il breve periodo rispetto al lungo periodo (si veda la tabella IV.1).

TABELLA IV.1

Per capire meglio cosa significhi scontare il futuro, basta osservare come le imprese e gli individui effettivamente si comportano quando effettuano calcoli finanziari. Immaginiamo un'impresa che valuti la convenienza di un investimento che comporta un esborso oggi di 1.000.000 euro ed un reddito sicuro di 1.000.000 tra 20 anni. Qualcuno potrebbe supporre che l'impresa dovrebbe essere indifferente (in assenza di inflazione) tra investire o meno, tuttavia è evidente che l'investimento in questione è sconsigliabile poiché il denaro ha un prezzo (il tasso di interesse). Se l'impresa si indebita per finanziare l'investimento, alla fine dei 20 anni dovrà restituire molto di più della somma presa in prestito, se invece finanzia l'investimento con capitale proprio, questo ha un "costo opportunità", poiché si immobilizzano risorse e si rinuncia a percepire i redditi derivanti da altre possibilità di investimento.

Se il reddito alla fine dei 20 anni fosse pari a 2.000.000, il progetto sarebbe conveniente? Dipende dal prezzo del denaro nei mercati monetari. Se fosse, per esempio, del 5% l'investimento non sarebbe conveniente, e questo può vedersi scontando i redditi:

$2.000.000/(1 + 0,05)^{20} = 753.779$ che è inferiore a 1.000.000 di euro attuali

La giustificazione dello sconto dal punto di vista della redditività finanziaria privata è evidente: il denaro ha un prezzo e non si può considerare una risorsa gratuita. Tuttavia, le argomentazioni a favore dell'utilizzo di un tasso di sconto sociale nelle decisioni pubbliche o nel calcolo dei danni ambientali, sono molto discutibili.

L'importanza del tasso di sconto: l'esempio degli inquinanti cumulativi

Una delle applicazioni dell'analisi costi-benefici è il concetto di "inquinamento ottimo". L'idea è che per decidere quanto inquinamento tollerare è necessario confrontare i costi e benefici derivanti da questo. Rimane il problema della valutazione monetaria e anche la questione degli effetti distributivi. Se ignoriamo ciò, il criterio di efficienza pare chiaro. Se, ad esempio, la società vuole un minore inquinamento acustico, deve sopportare i costi per ridurlo, ogni generazione può decidere il livello di rumore che desidera, tenendo in conto i costi necessari per ridurlo. Nel caso del rumore si tratta di un impatto ambientale reversibile.

Ci sono, tuttavia, altri problemi ambientali che hanno effetti di lungo periodo e sono irreversibili. Ci sono sostanze, come i metalli pesanti o le scorie radioattive, che la natura non ha la capacità di assimilare – o ha una capacità insufficiente, data la quantità delle sostanze – che si accumulano causando danni – o causandoli a partire da un determinato livello di accumulazione – che, in ogni periodo, non dipendono solo dal *flusso* di inquinamento, ma anche dallo *stock* della sostanza accumulata. Pearce introdusse il termine *esternalità dinamiche* per questi casi e concluse: «L'analisi costi-benefici è un meccanismo per trasferire i costi dell'inquinamento alle generazioni future»¹¹.

Gli impatti dei vari tipi di inquinamento si muovono tra due estremi. Uno è il caso, come il rumore, nel quale il danno si ha solo nel periodo in cui si produce l'inquinamento. L'altro caso estremo è quello nel quale il danno ambientale in ogni periodo è funzione dello stock accumulato della sostanza inquinante, indipendentemente dal momento in cui si è prodotto l'inquinamento: questo è il caso delle scorie radioattive. La maggior parte dei casi sono intermedi e gli effetti si prolungano per anni o decenni (come i CFC), anche se con effetti decrescenti.

In termini formali, se definiamo F_i il flusso di inquinamento nel periodo i , e C_i i costi di inquinamento nel periodo i , avremo che:

$$C_i(F_i, F_{i-1}, F_{i-2}, F_{i-3}, \dots, F_1)$$

dove 1 è il periodo in cui si inizia a produrre l'inquinante in questione.

I casi estremi visti sopra possono esprimersi in termini formali, rispettivamente:

$$C_i(F_i) \quad e \quad C_i(S_i)$$

dove $S_i =$ sommatoria, con n che va da 1 a i , F_n

Nel primo caso si può utilizzare l'analisi convenzionale riferita ad un periodo. Qui proponiamo un esempio basato sul secondo caso estremo per mettere in evidenza l'importanza del tasso di sconto¹².

Supponiamo che i danni causati dall'inquinamento che si produce in un periodo i si possano misurare monetariamente ed esprimere secondo la seguente funzione:

$$C_i(S_i) = 10S_i = 10(S_{i-1} + F_i)$$

da cui il costo marginale:

$$C_{\text{marg } i}(S_i) = C_{\text{marg } i}(F_i) = 10$$

Supponiamo anche che i costi per controllare l'inquinamento o benefici derivanti dall'inquinare siano:

$$B_i(F_i) = 280F_i - 3F_i^2/2$$

da cui il beneficio marginale dell'inquinamento è:

$$B_{\text{marg } i}(F_i) = 280 - 3F_i$$

Si osservi che per semplicità abbiamo assunto che il danno derivante dall'inquinamento aumenti allo stesso ritmo di quest'ultimo. Per quanto riguarda i benefici marginali di inquinare, sono rappresentati decrescenti, questo significa che i costi marginali di ridurre l'inquinamento sono più grandi quanto più piccola è l'emissione di inquinante.

Il criterio consueto di ottimalità, applicato non correttamente periodo per periodo, come se il futuro non fosse influenzato dalle decisioni del presente, porterà al seguente risultato:

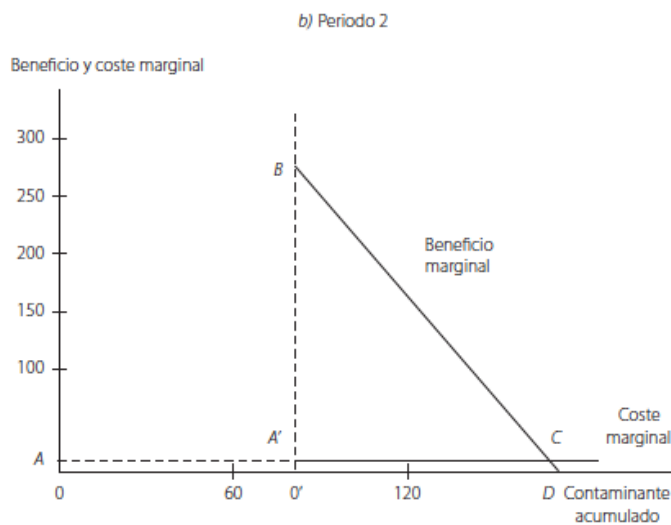
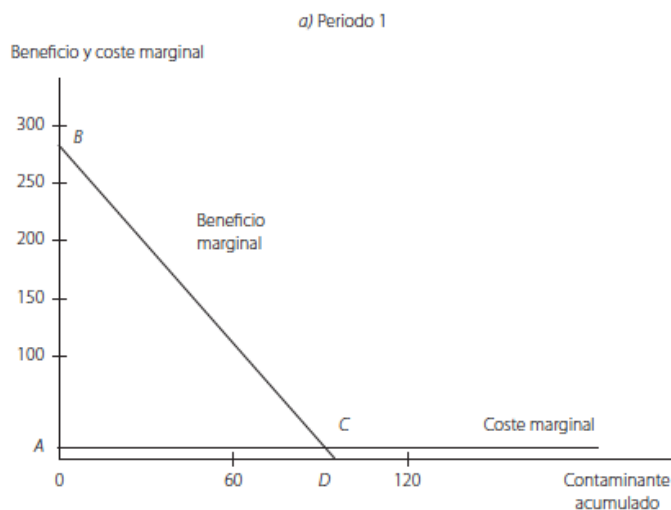
$$280 - 3F_i = 10 \quad \text{da cui} \quad F_i = 90$$

Dalla prospettiva miope di ogni periodo, è conveniente aumentare l'inquinamento di 90 unità¹³. Il problema è che questo inquinamento si accumula e rappresenta un'eredità pericolosa per il futuro.

Il grafico IV.1 rappresenta, per i primi due periodi, l'"inquinamento ottimo" quando si ignora il futuro. Immaginiamo che nel secondo periodo si parta dallo stock di inquinamento prodotto nel periodo precedente e che l'unica cosa che si può decidere è se si vogliono o no sostenere i costi *aggiuntivi* di aumentare l'inquinamento; non è possibile tornare indietro e cambiare le decisioni prese precedentemente (i costi delle decisioni anteriori sono costi "sunk").

GRAFICO IV.1

GRÁFICA IV.1. Efectos del daño ambiental acumulado



Nel primo periodo i costi per l'inquinamento prodotto sono dati dall'area 0ACD, mentre i benefici per inquinare corrispondono all'area 0BCD. Nel secondo periodo si deve distinguere tra i costi dello *stock* di

inquinante (l'area 0ACD) e i costi aggiuntivi di avere aumentato l'inquinamento (l'area 0'A'CD). Col trascorre del tempo, l'area 0ACD sarà sempre più grande e arriverà un momento in cui i benefici ottenuti dall'inquinamento saranno inferiori ai costi dello *stock* di inquinamento.

La tabella IV.2 presenta i risultati dell'esempio quando si decide senza tenere in conto il futuro. Costi e benefici sono sempre espressi dal punto di vista di ciascun periodo. A partire dal periodo 14 i costi *totali* che si sostengono a causa dell'inquinamento non sono compensati dai benefici che ne derivano, a tal punto che la situazione sarà peggiore che se mai si fosse prodotto l'inquinante in questione.

TABELLA IV.2

La conclusione precedente indica che l'analisi costi-benefici comporta una predominanza degli interessi attuali rispetto a quelli futuri. Tuttavia si può obiettare che le cifre dell'esempio non sono il risultato dell'analisi costi-benefici, ma di un uso non corretto della stessa, poiché andrebbero inclusi tutti i costi delle decisioni attuali e non solo quelli del periodo corrente.

