

CAPITOLO 3

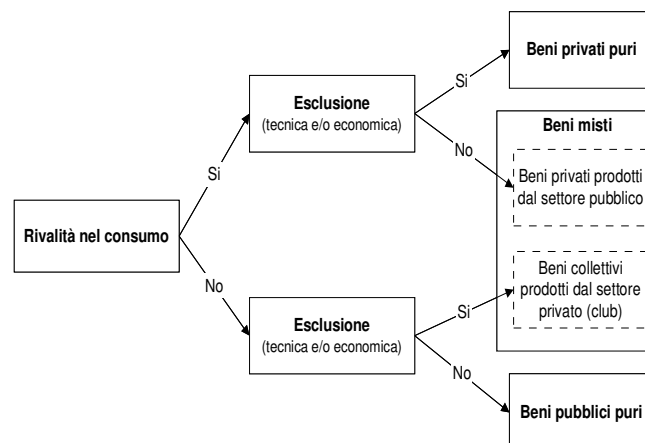
LA VALUTAZIONE DEL CAPITALE NATURALE NELLA PIANIFICAZIONE

1. Pianificazione e stima delle variazioni indotte

Lo scopo delle valutazioni nella pianificazione sostenibile è quello di cercare di prevedere le conseguenze, sul lungo periodo, delle trasformazioni territoriali ipotizzate, in particolare in termini di variazioni del capitale economico e di capitale naturale indotte. Secondo l'approccio economico tradizionale, la fattibilità di un intervento deriva dalla sua convenienza economica, ovvero dalla sua capacità di fornire benefici alla collettività in misura maggiore dei costi finanziari sostenuti per la realizzazione e degli impatti negativi generati dall'intervento stesso sulla società e sul territorio (approccio di tipo costi-benefici): il nodo centrale del processo di valutazione è dunque la stima della variazioni di capitale indotte. Tale stima assume carattere specifico a seconda della natura dei beni da valutare, che impone l'utilizzo di metodologie specifiche per il calcolo del valore, a partire dalle preferenze degli individui. Infatti, le caratteristiche dei beni, in termini di rivalità ed escludibilità, comportano un diverso comportamento da parte dei consumatori e differenti modalità di espressione delle preferenze¹. In particolare, per il calcolo del valore è necessario risalire alla funzione di domanda del bene, la quale è esplicita o meno a seconda appunto delle caratteristiche dei beni.

Per beni caratterizzati da rivalità ed escludibilità nel consumo, ossia beni privati puri, la stima delle variazioni indotte si presenta di facile calcolo, in quanto si può basare sui prezzi di mercato dei beni. La funzione di domanda dei consumatori è esplicita ed è possibile calcolare la variazione del surplus conseguente ad una variazione nella quantità offerta dei beni, espressione della variazione di utilità netta percepita (Cap. 3, par. 3.2). Il

¹ Un bene è rivale nel consumo se la stessa unità del bene non può essere utilizzata contemporaneamente da più individui. Si tratta di una caratteristica intrinseca del bene, legata alle modalità con cui viene usufruito. L'escludibilità, invece, è legata alla possibilità di escludere qualcuno dall'utilizzo del bene. L'esclusione può avvenire per motivi tecnici (escludibilità tecnica) e per motivi economici (escludibilità economica). La presenza o meno di queste caratteristiche suddivide i beni in privati, pubblici o misti (indipendentemente da chi sia il fornitore/produttore dei beni).



problema si pone nel momento in cui i prezzi non siano realmente espressione del valore complessivo attribuito ai beni: è il caso dei beni storico-culturali, dei beni ambientali, in generale dei beni che hanno carattere di bene pubblico o che generano esternalità².

I beni pubblici, infatti, così come le esternalità, generalmente non attraversano il mercato: infatti o il loro utilizzo è libero, e dunque non esiste un prezzo sulla base del quale poter ricostruire la funzione di domanda, oppure esiste un prezzo da pagare ma, data la caratteristica di non-escludibilità, si innescano comportamenti di tipo *free-rider*³, che impediscono la corretta stima della funzione di domanda. Nel caso di beni il cui valore non è espresso in modo compiuto dai prezzi, ma per i quali esistano dei prezzi, la valutazione può avvenire sulla base dei prezzi ombra⁴.

Nel caso, invece, in cui si abbia a che fare con beni che non attraversano il mercato, occorre ricorrere a metodologie di stima appropriate, atte alla ricostruzione della funzione di domanda (Cap. 3, par. 3.3). Queste metodologie sono applicate con successo alla stima dei beni pubblici, di natura storica, ambientale, infrastrutturale, ecc, e rappresentano gli unici strumenti a disposizione per valutare le variazioni di benessere/utilità legate alla realizzazione di un intervento, quale può essere una trasformazione territoriale che modifica la disponibilità di questi beni. Questi metodi sono stati applicati anche alla stima del capitale naturale, portando però a valutazioni di natura esclusivamente utilitaristica degli ecosistemi e dei servizi da essi forniti alla collettività.

La crescita di una coscienza ambientale sempre più radicata e le considerazioni circa la sostenibilità del sistema antropico nel lungo periodo, ha portato ad un progressivo riconoscimento della incompletezza della stima economica delle variazioni indotte sul capitale naturale dalle attività di pianificazione. Ciò fondamentalmente per due motivi: da un lato, la più completa definizione del concetto di valore dei sistemi naturali (Cap. 3, par. 2); dall'altro, il riconoscimento dell'esistenza di un valore minimo di dotazione di capitale naturale, necessario alla continuazione della vita (Cap. 3, par. 3.4). Infatti, il concetto di valore del capitale naturale ha subito una profonda evoluzione nella seconda metà del secolo scorso, in relazione alle considerazioni circa la sostenibilità dello

² L'esternalità è definita come l'effetto generato dall'attività di produzione o consumo di un certo individuo che ricade sulle attività di produzione o consumo di altri individui, senza che per questo vi sia una corrispondente transizione di denaro. Le esternalità possono essere positive, come o negative, come l'inquinamento. Per approfondimenti, vedi: Harvey S. Rosen, *Scienza delle finanze*, McGraw-Hill; R. Artoni, *Elementi di scienza delle finanze*, Il Mulino

³ Il *free-riding* è un atteggiamento secondo il quale gli individui cercano di godere dei benefici legati alla fornitura di un bene pubblico, senza contribuire alla spesa per la realizzazione. In questo modo, l'individuo non rivela le sue vere preferenze: non è nota la sua funzione di domanda.

⁴ Il prezzo ombra è un prezzo che tipicamente viene espresso come costo-opportunità sociale associato all'uso delle diverse risorse e che sintetizza il valore dell'impiego alternativo delle risorse disponibili per il progetto. Non è rilevato in nessun tipo di mercato, ma emerge da appositi metodi di stima, anche se analiticamente la sua trattazione è molto complessa.

sviluppo. In particolare, si è cominciato a guardare al capitale naturale non più solo come input al sistema economico, ma anche come fornitore di servizi di tipo ecologico che, pur non attraversando il mercato, assumono un ruolo fondamentale nella vita della collettività. La produzione di tali servizi è legata al corretto funzionamento dei sistemi naturali e, dunque, a tutta una serie di caratteristiche ecologiche che devono essere garantite nel territorio e nell'ambiente. La salute e l'integrità dei sistemi naturali è legata allo stato quali-quantitativo dei sistemi stessi: esiste cioè, un valore minimo di dotazione di capitale naturale, inteso in termini di quantità, ma anche di qualità degli habitat, al di sotto del quale non è più garantito l'espletamento delle funzioni di natura ecologica che sono alla base della stabilità ambientale del pianeta.

Nei processi di pianificazione risulta sempre più evidente la necessità di considerare gli sviluppi e le conseguenze delle trasformazioni del territorio nel lungo periodo, affinché venga garantito il perdurare delle condizioni ecologiche di base, in un momento storico in cui la permanenza dei sistemi naturali all'interno del dominio di stabilità desiderabile⁵ sembra essere fortemente compromessa. Alla luce di queste considerazioni, si pone il problema di trovare dei metodi di valutazione delle variazioni indotte sul capitale naturale dalle trasformazioni territoriali, basati non solo sul sistema di preferenze della collettività, ma su considerazioni di tipo ecologico, che permettano di evidenziare lo stato di salute degli ecosistemi.

2. Il valore del capitale naturale

Il concetto di valore dei sistemi naturali ha provocato un acceso dibattito in letteratura, a causa della complessità dei sistemi stessi e della molteplicità di servizi che essi forniscono ai sistemi socio-economico, culturale ed ambientale stesso. Proprio in relazione a questa pluralità di possibili approcci, l'importanza dei sistemi naturali e dei servizi da essi offerti può essere concepita ed espressa in modi differenti. In generale, nel parlare di "valore" di un bene o di un'azione si possono indicare due accezioni, che divengono di particolare importanza nel caso dei sistemi naturali: il valore inteso come "valore intrinseco" da un lato, ed il "valore strumentale" dall'altro (Freeman, 2003).

