**Lezione 3 – Il valore dell’Ambiente**

La valutazione economica ha una lunga storia (Gómez-Baggethun et al. 2010) con radici nell'economia pre-classica (1650-1750), quando la "terra" era centrale nella teoria economica come fonte primaria di ricchezza (Petty 1664). Durante l'economia classica (1750-1875), l'importanza dei servizi della natura fu ampiamente riconosciuta (Malthus 1853; Marx 1887), sebbene l'ecologia non esistesse come disciplina fino alla fine del 1800 e il concetto di "ecosistema" non fu introdotto fino a Tansley ( 1935). Dopo la rivoluzione industriale, il significato dell'ambiente è scemato nella teoria economica neoclassica (dal 1875 in poi) con attenzione focalizzata sul capitale e sul lavoro creati dall'uomo.

Il ventesimo secolo vede un rinnovato interesse per gli impatti ambientali dell'attività economica e per la dipendenza dell'economia e del benessere umano da sistemi naturali sani. Pigou (1920) introdusse l'economia del benessere e il concetto di esternalità, portando allo sviluppo dell'economia ambientale e alle basi della valutazione economica (in particolare Hicks 1939, 1943; Hotelling 1947; vedi Pearce 2002).

Le prime importanti applicazioni arrivarono negli anni '60, con la valutazione delle risorse ambientali alla base della nuova legislazione negli Stati Uniti, in particolare gli Atti Clean Air (1963) e Clean Waters (1972). I primi esempi dei metodi includevano Clawson (1959), Davis (1963), Clawson e Knetsch (1966) e Ridker (1967). Lo sviluppo e l'applicazione della valutazione economica sono continuati negli anni '70 e '80, ad esempio con la progressione da modelli di costo di viaggio zonali a singoli viaggi (Brown e Nawas 1973; Gum e Martin 1975) e lo sviluppo di valutazione contingente (ad esempio Randall, Ives e Eastman 1974) e la sua successiva adozione negli Stati Uniti come mezzo per stimare i danni alle risorse ambientali (Cummings, Brookshire e Schulze 1986; Mitchell e Carson 1989). Nel Regno Unito, "Blueprint for a Green Economy" (Pearce, Anil Markandya e Barbier 1989) e il seguente Libro bianco ("Questa eredità comune": HMSO 1990) ha cercato l'inclusione formale degli impatti ambientali nella valutazione delle politiche.

Gli anni '90 hanno portato al perfezionamento continuo dei metodi di valutazione, ad esempio attraverso l'introduzione di esperimenti di scelta discreta e modelli di utilità casuali in studi di preferenza dichiarati e rivelati (Adamowicz, Louviere e Williams 1994; Boxall et al. 1996; Hanley, Wright e Adamowicz 1998 ). Nordhaus (1992, 1993) ha aperto la strada a modelli di valutazione integrata che collegano l'economia globale, l'uso di energia e i cambiamenti climatici, stimando il valore dei danni causati dalla serra gas.

Accanto allo sviluppo dell'economia ambientale, voci di dissenso (Boulding e Jarrett 1966; Meadows et al. 1972; Daly 1973) hanno portato alla nascita dell'economia ecologica, trattando l'economia come un sottosistema dell'ecosistema globale, con una maggiore attenzione agli approcci sistemici alla conservazione del capitale naturale, della giustizia e dell'equità e alle questioni di irreversibilità e incertezza (van den Bergh 2001; Faber 2008). "Donut economics" (Raworth 2018) cristallizza molte di queste idee, ad esempio respingendo l'attenzione sulla crescita del PIL e promuovendo l'economia circolare e riducendo la disuguaglianza come obiettivi chiave.

L'economia ecologica e ambientale rimangono in qualche modo approcci separati (Illge e Schwarze 2006), sebbene con considerevoli sovrapposizioni sia in termini di approcci che di professionisti.

Per la valutazione, le principali differenze sono state nel modo in cui i valori vengono combinati e utilizzati per supportare il processo decisionale. Tuttavia, recenti lavori sui metodi di valutazione in economia ecologica (Irvine et al. 2016; Kenter et al. 2015) hanno cercato di prendere le distanze dagli approcci neoclassici principalmente suggerendo che molti valori ambientali sono sociali e condivisi e si formano così in risposta a situazioni specifiche, anziché essere associate alle "funzioni di utilità" di individui indipendenti.