Il problema, però, è come valutare i costi futuri rispetto ai benefici presenti. La proposta convenzionale consiste, come abbiamo visto, nell'uso del "tasso di sconto". Applicato all'esempio, i costi futuri attualizzati dell'inquinamento aggiuntivo F_i saranno:

$$10F_i / r \quad \text{dove } r \text{ è il tasso di sconto.}$$

Il valore totale dei costi sarà, quindi:

$$\text{Costi attuali} + \text{Costi futuri} = 10F_i + 10F_i / r = 10F_i(1 + 1/r)$$

Di modo che la nuova uguaglianza marginale sarà:

$$280 - 3F_i = 10(1 + 1/r) \quad \text{da cui} \quad F_i = 90 - 10/3r$$

Il risultato ottimo dipendente dal tasso di sconto sarà:

I costi futuri contano, ma valgono sempre meno più sono lontani nel tempo e quanto maggiore è il tasso di sconto. Un tasso di sconto nullo porterà alla raccomandazione tassativa di non generare alcun inquinante cumulativo. In termini più generali, la raccomandazione è quella di non provocare impatti negativi irreversibili (come, ad esempio, la distruzione di un paesaggio unico o la perdita di biodiversità), una raccomandazione che, certamente, l'analisi costi-benefici tradizionale – che sconta il futuro – e che chiaramente conduce a conclusioni radicali, non appoggerebbe. Nel nostro esempio basta un tasso di sconto del 3% perché la produzione dell'inquinante non si consideri giustificata.

Se il tasso di sconto è sufficientemente grande da far sì che si decida per un flusso positivo di inquinamento, allora a partire da un certo periodo i costi totali dell'inquinamento saranno superiori ai benefici che fornisce. Se il tasso di sconto è del 5% otterremo i risultati della tabella IV.3.

Come giustificare la sottovalutazione dei danni futuri? I paragrafi seguenti riesaminano gli argomenti proposti.

TABELLA IV.3

Argomenti in difesa di un tasso sociale di sconto e critiche

Gli economisti utilizzano vari argomenti per giustificare l'uso del tasso di sconto, una pratica che discrimina le generazioni future. Le tre giustificazioni principali sono le seguenti: le preferenze temporali pure, la crescente ricchezza e la produttività del capitale. Vediamoli uno ad uno.

Il primo argomento, quello della *preferenza temporale pura*, si richiama alle preferenze degli individui. Gli individui preferiscono, si dice, i consumi immediati rispetto a quelli futuri: sono cioè impazienti (*gli individui preferiscono i benefici immediati a quelli futuri*, Pearce p. 213). L'aggregazione delle preferenze all'interno dell'analisi costi-benefici deve

rispecchiare questa preferenza temporale. Questo argomento si presta a due tipi di obiezioni. La prima riguarda l'affermazione circa la razionalità delle preferenze temporali individuali; la seconda, più definitiva, ha a che fare con il passaggio dalle preferenze personali a quelle interpersonali.

Si sostiene che i consumatori preferiscano il presente al futuro utilizzando il seguente ragionamento. Supponiamo che il tasso di interesse al quale possano indebitarsi o collocare i propri risparmi sia del 5%. Quindi, spendere oggi un euro equivale a rinunciare ad una spesa di 1,05 euro nel futuro: è il costo opportunità del consumo attuale in termini di consumo futuro. Se facciamo le tipiche astrazioni e semplificazioni dei modelli microeconomici e supponiamo che non ci siano restrizioni all'indebitamento in acconto di redditi futuri e che il tasso di interesse attivo e passivo sia lo stesso, l'affermazione è incontestabile, anche se è discutibile che le decisioni dei consumatori sul risparmio siano tanto pianificate e sensibili al tasso di interesse come in genere si presume¹⁴. In ogni caso il ragionamento funziona solo per i consumi "marginali" e non ha troppo senso appellarsi ad una legge psicologica secondo la quale gli individui preferiscono sempre il presente al futuro, come risulta chiaro se si passa dal piano astratto ai consumi concreti. Come si comporterà un individuo indifferente tra consumare oggi o nel futuro? Se il tasso di interesse fosse nullo, sarebbe indifferente tra consumare oggi 300 kg di carne o consumarla fra 20 anni o ripartire il consumo lungo l'arco della sua vita?

Le persone presentano diverse attitudini nei confronti del risparmio e, benché il tasso di interesse influenzi le loro decisioni al riguardo, il comportamento prevalente consiste nel tentare di mantenere, o anche aumentare, il livello di consumo. Quando un individuo è poco prudente, è probabile che nel futuro si penta, per cui le sue decisioni rifletteranno una razionalità limitata, incapace di dare il giusto peso al futuro. Inoltre, molte volte si accumula denaro oltre le necessità future di consumo, e non solo per precauzione, ma anche per lasciare un'eredità ai figli – desiderando che i figli vivano meglio dei padri e mostrando, in tal modo, una "preferenza per il futuro" – o anche seguendo un impulso irrazionale ad accumulare denaro.

Possiamo dunque concludere che la ricerca di un consumo sostenibile (quando non crescente) per un soggetto e per i propri figli forse definisce meglio le aspirazioni della maggior parte degli individui, che non

l'affermazione generica secondo cui il presente importa di più che il futuro.

L'obiezione più rilevante è, tuttavia, un'altra. Se un individuo ha una preferenza temporale per il consumo immediato rispetto a quello futuro, questa preferenza influisce sulla sua soddisfazione futura, e benché ognuno sia libero di decidere per quello che riguarda solo se stesso, quando applichiamo un tasso sociale di sconto non è più così. Il problema non è la nostra soddisfazione futura, ma quella degli altri. È diverso dire che oggi sono disposto a pagare solo 8,72 euro per un albero che riceverò tra cinquant'anni (e per il quale sarei disposto a pagare 100 euro per averlo adesso), dal dire che il valore che quest'albero avrà per una persona che viva tra cinquant'anni è solo l'8,72% di quello che adesso ha per me. Però questo è quello che accade con il tasso di sconto. Ammettiamo anche che ci sia unanimità all'interno della generazione presente circa la preferenza temporale; ciononostante, le decisioni che si prendono andranno a soddisfare o ledere le preferenze di una popolazione diversa. Quindi, l'analisi costi-benefici non aggrega le preferenze di tutti coloro che sono interessati da questa decisione. Non c'è modo di difendere questo passaggio dalle preferenze personali a quelle interpersonali. In questo senso, Azar e Sterner propongono un paragone chiarificatore¹⁵: le persone mostrano generalmente maggior interesse per quello che accade vicino a loro, rispetto a quello che avviene molto lontano (si preoccupano di più per un disastro avvenuto a 100 km di distanza, che per un altro simile verificatosi a migliaia di km). Potremmo dire che "scontano in base alla distanza". Se, quando si prendono decisioni circa un problema che riguarda tutta l'umanità, si considera solo l'opinione di una parte della popolazione mondiale, la quale "sconta" quello che avviene lontano, la discriminazione risulta evidente. Lo stesso può succedere tra generazioni diverse, se si accetta che sia eticamente corretto applicare la pratica dello sconto a ciò che accade lontano nel tempo.

Kula, che condivide l'idea della preferenza soggettiva per il presente, ha argomentato che quando si tratta di progetti che riguardino non solo la generazione attuale ma soggetti non ancora nati, si dovrebbe applicare un "tasso di sconto modificato". Vediamo un esempio¹⁶. Immaginiamo una società nella quale vivano solo tre individui che muoiono alla fine di tre periodi di vita e che hanno età diverse, di modo che si abbiano "generazioni sovrapposte". (Ovviamente le cifre sono state scelte per

¹⁵

¹⁶

semplicità, non con pretese di realismo, e hanno come unico obiettivo quello di spiegare il ragionamento). Nel primo periodo convivono i soggetti A, B e C; nel secondo periodo, morto il soggetto A, convivono B, C e D, e così via.

Si tratta di valutare un progetto pubblico il cui costo durante il primo periodo è di 990 unità monetarie e i cui benefici sono pari a 300 in ciascuno dei quattro periodi successivi (supponiamo che costi e benefici si producano sempre alla fine del periodo). Prescindiamo dall'importante questione della distribuzione intragenerazionale, supponendo che costi e benefici si ripartiscano in modo uguale tra tutti quelli che sono vivi nello stesso momento. Applichiamo un tasso di sconto del 10% per ogni periodo.

L'operazione di sconto comune darà come risultato un valore netto attualizzato pari a:

$$-990/1,1 + 300/1,1^2 + \dots + 300/1,1^5 = -35,5$$

Lo sconto "modificato", invece, somma i costi e i benefici attualizzati di ogni individuo trattandoli in modo uguale:

$$\begin{aligned} \text{A: } & -330/1,1 = -300 \\ \text{B: } & -330/1,1 + 100/1,1^2 = -217,4 \\ \text{C: } & -330/1,1 + 100/1,1^2 + 100/1,1^3 = -142,2 \\ \text{D: } & 100/1,1 + 100/1,1^2 + 100/1,1^3 = 248,6 \\ \text{E: } & 100/1,1 + 100/1,1^2 + 100/1,1^3 = 248,6 \\ \text{F: } & 100/1,1^2 + 100/1,1^3 = 173,5 \\ \text{G: } & 100/1,1 = 90,9 \end{aligned}$$

da cui discende che il valore netto attualizzato sarà positivo e pari a 102.

Considerando la speranza di vita media della popolazione, Kula elaborò tabelle di sconto "modificato" per la Gran Bretagna; se utilizz

assimo un tasso annuale di sconto del 5%, per esempio, il fattore di sconto da applicare ai costi e benefici da qui a 50 anni sarà, col metodo convenzionale pari a 0,0872, mentre col metodo modificato pari a 0,2776.

Scontare l'“utilità” futura utilizzando come giustificazione la preferenza temporale è, pertanto, discutibile, soprattutto se le decisioni presenti influenzano le generazioni future. Questa era, di fatto la posizione di Frank Ramsey quando, nel 1928, scriveva: «non scontiamo i frutti che si producono più tardi rispetto a quelli che si producono prima; questa è una pratica eticamente indifendibile e che deriva meramente dalla debolezza dell'immaginazione»¹⁷; o quella di Harrod che nel 1948 osservava che «lo sconto è un'espressione educata per indicare rapacità e la sconfitta della ragione da parte della passione»¹⁸; e anche quella di Solow quando scriveva «nel prendere decisioni per la società non c'è motivo per trattare le generazioni in modo disuguale, e l'orizzonte di tempo è, o dovrebbe essere, molto ampio. Riuniti in un'assemblea solenne, per così dire, dobbiamo agire come se il tasso di preferenza temporale fosse nullo»¹⁹.