Per *valore intrinseco* si intende il valore che il bene ha di per se stesso, indipendentemente dalla sua utilità e dal legame che esso può avere con altri elementi o soggetti. Tale concetto di valore è piuttosto arduo da rappresentare in quanto presuppone la completa mancanza di coinvolgimento da parte di un soggetto valutatore.

⁵ Per la definizione di dominio di stabilità, si veda Cap. 3., par. 4.1.

Per *valore strumentale* si intende, invece, il contributo che il bene fornisce al raggiungimento di uno specifico obiettivo (Costanza, 2000), obiettivo che deve essere individuato da un soggetto valutatore: il concetto di valore strumentale è legato al sistema di preferenze e di obiettivi di colui che formula il giudizio di valore.

Il valore strumentale è un concetto di natura antropocentrica, basato sulla considerazione che gli individui ricevono utilità e benefici dai servizi forniti dagli ecosistemi, in modo più o meno diretto e in istanti temporali più o meno vicini. L'utilità, e dunque l'importanza attribuita agli ecosistemi, deriva dalla pluralità di funzioni che questi esplicano e dall'interazione tra le funzioni stesse nella produzione di beni e servizi alla collettività: si originano così diverse sfaccettature del concetto di valore dell'ecosistema (Fig. 1). Costanza (2003) afferma che vi sono almeno tre tipologie di valore che sono rilevanti nella valutazione degli ecosistemi, in corrispondenza di diversi obiettivi e scopi.

Gli ecosistemi acquistano valore agli occhi della collettività primariamente in quanto in grado di soddisfare dei bisogni, attraverso la produzione di una serie di beni e servizi più o meno sostituibili. Sotto questo punto di vista, si parla di *valore economico*, valore ancorato al sistema di preferenze ed alla capacità di soddisfare i bisogni degli individui. Tale concetto di valore si basa pertanto su considerazioni di efficienza. Nel determinare l'importanza dei sistemi naturali, giocano un ruolo fondamentale anche i valori sociali, quali l'equità, l'identità culturale, la religione, che trascendono l'approccio utilitaristico di soddisfazione dei bisogni: si parla di *valore socio-culturale*. Gli individui possono infatti attribuire importanza agli elementi naturali non per ragioni utilitaristiche, ma per motivazioni etiche, religiose, culturali, ecc. Sotto certi aspetti, questa componente del valore, legata alle funzioni culturali espletate dagli ecosistemi, non è compresa nella stima del valore economico, per il fatto che gli ecosistemi sono legati all'identità culturale di una comunità, e dunque il loro valore sociale, per certi versi, non può essere connesso con le preferenze individuali. Una differente componente di valore viene individuata dagli scienziati naturali nel considerare le relazioni causali tra parti dei sistemi naturali stessi (ad esempio l'importanza di una specie per la sopravvivenza di un'altra specie): questo aspetto costituisce il *valore ecologico* dei sistemi naturali e trova il suo fondamento nel concetto di sostenibilità ecologica (Cap. 1, par. 3.2). Questa declinazione del significato di valore è quella più vicina al punto di vista degli ecologi, che considerano i sistemi naturali come entità a sé stanti, come massimo sistema. (Costanza, 2003; De Groot et al., 2002; Millennium Ecosystem Assessment, 2003). In questa accezione, viene posto l'accento anche sulla complessità dei sistemi naturali e sulla necessità di fare delle valutazioni di tipo globale, in quanto il valore dei sistemi naturali nel loro complesso è maggiore della somma del valore delle parti (Blaschke, 2006).

Molti autori hanno discusso la valutazione degli ecosistemi in relazione alla questione dell'efficienza (valore economico), basata sulla massimizzazione dell'utilità individuali. Tale tipo di analisi però può non portare a soluzioni di sostenibilità ecologica e benessere sociale (Bishop, 1993). Viceversa, la valutazione dei sistemi naturali basata esclusivamente sulle loro funzioni ecologiche porta ad una sottovalutazione delle questioni legate al soddisfacimento dei bisogni della collettività.

La valutazione del valore degli ecosistemi e dunque la gestione del capitale naturale nell'ottica della sostenibilità si pone come un problema estremamente complesso, data la molteplicità di funzioni espletate: si evince la necessità di avere degli strumenti inter-settoriali, in grado di tenere in considerazione contemporaneamente i bisogni economico-sociali della collettività e le necessità di mantenimento in condizioni integre degli ecosistemi, allo scopo di garantire la continuità nella fornitura di servizi e beni.

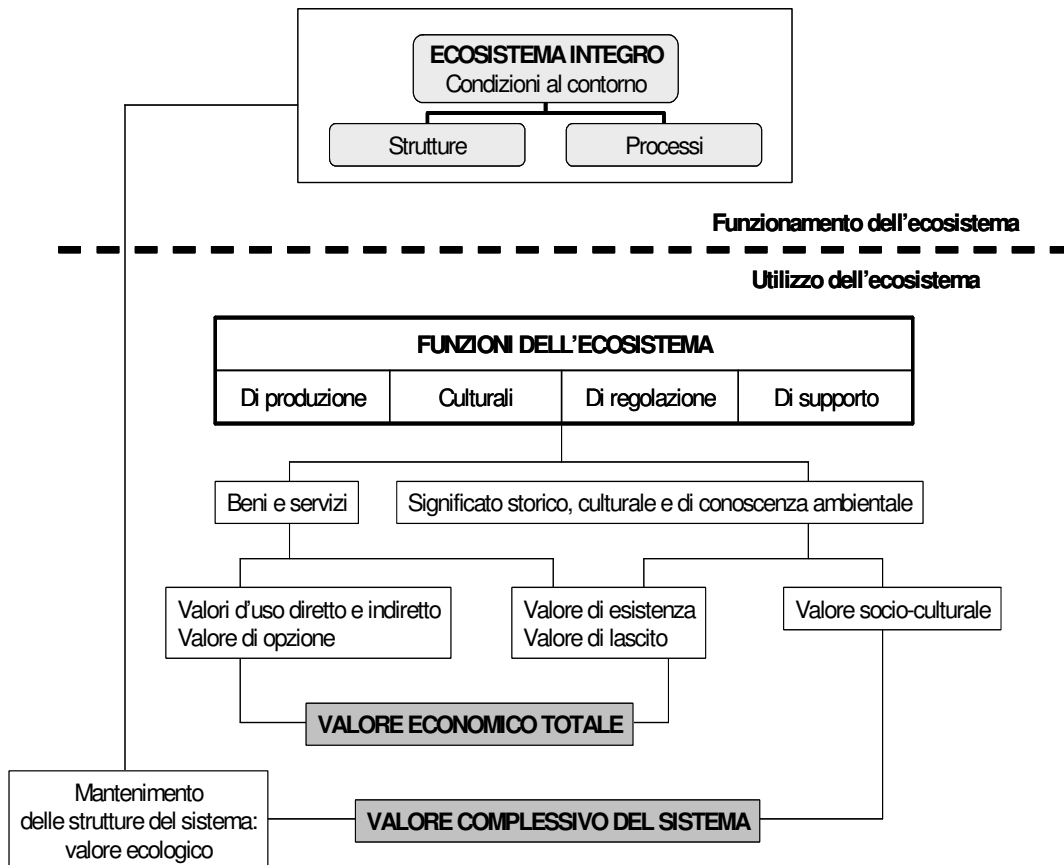


Figura 1: Relazione esistente tra le strutture e i processi costituenti l'ecosistema, le funzioni espletate nei confronti del sistema socio-economico e le componenti del valore. Fonte: Adattato da Turner et al., 2003.

3. L'approccio economico al valore

3.1 Il valore economico del capitale naturale

L'approccio economico al valore dei sistemi naturali li considera essenzialmente come fornitori di una serie di beni e servizi alla collettività, beni che possono essere fisici, ma anche estetici, culturali e morali ed è legato al sistema di preferenze degli individui. Proprio a causa della pluralità di funzioni svolte dai sistemi naturali, il concetto di valore risulta piuttosto complesso. Nonostante il lungo dibattito, gli economisti sono convenuti ad una tassonomia del valore abbastanza condivisa, le cui componenti si sommano a costituire il Valore Economico Totale (VET) (Fig. 2). La principale classificazione riguarda la distinzione tra valore d'uso e valore di non-uso o passivo (Gios e Notaro, 2001; Turner et al., 2003; Bateman et al., 2002). Il valore d'uso deriva dall'utilità che la collettività ritrae dall'utilizzo attuale, futuro (pianificato) o possibile dei servizi forniti dagli ecosistemi (Bateman, 2002). Riprendendo la classificazione proposta dal Millennium Ecosystem Assessment (2003), il valore d'uso si compone dei seguenti:

- valore d'uso diretto: implica il contatto con la risorsa, contatto che può avvenire con consumo della risorsa stessa, come ad esempio la raccolta di legname o di prodotti alimentari, o senza consumo, ad esempio l'utilizzo a scopi ricreativi. Esso è riconducibile alle funzioni di produzione e alle funzioni culturali degli ecosistemi (Cap. 1, par. 2);
- valore d'uso indiretto: si riferisce alle attività ecologiche regolatrici che un ecosistema svolge e che corrispondono alle funzioni di supporto e di regolazione (Gios e Notaro, 2001);
- valore di opzione: rappresenta la disponibilità a pagare degli individui per preservare il bene naturale anche in assenza di un utilizzo attuale o futuro certo, allo scopo di permettere l'eventuale utilizzo del bene in futuro a se stessi (valore di opzione), ad altri contemporanei (valore altruistico) o alle generazioni future (valore di lascito) (Bateman et al., 2002)⁶. Tale tipologia di valore è riconducibile alle funzioni di produzione, culturali e di regolazione degli ecosistemi, nel

⁶ Secondo questa definizione di valore d'uso, viene a ricadere in esso anche il valore di opzione (Bateman et al., 2002). In realtà la questione della classificazione del valore di opzione e del valore di lascito non ha trovato soluzione univoca in letteratura: alcuni autori li considerano entrambi come valori d'uso (Pearce e Turner, 1990), altri considerano il valore d'opzione tra i valori d'uso e il valore di lascito tra quelli di non-uso (Bateman et al., 2002); altri ancora li considerano entrambi valori passivi (Freeman, 1993). Questa varietà classificatoria riscontrabile in letteratura è indice del mancato raggiungimento di un accordo teorico, e di conseguenza terminologico, riguardo al concetto di VET, che è ancora suscettibile di nuovi apporti definitivi.

considerare il fatto che, anche se non utilizzate al momento attuale, potrebbero essere usate in futuro.

Il valore di non-uso o passivo è legato all'importanza data ai servizi ecosistemici indipendentemente dal loro uso attuale, futuro o possibile (Bateman et al., 2002)⁷, ma è connesso all'esistenza protratta del bene. Questo tipo di valore può derivare da motivazioni etiche, morali o ideologiche o dalla coscienza del valore intrinseco del bene ed incide in misura tanto maggiore quanto più il bene è raro o fragile.

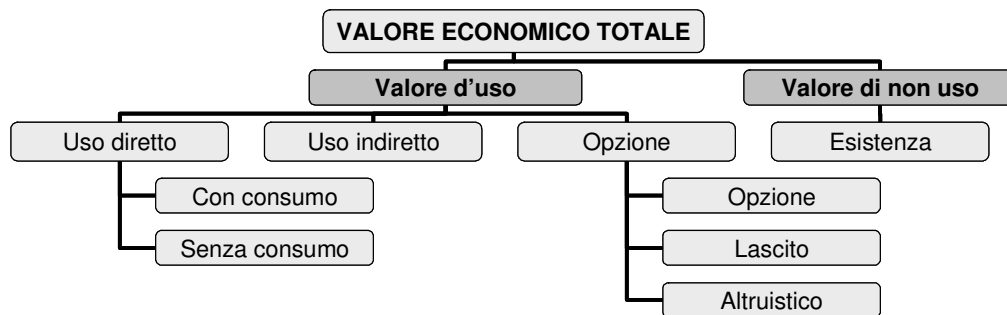


Figura 2: Le componenti del Valore Economico Totale. Fonte: Millennium Ecosystem Assessment, 2003.

3.2 La misura del Valore Economico Totale

Il valore economico di una risorsa o di un sistema naturale, considerati come una forma di capitale, è rappresentato dal valore attuale del flusso di servizi che sono in grado di generare. Dal momento che molti di questi servizi non attraversano il mercato e non hanno dunque un prezzo, il valore economico del capitale naturale può risultare di gran lunga diverso dal suo prezzo di mercato. Ad esempio, un ettaro di terreno può essere venduto sul mercato sulla base del suo valore commerciale o residenziale, ma questo valore può in realtà essere molto diverso dal valore attribuibile al terreno in riferimento alle funzioni di habitat o alle funzioni di regolazione degli acquiferi che esso svolge (Freeman, 2003).

La stima del VET del capitale naturale si basa non tanto sul mercato, quanto piuttosto sulla sua capacità di generare benessere per la società. Variazioni della disponibilità delle risorse naturali o della qualità ambientale possono comportare variazioni nel benessere sociale secondo diverse modalità: variazioni nei prezzi che i consumatori pagano per

⁷ In letteratura questa componente del valore è stata indicata in diversi modi, ad esempio "valore di esistenza", "valore intrinseco", "valore di preservazione" (Bishop e Romano, 1998).

l'acquisto di beni sul mercato; variazioni nei prezzi dei fattori di produzione; variazioni nella qualità o quantità di servizi non commerciabili (ad esempio la qualità dell'aria); variazioni nel livello di esposizione a rischi. La misura delle variazioni di benessere di un individuo è data dal concetto di surplus, introdotto nella sua formulazione originaria da Marshall. Il surplus rappresenta l'utilità netta ritratta dai consumatori dalla fruizione di un bene, data dalla differenza tra la somma di denaro che sono disposti a pagare per avere la risorsa (valore lordo) e quanto in realtà pagano (valore finanziario). Nella teoria neo-classica del consumatore, il valore totale lordo attribuito ad un bene è dato dall'area sottostante la curva di domanda del bene stesso, in corrispondenza della quantità consumata, mentre il valore finanziario è dato dall'area sottostante la linea del prezzo (Fig. 2a). Nel caso in cui il bene non venga scambiato sul mercato, come nel caso dei beni pubblici, il surplus del consumatore è dato dall'intera area sottesa dalla curva di domanda (Fig. 2b).

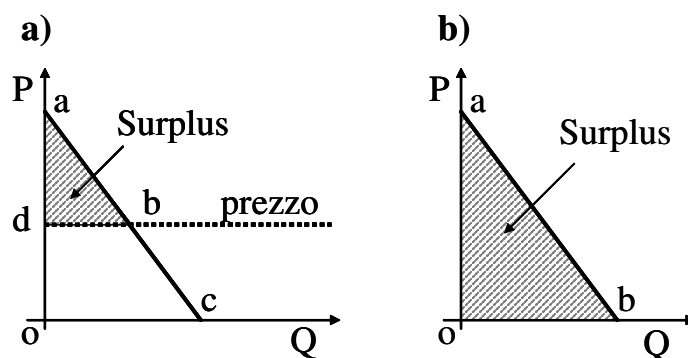


Figura 3: Il surplus del consumatore per beni che attraversano il mercato (a) e per beni pubblici (b).

Questa definizione di surplus, seppur di facile intuizione, in realtà risulta applicabile solo in presenza di ipotesi piuttosto restrittive, in quanto si riferisce alla disponibilità a pagare degli individui in condizioni di reddito costante; in altre parole non tiene in considerazione l'effetto reddito legato alla variazione nella disponibilità del bene (variazione del reddito reale o potere d'acquisto). Per questo motivo, Hicks ha proposto un concetto di surplus più generale, per il quale prevede quattro misure: la variazione compensativa, il surplus compensativo, la variazione equivalente ed il surplus equivalente. Queste misure del surplus si rifanno direttamente alle curve di utilità del consumatore e non più alla sua funzione di domanda. Le misure compensative prendono come riferimento il livello di utilità precedente la variazione, mentre le misure equivalenti prendono come riferimento il livello finale; le misure di variazione si usano per misurare variazioni di utilità a seguito di una modificazione dei prezzi, quando il consumatore può decidere la quantità di bene da consumare, mentre le misure di surplus si usano quando vi sono variazioni della quantità disponibile: ciò è quanto accade generalmente nel caso di

beni pubblici. In riferimento alla valutazione delle risorse naturali, che in genere offrono servizi con carattere di bene pubblico, si utilizzano i due concetti di surplus compensativo (SC) o equivalente (SE), a seconda che si voglia fare riferimento al livello di utilità goduto dal consumatore rispettivamente prima o dopo la variazione della disponibilità della risorsa o della qualità ambientale.

Il modello per la stima monetaria delle variazioni di benessere presuppone che l'utilità degli individui sia funzione del prezzo ($\bar{X} = x_1, x_2, \dots, x_n$) dei beni privati ($\bar{P} = p_1, p_2, \dots, p_n$), del livello di qualità ambientale o di risorsa naturale disponibile (q), per il quale viene pagato un prezzo unitario pari ad r , e del reddito disponibile I ($I = \bar{P} \cdot \bar{X} + r \cdot q$). Altra ipotesi fondamentale è che vi sia sostituibilità tra beni privati e servizi offerti dal capitale naturale, e dunque tra reddito e q , in modo che lo stesso livello di utilità possa essere raggiunto con più combinazioni delle due tipologie di beni.

L'incremento della qualità ambientale dal livello iniziale q_0 a q_1 (Fig.3a) comporta, a parità di tutte le altre condizioni, un aumento del livello di utilità del consumatore (da U_0 a U_1) e può essere misurato dalla variazione di reddito che riporta il consumatore al livello iniziale di utilità U_0 (segmento BC, Fig.3a)⁸. In questo caso, prendendo come riferimento il livello iniziale di utilità, la variazione di benessere è misurata dal surplus compensativo (SC), che in via analitica si ottiene come soluzione alla condizione:

$$U(\bar{P}, I_0, q_0) = U(\bar{P}, I_0 - SC, q_1)$$

Se invece si intende misurare la variazione di benessere in relazione al livello finale di utilità, si dovrà calcolare il surplus equivalente (SE) (Fig.3b), dalla soluzione della seguente:

$$U(\bar{P}, I_0 + SE, q_0) = U(\bar{P}, I_0, q_1)$$

Nel caso in cui il bene/servizio offerto dal capitale naturale venga usufruito senza pagamento di prezzo (in virtù della sua caratteristica di bene pubblico), le linee di bilancio divengono orizzontali (Fig.3c).