Costanza et al. (1997) hanno combinato l'economia ambientale con un quadro di servizi ecosistemici per "valorizzare" i servizi ecosistemici mondiali a 33 trilioni di dollari all'anno. Lo studio Costanza è stato teoricamente imperfetto1 nel cercare un valore totale per gli ecosistemi da cui dipende tutta la vita (Fisher, Turner e Morling (2009) lo ha descritto come "un grave sottovalutazione dell'infinito") ma ha sensibilizzato con successo al paradigma dei servizi ecosistemici e valutazione non di mercato, spostandoli nel dibattito principale.

La perdita continua di biodiversità ed ecosistemi è stata evidenziata in studi come il Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) e vari National Ecosystem Assessments (inclusi quelli nel Regno Unito: UKNEA 2011 e 2014), con un collegamento diretto con le perdite economiche e il declino in benessere umano. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) 2 ha svolto un ruolo globale nel "rendere visibili i valori della natura". La Commissione europea ha sostenuto TEEB attraverso diversi progetti, tra cui lo studio sul costo dell'inazione politica (Braat e ten Brink 2008) che ha fornito una stima prudente e parziale che il costo globale della perdita di biodiversità aggiuntiva dopo il 2000 raggiungerebbe il 7% del PIL mondiale entro il 2050.

Il numero di documenti e progetti che utilizzano servizi ecosistemici è aumentato notevolmente e il concetto è ormai radicato nella politica di tutto il mondo. L'Agenzia europea dell'ambiente (AEA) ha guidato i lavori per sviluppare la classificazione internazionale comune dei servizi ecosistemici (CICES) 3 e l'Agenzia statunitense per la protezione dell'ambiente (EPA) ha sviluppato il sistema finale di classificazione dei beni e servizi ecosistemici (FEGS-CS) .4 La piattaforma di politica scientifica intergovernativa sulla biodiversità e i servizi ecosistemici (IPBES) è stata istituita nel 2012 per valutare lo stato della biodiversità e dei servizi ecosistemici che fornisce alla società, in risposta alle richieste dei decisori. Accanto a questi sviluppi, un numero crescente di studi di valutazione economica originali, meta-analisi di studi di valutazione economica (ad esempio Brouwer et al. 1999; Brander et al. 2012) e banche dati di valutazione economica ha consolidato la base di prove e ha facilitato il trasferimento di stime di valore economico in nuovi contesti (tale trasferimento è considerato controverso da alcuni: vedi ad esempio Ravenscroft 2019). L'integrazione della valutazione economica è dimostrata dallo sviluppo nell'ambito della serie di sistemi di gestione ambientale International Standards Organization (ISO) 14000 (lo standard più venduto al mondo) di ISO 14007 "Gestione ambientale: determinazione dei costi e dei benefici ambientali - Linee guida" 7 e ISO 140088 "Valutazione monetaria di impatti ambientali e relativi aspetti ambientali". Nonostante questi progressi, la valutazione economica della biodiversità rimane notoriamente difficile: i rischi di interpretazioni involontarie e sottovalutazione rendono particolarmente importante la presentazione di una narrativa sia qualitativa che quantitativa, nonché di ciò che è possibile esprimere in termini monetari.

**3.1. Il concetto di valore nell'economia neoclassica**

Nell'economia neoclassica, il "valore" è fondato sull'utilitarismo, una teoria etica risalente a Hume (1751) e Bentham (1789) e con radici nei filosofi edonisti greci. L'utilitarismo sostiene che la migliore azione morale è quella che massimizza l'utilità. L'utilità a sua volta può essere variamente definita, ma è generalmente correlata al benessere degli esseri senzienti. Nell'economia neoclassica, vengono presi in considerazione solo i valori antropocentrici (compresi i valori passivi e di non utilizzo). I valori non antropocentrici e intrinseci, per i quali non abbiamo metodi di valutazione, sono esclusi, sebbene possano essere riconosciuti come limiti della valutazione economica rispetto ai nostri obblighi verso altri esseri e oggetti.

L'utilità umana è valutata usando il quadro della teoria dell'utilità attesa (Neumann e Morgenstern 1944) in base al presupposto che gli individui agiscono come "massimizzatori razionali dell'utilità" le cui decisioni e comportamenti derivano da preferenze che riflettono accuratamente le loro utilità. I valori correlati sono riflessi attraverso le scelte individuali sotto un vincolo di budget, espressi come "disponibilità a pagare" (WTP) per garantire un guadagno o evitare una perdita o "indennità per accettazione" (WTA) di rinunciare a un guadagno o tollerare una perdita.