Tuttavia, per questi autori esisteva un'altra ragione per scontare costi e benefici futuri: la *crescente ricchezza* dovuta all'investimento presente. Se supponiamo che la ricchezza aumenti col tempo, l'utilità marginale (ovvero la soddisfazione aggiuntiva) dei benefici futuri sarà minore di quella dei benefici immediati. Da qui discende il fatto che si attribuisce un valore inferiore ai benefici futuri, allo stesso modo per cui i benefici per chi già è ricco hanno un valore minore che per i poveri.

Dalla prospettiva dell'economia ecologica, però, viene messo in dubbio il consueto assunto della teoria economia della crescita, in base al quale gli investimenti attuali fanno sì che le generazioni future saranno più ricche. Questo non trova una valida giustificazione. Forse infatti la crescente ricchezza è mal misurata, basandosi sulla distruzione delle risorse e servizi ambientali. Secondo l'economia ecologica la ricchezza media delle generazioni future sarà inferiore a quella delle generazioni attuali, a causa dell'esaurimento delle risorse naturali, i cambiamenti climatici globali e i limiti alla sostituibilità dei materiali; bisogna essere cauti sull'estrapolazione del futuro dal passato: non è detto che la crescita economica che si è registrata nella storia recente – e che comunque non è

17

18

19

stata ininterrotta, né si è verificata in tutte le parti del mondo (anzi, alcune zone si sono impoverite) – continui anche nel futuro.

Il “principio di precauzione”, al quale in seguito faremo riferimento, esige di tenere presente la possibilità che le generazioni future non saranno più ricche, bensì più povere. Inoltre, la cosa importante non è la disponibilità di denaro, ma il benessere. C’è evidentemente qualcosa di paradossale nell’applicare un tasso di sconto. Lo sconto del futuro mina la propria giustificazione, poiché se si scontasse il futuro, bisogna preferire il consumo presente a quello futuro; ma se le risorse e i servizi ambientali si esauriscono, si mette in pericolo il livello di vita futuro, il cui presunto aumento costituisce la giustificazione (per l’utilità marginale decrescente) del tasso di sconto.

Il ragionamento tradizionale è il seguente. Supponiamo che il consumo pro capite aumenti del 3% e che la “felicità” (utilità) marginale diminuisca con un’elasticità pari a 1 (in valore assoluto)²⁰, ovvero se il consumo aumenta dell’1%, l’utilità marginale diminuisce dell’1%; di conseguenza, con le cifre precedenti, un euro di oggi speso in consumi equivale (senza inflazione) approssimativamente a 1,03 euro di domani. Ma se non si crede nella crescita esponenziale, questa giustificazione dello sconto non è più pertinente. Vediamo quali sono le conseguenze, per lo sconto del futuro, se si sostituisce l’ipotesi di crescita esponenziale con l’ipotesi di crescita logistica²¹. In base alla prima ipotesi, l’economia cresce per un tempo indefinito al tasso del 3% annuo, mentre in base alla seconda ipotesi – in linea col Rapporto Bruntland – la crescita iniziale è del 3% e diminuisce in modo logistico fino a che il reddito mondiale raggiunge la formidabile cifra di 10 volte il livello attuale. Le conseguenze per lo sconto del futuro sono visibili, ma non spettacolari: mentre la prima ipotesi porta ad attualizzare i costi e benefici previsti da qui a 100 anni, moltiplicando per un fattore 0,052, la seconda ipotesi porta a moltiplicare per un fattore 0,147; in altre parole, in un caso ai costi e benefici che si produrranno da qui a 100 anni si attribuisce solo il 5% di importanza rispetto a quelli attuali, nell’altro il 15%.

Congiuntamente i due argomenti precedenti danno luogo ad un tasso di sconto pari a :

$$p + eg$$

²⁰

²¹

dove p è il tasso di preferenza temporale pura (per alcuni nullo), e l'elasticità (in valore assoluto) dell'utilità marginale rispetto al livello di consumo, e g è la crescita del consumo pro capite²².

Infine rimane da esaminare l'ultimo argomento a favore del tasso di sconto: il costo sociale di opportunità dei fondi di investimento o *produttività del capitale*, secondo il quale i benefici futuri di un progetto o politica devono confrontarsi con i benefici futuri potenziali che si otterrebbero se le risorse fossero investite al tasso di interesse attuale. Ovvero, i benefici e costi futuri devono essere scontati in base al tasso di interesse. A differenza delle giustificazioni considerate finora, che propongono un tasso sociale di sconto, quella che richiama ai costi sociali di opportunità non deve intendersi come una sottovalutazione dei beni o danni delle generazioni future (sia perché ci importa di meno il loro benessere o perché le consideriamo più ricche). Immaginiamo un qualsiasi progetto: il capitale investito avrebbe potuto essere destinato ad un altro investimento che avrebbe reso il tasso di interesse attuale. Se il rendimento del progetto nell'anno t è minore di quello che otterremo col tasso di interesse attuale, questo progetto non dà il risultato migliore per le generazioni future. Così, per esempio, se il progetto consiste nel piantare alberi, e supponiamo che questi varranno x nell'anno t , mentre il rendimento della stessa somma collocata ad interesse composto è maggiore di x , allora tale investimento in denaro compensa la rinuncia al progetto e la non disponibilità degli alberi nel futuro. Allo stesso modo scontiamo i danni ambientali futuri, per esempio, dell'accumulazione di sostanze tossiche; l'idea è che se un progetto che oggi dà benefici per 1.000 e costi pari a 2.500 fra 20 anni, e il rendimento del capitale è del 5% annuo, allora il progetto è valido perché il beneficio di 1.000 può essere investito al tasso di interesse del 5%, che darà luogo ad un reddito futuro superiore a 2.500, e così potrà compensare i danneggiati.

Tale argomento, in teoria ragionevole e corretto, presenta due problemi. Il primo è che si lavora sul terreno della *compensazione potenziale*. Se i benefici attuali vengono destinati al consumo, i danneggiati del futuro non si vedranno compensati, e neanche lo saranno se l'investimento non si converte in miglioramenti per le persone concrete pregiudicate. Inoltre, utilizzare il tasso di interesse come tasso di sconto per confrontare progetti presuppone che tutti i beni siano commensurabili: ovvero, sia quella che sia la perdita di un qualsiasi bene, i perdenti saranno sempre disposti ad accettare un livello di compensazione, e questo non è

certo in un dato momento, e lo è ancora meno intertemporalmente. L'argomento della compensazione dipende dall'esistenza di beni alternativi che un soggetto possa comprare per sostituire quelli persi. Il denaro in se stesso non serve. Data la perdita di risorse naturali fondamentali, come il terreno agricolo, l'aria pulita, l'acqua pura, un'atmosfera che filtri i raggi dannosi, etc., non si capisce quali saranno i beni sostitutivi. È una sciocchezza dire che ci sarà una somma nominale disponibile per la compensazione, senza dire se realmente ci saranno beni sostitutivi.

Il secondo problema è che i tassi di interesse si considerano come dati, come se le banche fossero istituzioni che producono denaro solo per sé stesse, indipendentemente da quello che accade nell'economia. Sembra che, attraverso il tasso di interesse, possiamo generare denaro per compensare le generazioni future delle loro perdite, ma i tassi di interesse non sono questo, essi misurano il costo di assumere un prestito nell'economia in un dato momento. Ogni investitore che ha un credito si aspetta di conseguire un rendimento maggiore del tasso di interesse. In altre parole, usando il tasso di interesse come misura per lo sconto del futuro, paragoniamo il rendimento del progetto in questione con il possibile rendimento di altri progetti che concorrono per l'investimento di capitale. Ebbene, i rendimenti dell'investimento di capitale in progetti alternativi possono nascere da una reale crescita sostenibile dell'economia oppure dalla distruzione di risorse e servizi ambientali. Noi consumiamo energia e materiali non rinnovabili nel fare investimenti. Quando si considerano gli effetti di diversi progetti sulle generazioni future, la cosa importante non sono i tassi di guadagno ma le ripercussioni ambientali e le conseguenze dirette di questi progetti sul benessere di queste generazioni. Potrebbe essere che abbattere una foresta primaria e vendere il legname dia un maggior guadagno per unità di investimento che impiegare lo stesso capitale nel piantare alberi in una foresta secondaria, o nell'inventariare la biodiversità della foresta primaria. Così, nel mercato potrebbe risultare razionale chiedere un credito ad un certo tasso di interesse per il primo progetto, e non chiederlo per il secondo o terzo. Tuttavia, rispetto alla sostenibilità dell'economia per le generazioni future, il secondo o terzo progetto sarebbero sicuramente preferibili. I tassi di interesse non misurano in modo adeguato la "produttività reale" degli investimenti: se in un'economia agricola tradizionale si limita il consumo per aumentare il grano seminato, aumenterà la produzione futura; ma quando l'investimento consiste, come è spesso il caso, non in un incremento genuino della capacità produttiva ma in un misto di produzione e

distruzione, allora la giustificazione dello sconto basata sulla produttività del capitale è dubbiosa, poiché gli investimenti si realizzano solo se quelli che decidono si aspettano che siano redditizi dal punto di vista monetario.

Una pianificazione razionale del futuro non può basarsi sull'applicazione di tassi di sconto che governino tutte le attività, progetti e risorse. Mancano paragoni più concreti. Nella pratica, ad esempio, si usa applicare un tasso di sconto particolarmente basso per i progetti forestali. Questi aggiustamenti *ad hoc* non sono irrazionali. La migliore alternativa, dal punto di vista ambientale, non consiste neppure in una diminuzione generalizzata dei tassi di interesse di mercato. Tale diminuzione non necessariamente ridurrebbe i problemi ambientali: dal punto di vista macroeconomico e a breve periodo, un tasso di interesse più basso stimolerebbe l'attività economica e con questa la domanda di risorse naturali e la produzione di rifiuti, di modo che occorrerebbe un secondo filtro esplicitamente ambientale per gli investimenti. Dal punto di vista microeconomico, l'analisi costi-benefici con bassi tassi di sconto darà più importanza agli effetti di lungo periodo, ma lo farà anche rispetto ai risultati da qui ad un anno in confronto ai costi attuali di investimento, per cui a volte potrebbe verificarsi che passino il *test* di redditività progetti con impatti ambientali futuri negativi che non sarebbero passati con tassi di sconto più alti

1.3 Valutazione, decisioni e conflitti. (PNS, rischio, incertezza, debito ecologico, approccio tradiz...)

1.3.1 Introduzione

Come suggerito anche dal “teorema di impossibilità di Arrow”, di cui si è discusso all'inizio del capitolo (nei primi capitoli), è estremamente problematico aggregare le preferenze individuali in preferenze collettive, e dunque effettuare una valutazione sociale.