Il surplus compensativo parte dal presupposto che il consumatore abbia acquisito il diritto di godere del livello di utilità iniziale U_0 ed abbia effettivamente subito una variazione (positiva o negativa) nella fornitura del bene ambientale; esso indica la quantità di denaro che il consumatore sarebbe disposto a pagare per garantirsi un miglioramento della qualità ambientale o un aumento della disponibilità della risorsa, ovvero la quantità di denaro che sarebbe disposto ad accettare per subire un danno o una limitazione. Il surplus equivalente presuppone invece il diritto al livello di utilità

⁸ Per semplicità si è considerato un solo bene privato (x) di prezzo pari ad 1.

maggiore U_1 e la variazione di disponibilità del bene è solo ipotizzata; esprime la quantità di denaro che l'individuo sarebbe disposto a pagare per evitare un danno e la disponibilità ad accettare per rinunciare ad un miglioramento. Si introducono in questo modo i concetti di *Willingness To Pay* (WTP) e *Willingness To Accept* (WTA), che misurano in termini monetari la variazione di benessere subita dal consumatore.

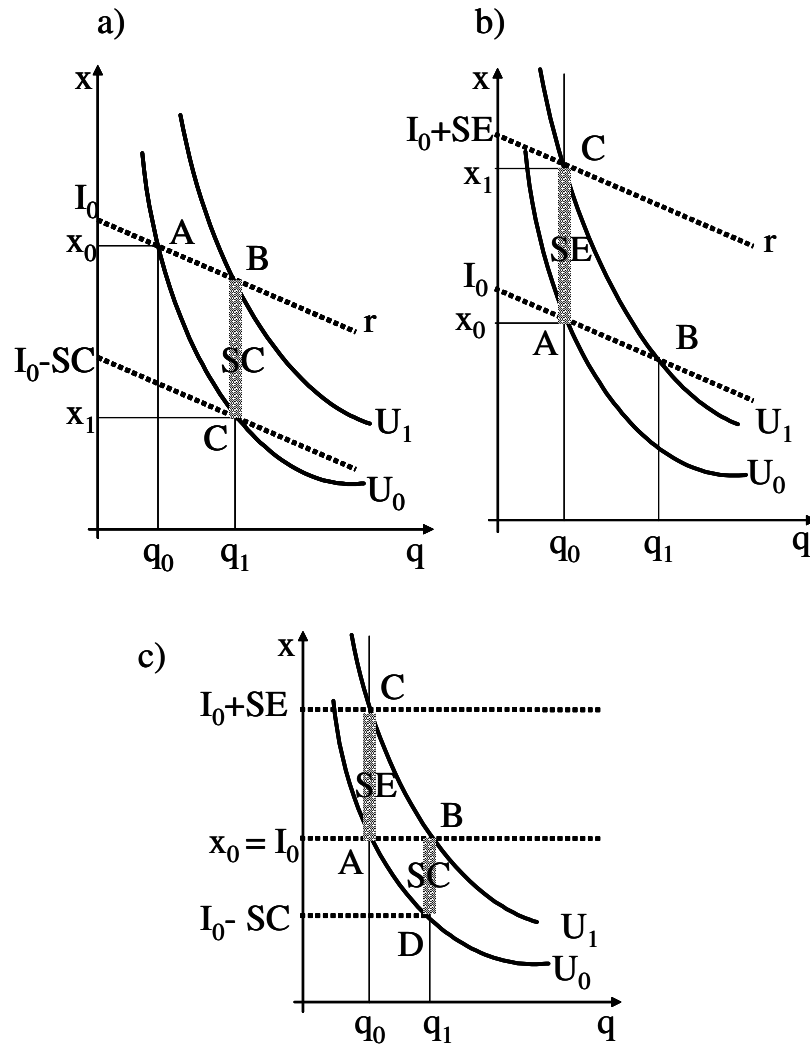


Figura 4: Il surplus compensativo ed equivalente nel caso di un incremento della risorsa q , per prezzo della risorsa positivo (figure a e b) e nullo (figura c).

Nel caso di un miglioramento della qualità ambientale o dell'aumento della disponibilità di una risorsa, la variazione di benessere goduta dal consumatore può essere misurata sia attraverso la misura compensativa (WTP), sia attraverso la misura equivalente (WTA); analogamente, nel caso di un degrado ambientale, la diminuzione di benessere percepita può essere calcolata a partire dalla misura compensativa (WTA) o da quella equivalente (WTP) (Fig. 5).

	S. Compensativo	S. Equivalente
Miglioramento	WTP affinché il miglioramento avvenga	WTA per rinunciare al miglioramento
Deterioramento	WTA compensazione per il danno subito	WTP per evitare il deterioramento

Figura 5: Surplus, WTP e WTA nella misura del valore di modificazioni nella fornitura di beni e servizi da parte del capitale naturale.

3.3 Metodi di valutazione

La caratteristica comune a tutti i metodi di valutazione economica è il riferimento al sistema di preferenze del consumatore e l'attenzione al valore di scambio del bene e/o servizio fornito, ovvero al prezzo che ha o che spunterebbe se venisse immesso nel mercato. Il capitale naturale fornisce congiuntamente beni e servizi che vengono abitualmente scambiati nel mercato (*commodity goods*), ed altri che invece non passano per il mercato (*non commodity-goods*). A causa della produzione congiunta, l'offerta di beni commerciabili è accompagnata da produzione di *non-commodity*, anche se non vi è domanda diretta di tali funzioni (molto spesso perché vengono date per scontate). Conseguentemente, il capitale naturale può essere valutato sulla base degli input che fornisce al sistema economico (beni e servizi di consumo e fattori di produzione), giungendo ad una stima parziale del suo valore che contempla solo il valore d'uso, oppure si può cercare di catturarne il valore economico totale, che comprende anche i valori di non-uso. Quest'ultimo approccio è però di difficile attuazione vista la multifunzionalità degli ecosistemi e la difficoltà di quantificare le funzioni esplicate, soprattutto se si parla di funzioni di regolazione e di supporto.

Per la stima monetaria del valore del capitale naturale esistono tre approcci, ciascuno dei quali raggruppa al suo interno diversi metodi. Essi sono:

- le valutazioni di mercato, attraverso la misura delle WTP;
- le valutazioni indirette, attraverso l'imputazione delle WTP;
- le surveys, attraverso la rilevazione delle WTP espresse⁹.

Le valutazioni di mercato

Il valore dei beni e dei servizi ecosistemici che attraversano il mercato, come ad

⁹ Nella trattazione che segue sono illustrati i principi generali dei diversi metodi. Per approfondimenti di vedano: Bateman e Willis, 1999; Freeman, 2003; Kopp e Smith, 1993; Mitchell e Carson. 1989.

esempio il legname o i prodotti della pesca, può essere misurato usando i prezzi che essi spuntano sul mercato, stimando il surplus del consumatore e del produttore, così come avviene per qualunque altro bene scambiato nel mercato. Alcuni servizi ecosistemici non sono utilizzati direttamente come prodotti finiti, ma entrano come input nella produzione di altri beni (come ad esempio l'acqua pulita): in questo caso il loro valore può essere stimato misurando il loro contributo ai profitti generati dal bene finale. Vi sono, poi, alcuni servizi ecosistemici e ambientali che non vengono direttamente compravenduti sul mercato, ma la cui presenza si riflette nei prezzi che le persone pagano per l'acquisto di altri beni, ad essi collegati: è questo il caso, ad esempio, dei beni paesaggistici o con funzioni ricreative. Ad esempio, la gente può essere disposta a pagare un prezzo maggiore per una casa con vista sull'oceano, oppure può essere disposta a sostenere delle spese di viaggio per visitare un particolare sito ambientale. Questo tipo di spesa può essere utilizzata per stabilire un limite minimo per il valore del bene/servizio da stimare.

All'interno di questa categoria ricadono alcuni dei metodi di valutazione più diffusi:

- il metodo dei prezzi di mercato;
- il metodo della produttività;
- il metodo edonimetrico;
- il metodo del costo di viaggio.