Sebbene basato sulle preferenze individuali, il quadro del Valore economico totale (TEV) (Figura 1) non si limita ai valori "egoistici". Oltre ai valori per i loro usi diretti e indiretti di beni e servizi, le persone hanno spesso preferenze altruistiche per gli altri, per le generazioni future (valore ereditario) e per gli aspetti del mondo naturale a sé stanti (valore dell'esistenza). Questi "valori di non utilizzo" sono espressi, ad esempio, tramite donazioni di beneficenza. Il framework è stato recentemente ampliato da Pascual et al. (2015) per includere i valori di "assicurazione", relativi all'incertezza sugli esiti e sulle preferenze e la volontà associata di pagare per mitigare i rischi, adattarsi ai rischi o preservare le opzioni per utilizzare le risorse se le circostanze cambiano.

**3.2. Valori nei mercati**

L'uso di denaro e mercati consente enormi guadagni di efficienza rispetto ai sistemi di baratto o attività dirette. Gli individui esprimono le loro preferenze attraverso le richieste del mercato di beni e servizi e la loro offerta di lavoro e beni, mentre le imprese esprimono valori attraverso la domanda di risorse e lavoro e l'offerta di beni e servizi. Un mercato ben funzionante consente scambi reciprocamente vantaggiosi e il mercato "cancella" a un prezzo al quale tutte le persone disposte a negoziare a quel prezzo possono farlo, massimizzando il surplus economico prodotto.

L '"equilibrio generale" (Walras 1877) implica la compensazione simultanea di tutti i mercati, in modo che i prezzi in ciascun mercato rappresentino i costi opportunità delle risorse utilizzate per produrre il bene o il servizio. Attraverso adeguamenti dei prezzi in risposta all'offerta e alla domanda, una serie completa di mercati perfettamente funzionanti raggiungerebbe un'allocazione efficiente delle risorse scarse, massimizzando il surplus economico e raggiungendo un "Pareto ottimale" in cui non è possibile migliorare qualsiasi persona senza peggiorare qualcuno (Pareto 1906). Esistono molti possibili equilibri ottimali di Pareto: quali mercati "perfetti" raggiungerebbero in teoria dipende dalla distribuzione iniziale di "dotazioni" (diritti di proprietà) e la scelta sociale tra loro è una questione normativa di "equità".

A livello sociale, le politiche fiscali e di ridistribuzione possono essere utilizzate per migliorare l'equità (vedi ad esempio Hochman e Rodgers 1969; Stiglitz 1987). Le valutazioni economiche individuali generalmente applicano la regola di Kaldor-Hicks (Hicks 1939; Kaldor 1939) secondo cui un cambiamento è vantaggioso se i "vincitori" potrebbero compensare completamente i "perdenti" e stare ancora meglio. Ma senza alcun compenso effettivo, in pratica le valutazioni consentono ad alcune persone di compensare le perdite con altre.

In realtà, mentre i prezzi di mercato guidano le scelte individuali, vari "fallimenti del mercato" (vedi Bator 1958) significano che non riflettono sempre i valori sociali, con risultati (Pareto) inefficienti.

Per i beni e servizi ecosistemici, il principale fallimento del mercato è spesso l'esternalità, poiché molti beni e servizi ecosistemici a beneficio delle persone non sono scambiati nei mercati. Ciò spinge un cuneo tra risultati di mercato e risultati socialmente desiderabili. Le politiche possono affrontare tali guasti in vari modi, compreso il cambiamento dei prezzi (tasse, sussidi), il controllo dei quantitativi (quote, permessi) o la limitazione di attività e tecnologie e attività (regolamenti, divieti). Per supportare le politiche e per la valutazione (in particolare l'analisi costi-benefici), un'opzione utile è stimare i valori economici per beni e servizi non di mercato in unità monetarie. I metodi di valutazione economica cercano di estendere la portata dell'analisi economica per considerare tutte le conseguenze delle decisioni che entrano nelle funzioni di utilità e di produzione, non solo quelle che sono scambiate nei mercati, consentendo il confronto dei valori relativi tra impatti, persone, tempo e decisioni.

![Immagine che contiene screenshot

Descrizione generata automaticamente]()

**3.3 Metodi di valutazione economica**

I valori per beni e servizi scambiati nei mercati sono generalmente stimati attraverso i prezzi osservati, o talvolta la stima econometrica delle curve di domanda per le variazioni non marginali. In caso di fallimento del mercato, i prezzi possono essere adeguati o stimati in modo da ricavare "prezzi ombra" che riflettano benefici e costi sociali.