Con i metodi monetari visti fin qui si stima il valore di beni che non sono commerciati riconducendoli a scelte di mercato degli individui, scelte o connesse all'oggetto della valutazione o che emergono da esperimenti mentali e/o da simulazioni di un mercato. Questo approccio presenta due ordini di problemi: da un lato la dipendenza della stima dalla distribuzione del reddito e della ricchezza, dall'altro una visione troppo ristretta dell'agire umano. Il ruolo della distribuzione è evidente quando si pensa che la DAP o DAA, stimata o rilevata, dipendono dal reddito degli

individui e dunque si modificano al mutare della distribuzione del reddito: corrisponde alla nostra idea di democrazia fondare le politiche pubbliche su valutazioni fondate sulla distribuzione del reddito, ovvero su valutazioni in cui le preferenze e i giudizi di chi è più ricco hanno peso maggiore?

Come scrisse Peter Victor:

se per ridurre l'inquinamento dobbiamo scegliere tra due politiche di uguale costo, una che produrrà benefici sui ricchi e l'altra sui poveri, questa prospettiva favorirà sempre i ricchi la cui disposizione a pagare sarà probabilmente maggiore di quella dei poveri. Molte persone, noi compresi, non sono d'accordo con una valutazione tecnica che distorce una politica in una direzione particolare. I sostenitori di una maggiore uguaglianza nella distribuzione del reddito vedono proprio nella disponibilità di beni pubblici un modo per raggiungerla, dato che altre vie più dirette di ridistribuire il reddito e la ricchezza vanno incontro ad ostacoli insormontabili.

Altri economisti considerano poco rilevanti questi aspetti. Un esempio riguarda l'inquinamento nei paesi meno ricchi che può essere interpretato dalla teoria economica come subottimale. Questa è sembrata essere la tesi di Lawrence Summers (al tempo economista della Banca Mondiale) e di un suo collaboratore, contenuta in un discusso memorandum privato inviato ad alcuni colleghi e che filtrò al pubblico nel 1998. Indipendentemente da quale fosse il senso del memorandum (secondo Summers era una risposta sarcastica ad un documento di un'altra divisione della World Bank), tre sono gli argomenti che fondavano la tesi di Summers. Il primo è che un effetto economico delle malattie dovute all'inquinamento ed è misurabile dalla perdita di reddito da parte dei lavoratori pertanto è basso nei paesi nei quali il salario è basso; il secondo è che i danni dell'inquinamento aumentano più che proporzionalmente rispetto al suo aumentare, ovvero sono piccoli quando un paese è poco inquinato, il terzo è che la domanda di un ambiente pulito aumenta più che proporzionalmente rispetto al reddito, ed è dunque scarsa nei paesi poveri.

IL RAPPORTO DELL'IPCC
E IL VALORE DELLA VITA UMANA

Provocò scandalo il fatto che in un volume dell'*International Panel of Climate Change* si stimò che il valore della vita umana "statistica" di un abitante di un paese povero è di dieci volte inferiore a quello di uno statunitense. Tuttavia, basta rivolgersi ad una compagnia di assicurazione per rendersi conto che tale stima è ragionevole. Se le decisioni sull'aumento dell'effetto serra devono venir prese basandosi su un'analisi costi-benefici, non c'è altra soluzione che considerare come valore rilevante della vita umana, il suo valore monetizzato. La vera questione riguarda dunque non tale stima bensì l'opportunità di fondare la decisione politica sull'analisi costi benefici piuttosto che su approcci più ampi che valuti la vita umana anche mediante altri criteri.

Il volume in questione, peraltro, considera l'analisi multicriteriale come un caso particolare dell'analisi costi-benefici, da usare solo quando risulta impossibile attribuire valori monetari. Come vedremo, è vero il contrario: è l'analisi costi benefici ad essere un caso particolare di analisi a criteri multipli ed è quest'ultima che dovrebbe essere usata normalmente.

L'INCOMMENSURABILITA' DEI VALORI: GLI U'WA

"Grazie, signori ministri per essere venuti nel nostro territorio. Quest'incontro non ha la finalità di discutere né di negoziare. Abbiamo chiesto che l'alto governo venisse fino a qui per conoscere la nostra legge. Perché la apprendesse dalla bocca di tutto il popolo u'wa, tutto il popolo intero... Questa è la parola della maggioranza, degli *werjayas*. Non diciamo cose nuove, perché il mondo continua ad essere il mondo, e per questo la legge continua ad essere la stessa.

Abbiamo voluto che venissero perché abbiamo visto che il governo non ha capito, perché antepone i propri interessi ai nostri principi e non si rende conto che la Madre Terra è viva. Non capisce che noi viviamo secondo la legge dei nostri antenati; ci guarda come dei selvaggi arretrati che si oppongono allo sviluppo. Noi insistiamo: con le cose sacre non si commercia; il petrolio è parte di qualcosa di molto sacro che noi u'was chiamiamo *Ruiria*, i fluidi della Terra. *Ruiria* è il sangue della Madre Terra; grazie a questo si mantiene la vita degli animali, uomini, piante e spirito.

Se si estrae *Ruiria* dal mondo, lo si contamina; ma se si estrae *Ruiria* dal cuore del mondo, questo non potrà andare avanti; gli *werjayas* non potranno conservare la vita né l'ordine, e così la vita non ha senso. Noi u'wa saremo raccolti dal padre eterno, da Sira. Se si sfrutta ciò che è sacro

si distruggono le basi del pensiero tradizionale, si perde il rispetto per i fratelli, per i padri e per gli antenati.

L'unica cosa che mantiene in equilibrio il popolo u'wa e il nostro territorio sono il pensiero e le pratiche tradizionali; se questo viene ferito, gli wrjayas non canteranno, né pregheranno. Né il popolo u'wa farà le danze e i riti tradizionali. Se si sfrutta Ruiria, le ragioni per le quali esiste il popolo u'wa finiranno, così moriranno tutti gli u'wa...Però se questo accade, morirà anche il mondo, perché niente manterrà più l'equilibrio. Ma non è solo la legge della Madre Terra quella che ci obbliga a difenderla. Anche la vostra legge. Qualcuno dice che gli interessi della nazione sono più importanti del popolo u'wa. Tuttavia, quello che affermiamo noi, e lo sostiene anche la Costituzione, è che gli interessi della nazione non si limitano solo allo sfruttamento del petrolio: costituiscono interesse della nazione anche la ricchezza culturale, il valore ecologico del territorio; e se un progetto petrolifero minaccia la diversità etnica e l'identità culturale di un popolo, allora questo progetto non si deve realizzare nel suo territorio.

Questo significa che il territorio u'wa deve restare fuori del cosiddetto Bloque Samore. Noi siamo armati solo della parola e della ragione che ci donò Sira. Per gli u'wa la violenza fisica e l'uso delle armi fanno parte della cultura dei bianchi. Non siamo d'accordo con queste politiche, e manteniamo una posizione autonoma sia nei confronti della guerriglia sia dell'esercito.

Se non si interrompe lo sfruttamento petrolifero nel nostro territorio, si distruggerà l'ambiente, si darà la morte fisica e spirituale al popolo, a si distruggerà la cultura, si arriverà alla nostra sparizione forzata. Si causerà un etnocidio. Si romperà l'armonia e l'equilibrio di queste montagne, dove viviamo noi u'wa e anche voi. Noi u'wa non siamo bambini, abbiamo una parola sola: preferiamo una morte dignitosa e unire i nostri spiriti al padre, piuttosto che morire per mano di chi ci sfrutta.”

Con queste parole Roberto Afanador Cobaría, presidente del Cabildo Mayor U'wa, nel luglio 1997 in Colombia ...

ROBERTO AFANADOR COBARIA
Presidente del Cabildo Mayor U'wa
Colombia, luglio 1997

Il secondo problema con la valutazione monetaria è che essa si basa sulla riduzione degli individui a meri agenti economici, dimenticando che

essi giocano anche altri ruoli, come osserva ad esempio Sagoff²³, mostrano preferenze diverse a seconda del contesto istituzionale. Ciò si riflette anche nell'ambito della valutazione contingente che si confronta con il problema delle c.d. risposte di protesta - ovvero con il fatto che molti di coloro che vengono intervistati circa la loro disponibilità a pagare si rifiutano di rispondere o indicano prezzi altissimi - e quello della differenza empirica molto elevata tra DAP e DAA, ben maggiore di quella che sarebbe giustificabile su un piano teorico.

In conclusione, una cosa è il potere d'acquisto, un'altra il potere di voto o quello dell'azione diretta. Come ha documentato Ramachandra Guha²⁴, in Karnataka, nel sud dell'India, negli anni '80 ci fu una forte lotta contro le piantagioni di eucalipto dell'impresa Birlas, posizionate su terre comuni grazie ad una concessione statale, il cui scopo era rifornire di materia prima una fabbrica di rayon della stessa impresa. Le famiglie contadine danneggiate persero l'accesso ai pascoli per il proprio bestiame e alle loro fonti di approvvigionamento per la legna. Se si fosse domandato loro la disponibilità a pagare o ad accettare una compensazione monetaria per questi beni ambientali, probabilmente non avrebbero voluto rispondere o comunque avrebbero dato, essendo poveri, valori monetari piccoli. Non si realizzò un esperimento di valutazione contingente né un'analisi costi-benefici che paragonasse i valori attualizzati delle entrate monetarie della Birlas e dei costi per i contadini. Contadini e contadine, per azione diretta più che per voto, agendo come cittadini e non come consumatori in un mercato reale o fittizio, organizzarono un *satyagraha*, estirpando gli eucalipti appena piantati e sostituendoli con altri alberi a loro più utili finché l'impresa Birlas non desistette dal suo progetto.