Il metodo dei prezzi di mercato stima il valore economico dei prodotti ecosistemici che attraversano il mercato e può misurare variazioni sia della quantità, sia della qualità del bene. Si basa sull'utilizzo di tecniche economiche standard per la misurazione dei benefici derivanti dai beni, basate sulla rilevazione delle quantità consumate e prodotte in corrispondenza di diversi prezzi del bene (per la ricostruzione delle funzioni di domanda e di offerta). Infatti, se i beni attraversano il mercato, è possibile misurarne il valore individuale calcolando il surplus del consumatore e del produttore, utilizzando prezzi e quantità rilevati sul mercato. Il beneficio economico totale derivante dal bene è dato dalla somma dei surplus dei consumatori e dei produttori. L'applicazione di tale metodo necessita di una grande quantità di informazioni: le quantità domandate per differenti livelli di prezzo, per la stima del surplus del consumatore; i costi di produzione e i ricavi per la stima del surplus del produttore. Generalmente, per i beni ecosistemici questi dati dal mercato sono disponibili solo per alcune funzioni svolte dalla risorsa ecologica e non riflettono l'intero valore di tutti gli usi che di tale risorsa si fanno. Inoltre, i prezzi di mercato andrebbero dedotti dei prezzi di mercato di altre risorse utilizzate per portare i servizi ecosistemici sul mercato.

Il metodo del fattore-reddito, o della produttività, viene invece applicato quando il bene/servizio fornito da un sistema naturale è utilizzato nella produzione di un bene di mercato, assieme ad altri input. Ad esempio, la qualità dell'acqua influisce sulla

produttività dei terreni agricoli irrigati: i benefici economici dell'incremento della qualità dell'acqua possono essere misurati dagli incrementi di guadagno registrati dalla produzione agricola. Se una risorsa naturale è un fattore di produzione, allora le modificazioni nella quantità disponibile o nella qualità della risorsa saranno riflesse nella variazione dei costi di produzione e/o nella variazione della produttività degli altri input. Questo può a sua volta riflettersi nel prezzo o nella quantità offerta del bene finale. I benefici o i costi susseguenti la variazione della risorsa possono essere misurati attraverso il surplus del consumatore, se sono in qualche modo variati prezzo e/o quantità del bene finale, o attraverso il surplus del produttore, se invece si modificano i costi di produzione. Per l'applicazione corretta di tale metodo, occorre conoscere la relazione scientifica/tecnologica esistente tra variazioni nella quantità/qualità della risorsa e variazioni nella produzione del bene finale, informazione non sempre disponibile nel caso di risorse naturali. Inoltre, anche con questo metodo, il valore stimato è parziale, in quanto non sono stimate le funzioni della risorsa che non entrano nel processo produttivo.

Il metodo dei prezzi edonici viene usato per stimare il valore dei beni ambientali, storici, paesaggistici, nel caso in cui si possa dire che influenzano il prezzo di altri beni scambiati sul mercato, in particolare di beni immobili. Il metodo è basato sulla considerazione che i consumatori assegnano un valore non al bene immobile nella sua interezza, ma alle caratteristiche possedute dal bene: il prezzo (P) viene dunque messo in relazione con le variabili esplicative che rappresentano le caratteristiche del bene, attraverso la creazione della funzione edonimetrica. In particolare, viene esplicitata la dipendenza del prezzo dei beni immobili dalla variabile "qualità ambientale" (Q_a), legata alla vicinanza al bene ambientale oggetto di stima¹⁰.

$$P = f(C_i, C_e, C_t, C_p, Q_a)$$

Ad ogni caratteristica è associato un parametro che ne rappresenta il prezzo implicito (p_i).

$$p_i = \frac{dP}{dQ_a} = f(Q_a, \bar{C}_i, \bar{C}_e, \bar{C}_t, \bar{C}_p)$$

La funzione di prezzo implicito della caratteristica Q_a coincide con la funzione di domanda del bene ambientale, il cui valore monetario complessivo è dato dalla somma dei surplus relativi alle diverse unità immobiliari che beneficiano della caratteristica ambientale (Fig.6).

¹⁰ Nella funzione edonimetrica, il prezzo dell'immobile (P) viene messo in relazione con le caratteristiche posizionali intrinseche (C_i), le caratteristiche posizionali estrinseche (C_e), le caratteristiche tecnologiche (C_t) e quelle produttive (C_p). In particolare viene esplicitata la variabile "qualità ambientale" (Q_a), che andrebbe annoverata tra le caratteristiche estrinseche in quanto esprime la vicinanza al bene ambientale che genera esternalità positive a beneficio dell'immobile in questione.

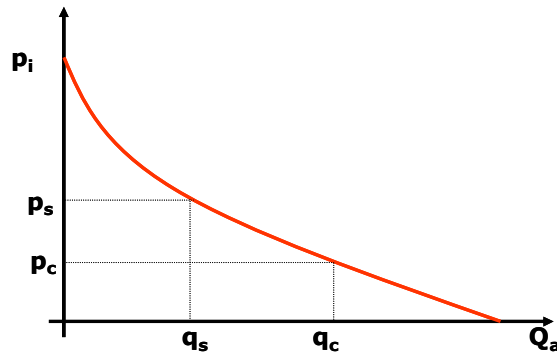


Figura 6: La funzione di domanda di bene ambientale coincide con la funzione di prezzo implicito della caratteristica ambientale. Il valore monetario complessivo del bene si calcola a partire dalla funzione di domanda aggregata, ovvero dal surplus generato da tutti gli immobili che godono dei benefici del bene ambientale.

Il metodo dei prezzi edonici è applicabile solo nel caso in cui vi sia la coscienza della relazione tra bene ambientale e esternalità positive godute dagli immobili: se tale coscienza è assente il prezzo degli immobili non riflette il valore del bene. Esso è in grado di catturare solo il valore d'uso del bene ambientale.

Il metodo del costo di viaggio valuta il valore d'uso dei beni ambientali e degli ecosistemi, in particolare di aree geografiche o siti di particolare interesse utilizzati a scopi ricreativi (boschi, laghi, ecc). L'ipotesi di base è che il sito in oggetto e il viaggio sostenuto per recarvisi siano beni "complementari": il valore dell'area può quindi essere misurato a partire dalle spese sostenute.

Le valutazioni indirette

Il valore di alcuni servizi ecosistemici può essere misurato stimando la disponibilità a pagare della popolazione, o il costo delle azioni che sarebbero disposte a sostenere, per evitare i danni che si avrebbero in caso di perdita del servizio in oggetto, o per rimpiazzare la avvenuta perdita del servizio. Ad esempio, le zone umide spesso fungono da protezione contro le inondazioni: la somma di denaro che la gente paga per realizzare misure preventive contro le inondazioni in aree simili a quelle protette da zone umide, può essere utilizzata per stimare il valore della funzione di protezione svolta dalle zone umide.

I metodi indiretti più utilizzati sono: il metodo del costo evitato e il metodo del costo di sostituzione. Tali metodi sono applicati per la stima delle funzioni di regolazione del capitale naturale, in quanto stimano il valore del sistema naturale basandosi sul costo che dovrebbe essere sostenuto per evitare i danni legati alla perdita dei servizi esplicati dal sistema, o sul costo necessario per sostituire i servizi perduti. Questi metodi non forniscono strettamente delle misure economiche del valore, in quanto non sono basati sulla disponibilità a pagare dei consumatori, ma assumono che il costo sostenuto per

evitare il danno o per sostituire il servizio perduto siano buone stime del valore del sistema naturale. Tali metodi sono appropriati nel caso la sostituzione o gli interventi per evitare il danno siano tecnicamente possibili: ad esempio, si può stimare il valore della funzione di purificazione dell'acqua esplicita da una zona umida misurando il costo che si dovrebbe sostenere per filtrare l'acqua e trattarla chimicamente, nel caso in cui tale funzione venisse meno.

Le surveys

Molti servizi ecosistemici non vengono scambiati sul mercato e non sono nemmeno direttamente collegabili ad altri beni compravenduti: non si può dunque risalire alla disponibilità a pagare degli individui. In tal caso, la disponibilità a pagare può essere direttamente chiesta alla popolazione attraverso delle interviste che costruiscono una sirta di mercato ipotetico del bene, oppure, può essere chiesto alla popolazione di effettuare delle scelte tra alternative differenti, dalle quali può essere ricavata la WTP: nel primo caso si parla di “valutazione contingente”, mentre il secondo metodo è quella della “*contingent choice*”.