Laddove un bene non di mercato sia strettamente correlato a uno di mercato, è possibile identificare i valori proxy. Ad esempio, gli alimenti coltivati ​​in casa o raccolti possono essere valutati utilizzando i prezzi di mercato per prodotti equivalenti.

Talvolta, l'analisi statistica può derivare da "funzioni di produzione" relative ai cambiamenti di alcune funzioni degli ecosistemi con la produzione di un bene o servizio che può essere valutato (Barbier 2007). Ad esempio, le funzioni di produzione che collegano l'inquinamento atmosferico ai raccolti (valori di mercato) e la salute umana (valori non di mercato) stimano i danni dell'inquinamento atmosferico nella Cina continentale al 5,7-6,6% del PIL (Miao, Huang e Song 2017). La difficoltà principale è la disponibilità di conoscenze scientifiche e / o dati per stimare la funzione di produzione.

Laddove i valori di mercato non possono essere utilizzati o adeguati, esistono due approcci principali alla valutazione: preferenze rivelate e preferenze dichiarate.

3.3.1 Preferenze rivelate

I metodi di preferenza rivelati analizzano le relazioni tra la domanda di alcuni beni di mercato e le preferenze per i relativi beni/servizi non di mercato. Questi metodi funzionano solo se i cambiamenti nella fornitura del bene non di mercato hanno un impatto osservabile sulla domanda di un bene di mercato. Gli esempi includono i mercati immobiliari e del lavoro (metodi edonici), la domanda per le attività ricreative (costi di viaggio) e la domanda di prodotti che compensano le perdite nei servizi ambientali (comportamento di prevenzione).

Gli approcci di prevenzione dei comportamenti comportano la stima delle "funzioni di produzione" domestiche che permettono di calcolo dei valori per i rischi e le diseconomie attraverso le spese sostenute dalle famiglie per evitare ad esempio per evitare l'esposizione all'inquinamento (Bartik 1988) o i rischi associati alle acque sotterranee contaminazione (Abdalla, Roach, e Epp 1992). I problemi includono, ad esempio, gli impatti sulle articolazioni (ad esempio, i doppi vetri influenzeranno sia il rumore che il comfort termico), la "nodosità" degli investimenti e costi delle transazioni (cfr. Courant e Porter 1981) e informazioni imperfette sui rischi, sull'efficacia di misure e l'endogeneità della percezione del rischio (Lloyd-Smith et al. 2018).

Il pricing edonico ha un background teorico simile (Rosen 1974). Le applicazioni comuni cercano valutare gli aspetti di qualità ambientale dell'edilizia abitativa attraverso l'analisi statistica dei mercati immobiliari (cfr. Boyle e Kiel 2001). I valori di vendita/affitto delle proprietà sono modellati in funzione degli "attributi" della proprietà compresa la qualità dell'ambiente (come il rumore (Day, Bateman, e il Lago 2007), l'aria l'inquinamento (Smith e Huang 1993), o la vicinanza a caratteristiche desiderabili, come uno spazio verde urbano (Czembrowski e Kronenberg 2016) o caratteristiche indesiderate come le discariche (Hite et al. 2001)).

Il metodo tiene conto solo dei valori d'uso associati all'occupazione dell'immobile e non copre i valori per i non residenti. Il metodo presuppone che i mercati siano perfettamente funzionanti, anche se le persone possono avere una scarsa conoscenza sia dei livelli che dell'impatto di alcuni attributi (ad esempio l'inquinamento atmosferico), e i mercati immobiliari hanno generalmente elevati costi di transazione (tasse e costi di trasloco) e possono quindi rispondere lentamente alle mutate condizioni (Freeman 1981). I metodi salariali edonici utilizzano un approccio simile per valutare i rischi per la salute/vita, attraverso il premio salariale per i lavori pericolosi (Liu, Hammitt, e Liu 1997).

I metodi dei costi di viaggio utilizzano i costi sostenuti per il viaggio verso e in un sito, compreso il costo del tempo, come proxy del prezzo della ricreazione. Questo è combinato con le informazioni sulle tariffe di visita per ricavare una stima del valore della ricreazione nel sito. Le principali preoccupazioni metodologiche riguardano la valutazione dei tempi di viaggio (Bockstael, Strand, e Hanemann 1987), l'analisi di multi-sito e multi-purpose viaggi, e la contabilità dei siti e delle attività sostitutive (Ward e Beal 2000). Le prime applicazioni focalizzata su singoli siti, ma i metodi moderni utilizzano modelli di utilità casuali (Phaneuf e Smith 2005) concentrandosi sulle scelte individuali di un insieme di siti alternativi, modellati in funzione delle caratteristiche del sito e i singoli fattori, compresi i ricavi e le spese di viaggio.