1.3.2 Rischio e incertezza

Nella realtà molti degli effetti di un progetto (o di un bene ambientale), e dunque dei suoi costi e benefici, sono incerti e spesso persino sconosciuti. La questione dell'incertezza è cruciale in campo ambientale e pone delle ulteriori difficoltà ai metodi di valutazione monetaria. Per comprenderne i motivi immaginiamo di aver condotto un'analisi costi-benefici per due progetti alternativi che abbia dato i seguenti risultati (v. anche la successiva tabella):

²³ M. Sagoff, 1988, *The Economy of the Earth*, Cambridge University Press.

²⁴

Progetto A: produrrà un beneficio netto attualizzato pari a 3 500 unità monetarie con una probabilità del 50% e pari a zero con la stessa probabilità.

Progetto B: produrrà un beneficio netto attualizzato pari a 10.000 unità monetarie con una probabilità del 70% e pari -17 500 con probabilità pari a 30%.

	Stato del mondo	
	Favorevole (p_i)	Sfavorevole ($1-p_i$)
Progetto A	+ 3 500 (50%)	0 (50%)
Progetto B	+ 10 000 (70%)	- 17 500 (30%)

In questo esempio vi è un basso grado di ignoranza in quanto sono noti (a) tutti i possibili esiti, (b) le loro probabilità di realizzazione e (c) i guadagni (o le perdite) ad essi associati; situazioni del genere sono indicate nella teoria delle decisioni con il termine di ‘rischio’. La scelta dipenderà dall’attitudine individuale verso il rischio e non vi è una scelta ottimale definita in modo univoco. Rispetto al nostro esempio, la teoria convenzionale delle decisioni in situazioni di rischio definirà un soggetto che preferisca il progetto A come più ‘avverso al rischio’, rispetto a chi scelga il progetto B. I motivi di ciò sono evidenti se si considera che i due progetti hanno lo stesso valore atteso (pari a 1750)²⁵,

Peraltro occorre ricordare che i valori del beneficio netto attualizzato sono fortemente dipendenti dal tasso di sconto attualizzato: variazioni di quest’ultimo potrebbero influenzare in modo molto diverso i benefici netti nelle varie ipotesi.

Dunque, anche quando ci troviamo in una situazione molto favorevole da un punto di vista cognitivo, uno stato di semplice ‘rischio’, l’analisi costi benefici non risolve la questione dell’ignoranza del futuro.

Nella realtà, quando ci riferiamo alle problematiche ambientali, le situazioni in cui si conoscono le possibili conseguenze e le relative probabilità di accadimento sono quasi inesistenti. Quando si tira un dado si sa che la probabilità di ogni risultato è 1/6. Diverso è quando si gioca in borsa, alle corse dei cavalli o al totocalcio sulla base di “probabilità soggettive”, e, a sua volta, è diversa la situazione di chi deve decidere se assumersi o no il “rischio” di introdurre una nuova sostanza chimica i cui

²⁵ $EV(A)=0.5 \times 3\,500 + 0.5 \times 0 = 1\,750$, $EV(B) = 0.7 \times 10\,000 + 0.3 \times (-17\,500) = 1\,750$.

effetti sulla salute sono sconosciuti. Utilizzando le parole dell'economista Knight non parleremo di rischio probabilistico ma di *incertezza*. Quando si tratta della questione ambientale, abbiamo a che fare con situazioni che, generalmente, sono caratterizzate (specialmente quando consideriamo il futuro lontano) dal fatto che, non solo non sappiamo esattamente quale sarà l'impatto di una determinata politica, ma non sappiamo neanche la probabilità del verificarsi dei vari effetti o quali siano questi possibili risultati. Questo corrisponde alla classica distinzione tra *rischio* ed *incertezza*, distinzione molto importante ma trascurata oggi dalla maggior parte degli economisti neoclassici, per i quali l'unico fattore rilevante sono le aspettative soggettive (tipo puntata ai cavalli) che, per ipotesi, sempre si tradurranno in una distribuzione di probabilità di un insieme di possibili "stati del mondo".

Quando affrontiamo situazioni che non hanno precedenti storici, incontreremo sempre situazioni di incertezza, e questa diminuirà o scomparirà solo con l'esperienza. Molti mutamenti ambientali possono ritenersi degli esperimenti unici. Pensiamo all'effetto dei CFC sullo strato d'ozono o alle conseguenze dell'uso del DDT, che iniziarono a percepirsi solo molti anni dopo il loro impiego. O pensiamo alla polemica sugli effetti futuri, e sui relativi costi, dell'aumento della concentrazione di CO₂ nell'atmosfera; o della produzione di rifiuti nucleari come il plutonio, con una vita media di decine di migliaia di anni; o ai rischi delle nuove biotecnologie. Gli esempi sono tantissimi. Fra i fattori di incertezza sul futuro poniamo anche la nostra ignoranza su quali saranno le preferenze delle prossime generazioni (o anche della nostra nel futuro). Inoltre, quando i sistemi sono *complessi*, a volte l'analisi rivela che le incertezze sono maggiori di quello che sembrava. Il famoso libro di Ulrich Beck, *La Società del Rischio*, dovrebbe chiamarsi, quindi, "la società dell'incertezza", dato il suo contenuto, cosa che faciliterebbe l'integrazione dell'attuale sociologia ambientale con l'economia ecologica.

L'economia ecologica ha fissato il *principio di precauzione* come guida per le decisioni di fronte all'incertezza. Sia la strategia del *minimax*, che quella del *pentimento minimo* possono considerarsi come concretizzazioni di questo principio: porsi nella peggiore delle ipotesi per evitare rischi elevati. È importante evidenziare che il principio precauzionale non implica un atteggiamento pessimistico, ma solo credere nella possibilità della peggiore delle ipotesi. Un soggetto potrebbe ritenere molto poco probabile il risultato *disastroso*, e tuttavia agire in modo da

evitarlo ad ogni costo. Il principio contrario consiste nello scegliere l'alternativa che dà il risultato migliore: nel nostro esempio questa attitudine porterà a non fare niente finché non si dimostri la peggiore delle possibilità. La combinazione di un atteggiamento ottimista, che quasi nega la possibilità delle ipotesi pessimiste, unito ad una inclinazione etica del tipo "dopo di noi il diluvio", portano ad un comportamento opposto al "principio di precauzione".

Il "principio di precauzione" rappresenta una buona guida per agire, anche se non risolve tutti i problemi. È ovvio che si deve sempre accettare un certo livello di rischio, pur piccolo che sia, perché il non farlo porterebbe all'inattività. Il tipo di rischi che si intendono accettare è argomento del dibattito sociale nel quale scienziati e tecnici devono fornire il proprio contributo, però non solo loro che devono dire l'ultima parola.

Funtowicz e Ravets sottolineano la grande incertezza (e l'urgenza e rilevanza) che caratterizza le decisioni ambientali; per questo motivo esistono "comunità estese di valutatori" (per esempio, gruppi ecologisti) che intervengono in tali decisioni (si veda il riquadro)²⁶. Questo non significa che siano gli scienziati a decidere su questioni che riguardano tutti i cittadini.

IL PRINCIPIO DI PRECAUZIONE La formulazione del principio di precauzione risale agli anni '70 e trova prima applicazione nel 1974 in Germania con l'approvazione di una legge riguardante l'inquinamento atmosferico (COMEST 2005).

Divenne successivamente un principio cardine della politica ambientale dell'Unione Europea e venne richiamato anche nel Principio 15 della Dichiarazione di Rio (1992) secondo cui:

"Al fine di proteggere l'ambiente, gli Stati applicheranno largamente, secondo le loro capacità, il Principio di precauzione. In caso di rischio di danno grave o irreversibile, l'assenza di certezza scientifica assoluta non deve servire da pretesto per differire l'adozione di misure adeguate ed effettive, anche in rapporto ai costi, dirette a prevenire il degrado ambientale."

Al giorno d'oggi trova applicazione in numerosi settori come sicurezza alimentare, OGM, telecomunicazioni, nanotecnologie, cambiamento climatico e temi generali di sicurezza e protezione (Stirling 2009). Esso assume valenza nei processi decisionali in cui vi è una mancanza di certezze scientifiche e vi è la probabilità di produrre un danno irreversibile, perciò spesso tende a favorire la

protezione dell'ambiente invece di interessi strategico-istituzionali (Stirling 2009).

Nonostante il suo riconosciuto valore a livello internazionale, notevoli sono le critiche a cui viene sottoposto.

La precauzione viene considerata spesso "anti-tecnologica", essa però non implica necessariamente un divieto al progresso. Al contrario mostra come l'evoluzione tecnica, al pari di quella biologica, non procede per un sentiero a senso unico bensì attraverso molteplici possibilità che si ramificano verso il futuro (Stirling 2013).

Il principio viene inoltre criticato per lo scarso fondamento scientifico, in opposizione alla tradizionale valutazione del rischio.

Tale convinzione non tiene però conto delle debolezze di quest'ultima. Essa infatti offre metodi validi solo sotto condizioni stringenti di rischio (in cui i due parametri, risultati e probabilità ad essi associate, vengono combinati nei possibili scenari risultanti) e che quindi non possono essere applicati in condizioni di incertezza, ambiguità e ignoranza (dove per incertezza si intende impossibilità di assegnare le probabilità, per ambiguità l'indeterminatezza dei risultati stessi, per ignoranza l'impossibilità di avere informazioni chiare su probabilità e possibili scenari futuri).

I detti punti critici sono proprio quelli in cui il principio precauzionale dovrebbe essere innestato, a livello di processo decisionale e policy making, in complementarità e sinergia con il classico risk assessment piuttosto che in netta contrapposizione ad esso (Stirling 2007).

La precauzione infatti, andando oltre la sola constatazione del concetto di rischio, analizza anche le situazioni di incertezza senza aggregarle in una mera grandezza quantificabile. E' infatti impensabile ridurre a valori commensurabili delle condizioni caratterizzate da evidenze incomplete, complessità, valori non aggregabili, mancanza di conoscenze adeguate e di certezze scientifiche (Stirling 2013).

L'intento della precauzione dunque è quello di ampliare le possibili alternative di scelta nei processi decisionali laddove la valutazione del rischio non risulta completamente adeguata.

I casi come quelli di amianto, pesticidi, buco dell'ozono e pesca intensiva sono solo alcuni dei tanti in cui la mancata applicazione del principio di precauzione e l'infondata convinzione che non ci fossero alternative possibili si sono rivelate dannose ex-post per l'ambiente (Stirling 2013).