La valutazione contingente consiste nel chiedere direttamente la disponibilità a pagare o ad accettare (WTP o WTA) ad un campione della popolazione interessata, attraverso la somministrazione di questionari. La valutazione è detta “contingente” perché gli intervistati devono esprimere le loro preferenze all'interno di uno scenario ipotetico che simula un mercato per il bene da stimare. Il metodo utilizza la misura monetaria delle variazioni di utilità a seguito di variazioni nella fornitura di beni ambientali/pubblici e dunque fa riferimento al valore del surplus compensativo e equivalente. A differenza dei metodi di mercato, è estremamente flessibile: può essere applicato per stimare il valore di qualsiasi tipologia di bene ed è l'unico metodo che riesce a rendere conto anche del valore di non-uso. Il metodo è tuttavia al centro di forte dibattito a causa di alcune difficoltà applicative e di interpretazione. Innanzitutto, i risultati della valutazione contingente dipendono dal modo in cui sono poste le domande nel questionario: le risposte possono risultare fortemente influenzate da sottili differenze di linguaggio, da cambiamenti nell'ordine delle domande e da variazioni delle informazioni preliminari. Alcune di queste distorsioni possono essere mitigate rispettando alcune “condizioni operative di riferimento” (Pearce e Turner, 1991) che consentono di approssimare il più possibile la situazione ipotetica della valutazione contingente ad un mercato reale (ad esempio, fornendo un'informazione scientificamente approfondita ed esaustiva sul bene da valutare). In secondo luogo, il carattere ipotetico della spesa può portare a valutazioni della disponibilità a pagare eccessivamente elevate rispetto alle possibilità economiche effettive dell'individuo. Per ovviare a questo problema, occorre tarare il campione

rispetto alla distribuzione del reddito nella popolazione considerata e chiedere all'intervistato di rispondere cercando di rispettare il suo vincolo di bilancio e avendo ben presenti le sue principali alternative di spesa e le alternative di spesa *simili* all'oggetto dell'intervista. Questa operazione presenta numerosi limiti applicativi e rimane ancora oggi un problema irrisolto. Considerati i vantaggi e gli svantaggi del metodo, in letteratura vi è un certo consenso nel limitare l'uso della valutazione contingente a beni per i quali non è possibile trovare (o non è auspicabile considerare) mercati reali, come nei casi del valore della vita umana, della protezione ambientale o della qualità del paesaggio. La valutazione contingente è inoltre l'unico metodo disponibile per la stima dei *valori non d'uso*, componente importante del valore economico totale delle risorse ambientali.

Il metodo della "*contingent choice*", o "*conjoint analysis*", è simile alla valutazione contingente, in quanto può essere applicato nella stima di qualsiasi bene o servizio ecosistemico e stima sia le componenti d'uso sia quelle di non-uso del valore. E' anch'esso un metodo ipotetico, ma a differenza della valutazione contingente, non chiede esplicitamente alla popolazione la WTP, ma la ricostruisce a partire da scelte o scambi ipotetici che gli individui sono disposti ad effettuare. Infatti, attraverso la somministrazione del questionario, viene chiesto all'individuo di esprimere una preferenza tra un gruppo di servizi/caratteristiche ecologiche, ad un certo prezzo o costo, e un altro gruppo di servizi, ad un prezzo differente. Il fatto di pensare in termini di scelta alternativa, molto spesso risulta più facile per gli intervistati rispetto al dover esprimere una WTP per un bene per il quale non sono abituati a pagare. Anche in questo caso, però, le scelte sono ipotetiche e possono risultare distorte.

3.4 Condizioni di applicabilità e limiti della valutazione economica

La possibilità di attribuire un valore economico ai beni risiede essenzialmente nel concetto di sostituibilità, in quanto esso stabilisce la interscambiabilità dei beni al fine del raggiungimento di un certo livello di soddisfazione degli individui. Per i beni ed i servizi che attraversano il mercato e che hanno carattere di sostituibilità, la curva di domanda assume l'aspetto rappresentato in Fig. 6a e la stima del VET risulta immediata. La valutazione economica dei servizi ecosistemici può essere effettuata ed ha senso finché vi sono beni che possono sostituirli e che possono dunque essere utilizzati per valutare le perdite del capitale naturale: il problema sorge qualora non sia possibile in alcun modo sostituire i beni naturali o la loro sostituzione risulti "socialmente inaccettabile" per le funzioni culturali o religiose svolte, che li pongono in un "piano morale" completamente

differente. Poiché molti servizi ecosistemi sono sostituibili solo al di sopra di una soglia minima, la valutazione economica trova applicabilità al di sopra di un certo livello minimo di presenza dei sistemi naturali, livello che rappresenta la soglia al di sotto della quale la sopravvivenza dell'ecosistema e della specie umana viene messa in crisi (Costanza et al., 1997; Turner et al., 2003). Per questo motivo la curva di domanda dei servizi ecosistemici tende all'infinito man mano che la quantità disponibile tende al valore soglia (Fig. 6b): in questo caso anche il surplus del consumatore e dunque il VET tendono all'infinito.

Quando l'ecosistema si allontana da una situazione di equilibrio avvicinandosi alla soglia critica, i concetti tradizionali di valore economico risultano inadeguati in quanto occorre spostarsi dall'ottica di utilità a quella della *risk-avoidance* ed entrano in gioco anche considerazioni di tipo ecologico (Limburg, 2002; Farber et al., 2002).

Inoltre, anche laddove la valutazione economica dei servizi ecosistemici ha senso, ovvero in situazioni lontane dai valori minimi di soglia, è impossibile fare una stima del valore economico totale dell'intero bene, dato che esso è praticamente infinito per come è fatta la curva di domanda, e cioè per il fatto che non è possibile sostituire *in toto* il capitale naturale con il capitale *human-made*; piuttosto ha senso chiedersi quale sia l'impatto sul benessere della collettività (e quindi il valore) di variazioni nella qualità o quantità di vari tipi di capitale naturale. Tali variazioni devono essere però tali da non provocare un avvicinamento alla soglia critica: possono essere grandi variazioni su piccola scala, o piccoli cambiamenti su grande scala.

In sintesi, la valutazione degli ecosistemi può essere effettuata solo in termini marginali e non totali, dunque in seguito ad una variazione, tenendo conto in ogni caso del livello di disponibilità iniziale della risorsa (che deve essere tale da garantire un certo livello di sostituibilità) e dell'entità della variazione, in particolare della scala alla quale essa avviene.

Quando la valutazione monetaria è possibile, il valore viene calcolato attraverso la determinazione della disponibilità a pagare o ad accettare. Tale valore però deve essere netto, ovvero decurtato dei costi di conservazione (Pearce et al., 2006), nei quali confluiscono i costi di gestione e di accesso ai servizi e il costo-opportunità.

Il valore degli ecosistemi può essere calcolato attraverso i metodi di valutazione illustrati nel paragrafo precedente, ma questi metodi diventano tanto più imprecisi quanto più complesso, di larga scala, interconnesso e impercettibile è il bene da valutare (Haines-Young 2000). La maggior parte degli studi condotti in letteratura, infatti, riguarda il valore economico di una o più funzioni ecosistemiche, ma è assai complicato stimare il valore dell'intero sistema (che è maggiore della somma dei VET delle singole funzioni).

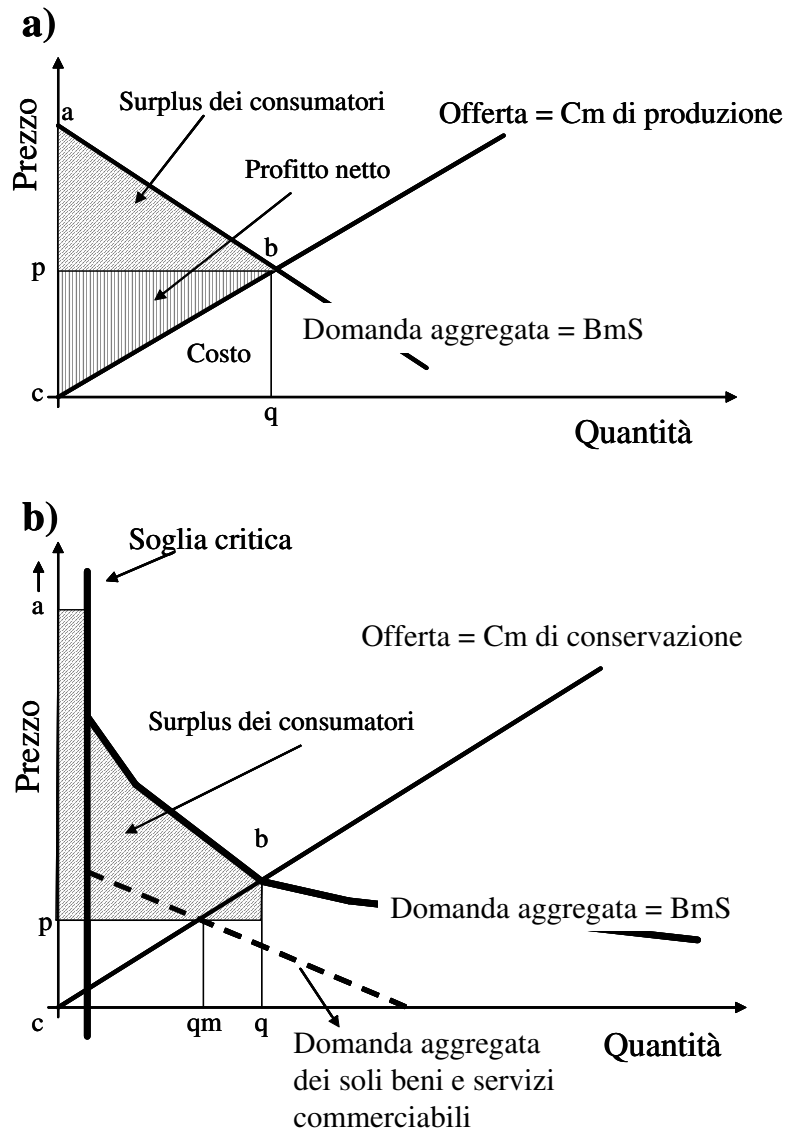


Figura 7: Curve aggregate di domanda e di offerta , con la definizione del surplus del consumatore, per beni normali (Fig. a) e per i servizi ecosistemici (Fig. b). Fonte: adattata da Costanza et al., 1997 e Pearce et al., 2006.