3.3.2 Preferenze dichiarate

I metodi di preferenza dichiarati si basano su indagini che creano mercati ipotetici in cui gli intervistati possono esprimere le loro preferenze: La valutazione contingente (CV) chiede direttamente quanto gli intervistati sono disposti a pagare per assicurarsi il cambiamento presentato, o disposti ad accettare un compenso per evitarlo, attraverso domande a risposta aperta o chiusa; gli esperimenti di scelta discreta (DCE) si basano sulle scelte degli intervistati per il loro scenario preferito tra diverse alternative. Gli scenari sono descritti da diverse combinazioni di prodotti e servizi in termini di attributi ambientali e di costi, ognuno dei quali assume livelli diversi in ogni scenario.

Le informazioni sui valori che le persone assegnano ai miglioramenti nei diversi beni e servizi sono indirettamente dedotte dai compromessi che le persone sono disposte a fare quando scelgono le loro alternative preferite.

Entrambi i formati CV e DCE consentono di stimare il WTP (o WTA) per il bene o il servizio nel suo complesso; il DCE consente anche il calcolo dei prezzi impliciti di specifici attributi. Uno dei vantaggi dei metodi di preferenza dichiarata (rispetto alla preferenza rivelata) è che possono suscitare preferenze per scenari che devono ancora verificarsi, fornendo quindi informazioni ex ante sul WTP previsto per informare la progettazione delle politiche future. Un altro è la capacità di catturare i valori di non uso così come i valori d'uso.

Le risposte alle indagini sulle preferenze dichiarate possono mostrare un'elevata sensibilità a fattori che non dovrebbero avere importanza (secondo la teoria economica) e/o insensibilità a fattori che dovrebbero avere importanza. Esempi dei primi sono i *bias* (errori) di partenza/ancoraggio/intervallo (Chien, Huang, e Shaw 2005; Whynes, Wolstenholme, e Frew 2004), dove gli importi proposti come opzioni di WTP nell'indagine influenzano le risposte, e gli effetti dell’ordinamento, quando l'ordine in cui le componenti del bene sono valutate influenza il valore complessivo dichiarato (Day et al. 2012; Powe e Bateman 2003; Powe e Bateman 2004; Veisten et al. 2004). I critici sostengono che domande ipotetiche generano risposte ipotetiche e non valide (Hausman 2012) e il WTP da indagini spesso supera il WTP con pagamenti reali (Little e Berrens 2004; Fifer, Rose e Greaves 2014). Gli intervistati possono avere motivi strategici per dichiarare erroneamente le risposte, ad esempio fare un'offerta "di protesta" (falso zero o WTP gonfiato) o rifiutare di esprimere una preferenza, non perché siano indifferenti, ma perché rifiutano lo scenario di valutazione, la proprietà implicita, o il metodo di valutazione (Jorgensen et al. 1999; Meyerhoff e Liebe 2010).

Sostanziale la ricerca ha contribuito a sviluppare strategie per limitare questi potenziali pregiudizi attraverso un'attenta progettazione dello studio e test (Carson and Groves 2007; Meyerhoff e Liebe 2006; Cummings e Taylor 1999; Atkinson et al. 2012).

I metodi di preferenza dichiarati possono valutare il WTP per un miglioramento ambientale o la volontà di accettare un risarcimento (WTA) per il deterioramento. Il WTA può essere maggiore del WTP per un variazione equivalente dovuta agli effetti sul reddito, ma negli studi empirici questa discrepanza tende ad essere maggiore di quanto la teoria preveda (Brown e Gregory 1999; Horowitz e McConnell 2002). Spiegazioni comportamentali come l'effetto di dotazione o l'avversione alle perdite (Tversky e Kahneman 1991) e l'ambiguità della transazione e del previsto rimpianto (Loomes e Sugden 1982) sono stati proposti. Nessuno di questi concetti hanno sufficientemente spiegato le differenze osservate negli studi empirici. Le difficoltà di derivando stime imparziali del WTA significa che il WTP è quasi sempre utilizzato, anche se questo sottovaluta WTA e rimane controversa.

Tradotto con www.DeepL.com/Translator (versione gratuita)