Le evidenze empiriche e la validità metodologica del principio di precauzione portano a supporre dunque che lo scetticismo e le opposizioni che ancora oggi incontra a livello politico-istituzionale dissimolino la manipolazione dei processi legislativi e deliberativi ad opera di gruppi di interesse economico (Stirling 2013).

LE STRATEGIE PER RISOLVERE I PROBLEMI SECONDO FUNTOWICZ E RAVETZ

Questi autori difendono l'idea che i problemi ambientali complessi richiedano un nuovo modo di prendere le decisioni, che hanno chiamato *scienza post-normale*. Secondo gli autori sono due le caratteristiche dei problemi che richiedono un meccanismo decisionale diverso da quello della scienza "normale" o della "consulenza professionale". Si tratta dell'importanza di quello che c'è in gioco e dell'elevata incertezza dei sistemi implicati.

In base alla figura, l'aumento dell'importanza del problema e della relativa incertezza, lo allontanerebbero dalla zona di decisione della "scienza normale", che cerca una soluzione unica al problema, per situarlo prima nella zona della "consulenza professionale", dove si riconosce che si possono avere più soluzioni allo stesso problema e una certa negoziazione col cliente, fino ad arrivare nella zona della "scienza post-normale", nella quale scienziati e professionisti hanno molto da dire, ma nella quale le decisioni richiedono il coinvolgimento di molti altri attori sociali.

FIGURA (da inserire)

TECNOLOGIE E SORPRESE

Molti disastri ecologici sono stati provocati da antiche civiltà. Per esempio, i sistemi di irrigazione hanno causato la salinizzazione del terreno in Mesopotamia. Il disastro ecologico dell'America dopo la conquista, in particolare la decimazione della popolazione umana a causa delle nuove malattie, ma anche l'espansione incontrollata e dannosa di specie come le pecore, si verificò prima dell'industrializzazione e fu ripetuto in seguito in Australia.

Oggi la popolazione umana è maggiore, i consumi di energia e materiali sono cresciuti molto e gli impatti ambientali sono globali (per esempio, l'aumento dell'effetto serra o l'erosione globale di biodiversità a causa delle attività umane). Oltre a questi fattori conosciuti, ci sono anche grandi sorprese, come l'allarme per gli effetti delle nuove tecnologie, visto

che il ritmo del cambio tecnologico è più veloce che mai. Non si tratta però solo degli incidenti nucleari o della paura di fronte a nuove biotecnologie e organismi geneticamente modificati. Si tratta anche, per esempio, della valutazione retrospettiva negativa di una tecnologia tanto di successo ed accettata come l'automobile, la quale è risultata essere un disastro a causa dei suoi effetti all'interno dell'urbanizzazione ed anche per i suoi effetti globali.

Così adesso ci ritroviamo ad apprezzare le virtù di tecnologie che sembrano arretrate, tra le quali l'agricoltura tradizionale che, effettivamente, mostra una maggiore efficienza energetica rispetto all'agricoltura moderna, che consiste nel trasformare petrolio in alimenti. Al contrario, l'agricoltura tradizionale funziona unicamente con l'energia solare. Inoltre, conserva la biodiversità; di fatto l'ha favorita: da lì derivano le centinaia di migliaia di varietà di piante coltivate che ora sono sul punto di sparire.

1.3.3 Comparabilità, commensurabilità e valutazione monetaria

Nell'analisi costi-benefici si deve valutare tutto in una unica unità di misura, per cui ciò che non si valuta in denaro non conta. In base a questa logica monocriteriale, se un progetto minaccia la salute delle persone o degli ecosistemi, è normale pensare che sia meglio una valutazione monetaria, pur criticabile che sia, che ignorare questi effetti. Tuttavia, è il modo stesso di impostare il problema che conduce a quello che si è chiamato la *fallacia di un numero è meglio che nessun numero*²⁷.

Quando si prendono decisioni pubbliche, si fanno paragoni tra elementi che sono valutabili per ragioni diverse e in base a standard di valutazione diversi. La tesi della non comparabilità implicherebbe l'impossibilità di prendere decisioni o di prenderle in modo totalmente arbitrario. Noi non ci opponiamo in assoluto all'idea della comparabilità ma all'idea, molto diversa, della commensurabilità²⁸. Per comparabilità significa semplicemente che un soggetto sceglie razionalmente tra varie opzioni, senza essere sempre capace di dare un ordine unico attenendosi ad un unico termine di confronto che permetta affermazioni del tipo "X vale più di Y". Il fatto che possiamo scegliere tra diverse situazioni e oggetti in modo sensato e razionale non implica che dobbiamo sostenere che una

²⁷

²⁸

situazione è più valida di un'altra. . Possiamo rifiutare un'affermazione come "X vale più di Y" e allo stesso tempo, scegliere X anziché Y. Il rifiuto non nasce da uno scrupolo morale, dal fatto che non vogliamo accettare pubblicamente di preferire, per esempio, di dedicare più risorse all'arte piuttosto che a salvare vite umane aumentando il bilancio della sanità pubblica, ma dalla inutilità del confronto, poiché esiste una *varietà di valori*. Dire che "X vale più di Y" invita alla domanda "rispetto a cosa?" ed esistendo una pluralità di valori, a volte non si sa dove ancorare questo paragone, anche se siamo d'accordo che la scelta debba basarsi su giudizi razionali circa i beni relativi in questione. Non c'è bisogno di appellarsi alla fede né ad alcun procedimento di decisione non razionale, come testa o croce.

"Ogni sciocco confonde il valore col prezzo", diceva Antonio Machado. Marx faceva notare, ne *L'ideologia germanica*, che la presunzione dell'utilitarismo classico che esista un solo valore (il piacere o l'utilità) al quale tutti gli altri sono riconducibili, guadagnava la propria plausibilità apparente dal fatto che indicava un'unica misura monetaria per tutti i beni: «L'apparente stupidaggine di ridurre tutte le relazioni tra le persone ad *una* relazione di utilità, questa astrazione apparentemente metafisica, nasce dal fatto che nella società borghese moderna tutte le relazioni sono subordinate, nella pratica, alla relazione monetario-commerciale astratta».

Si suppone che si debbano avere *misure monetarie* di diverse situazioni, poiché in mancanza non sarebbe possibile un paragone razionale. Questa ipotesi fu sottoposta a critiche all'interno del dibattito sul calcolo dei valori in un'economia socialista negli anni '20 e '30. Oggi si ricorda come lo scontro tra i critici austriaci del socialismo, Von Mises e Hayek, e i difensori di una forma di socialismo di mercato, Lange e Taylor, e si attribuisce la vittoria ora agli uni ora agli altri. Entrambe le parti di quel dibattito condividevano un assunto che stava alla base della difesa del capitalismo che Von Mises aveva presentato inizialmente e che fu criticato da Otto Neurath, filosofo analitico del "Circolo di Vienna".

L'argomento iniziale di Von Mises contro la pianificazione socialista si basava su un assunto circa la commensurabilità. Il punto centrale era che le decisioni economiche razionali richiedevano un'unica unità di misura grazie alla quale si poteva calcolare e comparare il valore di diverse alternative. Così scriveva in un suo libro, *Human Action*:

L'uomo pratico [...] deve sapere se quello che intende ottenere costituirà un miglioramento rispetto alla situazione attuale e ai benefici

che potrebbe conseguire realizzando altri progetti tecnicamente fattibili, che non si potranno sviluppare se il progetto che ha in mente assorbe tutte le risorse disponibili. Tali paragoni possono farsi solo mediante l'uso di prezzi in denaro.

Von Mises si era chiesto già nel 1919 come decidere nei casi in cui ci fossero costi e benefici non inclusi nei prezzi di mercato. Se, per esempio, nel costruire una diga idroelettrica si distrugge un bel paesaggio, allora si potrebbe includere nei costi la diminuzione del traffico turistico. Von Mises anticipò così il *travel cost method*:

La posizione di Von Mises – ovvero, la comparabilità esige prezzi in denaro – è stata respinta da Neurath, per il quale un'economia socialista considererebbe i valori d'uso e non di scambio, sarebbe un' "economia EN ESPECIE" nella quale sarebbe necessario disporre di statistiche sull'uso di energia, materiali, etc., ma non ci sarebbe bisogno di un'unica unità di confronto. Così nel 1919, in un rapporto al Consiglio Operaio di Monaco, scrisse riferendosi alla valutazione di progetti alternativi: «Non ci sono unità che possano essere usate come base per una decisione, né unità di denaro né ore di lavoro. Bisogna giudicare direttamente il desiderabile di ogni posizione». Questa comparazione fa appello a giudizi politici ed etici, inclusa la preoccupazione per le generazioni future. Se si presenta la questione di consumare meno carbone o, al contrario, far lavorare meno gli uomini, allora:

La risposta dipende, per esempio, se riteniamo che la forza idraulica verrà sufficientemente sviluppata o se il calore del sole verrà sfruttato meglio di adesso, etc. Se pensiamo questo, allora spenderemo più carbone e non sforzo umano, se c'è carbone disponibile. Tuttavia, se si teme che, poiché questa generazione usa troppo carbone, ce ne saranno altre nel futuro che patiranno il freddo, allora potremmo utilizzare adesso più energia umana e risparmiare carbone. La scelta di uno dei piani tecnicamente possibili sarà determinata da questioni non tecniche come queste...non vediamo nessuna possibilità di ridurre i piani di produzione ad alcun tipo di unità e confrontare, quindi, i vari piani in termini di questa unità²⁹.

²⁹ O. Neurath, 1925,

Già nel 1919 Neurath affermava, a ragione, che la comparabilità non presuppone la commensurabilità. Il giudizio pratico non tecnico ha necessariamente un ruolo nella scelta delle politiche. L'ipotesi di Von Mises circa la necessità di un unico standard di valore e il tipo di razionalità che tale ipotesi implica, sono ingredienti della teoria economica moderna, inclusa l'economia ambientale neoclassica.

Non crediamo che la valutazione monetaria sia un passaggio preliminare per risolvere i conflitti di valore. Sebbene, certamente, alcuni esercizi di valutazione monetaria aiutino nel prendere decisioni. Utilizzare il metodo della valutazione contingente o un altro di quelli commentati, non implica un'adesione incondizionata al principio dell'economia convenzionale in base al quale il valore delle cose – in mercati reali o fittizi – deve provenire esclusivamente dalle preferenze individuali della generazione attuale, prendendo inoltre come data l'attuale distribuzione del reddito e la ricchezza.