4. L'approccio ecologico al valore

4.1. I sistemi naturali come sistemi adattivi complessi

Nonostante il concetto di sistema naturale sia piuttosto antico, la prima formalizzazione in termini scientifici risale al 1935, ad opera di Arthur Tansley, il quale incluse nella sua definizione di ecosistema non solo il complesso di organismi viventi, ma

anche l'intero sistema di fattori fisico-chimici che va sotto il nome di ambiente naturale. Egli notò che, dal punto di vista biologico, gli ecosistemi possono assumere dimensioni e tipologie estremamente variabili, ma hanno la comune caratteristica di funzionare come unità sistemiche: dimensioni e localizzazione sono attributi sicuramente importanti, ma secondari. Sulla scia di questa prima, seppur vaga, definizione, la Convenzione sulla Diversità Biologica (2002) ha definito l'ecosistema come un "complesso dinamico di comunità di piante, animali e micro-organismi che interagiscono tra loro e con l'ambiente naturale che li circonda, a costituire un'unità funzionale". Per poter individuare e definire con chiarezza un ecosistema è necessario dunque delimitarne in modo opportuno i confini, in modo tale che vi siano forti interazioni tra le componenti all'interno della zona delimitata, e deboli interazioni con ciò che sta all'esterno dei confini (Alcamo et al., 2003). Gli ecosistemi sono considerati sistemi complessi proprio perché, essendo costituiti da parti interagenti e interdipendenti legate tra loro da scambi di energia, materia e informazioni, sono caratterizzati da forti interazioni tra le componenti, cicli di retroazione, scarto spaziale e temporale, discontinuità, soglie e limiti (Costanza et al., 1993). Si tratta di sistemi in continua evoluzione, che mostrano costantemente dinamiche lontane da condizioni di equilibrio. Holling suggerisce che la complessità dei sistemi viventi (naturali e/o sociali) è legata, non tanto all'associazione casuale di un elevato numero di fattori interagenti, quanto alla presenza di un ristretto numero di processi regolatori: questi sistemi, cioè, sono in grado di auto-organizzarsi attraverso una serie limitata di regole e processi, adattandosi alle modificazioni ambientali che si generano e sono stati definiti da Holling *sistemi adattivi complessi*¹¹.

Tali sistemi sono caratterizzati da un processo ciclico di evoluzione, il "ciclo adattivo", che attraversa vari stadi (Fig. 7). Nella fase di sviluppo (r) il sistema accumula risorse, mentre nella fase di conservazione (k) vengono consolidate le strutture interne al sistema rinforzando i legami tra le varie componenti. Questa fase è spesso seguita da un processo di distruzione creativa (Ω), durante il quale il sistema collassa in seguito a pressioni esterne, rilasciando il capitale e le risorse accumulate. Queste risorse entrano

¹¹ Il concetto di sistema adattivo complesso (SAC) ha trovato una vasta serie di applicazioni in diversi settori (dalla biologia, alla sociologia, all'economia) e proprio per la sua versatilità manca di una definizione formale. Si può affermare però che lo studio dei SAC è lo studio di come si possano generare strutture complesse e sistemi di interazione a partire da una condizione iniziale di assoluta disorganizzazione, attraverso delle semplici ma potenti regole che ne guidino la trasformazione. Gli elementi essenziali di un SAC sono:

- la diversità e l'individualità di ogni singolo componente;
- la presenza di interazioni localizzate tra le singole componenti;
- la presenza di un processo autonomo di selezione tra le varie componenti, basato sul risultato delle interazioni locali.

Un SAC si presenta dunque come un sistema in continua evoluzione, secondo schemi non perfettamente prevedibili in quanto frutto di una auto-organizzazione (Levin, 1998).

poi in una fase di ri-organizzazione (α) per rendersi disponibili nella successiva fase di sviluppo. Il primo processo di accrescimento, dallo stadio r a K , è lento e prevedibile con un buon grado di approssimazione, mentre le conseguenze del processo di riorganizzazione da Ω a α sono imprevedibili ed incerte. E' come se il sistema perseguisse due diversi obiettivi: prima la massimizzazione della produzione, poi la massimizzazione del ri-assortimento e dell'innovazione (per approfondimenti vedi Gunderson e Holling, 2002). La dinamica del ciclo adattivo e gli stati futuri del sistema sono determinati da tre proprietà del sistema stesso: il potenziale interno, ovvero la ricchezza del sistema, che determina il numero e la tipologia delle opzioni future disponibili; il livello di controllabilità interna, ovvero il grado di connessione dei sistemi interni di controllo delle variabili e dei processi; la capacità adattiva, ovvero la resilienza del sistema, che ne determina la vulnerabilità nei confronti di eventi esterni.

La resilienza del sistema rappresenta la caratteristica più importante, in quanto ne esprime la capacità di sopportare perturbazioni esterne senza collassare in uno stato qualitativo differente. Infatti, gli ecosistemi sono caratterizzati dal continuo cambiamento e da una forma di equilibrio dinamico: il sistema può trovarsi in una serie di stati alternativi, che non differiscono però in modo sostanziale in termini di struttura e di funzioni. Tali stati costituiscono un dominio di stabilità (*basin of attraction*), all'interno del quale il sistema si muove attraverso il ciclo adattivo. Può succedere però che, a causa di perturbazioni esterne, il sistema si trasformi in modo da spostarsi in un altro dominio, assumendo caratteristiche e funzioni sostanzialmente diverse: la probabilità che questo accada è legata proprio alla resilienza del sistema. Man mano che si raggiungono i limiti alla crescita, il sistema diviene sempre più stabile, ma si tratta di una stabilità locale e molto fragile, ovvero con valori di resilienza bassi: una piccola perturbazione può degenerare in una catastrofe, allontanando il sistema dallo stato di equilibrio in cui si trova.

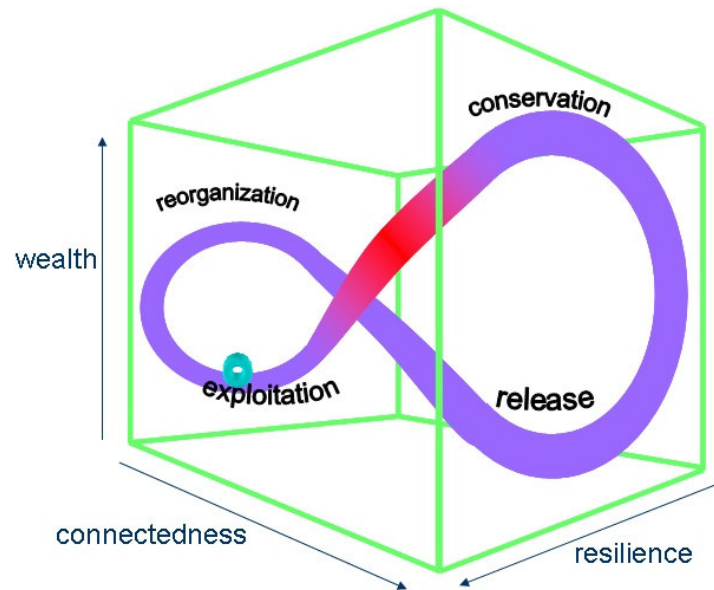


Figura 8: Il ciclo di evoluzione dei sistemi adattivi complessi. Fonte: Gunderson e Holling, 2002.

4.2. Il concetto ecologico di valore

Il significato del termine “valore” in ecologia è assai diverso da quello che esso assume in campo economico: gli ecologi, infatti, intendono per valore il grado in cui un soggetto contribuisce al raggiungimento di un obiettivo. In tal senso, se l’obiettivo è quello della perpetuazione della vita umana sulla terra, il valore di un certo ecosistema è dato dalla sua capacità di espletare le funzioni di regolazione e di controllo, e dalla capacità di mantenersi in uno stato qualitativo desiderabile. Ciò è legato ad alcune caratteristiche dell’ecosistema, in particolare la resilienza e il dominio di stabilità nel quale esso si trova. Il dominio di stabilità e la resilienza di un sistema sono, in realtà, semplici caratteristiche del sistema stesso: intrinsecamente non vi sono stati migliori o peggiori. E’ solo nel momento in cui particolari stati del sistema vengono considerati più desiderabili di altri che entra in gioco il concetto di valore (Mattehews e Selman, 2006). In questo senso, anche il concetto ecologico di valore ha, in realtà, natura antropocentrica, in quanto assume la maggiore o minore desiderabilità di uno stato dell’ecosistema in relazione alle necessità della specie umana.

Il valore ecologico di un ecosistema è dunque legato alla sua integrità, ovvero alla presenza di caratteristiche, quali la resilienza, la stabilità, la permanenza, che garantiscano il corretto e continuo funzionamento dell’ecosistema e la conseguente fornitura di beni e servizi alla collettività. Tale valore, detto valore primario totale (o valore “collante”, *glue*

value) non è stimabile attraverso la struttura del VET, in quanto non collegabile alle valutazioni di preferenza degli individui (Gios e Notaro, 2001; Turner et al., 2003).