Forse gli economisti si trovano di fronte ad un vuoto quando si mette in discussione l'analisi costi-benefici, perché si domandano: allora, come è possibile decidere in modo razionale? Il fatto è che l'analisi costi-benefici molto raramente costituisce l'elemento centrale delle decisioni pubbliche (anche se molte volte serve per giustificare decisioni precedenti). Come Vatn e Bromley scrivono:

I fatti mostrano che la maggior parte delle scelte intelligenti in relazione all'ambiente sono state prese senza stabilire dei prezzi. Vengono alla mente i primi sforzi per controllare le malattie attraverso il risanamento dell'acqua nelle più importanti città dell'Europa e dell'America. Similmente, i programmi contro l'inquinamento atmosferico in queste stesse città non aspettarono di avere le prove che i cittadini erano disposti a pagare una somma aggregata superiore ai costi attesi imposti a coloro che dovevano modificare il proprio comportamento³⁰.

Che molte volte prevalgano gli interessi politici di breve periodo o le pressioni di gruppi economici è un fatto certo, però l'alternativa non è l'utopistica pretesa di mettere le decisioni nelle mani di esperti indipendenti che prescindano da giudizi di valore, bensì cercare procedimenti democratici ed informati per prendere decisioni in una

cornice multicriteriale (ovvero quando esistono diversi criteri di valutazione).

La nostra previsione è che i problemi teorici associati alla valutazione monetaria siano così tanti che il valore di questi esercizi sarà considerato dagli economisti stessi, ogni volta, sempre più relativo. Paradossalmente, tuttavia, la politica ambientale pratica avrebbe bisogno sempre di più di valutazioni monetarie per applicare le leggi ambientali e in particolare per quello che riguarda la “responsabilità civile” in materia ambientale. Tali valutazioni dovranno essere fatte, come del resto si stabiliscono indennizzi per incidenti sul lavoro e stradali, però è importante non perdere di vista il loro carattere fortemente convenzionale.

Alcuni studiosi non solo entrano nel terreno della valutazione di alcuni attivi ambientali, ma addirittura portano a termine esercizi tanto audaci come cercare di approssimare il valore monetario totale, su scala planetaria, dei servizi dei sistemi ecologici e del capitale naturale. Questo è quello che fanno Costanza e i suoi colleghi in un articolo pubblicato sulla rivista *Nature*³¹. Le cifre utilizzate in questo lavoro (alcune elaborate dagli autori e la maggior parte estrapolate da altri studi) portano ad un risultato compreso tra il 90% del PNL e tre volte detto PNL, con un valore medio di 33 bilioni (10^{12}) di dollari³². Non si può non trasalire quando gli stessi autori osservano che senza tali servizi la vita e l'economia non esisterebbero, e quindi che «in un certo senso il loro valore totale per l'economia è infinito» però, proseguono «può essere istruttivo stimare il valore “aggiuntivo” o “marginale” dei servizi degli ecosistemi».

Ci sfugge in che senso sia istruttivo, dal momento che gli stessi autori presentano la contraddizione di estrapolare le perdite delle variazioni marginali quando scomparissero i servizi degli ecosistemi, nei grafici IV.5a e IV.5b. La figura IV.5° rappresenta le curve di domanda ed offerta di un “bene economico normale”³³. Il PNL misura la somma dei valori $Opbq$ (prezzo per quantità) per il complesso dei beni, mentre ciò che rileva per il benessere è, probabilmente, il surplus che il bene genera (surplus del consumatore più rendita netta, se esiste). La figura IV.5b rappresenta la domanda e l'offerta (rigida) di un servizio ambientale essenziale; ciò che è importante sottolineare è che, al diminuire della quantità q , il “surplus del consumatore” che si perde con ogni unità di servizio è sempre più grande, fino a diventare infinito, perché si tratta di

31

32

33

un servizio essenziale alla vita. Pertanto, la stessa forma che gli autori considerano tipica dei principali servizi ambientali invalida l'idea che gli autori dicono di applicare: calcolare la perdita marginale del passaggio da q a $q - 1$ per moltiplicarlo per il numero di unità q delle quali inizialmente si dispone.

GRAFICO IV.5 (da inserire)

LA MONETIZZAZIONE DELLA NATURA

Ci sono stati tentativi famosi di calcolare il valore monetario dei servizi che la natura fornisce all'economia umana – e, pertanto, di valutare allo stesso tempo la distruzione di questi servizi nel caso in cui questo avvenga (Costanza et al., 1997, *Nature*, vol. 387, p. 253-260).

Di fatto osserviamo che i risultati dipendono dalla scelta arbitraria dei metodi per valutare i vari servizi, la distribuzione dei diritti di proprietà e la pressione alla quale viene sottoposta la natura; tutto questo allontana i *ranking*, le graduatorie realizzate per queste valutazioni monetarie da ciò che otterremmo partendo da un'altra scala di valori, come la valutazione biologica o ecologica. Affinché si comprenda bene questo punto presentiamo le valutazioni monetarie che De Groot attribuisce annualmente (per ettaro) ai servizi naturali nelle Isole Galapagos e nel Mare di Wedden (un grande estuario interno in Olanda). Risulta che questo mare olandese (situato al centro di una regione sovrappopolata e produttrice di rifiuti) “vale” annualmente cinquanta volte di più per ettaro rispetto alle Galapagos. Come osserva Roldan Muradian, se dovessimo scegliere quale delle due zone conservare di fronte ad una minaccia extraterrestre, la logica della valutazione economica ci porterebbe a sacrificare le Galapagos.

Questo esempio è importante non solo perché De Groot è coautore ed ispiratore delle stime di Costanza *et al.*, ma anche perché queste ultime (uguali a quelli del lavoro di De Groot, e che riproponiamo nella tabella) attribuiscono il valore più alto al riciclaggio di nutrienti e di materia organica (la metà circa di 33 bilioni di dollari, che secondo i calcoli Costanza et al. costituisce il valore della natura). Viene invece assegnato uno scarso valore alla biodiversità (piuttosto scioccante nel caso delle

Galapagos), che è dovuto al metodo di valutazione. Inoltre, mentre la materia organica e i nutrienti si contano alternativamente in base al costo di produzione o di riciclaggio, non si applica la stessa metodologia del calcolo al costo di sostituzione, riproduzione o riciclaggio, ai minerali (come hanno segnalato Naredo e Valero, Ayres, Ruth e altri autori nel campo dell'ecologia industriale negli ultimi anni), e neanche alla biodiversità (il cui costo di "riproduzione" o sostituzione risulta assurda da tradurre in termini monetari). Le metodologie di valutazione economica usate sono, quindi, incongruenti.

TABELLA. Sintesi delle valutazioni monetarie ottenute da De Groot (1992) in \$EU per ettaro e anno

1.4 La valutazione a criteri multipli

L'analisi multicriteriale: metodo di decisione o paradigma dell'economia ecologica?

La logica "monocriteriale" dell'analisi costi-benefici consiste nel ridurre tutto in termini monetari mediante metodi "tecnici" i più oggettivi possibile, al fine di decidere in base ad un criterio massimizzante. Ma già a partire dal 1700 il matematico e fisico francese dimostrò le debolezze di tale metodologia all'interno dell'Accademia francese delle scienze. Egli infatti illustrò come il meccanismo di voto "monocriteriale" adottato nei processi deliberativi dell'istituzione scientifica rischiasse spesso di portare alla vittoria del candidato peggiore. Nonostante ciò tale sistema di analisi, il voto pluralistico tradizionale, ancora oggi viene ampiamente utilizzato in elezioni di importanti organi istituzionali quali Senato e Congresso americani. Solo negli ultimi decenni si è prestata attenzione ad un'altra prospettiva, legata alla critica alla commensurabilità e conosciuta come teoria della decisione multicriteriale. Il punto di partenza di questa teoria è che, quando si deve decidere tra varie alternative, la cosa più frequente è massimizzare o minimizzare vari criteri in conflitto tra loro, quindi ciò cui si deve pervenire è un *compromesso* tra questi obiettivi. Tale metodo

permette infatti da un lato di tenere conto contemporaneamente della molteplicità degli aspetti, qualitativi e quantitativi, che possono caratterizzare un problema e dall'altro permette di far emergere i punti di vista dei diversi attori coinvolti. Vediamo un semplice esempio.

Si consideri un'impresa pubblica che può realizzare carta a partire da tre tecniche. Ognuna è caratterizzata da un diverso costo monetario di produzione e da un diverso livello di rifiuti organici che misuriamo in unità di DBO (domanda biologica di ossigeno o quantità di ossigeno necessaria per degradare i rifiuti in un tempo e ad una temperatura determinati), riportati nella tabella seguente:

1 G. Munda, 1995,

2

Caratteristiche delle diverse tecniche disponibili per la produzione di una unità di prodotto

<i>Tecnica</i>	<i>Costo per unità (unità monetarie)</i>	<i>Inquinamento per unità (DBO)</i>
I	1.000	2
II	2.000	1,75
III	3.000	1

Se si trattasse di un'impresa privata, il criterio sarebbe quello di scegliere la tecnica più conveniente, ovvero, la tecnica I. Ebbene, come decidere qual è l'opzione migliore quando si prende in considerazione anche il problema dell'inquinamento?

Una possibile prospettiva potrebbe essere applicare una delle tecniche di valutazione monetaria disponibili, come la valutazione contingente. Benché questo studio fornisca alcune informazioni interessanti, i problemi che presenta sono enormi, come abbiamo visto in precedenza. Il conflitto che ci si presenta è che vogliamo minimizzare il costo di produzione e allo stesso tempo minimizzare le emissioni inquinanti. Avvicinarsi ad uno di questi obiettivi significa allontanarsi dall'altro. Non esiste un'unica

soluzione al problema; dipende dal peso relativo e dall'importanza che si assegna ad ognuno degli obiettivi.

Un'analisi grafica ci può aiutare nella decisione. Nel grafico IV.5 vengono rappresentate le combinazioni di costo monetario ed inquinamento corrispondenti ad ognuna delle tre tecniche. Se aggiungiamo l'ipotesi sulla possibilità di combinare le varie tecniche, allora il segmento che unisce la tecnica I e la III rappresenta le combinazioni fattibili di costi ed inquinamento. Dall'analisi grafica si evince dunque che la tecnica II è inefficiente. Questo è il primo passo da fare: rifiutare le alternative *dominate* da un'altra: ovvero, un'alternativa è migliore in base ad alcuni dei criteri e non è peggiore in base a nessuno. Tuttavia, nel nostro esempio esistono molte possibili combinazioni che non sono da scartare in modo così semplice: tutte quelle del segmento che va da I a III e che matematicamente sono caratterizzate da un costo di produzione x e da un livello di inquinamento y che sono:

$$x = 1.000b + 3.000(1 - b) = 3.000 - 2.000b$$

$$y = 2b + 1(1 - b) = b + 1$$

$$\text{dove } 0 \leq b \leq 1$$

In altre parole, il costo di riduzione dell'inquinamento di una unità equivale a 2.000 unità monetarie. Un modo possibile per impostare la soluzione potrebbe essere: se per ogni unità di riduzione dell'inquinamento siamo disposti a pagare più di 2.000 unità monetarie, la tecnica migliore sarà la III; se siamo disposti a pagare una somma minore, la cosa migliore sarà optare per la tecnica I. Però, certamente, non dobbiamo valutare sempre in modo uguale la diminuzione dell'inquinamento di una unità in più. Per esempio, potremmo ritenere che, data la produzione di carta prevista e le caratteristiche del mezzo ricettore dell'inquinamento, un livello di inquinamento di 1,25 per unità prodotta possa essere assunto con molti pochi costi ambientali. Questo ci porterà a decidere solo tra le alternative che implicano un inquinamento uguale o superiore a 1,25. Oppure, al contrario, potremmo introdurre una restrizione in senso opposto e considerare, per esempio, che in nessun caso l'inquinamento per unità prodotta debba superare il livello 1,5. Per l'economia ecologica la molteplicità di possibili soluzioni non costituisce un difetto del metodo, al contrario: tra economia ed ecologia i conflitti

sono frequenti e nessuna tecnica può sostituirsi al dibattito sociale sull'argomento.

L'esempio precedente considerava solo due criteri rilevanti ed entrambi erano facilmente quantificabili. Molto spesso, però, i criteri rilevanti sono molti ed alcune variabili sono qualitative. Supponiamo, per esempio, che ci siano tre progetti di strada per collegare due popolazioni³⁴ e che a noi interessino tre aspetti: il costo monetario, il tempo medio previsto di spostamento e l'impatto sul paesaggio (ovviamente anche la scelta dei criteri rilevanti suscita polemiche e deve sottostare al dibattito sociale). Il primo passo è organizzare l'informazione e per fare questo si può utilizzare una matrice di ordine $m \times n$ – matrice di valutazione – nella quale si riportino i risultati previsti degli n criteri considerati per le m alternative.

In base alle informazioni disponibili otteniamo il seguente ordinamento, del più o meno preferito, secondo i diversi criteri:

Si pone di nuovo il problema di come aggregare i differenti criteri. Un'alternativa è rappresentata dall'utilizzare la matrice solo come un modo per organizzare l'informazione rilevante per le decisioni e partendo da questa si deciderà "direttamente", applicando – per dirla così – il giudizio pratico. Si noti che, come ha osservato John O'Neil³⁵, richiamarsi al giudizio pratico non significa appellarsi ad una intuizione disinformata. Il giudizio circa il valore di diverse situazioni può essere informato o disinformato, competente o incompetente. Il buon giudizio non nasce dalla

³⁴

³⁵

semplice intuizione, ma si basa sulla capacità di percezione e di comprensione. Per esempio, per confrontare il valore di diversi sistemi ecologici bisogna essere informati ed essere capaci di distinguere i vari tratti che li caratterizzano.

Quando il numero delle alternative e di criteri è molto elevato, si può preparare un algoritmo matematico per *aiutare* a processare le informazioni. Ebbene, esistono tantissimi metodi di aggregazione, per cui impostare un metodo ideale applicabile universalmente ed automaticamente significherebbe cadere nello stesso errore dell'analisi costi-benefici.

Vediamo alcuni possibili metodi. In primo luogo dobbiamo distinguere tra gli ordinali e i cardinali. I primi considereranno unicamente la posizione relativa di ogni alternativa rispetto a ciascun criterio; il vantaggio è che non richiede informazioni quantitative precise, ma il grande limite è che non considera l'intensità delle differenze dei risultati rispetto ai criteri. La situazione normale sarà intermedia: non si possono quantificare con precisione i vari risultati (almeno per alcuni criteri), ma si sa molto di più in confronto ad un semplice ordinamento rispetto ai criteri: per esempio, se la differenza di valore come habitat tra due alternative è molto grande o molto piccola. Inoltre, se applichiamo il metodo della maggioranza semplice di criteri, paragonando le alternative a due a due, a volte arriveremo ad un risultato preciso (in questo caso l'alternativa B), ma possiamo anche imbatterci nel "paradosso di Arrow", che ci impedisce di classificare in maniera coerente le alternative³⁶.

Altri metodi di aggregazione richiedono che tutti i criteri siano quantificati. Questo è già un passo molto problematico, ma potremmo cercare di elaborare indici quantitativi di valutazione rispetto ad ogni criterio. Per evitare che il risultato dipenda dalle unità di misura scelte si possono normalizzare i valori tra 0 e 1. Nelle alternative considerate per ogni criterio uguagliamo ad 1 il valore migliore (quello ideale) e a 0 il peggiore (l'anti-ideale). Nel nostro esempio otterremo un risultato come questo:

36

Una volta quantificati i valori in base ai diversi criteri, niente impedisce di definire degli algoritmi matematici di aiuto alla decisione. Per esempio, si può massimizzare la somma ponderata del valore di ciascun criterio, ovvero:

$$\text{Max } W_1X_1 + W_2X_2 + \dots + W_nX_n$$

dove W_i rappresenta il peso di ogni criterio e X_i il valore. In questo caso, se i tre criteri hanno lo stesso peso risulterà che la migliore decisione è C; tuttavia, se si da un peso di 50% al primo criterio (il costo monetario) e di 25% agli altri due, allora dominerà l'alternativa B.

Si potrebbe argomentare che decidere circa il peso relativo dei criteri è come fissare “prezzi relativi” e che, pertanto, il metodo non è in realtà diverso dall'analisi costi-benefici. Si può, tuttavia, replicare che l'analisi multicriteriale può operare senza ponderare i criteri e in ogni caso i pesi sono espliciti e fanno parte del processo di decisione, per cui risulta evidente che priorità diverse condurranno a risultati diversi. Potremmo anche attribuire ad un criterio “potere di veto” – per esempio, la legge statunitense sulle “specie minacciate” o il carattere “sacro” che un territorio ha per un popolo.

Non si deve dimenticare che quando si parla di decisioni conflittuali queste non si riferiscono solo ai valori ma anche a conflitti tra gli interessi e le prospettive di differenti gruppi di persone. Le tecniche di analisi multicriteriale aiutano ad evidenziare i conflitti, però non indicano chi e come deve decidere. La decisione potrebbe risolversi in un referendum, benché questo metodo non sempre sia il più adeguato, non solo perché – come gli economisti sottolineano – non tiene in conto l'intensità delle preferenze, ma anche perché impone soluzioni che si possono ritenere ingiuste. Per esempio, installare pericolosi impianti di trattamento dei rifiuti lontano dai centri in cui si producono e vicino a località poco abitate (in questo caso un tema chiave è l'ambito geografico del referendum: la località più toccata? Tutto il paese?). Si potrebbe anche cercare di ragionare ed avanzare nella soluzione del conflitto attraverso il dialogo tra un gruppo di individui scelti a caso, che discutano sull'importanza dei diversi criteri e che tentino di arrivare a soluzioni consensuali o

chiaramente maggioritarie; a questo tipo di istituzioni di riferisce Jacobs quando parla di “democrazia deliberativa”³⁷.

BOZZA RISERVATA NON DIFFONDERE

Però, quando introduciamo una misura della perdita di benessere, la complessità aumenta poiché tutte le misure monetarie del surplus del consumatore sono mediate dalla distribuzione del reddito, di modo che l'unica cosa che conta sono le domande solvibili. D'altra parte, se consideriamo le preferenze come un fattore dinamico, gli interrogativi aumentano: se per ridurre un determinato impatto occorre cambiare le abitudini diffuse di spostamento per recarsi al lavoro, promuovendo il trasporto pubblico e disincentivando quello privato, possiamo misurare in denaro il sacrificio che questo comporterà per i cittadini? Non è possibile che il benessere aumenti e ciò che era percepito (forse anche a causa della propaganda dei soggetti economici danneggiati dal cambio) come un sacrificio venga vissuto come un beneficio?

In un esempio successivo ci riferiremo alle funzioni che legano i livelli di emissione o la riduzione delle emissioni con il costo necessario per raggiungere questi livelli. La forma di queste funzioni di costo dipenderà da caso a caso, tuttavia l'ipotesi comune è che se si riducono le emissioni di un inquinante, il costo aumenta più che proporzionalmente: diminuire di poco l'inquinamento non risulta molto caro, ma abbatterlo di molto sì.

Vediamo un esempio: immaginiamo un inquinante le cui emissioni in una determinata area siano pari ad e ed il cui livello iniziale sia pari a 100. Se la riduzione dell'inquinamento è r , allora avremo:

$$r = 100 - e$$

La funzione dei costi totali di abbattimento può essere, ad esempio:

$$C(r) = r^2$$

Oppure, espresso in termini di costi per mantenere un determinato livello di emissioni:

$$F(e) = C(100 - e) = (100 - e)^2$$

Le due funzioni forniscono la stessa informazione, anche se una è riferita alla riduzione dell'inquinamento e l'altra al livello finale di emissioni. In termini di costi marginali, possiamo ottenere due funzioni equivalenti:

$$C_{\text{marg}}(r) = 2r$$

Oppure

$$F_{\text{marg}}(e) = C_{\text{marg}}(100 - e) = -2(100 - e) = -200 + 2e$$

Nel grafico III.6 vengono rappresentate queste funzioni. La quarta rappresenta la funzione marginale in valore assoluto poiché il costo marginale positivo corrisponde ad un livello di inquinamento minore (e non maggiore).

GRAFICO III.6