4.3. Metodi di valutazione ecologica

Contrariamente a quanto accade nei metodi di valutazione economica, i metodi ecologici arrivano a determinare il valore degli ecosistemi e del capitale naturale in modo assolutamente slegato dalla struttura di preferenze dei consumatori. In questo modo gli output del sistema naturale sono considerati indipendentemente dal loro rapporto con il sistema economico, mentre viene data rilevanza alla struttura ed ai processi interni agli ecosistemi. In particolare, vi sono due differenti approcci per il calcolo del valore ecologico: quello della “teoria energetica del valore” (*energy theory of value*) e quello della “analogia economico-ecologica”.

Nel primo caso, il valore di scambio dei beni e servizi prodotti da un sistema naturale è determinato in termini di energia solare contenuta, secondo l’approccio del costo di produzione, se si considera l’energia solare come unico ed essenziale fattore di produzione primario¹². In questo modo il concetto di valore è ricondotto alla quantità di energia solare immagazzinata nei differenti prodotti. Il concetto di valore basato sull’energia segue i principi della termodinamica, in particolare i principi di conversione dell’energia: l’obiettivo è quello di quantificare in modo preciso la quantità di radiazione solare necessaria per produrre l’unità di massa o di energia di qualunque altro tipo di risorsa. La prima legge della termodinamica suggerisce che l’energia e la materia si conservano, ma l’abilità di compiere lavoro è legata non tanto al quantitativo di energia grezza, quanto al grado di organizzazione dell’energia. La seconda legge della termodinamica afferma che l’energia utile (ovvero ad alto livello di organizzazione) all’interno di un sistema chiuso viene dissipata (aumenta l’entropia, ovvero il disordine): allo scopo di mantenere delle strutture organizzate occorre introdurre costantemente, dall’esterno del sistema, dell’energia a bassa entropia. L’energia “nobile” è un’energia più organizzata, più ordinata. La forma o la qualità di ciascun tipo di energia è completamente differente e diversifica la capacità di sostenere lavoro per unità di input. I concetti di *solar transformity* e *solar emergy*, introdotti da H. T. Odum sul finire degli

¹² La teoria energetica del valore di Odum riprende in un certo senso la teoria del lavoro di Adam Smith, secondo cui il valore di un bene commerciabile è proporzionale all’ammontare di lavoro necessario per la sua produzione, compreso il lavoro necessario per la produzione delle materie prime e dei macchinari utilizzati nel processo. La teoria del lavoro ha prosperato tra gli economisti del diciannovesimo secolo, raggiungendo la sua massima espressione nell’economia Marxiana. Ad oggi ha lasciato il posto alla teoria marginalistica.

anni Ottanta, sono la base per una metodologia termodinamica di analisi sistemica che arriva ad una formulazione di valore degli ecosistemi. Il concetto di *solar transformity*, quantità di energia solare che è, direttamente o indirettamente, necessaria per produrre un joule (j) di un altro tipo di energia, è stato introdotto per dare una misura alla posizione gerarchica dei vari tipi di energia: rappresenta una specie di fattore di conversione tra le varie forme di energia. La quantità di energia solare necessaria (direttamente o indirettamente) per ottenere un prodotto o un flusso di energia in un dato processo è detta *emergia*; la sua unità di misura è il *solar emergy joule* (sej) (Odum, 1996). In altre parole, *"l'emergia esprime il costo di un processo in termini di energia solare equivalente. L'idea alla base di ciò è che l'energia solare è in ultima analisi l'unica sorgente di energia che viene utilizzata, ed esprimendo il valore di un prodotto in unità di emergia, diviene possibile "confrontare le mele con le pere"* (Jorgensen e Bendoricchio, 2001)

La *transformity* (tr) è quindi l'emergia (Em) di un prodotto divisa per il suo contenuto energetico (En). La sua unità di misura è il sej/J¹³.

$$Em = Tr \cdot En \Rightarrow Tr = \frac{Em}{En} \left(\frac{sej}{j} \right)$$

Il flusso emergetico necessario per un dato processo diviene quindi un indice del costo ambientale presente e passato per supportarlo. L'emergia può infatti essere considerata come una "energy memory", cioè come la memoria di tutta l'energia solare spesa durante un processo (Sciencemen, 1987). Poiché l'approccio emergetico è in grado di tenere conto del lavoro che l'ambiente ha dovuto svolgere per produrre un certo bene o prodotto, è di fondamentale importanza per una definizione di sviluppo sostenibile, per un utilizzo del capitale naturale e di quello prodotto dall'uomo, che sia corretto non solo da un punto di vista economico, ma anche ambientale (Bastianoni, Marchettini, Tiezzi, 2000).

Più grande è la quantità di energia solare, ovvero il flusso emergetico, che sostiene un dato processo, maggiore è il costo ambientale presente e passato necessario a mantenerlo e quindi maggiore è il valore dell'output del processo stesso.

L'*analisi emergetica* consiste nel calcolare l'emergia di ogni stadio di trasformazione. Attraverso le *transformities* (ricavate da altre analisi o dalla letteratura scientifica), si perviene ad una misurazione delle risorse impiegate e della produzione svolta. Si arriva cioè a calcolare (in sej) l'emergia totale necessaria per supportare un certo processo.

¹³ anche se talvolta, per certi tipi di prodotto o di flusso, si usa una *transformity* misurata in *solar emergy joule* per grammo, per la più facile reperibilità dei dati.

Sommando tutti gli input energetici indipendenti si giunge alla misura dell'emergia di un territorio.

$$Em_{territorio} = \sum Em_{fontiindipendenti}$$

La difficoltà di questo approccio sta nel calcolo delle *transformities*; per il 99% dei processi biologici mancano questi valori. Attualmente il processo di determinazione di questi valori è in fieri e quindi non è ancora completo per tutti i settori. Nei casi in cui non si abbiano a disposizione questi valori, bisogna farne delle stime, basandosi su processi simili per i quali esiste il valore della *transformity*.

Secondo l'approccio dell'analogia economico-ecologica, invece, il sistema naturale è considerato alla stregua di un sistema economico, all'interno di un modello generale di produzione di tipo lineare (come quelli proposti, ad esempio, da Koopmans (1951), Malinvaud (1953), Klauer (2000)), o di un modello generale di equilibrio (come proposto da Arrow e Debreu (1954), Tschirhart (2000)). Il valore del sistema viene calcolato a partire dal calcolo delle quantità e dei "prezzi ecologici". I prezzi ecologici, in questo caso, sono rapporti che misurano il valore di un servizio/bene ecologico: essi, in un certo senso, sono l'analogo dei prezzi di mercato, che sono dei rapporti che misurano il valore per unità di bene. La differenza sostanziale tra prezzi di mercato e prezzi ecologici consiste nel fatto che i prezzi ecologici misurano il valore sulla base delle interdipendenze esistenti all'interno del sistema naturale, mentre i prezzi di mercato si basano sulla struttura di preferenze dei consumatori, che determina il valore di scambio dei beni (Patterson, 2002). Alla base dell'applicazione di questo modelli vi è l'ipotesi che i processi naturali si evolvano con lo scopo di massimizzare una funzione obiettivo simile alla funzione di utilità perseguita dai sistemi economici. Dato che il concetto ecologico di valore esprime il grado con cui un bene/servizio contribuisce al raggiungimento di un particolare obiettivo (Farber et al., 2002), e dato che la natura è considerata "non pensante", la funzione obiettivo perseguita dai sistemi naturali è rappresentata dalla stabilità del sistema (Winkler, 2006).

La forza dei metodi ecologici di valutazione è l'esplicita considerazione della struttura interna dei sistemi naturali, attraverso la ricostruzione del fabbisogno energetico di un processo naturale (espresso attraverso l'emergia) o attraverso il calcolo dei prezzi ecologici. Tali metodi enfatizzano i legami di connessione tra le parti dei sistemi, che si presentano come sistemi complessi. Essi presentano però alcune difficoltà e limiti. Nel caso della teoria energetica del valore, l'energia solare viene considerata come l'unico fattore produttivo scarso nel lungo periodo, in quanto tutte le altre forme di input vengono misurate in termini di energia solare. Ma l'energia solare non è un elemento sul quale le

scelte della società hanno delle ricadute: tale strumento non è dunque in grado di rispondere alle domande su come utilizzare le risorse naturali scarse allo scopo di una co-evoluzione nel lungo periodo di sistema antropico e sistema naturale. Utilizzando il valore espresso in termini di energia solare, non si è in grado di decidere quali trade-off effettuare tra beni e servizi ecosistemici. La principale difficoltà dell'approccio dell'analogia economico-ecologica consiste, invece, nel fatto che i valori calcolati per i beni ecosistemici non danno alcuna informazione circa il loro contributo al benessere della collettività, sia nel breve che nel lungo periodo. Risulta dunque difficile giustificare la scelta di una funzione obiettivo che i sistemi naturali tenderebbero a massimizzare nel loro processo evolutivo (Patterson, 2002; Winkler, 2006).